

Recy & DepoTech 2018

Recycling & Abfallverwertung

Abfallwirtschaft & Ressourcenmanagement

Deponietechnik & Altlasten

Internationale Abfallwirtschaft &
Spezielle Recyclingthemen

VORTRÄGE-Konferenzband zur
14. Recy & DepoTech-Konferenz

7. - 9. November 2018 in Leoben, Österreich

Herausgeber: Roland Pomberger, Josef Adam, Alexia Aldrian, Alexander Curtis, Karl Friedrich, Lukas Kranzinger, Bastian Küppers, Karl E. Lorber, Selina Möllnitz, Simone Neuhold, Thomas Nigl, Kerstin Pfandl, Bettina Rutrecht, Renato Sarc, Theresa Sattler, Therese Schwarz, Philipp Sedlazeck, Sandra Viczek, Daniel Vollprecht, Thomas Weißenbach und Martin Wellacher.

VORTRÄGE-Konferenzband zur 14. Recy & DepoTech-Konferenz, Montanuniversität
Leoben, Österreich, 7. - 9. November 2018



Recycling & Abfallverwertung
Abfallwirtschaft & Ressourcenmanagement
Deponietechnik & Altlasten
Internationale Abfallwirtschaft & Spezielle Recyclingthemen

Herausgeber

Roland Pomberger, Josef Adam, Alexia Aldrian, Alexander Curtis, Karl Friedrich, Lukas Kranzinger, Bastian Küppers, Karl E. Lorber, Selina Möllnitz, Simone Neuhold, Thomas Nigl, Kerstin Pfandl, Bettina Rutrecht, Renato Sarc, Theresa Sattler, Therese Schwarz, Philipp Sedlazeck, Sandra Viczek, Daniel Vollprecht, Thomas Weißenbach und Martin Wellacher.



Erfassung, Satz und Seitenlayout der einzelnen Manuskripte dieses Konferenzbandes lagen in der Verantwortung der jeweiligen Autoren.

Vervielfältigung und Verwendung der Texte und Bilder, auch auszugsweise, nur mit Genehmigung des Lehrstuhls für Abfallverwertungstechnik und Abfallwirtschaft der Montanuniversität Leoben gestattet.

Aus Gründen der Übersichtlichkeit werden im gesamten Konferenzband alle Namen ohne akademische Grade angegeben.

© Copyright 2018

Montanuniversität Leoben, Lehrstuhl für Abfallverwertungstechnik und Abfallwirtschaft (AVAW)
Franz-Josef-Straße 18, 8700 Leoben, Österreich
Telefon: +43 (0) 3842 / 402-5101, Telefax: +43 (0) 3842 / 402-5102,
E-Mail: avaw@unileoben.ac.at, Internet: <http://avaw.unileoben.ac.at/>



Gedruckt in Österreich

DGS - Druck u. Graphikservice GmbH
Hardeggasse 69, 1220 Wien, Österreich
Oktober 2018



ISBN: 978-3-200-05874-3

Inhalt

Vorwort Bundesministerin E. Köstinger.....	5
Vorwort Landeshauptmann H. Schützenhöfer	6
Vorwort Landesrat J. Seitingner.....	7
Vorwort Landesrätin B. Eibinger-Miedl.....	8
Vorwort Bürgermeister K. Wallner	9
Vorwort I. Winter	10
Vorwort Rektor W. Eichlseder.....	11
Vorwort ISWA-Präsidentin M. Ableidinger	12
Vorwort VOEB-Präsident H. Roth	13
Vorwort ÖWAV-Geschäftsführer M. Assmann	14
Vorwort Green Tech Cluster-Geschäftsführer B. Puttinger.....	15
Editorial R. Pomberger.....	16
Ehrenschutz.....	19
Ehrungen	20
Organisation, Redaktion und Kooperationspartner	21
Wissenschaftliches Komitee	22
Förderungen & Firmenpartnerschaften.....	24
Inhaltsverzeichnis	27
Plenarvorträge	57
Vorträge.....	105
English Abstracts	815
Autorenverzeichnis	943
Sachregister.....	953



Vorwort

Bundesministerin Elisabeth Köstinger

Bundesministerium für Nachhaltigkeit & Tourismus

Die Recy & DepoTech entwickelte sich in den letzten Jahrzehnten zum wichtigsten abfallwirtschaftlichen Thinktank Österreichs, der auf eindrucksvolle Weise die Stakeholder aus allen Bereichen der Abfallwirtschaft und darüber hinaus aus den verschiedensten Umweltdisziplinen anspricht. Das aktuelle Programm der Recy & DepoTech spiegelt die enormen Herausforderungen von morgen wieder und zeigt die Erkenntnisse aus praxisnaher Forschung sowie die aktuellsten Entwicklungen am Markt. Die Vorreiterrolle Österreichs im Bereich der Umwelttechnologie wird wesentlich durch starke Impulsgeber, wie die bereits zum 14. Mal stattfindende Abfallwirtschafts- und Recyclingkonferenz geprägt. Mit der gezielten Vernetzung von bestehenden Strukturen in der Abfallwirtschaft und zündenden Projekten aus der Forschung gelingt den Veranstaltern ein weiterer Schritt hin zum finalen Paradigmenwechsel, zum Ausbau einer modernen Kreislaufwirtschaft.

In manchen Bereichen besteht allerdings Handlungsbedarf, damit Nachhaltigkeit und zukunftsorientierte Klimapolitik auch tatsächlich aktiv verfolgt werden können. Der Verlust wertvoller Ackerböden, steigender Verkehr und Energieverbrauch einhergehend mit negativen Auswirkungen auf Klima und letztendlich auf die Lebensqualität erfordern eine klare Gegenstrategie - im Recycling von Brachflächen liegt die Zukunft.

Die positive Entwicklung der österreichischen Abfall- und Recyclingwirtschaft hat eindrucksvoll bewiesen, dass auch hohe Anforderungen gemeistert werden können und auch international ansehnliche Erfolge erreichbar sind. Der auf Hochtouren laufende Innovationsmotor Umwelttechnik hat zahlreiche neue Unternehmen mit hochqualifizierten Arbeitsplätzen und zusätzliche „Green Jobs“ geschaffen, auf die wir zurecht stolz sein können, „Made in Austria“ ist nicht zuletzt durch die Abfallwirtschaft zu einem Aushängeschild geworden. Unsere Kompetenz, der Innovationsgrad unserer Betriebe und das Know-how der Mitarbeiter/innen in diesem Bereich werden international anerkannt und geschätzt.

Ich wünsche der Recy & DepoTech 2018 einen regen Zuspruch aus Wissenschaft und Praxis mit einem lebhaften Meinungsaustausch über alle Interessenslagen hinweg und eine stetige Evolution hin zu DER richtungsweisenden Veranstaltung im Bereich Kreislaufwirtschaft auf europäischer Bühne.

Mit einem nachhaltigen Glück Auf!

Elisabeth Köstinger
Bundesministerin für Nachhaltigkeit und Tourismus



Vorwort

Landeshauptmann Hermann Schützenhöfer

Steiermärkische Landesregierung

Sehr geehrte Konferenzteilnehmerinnen und -teilnehmer!

Ressourcenschonung und Nachhaltigkeit sind zentrale Themen für die Zukunft. Diesem umfassenden Bereich mit den Schwerpunktthemen Recycling, Abfallverwertung und -wirtschaft, sowie dem Ressourcenmanagement und der Deponietechnik, widmet sich auch die Abfallwirtschaftskonferenz Recy & DepoTech, die in diesem Jahr bereits zum 14. Mal in Leoben stattfindet. Diese Konferenz ist nicht nur die größte abfallwissenschaftliche Konferenz im deutschsprachigen Raum, sondern sie hat sich auch international einen hervorragenden Ruf erarbeitet. Damit unterstreicht diese Konferenz auch die steirische Vorreiterrolle als Innovationsland Nummer 1, denn mit einer Forschungs- und Entwicklungsquote von 5,14 % ist die Steiermark nicht nur das innovativste Bundesland Österreichs, sondern auch an der Spitze der europäischen Regionen. Einen wichtigen Beitrag dazu leisten die Montanuniversität Leoben und die mit ihr partnerschaftlich verbundenen Unternehmen. Investitionen in Forschung und Entwicklung sind die Schlüssel zu einer positiven Entwicklung.

Mit den über 120 Vorträgen wird die Recy & DepoTech 2018 wieder innovative Lösungen auf dem Gebiet der Abfallwirtschaft vorstellen und als Plattform von Wissens- und Erfahrungsaustausch zwischen Wissenschaft und Wirtschaft fungieren. Die Verknüpfung von Innovation und Tradition wird in der Steiermark bereits seit Erzherzog Johann, der auch als Gründer der Montanuniversität gilt, aktiv gelebt und in seinem Geist fortgeschrieben. Als Landeshauptmann der Steiermark heiße ich Sie alle herzlich willkommen und ich lade Sie ein, auch abseits dieser Konferenz, unser Land und die Region rund um den steirischen Erzberg zu erleben.

Mein Dank gilt all jenen, die zum guten Gelingen dieser Veranstaltung beitragen: dem Organisationskomitee mit Roland Pomberger an der Spitze, den Referentinnen und Referenten, aber auch den Kooperationspartnern, ohne deren Beteiligung eine erfolgreiche Konferenz wie diese nicht möglich wäre. Abschließend wünsche ich Ihnen allen eine produktive und inhaltlich ergiebige Konferenz sowie schöne Stunden im „Grünen Herz Österreichs“.

Ein steirisches „Glück auf!“

Hermann Schützenhöfer
Landeshauptmann der Steiermark



Vorwort

Landesrat Ökonomierat Johann Seitinger

Steiermärkische Landesregierung

Die Abfallwirtschaft - ein Fachbereich, der vor allem in der Steiermark auf eine lange und erfolgreiche Geschichte zurückblicken kann - befindet sich in einer deutlich wahrnehmbaren Aufbruchsstimmung: Der Wandel hin zur Kreislaufwirtschaft geht Hand in Hand mit der Nutzung bisher ungeahnter technologischer Möglichkeiten; dies vor allem im Zuge der fortschreitenden Digitalisierung.

Ein effizienter Umgang mit unseren natürlichen Ressourcen ist notwendiger denn je. Zum einen ist die ausreichende Versorgung mit „kritischen“ Rohstoffen aufgrund krisenhafter Ereignisse in deren Herkunftsländern keineswegs sichergestellt. Zum anderen werden wir beinahe täglich mit den katastrophalen globalen Umweltauswirkungen der Wegwerfgesellschaft in weiten Teilen der Welt konfrontiert. Die Notwendigkeit nachhaltiger Ressourcenbewirtschaftung und die damit einhergehenden Chancen für unsere Wirtschaft wurden in der Steiermark früh erkannt. Im steirischen Green Tech Cluster - bereits 2005 gegründet und mittlerweile zum Hotspot für innovative Energie- und Umwelttechnik zum weltbesten Umwelttechnikcluster gekürt - entwickeln mehr als 200 Partner aus Wirtschaft und Forschung mit insgesamt 21.700 Beschäftigten in der Energie- und Umwelttechnik Innovationen in den Bereichen „Green Energy“, „Green Building“ und „Green Resources“. Vor allem diese F&E-Projekte haben dazu beigetragen, dass die Unternehmen im Bereich Umwelttechnik deutlich schneller wachsen als jene in anderen Märkten. In den letzten zehn Jahren konnte der Umsatz in dieser Branche verdreifacht und die Arbeitsplatzzahl verdoppelt werden. Auch hinsichtlich Umweltschutz kann sich die Steiermark mehr als sehen lassen: Weltweit wurden durch steirische Umwelttechnologien im Jahr 2017 über 550 Megatonnen CO₂ eingespart.

Die Montanuniversität leistet mit der Recy & DepoTech eine hervorragende und unverzichtbare Grundlage für den internationalen Austausch zwischen führenden Wissenschaftlern, Technologieunternehmen, Anwendern aber auch der Politik und Verwaltung. Nur im Rahmen dieser lebendigen Community können gemeinsam die erforderlichen Impulse gesetzt werden, um die Entwicklung zukunftsfähiger Technologien weiter voran zu treiben. Nutzen wir den Schwung aller Beteiligten, um den Wandel zu einer nachhaltigen Kreislaufwirtschaft erfolgreich weiter zu führen.

Johann Seitinger

Landesrat für Land- und Forstwirtschaft, Wohnbau, Wasser- und Ressourcenmanagement



© Fotografin Teresa Rothwangl

Vorwort

Landesrätin Barbara Eibinger-Miedl

Steiermärkische Landesregierung

Sehr geehrte Damen und Herren!

Herzlich willkommen bei der Recy & DepoTech, die sich in den vergangenen Jahren zur größten Abfallwirtschafts- und Recyclingkonferenz in Österreich entwickelt hat und auch international bereits große Bekanntheit und Aufmerksamkeit erlangen konnte. Bei der bereits 14. Auflage werden heuer wieder namhafte Expertinnen und Experten aus dem In- und Ausland über aktuelle Trends in der Abfallwirtschaft diskutieren. Die Montanuniversität Leoben mit ihrer Kompetenz in den Bereichen Abfallverwertung und Rohstoffe ist an den drei Konferenztagen der würdige Rahmen dafür.

Als Landesrätin für Wirtschaft, Wissenschaft und Forschung freue ich mich, dass die Recy & DepoTech 2018 wieder in der Steiermark stattfindet. Unser Bundesland ist mit einer Forschungs- und Entwicklungsquote von 5,14 Prozent das Forschungsland Nummer eins in Österreich und wir zählen damit auch zu den innovativsten Regionen in Europa. Gerade auch im Bereich der Abfallwirtschaft sind steirische Unternehmen und Forschungseinrichtungen international führend.

Die Recy & DepoTech bietet den Teilnehmerinnen und Teilnehmern die Möglichkeit, ins Gespräch zu kommen, Erfahrungen auszutauschen, damit neue Aspekte kennenzulernen und wechselseitig voneinander zu profitieren.

Ich wünsche allen Besucherinnen und Besuchern interessante Gespräche und spannende Einblicke. Unseren Gästen aus dem In- und Ausland wünsche ich einen schönen Aufenthalt in der Steiermark.

Barbara Eibinger-Miedl

Landesrätin für Wirtschaft, Tourismus, Europa, Wissenschaft und Forschung



© Freisinger

Vorwort

Bürgermeister Kurt Wallner

Stadt Leoben

Sehr geehrte Damen und Herren!

Abfälle sind heute wertvolle Rohstoffe, wenn man weiß, wie man sie effizient und richtig sammelt, aufbereitet und wiederverwertet. Diese Fragestellungen beschäftigen nun Wissenschaft und Industrie seit Jahren intensiv. Es gibt auch einen regelmäßigen Austausch über Forschungsergebnisse. Die 14. Auflage der Recy & DepoTech befasst sich genau mit den Themenschwerpunkten Abfallwirtschaft, Ressourcenmanagement, Recycling und Deponietechnik.

Diese größte Fachkonferenz in Österreich mit mehr als 500 Konferenzteilnehmern ist weit über die österreichischen Grenzen hinweg bekannt. Hier treffen Vertreter aus Forschung und Wissenschaft, Behörden sowie der kommunalen wie auch der privaten Entsorgungswirtschaft zusammen, um sich auszutauschen. Es freut mich besonders, dass Leoben mit der Montanuniversität Austragungsort dieser Veranstaltung ist. Die hohe Teilnehmeranzahl an internationalen Fachexperten, Branchenvertretern aber auch jungen Nachwuchskräften der Abfallwirtschaft zeigt die Vorreiterrolle der Montanuniversität zu den Themen Umweltschutz, Abfallverwertungstechnik und Recycling auf. Hier nimmt der Lehrstuhl von Professor Roland Pomberger mit seinen Projekten eine wichtige Stellung in der europäischen Forschungslandschaft ein.

Mit der Umsetzung der Abfallhierarchie kommt der Abfallvermeidung, der Wiederverwendung und der stofflichen Verwertung noch vor der Verbrennung von Abfällen eine bedeutende Rolle zu. Damit verbunden sind auch eine Vielzahl an Forschungsprojekten am Lehrstuhl für Abfallverwertungstechnik und Abfallwirtschaft an der Montanuniversität. Im Fokus der heurigen Recy & DepoTech steht die Umsetzung der Ziele der europäischen Abfallpolitik und die damit einhergehenden Recyclingquoten, die auf allen Ebenen von der Sammlung über die Aufbereitung bis hin zur Verwertung die österreichische Abfallwirtschaft vor Herausforderungen stellen wird. Dies bringt natürlich auch Auswirkungen für Städte und Gemeinden, insbesondere wenn es um den Bereich der kommunalen Sammlung geht, mit sich.

Die Stadt Leoben ist stolz auf die vielfältige Forschungsleistung der Montanuniversität und das ungebrochene Engagement der Wissenschaftler. Leoben, das grüne Wissenszentrum im Herzen der Steiermark, fungiert von Beginn an als Austragungsort für diese international renommierte Konferenz. Tradition und Innovation werden in einer Stadt des Lebens und der Arbeit, der Bildung und Forschung hoch gehalten.

In diesem Sinne wünsche ich der Recy & DepoTech 2018 einen erfolgreichen Verlauf, spannende Diskussionen und einen befruchtenden Ideenaustausch.

Ein leobenerisches Glück auf!

A handwritten signature in black ink, which appears to read 'Kurt Wallner'. The signature is fluid and cursive, written in a professional style.

Kurt Wallner



Vorwort

Mag. Dr. Ingrid Winter

**Amt der Steiermärkischen Landesregierung,
Abteilung 14, Referat Abfallwirtschaft und
Nachhaltigkeit**

Die Recy & DepoTech bietet seit Anbeginn an eine einzigartige Zusammenschau der aktuellen Entwicklungen im weiten Themenfeld Abfallwirtschaft. Dass sie damit keine rein wissenschaftliche Konferenz für das universitäre Fachpublikum ist, sondern darüber hinaus mit einer Vielfalt an praktischen, strategischen, rechtlichen - und natürlich wissenschaftlichen - Aspekten allen Akteuren der Abfallwirtschaft viel zu bieten hat, ist einer der Erfolgsfaktoren dieser Konferenz. Sie wird von der Abt. 14, Referat Abfallwirtschaft und Nachhaltigkeit, des Landes Steiermark seit Jahren aber nicht nur wegen ihrer Bedeutung für die Steiermark als Standort und Ursprung herausragender wissenschaftlicher Erkenntnisse und angewandter Technologien unterstützt, sondern auch wegen ihres strategischen Wertes im Kontext von öffentlicher Verwaltung.

Die Herausforderung der nächsten Jahre ist die Umsetzung des EU-Kreislaufwirtschaftspaketes. Ziel dieses Paketes ist, „den Wert von Produkten, Stoffen und Ressourcen innerhalb der Wirtschaft so lange wie möglich zu erhalten und möglichst wenig Abfall zu erzeugen.“ Die konkreten verbindlichen Vorgaben wurden auf europäischer Ebene formuliert, eine Steigerung der Ressourceneffizienz im geforderten Ausmaß kann aber nur „von unten“, d.h. durch konsequentes Handeln jeder/jedes Einzelnen, erfolgen.

Aufgabe der öffentlichen Verwaltung ist hier das Anbieten geeigneter Strategien zur Umsetzung im eigenen Wirkungsbereich unter Einbindung aller Stakeholder, die Sensibilisierung der Öffentlichkeit, die Umsetzung und Überwachung gesetzlicher Vorgaben, die Schaffung bzw. Weiterführung von Anreizsystemen und das Vorgehen mit gutem Beispiel, etwa bei der öffentlichen Auftragsvergabe.

Die Recy & DepoTech bietet mit ihrer Bandbreite an Themen, Vortragenden und Teilnehmenden den idealen Rahmen, um aus dem Diskurs über die aktuellen Anforderungen und Entwicklungen heraus zum „Kristallisationskeim“ für eine umfassende Kreislaufwirtschaft in der Steiermark zu werden.

Mag. Dr. Ingrid Winter



Vorwort

Univ.-Prof. DI Dr. Dr.h.c. Wilfried Eichlseder
Montanuniversität Leoben

Die Montanuniversität hat ihre Forschungsschwerpunkte und die Studienrichtungen entlang des Wertschöpfungskreislaufes von der Gewinnung der Primärrohstoffe aus der Erde, deren Weiterverarbeitung bis hin zum Produkt und letztendlich zum Recycling des Produktes am Ende des Lebenszykluses und damit zur Gewinnung des Sekundärrohstoffes, ausgerichtet. Forschung und Technologieentwicklung im Sinne von Ressourcenschonung und Nachhaltigkeit sind gelebte Ziele und tragen wesentlich zur Circular Economy bei. An der Montanuniversität wurde bereits Anfang der 90er-Jahre des letzten Jahrhunderts das Studium Industrieller Umweltschutz und in den letzten Jahren das Studium Recyclingtechnik eingeführt, zwei Studienrichtungen, die sich besonders intensiv mit den Themen der Nachhaltigkeit beschäftigen. Zahlreiche Forschungsprojekte an der Montanuniversität erarbeiten Grundlagen auf dem Gebiet der Circular Economy und leisten damit einen wichtigen Beitrag zur Verbesserung der Leistungsfähigkeit unserer Volkswirtschaft und deren Fähigkeit zur Innovation von Produkten und Produktionsprozessen.

Eine wichtige Veranstaltung ist die seit nahezu 3 Jahrzehnten abgehaltene Recy & DepoTech 2018, die Spezialisten aus Wissenschaft und Wirtschaft zum Austausch von Erkenntnissen zusammenbringt. Sie hat sich in den vergangenen Jahren zur größten Abfallwirtschaftskonferenz im deutschsprachigen Raum entwickelt und liefert einen wichtigen Beitrag zur Weiterentwicklung von Themenstellungen in Bereichen der Nachhaltigkeit.

Herrn Prof. Roland Pomberger und seinem Team möchte ich für den großen Einsatz danken und den Teilnehmern interessante Fachvorträge, erbauliche Diskussionen und einen angenehmen Aufenthalt in Leoben wünschen.

Glück auf!

Univ.-Prof. DI Dr. Dr.h.c. Wilfried Eichlseder
Rektor der Montanuniversität Leoben



Vorwort
Präsidentin Dr. Martina Ableidinger
ISWA Austria

Sehr geehrte Damen und Herren!

Die Recy & DepoTech führt auch in diesem Jahr Fachleute aus den verschiedensten Bereichen der Abfallwirtschaft zum aktiven Wissensaustausch zusammen. Sie liefert damit einen wichtigen Beitrag zur stetigen Weiterentwicklung und kontinuierlichen Verbesserung.

Erfahrungsaustausch und Vernetzung sind auch zentrale Anliegen der ISWA (International Solid Waste Association), die als weltgrößte Vereinigung von Expertinnen und Experten der Abfallwirtschaft gilt. Daher freuen wir uns über die schon traditionelle Kooperation zwischen der Recy & DepoTech und ISWA Austria.

Wenn uns heute in Mitteleuropa im Bereich der Abfallwirtschaft vieles allzu selbstverständlich erscheint, so liegt das auch daran, dass viele Themen hier früh angegangen und gelöst wurden. Global betrachtet sind die Abwendung von sanitären Übelständen und der Betrieb von geordneten Deponie noch lange nicht überall erreicht, die Grundlagen für Ressourcenschonung nicht getroffen. Und auch wenn heute in Österreich viele best-practice-Beispiele zur gelebten Praxis gehören (z.B. qualitativ hochwertige Bioabfallwirtschaft, Ressourcenschonung durch Recycling und Energy Recovery in modernsten MVAs) muss und wird sich auch hier die Abfallwirtschaft weiter entwickeln.

Die Herausforderungen der Zukunft sind zum Teil absehbar, manche aber auch vermutlich noch nicht einmal zu erahnen. Für die Lösungen werden auch künftig engagierte Menschen und kluge Köpfe benötigt. Die ISWA Austria unterstützt die Nachwuchsarbeit daher auch in diesem Jahr durch die Vergabe des ISWA Austria Stipendiums im Rahmen der Recy & DepoTech 2018.

Ich wünsche allen Teilnehmerinnen und Teilnehmern der Veranstaltung interessante Tage in der schönen Steiermark, gute Gespräche und zukunftsfähige Erkenntnisse.

Mit freundlichen Grüßen

A handwritten signature in black ink, appearing to read 'Martina Ableidinger'. The signature is fluid and cursive, with a long horizontal stroke at the end.

Martina Ableidinger
Präsidentin der ISWA Austria



Vorwort

Präsident Kommerzialrat Hans Roth

VOEB - Verband Österreichischer Entsorgungsbetriebe

Emotional und Digital

Wir leben in einer Zeit des Wandels. Europaweit stehen wir vor enormen wirtschaftlichen Herausforderungen, die gleichzeitig auch neue Chancen für uns bringen. Der Megatrend „Digitalisierung“ schreitet rascher voran als jemals zuvor. Alles wird schneller, virtueller, flüchtiger. Wir müssen uns anpassen - an die digitale Geschwindigkeit und die neuen Möglichkeiten.

Im EU-Kreislaufpaket, das die Abfall- und Ressourcenwirtschaft und die EU massiv verändern wird, sehe ich eine große Chance für die österreichische Entsorgungswirtschaft und Umweltindustrie. Die Umsetzung des Pakets wird geschätzt 400 Millionen Tonnen CO₂-Einsparung und damit einen enormen ökologischen Nutzen bringen. Österreich kann hier für andere EU-Staaten eine Vorbildwirkung haben.

Ein Riesenpotential liegt in der richtigen Trennung von 600.000 Tonnen an wiederverwertbaren Stoffen, die in Österreich jährlich im Restmüll landen, um sie dann der Kreislaufwirtschaft zuzuführen.

Auch auf die Kunststoffindustrie kommen mit dem Importstopp von Kunststoffabfällen nach China und mit der Möglichkeit, durch recyclinggerechtes Design Kunststoff-Abfall insbesondere der stofflichen und der thermischen Verwertung zuzuführen, große Herausforderungen zu.

Die Verantwortung unserer Branche geht weit über das Sammeln und Verwerten von Abfall hinaus. Wir schaffen einen ökologischen Mehrwert. Das müssen wir in der Öffentlichkeit immer wieder betonen und das Bewusstsein in der Bevölkerung für die ökologische, ökonomische und gesellschaftspolitische Bedeutung unserer Branche heben. Trotz Digitalisierung und High-Tech-Lösungen brauchen wir weiterhin den persönlichen Kontakt zu den Bürgern und auch zu den Mitarbeitern, um jeden Einzelnen zu erreichen und für wichtige Umweltthemen zu sensibilisieren.

Dabei spielt auch die universitäre Lehre eine wichtige Rolle!

Nur so können wir die Herausforderungen, die Veränderungen und den Wandel aktiv, klug und erfolgreich managen.

A handwritten signature in black ink, appearing to read 'Hans Roth'.

Hans Roth

Präsident des Verbandes Österreichischer Entsorgungsbetriebe



Vorwort

Geschäftsführer DI Manfred Assmann

Österreichischer Wasser- und Abfallwirtschaftsverband (ÖWAV)

Die Weiterentwicklung der europäischen Abfallwirtschaft hat mit der Kundmachung konkreter Richtlinienänderungen - als Teil des EU-Kreislaufwirtschaftspakets - Mitte Juni 2018 nun endgültig begonnen. Hinzu kommen die jüngsten Strategien der EU-Kommission, welche im Rahmen des EU-Aktionsplans nun ebenfalls umgesetzt werden sollen. Konkret geht es dabei um zwei wesentliche Aspekte, einerseits die EU-Kunststoffstrategie und andererseits Vorgaben zum Ökodesign und zur erweiterten Produzentenverantwortung. Neben konkreten Abfallvermeidungsmaßnahmen geht es dabei vor allem auch um das Schaffen von Möglichkeiten, Kreisläufe zu schließen und den Einsatz von Sekundärrohstoffen in der chemischen Industrie und Verpackungsindustrie zu etablieren. Dies erfordert nicht nur weitere Optimierung in der Vermeidung von Einwegprodukten und in der Rückführung von Kunststoffverpackungen, sondern vor allem auch ein Umdenken der Verpackungsindustrie im Einklang mit einer hoch entwickelten Recyclingwirtschaft. Dabei muss die gesamte Kette der Abfallhierarchie beleuchtet und die Prozesse der Abfallvermeidung und des Recyclings bis hin zu einer zweckmäßigen energetischen Verwertung dieser Abfallfraktionen müssen abgewogen und neu ausgerichtet werden.

Der ÖWAV hat bereits im Zuge der Erstellung des Bundes-Abfallwirtschaftsplans (BAWP) 2017 des BMNT erkannt, dass eine frühzeitige strategische Ausrichtung der Branche von hoher Bedeutung ist. Nach dem fachlichen Input zum BAWP 2017 arbeitete der ÖWAV in den letzten 1 ½ Jahren an einem Positionspapier zu den Strategien der österreichischen Recycling- und Abfallwirtschaft, in welchem die wichtigsten Entwicklungsschwerpunkte und Handlungsfelder angesprochen werden und zum Teil auch konkrete Vorschläge für eine strategische Ausrichtung erbracht werden. Zudem hat sich im ÖWAV in den letzten zwei Jahren die Gruppe der Jungen Abfallwirtschaft etabliert. Dieser Kreis von knapp 150 jungen Fachkräften der österreichischen Abfall- und Recyclingwirtschaft trifft sich regelmäßig, um über aktuelle Entwicklungen in der Abfallwirtschaft zu informieren und zu diskutieren. Diese Treffen bieten einen idealen Rahmen, um Persönlichkeiten der österreichischen Abfallwirtschaft kennenzulernen, aber auch dafür, die Branchen untereinander zu vernetzen. Die Plattform des ÖWAV wird auch genutzt, um den Fantasien und Vorstellungen der jungen Leute freien Lauf zu lassen. Die ÖWAV-Publikation „Abfallwirtschaft 2050“ zeigt, wohin die Reise gehen könnte ...

Ich wünsche der Recy & DepoTech 2018 einen erfolgreichen Verlauf!

GF DI Manfred Assmann



Vorwort

Geschäftsführer Bernhard Puttinger

Green Tech Cluster Styria GmbH

Die Recy & DepoTech 2018 beleuchtet die Zukunft der Abfallwirtschaft und des Recyclings. Dazu sind EU-weit verpflichtende stoffliche Quoten eine erste absehbare Etappe. In weiterer Folge braucht es immer tiefer gehende stoffliche Sortierung ebenso wie maschinelle Objekterkennung.

Parallel dazu beschleunigt sich die digitale Transformation in der bisher stark analogen Abfallwirtschaft überproportional stark im Vergleich zu anderen Branchen. Damit ändern sich die künftige Nutzereinbindung, die Basis vieler Geschäftsmodelle und die datenmäßige Integration der einzelnen Wertschöpfungsstufen.

Die Montanuniversität Leoben ist das Gravitationsfeld im Bereich Abfallwirtschaft und Recycling, um das herum die global sichtbare Dichte an wegweisenden Forschungspartnern, führenden Technologieunternehmen und spezialisierten Dienstleistern neue Lösungen entwickeln und umsetzen. Dabei wachsen diese im Schnitt um 50 % schneller als die globalen Märkte für Umwelttechnik.

Die Keimzelle für neue Ideen war und ist dabei der Austausch bei der Recy & DepoTech, welcher durch die engagierte Arbeit des ganzen Teams rund um Roland Pomberger ermöglicht wird. Nutzen wir diese Chance, um so den nächsten Generationen eine lebenswerte Umwelt und zukunftsweisende Jobs zu bieten.

Bernhard Puttinger





Editorial

Professor Roland Pomberger

Lehrstuhl für Abfallverwertungstechnik und
Abfallwirtschaft der Montanuniversität Leoben

Ein herzliches Leobener Glückauf zur Recy & DepoTech 2018. Zum fünfzehnten Mal trifft sich die abfallwirtschaftliche Community der DACH Länder im November 2018 in Leoben. Die Recy & DepoTech ist einer der Fixpunkte im Reigen der wissenschaftlichen Konferenzen zu den Themen der Abfallwirtschaft.

2016 haben wir unsere „Marke“ angepasst und die DepoTech zur Recy & DepoTech weiterentwickelt. Wir wollten durch diese kleine Anpassung auf die neue Ausrichtung in der Abfallwirtschaft reagieren und dokumentieren, dass wir uns von der Deponie bis zum Recycling umfassend mit abfallwirtschaftlichen Themen beschäftigen.

Wir befinden uns in der Zeit neuer Dynamik in der Umwelttechnik und Abfallwirtschaft. Neue Regelungen führen zu neuen Entwicklungen und geben Motivation zur Veränderung. Das beschlossene Kreislaufwirtschaftspaket der EU und der Aktionsplan sind die Leitplanken für die europäische Abfallwirtschaft bis 2035. „Plastik“ und unser Umgang mit Kunststoffabfällen beschäftigt die europäische Öffentlichkeit. Neue Geschäftsmodelle der Entsorgungslogistik entstehen und könnten die „klassische“ Abfallsammlung in Frage stellen. „Extended Producer Responsibility“ zwingt den Handel und die Industrie sich mit dem End-of-Life ihrer Produkte neu zu beschäftigen. Neue Recyclingtechnologien bieten höherwertigere Verwertung und drängen auf den Markt.

Die neuen Entwicklungen mischen die Karten neu und bieten den Innovativen neue Chancen. Neue Produkte können aber auch zu massiven Problemen führen. Der verstärkte Einsatz von neuen Hochenergiebatterien verändert unseren Siedlungsabfall und führt zu neuen Risiken. Diese Veränderung der Zusammensetzung führt aktuell zu vielen Brandereignissen in Abfallbehandlungsanlagen. Damit werden auch die Themen Risikomanagement, Brandschutz und Producer Responsibility zu wichtigen Themen dieser Recy & DepoTech.

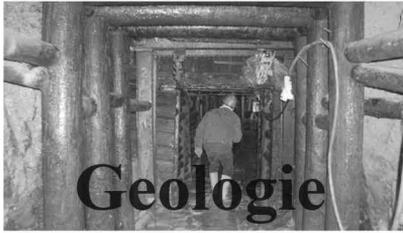
Die Recy & DepoTech wird gestaltet von den aktiven KonferenzteilnehmerInnen. Der Erfolg wird getragen von ProgrammgestalterInnen, ReferentInnen, Chairperson, DiskutantInnen und TeilnehmerInnen. Die wichtigsten Aktivitäten der Recy & DepoTech sind Vortragen, Zuhören, Diskutieren, Austauschen und Vernetzen. Die Recy & DepoTech bietet dafür die Plattform und steht auch dieses Mal wieder für wertschätzenden Austausch auf hohem fachlichem Niveau.

Ich wünsche Ihnen und uns eine erfolgreiche Recy & DepoTech 2018.
Mit herzlichem Glückauf!

Roland Pomberger

Leiter der Recy & DepoTech 2018 und des Lehrstuhls für Abfallverwertungstechnik und Abfallwirtschaft (AVAW) der Montanuniversität Leoben

Kompetenz in ...



Geologie



Wasser

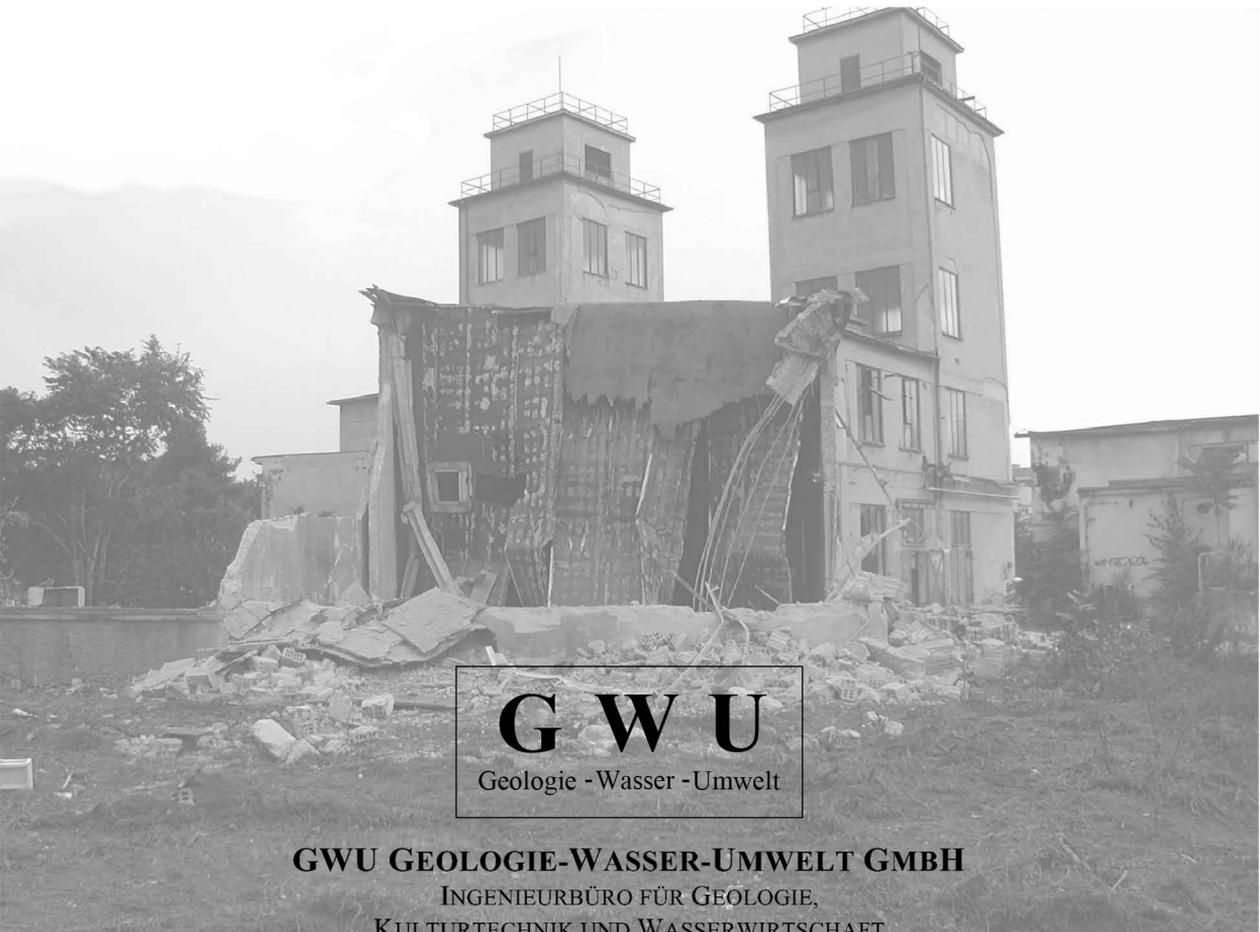


Umwelt

Geologische Dokumentation
und Beratung,
Kartierung,
Baugrunderkundung,
Bohrbetreuung,
Geologische Gutachten für
alle Planungsphasen,
Steinschlagsimulation (2D+3D),
Naturgefahrenbewertung, ...

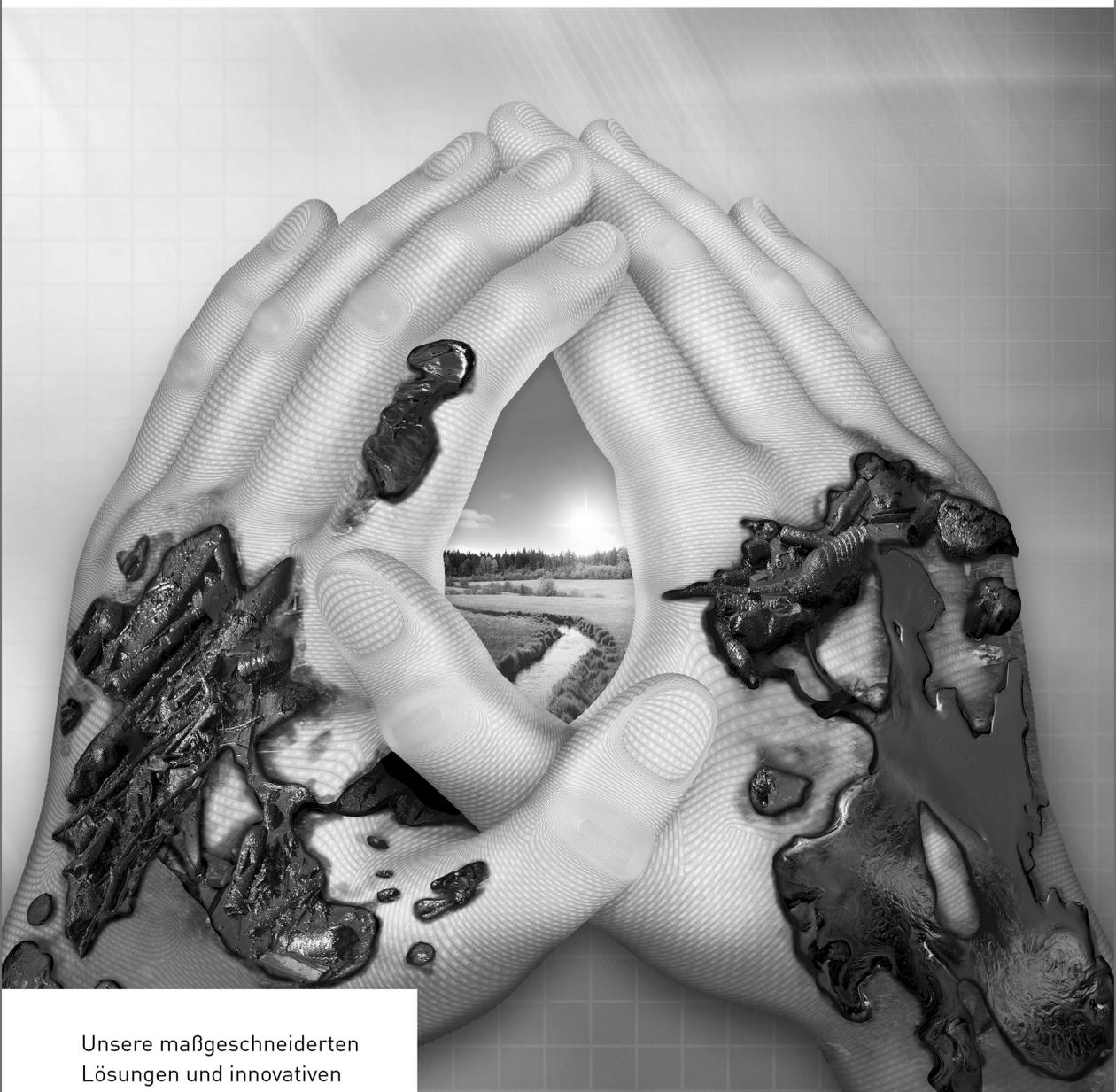
Wasserwirtschaftliche
Beweissicherung,
Hydrogeologische Gutachten,
Planungen für
Trinkwasserver- und
Abwasserentsorgung,
wasserrechtliche Bauaufsicht,
Baustellenkoordination,
Erdwärmennutzung, ...

Abfall- und Aushubbeurteilung,
Schad- und Störstofferkundung,
Umwelttechnische
Bauüberwachung,
Verdachtsflächenerkundung,
Altlastensanierung,
Grundstücksbewertung,
Deponieplanung und -aufsicht,
Ausgangszustandsbericht gem.
Industrieemissionsrichtlinie,
Umweltverträglichkeitserklärung
(UVE), ...



GWU
Geologie - Wasser - Umwelt

GWU GEOLOGIE-WASSER-UMWELT GMBH
INGENIEURBÜRO FÜR GEOLOGIE,
KULTURTECHNIK UND WASSERWIRTSCHAFT



Unsere maßgeschneiderten Lösungen und innovativen Produkte sind der Garant für erfolgreiche Projekte. Wir bieten Lösungen für zuverlässige Sicherungsmaßnahmen in der Umweltschutztechnik. Entdecken Sie die Welt der Geokunststoffe – entdecken Sie HUESKER.



**Die Umwelt
schützend im Blick**

www.HUESKER.de

HUESKER

Ideen. Ingenieure. Innovationen.

Ehrenschutz

Elisabeth KÖSTINGER
Bundesministerin für Nachhaltigkeit und Tourismus

Hermann SCHÜTZENHÖFER
Landeshauptmann der Steiermark

Johann SEITINGER
Landesrat für Land- und Forstwirtschaft, Wohnbau, Wasser- und Ressourcen-
management

Barbara EIBINGER-MIEDL
Landesrätin für Wirtschaft, Tourismus, Europa, Wissenschaft und Forschung

Kurt WALLNER
Bürgermeister der Stadt Leoben

Christian HOLZER
Sektionschef des Bundesministeriums für Nachhaltigkeit und Tourismus

Ingrid WINTER
Amt der Steiermärkischen Landesregierung

Wilfried EICHLSEDER
Rektor der Montanuniversität Leoben

Martina ABLEIDINGER
Präsidentin der ISWA Austria

Hans ROTH
Präsident des Verbandes Österreichischer Entsorgungsbetriebe

Manfred ASSMANN
Geschäftsführer des Österreichischen Wasser- und Abfallwirtschaftsverbandes

Bernhard PUTTINGER
Geschäftsführer der Green Tech Cluster Styria GmbH

Ehrungen

Aufgrund ihrer Verdienste um die Umwelttechnik / Abfallwirtschaft in Wissenschaft und Praxis und ihrer langjährigen aktiven Mitarbeit an der Recy & DepoTech ehren und danken wir:

Dr.-Ing. Stephanie Thiel, geboren 1973, hat an der Technischen Universität Berlin Technischen Umweltschutz studiert und war dort im Anschluss wissenschaftliche Mitarbeiterin am Fachgebiet Abfallwirtschaft. An der Bauhaus-Universität Weimar promovierte sie 2007. Ab November 2001 war sie Mitarbeiterin von Professor Dr.-Ing. habil. Dr. h.c. Karl J. Thomé-Kozmiensky im TK Verlag und im Ingenieur- und Beratungsbüro vivis Consult GmbH. Dr. Stephanie Thiel arbeitet seit 2007 in der wissenschaftlichen Leitung des TK Verlags und ist dort fachlich verantwortlich für die jährlich stattfindenden Berliner Konferenzen zu den Themen Abfallverbrennung, Recycling und mineralische Abfälle, für den internationalen Waste-to-Energy Congress sowie die hierzu erscheinenden Fachbücher. Seit 2008 ist sie Redaktionsmitglied der Fachzeitschrift ReSource – zuvor MüllMagazin – und seit 2014 Mitglied im Organisationskomitee der Recy & DepoTech.

Kommerzialrat Dipl.-Ing. Dr. Peter Hodecek MBA, ist ein abfallwirtschaftliches „Urgestein“ der privaten Entsorgungswirtschaft Österreichs. Nach dem Studium der Kulturtechnik an der BOKU leitete er ab 1986 die Abteilung Abfallwirtschaft am Österreichischen Bundesinstitut für Gesundheitswesen und arbeitete an Konzepten zur Entsorgung von gefährlichen Abfällen. Ab 1990 bis heute war und ist er in leitenden Funktionen der privaten Entsorgungswirtschaft tätig. Im Topmanagement der ASA, der AVE und der Scholz Gruppe trug er maßgeblich zur nationalen und internationalen Entwicklung dieser Unternehmen bei. Besonders hervorzuheben ist seine hohe Kompetenz in abfallrechtlichen und europarechtlichen Belangen der Abfallwirtschaft, die er in einer Vielzahl von österreichischen und europäischen Interessensvertretungen als Experte einbringt. Dr. Hodecek ist auch langjähriger Lektor an der Montanuniversität Leoben.

Dipl.-Ing. Rainer Kronberger, geboren 1969 leitet die Abteilung für wirtschaftliche An-gelegenheiten der MA 48 und ist damit maßgeblich für die Abfallwirtschaft der Stadt Wien verantwortlich. Nach dem Studium der Kulturtechnik an der BOKU und ergänzenden Studien an der WU und der TU Wien war er als Projektingenieur bei der Beratungsfirma GUA tätig. Als stellvertretender Leiter des Bereiches „Abfallwirtschaft und Stoffstrommanagement“ der MA 48 wird er insbesondere für seine Expertise in wirtschaftlichen und logistischen Fragen der kommunalen Abfallwirtschaft geschätzt. Sein abfallwirtschaftliches Fachwissen wird insbesondere vom Österreichischen Städtebund geschätzt, als dessen Vertreter er langjährig tätig ist. Von 2010 bis 2018 war DI Rainer Kronberger Präsident der ISWA Austria.

Organisation

Organisationsteam

Lehrstuhl für Abfallverwertungstechnik und Abfallwirtschaft (AVAW)
der Montanuniversität Leoben

Franz-Josef-Straße 18, 8700 Leoben, Österreich
Telefon: +43 (0) 3842 / 402-5103, Fax: +43 (0) 3842 / 402-5102
E-Mail: info@recydepotech.at

Roland Pomberger
Tanja Trieb

Redaktion

Tanja Trieb

Kooperationspartner

Access to Sustainable Knowledge
Cleantech-Cluster OÖ
DETAIL Business Information GmbH (RECYCLING magazin)
European Federation of Waste Management and Environmental Services
Fachverband Abfall- und Abwasserwirtschaft
Green Tech Cluster Styria GmbH
International Solid Waste Association
Logistik Club Leoben (Verein)
Mediaplanet GmbH
Montanuniversität Leoben (mehrere Organisationseinheiten)
MSV Mediaservice & Verlag GmbH (EU-Recycling Magazin)
Österreichischer Wasser- und Abfallwirtschaftsverband
SCIAM Fachmedien GmbH & Co KG (Umweltjournal)
TK Verlag Karl Thomé-Kozmiensky
Verband Österreichischer Entsorgungsbetriebe
Verein zur Verleihung des Zertifikates eines Entsorgungsfachbetriebes
ViaExpo (Tagung „Save the Planet“)
Waste.ua
WastTech-2019

Wissenschaftliches Komitee

Martina **A**bleidinger, ISWA Austria - International Solid Waste Association, Österreich

Helmut Antrekowitsch, Montanuniversität Leoben, Österreich

Manfred Assmann, Österreichischer Wasser- und Abfallwirtschaftsverband, Österreich

Rupert **B**aumgartner, Karl-Franzens-Universität Graz, Österreich

Alberto Bezama, Helmholtz-Zentrum für Umweltforschung-UFZ, Deutschland

Anke Bockreis, Universität Innsbruck, Österreich

Kerstin Brandstätter-Scherr, Universität für Bodenkultur Wien, Österreich

Christina **D**ornack, Technische Universität Dresden, Deutschland

Martin **E**isenberger, Umweltrecht & Consulting Rechtsanwälte, Österreich

Martin **F**aulstich, Energie-Forschungszentrum Niedersachsen, Deutschland

Johann Fellner, Technische Universität Wien, Österreich

Helmut Flachberger, Montanuniversität Leoben, Österreich

Sabine Flamme, Fachhochschule Münster, Deutschland

Klaus Fricke, Technische Universität Braunschweig, Deutschland

Stefan **G**äth, Justus-Liebig-Universität Gießen, Deutschland

Evangelos Gidaracos, Technische Universität Crete, Griechenland

Daniel Goldmann, Technische Universität Clausthal, Deutschland

Stefan **H**erzer, Verband Österreichischer Entsorgungsbetriebe, Österreich

Soraya Heuss-Aßbichler, Ludwig-Maximilians-Universität München, Deutschland

Wilhelm Himmel, Montanuniversität Leoben, Österreich

Peter Hodecek, Scholz Austria GmbH, Österreich

Christian Holzer, Bundesministerium für Nachhaltigkeit und Tourismus, Österreich

Clemens Holzer, Montanuniversität Leoben, Österreich

Marion Huber-Humer, Universität für Bodenkultur Wien, Österreich

Thomas **K**ienberger, Montanuniversität Leoben, Österreich

Martin Kranert, Universität Stuttgart, Deutschland

Gernot Kreindl, Stadtgemeinde Leoben, Österreich

Alfred Krenn, Abfallwirtschaftsverband Leoben, Österreich

Daisy Kroker, Verband Österreichischer Entsorgungsbetriebe, Österreich

Rainer Kronberger, Magistrat der Stadt Wien, Österreich

Stephan **L**aske, Saubermacher Dienstleistungs AG, Österreich

Markus Lehner, Montanuniversität Leoben, Österreich

Andreas P. Loibner, Universität für Bodenkultur Wien, Österreich

Karl E. Lorber, Montanuniversität Leoben, Österreich

Mario **M**ocker, Ostbayerische Technische Hochschule Amberg-Weiden, Deutschland

Wissenschaftliches Komitee

Rodrigo **N**avia Diez, University of La Frontera, Chile
Michael **N**elles, Universität Rostock, Deutschland

Burcu **Ö**zkaraova Güngör, Ondokuz Mayıs University, Türkei

Roland **P**omberger, Montanuniversität Leoben, Österreich
Thomas **P**retz, Rheinisch-Westfälische Technische Hochschule Aachen, Deutschland

Peter **Q**uicker, Rheinisch-Westfälische Technische Hochschule Aachen, Deutschland

Arne **R**agossnig, RM Umweltkonsulten ZT GmbH, Österreich
Harald **R**aupenstrauch, Montanuniversität Leoben, Österreich
Helmut **R**echberger, Technische Universität Wien, Österreich
Karl **R**eiselhuber, Magistrat der Stadt Wien, Österreich
Armin **R**eller, Fraunhofer-Gesellschaft zur Förderung der angewandten Forschung
e.V., Deutschland
Gerhard **R**ettenberger, Ingenieurgruppe RUK GmbH, Deutschland
Marco **R**itzkowsky, Technische Universität Hamburg-Harburg, Deutschland

Christoph **S**charff, ARA AG, Österreich
Liselotte **S**chebek, Technische Universität Darmstadt, Deutschland
Helmut **S**adler, International Solid Waste Association sowie Verein zur Verleihung
des Zertifikates eines Entsorgungsbetriebes, Österreich

Stephanie **T**hiel, TK Verlag Karl Thomé-Kozmiensky, Deutschland

Olga **U**lanova, Technische Universität Irkutsk, Russland

Werner **W**russ, ESW Consulting Wruss ZT GmbH, Österreich

Gerhard **Z**iehenberger, Saubermacher Dienstleistungs AG, Österreich
Michael **Z**orzi, BALSBA Bundesaltlastensanierungsges.m.b.H., Österreich

Förderungen & Firmenpartnerschaften

Förderstellen

Amt der Steiermärkischen Landesregierung - Abteilung 8 - Referat Wissenschaft und
Forschung
Amt der Steiermärkischen Landesregierung - Abteilung 14 - Referat Abfallwirtschaft
und Nachhaltigkeit
Amt der Steiermärkischen Landesregierung - Landesamtsdirektion - Referat Protokoll
und Auszeichnungen
Bundesministerium für Nachhaltigkeit und Tourismus
Stadtgemeinde Leoben

Gold-Firmenpartner

Altstoff Recycling Austria AG
GreenCycle GmbH
GWU Geologie-Wasser-Umwelt GmbH
HUESKER Synthetic GmbH
Lidl Österreich GmbH
PORR Umwelttechnik GmbH
Saubermacher Dienstleistungs AG

Mittagsbuffet-Firmenpartner

Magistratsabteilung 48 Abfallwirtschaft

Silber-Firmenpartner

Borealis Polyolefine
Rohrdorfer Umwelttechnik GmbH
STADLER Anlagenbau GmbH

Förderungen & Firmenpartnerschaften

Bronze-Firmenpartner

BALSA Bundesaltlastensanierungsges.m.b.H.
Brantner Österreich GmbH
ESW Consulting WRUSS ZT GmbH
FCC Environment CEE GmbH
Fraunhofer-Institut für Bauphysik IBP
Industriellenvereinigung Steiermark
Kammer der ZiviltechnikerInnen für Steiermark und Kärnten
Knauf AMF Deckensysteme GesmbH
Komptech GmbH
Lafarge Zementwerke GmbH
Lindner-Recyclingtech GmbH
schrott2cash GmbH
STEINERT GmbH
TÜV SÜD Landesgesellschaft Österreich GmbH
Umweltdienst Burgenland GmbH
voestalpine BÖHLER Edelstahl GmbH & Co KG
w&p Zement GmbH

Aussteller / Messestand

ATM Recyclingsystems GmbH
eom-solutions
Drill Resources Oil and Gas Consulting
FLEXIM GmbH
Fraunhofer-Projektgruppe IWKS
IFE Aufbereitungstechnik GmbH
Ing. Reinhard Bog, Werksrepräsentanzen
Interseroh Austria GmbH
RM Umweltkonsulenten ZT GmbH
SYNLAB Analytics & Services Austria GmbH
UTC Umwelttechnik Ziviltechniker GmbH
ZenRobotics Ltd.

(Stand 24. September 2018)

ARA 360° KREISLAUF- WIRTSCHAFT FÜR ÖSTERREICH

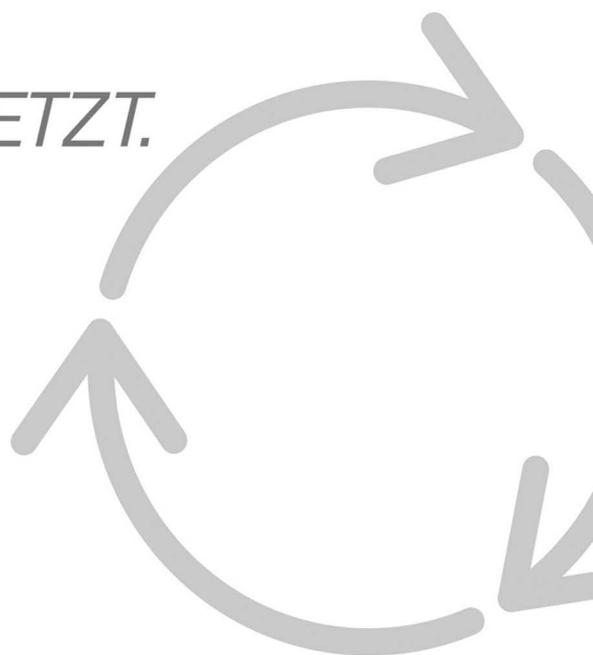
STARTEN WIR
DIE ZUKUNFT JETZT.

Schließen wir gemeinsam den Verpackungskreislauf:
Hochwertige Sekundärrohstoffe für neue Produkte.
Nachhaltige Verpackungen durch ARA Circular Design.
Das ist 360° Kreislaufwirtschaft made in Austria.

DIE TREIBENDE KRAFT IM RECYCLING.

 [ara.recycling](https://www.facebook.com/ara.recycling) www.ara.at

ARA 
Altstoff Recycling Austria



Inhaltsverzeichnis Vorträge

PLENARVORTRÄGE

Die lange Geschichte der Altlasten - Umwelthistorische Einsichten für eine nachhaltige Zukunft <i>V. Winiwarter</i>	57
Hat die Abfallverbrennung noch Zukunft? <i>P. Quicker</i>	65
Die Wertstoffwende und wie wir sie erreichen können <i>D. Goldmann</i>	71
Macht Recycling Sinn – Eine Analyse aus volkswirtschaftlicher Sicht <i>I. Meyer & M. Sommer</i>	77
Brandgefährlicher Abfall – Über Risiken und Strategien in der Abfallwirtschaft <i>T. Nigl & R. Pomberger</i>	85

RECYCLING & ABFALLVERWERTUNG

Sensorgestützte Sortierung (11x)

Tracer Based Sorting – Innovative Sorting Options for Post Consumer Products <i>J. Woidasky, C. Lang-Koetz, M. Heyde, S. Wiethoff, I. Sander, A. Schau, J. Moesslein, M. Fahr, B. Richards, A. Turshatov & F. Sorg</i>	105
Einfluss von Verschmutzungen auf die sensorgestützte Sortierung <i>B. Küppers, D. Vollprecht & R. Pomberger</i>	111
ARGOS – Entwicklung eines Multisensor-Systems zur Echtzeit-analyse von metallreichen Aufbereitungsprodukten <i>S. Flamme, S. Hams & M. Kölking</i>	119
Selektive Rückgewinnung von NE-Metallen aus Automobil-shredder durch EMT- und LIP-Spektroskopie <i>G.J. Lichtenegger & S. Laske</i>	125

Recycling industrieller Reststoffe (12x)

Recycling von Schleifkörnern aus Produktionsrückständen flexibler Schleifmittel <i>M. Schnell, L. Schenke, T. Horst, P. Quicker, H. Giani & A. Feil</i>	129
--	-----

Freisetzungsbestimmende Mechanismen von Schwermetallen in Stahlwerkschlacken – Analysen, Modellierung, Synthesen <i>S. Neuhold, D. Vollprecht, P. Presoly, J. Schenk & B. Adamczyk</i>	135
Papierschaumprodukte auf Basis von recyceltem Papierstaub <i>W. Veltzke, M. Timpe & M. Baune</i>	141
Verwendung eines Spuckstoffs aus dem Papierrecycling als Füllstoff für verschiedene thermoplastische Kunststoffsysteme <i>A.F.K. Scholten & D. Meiners</i>	145

Innovative Sortierung (13x)

Ungenutzte Potenziale in der Abfallaufbereitung <i>A. Feil & T. Pretz</i>	153
Modulare Sortieranlage – Von Abfallströmen zu wertvollen Konzentraten <i>K. Bokelmann, M. Kehlenbach, J. Knierim, C. Gellermann & R. Stauber</i>	161
Einsatz von Lufttrenntischen zur Dichte-Sortierung von Abfallstoffen <i>A.P. Kindler, J.J. Cebrian de la Torre & M. Trojosky</i>	165

Thermische Behandlung (14x)

Störstoffe in der thermischen Behandlung mit Rostfeuerungsanlagen <i>A. Freimund</i>	171
Energetische Verwertung von carbonfaser-haltigen Abfällen - Forschungsergebnisse aus praktischen Untersuchungen <i>J. Stockschräder, P. Quicker, W. Baumann, M. Wexler, D. Stapf, C. Thiel, M. Beckmann & R. Koralewska</i>	175
Die Brennstoffbeschickung von mit heterogenen Festbrennstoffen betriebenen Verbrennungsanlagen <i>M.H. Zwiellehner, R. Warnecke & F. Grafmans</i>	179

MVA Rückstände (15x)

Flugaschen aus der Müllverbrennung - Eine Rohstoffquelle der Zukunft? <i>F. Gehring, R. Graf, S. Fromm, C. Hutterer, J. Haberl, M. Schuster, A.-L. Fabricius, M. Renner, L. Düster, R. Koralewska, A. Perfolli & M. Funk</i>	185
Verwertung und Entsorgung von MVA-Schlacke in Europa <i>F. Huber & J. Fellner</i>	193
Rückgewinnung von Zn und Pb aus Flugasche-Eluaten einer MVA - Erste Ergebnisse <i>K. Tandon & S. Heuss-Aßbichler</i>	199

Recycling kritischer Metalle (16x)

Sondermetallhaltige Abfallströme bündeln - Herausforderungen und Lösungen entlang von Prozessketten <i>S. Kreibe, A. Förster, B. Reinelt & M. Krupp</i>	205
Rückgewinnung von (kritischen) Metallen aus feinkörnigem E-Schrott – Möglichkeiten und Herausforderungen <i>K. Pfandl, J. Hafner & R. Pomberger</i>	211
Entwicklungen bei der Verwertung von AlMn-Batterien <i>A. Arnberger, E. Coskun, A. Aldrian & R. Pomberger</i>	221

Metallrecycling (17x)

Rückgewinnung von Wertmetallen aus Stahlwerksschlacken im InduCarb-Reaktor <i>C. Ponak, S. Windisch, V. Mally, H. Raupenstrauch & A. Schönberg</i>	227
Prozessanalyse zum ressourcenschonenden Recycling von Spanschrotten aus der Aluminiumverarbeitung <i>C.N. Cisló, T. Fazokas, B. Buchmayr, C. Weiß & A. Wimmer</i>	231
Abfall als Ressource - Wiedergewinnung aus Metallschlämmen <i>F. Costa</i>	239

Biologische Abfallverwertung (18x)

Synergien durch Anlagenkombinationen auf Biogasanlagen <i>M. Meirer, F. Blauensteiner & M. Pölz</i>	241
Spirubiose in Deutschland – Ein Abwärmenutzungskonzept nicht nur für Biogasanlagen <i>D.F. Weil</i>	245
Hydrothermale Prozesse als Behandlungsverfahren für biogene Rest- und Abfallstoffe - Ein multikriterieller Bewertungsansatz <i>D. Reißmann, A. Bezama & D. Thrän</i>	247
Kompostierbarkeit biologisch abbaubarer Kunststoffe - Monitoring mithilfe von FTIR Spektroskopie <i>S. Lenz, P. Rauscher, E. Binner & M. Huber-Humer</i>	255

Kunststoffrecycling (19x)

Recycling von Kunststoffen aus EAG bei gleichzeitiger Eliminierung von Schadstoffen <i>C. Slijkhuis</i>	261
--	-----

TEX2MAT-Entwicklung neuer Aufbereitungsmethoden zum Recycling von Multi-Material-Textilabfällen <i>U. Jenull-Halver</i>	265
Recyclingherausforderung Multi-Layer? – Neuartiges Aufbereitungsverfahren bietet Lösung <i>F. Riedl</i>	269
Anforderungen an das chemische Recycling von Faserverbundkunststoffen <i>E. Seiler & U. Teipel</i>	275

ABFALLWIRTSCHAFT & RESSOURCENMANAGEMENT

Rechtlich-technisch (21x)

Aktuelle Lage der stofflichen und energetischen Nutzung alternativer Materialien in der europäischen Zementindustrie <i>M. Oerter</i>	281
Ist die (ganze) Erde Abfall? <i>M. Eisenberger & C. Wutte</i>	285
Vereinheitlichung von Restmüll-Sortieranalysen - Potenziale und Grenzen im internationalen Vergleich <i>A. Happenhofer & P. Beigl</i>	295
Abfallwirtschaftsrecht 4.0 – Rechtliche Perspektiven auf eine digitalisierte und automatisierte Abfallwirtschaft <i>K. Lachmayer & L. Wieser</i>	299

Circular Economy (22x)

Stand und Entwicklung der globalen Recyclingwirtschaft – Zukünftige Auswirkungen auf Europa <i>P. Hodecek</i>	305
Das EU-Kreislaufwirtschaftspaket - Ein Geniestreich oder ein alter Hut? <i>A. Bartl</i>	309
Renaissance der Mehrwegsysteme in Österreich <i>C. Pladerer & P. Hietler</i>	315
Circular Economy – Welche Recyclingraten sind angemessen? <i>W. Hauer</i>	321

Regionale Abfallwirtschaft (23x)

Wo steht Österreich auf dem Weg zur Kreislaufwirtschaft für Kunststoffverpackungsabfälle? <i>E. Van Eygen, D. Laner, H. Rechberger & J. Fellner</i>	327
Landes-Abfallwirtschaftsplan Steiermark 2018 <i>I. Winter</i>	331
Problematik von Feuchttücher-Abfall in Abwasserreinigungsanlagen in der Steiermark <i>F. Hammer & M. Wellacher</i>	335

Abfallsammlung 4.0 (24x)

Digitale Bürgerintegration in die Sammel- und Verwertungsprozesse der Abfallwirtschaft <i>T. Althoff & R. Holzhauer</i>	343
Wertstoffscanner – So motivieren wir BürgerInnen! <i>A. Opelt, M. König, G. Lichtenegger, H. Rauscher, F. Suppan, S. Laske, A. Rinnhofer, M. Jaschik, G. Waltner & H. Bischof</i>	349
Recycling Logistik 4.0 - Möglichkeiten und Grenzen von Industrie 4.0 für die Recyclingwirtschaft <i>M. Krupp & S. Kreibe</i>	357

EAG (25x)

Leitfaden zur Analyse von EAG-Aufkommen und Zusammensetzung – Entwicklung und Anwendung <i>P. Beigl, R. Ottner & S. Salhofer</i>	363
Steuerung einer ressourceneffizienten Vorbereitung zur Wiederverwendung von Elektroaltgeräten <i>N. von Gries, H. Wilts & S. Bringezu</i>	369
Erstmalige Ermittlung der auftretenden Belastungen bei der Sammlung, dem Transport und der Entladung von Elektro(nik)altgeräten <i>R. Brüning & J. Wolf</i>	371

Ressourceneffizienz (26x)

Remanufacturing – Ressourceneffizienzpotenziale der industriellen Aufarbeitung von Altteilen <i>U. Lange</i>	375
---	-----

Projektverbund zur Steigerung der Ressourceneffizienz in der bayerischen Wirtschaft - ForCYCLE II <i>M. Mocker, P. Hense & J. Neidel</i>	381
Edelstahl Recycling – Urban Mining Potentialanalyse für die Schweiz <i>C. Stadler, B. Stäubli, L. Morf, B. Hürlimann, E. Kuhn & G. Meylan</i>	387

LCA (27x)

Recycling in der Ökobilanz - Wie adressieren wir Multifunktionalität? <i>C. Dierks & G. Homm</i>	393
Sustainability Assessment for Advanced Biofuel from Waste Wood Integrated in the Steel Industry <i>G. Jungmeier, I. Kaltenegger, M. Hingsamer, P. Königshofer & M. Hadler</i>	397
LCA Modelling for the Development of a Simplified Assessment Tool for Wood Waste Valorisation and Disposal <i>N. Unger, S. Scherhauser, J. Davis, E. Holtz, K. Östergren, F. De Menna, M. Vittuari, P. Metcalfe & M. Loubiere</i>	401

Abfallvermeidung & ReUse (28x)

Enticing Consumers to Avoid Waste - Digital and Analogue Ways of Raising their Awareness <i>U. Gelbmann & M. Zimek</i>	407
Auswirkung von optimierter Verpackung auf das Lebensmittelabfallvermeidungs- potential bei Konsumenten <i>G. Obersteiner, M. Cociancig, J. Mayerhofer, & S. Schwödt</i>	415
BauKarussell - Social Urban Mining <i>M. Meissner, C. Pladerer, M. Neitsch & T. Romm</i>	421
MehrWert durch MehrWeg – Coffee to go in Innsbruck <i>J. Knapp & A. Bockreis</i>	427

Lebensmittel (29x)

Monitoring von Lebensmittelabfällen in Deutschland <i>D. Leverenz, P. Pils, G. Hafner & M. Kranert</i>	433
Die Reduktion von Lebensmittelabfällen und ihr Beitrag zum Klimaschutz <i>S. Scherhauser & G. Obersteiner</i>	439

Abfallvermeidung in der österreichischen Lebensmittelproduktion <i>P. Hietler & C. Pladerer</i>	443
Alles in Bio – Das österreichische Bio-Kreislauf-Sackerl <i>R. Tulnik, H. Seiringer & S. Uschnig</i>	449

DEPONIETECHNIK & ALTLASTEN

Biologische Sanierung (31x)

In situ Sanierung organischer Schadstoffe in bindigen Böden mittels Injektion chemischer/biologischer Agenzien <i>B.T. Bogolte & R. Philipp</i>	453
Innovative in situ Sanierung am Standort der Altlast N16 „Tuttendorfer Breite“ – 9 Jahre Betrieb <i>G. Luschin & A.P. Loibner</i>	457
Elektronenakzeptoren und mikrobielle Gemeinschaften in der anaeroben Aktivierung von Mineralölkohlenwasserstoffen <i>M. Kern & K.E. Brandstätter-Scherr</i>	465

Altlastenforschung im UFG-Regime (32x)

Die Förderung der Altlastenforschung im UFG-Regime <i>T. Wirthensohn</i>	471
Biokohle und Kompost als organische Bodenadditive für die Stabilisierung von Altlastenstandorten <i>G. Sigmund, T. Hüffer, T. Hofmann & G. Soja</i>	477
Kombination von Mikroorganismen und nullwertigem Nanoeseisen zum Abbau von CKW im Grundwasser <i>T.G. Reichenauer, D. Summer, P. Schöftner, B. Wimmer, T. Kostic & A. Sessitsch</i>	485
ZEROS - Zerstörung organischer Schadstoffe in Wässern mittels innovativer Verfahrenskombination (Teil 2) <i>K.P. Sedlazeck, D. Vollprecht, J. Gill, M. Hartl, P. Müller, R. Mischitz, W. Trois, I. Maunz & R. Frate</i>	489

Deponieplanung & -betrieb (33x)

Anpassung des IPCC-Gasprognosemodells an mitteleuropäische Verhältnisse <i>G. Rettenberger</i>	495
---	-----

Planfeststellung von Sonderabfall- und DK II-Deponien unter Berücksichtigung der TA Luft und der FFH-Richtlinie <i>C. Weiler, U. Bartl & B. Dieker</i>	501
---	-----

Monitoring (34x)

Geophysikalische Bildgebung zur Charakterisierung von Deponien und der internen Abfallzusammensetzung <i>A. Flores-Orozco, M. Steiner, J. Gallistl, & A. Ivanova</i>	509
Komplexer Ansatz für eine belastbare Grundwassergefährdungs- und –risikobewertung von Altlasten <i>P. Dost, F. Kurzius, K. Hellmann & C. Nitsche</i>	515
20 Jahre Einsatz von Dichtungskontrollsystemen bei der Überwachung von Deponieabdichtungen <i>A. Rödel</i>	523

Fallbeispiele Altlasten 1 (35x)

Optimierung des Betriebes der Phasenschöpfung für LNAPL/ DNAPL der Altlast O76 – Kokerei Linz <i>R. Mayr, C. Angermayer, G. Hirsch, A. Schönberg, G. Gnjezda & H. Raupenstrauch</i>	529
Verfahrensoptimierung der in-situ Belüftung am Beispiel der Deponie „Heferbach“ <i>R. Prantl, C. Brandstätter & J. Fellner</i>	535
Multifunktionale Sicherung der Altlast K20 „Kalkdeponie I/II“ in Brückl, Kärnten <i>H. Kraiger</i>	541

Fallbeispiele Altlasten 2 (36x)

Komplexe Grundwassersanierung mittels Airsparging an einem ehemaligen Ölhafen des Militärs <i>M. Alter, G. Schrauwen & P. Sommerhuber</i>	547
Raffinerierückbau – Ein Exit mit vielen Gewinnern <i>K. Noé</i>	551
Auf den Spuren von Christo <i>D. Ulbricht-Sundt</i>	557

Landfill Mining (37x)

Das "EU Training Network for Resource Recovery Through Enhanced Landfill Mining" (NEW-MINE)

D. Vollprecht, B. Küppers, R. Pomberger, L. Machiels, E. Bernardo & J. Krook.... 561

Characterization of Fine Fractions from Landfill Mining - A Case Study of a Landfill Site in Belgium

J.C. Hernández Parrodi, C. García López, K. Raulf, T. Pretz, B. Küppers, D. Vollprecht & R. Pomberger..... 569

Mine It Or Leave It - Integrating Landfilled Material Stocks Into Modern Resource Classification Frameworks

A. Winterstetter, E. Wille, P. Nagels & J. Fellner 577

Nachsorge (38x)

Kohlenstoffsенke Deponie - Restkohlenstoffgehalt nach Wiedereintreten aerober Milieubedingungen in Altdeponien

E. Binner, A. Pukhnyuk, P. Lechner & M. Huber-Humer..... 585

Maßnahmen zur Beschleunigung der Stabilisierung der organischen Abfallanteile auf der Deponie Rautenweg

D. Lesny, M. Huber- Humer, O. Pöschl, R. Scholger, K. Reiselhuber, R. Sarc & K. Lorber..... 591

Stickstoffumwandlungsprozesse in Altlasten durch In-situ Belüftung – Ein Vorhabensbericht zum Projekt MINTOX

N. Fricko, C. Brandstätter, J. Fellner & P. Aschenbrenner..... 599

Bewertung der Ergebnisse begleitender Laboruntersuchungen bei Deponiebelüftungsprojekten

M. Ritzkowski & K. Kuchta..... 601

Spezielle Themen (39x)

Beendigung von Umschließungsmaßnahmen an Altablagerungen – Rahmenbedingungen und Kriterien

G. Döberl, S. Foditsch, T. Dörrle, M. Ortman, T. Wirthensohn & H. Kraiger..... 607

Geokunststoffbasierte Lösungen für den Umgang mit kontaminierten subaquatischen Ablagerungen

K. Thimm, M. Wilke & H. Lassnig 611

PFAS - Poly- and perfluorierte Alkyl-Substanzen - Die neue Herausforderung

T. Held & P. Sommerhuber..... 617

Die Wirkung der hydraulisch gering durchlässigen Bereiche bei der in situ Grundwassersanierung <i>D. Poetke, G. Laudel & C. Nitsche</i>	623
--	-----

INTERNATIONALE ABFALLWIRTSCHAFT & SPEZIELLE RECYCLING-THEMEN

International Waste-to-Energy (43x)

Waste-to-Energy Role in Circular Economy Concept - Modelling Approach <i>J. Kropáč, J. Gregor & M. Pavlas</i>	629
Sustainable Approach to Valorise Ashes from MSWI <i>H. Lucas, B. Friedrich, P.R. Monich, E. Bernardo, G. Sauve & K. Van Acker</i>	637
Disposal of British Municipal Solid Waste (MSW) in Continental Europe <i>J. Schlecht, A. Sauter & T. Zeller</i>	645

Internationale Abfallwirtschaft (44x)

Vorratsklassifikation von anthropogenen Ressourcen <i>U. Kral, J. Fellner, D. Laner, H. Rechberger, S. Heuss-Aßbichler, F. Müller, M. Simoni, L. Weber, F.-W. Wellmer & A. Winterstetter</i>	651
GHS/CLP - Stoffbeschränkungen in der Abfallwirtschaft <i>B. Kummer</i>	659
Digitalisierung in der Abfallwirtschaft <i>W. Bauer</i>	665

Baurestmassen (45x)

Schad- und Störstofferkundungen von Abbruchobjekten – Erfahrungen und Problem-bereiche <i>A. Ragoßnig, J. Maier & H. Kellermann</i>	673
Herausforderungen bei der Verwendung von RC-Baustoffen aus aufbereiteten Bau-restmassen im Erdbau <i>S. Huber, C. Henzinger & D. Heyer</i>	679
Verwertungsstrategie „BauCycle“ <i>S. Dittrich, V. Thome, R. Wack, J. Nühlen, R. Gruna & J. Dörmann</i>	687

ReWaste4.0 (46x)

Recycling and Recovery of Waste 4.0 - ReWaste4.0 <i>R. Sarc & R. Pomberger</i>	693
Robotersortierlösungen von ZenRobotics <i>T. Baldt</i>	695

Spezielle Themen (47x)

Aktuelle Entwicklungen der Abfallwirtschaft in China <i>M. Nelles, I. Eickhoff, G. Morscheck & Y. Zhou</i>	701
Neuentwicklungen im Bereich der Wirbelstromsortierung <i>H. Tröbinger</i>	707
Recycling von Lithium-Ionen-Batterien aus Elektrofahrzeugen <i>K. Schneider, T. Elwert & M. Reimer</i>	711

Klärschlamm (48x)

Klärschlamm als Rohstoff - Ansätze für eine Kreislaufführung von Phosphor <i>L. Zeggel, C. Dierks, B. Lewandowski, M. Finke, S. Pfohl, M. Heene & D. Takoeta</i>	717
Phosphorrückgewinnung aus Klärschlammasche vor dem Hintergrund der neuen deutschen Klärschlammverordnung <i>M. Rapf</i>	723
Pilotversuche zum Recycling von Ammonium aus Trübwässern an einer Kläranlage <i>J. Lubensky, M. Ellersdorfer, A. Lechleitner & K. Stocker</i>	729
Phosphorrecycling aus Klärschlamm und Klärschlammasche – Perspektiven für Österreich <i>P. Mostbauer & E. Binner</i>	735

Aushubmaterialien (49x)

Verwertung von Bodenaushubmaterial - Oder doch nur Entledigung? <i>J. Mitterwallner</i>	741
Verwertung von Aushubmaterialien <i>M. Wellacher, R. Pomberger, D. Vollprecht, F. Poschacher, P. Liebhard & A. Jelecevic</i>	745
Materialbewirtschaftung bei der Errichtung des Gemeinschaftskraftwerk Inn <i>C. Rienessel</i>	753

Herstellung von Komposterden - Der ÖWAV Arbeitsbehelf 44	
<i>A. Stüger-Hopfgartner</i>	759

WEITERE BEITRÄGE

Zusammensetzung von gemischten Siedlungsabfällen in der Tschechischen Republik <i>T. Weissenbach, T. Dobra, R. Sarc, G. Schmidt & G. Lichtenegger</i>	763
Vergleich zweier Methoden zur Abschätzung des Materialgehaltes in ausgewählten Abfallballen <i>S. Möllnitz, R. Sarc & J. Eichner</i>	767
Identifizierung von Sb-, Cd-, Cr-, und Ni-Trägern in gemischten Abfällen auf Basis von Literaturdaten <i>S.A. Viczek & R. Sarc</i>	773
Korngrößenspezifische Charakterisierung eines marktüblichen gemischten Gewerbe- mülls für die EBS Produktion <i>J. Adam, A. Curtis & R. Sarc</i>	781
Sensortechnologien in der Kreislaufwirtschaft <i>S. Flamme, S. Hams & M. Zorn</i>	787
Digitale Abfallwirtschaft <i>R. Sarc, A. Curtis, K. Khodier, J. Koinegg, & M. Ortner</i>	793
Beschreibung von Abfallzusammensetzungen für Monte-Carlo-Simulationen - Ein Überblick über mathematische Möglichkeiten <i>K. Khodier & R. Sarc</i>	799
Unternehmensbefragung zum Thema Abfallwirtschaft 4.0 <i>R. Sarc & R. Hermann</i>	805

Intelligentes Bauen verbindet Menschen.

Bauen mit Herz und Verstand. Jedes Projekt ist anders und muss individuell geplant und ausgeführt werden. Mit der Schadstoffsanierung des ehemaligen Industriestandorts Penzingerstraße beweist die PORR Umwelttechnik erneut – Know-how, Erfahrung und Teamstärke machen sich immer bezahlt. porr-group.com

powered by

PORR



Zero {}
Waste
bedeutet:

VOR-
DENKEN.
NACH-
DENKEN.
UM-
DENKEN.

Saubermacher

Wir unterstützen Sie beim Auffinden von Ressourcenpotentialen in Abfällen. Unser Ziel: Zero Waste.

Index English Abstracts of Lectures

PLENARY SESSION PRESENTATION

The Long History of Legacies - Insights from Environmental History for a Sustainable Future <i>V. Winiwarter</i>	815
Does Waste Incineration Still Have a Future? <i>P. Quicker</i>	816
The „Wertstoffwende“ and How We Can Reach It <i>D. Goldmann</i>	817
Does Recycling Make Sense? – An Analysis from an Economic Point of View <i>I. Meyer & M. Sommer</i>	818
Fire-Hazardous Waste Materials – About Risks and Strategies in Waste Management <i>T. Nigl & R. Pomberger</i>	819

RECYCLING & WASTE PROCESSING

Sensor-Based Sorting (11x)

Tracer Based Sorting – Innovative Sorting Options for Post Consumer Products <i>J. Woidasky, C. Lang-Koetz, M. Heyde, S. Wiethoff, I. Sander, A. Schau, J. Moesslein, M. Fahr, B. Richards, A. Turshatov & F. Sorg</i>	820
Influence of Defilements on Sensorbased Sorting <i>B. Küppers, D. Vollprecht, R. Pomberger</i>	821
ARGOS - Development of a Multi-Sensor System for Real-Time Analysis Metal-Rich Processing Products <i>S. Flamme, S. Hams & M. Kölking</i>	822
Selective Recovery of Non-Ferrous Metal from ELV Scrap by EMT- and LIB-Spectroscopy <i>G.J. Lichtenegger & S. Laske</i>	823

Recycling of Industrial Residues (12x)

Recovering of Grains from Production Residues of Coated Abrasives <i>M. Schnell, L. Schenke, T. Horst, P. Quicker, H. Giani & A. Feil</i>	824
--	-----

Leaching Controlling Mechanisms of Heavy Metals in Steel Slags - Analyses, Modelling, Syntheses <i>S. Neuhold, D. Vollprecht, P. Presoly, J. Schenk & B. Adamczyk</i>	825
Paper Foam Boards on the Base of Recycled Paper Dust <i>W. Veltzke, M. Timpe & M. Baune</i>	826
Use of Recycled Waste Paper Reject as Filler for Thermoplastic Materials <i>A.F.K. Scholten & D. Meiners</i>	827

Innovative Sorting (13x)

Unused Potentials in Waste Treatment <i>A. Feil & T. Pretz</i>	828
Modular Sorting Plant – From Waste Streams to Valuable Concentrates <i>K. Bokelmann, M. Kehlenbach, J. Krierim, C. Gellermann & R. Stauber</i>	829
Densimetric Tables for Sorting of Recycling Materials <i>A.P. Kindler, J.J. Cebrian de la Torre & M. Trojosky</i>	830

Thermal Treatment (14x)

Handling of Disturbing Materials in WTE-Plants <i>A. Freimund</i>	831
Thermal Treatment of Carbon Fibre-Containing Waste - Intermediate Results of Practical Studies on an Industrial Scale <i>J. Stockschläder, P. Quicker, W. Baumann, M. Wexler, D. Stapf, C. Thiel, M. Beckmann & R. Koralewska</i>	832
Description of the Fuel Transport in the Feeding Area of Waste Incineration Plants <i>M.H. Zwiellehner, R. Warnecke & F. Grafmans</i>	833

Waste-to-Energy Residues (15x)

Fly Ashes From Waste Incineration - A Raw Material Source of the Future? <i>F. Gehring, R. Graf, S. Fromm, C. Hutterer, J. Haberl, M. Schuster, A.-L. Fabricius, M. Renner, L. Düster, R. Koralewska, A. Perfull & M. Funk</i>	834
Utilisation and Disposal of MSWI Bottom Ash in Europe <i>F. Huber & J. Fellner</i>	835
Recovery of Zn and Pb from Fly Ash Eluates - First Results <i>K. Tandon & S. Heuss-Aßbichler</i>	836

Recycling of Critical Metals (16x)

Smart Steering of Waste Streams Containing Special Metals - Challenges and Solutions Throughout the Process Chain <i>S. Kreibe, A. Förster, B. Reinelt & M. Krupp</i>	837
Recovery of (Critical) Metals from Fine Grained E-Scrap – Opportunities and Challenges <i>K. Pfandl, J. Hafner & R. Pomberger</i>	838
Developments in the Recycling of AlMn Batteries <i>A. Arnberger, E. Coskun, A. Aldrian & R. Pomberger</i>	839

Metal Recycling (17x)

Recovery of Valuable Metals from Steelmaking Slags in the InduCarb-Reactor <i>C. Ponak, S. Windisch, V. Mally, H. Raupenstrauch & A. Schönberg</i>	840
Process Analysis for Resource Efficient Recycling of Chips from Aluminium Processing <i>C.N. Cisló, T. Fazokas, B. Buchmayr & C. Weiß</i>	841
From Waste to Resource - How to Close the Cycle for Metal-Containing Sludges <i>F. Costa</i>	842

Biological Waste Treatment (18x)

Synergies Through Plant Combinations on Biogas Plants <i>M. Meirer, F. Blauensteiner & M. Pölz</i>	843
Spirubiosis in Germany – A Heat Usage Concept not Only for Biogas Plants <i>D.F. Weil</i>	844
Hydrothermal Processes as Treatment Options for Biogenic Residues and Waste - A Multi-Criteria Analysis Approach <i>D. Reißmann, A. Bezama & D. Thrän</i>	845
Compostability of Biodegradable Plastics – Monitoring with FTIR Spectroscopy <i>S. Lenz, P. Rauscher, E. Binner & M. Huber-Humer</i>	846

Plastic Recycling (19x)

Recycling of Plastics from WEEE with Simultaneous Elimination of Legacy Substances <i>C. Slijkhuis</i>	847
---	-----

Recycling of Multi Material Textile Waste - An Industrial Project <i>U. Jenull-Halver</i>	848
Recycling Challenge Multi-Layer? – Innovative Recycling Technology Offers Solution <i>F. Riedl</i>	849
Requirements for the Chemical Recycling of Fibre Reinforced Polymers <i>E. Seiler & U. Teipel</i>	850

WASTE MANAGEMENT & RESOURCE MANAGEMENT

Legal and Technological Aspects (21x)

Current Situation Concerning Co-Processing of Alternative Fuels and Raw Materials in the European Cement Industry <i>M. Oerter</i>	851
Is the (Whole) Earth Waste? <i>M. Eisenberger & C. Wutte</i>	852
Standardization of Residual Waste Sorting Analyses - Potentials and Limitations in an International Comparison <i>A. Happenhofer & P. Beigl</i>	853
Waste Management Law 4.0 - Legal Perspectives on a Digitised and Automated Waste Management <i>K. Lachmayer & L. Wieser</i>	854

Circular Economy (22x)

Status and Development of the Global Recycling Economy - Future Impact on Europe <i>P. Hodecek</i>	855
The EU Circular Economy Package – Is It a New Concept Or Water Under the Bridge? <i>A. Bartl</i>	856
Renaissance of Return-Refill Systems in Austria <i>C. Pladerer & P. Hietler</i>	857
Circular Economy – Which Recycling Rates are Suitable <i>W. Hauer</i>	858

Regional Waste Management (23x)

Where does Austria Stand on the Road to a Circular Economy for Plastic Packaging? <i>E. Van Eygen, D. Laner, H. Rechberger & J. Fellner</i>	859
--	-----

Provincial Waste Management Plan Styria 2018 <i>I. Winter</i>	860
--	-----

Problems of Wet Wipes in Sewage Treatment Plants in Styria <i>F. Hammer & M. Wellacher</i>	861
---	-----

Waste Collection 4.0 (24x)

Digital Citizen Integration in the Collection and Recycling Processes of Waste Management <i>T. Althoff & R. Holzhauer</i>	862
---	-----

Resource Scanner - How to Motivate Citizens! <i>A. Opelt, M. König, G. Lichtenegger, H. Rauscher, F. Suppan, S. Laske, A. Rinnhofer, M. Jaschik, G. Waltner & H. Bischof</i>	863
---	-----

Recycling Logistics 4.0 - Possibilities and Limits of Industry 4.0 for the Recycling Industry <i>M. Krupp & S. Kreibe</i>	864
--	-----

WEEE (25x)

Guideline for Analysis of E-Waste Generation and Composition – Development and Application <i>P. Beigl, R. Ottner & S. Salhofer</i>	865
--	-----

Management of Resource-Efficient Preparation for Reuse of Waste Electrical and Electronic Equipment <i>N. von Gries, H. Wilts & S. Bringezu</i>	866
--	-----

First Investigation of the Occurring Stresses during the Collection, Transport and Unloading of Waste Electrical and Electronic Equipment <i>R. Brüning & J. Wolf</i>	867
--	-----

Resource Efficiency (26x)

Resource Efficiency through Remanufacturing <i>U. Lange</i>	868
--	-----

Research Association for Increased Resource Efficiency in the Bavarian Economy - ForCYCLE II <i>M. Mocker, P. Hense & J. Neidel</i>	869
--	-----

The Potential of Stainless Steel in Urban Mining <i>C. Stadler, B. Stäubli, L. Morf, B. Hürlimann, E. Kuhn & G. Meylan</i>	870
---	-----

LCA (27x)

Recycling in Life Cycle Assessment - How do we Address Multifunctionality? <i>C. Dierks & G. Homm</i>	871
Sustainability Assessment for Advanced Biofuel from Waste Wood Integrated in the Steel Industry <i>G. Jungmeier, I. Kaltenegger, M. Hingsamer, P. Königshofer & M. Hadler</i>	872
LCA Modelling for the Development of a Simplified Assessment Tool for Wood Waste Valorisation and Disposal <i>N. Unger, S. Scherhauser, J. Davis, E. Holtz, K. Östergren, F. De Menna, M. Vittuari, P. Metcalfe & M. Loubiere</i>	873

Waste Prevention & Reuse (28x)

Enticing Consumers to Avoid Waste - Digital and Analogue Ways of Raising their Awareness <i>U. Gelbmann & M. Zimek</i>	874
Consequences of Optimised Packaging on Food Waste Prevention Potential at Consumer Level <i>G. Obersteiner, M. Cociancig, J. Mayerhofer, & S. Schwödt</i>	875
BauKarussell - Social Urban Mining <i>M. Meissner, C. Pladerer, M. Neitsch & T. Romm</i>	876
MehrWert because of MehrWeg – Reusable Cups for Coffee to go in Innsbruck <i>J. Knapp & A. Bockreis</i>	877

Food Waste (29x)

Monitoring and Reporting of Food Waste in Germany <i>D. Leverenz, P. Pils, G. Hafner & M. Kranert</i>	878
Food Waste Reduction and Its Potential to Mitigate Global Warming <i>S. Scherhauser & G. Obersteiner</i>	879
Waste Prevention in the Austrian Food Industry <i>P. Hietler & C. Pladerer</i>	880
All Bio – Initiative Bio-Cycle-Bag <i>R. Tulnik, H. Seiringer & S. Uschnig</i>	881

LANDFILL TECHNOLOGY & SITE REMEDIATION

Biological Remediation (31x)

- In Situ Remediation of Organic Contaminants in Dense Soils by Injection of Chemical/Biological Agents
B.T. Bogolte & R. Philipp 882
- Innovative In Situ Remediation of the Historically Contaminated Site N16 'Tuttendorfer Breite' - 9 Years of Operation
G. Luschin & A.P. Loibner..... 883
- Electron Acceptors and Microbial Communities in Anaerobic Alkane Activation Strategies
M. Kern & K.E. Brandstätter-Scherr..... 884

Contaminated Site Research in the Light of Austrian Legislation (32x)

- Research on Contaminated Sites Within the Austrian Federal Funding Scheme
T. Wirthensohn 885
- Biochar and Compost as Organic Soil Additive for the Stabilisation of Contaminants
G. Sigmund, T. Hüffer, T. Hofmann & G. Soja..... 886
- Combination of Microorganisms and ZVI for Degradation of Perchloroethene - Lab- and Lysimeter Investigations
T.G. Reichenauer, D. Summer, P. Schöftner, B. Wimmer, T. Kostic & A. Sessitsch..... 887
- ZEROS – Decomposition of Aquatic Organic Pollutants Driven by an Innovative Process Combination (Part 2)
K.P. Sedlazeck, D. Vollprecht, J. Gill, M. Hartl, P. Müller, R. Mischitz, W. Trois, I. Maunz & R. Frate..... 888

Planning and Operation of Landfills (33x)

- Adjustment of the IPCC Gas Prognosis Model to Middle-European Conditions
G. Rettenberger..... 889
- Planning Assessment for Hazardous Waste and DK II-Landfills in Consideration of TA Luft 2002 and FFH-Directive
C. Weiler, U. Bartl & B. Dieker..... 890

Monitoring (34x)

- Geophysical Imaging for an Improved Delineation of the Internal Structure and Composition of Landfills
A. Flores-Orozco, M. Steiner, J. Gallistl, & A. Ivanova..... 891
- Comprehensive Approach for a Reliable Hazard and Risk Assessment of Groundwater at Contaminated Former Industrial Sites
P. Dost, F. Kurzius, K. Hellmann & C. Nitsche..... 892
- 20 Years of Use of Seal Control Systems to Monitor Landfill Sealing Systems
A. Rödel..... 893

Case Studies on Contaminated Sites 1 (35x)

- Model-Based Optimization for the Operation of LNAPL/DNAPL-Skimming on the Contaminated Site O76 - Coking Plant Linz
R. Mayr, C. Angermayer, G. Hirsch, A. Schönberg, G. Gnjezda & H. Raupenstrauch..... 894
- Optimizing the In-Situ Aeration of Landfills Using the Example of the Austrian Landfill "Heferlbach"
R. Prantl, C. Brandstätter & J. Fellner..... 895
- Multifunctional Securing of Contaminated Site K20 „Kalkdeponie I/II“, Brückl, Carinthia
H. Kraiger..... 896

Case Studies on Contaminated Sites 2 (36x)

- Complex Groundwater Remediation by Airsparging at a Former Military Oil Port
M. Alter, G. Schrauwen & P. Sommerhuber 897
- Demolition of a Refinery – A Site Exit with Many Winners
K. Noé..... 898
- In the Footsteps of Christo
D. Ulbricht-Sundt 899

Landfill Mining (37x)

- The EU Training Network for Resource Recovery Through Enhanced Landfill Mining (NEW-MINE)
D. Vollprecht, B. Küppers, R. Pomberger, L. Machiels, E. Bernardo & J. Krook.... 900

Characterization of Fine Fractions from Landfill Mining - A Case Study of a Landfill Site in Belgium
J.C. Hernández Parrodi, C. García López, K. Raulf, T. Pretz, B. Küppers, D. Vollprecht & R. Pomberger..... 901

Mine It Or Leave It? - Integrating Landfilled Material Stocks Into Modern Resource Classification Frameworks
A. Winterstetter, E. Wille, P. Nagels & J. Fellner 902

Landfill Aftercare (38x)

Carbon Sink Landfill - Expected Carbon Content after 2.5 to 5 Years of Aerobisation
E. Binner, A. Pukhnyuk, P. Lechner & M. Huber-Humer..... 903

Measures for the Stabilization of Organic Waste at the Landfill Rautenweg
D. Lesny, M. Huber- Humer, O. Pöschl, R. Scholger, K. Reiselhuber, R. Sarc & K. Lorber..... 904

Nitrogen Transformation by Reason of In-Situ Aeration - A Preview on Project MINTOX
N. Fricko, C. Brandstätter, J. Fellner & P. Aschenbrenner..... 905

Evaluation of Results from Simulated Aerated Landfills
M. Ritzkowski & K. Kuchta..... 906

Special Topics (39x)

Terminating Encapsulation Measures at Old Landfill Sites
G. Döberl, S. Foditsch, T. Dörrie, M. Ortman, T. Wirthensohn & H. Kraiger..... 907

Geotextile Based Solutions for Treatment of Contaminated Subaquatic Depositions
K. Thimm, M. Wilke & H. Lassnig 908

PFAS - Poly- and Perfluorinated Alkyl Substances – The New Challenge
T. Held & P. Sommerhuber..... 909

The Effect of Hydraulically Low Permeability Areas on In-Situ Groundwater Remediation
D. Poetke, G. Laudel & C. Nitsche..... 910

INTERNATIONAL WASTE MANAGEMEN & SPECIAL RECYCLING ISSUES

International Waste-to-Energy (43x)

Waste-to-Energy Role in Circular Economy Concept - Modelling Approach
J. Kropáč, J. Gregor & M. Pavlas..... 911

Sustainable Approach to Valorise Ashes from MSWI <i>H. Lucas, B. Friedrich, P.R. Monich, E. Bernardo, G. Sauve & K. Van Acker</i>	912
Disposal of British Municipal Solid Waste (MSW) in Continental Europe <i>J. Schlecht, A. Sauter & T. Zeller</i>	913

International Waste Management (44x)

Classification of Anthropogenic Resources <i>U. Kral, J. Fellner, D. Laner, H. Rechberger, S. Heuss-Albichler, F. Müller, M. Simoni, L. Weber, F.-W. Wellmer & A. Winterstetter</i>	914
GHS and Substance Restrictions – Limits and New Demands for Recycling Processes? <i>B. Kummer</i>	915
Digitalization in Wastemanagement <i>W. Bauer</i>	916

Construction and Demolition Waste (45x)

Investigations for Pollutants and Contraries at Demolition Sites - Experiences and Challenges <i>A. Ragoßnig, J. Maier & H. Kellermann</i>	917
Challenges in Using RC Building Materials from Recycled Construction Waste in Earthworks <i>S. Huber & D. Heyer</i>	918
The Project BauCycle <i>S. Dittrich, V. Thome, R. Wack, J. Nühlen, R. Gruna & J. Dörmann</i>	919

ReWaste4.0 (46x)

Recycling and Recovery of Waste 4.0 - ReWaste4.0 <i>R. Sarc & R. Pomberger</i>	920
Extract Robotic Sorting Solution ZenRobotics <i>T. Baldt</i>	921

Special Topics (47x)

Waste Management in China <i>M. Nelles, I. Eickhoff, G. Morscheck & Y. Zhou</i>	922
--	-----

Innovations On The Field Of Eddy Current Separation <i>H. Tröbinger</i>	923
--	-----

Recycling of Lithium-Ion Batteries from Electric Vehicles <i>K. Schneider, T. Elwert & M. Reimer</i>	924
---	-----

Sewage Sludge (48x)

Sewage Sludge as a Raw Material - Approaches for a Recycling of Phosphorus <i>L. Zeggel, C. Dierks, B. Lewandowski, M. Finke, S. Pfohl, M. Heene & D. Takoeta</i>	925
--	-----

Phosphorus Recovery from Sewage Sludge Ash in Respect to the New German Sewage Sludge Ordinance <i>M. Rapf</i>	926
---	-----

Pilot-Scale Tests for the Recovery of Nitrogen from Sludge Liquor at a Waste Water Treatment Plant <i>J. Lubensky, M. Ellersdorfer, A. Lechleitner & K. Stocker</i>	927
--	-----

Recycling of Phosphorus from Sewage Sludge and Sludge Ash - Outlook for Austria <i>P. Mostbauer, E. Binner</i>	928
---	-----

Excavation Material (49x)

Recovery of Excavated Soil - Or Just Disposal? <i>J. Mitterwallner</i>	929
---	-----

Recycling of Excavated Soil <i>M. Wellacher, R. Pomberger, D. Vollprecht, F. Poschacher, P. Liebhard & A. Jelecevic</i>	930
--	-----

Management of Excavated Materials at the Construction Sites of the Gemeinschaftskraftwerk Inn <i>C. Rienessel</i>	931
--	-----

Production of a Compost - Excavated Soil Compound - The ÖWAV Guideline 44 <i>A. Stüger-Hopfgartner</i>	932
---	-----

FURTHER ARTICLES

Composition of Mixed Municipal Waste in the Czech Republic <i>T. Weissenbach, T. Dobra, R. Sarc, G. Schmidt & G. Lichtenegger</i>	933
--	-----

Comparison of Two Methods to Estimate the Material Content in Selected Waste Bales <i>S. Möllnitz, R. Sarc & J. Eichner</i>	934
Identification of Sb-, Cd-, Cr-, and Ni-Carriers in Mixed Solid Waste Based on Data in Literature <i>S.A. Viczek & R. Sarc</i>	935
Grain Size-Specific Characterization of Mixed Commercial Waste for SRF Production <i>J. Adam, A. Curtis & R. Sarc</i>	936
Sensor Technologies in the Circular Economy <i>S. Flamme, S. Hams & M. Zorn</i>	937
Digital Waste Management <i>R. Sarc, A. Curtis, K. Khodier, J. Koinegg, & M. Ortner</i>	938
Description of Waste Compositions for Monte Carlo Simulations – An Overview of Potential Mathematical Methods <i>K. Khodier & R. Sarc</i>	939
Company Survey on the Issue of Waste Management 4.0 <i>R. Sarc & R. Hermann</i>	940

Unser Element: Beton & Zement!



Exzellente Zemente sind das Fundament des modernen Tiefbaus. Wir von w&p Zement investieren in optimale Technologien und beste Qualitätssicherung. Durch die hohe Qualität der Zemente und Bindemittel sind die Produkte von w&p die beste Grundlage für solide Fundamente, dauerhafte Bauwerke und leistungsfähige Verkehrswege.

www.zement.wup.at



w&p
ZEMENT
EIN UNTERNEHMEN DER WIETERSDORFER GRUPPE

Cleantech-Cluster

Saubere Wertschöpfung ist starke Wertschöpfung

Der Cleantech-Cluster der öö. Standortagentur Business Upper Austria ist mit seinen 250 Partnern die Plattform der Umwelt- und Energietechnologie-Unternehmen in OÖ. Er hat die Stärkung der Innovationskraft, Wettbewerbsfähigkeit und Sichtbarkeit der Partner, Technologietransfer von Energie- und Umwelttechnikinnovationen, Entwicklung und Umsetzung von ökologischen und ökonomischen Lösungen zum Ziel.

www.cleantech-cluster.at

CTC
CLEANTECH
CLUSTER

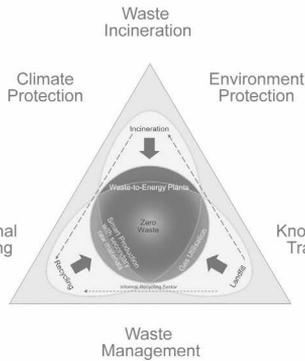


W_tERT

Waste-to-Energy Research and Technology Council



Academic
Research



Waste
Management



International
Networking



Knowledge
Transfer

Waste
Management

WERT Germany GmbH - Lipowsky Straße 8 - 81373 München
Phone: +49 89 189 1737 15 - E-Mail: postmaster@wert.eu - Domain: www.wert.eu

Österreichischer Wasser- und Abfallwirtschaftsverband



Das österreichische **Kompetenzzentrum** für
Wasser-, Abwasser- und Abfallwirtschaft

www.oewav.at



zukunft
SEIT 1909
denken

Plenarvorträge

TEST-ABO

RECYCLING magazin – Lesen, was die Branche bewegt

2 AUSGABEN GRATIS PROBELESEN

- ▶ Neueste Entwicklungen zu Technik, Wirtschaft, Politik und Recht
- ▶ Reportagen, Interviews, Marktanalysen
- ▶ jeden Monat neu

JETZT ONLINE ANFORDERN UNTER: www.recyclingmagazin.de/probelesen



VOEB

VERBAND ÖSTERREICHISCHER
ENTSORGUNGSBETRIEBE

*Gemeinsam
Ressourcen sichern*

FEAD is the European Federation representing the private waste and resource management industry across Europe. FEAD's members are national waste management associations covering 19 Member States, Norway and Serbia.

For more information, you can find us at fead.be and on Twitter @FeadInfo.



European Federation of Waste Management and Environmental Services
Fédération Européenne des Activités de la Dépollution et de l'Environnement
Europäische Föderation der Entsorgungswirtschaft

Die lange Geschichte der Altlasten - Umwelthistorische Einsichten für eine nachhaltige Zukunft

V. Winiwarter

Universität für Bodenkultur, Institut für Soziale Ökologie, Österreich
Guest Researcher, Complexity Science Hub Vienna, 1.3.2018-30.9.2018

KURZFASSUNG: Altlasten sind seit den 1980er Jahren zunehmend in den Blick geraten, es gibt sie – zumindest im Sinne langfristiger, anthropogener problematischer Veränderungen von Ökosystemen – allerdings schon sehr viel länger. Sie stellen eine Hypothek auf die zukünftige Entwicklung dar, die in der Nachhaltigkeitsdiskussion zu wenig berücksichtigt wird. Altlasten entstehen entlang der ganzen Wertschöpfungskette extraktiver Industrien und entfalten eine besondere Problematik dort, wo sie im Zusammenhang mit militärischen Unternehmungen stehen. Die zu ihrer Entstehung in Vergangenheit und Gegenwart führenden Entscheidungen können im Vergleich mit historischen Prozessen nachvollziehbar gemacht werden. Dies ermöglicht auch, vorsorgendes Handeln im Umgang mit ihnen besser zu etablieren.

1 EINLEITUNG

Seit den 1980er Jahren hat sich der Begriff „Altlasten“ in der deutschsprachigen Raumplanung und Abfallwirtschaft verbreitet, um Orte, an denen für Menschen und andere Organismen gefährliche Stoffe liegen, zu bezeichnen. Die Schaffung neuer Begriffe, oder der Wandel der Bedeutung vorhandener ist in den meisten Fällen ein Indiz dafür, dass ein neues gesellschaftliches Phänomen aufgetreten ist, dessen begriffliche Klärung in Recht, Technik, Wirtschaft, Politik und anderen betroffenen Sektoren als nötig erachtet wird. Ludolf Kuchenbuch zeigte bereits vor 30 Jahren, dass die Begriffsgeschichte des Wortes „Abfall“ es ermöglicht, die sich steigernde gesellschaftliche Abfallproduktion zu verfolgen. Bereits für die 1980er Jahre diagnostizierte er: „Abfall ist [...] umfassend gegenwärtig“ (Kuchenbuch 1988). Wie hier argumentiert werden soll, bezeichnet das neuere Wort „Altlast“, das 1991 erstmals in den Rechtsschreib-Duden aufgenommen wurde, ein Phänomen, dessen Bedeutung für die Möglichkeit und die Herausforderungen nachhaltiger Entwicklung derzeit noch nicht ausreichend diskutiert wird.

Begriffe entstehen nicht in allen Sprachen gleichzeitig, sie können als Lehnwort wandern, assimiliert werden, oder zu eigenen Schöpfungen in der anderen Sprache führen, sofern sie überhaupt aufgegriffen werden. Der Vergleich mit anderen Sprachen kann Indiz für den je verschiedenen gesellschaftlichen Umgang mit einem Phänomen sein. In Tabelle 1 ist die Fülle an englischen Begriffen, die alle mit dem deutschen Wort „Altlast“ übersetzt werden, zu sehen. Sieht man von 3 Bedeutungen aus dem Bereich der Versicherungswirtschaft ab, stammen die Begriffe alle aus dem Bereich Umwelt oder Technik.

Der im Kompositum „Altlast“ gebändigte Charakter der Last wird bei der Rückübersetzung deutlicher. Die Begriffe „hazardous“ (gefährlich, im Bereich des Abfalls auch oft mit „Sondermüll“ in Verbindung), „contaminated land“ (also etwa: „kontaminiertes Land“) und „recalcitrant compounds“, etwa langlebige oder schwer abbaubare Verbindungen, beschreiben die verschiedenen Aspekte des Problems von Altlasten sehr gut. „Inherited liability“ und „inherited pollution burden“ machen auf einen Aspekt besonders aufmerksam, zu dem die Umweltgeschichte beitragen kann. Altlasten sind „ererbte“, sie stammen aus der Vergangenheit, sie stellen eine Verpflichtung dar, die

uns von unseren Vorfahren auferlegt wurde. Das bedeutet auch: sie beschränken Handlungsmöglichkeiten in der Zukunft.

Tab 1. Im Englischen hat der Begriff Altlast mindestens 40 Bedeutungen.

Englischer Begriff	Deutsche Übersetzung
legacy	die Altlast Pl.: die Altlasten
problem site	die Altlast Pl.: die Altlasten
abandoned hazardous site [UMWELT]	die Altlast Pl.: die Altlasten
abandoned site [UMWELT]	die Altlast Pl.: die Altlasten
abandoned waste [TECH.]	die Altlast Pl.: die Altlasten
abandoned waste dump [UMWELT]	die Altlast Pl.: die Altlasten
brownfield Sg., meist im Plural: brownfields [UMWELT]	die Altlast meist im Pl.: Altlasten
brownfield site Sg., meist im Plural: brownfield sites [UMWELT]	die Altlast meist im Pl.: Altlasten
burden [UMWELT]	die Altlast Pl.: die Altlasten
burden of the past [TECH.]	die Altlast Pl.: die Altlasten
cases of old and inherited pollution [UMWELT]	die Altlast Pl.: die Altlasten
contaminated land [UMWELT]	die Altlast Pl.: die Altlasten
hazardous waste [UMWELT]	die Altlast Pl.: die Altlasten
hazardous waste site [UMWELT]	die Altlast Pl.: die Altlasten
inherited liability [UMWELT]	die Altlast meist im Pl.: Altlasten
longstanding pollution [UMWELT]	die Altlast Pl.: die Altlasten
old environmental damage [UMWELT]	die Altlast Pl.: die Altlasten
past pollution [UMWELT]	die Altlast Pl.: die Altlasten
past service liabilities [VERSICH.]	die Altlast Pl.: die Altlasten
recalcitrant compounds [UMWELT]	die Altlast Pl.: die Altlasten
recalcitrant substance [UMWELT]	die Altlast Pl.: die Altlasten
residual pollution [UMWELT]	die Altlast Pl.: die Altlasten
residual waste [UMWELT]	die Altlast Pl.: die Altlasten
site already contaminated [UMWELT]	die Altlast Pl.: die Altlasten
legacy of pollution	die Altlasten Pl.
old neglected deposits - toxic waste Pl.	die Altlasten Pl.
polluted areas Pl.	die Altlasten Pl.
abandoned polluted areas [UMWELT]	die Altlasten Pl.
bad debts Pl. [FINAN.]	die Altlasten Pl.
contaminated sites Pl. [UMWELT]	die Altlasten Pl.
contaminated soils Pl. [CHEM.]	die Altlasten Pl.
existing waste deposits Pl. [TECH.]	die Altlasten Pl.
inherited pollution burden [UMWELT][VERSICH.]	die Altlasten Pl.
pollution legacy [UMWELT]	die Altlasten Pl.
relics Pl. [UMWELT]	die Altlasten Pl.
inherited pollution [VERSICH.]	die Altlasten Pl. - Einzelfall
inherited burden [VERSICH.]	die Altlasten Pl. - kausaler Zusammenhang
area of suspected contamination [UMWELT]	die Altlast-Verdachtsfläche
heavy metal legacies [UMWELT]	die Schwermetall-Altlasten Pl.
clean-up of former waste deposits	Sanierung von Altlasten

¹ Screen-shot aus dem online-Wörterbuch „LEO“ [<https://dict.leo.org/englisch-deutsch/altlast>], Abgerufen am 18.6.2018.

Was lässt sich aus der Geschichte der Altlasten für die Zukunft lernen? Zwei Lernchancen stehen im Vordergrund der folgenden Ausführungen, die Frage des Ausmaßes und der Bezug zur nachhaltigen Entwicklung.

2 ALTLASTEN ALS HYPOTHEK BERÜCKSICHTIGEN

Betrachtet man im Gedankenexperiment die Welt für einen Augenblick aus der Sicht zukünftiger Generationen, so kann die Frage gestellt werden, welche toxischen Altlasten, welche „old, neglected deposits“ die Menschheit global gerade jetzt dabei ist, zu verursachen. Während in vielen Ländern die geordnete Entsorgung von problematischen Stoffen durchaus bewältigt wird, gibt es ebenso viele Länder, in denen mangelhafte Regelungen, Korruption, fehlende technische Kompetenz und sehr häufig der Mangel an finanziellen Mitteln dazu führen, dass die künftigen toxischen Altlasten weiterhin entstehen.

Die EU hat in ihrem Bericht zur Umsetzung der Richtlinie zur Bewirtschaftung von Abfällen aus der mineralgewinnenden Industrie 2017 auf mangelnde Berichterstattung und teils schlechte Datenqualität explizit hingewiesen. Beides sind wichtige Voraussetzungen für ein langzeitorientiertes Management (Directorate-General for Environment 2017). Eine der wichtigsten Rahmenbedingungen für den erfolgreichen Umgang mit generationsübergreifenden Aufgaben beim Management von Altlasten ist die öffentliche Teilhabe an Entscheidungsprozessen, wie sie in der Aarhus Konvention, den Almaty Guidelines und den entsprechenden nationalen Dokumenten dargelegt wird. Alle Dokumente zur Partizipation sind bei der UNECE zusammengestellt (UNECE 2005ff). Allerdings ist ein proaktiver Zugang zu Umweltinformationen und die aktive Einbindung von Betroffenen weiterhin ein Desiderat (Justice and Environment Austria 2010).

Schwerwiegende Unfälle sind in der Öffentlichkeit präsenter als die oft schleichenden Probleme von Altlasten, obwohl durchaus ein Zusammenhang besteht, wie man an den Uranabraumhalden von Mailuuusuu (Kirgisistan) oder den Cyanidteichen von Baia Mare (Rumänien) sehen kann. Der Text der EU-Richtlinie betreffend die Beherrschung der Gefahren schwerer Unfälle mit gefährlichen Stoffen (Amtsblatt der Europäischen Union 2012) listet in Absatz 2 jene Orte, die den Erstellern als Beispiel für folgenschwere Unfälle, die künftig verhindert werden sollen, dienen: Seveso (10.7.1976), Bhopal (2.12.1984), Schweizerhalle (1.11.1986), Enschede (13.5.2000), Toulouse (21.9.2001) und Buncefield (11.12.2005). Gründe für einen vorsorgenden Umgang mit technischen Risiken hätte es also schon davor gegeben, doch war es zumindest in der Einschätzung von Ulrich Beck die Reaktorkatastrophe von Tschernobyl am 26. April 1986, die einen Wendepunkt markiert. Er sah ein „Weltindustriesystem“, das die klassische Industriegesellschaft des 19. Jahrhunderts mit ihrer konstruierten Gegenüberstellung von Natur und Gesellschaft ans Ende geführt hatte, ausgeliefert „an die industriell integrierte und verseuchte ‚Natur‘“ (Beck 1986). Seine Einsicht, nach der weder Gesellschaft noch Natur ohne das jeweils andere begriffen werden kann, gilt aus umwelthistorischer Sicht keinesfalls nur für die Beobachtung moderner Gesellschaften. Altlasten sind Produkt dieser Verquickung von Natur und Gesellschaft, aber im Gegensatz zu Unfällen medial kaum präsent.

2.1 Zum Ausmaß des Altlastenproblems

Das Ausmaß des Altlastenproblems wird massiv unterschätzt und spielt, wie noch zu zeigen sein wird, in der weltweiten Nachhaltigkeitsdebatte zu wenig Rolle. Die folgenden Hinweise zeigen, dass Altlasten entlang der ganzen Wertschöpfungskette gefährlicher Stoffe entstehen und dass auch Phänomene, die gemeinhin nicht als solche bezeichnet werden, langlebig und problematisch sein können.

Am Beginn der Wertschöpfungskette stehen die Gewinnung von Rohstoffen und die damit einhergehenden Umweltbelastungen, die durchaus langlebig sein können. Der Abbau von Uran hat weltweit $938 \times 10^6 \text{ m}^3$ Rückstände erzeugt. Die Radioaktivität dieser Rückstände hängt von der abgebauten Erzmenge ab und variiert von weniger als

1 Bq/g bis mehr als 100 Bq/g. Die gebräuchlichste Art der Entsorgung ist oberflächennahe Aufstauung in der Nähe der Mine oder Aufbereitungsanlage. Die hauptsächlichsten Strahlungsrisiken von Uranabbaurestmassen sind Gammastrahlung, im Wesentlichen durch Radiumzerfall; Ausbreitung radioaktiven Staubs durch den Wind sowie Radongas und seine radioaktiven Töchter, von denen bekannt ist, dass sie Lungenkrebs verursachen. Uranabbaurückstände sind oft auch mit erhöhten Konzentrationen hochtoxischer Schwermetalle verbunden, die eine Hauptquelle für Oberflächen- und Grundwasserverunreinigungen darstellen. Aufgrund ihres hohen Sulfidgehaltes (einige bis einige zehn Gewichtsprozent) können Abraumhalden Grundwasser ansäuern und die Freisetzung radioaktiver und gefährlicher Elemente beschleunigen (Abdelouas 2006). Allein im Westen der USA sind 15.000 aufgegebene Uranminen mit Abraumhalden bekannt, sie stellen damit das größte Volumen radioaktiver Abfälle in den USA dar (Joseph et al. 2017).

Am Ende der zivilen Uran-Wertschöpfungskette stehen Endlager für abgebrannte Brennelemente, als solche eine Ewigkeitslast, aber bei militärischen Anlagen sind die Probleme noch deutlich größer. Die amerikanische Plutoniumfabrik Hanford, die 1943 errichtet wurde und bis 1987 in Betrieb war, wird bis mindestens zum Jahr 2052 Sicherungsmaßnahmen erfordern. Insbesondere die unterirdischen Abfalltanks, die mit unbekanntem Mischungen chemisch und radioaktiv bedenklicher Substanzen gefüllt sind und ihre geplante Lebensdauer schon deutlich überschritten haben, stellen eine heimtückische Altlast dar. Die Eröffnung der Anlage zur Aufarbeitung der Tankinhalte wird seit Jahren verschoben. Berichte über den Fortschritt der Sicherungsaufgaben in Hanford machen inzwischen aus guten Gründen keine Angaben über den Abschluss mehr, je nach zur Verfügung stehenden Mitteln, heißt es da, wird es bis 2062 dauern, oder länger (Brown 2015).

Andere wissen bereits, dass sie für die Ewigkeit planen müssen. Der deutsche Kohlebergbau im Ruhrgebiet wurde 2018 geschlossen. Bei den Ewigkeitsaufgaben, die die Ruhrkohle AG-Stiftung ab 2019 finanziert, handelt es sich um Bergbaufolgen, die auf ewig Maßnahmen erfordern, Grubenwasserhaltung zum Trinkwasserschutz, Grundwassermanagement und die Erhaltung von Poldern. Ab 2019 muss die RAG für die Finanzierung dieser Ewigkeitsaufgaben geschätzte 220 Millionen Euro pro Jahr aufwenden. Auf ewig, oder zumindest, solange die dicht besiedelte Gegend weiterhin bewohnbar sein soll (RAG 2018).

Über dem Grundwasserreservoir der Stadt Yellowknife in Kanada liegt die Giant Mine, eine seit dem Jahr 2004 geschlossene Goldmine, die ab 1948 etwa 218 Tonnen Gold produzierte. Die Betreiberfirma ging 1999 in Konkurs, wodurch alle Sanierungskosten von der Öffentlichkeit getragen werden müssen. Beim Goldabbau entstanden über 237000 Tonnen Arsenitoxid, da das Gold dort in Erzkörpern von Arsenopyrit (FeAsS) gebunden ist. Dies erforderte zur Goldgewinnung eine Röstung, wobei As und S zu As_2O_3 und Schwefeldioxid (SO_2) umgewandelt wurden, bevor sie für die ersten 3 Jahre in die Atmosphäre geleitet wurden, zusammen mit anderen Metallen im Erz wie Antimon (Sb). Nach dem Tod eines Kindes wurde 1951 eine Filteranlage gebaut, deren Ergebnis die jetzige Altlast ist. Die meisten Formen von As sind toxisch für Organismen und anorganische Arsenika sind krebserregend. Das Ausmaß der As-Toxizität hängt stark von der chemischen Speziation ab, wobei anorganische Formen, die das dreiwertige As(III)-Ion enthalten, typischerweise am toxischeren Ende der Skala liegen (Houben et al. 2016). Der Verhandlungsprozess über den Umgang mit dieser Altlast erbrachte eine „Zwischenlösung“, von der aber viele Ansässige fürchten, dass sie auf unbestimmte Zeit die einzige bleiben wird. Thermosiphons wurden installiert, die den unterirdisch in den alten Minengängen lagernden Arsenitoxidstaub einfrieren bzw. mit einer Schicht aus gefrorenem Boden umgeben, damit die wasserlösliche

Substanz nicht ins Grundwasser gelangen kann. Giant Mine ist eine höchst kostspielige Altlast, Sanierungs- und Ewigkeitskosten werden auf etwa \$1 Billion CAD geschätzt (Houben et al. 2016).

Freilich könnte auch die Entwaldung großer Teile Mexikos durch den kolonialen Silberbergbau als langlebiges, problematisches Erbe gelten. Dieser Fall macht auch deutlich, dass Altlasten im Sinne von dauerhafter Umweltdegradation keine Angelegenheit des 20. Jahrhunderts sind. Für die Minen der spanischen Kolonialherren im heutigen Mexiko wurde je Kilogramm Silber der Holzbestand von mehr als 6000 m² Wald, verbraucht, insgesamt mehr als 315000 km² (das entspricht etwa der Landesfläche von Polen). Dazu kommen etwa 76000 km² Waldrodung, die die mit Erz bezahlten Minenarbeiter zur Gewinnung des Silbers in kleinen, ineffizienten Öfen verursachten. Zwischen 1558 und 1804 wurden 20% der Landesfläche Mexikos für die Silbergewinnung entwaldet. Die Gebirgsregionen in der Landesmitte, wo die Minen lagen, waren am schlimmsten betroffen. Das Tal der Silbermine von San Luis Potosí, einer Minenstadt in der Mitte Mexikos, war bald entwaldet. Schon 20 Jahre nach Beginn des Bergbaus 1614 musste die Holzkohle aus bis zu 120 km Entfernung angeliefert werden. Mitte des 17. Jahrhunderts sahen sich Reisende einer baumlosen, nackten Landschaft gegenüber, in der nur mehr einzelne Yuccapalmen überlebt hatten. Die Wälder waren der Holzkohleproduktion zum Opfer gefallen, darunter auch der Süßhülsenbaum (auch Mesquite), der zur Familie der Hülsenfrüchte gehört. In der subtropischen Hitze ist schon der Schatten, den Bäume spenden, ein entscheidender ökologischer Faktor, dazu kam der stickstofffixierende Mesquitebaum dessen Düngewirkung auch anderen Pflanzen zugutekam, die den so angereicherten Boden nutzten. War der Baumbestand auf den Bergen um die Silberminen erst einmal gerodet, setzten Wüstungsprozesse ein. Eine Wiederbewaldung ist bis heute nicht möglich (Studnicki-Gizbert & Schechter 2010).

2.2 Die Agenda 2030 und die Altlasten

Mit den Nachhaltigkeitszielen der Vereinten Nationen, der Agenda 2030, deren 17 Zielbereiche und 169 Ziele eine umfassende Neuorientierung von Gesellschaft bewirken sollen, vom Ende der Armut bis zur Schaffung von Partnerschaften zur Erreichung der Ziele (siehe Abbildung 1), haben sich 193 Staaten verpflichtet, Wege zu einer nachhaltigeren Entwicklung zu gehen. Erstaunlicherweise wurde die Frage des Umgangs mit Altlasten in keinem der Ziele explizit aufgenommen, obwohl sie sowohl bei der Erhaltung der Biodiversität im Wasser und an Land (Ziel 14 und 15), als auch bei Ziel 3 (Gesundheit) und Ziel 6 (Sauberes Wasser) bedeutsam ist. Auch bei der Frage nachhaltiger Städte (11) sind Altlasten zu berücksichtigen – in diesem Zusammenhang werden sie oft als „brownfield“ bezeichnet. Letztlich kann auch bei Ziel 16, wo es um Frieden und Gerechtigkeit geht, nicht ignoriert werden, dass manche Altlasten ein Sicherheitsproblem darstellen. Keines der Ziele berücksichtigt, dass es sehr aufwendig sein kann, Altlasten zu sanieren, bzw. sie zu stabilisieren, denn Sanierung ist nicht immer möglich. Damit sind auch Ziel 1 (Keine Armut) und Ziel 8 (Menschenwürdige Arbeit und Wirtschaftswachstum) betroffen.



Abb. 1: Die offizielle Überblicksdarstellung der 17 Nachhaltigkeitsziele der Vereinten Nationen, die in der Agenda 2030 festgelegt wurden. Österreich ist einer von 193 Staaten, die diese Strategie ratifiziert haben.

Die Umsetzung der Agenda 2030 sollte um eine Altlastendimension angereichert werden, andernfalls werden Prioritäten gesetzt, die den Problemlagen nicht angemessen sind. Doch wie kommt es dazu, dass Altlasten entstehen und ignoriert werden?

3 SCHLUSSFOLGERUNGEN

Menschliche Gesellschaften sahen und sehen sich in der immerwährend fluktuierenden Umwelt vor die Aufgabe gestellt, für stabile Verhältnisse zu sorgen, um sich als Gesellschaft, also samt ihren kulturellen Artefakten und Symbolsystemen reproduzieren zu können. Öffentliche Infrastrukturen wie Bewässerungskanäle oder Kraftwerke dienen letztlich diesem Ziel. Gesellschaften treffen dafür nicht nur technische, sondern auch Entscheidungen über institutionelle Vorkehrungen. Die meisten dieser Entscheidungen sind kurzfristigen Zielen verpflichtet und blenden langfristige Folgen aus. Das ist nicht überraschend.

Allerdings können die sozialen und ökologischen Folgen von Aktivitäten, die in Reaktion auf kurzfristige Störungen von Gesellschaften gesetzt werden, deren Anfälligkeit für seltene Ereignisse oder für Änderungen in den langfristigen Mustern der kurzfristigen Variabilität erhöhen. Das Studium langfristiger Wandlungsprozesse unterstützt dabei, diese Abhängigkeiten zu verstehen (Anderies 2006). Es lässt sich zeigen, dass Maßnahmen, die robust gegenüber Unsicherheiten einer Gruppe von Parametern machen, zwangsläufig anfällig für Unsicherheit in einer anderen Gruppe von Parametern sind (Anderies et al. 2007: 15194). Um es plakativ auszudrücken: Prunkentfaltung mag gut für die Sichtbarkeit der Macht eines Herrschers im eigenen Land sein und damit ein Regime stabilisieren, sie verlockt aber womöglich Nachbarn zu Beutezügen. Ähnliches kann man sich für den Schutz gegen Hochwasser und gegen Dürre vorstellen, was an den Hohokam im Westen der USA auch gezeigt werden konnte. Das Beste, was wir tun können, ist die Anfälligkeit für ausgewählte Schwachstellen zu minimieren und die allgemeine Resilienz zu beachten (Nelson et al. 2010). Altlasten können als unerwünschte Ergebnisse von kurzfristig motivierten Entscheidungen verstanden werden. Sie schwächen allerdings die ökologische Resilienz von Gesellschaften.

Stabilität bleibt trotz alle Anstrengungen letztlich unerreichbar, das Problem des Umgangs mit Dynamik stellt sich daher anders. Staaten, Gemeinden, Städte oder Familien als soziale Einheiten müssen Veränderungen bewältigen. Wie gut dies gelingt, hängt von der Größe und Plötzlichkeit des ökologischen und sozialen Wandels und vor allem von den getroffenen Entscheidungen oder "Antworten" auf solche Veränderungen ab. Es lässt sich anhand archäologischer Funde nachweisen, dass bereits prähistorische Gesellschaften manchmal Entscheidungen getroffen haben, die ihre Verletzlichkeit eher erhöht als verringert haben. War dies auf Unkenntnis zurückzuführen und sind wir daher heute viel besser ausgerüstet, auf wissenschaftlicher Grundlage bessere Entscheidungen zu treffen?

Das ist vermutlich nicht der Fall, denn es ist für Menschen in jeder Gesellschaft schwierig, die neuen Schwachstellen zu entdecken, die sie erzeugen. Diese bleiben solange unentdeckt, bis deren Folgen erfahrbar werden. Dann ist die Transformation aber bereits im Gange und die Menschen sind oft nicht in der Lage, darauf angemessen zu reagieren (Schoon et al. 2011).

Das liegt daran, dass Einzelpersonen und soziale Gruppen Entscheidungen auf der Grundlage eines Kompromisses zwischen den wahrgenommenen sozialen Kosten einer Entscheidung und den damit verbundenen materiellen Vorteilen treffen. Die wahrgenommenen sozialen Kosten einer Entscheidung, d.h. die "Opfer", die entweder durch zusätzliche Energie, zusätzliche Risiken oder den Verlust vorhandener Optionen und Möglichkeiten entstehen, werden gegen die wahrgenommenen unmittelbaren Vorteile für den Menschen abgewogen.

Es gibt immer grundlegende Kompromisse zwischen Robustheit und Leistung. Diese sind viel einfacher zu sehen als Kompromisse zwischen Robustheit und Vulnerabilität (Anfälligkeit) (Schoon et al. 2011). Forderungen nach Robustheit, Resilienz und Vorsorge sind mit den sehr kurzen Planungszeiträumen des politischen Systems ebenso konfrontiert wie mit der langen Zeit, die demokratisch abgesicherte Änderungen etwa von Eigentumsordnungen oder anderen Rechtsmaterien benötigen.

Janssen und Anderies diskutieren am Beispiel von gemeinschaftlich errichteten und genutzten Bewässerungsinfrastrukturen das Problem der Abstriche, das mit jeder strategischen Entscheidung, ein System in bestimmter Hinsicht robust zu machen, verbunden ist (Janssen & Anderies 2007). Gleiches gilt für Altlasten, den Ergebnissen früherer kurzfristiger Entscheidungen. Für einen robusten Umgang mit ihnen müssen Abstriche gemacht werden. Diese sind insbesondere ökonomischer Natur: Nur wenn Altlastensanierung in Budgets berücksichtigt wird – was die Möglichkeiten, das Geld anderwärtig zu verwenden, einschränkt – gibt es eine Hoffnung auf einen Umgang mit ihnen, der die Robustheit unserer Gesellschaft nicht gefährdet. Allerdings ist das toxische oder ökologisch problematische heimtückische Erbe der Vergangenheit, mit dem wir klug umgehen müssen, derartig groß, dass ein solcher Umgang weltweit eine andere Prioritätensetzung in der Nachhaltigkeitsdebatte braucht.

LITERATUR

- Abdelouas, A. (2006) Uranium Mill Tailings: Geochemistry, Mineralogy, and Environmental Impact. *Elements* 2 (6): 335–341.
- Amtsblatt der Europäischen Union (2012) Richtlinie 2012/18/EU des europäischen Parlaments und des Rates vom 4. Juli 2012 zur Beherrschung der Gefahren schwerer Unfälle mit gefährlichen Stoffen, zur Änderung und anschließenden Aufhebung der Richtlinie 96/82/EG des Rates. L 197/1 [online] URL: <https://eur-lex.europa.eu/legal-content/DE/TXT/PDF/?uri=CELEX:32012L0018&from=EN>
- Anderies, J.M. (2006) Robustness, institutions, and large-scale change in social-ecological systems: The Hohokam of the Phoenix Basin. *Journal of Institutional Economics* 2, 133-155.

- Anderies, J.M., Rodriguez, A.A., Janssen, M.A., Cifdaloz, O. (2007) Panaceas, uncertainty, and the robust control framework in sustainability science. *Proceedings of the National Academy of Sciences* 104 (39), 15194-15199.
- Beck, U. (1986) *Risikogesellschaft: Auf dem Weg in eine andere Moderne*, Frankfurt a. Main, 10-11.
- Brown, K (2015) *Plutopia. Nuclear families, atomic cities and the great Soviet and American plutonium disasters*. Oxford, UK.
- Chivian, E., Bernstein, A. (Ed.) (2008) *Sustaining life: how human health depends on biodiversity*, New York.
- Directorate-General for Environment (European Commission) (2017) *Assessment of Member States' performance regarding the implementation of the extractive waste directive; appraisal of implementation gaps and their root causes; identification of proposals to improve the implementation of the directive - Final report* [online] URL: <https://publications.europa.eu/en/publication-detail/-/publication/f39af478-8d2e-11e7-b5c6-01aa75ed71a1/language-en/format-PDF/source-72085527>
- European Environment Agency (2013) *Late lessons from early warnings science, precaution, innovation*. Luxembourg. <http://www.eea.europa.eu/publications/late-lessons-2/late-lessons-2-full-report>
- Houben A.J., D'Onofrio, R., Kokelj, S.V., Blais, J.M. (2016) Factors Affecting Elevated Arsenic and Methyl Mercury Concentrations in Small Shield Lakes Surrounding Gold Mines near the Yellowknife, NT, (Canada) Region. *PLOS ONE* 11(4): e0150960. [online] URL: <https://doi.org/10.1371/journal.pone.0150960>
- Janssen, M.A., Anderies, J.M., (2007). *Robustness Trade-offs in Social-Ecological Systems*. *International Journal of the Commons*. 1(1), 43–66. DOI: <http://doi.org/10.18352/ijc.12>
- Joseph, C., Waugh, W., Glenn, E., Chief, K. (2017) Bridging the gap between tribal risk perceptions and scientific decision-making for uranium legacy sites located in Native American communities. *American Geophysical Union, Fall Meeting 2017*, abstract #PA52A-01. [online] URL: <http://adsabs.harvard.edu/abs/2017AGUFMPA52A..01J>
- Justice and Environment Austria (2010) *Justice and Environment Info-Sheet: "Almaty Guidelines" - Almaty-Leitlinien zur Förderung der Anwendung der Grundsätze der Aarhus-Konvention in internationalen Foren*. [online] URL: http://doku.cac.at/alamaty_infosheet_jan2010.pdf
- Kuchenbuch, L. (1988) *Abfall. Eine Stichwortgeschichte*. In: Hans-Georg Soeffner (Hg.): *Kultur und Alltag (= Soziale Welt. Sonderband 6)*, 155-170, Göttingen.
- Nelson, M.C., Kintigh, K., Abbott, D.R., Anderies, J.M. (2010) The cross-scale interplay between social and biophysical context and the vulnerability of irrigation-dependent societies: archaeology's long-term perspective. *Ecology and Society* 15 (3):31. [online] URL: <http://www.ecologyandsociety.org/vol15/iss3/art31/>
- Nordbeck, R. (2000) *Umweltplanung als institutionelles Arrangement – ein vergleichender Überblick*. In: Prittwit, V. (Hg.), *Institutionelle Arrangements in der Umweltpolitik: Zukunftsfähigkeit durch innovative Verfahrenskombinationen?*, 181-202.
- RAG (2018) *Aufgaben für die Ewigkeit. Grubenwasserhaltung, Poldermaßnahmen, und Grundwassermanagement im Ruhrgebiet*, Herne. [online] URL: https://www.rag.de/fileadmin/Page-Flip-Dokumente/RAG_Ewigkeitsaufgaben_Ruhr/index.html
- Schoon, M., Fabricius, C., Anderies, J. M., & Nelson, M. (2011) *Synthesis: vulnerability, traps, and transformations—long-term perspectives from archaeology*. *Ecology and Society* 16(2): 24. [online] URL: <http://www.ecologyandsociety.org/vol16/iss2/art24/>
- Sivapalan, M., Blöschl, G. (2015) *Time scale interactions and the coevolution of humans and water*. *Water Resources Research* 51(9): 6988-7022.
- Studnicki-Gizbert, D., Schechter, D. (2010) *The Environmental Dynamics of a Colonial Fuel-Rush: Silver Mining and Deforestation in New Spain, 1522 to 1810*. *Environmental History* 15(1): 94-119. [online] URL: <https://academic.oup.com/envhis/article/15/1/94/456193>
- UNECE (2005ff) URL: <https://www.unece.org/environmental-policy/conventions/public-participation/publications/public-participation/2005/almaty-guidelines-on-promoting-the-application-of-the-principles-of-the-aarhus-convention-in-international-forums.html>

Hat die Abfallverbrennung noch Zukunft?

P. Quicker

RWTH Aachen University, Lehr- und Forschungsgebiet Technologie der Energierohstoffe,
Aachen, Deutschland

KURZFASSUNG: Die Abfallverbrennung ist integraler und unverzichtbarer Bestandteil jeder modernen Abfallwirtschaft. Sie dient in erster Linie der Hygienisierung und stellt eine Senke für gefährliche Schadstoffe dar. Eine sinnvolle Alternative zur Abfallverbrennung existiert nicht. Die Mechanisch-Biologische Abfallbehandlung ist lediglich ein Vorbehandlungsverfahren und keine wirkliche Senke. Alternative thermische Abfallbehandlungsverfahren konnten bisher den Nachweis ihrer Eignung zur Restabfallbehandlung nicht erbringen. Auch das Recycling ist keine Konkurrenz zur Abfallverbrennung. Viele Abfälle sind für das Recycling ungeeignet, zudem entstehen beim Recycling selbst Abfälle, die nicht weiter stofflich genutzt werden können, sondern thermisch entsorgt werden müssen. Die Abfallverbrennung ist also konkurrenzlos und hat definitiv Zukunft. Als Senke für Schadstoffe ist sie nicht zu ersetzen. Nur ein Rückgang des Restabfallaufkommens würde auch zu einem Rückgang des Bedarfs an Verbrennungskapazitäten führen. Eine solche Entwicklung ist jedoch erst dann vorstellbar, wenn die Produktverantwortung wirklich vollzogen wird und vernünftige, ideologiefreie Abfallwirtschaftskonzepte durchgesetzt werden können.

1 EINLEITUNG

Die Abfallverbrennung ist in der öffentlichen Meinung noch immer negativ konnotiert. Die Gründe hierfür liegen in der Vergangenheit. Vor der Einführung moderner Rauchgasreinigungstechnologien war der Betrieb von Müllverbrennungsanlagen (MVA) tatsächlich mit massiven Schadstoffemissionen verbunden. Besonders Dioxine haben in diesem Zusammenhang zweifelhafte Berühmtheit erlangt. Obwohl die Technik inzwischen so weit entwickelt ist, dass die Schadstoffe aus der Verbrennung auf ein Mindestmaß reduziert werden und beispielsweise die Staubkonzentrationen im Abgas von Müllverbrennungsanlagen zum Teil niedriger als in der Umgebungsluft sind, hat sich die Einstellung der Bevölkerung kaum geändert: Wird irgendwo der Neubau einer Verbrennungsanlage diskutiert, ist die opponierende Bürgerinitiative nicht weit.

Unterstützt wird diese Haltung von der unrealistischen – aber leider auch in manch schlecht informierten bzw. gut indoktrinierten (fach)politischen Kreisen, insbesondere auf europäischer Ebene verbreiteten – Vorstellung, dass die Abfallverbrennung künftig vollständig obsolet werden könnte, sei es durch das totale Recycling aller Abfallströme, die Anwendung biologischer Prozesse oder alternativer thermischer Verfahren. Es gibt sogar Stimmen, die eine Abfalldeponierung anstelle der Verbrennung fordern.

Dass diese Ansätze keine realistische Basis besitzen und die Abfallverbrennung auch in Zukunft noch ein wesentlicher Bestandteil jeder funktionierenden Abfallwirtschaft sein wird und muss, soll im Folgenden gezeigt werden.

2 STRUKTUR DER ABFALLWIRTSCHAFT

Moderne Abfallwirtschaftssysteme mit einigermaßen hohem Entwicklungsstand sind unabhängig von länderspezifischen und regionalen Eigenheiten und -sinnigkeiten (Sammelsysteme, logistische Ansätze etc.) weitgehend identisch aufgebaut. Abbildung 1 zeigt die typische Struktur solcher Systeme, mit den wesentlichen Stoffströmen und Behandlungsstufen.

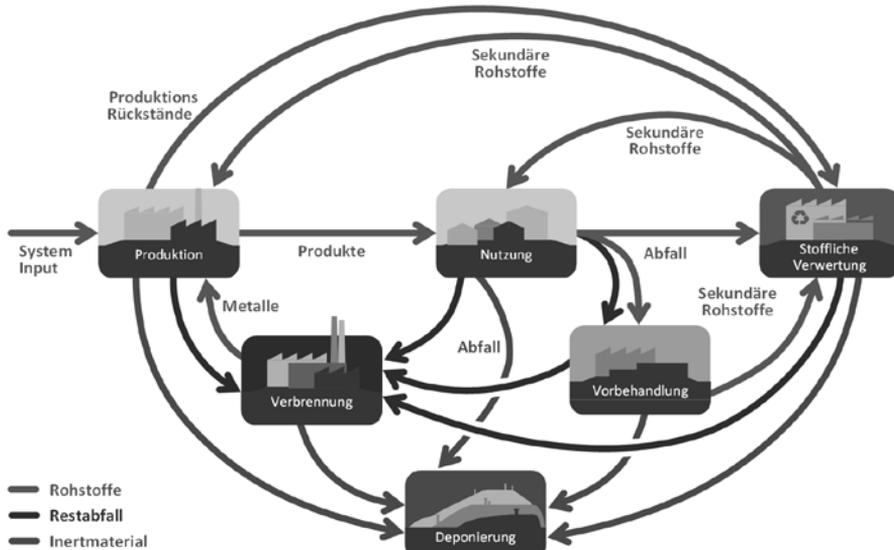


Abb. 1: Struktur entwickelter Abfallwirtschaftssysteme.

Hiernach ruht ein funktionsfähiges modernes Abfallwirtschaftssystem auf drei tragenden Säulen (die Abfallvermeidung wird hier nicht thematisiert, da diese nicht Bestandteil und Thema der Abfallwirtschaft ist, sondern im Vorfeld greifen muss, bevor Abfälle überhaupt entstehen):

- Stoffliche Verwertung (Recycling, Bioabfallverwertung, Weiter-/Wiederverwendung),
- Verbrennung und
- Deponierung.

Die stoffliche Verwertung von Abfällen als sekundäre Rohstoffe subsumiert das Recycling, die Bioabfallverwertung aber auch Maßnahmen zur Wieder- und Weiterverwendung von Abfällen – eben alle Ansätze, welche primär die weitere vorwiegend stoffliche Nutzung zum Ziel haben. Diese stoffliche Verwertung hat – wie es in der europäischen Abfallhierarchie definiert ist – oberste Priorität bei der Abfallbehandlung, da hierbei der größte Nutzen für den Ressourcenschutz erzielt werden kann, wenn entsprechende Qualitätskriterien (und weitere Rahmenbedingungen) erfüllt werden können. Ein hochwertiges Recycling ist allerdings nur dann durchführbar, wenn die Qualität der behandelten Abfallstoffströme es zulässt. Insbesondere komplexe Verbundstoffe führen zu Problemen, aber auch die Kontamination mit Schadstoffen, starke Verunreinigungen oder die Vermischung mit anderen Abfällen, insbesondere Restmüll, limitieren die stoffliche Verwertung.

Jene Abfallstoffe die nicht mehr in den Stoffkreislauf zurückgeführt werden können oder sollen, insbesondere Restmüll, aber auch viele Sonderabfälle, Klärschlämme, kontaminierte Althölzer, Reststoffe aus dem Recycling etc., werden in modernen Abfallwirtschaftssystemen grundsätzlich verbrannt, um die unter Abschnitt 3 erläuterten positiven Effekte zu erzielen. Entsprechend den unterschiedlichen Abfallarten und Systemkonzepten gibt es auch unterschiedliche Varianten der Abfallverbrennung (vgl. Abschnitt 4). Anorganische Bestandteile werden bei der Abfallverbrennung selbstverständlich nicht zerstört, sondern fallen in Monoverbrennungsverfahren als Rost-, Kessel- und Filterasche sowie als Rückstände der Abgasreinigung an bzw. finden bei der Mitverbrennung meist Eingang in ein Produkt (Kohleasche/-schlacke, Zementklinker). Zum Teil sind auch die Inertstoffe aus der Monoverbrennung stofflich nutzbar, beispielsweise die Rostasche im Straßenbau und die Eisen- sowie Nicht-eisenmetalle in der Metallurgie. Es gibt auch Ansätze um Metalle, insbesondere Zink, aus den Flugaschen zurückzugewinnen.

Dennoch verbleiben nach der Abfallverbrennung auch anorganische Reststoffe, deren Qualität eine stoffliche Verwertung nicht mehr erlaubt und die folglich deponiert werden müssen, je nach Gefahrenpotenzial auch Untertage (z.B. Rauchgasreinigungsrückstände). Inerte bzw. anorganische (also nicht brennbare) Abfälle fallen neben der Abfallverbrennung auch in vielen anderen Bereichen, z.B. im Bauwesen an. Auch diese müssen deponiert werden, wenn eine stoffliche Nutzung nicht möglich ist. Die Zusammensetzung der inerten Abfälle bestimmt die Art der Deponierung (Über- oder Untertage, erforderliche Sicherungsmaßnahmen etc.).

3 AUFGABEN UND BEDEUTUNG DER ABFALLVERBRENNUNG

Um die Zukunftsfähigkeit der Abfallverbrennung beurteilen zu können, ist es nützlich, ihre Bedeutung zu reflektieren. Diese wird bei Betrachtung der Aufgaben unmittelbar klar. Die meist vergessene Kernaufgabe der Abfallverbrennung ist die Hygienisierung unserer Siedlungsabfälle, die Bilder Neapels im Müllnotstand mögen dies in Erinnerung rufen. Ebenfalls unverzichtbar ist die Funktion der Verbrennung aus ökologischer Sicht. Organische Schadstoffe werden zerstört, anorganische konzentriert, immobilisiert und der Umwelt entzogen.

Nützliche Nebeneffekte der Abfallverbrennung sind die Volumen- und Massenreduktion, die vollständige Inertisierung, mit der Option einer stofflichen Rostaschenverwertung und die Nutzung der im Abfall enthaltenen Energie, auch wenn der letztgenannte Punkt sowohl von Betreibern als auch von politisch-administrativer Seite gern in den Vordergrund gestellt wird.

4 VARIANTEN DER ABFALLVERBRENNUNG

Es gibt eine Vielzahl unterschiedlicher Arten der Abfallverbrennung. Zunächst ist zu unterscheiden, ob der Abfall in Monoverbrennungsanlagen oder in der Mitverbrennung in Kraft-, Stahl-, Kalk- oder Zementwerken eingesetzt wird. Weiterhin legt die Art des Brennstoffes die Rahmenbedingungen bei der Verbrennung fest. Dementsprechend gibt es verschiedene Arten von Monoverbrennungsanlagen, aber auch unterschiedliche Ansätze zur Mitverbrennung (z.B. Reifen- vs. Fluffzuführung im Zementwerk). Abbildung 2 zeigt die relevanten Varianten der Abfallverbrennung, die auch großtechnisch umgesetzt sind.

5 ALTERNATIVEN ZUR VERBRENNUNG?

Die Abfallstatistiken belegen, dass große Erfolge bei der Reduktion der Abfallmengen bisher ausgeblieben und für die kommenden Jahre auch nicht zu erwarten sind. Es ist daher unwahrscheinlich, dass die Zukunft der Abfallverbrennung aufgrund rückläufiger Müllmengen in Frage gestellt ist.

Im Folgenden werden andere Ansätze diskutiert – und widerlegt – die häufig von jenen ins Feld geführt werden, die gebetsmühlenartig ihre Abgesänge auf das baldige Ende der Abfallverbrennung absondern.



Abb. 2: Überblick über relevante Varianten der Abfallverbrennung.

5.1 Recycling

Wie in Kapitel 2 erläutert, ist die stoffliche Nutzung von Abfällen, also auch das Recycling, oberstes Ziel der Abfallwirtschaft. Allerdings sind der Rezyklierbarkeit der meisten Werkstoffe enge Grenzen gesetzt.

Lediglich Metalle und auch Glas, bei sortenreiner Sammlung, können theoretisch unendlich oft im Kreislauf geführt werden. Bekanntestes Beispiel für ein „endliches Recycling“ ist das Papier. Nach etwa 3-5 Durchgängen sind die Papierfasern so weit gekürzt, dass sie nur noch thermisch verwertet werden können und in die Verbrennung gehen. Aber auch bei Kunststoffen fallen – gestaffelt nach Absurdität des lokal etablierten Sammelsystems – mehr oder weniger große Mengen Reststoffe an, die ebenfalls nur verbrannt werden können.

Vergrößert werden die Herausforderungen, denen sich die Recyclingwirtschaft gegenüber sieht, durch das konsequente Ignorieren der Produktverantwortung seitens der Industrie. Anstelle endlich beim Produktdesign auch die anschließende Bewirtschaftung der Abfälle zu berücksichtigen, stehen nach wie vor nur Kosten, Funktion und Design der Produkte im Mittelpunkt der Überlegungen von Industriedesignern und -kapitänen. Kaum mehr auflösbare Verbundstoffe und bunte Potpourris vielfältigster Materialmischungen sind die Folge, die auch mit hohem Aufwand kaum mehr zu recyceln sind.

Ein weiterer Hemmschuh des Recyclings sind die Verbraucher. Während in bayerischen Landgemeinden der Joghurtbecher doppelt ausgeleckt und vorgespült im Wertstoffsack landet, bewegen sich die Fehlwurfquoten in manchen prekären Siedlungsräumen im Ruhrgebiet in Dimensionen, die eine Unterscheidung zwischen Restmüll- und Wertstofftonne nicht mehr zulässt. Auch solche „Wertstoffe“ sind nur noch thermisch zu verwerten.

Es liegt also auf der Hand, dass eine funktionierende Recyclingwirtschaft auf ebensolche Abfallverbrennungsanlagen angewiesen ist.

Und selbst wenn ein vollständiges Recycling aller Abfälle möglich wäre, sollte dies nicht umgesetzt werden. Abfälle die aus dem System entnommen werden sind notwendig, um gefährliche organische und anorganische Schadstoffe auszuschleusen und somit eine schleichende Vergiftung der Gesellschaft zu verhindern.

5.2 Mechanisch-Biologische Abfallbehandlung

Die Mechanisch-Biologische Abfallbehandlung (MBA) ist einst angetreten, um die Abfallverbrennung abzuschaffen, oder zumindest auf hochwertigen Ersatzbrennstoffe in energetisch noch höher effizienten Ersatzbrennstoffkraftwerken zu beschränken. Auch nach langjähriger Adaption an die Praxis konnten beide Punkte nicht umgesetzt werden. Die biologischen Prozesse sind aufwändig und störanfällig, der Nutzen begrenzt. Insbesondere Anlagen mit Vergärungsstufe haben Probleme, bei vergleichsweise überschaubarer Energiebereitstellung in Form von Biogas.

Eine mechanische Aufbereitung der Abfälle kann für eine optimierte Verbrennungsführung dagegen durchaus Sinn machen, wenn auch die dabei erzeugten Ersatzbrennstoffe meist in den gleichen Rostfeuerungen verbrannt werden, die auch für den Einsatz unbehandelter Restabfälle geeignet sind.

Die MBA kann die thermische Verwertung also keinesfalls ersetzen – falls eine Deposition halb verrotteter Abfälle mit den bekannten Umweltproblemen keine Option darstellt – sondern allenfalls zu ihrer Optimierung beitragen.

5.3 Alternative Thermische Abfallbehandlung

Weniger phantasiebegabte Müllverbrennungsgegner, denen die mangelnde Eignung von Recycling und MBA als Ersatz für die MVA noch einleuchtet, führen gerne sogenannte alternative thermische Abfallbehandlungsverfahren als Zukunftstechnologien ins Feld, die künftig auch die klassische Siedlungsabfallverbrennung ersetzen sollen. Neben einem Mangel an Phantasie muss diesen Menschen auch ein Mangel an Lernfähigkeit attestiert werden. Nachdem bereits Ende des vorletzten Jahrhunderts die ersten mit Pyrolysegas aus Abfällen betriebenen Kraftmaschinen in Mexiko explodiert sind, hat sich nicht wirklich viel getan. Es hat sich im Gegenteil an vielen Umsetzungsversuchen im Industriemaßstab gezeigt, dass Pyrolyse, Vergasung, Plasmaverfahren und auch die seit neuestem reüssierenden Verölungsprozesse für die Behandlung von Restabfällen völlig ungeeignet sind.

Besonders in Deutschland hat man dies bei der Umsetzung verschiedener Großprojekte schmerzlich erfahren. Das Siemens Schwel-Brenn-Verfahren, Thermoselect oder von Rolls RCP-Verfahren sind bekannte Beispiele. Keine dieser Anlagen hat es bis in den Dauerbetrieb geschafft. Auch die einzige über lange Jahre mit Restmüll betriebene Pyrolyseanlage im bayerischen Burgau wurde aufgrund mangelnder technischer und wirtschaftlicher Perspektiven inzwischen stillgelegt.

Der Hype um die Vergasung in Großbritannien hat kürzlich ein weiteres großes Desaster in der ruhmlosen Geschichte der alternativen thermischen Abfallbehandlungsverfahren geschrieben. In Teesside, im Nordosten von England, hat Air Products versucht eine riesige Plasmavergasungsanlage zu errichten. Dass die Technologie noch nicht ausgereift ist, konnte den Optimismus der Investoren offensichtlich nicht schmälern. Erst als eine Milliarde Euro buchstäblich in den Sand gesetzt war, hat die Firma die Notbremse gezogen und das Projekt begraben.

Und aktuell sind wieder neue und vielversprechende Verfahren in aller Munde. Die Kanadier sollen nun die Lösung gefunden haben, zu deren Auffindung die Europäer über Jahrzehnte offensichtlich zu beschränkt waren. Es bleibt abzuwarten, wann auch dieses Verfahren zu den Akten gelegt werden kann.

6 FAZIT

Die Abfallverbrennung ist integraler und unverzichtbarer Bestandteil jeder modernen Abfallwirtschaft. Sie ist in erster Linie eine Maßnahme zur Hygienisierung und stellt eine Senke für gefährliche Schadstoffe dar, die aus dem Wirtschaftskreislauf entfernt werden müssen, um die Umwelt und unsere Gesundheit zu schützen.

Eine sinnvolle Alternative zur Abfallverbrennung existiert nicht. Die MBA ist ein Vorbehandlungsverfahren, das eingesetzt werden mag, um die thermisch zu behandelnden Massenströme zu reduzieren und die Brennstoffeigenschaften zu verbessern. Eine wirkliche Senke ist die MBA jedoch nicht. Die vielfach angepriesenen alternativen thermischen Abfallbehandlungsverfahren konnten bisher den Nachweis ihrer Eignung nicht erbringen – im Gegenteil: alle Versuche alternative thermische Verfahren zur Restabfallbehandlung zu etablieren sind mehr oder weniger krachend gescheitert. Auch das Recycling wird die Abfallverbrennung nicht verdrängen. Viele Abfälle sind für ein qualitativ hochwertiges Recycling schlicht nicht geeignet. Das verbreitete Urteil, die Abfallverbrennung würde das Recycling be- oder gar verhindern, ist aber ebenfalls nicht haltbar. Auch beim Recycling entstehen Abfälle, die nicht weiter stofflich genutzt werden können, sondern einer sicheren thermischen Entsorgung bedürfen, insbesondere wenn diese mit Schadstoffen kontaminiert sind. Wir brauchen diese Senke!

Die Abfallverbrennung ist also konkurrenzlos und hat definitiv Zukunft. Nur ein Rückgang des Restabfallaufkommens würde auch zu einem Rückgang des Bedarfs an Verbrennungskapazitäten führen. Eine solche Entwicklung ist jedoch nicht in Sicht. Dies könnte sich erst dann ändern, wenn geeignete Maßnahmen für eine effektive Umsetzung der Produktverantwortung sorgen und vernünftige Abfallwirtschaftskonzepte flächendeckend eingeführt sind.

7 ANMERKUNG

Teile dieses Beitrags wurden bereits im Sonderheft anlässlich des fünfzigjährigen Bestehens der Zeitschrift Müll und Abfall abgedruckt (Erich-Schmidt-Verlag 2018).

Die Wertstoffwende und wie wir sie erreichen können

D. Goldmann

Technische Universität Clausthal, Lehrstuhl für Rohstoffaufbereitung und Recycling, Clausthal-Zellerfeld, Deutschland

KURZFASSUNG: Was ist die Wertstoffwende, wie verankern wir diese im Bewusstsein der Bevölkerung und wie erreichen wir die Ziele, die erforderlich sind, um zum einen die Rohstoffsicherung aus Abfallströmen, zum anderen den Schutz der Umwelt in Einklang zu bringen und abzusichern? Hierzu sind übergeordnete Fragen zur Rohstoffwende oder etwa zur Bedeutung wirtschaftsstrategischer Rohstoffe zu beleuchten. Potentiale und Systemgrenzen effizienter Recyclingtechnologien und intelligenter Kreislaufwirtschaftsstrukturen werden durch naturwissenschaftliche, technische, ökonomische, ökologische und rechtliche Leitplanken eingehegt. Der Faktor Mensch, d.h. psychologische und soziologische Determinanten bestimmen aber wesentlich den Erfolg der Umsetzung der Wertstoffwende. Letztlich ist diese globale Herausforderung aber nur durch Kooperation auf allen Ebenen, seien es regionale, nationale, europäische oder internationale Netzwerke zu meistern. Schlaglichtartig will dieser Beitrag diese Themenfelder und ihre Verknüpfungen beleuchten.

1 DER KONTEXT DER WERTSTOFFWENDE

Ein global deutlich steigender Rohstoffbedarf auf der einen Seite, zunehmend protektionistische Einflüsse im Handel mit Rohstoffen auf der anderen Seite stellen unsere Volkswirtschaften in Europa vor erhebliche Herausforderungen. Diese könnten bis zur Mitte des Jahrhunderts ein Maß erreicht haben, welches für Staaten, die wesentlich von industrieller High-Tech-Produktion leben aber nicht über ausreichende eigene Rohstoffreserven verfügen, zu einer echten Bedrohung werden. Um dieser Herausforderung eine gewisse Öffentlichkeitswirksamkeit zu verleihen und Handlungsoptionen aufzuzeigen, wurde der Begriff „Rohstoffwende 2049“ (Buchert 2018) geprägt.

Insbesondere die wirtschaftsstrategischen Rohstoffe, also jene, deren Massenanteil in den einzelnen Produkten nicht sehr hoch ist, ohne die aber die Funktionalität von Hightech-Gütern nicht gewährleistet ist, sind Gegenstand internationaler Oligopolisierung oder gar Monopolisierung. Viele Staaten in Europa, die nach wie vor eine hervorragende industrielle Infrastruktur mit geschlossenen Ketten von der Grundstoffproduktion bis zur Produktherstellung haben, denen aber die Basis, die Rohstoffproduktion weitgehend weggebrochen ist, sind besonders angreifbar.

Hierbei ist die grundsätzliche Frage der strategischen und unterbrechungsfreien Verfügbarkeit jener Rohstoffe zu betrachten, die für die jeweilige Volkswirtschaft von zentraler Bedeutung sind. Im Fokus stehen dabei produzierende Unternehmen von zentraler Bedeutung für Wertschöpfung und Arbeitsplätze. Gerade in Zeiten des Umbruchs, ausgelöst durch Klimawandel, Energiewende und dem dadurch ausgelösten Schub für die Elektromobilität sind im letzten Jahr etwa Fragen nach der Verfügbarkeit des Batterie-Rohstoffs Lithium (Schmidt 2018) oder von Kobalt in den Fokus allgemeinen Interesses geraten. Hohe Preisvolatilitäten spiegeln hohe Versorgungsunsicherheiten auf den Rohstoffmärkten wider. Dies schränkt die Planungssicherheit in der verarbeitenden Industrie ein.

Daher sind Rohstoffsicherung und Ressourceneffizienz zentrale Herausforderungen, denen wir uns stellen müssen und zwar auf allen Ebenen: der Ausbildung, der Forschung und Entwicklung, der betrieblich-betriebswirtschaftlichen, der volkswirtschaftlichen und der gesellschaftlich-politischen Ebene.

Rohstoffsicherung und Ressourceneffizienz ruhen auf vier Säulen: einer effizienten und schonenden Primärrohstoffgewinnung, Materialeffizienz im Hinblick auf den Einsatz von Roh-, Grund- und Werkstoffen, Substitution besonders versorgungskritischer Materialien und eben dem Recycling.

2 DIE DEFINITION DER WERTSTOFFWENDE

Charakterisiert das Gesamtsystem die Rohstoffwende, so steht die Säule „Recycling“ für das, was sich als „Wertstoffwende“ definieren lässt. Der Begriff Wertstoffwende wurde im Rahmen eines gemeinsamen Projektes der Hochschule Nordhausen, der Technischen Universität Clausthal, der Otto von Guericke Universität Magdeburg und der Hochschule Magdeburg Stendal geprägt.

Der Begriff Recycling im aktuell verwendeten Sinne greift in diesem Kontext natürlich zu kurz, ist aber prägnant und im öffentlichen Diskurs verankert. Gemeint ist inhaltlich die Vervollständigung der Entwicklung hin zu einer zukunftsweisenden Kreislaufwirtschaft mit verbesserten Sammelsystemen und insbesondere erhöhten Rückführungsquoten, intelligenten, untereinander verknüpften Behandlungsketten und der für den jeweiligen Sekundärrohstoffstrom bestgeeigneten Verwertung sowie einer schadlosen Beseitigung verbleibender Reste.

Insofern ist die Wertstoffwende in all ihren Aspekten eher mit der Energiewende zu vergleichen als mit untergeordneten Partikularthemen und trägt mit dieser gemeinsam zur Entwicklung einer nachhaltigen Industriegesellschaft bei.

Neben den zu adressierenden Fragen einer verbesserten Effizienz im Umgang mit Ressourcen kommt die Frage nach der Suffizienz hinzu. Der vorliegende Beitrag beschränkt sich aber auf Fragen der Effizienz im Umgang mit anthropogenen Ressourcen, sprich aktuellen Abfällen, abgelagerten Rückständen und dem, was im Laufe der Zeit zu Abfall wird. In Folge wird der Begriff „Recyclingtechnologien“ so verwendet, dass eine aus Ressourcen- und Umweltsicht geeignete Rückführung von Abfall-stämmigen Fraktionen in den Wirtschaftskreislauf erfolgen soll. Für die meisten Metalle stellt sich die Frage der Differenzierung nach Recycling, sonstiger stofflicher Verwertung und energetischer Verwertung nicht, für Kunststoffe z.B. aber schon. Die eingengegte Diskussion gerade dort im Hinblick auf den richtigen Verwertungsweg überdeckt die eigentlich wirklich relevanten Fragen etwa der Verhinderung der Vermüllung der Meere und Gewässer sowie des Eintrags von Nanopartikeln ins Abwasser. Selbst bei metallreichen Abfallströmen wie Altbatterien wird stark auf die Erreichung von Recyclingquoten geschaut, das weitaus größere Problem sind die eigentlich viel zu niedrig angesetzten Sammelquoten. Daher muss die Weiterentwicklung effizienter Recyclingtechnologien Hand in Hand gehen mit der Weiterentwicklung im Bereich intelligenter Kreislaufwirtschaftsstrukturen um die Wertstoffwende zu erreichen.

3 POTENTIALE UND SYSTEMGRENZEN EFFIZIENTER RECYCLINGTECHNOLOGIEN UND INTELLIGENTER KREISLAUFWIRTSCHAFTSSTRUKTUREN

Effiziente Recyclingtechnologien und intelligente Kreislaufwirtschaftsstrukturen haben das Potential, einen wesentlichen Beitrag zur Rohstoffsicherung zu leisten. Beispiel Deutschland: Die Sekundärrohstoffbranche und damit der Entsorgungs- und Recyclingsektor ist nach Angaben des Instituts der deutschen Wirtschaft in Köln der wachstumsstärkste Wirtschaftssektor in Deutschland. Im Zeitraum von 1995 bis 2009 konnte der Umsatz um 520 % gesteigert werden. Im Jahre 2010 lag der Produktionswert der Sekundärrohstoffe bei ca. 10 Mrd. Euro. Damit stellt die Branche einen Sektor von relevanter volkswirtschaftlicher Bedeutung dar. Deutschland aber auch Österreich und andere Industrienationen Europas verfügen über hervorragende Voraussetzungen, einen wachsenden Teil seiner Ressourcensicherung über Maßnahmen des Recyclings zu bewerkstelligen, denn den Nachteilen aus teilweise höheren Lohn- und Sozialkosten sowie Umweltstandards stehen viele Vorteile gegenüber. Dies sind eine hervorragende Verkehrsinfrastruktur und das Vorhandensein kompletter Produktionsketten von der Grundstoffindustrie über Halbzeughersteller bis zum Produkthersteller. Daneben existieren bereits heute effiziente Abfallwirtschaftssysteme, intelligente Recyclingtechnologien und eine Vielzahl von Maschinen- und Anlagenbauern in diesem Bereich. Die erforderlichen Weiterentwicklungen können daher auf hohem Niveau aufsetzen. Forschung und Ausbildung von Ingenieur*innen, die mit der zunehmend komplexer werdenden Materie umgehen können, sind der Schlüssel für den künftigen Erfolg und zwar sowohl für die Ressourcensicherung für die eigene Produktion als auch für den Export von Umwelt- und Prozesstechnologien.

Eine zunehmend schwer überschaubare Zahl von Faktoren beeinflusst aber die Recyclingmärkte und erfordert weitergehende Beobachtungs- und Steuerungsmechanismen um betriebs- aber auch volkswirtschaftlich tragfähige Lösungen zu erreichen. Den wachsenden Herausforderungen ist daher auch mit neuen Strategien und Strukturen zu begegnen. Es gleicht zwar immer wieder einem Blick in die Glaskugel, doch ist es unerlässlich, Annahmen über Rohstoffverbrauch und Rohstoffsicherungskonzepte, globale politische Entwicklungen im Umweltbereich und den Platz, den in diesem Spannungsfeld das Recycling einnimmt, zu treffen und daraus Schlüsse für das eigene Handeln zu ziehen. Methodische Ansätze wie jene der System Dynamics Methode können hier helfen (Soulier et al. 2018). Die Komplexität von Abfallströmen steigt und damit auch die Komplexität der erforderlichen Recyclingsysteme. Große Umbrüche in der Produktgestaltung wie der Einstieg in die Elektromobilität, der Umstieg bei der Energieerzeugung oder Sprunginnovationen in der Kommunikationstechnik werden erhebliche Umstellungen in der Recyclingkette erzwingen. Dies fordert massiven Einsatz, birgt aber auch große Chancen für diejenigen, die sich als erste darauf einstellen können. Gleichzeitig nimmt das Maß an Veränderungen bei den Rahmenbedingungen stetig zu. Kürzere Produktzyklen und die Zunahme globaler Einflüsse wirken sich ebenso verstärkt auf die Recyclingbranche aus wie Veränderungen im rechtlichen Rahmen, die notwendigerweise den Fokus von der umweltfreundlichen Entsorgung zur Ressourcensicherung aus Abfallströmen verschieben.

Vielleicht werden Länder wie Deutschland auch in der Rohstoffförderung wieder stärker tätig werden. Möglicherweise werden einige der derzeit explorierten Lagerstätten wieder bauwürdig. Sicher ist aber, dass über die Jahrhunderte der industriellen Entwicklung und des Konsums in dicht besiedelten Regionen anthropogene Lagerstätten entstanden sind, angefangen von bergbaulichen Rückständen über

Hüttenschlacken bis hin zu Abfalldeponien, die ebenfalls zur Rohstoffgewinnung herangezogen werden können. Häufig wurden in der Vergangenheit Stoffe beseitigt bzw. Inhaltsstoffe nicht gewonnen, die seinerzeit keinen Wert hatten, heute aber zunehmend an Bedeutung gewinnen.

Wieviel der ursprünglich genutzten Rohstoffe „verbraucht“ wurden und werden, d.h. nach einer ersten Nutzung nicht mehr für den Wirtschaftskreislauf zur Verfügung stehen, hängt wesentlich von Rohstoffarten, unvermeidbaren dissipativen Verlusten und der Effizienz der Kreislaufwirtschaftsstrukturen ab. Lebensmittel, fossile und nukleare Energieträger werden in diesem Sinne großenteils verbraucht, d.h. eine effiziente Rückführung auf relativ kurzen Wegen ist nicht bzw. kaum möglich. Dennoch verlassen deren Bestandteile wie etwa Phosphor über den Klärschlammweg nicht das Gesamtsystem und können rückgewonnen werden. Ökonomischer und ökologischer Aufwand sowie thermodynamische Parameter setzen dem jedoch Grenzen, die allerdings durch technologische Entwicklungen verschoben werden. Für andere genutzte Rohstoffe liegt das Potential für einen mehrfachen Rohstoffgebrauch in effizienten Wirtschaftskreisläufen je nach Material recht hoch. Die steigende Komplexität der Welt der Produkte erfordert dafür aber regelmäßig Weiterentwicklungen der Recyclingtechnologien und Kreislaufwirtschaftsstrukturen. Inwieweit diese vorangetrieben und umgesetzt werden, hängt von einer Reihe von Faktoren ab, unter anderem der politischen Lenkung und den Möglichkeiten, die sich durch die Digitalisierung der Kreislaufwirtschaft ergeben. Dort, wo volkswirtschaftliche Interessen betriebswirtschaftlichen Risiken gegenüber stehen, ist politische Unterstützung gefordert um die relevanten Potentiale auszuschöpfen.

4 DER FAKTOR MENSCH: VERHALTENSKOSTEN, INTRINSISCHE MOTIVATION UND AKZEPTANZ

Ohne die intensivere Einbeziehung von Bürgern als Konsumenten und regionalen Stakeholdern sind allerdings auch beste technische Lösungen nicht umsetzbar, selbst wenn sie nachweislich wirtschaftlich, ökologisch sinnvoll und rechtlich abgesichert sind. Hierzu müssen Fragen des „Rohstoffbewusstseins“ als Pendant zum Umweltbewusstsein ins Blickfeld der Bevölkerung gerückt werden.

Die Berücksichtigung soziologischer und psychologischer Aspekte sowie Bildungsmaßnahmen sind Voraussetzungen hierfür. Gut lassen sich bestimmte Mechanismen untersuchen und entwickeln, wenn diese zunächst in einer geeigneten Region überprüft werden. Die „Recyclingregion Harz“, auf die noch in Abschnitt 6 eingegangen wird, steht beispielhaft für den Ansatz, in vernetzter Weise über Schulen, Zeitungen und andere Medien bestimmte Informationen und Verhaltensweisen zu vermitteln. Hierzu zählen auch psychologische Wirkmechanismen wie das Nudging oder die Einbindung von Gamification in die Umwelterziehung.

Dies ist umso wichtiger, da sich gezeigt hat, dass das Umweltbewusstsein mindestens in Deutschland in den letzten Jahren gerade im Bereich jüngerer Bevölkerungsgruppen nachgelassen hat. Genauer gesagt, bei Umfragen spielt das Thema Umwelt als prinzipieller Wert eine große Rolle, geht es aber um praktisches Handeln, klappt hier eine unübersehbare Lücke. Vielfältige Untersuchungen haben gezeigt, dass die Mitwirkung des Bürgers als Konsument und Abfallerzeuger durch zwei wesentliche Dinge gesteuert werden, die Verhaltenskosten, die mit einer ressourcen- und umweltgerechten Entsorgung verbunden sind und die intrinsische Motivation des Bürgers, sich einzubringen und auch höhere Verhaltenskosten zu tragen (Otto et al. 2015).

Neben sogenannten Verhaltenskosten sind auch Akzeptanzfragen von großer Bedeutung, denn es genügt nicht, Recycling gut zu finden, es muss auch die Steuerung von Abfallströmen, die Errichtung und der Betrieb von Abfallbehandlungsanlagen und der Einsatz von Recyclaten in neuen Produkten akzeptiert werden, damit es nicht zu einem NIMBY-Effekt kommt. Hier wirkt der Bürger in Gruppen als regionaler Stakeholder, der verschiedene Aspekte gegeneinander abwägt. Akzeptanzförderung durch frühe Öffentlichkeitsbeteiligung in der Recycling- und Abfallwirtschaft (Stender-Vorwachs 2018) ist gleichzeitig Herausforderung und Mittel der Wahl.

5 INITIATIVEN, NETZWERKE UND PILOTREGIONEN ZUR UMSETZUNG DER WERTSTOFFWENDE

Ohne die Etablierung von Initiativen und Netzwerken im Rohstoff- und Recyclingbereich lassen sich weder bestimmte komplexe Probleme angehen noch geeignete Lösungen so schnell verbreiten, wie es eine Roh- bzw. Wertstoffwende bis zur Mitte des Jahrhunderts erfordert. Mittlerweile haben sich Initiativen und Netzwerke auf lokaler, regionaler, nationaler, europäischer und internationaler Ebene gebildet, die es gilt, miteinander zu vernetzen. Im Idealfall lassen sich zum einen bestimmte Themenbereiche regional behandeln und zu übergeordneten Ansätzen bündeln. In den letzten drei Jahren hat es auf diesem Gebiet erhebliche Bewegungen gegeben. Einige der wichtigsten Initiativen sollen im Folgenden kurz vorgestellt werden.

Im Jahre 2016 wurde vor dem Hintergrund der Turbulenzen an den Rohstoffmärkten des Jahres 2015 und der Notwendigkeit, eine globale Basis für eine Rohstoffwende zu schaffen, das Netzwerk „FORAM – Towards a World Forum on Raw Materials“ (Mrotzek-Blöß et al. 2018) gegründet. Mit Partnern aus Industrie, Hochschulen, Verbänden und Politik aus allen fünf Kontinenten wurde dieses Netzwerk unter Initiierung, Mitwirkung und Begleitung verschiedener UN-Organisationen aus der Taufe gehoben. Ziel ist die Schaffung eines globalen Systems unter Einbeziehung aller wesentlichen Einzelorganisationen und Akteure sowohl aus dem Primärrohstoff- wie dem Recyclingbereich. Auf europäischer Ebene sind insbesondere zwei Initiativen hervorzuheben. Zum einen ist dies die EIP (European Innovation Partnership) on Raw Materials, zum anderen die KIC (Knowledge and Innovation Community) EIT (European Institute of Innovation and Technology) Raw Materials, die 2015 aus der Taufe gehoben wurde. Während die EIP Aktivitäten im Wesentlichen die Plattform bilden, um Meinungsbildung und Informationsaustausch bis hin zur Politikberatung zu fördern, richten sich die EIT Aktivitäten hauptsächlich auf gemeinsame Bildungsaktivitäten, die Umsetzung europäischer Upscale-Projekte um die Markteinführung neuer Technologien zu erleichtern sowie die Unterstützung von Startups.

Auf nationaler Ebene wurde ebenfalls im Jahre 2015 das virtuelle deutsche Rohstoffforschungsinstitut GERRI (German Resource Research Institute) aus der Taufe gehoben (Köpf et al. 2017). Mittlerweile ist die Aufbauphase weitgehend abgeschlossen und die Erweiterung dieses Netzwerks hat begonnen. Ziele von GERRI sind die Bündelung und Strukturierung von Forschungs-Knowhow und -Kapazitäten deutscher Hochschulen, außeruniversitärer Forschungseinrichtungen und Bundesanstalten.

Regionale Initiativen ergänzen das System. In diesen können Unternehmen, Forschungseinrichtungen, regionale Körperschaften und andere Stakeholder gemeinsam komplexe Probleme angehen. Beispielhaft sei das Recyclingcluster REWIMET genannt, welches gegründet im Jahre 2011 ausgehend von der Region Westharz zunächst Sammlung, Aufbereitung und Verwertung von Abfällen zur Rückgewinnung

von wirtschaftsstrategischen Metallen vorantrieb (Goldmann et al. 2012). Basierend auf den Erfahrungen und in enger Zusammenarbeit der Hochschule Nordhausen, der TU Clausthal, der Otto von Guericke Universität Magdeburg und der Hochschule Magdeburg Stendal wurde im Rahmen des vom BMBF geförderten Projektes Recycling 2.0 die Recyclingregion Harz aus der Taufe gehoben. Hierbei vollzieht sich eine Ausweitung der Aktivitäten von REWIMET auf andere Abfallströme, andere Teilregionen und weitere Aktivitäten auch jenseits forschungs- und innovationsdominierter Ansätze. In diesem regionalen Cluster, der Recyclingregion Harz, wurden alle anfallenden und abgelagerten Abfallströme zusammengefasst und für deren Nutzung ein Netzwerk aller Stakeholder entwickelt. Ansatz ist, unter Einbeziehung aller gesellschaftlichen Gruppen ein Maximum an Nutzung dieser Ressourcen zu ermöglichen und die in einer Region gewonnenen Erfahrungen im Nachgang weiterzugeben.

6 SCHLUSSFOLGERUNGEN

Die Wertstoffwende stellt gleichermaßen Herausforderung und Chance dar, unsere Rohstoffversorgung sichern zu helfen, die Abhängigkeit von bestimmten internationalen Quellen zu verringern und die Umwelt zu schonen. Um die Wertstoffwende erfolgreich zu gestalten, ist allerdings ein transdisziplinärer Ansatz gefordert, der sämtliche Stakeholder einbindet und das gesamte Instrumentarium aus naturwissenschaftlicher Erkenntnis, technischer Lösungskompetenz, betriebs- und volkswirtschaftlicher Herangehensweise, rechtlicher Begleitung, psychologischer und soziologischer Berücksichtigung menschlichen Verhaltens sowie konzertierter Aktionen in Netzwerken auf allen Ebenen einsetzt.

LITERATUR

- Buchert, M. (2018) *Agenda Rohstoffwende 2049*, Recycling und Rohstoffe, Bd. 11, Hrsg. Thiel, Thome-Kozmiensky, Goldmann, TK-Verlag Neuruppin 2018, S. 15 - 25
- Goldmann, D., Kruckow, T., Westphal, R. (2012) *Der Recycling-Cluster wirtschaftsstrategische Metalle REWIMET e.V.*, Recycling und Rohstoffe, Bd. 5, Hrsg. K.-J. Thome-Kozmiensky, D. Goldmann, TK-Verlag Neuruppin 2012, S. 281 - 290
- Köpf, H., Güth, C. Rasenack, K., Rombach, E., Schmid, E., Friedrich, B., Goldmann, D., Reuter, M., Stauber, R., Stelter, M. (2017) *Das virtuelle Rohstoffforschungsinstitut GERRI – Innovationskatalysator für Deutschland*, Recycling und Rohstoffe, Bd. 10, Hrsg. K.-J. Thome-Kozmiensky, D. Goldmann, TK-Verlag Neuruppin 2017, S. 45- 52
- Mrotzek-Blöß, A., Schlupe, M. (2018) *FORAM – Towards a World Forum on Raw Materials*, Recycling und Rohstoffe, Bd. 11, Hrsg. Thiel, Thome-Kozmiensky, Goldmann, TK-Verlag Neuruppin 2018, S. 157 - 173
- Otto, S., Henn, L., Arnold, O., Kibbe, A. (2015) *Die Psychologie des Recyclingverhaltens*, Recycling und Rohstoffe, Bd. 8, Hrsg. K.-J. Thome-Kozmiensky, D. Goldmann, TK-Verlag Neuruppin 2015, S. 135- 147
- Schmidt, M. (2018) *Verfügbarkeit des Batterie-Rohstoffs Lithium*, Recycling und Rohstoffe, Bd. 11, Hrsg. Thiel, Thome-Kozmiensky, Goldmann, TK-Verlag Neuruppin 2018, S. 565 - 582
- Soulier, M., Glöser-Chahaud, S., Goldmann, D., Tercero Erpinoza, L.A. (2018) *Dynamic analysis of European copper flows*, Resources, Conservation & Recycling, 129 (2018) S. 143 – 152, Elsevier Verlag
- Stender-Vorwachs, J. (2018) *Akzeptanzförderung durch (frühe) Öffentlichkeitsbeteiligung in der Recycling- und Abfallwirtschaft?*, Recycling und Rohstoffe, Bd. 11, Hrsg. Thiel, Thome-Kozmiensky, Goldmann, TK-Verlag Neuruppin 2018, S. 135 - 145

Macht Recycling Sinn – Eine Analyse aus volkswirtschaftlicher Sicht

I. Meyer & M. Sommer

Österreichisches Institut für Wirtschaftsforschung - WIFO, Umwelt, Landwirtschaft, Energie, Wien, Österreich

KURZFASSUNG: Die globale Nachfrage nach Metallen und anderen Rohstoffen nimmt durch wirtschaftliche und umweltrelevante Entwicklungen weiterhin stetig zu. Aufgrund der beschränkten Verfügbarkeit von Rohstoffen sind Spannungen auf den Rohstoffmärkten zu erwarten. Ein Übergang zu einer Kreislaufwirtschaft kann eine nachhaltige Entwicklung von Wirtschaft und Gesellschaft bewirken. Die Rückführung eines größeren Anteils von Materialien u.a. durch Recycling kann den Bedarf an Primärproduktion reduzieren und zugleich wirtschaftliche Effekte in Form von Wertschöpfung und Beschäftigung generieren als auch negative Umweltauswirkungen begrenzen. Die vorliegende Studie analysiert exemplarisch für Österreich die volkswirtschaftlichen Effekte, die durch das Recycling von Eisen und Stahl, Aluminium, Papier und Glas in 2014 entstanden. Demnach konnten die Recyclingwirtschaft und der Einsatz von Sekundärrohstoffen in der Produktion gesamtwirtschaftliche Effekt in Höhe von ca. 0,5 % des Bruttoinlandsproduktes (1,7 Mrd. €) und 0,38 % der Gesamtbeschäftigung (14.759 Beschäftigungsverhältnisse) erzielen.

1 EINLEITUNG

Eine zukunftsorientierte Abfall-, Ressourcen- und Kreislaufwirtschaft ist vor dem Hintergrund unterschiedlicher Trends des globalen und wirtschaftlichen Wandels notwendiger denn je. Das bislang ungebrochene Wachstum der weltweiten Treibhausgasemissionen (Global Carbon Project 2017) führt zu dem immer drängenderen Erfordernis, die Nutzung kohlenstoffhaltiger fossiler Energieträger weltweit einzustellen. Hierzu bedarf es einer Energiewende, die mit einem deutlich geringeren Energieverbrauch und der Nutzung erneuerbarer Energieträger auskommt. Ziel ist es, den globalen durchschnittlichen Temperaturanstieg deutlich unter +2°C über dem vorindustriellen Niveau zu halten (UNFCCC 2015). Das +2°C-Szenario gilt als Quantifizierung von Artikel 2 der Klimarahmenkonvention, der die Treibhausgaskonzentrationen auf einem Niveau zu stabilisieren sucht, bei der eine gefährliche, vom Menschen verursachte Störung des Klimasystems verhindert und die Anpassungsfähigkeit von natürlichen und sozialen Systemen an die Erderwärmung nicht überfordert wird (vgl. Schellnhuber 2015, Kapitel 20 und 21).

Eine derartige Energiewende ist jedoch mit einer weltweit steigenden Nachfrage nach Metallen und anderen Rohstoffen für erneuerbare Energietechnologien verknüpft. Die Weltbank analysiert den Mehrbedarf an metallischen Rohstoffen bis 2050 für drei Klimaszenarien (World Bank 2017) und schätzt für ein 2 °C-Szenario den Nachfragezuwachs nach metallischen Rohstoffen für die Produktion von Windkraftanlagen auf ca. + 250 % (+ 150 % für 4 °C-Szenario). Dies betrifft u.a. die Metalle Aluminium, Kupfer, Eisen, Blei, Nickel, Zink, Molybdän, Neodym (Elshkaki & Greadel 2013). Für die Photovoltaik wird sogar eine Nachfragesteigerung von + 300 % (2 °C-Szenario) geschätzt. Von der Elektromobilität einschließlich Ladeinfrastruktur wird ein deutlicher Sog auf die Rohstoffnachfrage von Lithium, Kobalt und Nickel erwartet (Öko-Institut 2017, McKinsey 2018).

Metalle sind darüber hinaus von grundlegender Bedeutung, wenn es um die wirtschaftliche und industrielle Entwicklung geht, u.a. als Bestandteil digitaler Technologien, die sowohl in der Sachgütererzeugung als auch im Dienstleistungssektor eine zunehmend zentrale Funktion einnehmen. Vor allem bevölkerungsreiche Schwellen- und Entwicklungsländer mit dynamischer Wirtschaftsentwicklung treiben die Nachfrage nach Metallen und anderen Rohstoffen zukünftig weiter an. Verbrauchten gegen Ende des 20. Jahrhunderts die Industrienationen mit einem Anteil von etwa 25 % der Weltbevölkerung 70 % - 80 % der Weltrohstoffproduktion (mit Ausnahme von Kohle), änderte sich dieses Verhältnis durch den dynamisch wachsenden Rohstoffeinsatz in der Volksrepublik China deutlich. Betrag der chinesische Anteil am Weltstahleinsatz 1990 8 %, waren es 2012 bereits knapp 46 %. Der Kupfereinsatz stieg im selben Zeitraum von 6 % auf 43 %, die Aluminiumnachfrage von 5 % auf knapp 44 % (Angerer et al. 2016).

Vor dem Hintergrund dieser Nachfragetreiber und angesichts der geographischen Verteilung von Ressourcen z.T. in einigen wenigen Anbieterländern muss in den kommenden Jahrzehnten mit einer zunehmenden Konkurrenz auf den Weltrohstoffmärkten und damit einhergehend mit einem Preisdruck auf diesen Märkten gerechnet werden. Rohstoffe sind letztlich nur begrenzt verfügbar, sei es aus sozioökonomischer, technologischer oder ökologischer Betrachtung (zur Ausweitung der geophysikalischen Verfügbarkeitsgrenze von Rohstoffen vgl. Spiegel-Online 2018). Primäre Rohstoffgewinnung ist energieintensiv und häufig mit Verschmutzungen von Wasser, Böden und Luft verbunden, nicht ohne Folgen für die menschliche Gesundheit und die Funktionsfähigkeit von Ökosystemen (Rüttinger et al. 2014).

Diese sich bereits heute deutlich abzeichnenden Rahmenbedingungen und Treiber des globalen Wandels sind nicht nur für rohstoffarme Länder von strategischer Bedeutung. Sie stellen über die globalen ökologischen Grenzen („planetary boundaries“, Rockström et al. 2009), wie sie der Klimawandel aufzeigt, für alle eine wachsende Bedeutung und Herausforderung dar. Das Konzept der Kreislaufwirtschaft zeigt wegweisende Handlungsstrategien auf.

2 DAS KONZEPT DER KREISLAUFWIRTSCHAFT

Eine nachhaltige Modernisierung von Wirtschaft und Gesellschaft kann durch den Übergang zu einer Kreislaufwirtschaft gelingen, die sowohl umweltrelevante als auch wirtschaftliche Herausforderungen meistert. Material- und Energieflüsse werden – in Anlehnung an natürliche Systeme – in Kreisläufen geführt und kaskadisch genutzt, anstatt nach dem Prinzip „take-make-use-dispose“ linear verwendet und damit letztlich verschwendet zu werden. Der Materialdurchsatz in Produktion und Konsum muss dabei auf ein festzulegendes Maximalniveau begrenzt werden, um die (planetaren) Grenzen ebenso wie die natürlichen Reproduktionsraten nicht zu übersteigen. Neben den zahlreichen Nutzen für Umwelt und Ökosysteme werden durch die Kreislaufführung von Rohstoffen und die Substitution von Primär- durch Sekundärrohstoffe wirtschaftliche Vorteile durch Kosteneinsparungen erzielt und Produktionsrisiken, die durch etwaige Ressourcenverknappungen entstehen, gemildert. Eine der wesentlichen Fragen dabei ist, können wir die bereits produzierten Materialien besser nutzen und so den Bedarf an Primärproduktion reduzieren? Material-Effizienz-Strategien wie die Rückführung eines größeren Anteils von Materialien durch Recycling, die Verringerung von Produktionsabfällen, die Gewichtsreduzierung von Produkten und Strukturen, die Verlängerung der Lebensdauer von Produkten und die Einführung neuer Geschäftsmodelle wie „Sharing“ können Ressourcen- und Energieeinsatz sowie

Treibhausgasemissionen auf ein nachhaltiges Maß reduzieren (Material Economics 2018).

Die vorliegende explorative Studie analysiert erstmals für Österreich die volkswirtschaftlichen Effekte, die 2014 auf das Recycling der Stoffgruppen Eisen und Stahl, Aluminium, Papier und Glas zurückzuführen sind sowie die damit potentiell einhergehenden Treibhausgasemissionseinsparungen. Der hier zugrunde gelegte erweiterte Recyclingbegriff beinhaltet dabei sowohl die Effekte der Substitution von Primärrohstoffen im produzierenden Sektor, den internationalen Handel mit Sekundärrohstoffen als auch das Sammeln, Sortieren und Aufbereiten von Abfall zu Sekundärrohstoffen. Ausgewählte ökonomische Kennzahlen wie (sektorale) Bruttowertschöpfung und Beschäftigung wurden anhand des makroökonomischen Modells WIFO.DYNK für Österreich quantifiziert und die globalen CO₂-Emissionseinsparungen unter Berücksichtigung der Vorleistungsketten berechnet.

3 MATERIALSTRÖME UND VOLKSWIRTSCHAFTLICHE EFFEKTE DES RECYCLINGS VON EISEN UND STAHL, ALUMINIUM, PAPIER UND GLAS

Die in dieser Studie ausgewählten Stoffgruppen Eisen und Stahl, Aluminium, Papier und Glas sind Bestandteil der traditionellen Recyclingsparten und gehören zu den Grundstoffen des verarbeitenden Gewerbes. Sie sind Teil vielfältiger industrieller Wertschöpfungsketten, zeichnen sich durch eine hohe Energieintensität in der Produktion aus und sind daher als klimarelevant einzustufen (IEA 2017).

3.1 Methodischer Ansatz

Die zur Berechnung von volkswirtschaftlichen Effekten in der Ökonomie angewandte Methode ist der modellbasierte Vergleich eines Ist-Zustandes (hier: 2014) mit einem „Counterfactual“, das eine hypothetische Konstellation darstellt, die simuliert, dass keine Recyclingaktivitäten für die betrachteten Stoffgruppen stattfinden. So können im Vergleich mit dem Ist-Zustand die Effekte des Recyclings in Österreich durch Vergleich bestimmt werden. Im Counterfactual wird eine Primärproduktion für Eisen und Stahl, Papier und Glas in gleicher Produktionshöhe angenommen wie sie 2014 unter Einsatz von Recyclingtechnologien und Sekundärrohstoffen tatsächlich vorlag. Für Aluminium wird die Einfuhr von Halbfertigmaterialien simuliert, da es keine Primärproduktion von Aluminium in Österreich gibt. Im Fall von Eisen und Stahl wird im Counterfactual zudem ein anderer Technologiemix simuliert und es wird die Elektrostahlroute durch die integrierte Hochofenroute ersetzt. Mit der zunehmenden Elektrifizierung der Industrie und der Verfügbarkeit von Stahlschrotten entwickelte sich die Elektrostahlerzeugung als ein weiteres Stahlerzeugungsverfahren. In der Sekundärroute wird Schrott unter Einwirkung von elektrischem Strom bei einem weitaus geringeren Energieeinsatz geschmolzen (siehe Tabelle 1, Schuhmacher & Sands 2007).

Tab. 1: Faktoreinsätze Hochofenroute und Elektrostahlerzeugung.

Faktoreinsätze	Hochofenroute	Elektrostahlerzeugung
	in %	
Energie	28,2	4,6
Material	46,9	85,7
Kapital	21,0	6,9
Arbeit	9,1	2,2
Rest*	-5,2	

Q: WIFO-Darstellung basierend auf Schuhmacher & Sands, 2007; * Gutschrift aus Emissionshandel.

Bei einer Jahresproduktion von 7,9 Mio. Tonnen in 2014 betrug der Anteil der integrierten Hochofenroute bei der Eisen- und Stahlerzeugung in Österreich 91,2 % (Elektrostahlwerke 8,8 %, World Steel Association 2015).

Für die Modellanalyse wurde das WIFO.DYNK (Dynamic New Keynesian) Modell verwendet. Dies ist ein dynamisches makroökonomisches Ein-Regionen und Multi-Sektor Modell. Der Kern des Modells basiert auf den Aufkommens- und Verwendungstabellen (AVT) 2012 der Statistik Austria. Aktuelle AVT untergliedern die Wirtschaft in 62 bis 88 Sektoren (Produzenten) und 6 Endnachfragekategorien (Konsumenten) nach der ÖNACE 2008 Klassifikation. WIFO.DYNK beinhaltet ökonomische Verhaltensgleichungen in den Bereichen Produktion, Arbeitsmarkt, privater Konsum und bildet Effekte auf Investitionen, öffentliche Ausgaben und Preise ab. Für die vorliegende Studie wurde das Modell um Daten zu Recyclingprozessen und relevanten Technologien erweitert. Dazu gehören die Integration von Daten zu Primär- und Sekundärproduktionsprozessen, insbesondere die Integration der stoffgruppenspezifischen (wertmäßigen) Anteile der Faktoreinsätze Ressourcen, Energie, Löhne und Kapital in der Produktion. Diese wurden u.a. auf der Basis von Stoffstromanalysen, Energie- und Materialeinsatzstatistiken sowie Marktpreisen von Primär-, Sekundär- und Energierohstoffen berechnet (Meyer et al. 2016). Die Daten wurden an die in WIFO.DYNK bestehende Datenstruktur angehängt und die bestehenden Produktionsdaten erweitert, um die Substitution von rezyklierten und nicht-rezyklierten Gütern in der Nachfrage zu integrieren.

Es wurden unterschiedliche Effekte berechnet: Direkte und indirekte Effekte betreffen einerseits jene Änderungen der Produktionsstruktur, die in der betrachteten Branche, z.B. der Stahlproduktion, im Bereich der Wertschöpfungs- und Beschäftigungsstrukturen entstehen sowie andererseits jene Auswirkungen der geänderten Produktionsstruktur auf die Produktionsaktivität aller vorgelagerten Wirtschaftsbranchen, also auf die Erzeugung der Vorleistungsgüter (z.B. Eisenerz etc.) und deren Vorleistungsgüter. Hierbei wird die gesamte monetäre Verflechtung der Wirtschaft über die Aufkommens- und Verwendungstabellen berücksichtigt. Induzierte Effekte inkludieren jene Auswirkungen, die sich in weiterer Folge aufgrund der geänderten Produktion und Wertschöpfung in einer geänderten Konsumnachfrage widerspiegeln. Hier wird in erster Linie auf das Lohneinkommen als Teil der Wertschöpfung und den Konsum der privaten Haushalte abgestellt. Der induzierte Konsum der Haushalte verstärkt die direkten und indirekten Effekte durch eine zusätzliche oder reduzierte Güternachfrage und folglich ausgelöste Änderung der Produktionstätigkeit der Wirtschaftssektoren. Zusätzlich zu den induzierten Effekten des Privatkonsums modelliert das WIFO.DYNK Modell weitere wirtschaftliche Zusammenhänge die berücksichtigen, dass auch andere Akteure auf eine Änderung der Wertschöpfung und der Preise reagieren. Dabei handelt es sich um den Staat, dessen öffentlicher Konsum sich aufgrund von geänderten Steuereinnahmen anpasst und andererseits um die Produzenten, die ihre Investitionstätigkeiten (Bruttoanlageninvestitionen) und Produktionsstruktur auf Basis geänderter Betriebsgewinne und Preise anpassen.

3.2 Volkswirtschaftliche und CO₂-Emissionseffekte

Die Bruttowertschöpfungs- und Beschäftigungseffekte aller untersuchten Stoffgruppen sind in Abbildung 1 und Abbildung 2 dargestellt. Demnach erwirtschaftet die Recyclingwirtschaft, repräsentiert durch die analysierten Stoffgruppen, netto einen BIP-Effekt in Höhe von 0,52 % oder 1,7 Mrd. €. Die Beschäftigungseffekte belaufen sich auf 14.759 Beschäftigungsverhältnisse oder 0,38 % der Gesamtbeschäftigung. Der größte wirtschaftliche Effekt wird durch das Recycling der Metalle Eisen und Stahl sowie Aluminium erzielt, gefolgt von Papier. Das Recycling von Glas bewirkt einen

vergleichsweise geringen wirtschaftlichen Effekt, da hier sowohl kleine Mengen als auch niedrige Preise wirken und ein Teil der Primärrohstoffe im Inland abgebaut wird. Dies wirkt sich kompensierend auf die wirtschaftlichen Effekte der Recyclingaktivitäten aus, da unterschiedliche inländische Wirtschaftsaktivitäten substituiert werden. Das bedeutet im Umkehrschluss, dass wirtschaftlichen Effekte des Recyclings umso größer ausfallen, je abhängiger die Wirtschaft von Rohstoffimporten ist und je höher die Preise der importierten Rohstoffe sind.

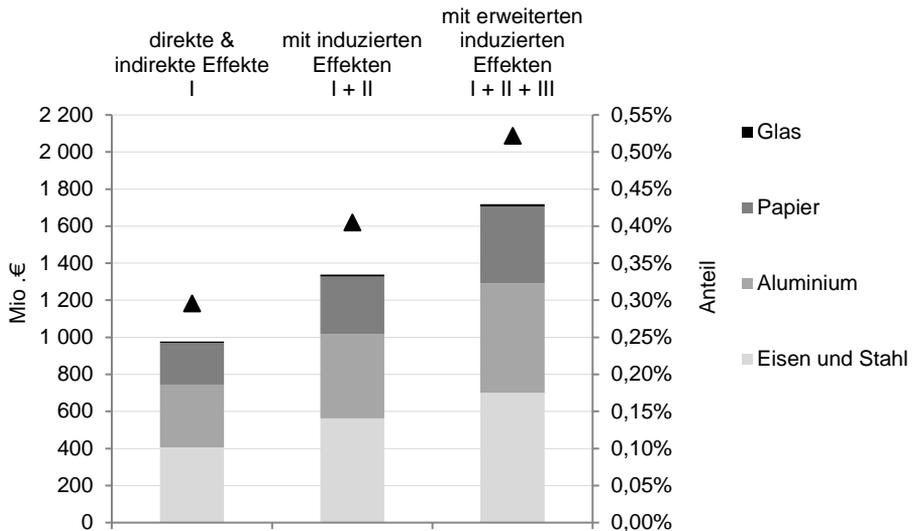


Abb. 1: Bruttowertschöpfungseffekte gesamt nach Stoffgruppen, 2014; Q: WIFO-Berechnungen.

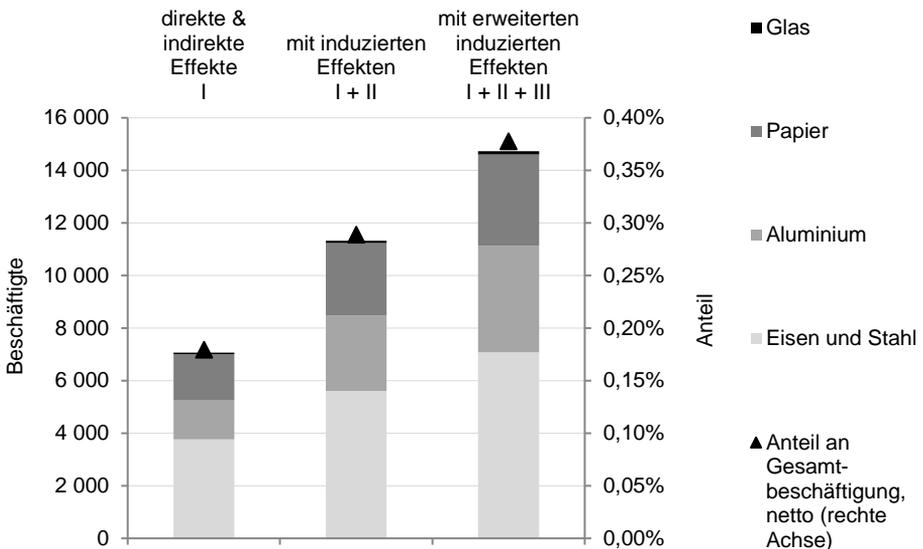


Abb. 2: Beschäftigungseffekte gesamt nach Stoffgruppen, 2014; Q: WIFO-Berechnungen.

Die sektoralen Gesamteffekte (vgl. Abbildung 3) sind im Recyclingsektor mit einer Wertschöpfung in Höhe von 424 Mio. € am deutlichsten, gefolgt von der Branche der Warenherstellung (424 Mio. €) und dem Handel (169 Mio. €). Im Bereich der Beschäftigung liegt der Recyclingsektor 2.675 Beschäftigungsverhältnissen vorne, gefolgt vom Handel mit 2.543, und der Sachgütererzeugung mit 1.641 Beschäftigungsverhältnissen. Aber auch andere Branchen wie der Bau, das Gaststättengewerbe, die freiberuflichen Leistungen und sonstigen Dienstleistungen profitieren letztlich von einer höheren inländischen Wirtschaftsleistung, höheren Einkommen und höheren Konsumausgaben.

Durch den Einsatz von Abfällen und Altstoffen in Produktionsprozessen und die Substitution von Primärressourcen werden der Energieverbrauch und allfällige negative Umweltauswirkungen in der gesamten Vorleistungskette der Erzeugung der Primärressourcen reduziert. Unter anderem werden dabei Treibhausgasemissionen im Bereich der Primärerstellung von Produkten eingespart, welche sonst im Erzeugerland emittiert worden wären.

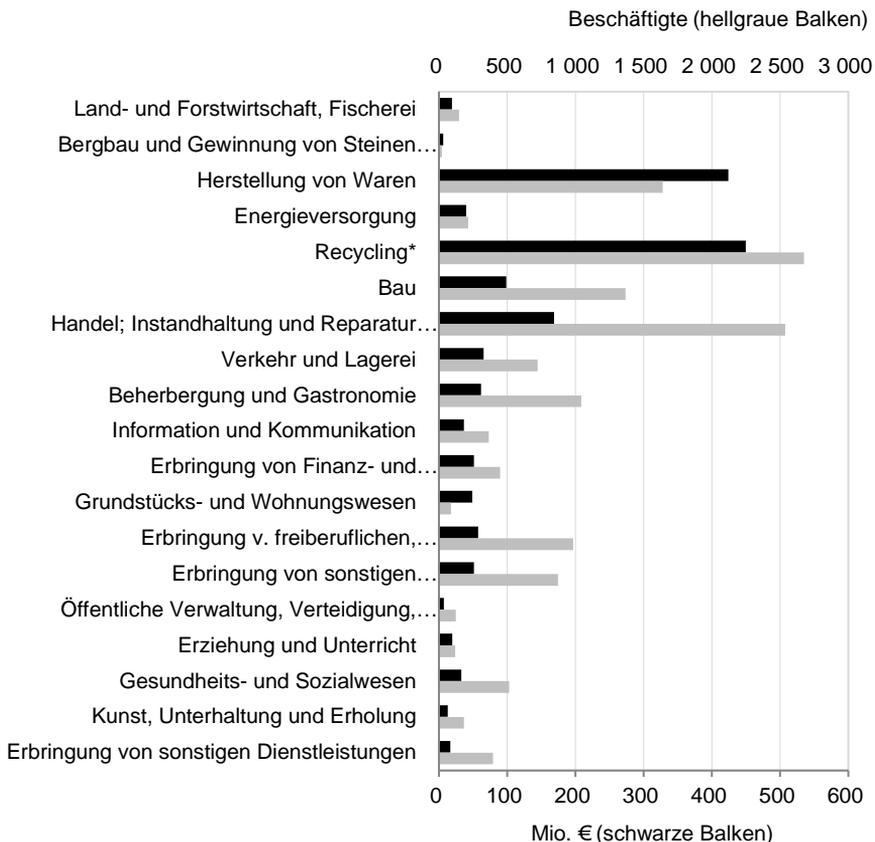


Abb. 3: Sektorale Bruttowertschöpfungs- und Beschäftigungseffekte gesamt, 2014; Q: WIFO-Berechnungen. *Wasserversorgung; Abwasser- u. Abfallentsorgung, Beseitigung von Umweltverschmutzungen.

Auf Basis von Emissionsfaktoren (UBA 2010) wurden die relevanten Treibhausgasemissionseinsparungen, die durch das Recycling der untersuchten Stoffgruppen

und Stoffströme entstanden, berechnet. Demnach ergeben sich für das Eisen- und Stahlrecycling (weltweite) Emissionseinsparungen in Höhe von 4,5 Mio. Tonnen CO₂-Äq, gefolgt von Aluminiumrecycling mit 2,7 Mio. Tonnen CO₂-Äq, Papier- (-0,7 Mio. Tonnen CO₂-Äq) und Glasrecycling (-0,1 Mio. Tonnen CO₂-Äq). So kam es durch das Recycling der betrachteten Stoffgruppen zu einem Klimaschutzbeitrag von insgesamt ca. 7,9 Mio. Tonnen CO₂-Äq. Diese Berechnung beinhaltet den kumulierten Energieaufwand der gesamten Vorleistungskette und betrifft daher auch Emissionen, die beim Abbau von Ressourcen im Ausland entstehen. Somit kann dieser Wert nicht der nationalen Treibhausgasbilanz zugeordnet werden, spielt für den globalen Klimaschutz gleichwohl eine bedeutende Rolle.

4 SCHLUSSFOLGERUNGEN

Die vorliegende Analyse der volkswirtschaftlichen Effekte des Recyclings zeigt, dass die Recyclingwirtschaft und der Einsatz von Sekundärrohstoffen in der Produktion deutlich zu Wachstum und Beschäftigung in Österreich beitragen und darüber hinaus substantielle positive ökologische Effekte in Form von Treibhausgasemissionseinsparungen generierten. Die stoffgruppenspezifische Analyse weist den Bereich der Metalle als wichtigen Impulsgeber für wirtschaftliche Effekte und Emissionseinsparungen aus. Dies liegt einerseits an den relativ hohen Preisen der Primärrohstoffe im Vergleich zu den Sekundärrohstoffen und andererseits an der Nettoimportposition Österreichs bei diesen Rohstoffen. Die Wiederverwertung von heimisch gesammelten und aufbereiteten Metallschrotten trägt bereits deutlich zur Substitution von Primärrohstoffimporten bei. Eine Ausweitung der heimischen Recyclingaktivitäten könnte die österreichische Nettoimportposition bei diesen und anderen Rohstoffen positiv beeinflussen und so zusätzliche volkswirtschaftliche und weltweit positive Umwelteffekte erzielen. Eine Ausdehnung der Recyclingwirtschaft kann auch als eine Risikostrategie gegenüber volatilen Rohstoffmärkten verfolgt werden.

Die im Bereich der klassischen Recyclingmaterialien schon lange bestehende Bewirtschaftung von Altstoffen und Abfällen sowie der Einsatz von Sekundärrohstoffen in der Produktion können aus umweltökonomischer Sicht gewinnbringend ausgeweitet werden. Dies betrifft sowohl bestehende als auch neue Post-Consumer Abfallgruppen bzw. weitere Stoffgruppen wie etwa Kunststoffe, Phosphor oder Seltenerdmetalle. Dafür sind der Ausbau einer sortenreinen Sammellogistik mit hoher Sammelquote von sortenreinen Abfällen sowie nicht zuletzt ein entsprechendes zirkuläres Design in der Produktion erforderlich, das die Anforderungen des Recyclings bereits in der Produktentwicklungsphase berücksichtigt. Der Recyclingwirtschaft wird aus wirtschaftlicher Sicht und als Maßnahme für den Klimaschutz für die Zukunft ein hohes Potential und eine dynamische Entwicklung vorausgesagt.

LITERATUR

- Angerer, G., Buchholz, P., Gutzmer, J., Hagelüken, C., Herzig, P., Litke, R., Thauer, R.K., Wellmer, E.-W. (2016) *Rohstoffe für die Energieversorgung der Zukunft, Geologie – Märkte – Umwelteinflüsse*. Schriftenreihe Energiesysteme der Zukunft, München 2016.
- Elshkaki, A., Graedel, T.E. (2013) *Dynamic Analysis of the global Metals Flows and Stocks in Electricity Generation Technologies*. Journal of Cleaner Production 59, November, 260-273.
- Global Carbon Project (2017) *Carbon budget and trends 2017*, www.globalcarbonproject.org/carbonbudget.
- IEA (2017) *Energy Technology Perspectives, Catalysing Energy Technology Transformations*, International Energy Agency, Paris.
- Material Economics (2018) *The Circular Economy, A Powerful Force for Climate Mitigation, Transformative innovation for prosperous and low-carbon industry*.

- McKinsey (2018) *Lithium and cobalt – a tale of two commodities*. Metals and Mining, June 2018.
- Meyer, I., Sommer, M., Kratena, K., Tesar, M., Neubauer, C. (2016) *Volkswirtschaftliche Effekte durch Recycling ausgewählter Altstoffe und Abfälle*. WIFO, Wien, November 2016, https://www.wifo.ac.at/publikationen?detail-view=yes&publikation_id=59158.
- Öko-Institut (2017) *Strategien für die nachhaltige Rohstoffversorgung der Elektromobilität. Synthesepapier zum Rohstoffbedarf für Batterien und Brennstoffzellen*. Studie im Auftrag von Agora Verkehrswende.
- Rockström, J., Steffen, W., Noone, K., Persson, Å., Chapin III, F. S., Lambin, E. F., Lenton, T. M., Scheffer, M., Folke, C., Schellnhuber, H. J., Nykvist, B., de Wit, C.A., Hughes T., van der Leeuw, S., Rodhe, H., Sörlin, S., Snyder, P.K., Costanza, R., Svedin, U., Falkenmark, M., Karlberg, L., Corell, R.W., Fabry, V.J., Hansen, J., Walker, B., Liverman, D., Richardson, K., Crutzen, P., Foley, J.A. (2009) *A safe operating space for humanity*. Nature, 461, 472-475, DOI:10.1038/461472a.
- Rüttinger, L., Treimer, R., Tiess, G., Grieslop, L., Schüer, F., Wittrock, J. (2014) *Fallstudie zu den Umwelt- und Sozialauswirkungen der Gewinnung Seltener Erden in Bayan Obo, China*. Berlin: adelphi, Montan Universität Leoben.
- Schellnhuber, H.-J. (2015) *Selbstverbrennung, Die fatale Dreiecksbeziehung zwischen Klima, Mensch und Kohlenstoff*, Kapitel 20 und 21, München.
- Schumacher, K., Sands, R.D. (2007) *Where are the industrial technologies in energy-economy models? An innovative CGE approach for steel production in Germany*. Energy Economics, 29, 799-825.
- Spiegel-Online (2018), *Rohstoffe im All, Deutsche Industrie will Weltraum ausbeuten*. Spiegel-Online, <http://www.spiegel.de/wirtschaft/unternehmen/weltraum-bergbau-gesetz-deutsche-industrie-will-rohstoffe-im-all-ausbeuten-a-1214970.html>, 26.06.2018.
- UBA (2010) *Klimarelevanz ausgewählter Recycling-Prozesse in Österreich*. Umweltbundesamt Wien, Report, REP-0303.
- UNFCCC (2015) *The Paris Agreement*, United Nations Framework Convention on Climate Change, Paris, <https://unfccc.int/process-and-meetings/the-paris-agreement/the-paris-agreement>
- World Bank (2017) *The Growing Role of Minerals and Metals for a Low Carbon Future*, International Bank for Reconstruction and development/The World Bank, Washington.
- World Steel Association (2015) *Steel, Statistical Yearbook 2015*, World Steel Committee on Economic Studies, Brüssel.

Brandgefährlicher Abfall – Über Risiken und Strategien in der Abfallwirtschaft

T. Nigl & R. Pomberger

Montanuniversität Leoben, Lehrstuhl für Abfallverwertungstechnik und Abfallwirtschaft, Leoben, Österreich

KURZFASSUNG: Obwohl die Abfall- und Entsorgungswirtschaft seit jeher vor der Herausforderung des richtigen Umgangs mit brandlastreichen Materialien steht, wurde in den letzten Jahren bei Brandereignissen ein neuer Höhepunkt erreicht. Neben den enormen Umweltbelastungen und dem offensichtlichen Konflikt mit abfallwirtschaftlichen Zielen werden die zunehmenden Sachschäden und der drohende Versicherungsverlust für die Betriebe zu einem immer größeren Problem.

Der Beitrag geht einerseits auf die besonderen Herausforderungen der Branche, wie etwa inhomogene Stoffströme, Verschmutzungen, Anhaftungen und brandgefährliche Störstoffe sowie hohe Staubbelastung ein und zeigt andererseits die historische Entwicklung des Brandgeschehens in der Abfallwirtschaft auf. Danach werden Brandursachen analysiert und zudem branchenspezifische Brandursachen, wie Selbstentzündung oder Batterien näher behandelt.

Abschließend gibt der Beitrag einen Überblick über mögliche Strategien und Maßnahmen, um Brandereignisse in der abfallwirtschaftlichen Wertschöpfungskette zu reduzieren. Darunter befinden sich zum einen Ansätze, wie brandgefährliche Störstoffe in Abfallströmen vermieden bzw. aus diesen ausgeschleust werden können; zum anderen ein verbessertes Risikomanagement und Maßnahmen des vorbeugenden Brandschutzes.

1 EINLEITUNG

Betriebe der kommunalen und privaten Abfall-, Entsorgungs- und Recyclingwirtschaft (AbER) stehen seit jeher vor der Herausforderung des richtigen Umgangs mit brandlastreichen Materialien und inhomogenen Stoffströmen, welche regelmäßig auch (brand-)gefährliche Störstoffe enthalten.

1.1 Aktuelle Situation

In den letzten Jahren wurde durch steigende Zahlen zu Brandereignissen jedoch ein neuer Höhepunkt erreicht. In Europa und Nordamerika mehren sich die Berichte über steigende Brandzahlen in abfallwirtschaftlichen Anlagen (u.a. Anonym 2018a, Messenger 2017, Fogelman 2018).

In Österreich waren insbesondere die letzten drei Jahre (2015 – 2017) sehr schadensreich. Die ersten beiden aufgrund der hohen Anzahl an Brandereignissen, letzteres hinsichtlich der enormen Schadenssummen einiger Brandfälle.

Aufgrund dieser Häufung aktueller Brandereignisse gründete der Verband der österreichischen Entsorgungsbetriebe (VOEB) Ende 2017 eine Arbeitsgruppe, die sich mit dem Thema Brandschutz in der Abfall- und Entsorgungswirtschaft auseinandersetzt. Diese Arbeitsgruppe hat zum Ziel, branchenspezifische brandschutztechnische Leitlinien und Empfehlungen zu entwickeln.

1.2 Problematik

Große industrielle und gewerbliche Brandereignisse erweisen sich grundsätzlich aus Sicht des Umweltschutzes als problematische Mehrbelastung, da sie jahrelange umwelttechnische Bemühungen unserer Gesellschaft ad absurdum führen. Besonders deutlich wird das, wenn man bedenkt, dass ein einzelner großer Brandfall potentiell höhere Umweltauswirkungen hat, als die jährlichen Emissionen aller schwedischen Müllverbrennungsanlagen zusammen (Ibrahim et al. 2013).

Abgesehen davon stehen regelmäßige Brandereignisse in abfallwirtschaftlichen Umfeld eindeutig im Konflikt zu den ersten drei Zielen der österreichischen Abfallwirtschaft (vgl. AWG 2002). Diese sind:

- die Vermeidung schädlicher Einwirkungen auf Mensch, Tier und Pflanze, deren Lebensgrundlagen und deren natürliche Umwelt (1),
- das Geringhalten der Emission von Luftschadstoffen und klimarelevanten Gasen (2) und
- die Schonung von Ressourcen wie etwa Rohstoffe, Wasser, Energie, Landschaft, Flächen und Deponievolumen (3).

Neben dem unternehmerischen Risiko, welches im engeren Sinne u.a. Risiken im Bereich Betriebsunterbrechung, -ausfall und Betriebseinstellung, aber auch das Wegfallen von Vertragspartnern beinhaltet, entstehen Risiken und Mehrkosten im Bereich der Umwelt- (z.B. Abfluss von verunreinigtem Löschwasser) und Personenschäden. In weiterer Folge können diese zu steigenden Behördenauflagen (u.a. in zukünftigen Genehmigungsverfahren) führen.

Das aktuell größte Problem stellen jedoch Risiken im Bereich der Sachschäden dar, weil Versicherungen aufgrund der steigenden Schadenszahlen und Schadensaufwände ihre Bereitschaft abfallwirtschaftliche Betriebe zu versichern reduzieren (u.a. Buser 2016, Ecker 2017). Diese Entwicklung führt letztlich dazu, dass der Versicherungsverlust einzelner sich als schwerwiegendes Risiko für die gesamte Branche erweisen kann und zukünftig adäquater Versicherungsschutz (wenn überhaupt) nur unter enorm steigenden Auflagen, höheren Prämien und Selbstbehalten erreicht werden kann.

Abschließend muss auch erwähnt werden, dass ebenso das gute Image der Branche auf dem Spiel steht. So könnte bspw. durch vermehrte mediale Berichterstattung über zahlreiche Brandereignisse die Akzeptanz der Abfallbehandlung in der Bevölkerung sinken. Über die Folgen einer solchen negativen Entwicklung (z.B. Feedback-Loop durch sinkende „Trennmoral“ in der Bevölkerung) kann derzeit nur spekuliert werden.

2 GRUNDLAGEN UND RAHMENBEDINGUNGEN IN DER ABFALLWIRTSCHAFT

Im Folgenden wird einerseits auf brandschutztechnische Grundlagen, andererseits auf relevante Rahmenbedingungen der Abfall- und Entsorgungswirtschaft eingegangen. Dabei werden insbesondere jene Aspekte herausgearbeitet, die wesentlichen Einfluss auf das Brandrisiko und die Brandentstehung in Betrieben der Branche haben.

2.1 Brandentstehung, Brandausbreitung und sicherheitstechnische Kenngrößen

Branddreieck: Eine allgemeingültige Grundbedingung für die Entstehung eines Brandes ist im sogenannten Verbrennungsdreieck (auch Branddreieck genannt) wiedergegeben (siehe Abb. 1). Für einen Verbrennungsprozess bedarf es der drei Komponenten Brennstoff, Oxidationsmittel (i.d.R. Sauerstoff) und Energiezufuhr (z.B. Wärme oder Zündquelle) (Hauptmanns 2013). Darüber hinaus wird eine entstehende und

selbsterhaltende chemische Kettenreaktion oft als vierte essentielle Komponente genannt (Brandtetraeder).

Das Verbrennungsdreieck hat in Abfallwirtschaft, Entsorgung und Recycling insofern eine hohe Bedeutung, da davon auszugehen ist, dass deren oben beschriebene Grundbedingungen in vielen Fällen erfüllt sind. Der Großteil abfallwirtschaftlicher Stoffströme ist grundsätzlich brennbar, das Oxidationsmittel ist in Form des Luftsauerstoffs vorhanden und ab einer bestimmten Masse an Abfall muss angenommen werden, dass sich sicherheitsrelevante Störstoffe darin befinden, die als Zündquelle agieren können. Die prinzipielle Annahme der Anwesenheit einer Zündquelle stützt sich auch auf eine konservative Auslegung von Sicherheitsanalysen für Prozessanlagen (vgl. Mannan 2005, in Hauptmanns 2013).

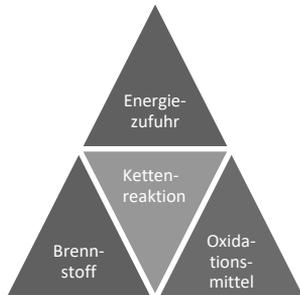


Abb. 1: Verbrennungsdreieck (adaptiert nach Hauptmanns 2013).

Brandausbreitung: Im Allgemeinen wird die räumliche Ausweitung eines Brandes über die Brandausbruchsstelle hinaus durch folgende Parameter beeinflusst (Portz 2005):

- die Art und die Menge der brennbaren Stoffe,
- die Wärmeübertragungsmöglichkeiten an die Umgebung,
- die baulichen Besonderheiten der Gebäude und Anlagen,
- die meteorologische Bedingungen, etc.

Gemischte und vor allem kunststoffhaltige Abfälle sind im Allgemeinen durch eine sehr rasche Brandausbreitung gekennzeichnet (u.a. Klinkhardt 2017, Wolff & Moors 2013).

Sicherheitstechnische Kenngrößen: In der chemischen Industrie ist es seit langer Zeit Standard, die eingesetzten Stoffe und chemischen Substanzen und deren Reaktionsverhalten vor dem Einsatz eingehend zu untersuchen. Dies ist die Grundvoraussetzung für die sichere Durchführung von chemischen und physikalischen Prozessen und stellt darüber hinaus die Grundlage für ein angemessenes und funktionierendes Sicherheitskonzept (BG RCI 2016).

Die Ermittlung von sicherheitstechnischen Kenngrößen und Methoden zu deren Bestimmung hat sich bisher aber an Reinstoffen oder an gut definierten Gemischen orientiert. Das folgende Kapitel zeigt auf, warum das im Hinblick auf Abfälle – insbesondere bei gemischten Siedlungsabfällen – problematisch ist und viele sicherheitstechnische Kenngrößen für Abfälle nicht exakt bestimmbar sind.

2.2 Abfallzusammensetzung und Brennbarkeit von Abfällen

Abfallzusammensetzung: Im Gegensatz zu den Stoff- und Materialströmen anderer Branchen, wie etwa der Holz- oder der chemischen Industrie, sind Abfälle und abfallwirtschaftliche Stoffströme in ihren chemisch-physikalischen Eigenschaften weniger genau definierbar:

- Abfälle sind in ihrer (stofflichen und materiellen) **Zusammensetzung sehr heterogen** und an sich hohen Schwankungen unterworfen. Auf diese wesentliche Abfalleigenschaft wurde in der Literatur bereits vielfach hingewiesen (u.a. Zacharof & Butler 2009, Zwisele 2004) und bedingt auch die Entwicklung umfangreicher Normen zur Charakterisierung von Abfällen. Dazu zählen beispielweise ÖNORM EN 14899 (ASI 2006), ÖNORM S 2123 (ASI 2003), ÖNORM S 2097 (ASI 2005) und LAGA P 98 (LAGA 2001).
- Abfälle (v.a. gemischte Siedlungsabfälle) sind darüber hinaus **saisonalen und regionalen Schwankungen** unterworfen (u.a. Denafas et al. 2014). Erstere sind vor allem auf das unterschiedliche Konsum- und Nutzungsverhalten, zweitere auf Unterschiede in der Siedlungsstruktur und in den abfallwirtschaftlichen Sammelsystemen zurückzuführen.
- Vor allem Siedlungsabfälle sind nicht zuletzt je nach Abfallart mehr oder weniger stark mit **Anhaftungen und Verschmutzungen** versehen. Deren Einfluss bei Sortierprozessen ist aktuell Gegenstand der Forschung (Pomberger & Küppers 2017). Darüber, wie sich Anhaftungen und Verschmutzungen sicherheitstechnisch auswirken, ist jedoch noch sehr wenig bekannt.
- Ähnlich zum darüber liegenden Punkt (Anhaftungen & Verschmutzungen) sind Abfälle aber auch durch **Fehlwürfe** verunreinigt. Abgesehen von deren Auswirkungen auf Prozessführung und Produktqualität, können diese auch sicherheitstechnisch relevant sein. Fehlwürfe sind in der Abfallwirtschaft nicht die Ausnahme, sondern die Regel. Abfallerzeuger (Bürger, Betriebe, etc.) können weder durch gesetzliche Regelungen, noch durch breite Öffentlichkeitsarbeit zu einer hundertprozentig korrekten Sammlung gebracht werden.
- Darüber hinaus sind abfallwirtschaftliche Stoffströme, insbesondere inputseitig, **meist nicht qualitätsgesichert**. Outputseitig gibt es bspw. bei Schrott, Kompost oder Ersatzbrennstoffen (EBS) Systeme zur Qualitätssicherung (u.a. Pontilli 2002, Lorber et al. 2011).
- Die generell zunehmende Diversität eingesetzter Materialien und der Anstieg von Verbundwerkstoffen und Leichtverpackungsabfällen führen letztlich auch zu einer **steigenden spezifischen Oberfläche** von Abfällen. Letztere wird im Zuge der Abfallbehandlung je nach Aufbereitungstiefe weiter erhöht.

Darüber hinaus lässt sich die Abfall-, Entsorgungs- und Recyclingwirtschaft durch weitere ihrer typische Charakteristika beschreiben. Dazu zählt eine, durch die Abfallzusammensetzung, die mechanische Beanspruchung und durch die Aufbereitung bedingte, hohe Staubbelastung in abfallwirtschaftlichen Anlagen (Held 2014).

Dem Mangel an recyclinggerechter Produktgestaltung ist es geschuldet, dass die Branche – *End-of-Pipe* – auch immer wieder Lösungskompetenz für neuartige und zukünftige Abfälle erbringen muss. Aktuelle Beispiele für sogenannte *Future Wastes* sind etwa Lithium-Ionen-Batterien, kohle- und glasfaserverstärkte Kunststoffe und Photovoltaikmodule (Pomberger & Ragossnig 2014).

Zwar hat die Branche i.d.R. durch die abfallwirtschaftliche Phasenverschiebung (Kranert & Cord-Landwehr, 2010) ein paar Jahre Zeit innovative Konzepte und Recyclingpfade zu entwickeln, jedoch hängt dieser Prozess der Produktentwicklung naturgemäß hinterher.

Ein weiteres Alleinstellungsmerkmal abfall- und entsorgungswirtschaftlich tätiger Unternehmen besteht in neuen überaus komplexen Marktsituationen, in denen nicht immer klar ist, wer Kunde, Lieferant, Mitbewerber oder Abnehmer ist. Bezeichnend für Abfall- und Sekundärressourcenmärkte sind auch atypische, veränderliche Transaktionsbeziehungen, welche auch als Verwertungsparadoxon beschrieben wurden. Dieses besagt, dass abhängig von der Marktsituation, der Geld- und Warenfluss sowohl gleichläufig als auch gegenläufig sein kann (Gelbmann 2012).

Brennbarkeit von Abfällen: Die Brennbarkeit ist im Allgemeinen jene Eigenschaft eines Stoffes nach der Entflammung weiter zu brennen, auch wenn die Zündquelle entfernt worden ist (u.a. Portz 2015). Nach BG RCI (2016) ist „brennbar“ ein umgangssprachlicher Überbegriff für Stoffe, die als entzündbar im Sinne der CLP-Verordnung (EC 2008) oder Transportvorschriften eingestuft sind, aber darüber hinaus auch für Stoffe, die erfahrungsgemäß oxidiert werden können. Ob und ab wann Abfälle brennbar sind oder nicht ist in der Literatur (etwa im Abfallrecht) nicht exakt definiert. Bei der Einteilung von Abfällen nach thermodynamischen Eigenschaften (z.B. sicherheitstechnische Kenngrößen) wird i.d.R. nur auf den Heizwert (Hu) zurückgegriffen, nicht jedoch auf die grundlegende Eigenschaft der Brennbarkeit (siehe Abfallverbrennungsverordnung, BMLFUW 2002).

2.3 Abfallwirtschaftliche Störstoffe als versteckte Zündquellen

Im abfallwirtschaftlichen Kontext betrachtet man i.d.R. jene Stoffe als Störstoffe, die aus Sicht des Aufbereitungsprozesses oder der Output- bzw. Produktqualität problematisch sind. Eine sicherheitstechnische Störstoffbetrachtung im Sinne des Brand-schutzes ist aber erst in den letzten Jahren von größer werdender Bedeutung. Zu den Störstoffen, die in abfallwirtschaftlichen Stoffströmen jedenfalls als Zündquellen fungieren können, gehören:

- Batterien (und Akkumulatoren),
- ungelöschter Branntkalk (Calciumoxid),
- Druckgaspackungen,
- Verunreinigungen und Anhaftungen von Lösungsmitteln oder anderen leicht entzündlichen Substanzen (z.B. in Werkstättenabfällen) und
- phosphinbildende Mittel zur Schädlingsbekämpfung (Calciumphosphid).

Die Relevanz der einzelnen Zündquellen hat sich in den letzten Jahr(zehnt)en verändert. Dabei spielen unter anderem die folgenden drei Faktoren eine bedeutende Rolle:

- technische Entwicklungen, die den Einsatz neuer Materialien ermöglichen und von denen am Ende ihres Lebenszyklus eine Brandgefahr ausgeht,
- das Bewusstsein in der Bevölkerung über die Gefährlichkeit solcher Produkte und Materialien und
- die Häufigkeit des Auftretens dieser Produkte und Materialien im Abfall.

Batterien (und Akkumulatoren; nachfolgend wird in diesem Beitrag von Batterien gesprochen) waren ursprünglich „lediglich“ aus Sicht der enthaltenen Schadstoffe (hauptsächlich Schwermetalle) und des daraus resultierenden Gefährdungspotenzials für Mensch und Umwelt regelungsbedürftig (vgl. Batterieverordnung, BMLFUW 2008). Erst durch einen Technologiesprung – nämlich durch die enorm gestiegene Energie- und Leistungsdichte von Lithium-basierten Batteriesystemen im Vergleich zu herkömmlichen elektrochemischen Batteriesystemen – und der dadurch bedingten Ausweitung des Einsatzbereiches wurden Batterien auch aus Gründen der Sicherheit ein Thema (siehe Abfallbehandlungspflichtenverordnung, BMLFUW 2017).

3 BRANDEREIGNISSE IN DER ABFALLWIRTSCHAFT

Weder in Österreich noch in Deutschland gibt es eine systematische Erfassung der Brandereignisse der Branche. Jedoch gibt es einzelne Erhebungen bzw. Studien, die aus unterschiedlichen Anlässen die Brandfälle bestimmter Zeiträume und Regionen erheben oder näher betrachten (z.B. Holzer 2007, Komp 2016, SMUL 2007, SMUL 2015).

3.1 Historische und zukünftige Entwicklung bei Brandereignissen

Historische Entwicklung: Die Summe bisheriger Untersuchungen zeigt, dass das Brandgeschehen in abfallwirtschaftlichen Betrieben einer historischen Entwicklung unterworfen ist. Dies zeigt sich insbesondere bei genauerer Betrachtung des Brandortes. Über die letzten drei Jahrzehnte gab es eine Verschiebung des „dominierenden“ Brandortes von der Deponie in die Zwischenlager- und Lagerbereiche und dann weiter in die Behandlungsanlagen. Diese Entwicklung und ihre Einflussgrößen werden nachfolgend beschrieben:

- Aus der weitreichenden Praxis der 1980er und 1990er Jahre Abfälle (z.B. gemischte Siedlungsabfälle, Altreifen) unbehandelt zu deponieren, folgte, dass sich Brandfälle hauptsächlich auf Deponien ereigneten.
Eine Studie aus Finnland zeigt, dass es Ende der 1980er / Anfang der 1990er Jahre 0,6 Brandfälle pro Deponie und Jahr gab, was landesweit rd. 380 Brände pro Jahr bedeutete (Ettala et al. 1996).
Deponiebrände sind durch ihre mitunter lange Branddauer (Tage bis Monate), geringe Sachschäden und hohen Umweltschäden charakterisiert und werden zu einem großen Teil durch Selbstentzündung verursacht (u.a. Ettala et al. 1996).
- Die ungeordnete Ablagerung und Deponierung von unbehandelten Abfällen zogen jedoch starke Umweltauswirkungen nach sich und führten folglich europaweit zu entsprechend weitreichenden Gesetzesänderungen. Durch das grundlegende Umdenken im Umgang mit „reaktiven“ Abfällen und das daraus resultierende Verbot der Deponierung unbehandelter Abfälle ergab sich in einigen Ländern ein vorübergehender Engpass an geeigneten Behandlungsanlagen (insbesondere an Müllverbrennungsanlagen und mechanisch-biologischen Abfallbehandlungsanlagen).
Die Folge war die Notwendigkeit einer kurz- bis mittelfristigen Zwischenlagerung; einerseits von unbehandelten Abfällen, andererseits von bestimmten (meist heizwertreichen) Abfallfraktionen (Holzer 2007).
- Etwa seit Beginn der 2010er Jahre folgt nun eine weitere Verlagerung der Brandereignisse in die Behandlungsanlagen selbst, welche u.a. durch die weiterhin steigenden Aufbereitungstiefen und Recyclingquoten sowie die höhere Diversität der Abfälle bedingt ist.

Der zeitliche Verlauf von dokumentierten Brandereignissen für Österreich (Holzer 2007, Nigl & Rübenbauer unpubl.) Schweden (Ibrahim et al. 2013), das Vereinigte Königreich (Oliver & Brown 2014), Sachsen (SMUL 2007, SMUL 2015) und Nordrhein-Westfalen (NRW, Komp 2016) ist in Abb. 2 dargestellt.

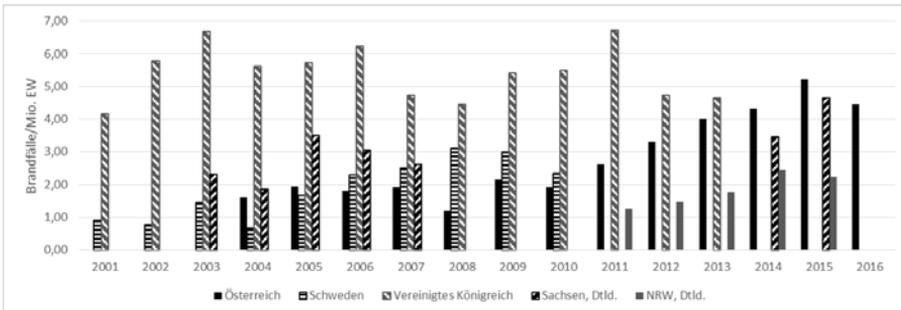


Abb. 2: Zeitlicher Verlauf von Brandereignissen in Österreich, Schweden, dem Vereinigten Königreich, Sachsen und Nord-Rhein-Westfalen.

Der Vergleich zeigt zum einen, dass abgesehen von den Daten des Vereinigten Königreiches (stagnierende Werte), in allen Regionen ein deutlicher Anstieg an Brandereignissen über den (jeweiligen) Betrachtungszeitraum zu erkennen ist. Zum anderen ist erkenntlich, dass die Anzahl der Brandereignisse pro Million Einwohner stark variiert. Dies ist einerseits auf die unterschiedlichen Untersuchungsrahmen der einzelnen Studien zurückzuführen, andererseits spielen die rechtlichen Voraussetzungen in den einzelnen Regionen eine Rolle.

Da sich die mediale Berichterstattung oft auf die großen Brandereignisse beschränkt, die öffentlichkeitswirksam dargestellt werden können, kleinere Brände jedoch fast täglich in den Betrieben auftreten, entsteht möglicherweise ein falscher Gesamteindruck. Daher ist im Hinblick auf die Repräsentativität auch der oben genannte Untersuchungsrahmen der Studien von größerer Relevanz, da die eingesetzte Methodik bei der Datenerhebung möglicherweise einen wesentlichen Einfluss auf die Anzahl der ermittelten Brandereignisse hat.

Zukünftige Entwicklung: Zumindest in kurz- und mittelfristiger Zukunft ist für abfallwirtschaftliche Betriebe ein weiter ansteigendes Risiko zu erwarten, welches u.a. durch:

- eine weitere Veränderungen in der Abfallzusammensetzung (höhere Stoff- und Materialdiversität),
- die Veränderung der Zusammensetzung von Altbatterien (steigender Anteil von Lithiumbatterien im End-of-Life) und
- die Steigerung von Aufbereitungstiefe und Recyclingquoten (siehe Kreislaufwirtschaftspaket der EU) bedingt ist.

Darüber hinaus erzeugt der aktuelle und weitreichende chinesische Importstopp für Abfälle vor allem im Bereich der Altkunststoffe für zusätzlichen Druck auf dem europäischen Markt (Anonym 2018b). Ein Mangel an geeigneten Behandlungskapazitäten könnte zu einem höheren Risiko führen, da Anlagen möglicherweise häufiger unter Überlastbedingungen betrieben werden oder Abfälle wieder vermehrt zwischengelagert werden müssen.

3.2 Brandursachen

Die Ursachen der Brände in abfallwirtschaftlichen Anlagen sind sehr vielfältig und sind zum Teil branchenspezifischer aber auch nicht branchenspezifischer Natur (Wolff & Moors 2013). Bei einem denkbar breiten Spektrum an möglichen Brandursachen –

von Selbstentzündung, über biologische und chemische Reaktionen, hin zu heiß laufenden Maschinenteilen, elektrischen Einwirkungen, Umwelteinflüssen und Brandstiftung (vgl. Klinkhardt 2017) – bleibt die genaue Brandursache aber oft unbekannt.

In der Regel gehen die Angaben zu abfallwirtschaftsspezifischen Brandursachen in der Literatur nicht über qualitative Auflistungen hinaus. Lediglich LANUV (2016) hat bisher den Versuch unternommen, diese zu quantifizieren. Dabei unterscheiden die Autoren zwischen gesicherten und ungesicherten Brandursachen. Bei lediglich 25 Prozent der Fälle konnte damals die genaue Brandursache festgestellt werden.

Dabei ist zu beachten, dass unterschiedliche Brandursachen nicht in gleichem Maße ermittelbar sind. So sind technische Defekte und Brandstiftung, aber auch Blitzschlag tendenziell leicht festzustellende Brandursachen, wohingegen abfallbezogene Brandursachen tendenziell schwieriger zu ermitteln sind.

Dies schlägt sich natürlich auch in der Brandursachenstatistik von Abfallbehandlungsanlagen wieder. In der Studie von Holzer (2007) wird davon ausgegangen, dass die Bedeutung der unterschiedlichen Brandursachen bei Abfallbehandlungsanlagen nicht grundsätzlich anders zu beurteilen sein wird, als bei anderen industriellen und gewerblichen Anlagen. Dabei ziehen sie die Brandursachenstatistik in den Bereichen Industrie und Gewerbe (in Oberösterreich, Jahr 2005) als Vergleich heran.

Bei genauerer Betrachtung der einzelnen Brandursachen wird jedoch klar, dass diese Annahme nur bedingt zutrifft. In Tab. 1 sind die Brandursachen für Abfallwirtschaft, Entsorgung und Recycling (AbER, Holzer 2007, SMUL 2007, SMUL 2015, LANUV 2016) den Brandursachen aus Gewerbe und Industrie (aus Oberösterreich, BVS OÖ 2018) gegenübergestellt.

Tab. 1: Gegenüberstellung von Brandursachen.

Region Zeitraum Branche Quelle, adaptiert nach Anzahl Brandereignisse	Österreich	Sachsen		NRW	Gesamt	Oberösterreich	
	2003-07 AbER	2003-07 AbER	2014-15 AbER	2011-14 AbER	2003-15 AbER	Industrie	Gewerbe
	Holzer 2007 n=58	SMUL 2007 & 2015 n=57	n=33	LANUV 2016 n=94	(s.links) n=242	BVS OÖ 2018 n=163	n=1018
1. Blitzschlag						7%	19%
2. Selbstentzündung	17%	23%	36%	33%	27%	7%	4%
3. Wärmeenergie & -geräte		2%				6%	17%
4. Mechanische Energie		2%	6%		1%	22%	12%
5. Elektrische Energie		2%	3%		1%	25%	17%
6. Offenes Licht & Feuer	2%	5%		4%	3%	9%	15%
7. Behälter-Explosion						1%	
8. Brandstiftung		33%	6%	9%	12%	3%	10%
9. Sonstige	3%	7%	3%	29%	14%	2%	1%
10. Unklar, unbekannt	78%	26%	45%	26%	41%	18%	6%
Summe	100%	100%	100%	100%	100%	100%	100%

Bei dieser Gegenüberstellung sind zwei Aspekte zu beachten. Zum ersten wurde nicht zwischen gesicherten und vermuteten Brandursachen unterschieden, da wie oben genannt lediglich eine Quelle gesicherte Brandursachen separat aufschlüsselte. Zum zweiten wurden, um die Vergleichbarkeit der Angaben zu gewährleisten, die Brandursachen dem in Österreich verbreiteten Brandursachenschlüssel zugeordnet, da die Angabe der Brandursache in den einzelnen Quellen terminologisch nicht immer einheitlich geschah. Dabei wurden Fälle der Kategorie *Sonstige* zugeordnet, wenn diese terminologisch nicht eindeutig zuordenbar waren (z.B. technischer Defekt); oder sie wurden der Kategorie *Unklar/unbekannt* zugeordnet, wenn die Brandursache nicht oder lediglich auf einige wenige Brandursachen eingegrenzt werden konnte.

Bemerkenswert ist jedoch, dass *Blitzschlag* als Brandursache in der Branche Abfallwirtschaft, Entsorgung und Recycling (AbER) keine Rolle spielt, *Selbstentzündung* jedoch im Vergleich zu den branchenübergreifenden Zahlen für Gewerbe und Industrie wesentlich häufiger vorkommt (siehe Tab. 1).

Auffällig ist auch eine sehr hohe Bandbreite bei der Brandursache *Brandstiftung*, wobei der starke Ausreißer (33 % in Sachsen, 2003-07) zum Teil auf einen Serientäter zurückzuführen ist. Unter entsprechender Berücksichtigung ist der Anteil der *Brandstiftung* insgesamt mit den Werten für Gewerbe (aus OÖ) vergleichbar. Der niedrige Vergleichswert bei Industrie (aus OÖ) zeigt aber, dass man mit entsprechenden Maßnahmen noch Verbesserungen erreichen werden können.

Die deutlich höheren Werte bei *sonstigen* Brandursachen sind teilweise dadurch zu erklären, dass technische Defekte mangels genauerer Information nicht den Kategorien (3. *Wärmeenergie & -geräte*, 4. *Mechanische Energie* oder 5. *Elektrische Energie*) zugeordnet werden konnten.

Jedoch bleibt – wie auch deutlich aus der Brandursachenstatistik hervorgeht – ein großer Teil der abfallwirtschaftlichen Brandursachen *unbekannt*. Aus diesem Mangel an Wissen entsteht zwangsläufig die Gefahr, falsche Schlüsse zu ziehen (Milke 2003), weshalb es dringend nötig ist, weiter intensive Brandursachenforschung zu betreiben. Dies gilt insbesondere, da das Spektrum an möglichen Brandursachen breiter wird (Nigl & Rübenbauer unpubl.), aber die einzelnen Brandursachen und somit deren Bedeutung nicht ausreichend quantifiziert werden können.

Im Folgenden wird nun auf einzelne – für Abfallwirtschaft, Entsorgung und Recycling wesentliche – Brandursachen, wie Selbstentzündung oder Brände, die durch Batterien ausgelöst werden, näher eingegangen:

Selbsterwärmung & Selbstentzündung: Die Mechanismen der Selbstentzündung wurden im Hinblick auf Abfälle – aufgrund der zunehmenden Brandfälle bei der Zwischenlagerung – in den 2000er Jahren eingehend untersucht (z.B. Moors 2006, Pomberger et al. 2006, Holzer 2007, Wagner & Bilitewski 2009).

Die Selbsterwärmung und Selbstentzündung von Schüttgütern sind im Wesentlichen durch biologische (mikrobiologische) Prozesse und exotherme chemisch-physikalische Prozesse bedingt (Holzer 2007). Durch einen Wärmestau (Kunststoffe sind in der Regel gute Isolatoren) kann die Selbstentzündungstemperatur einzelner Abfallstoffe überschritten werden (Moors 2006).

Folgende stoffspezifische Parameter sind im Hinblick auf das Selbstentzündungspotenzial von Abfällen relevant (vgl. Held et al. 2011, Holzer 2007, Moors 2006, Pomberger et al. 2006):

- Anteil an organischem Material und Wassergehalt,
- Korngrößenverteilung sowie Anhaftungen und Verschmutzungen,
- spezifische Oberfläche und Wärmeleitfähigkeit des Materials,
- Lückengrad und Reaktionskinetik, etc.

Maßgeblich ist in diesem Zusammenhang die Zusammensetzung des Abfalls selbst. So haben gängige Kunststoffe i.d.R. Zündtemperaturen zwischen 350 und 560 °C (Ortner & Hensler 1995). Zellulosebasierte Materialien, wie etwa Holz, Papier oder Baumwolle, haben aber deutlich niedrigere Zündtemperaturen, welche durch Anhaftungen und Verschmutzungen weiter herabgesetzt werden können.

Dies ist insofern relevant da Moors (2006) in Laborversuchen demonstrierte, dass unter Versuchsbedingungen bereits eine Erwärmung auf 144 °C ausreichen kann, um eine Selbstentzündung des Kunststoffrecyclingmaterials auszulösen.

Zudem haben systemspezifische Parameter einen wesentlichen Einfluss auf den Selbsterwärmungsprozess. Darunter fallen bspw. Lagerbedingungen wie:

- die Umgebungstemperatur (→ Einfluss auf die Reaktionsgeschwindigkeit),
- der Stoff- und Wärmetransport durch das Material (diffusiv und konvektiv) und
- die Geometrie, Begrenzung und Umgebung der Schüttung, etc. (Pomberger et al. 2006).

Hogland & Marques (2003) haben in einem Langzeitversuch gezeigt, dass die Inkubationszeit besonders lang sein kann. In ihren Versuchen mit unsortierten Gewerbeabfällen und heizwertreichen Abfallfraktionen kam es erst nach sechs Monaten zur Selbstentzündung.

Dies macht die große Herausforderung deutlich, die sich bei der Untersuchung des Selbstentzündungsverhaltens von Abfällen ergibt. Die nötigen großen Probenvolumina sind nur bedingt labortauglich und können eben auch sehr lange Inkubationszeiten mit sich bringen (vgl. Schoßig et al. 2010).

Wissenschaftliche Modelle zur Simulation des Selbstentzündungsverhaltens von Ersatzbrennstoffen und anderen Recyclingstoffen wurden etwa von Pomberger et al. (2006), Schoßig et al. (2010) und Held et al. (2011) entwickelt.

4 NEUE BRANDRISIKEN DURCH BATTERIEN

Etwa seit Mitte der 2000er Jahre ist eine starke Zunahme an Lithium-Ionen-Batterien bei der In-Verkehr-Setzung von Gerätebatterien zu beobachten. Dies ist vor allem auf die starke Marktdurchdringung von Lithium-Ionen-Batterien zurückzuführen. Dazu kommt insbesondere in den letzten Jahren ein starker Aufwärtstrend beim Absatz von E-Bikes, welche ebenfalls fast ausschließlich von Lithium-Ionen-Batterien angetrieben werden. Zu beobachten ist jedoch auch, dass die Sammelmengen gerade bei Gerätebatterien auf Lithium-Basis der In-Verkehr-Setzung stark hinterher hinken (Nigl & Pomberger 2016). Letzteres ist auf mehrere Gründe zurückzuführen: Einerseits wirkt sich die Verschiebung der Marktanteile von Primär- zu Sekundärbatterien auf die durchschnittliche Lebenserwartung und somit auf den Rücklauf dieser Batterien aus (Colin 2017). Andererseits liegt aufgrund der sinkenden Entnehmbarkeit der Batterien, der Schluss nahe, dass diese möglicherweise am Ende ihres Lebenszyklus andere Entsorgungswege gehen als herkömmliche Batterien (Nigl & Pomberger 2016).

Bei Batterien aus dem Automotive-Sektor (z.B. Elektrofahrzeug, Plug-in-Hybrid) ist dies zur Zeit durch das dichte Netz an Servicestellen der Hersteller und deren direkten Entsorgungspartnern nicht so problematisch, wie bei Gerätebatterien.

4.1 Batterien als Zündquelle

Batterien – allen voran jene auf Lithium-Basis – stellen insbesondere dadurch einen sicherheitsrelevanten Störstoff dar, da sie auf zwei unterschiedliche Arten als Zündquelle fungieren können. Einerseits durch die in ihr gespeicherte elektrische Energie, welche andere (leicht entzündliche) Abfälle entzünden kann; andererseits durch die bei einem inneren Kurzschluss frei werdende Wärmeenergie. Darüber hinaus weisen diese Batterietypen aufgrund brennbarer Bestandteile selbst eine hohe Brandlast auf. Abb. 3 zeigt die möglichen Auslösemechanismen, ein Ablaufschema und die Auswirkungen der thermischen Zersetzung bei Lithium-Ionen-Batterien nach Fleischhammer & Döring (2013) und unterscheidet dabei zwischen Einflüssen durch externen Fehlgebrauch und zellinternen Abläufen.

Eine grundlegende Problematik aus abfallwirtschaftlicher Sicht besteht nun darin, dass nicht nur die Verteilung potenziell gefährlicher Batterien unbekannt ist, sondern

auch deren Vorgeschichte in der Nutzungsphase und somit auch der Zustand und das daraus resultierende Gefährdungspotenzial. Eine Altbatterie ist somit eine Blackbox.

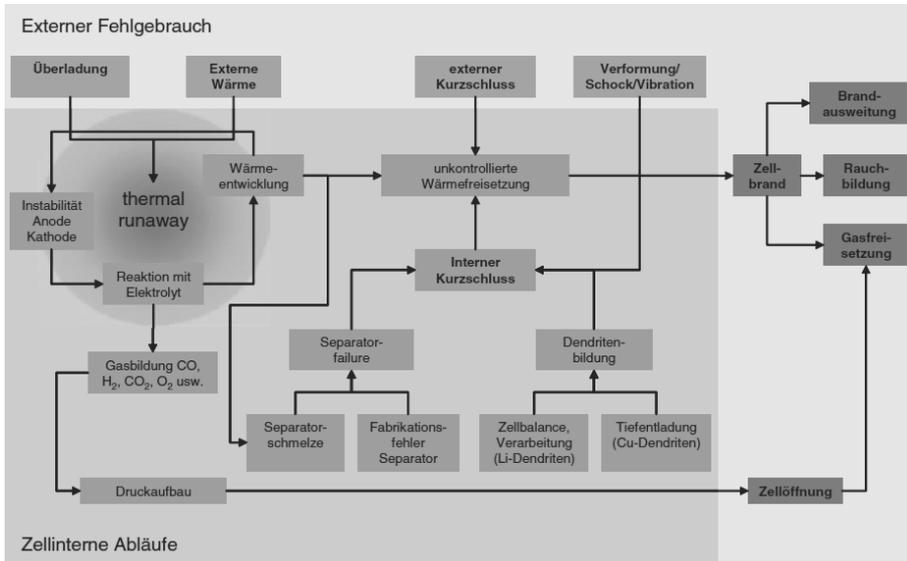


Abb. 3: Auslöser, Ablauf und Auswirkungen der thermischen Zersetzung einer Lithium-Ionen-Batterie (Fleischhammer & Döring 2013).

4.2 Batterien als Störstoff

In der abfallwirtschaftlichen Wertschöpfungskette, welche sich über die Sammlung, den Transport und die Lagerung sowie die Behandlung, die Verwertung und allfällige Deponierung von Abfällen erstreckt, können an unterschiedlichen Stellen Gefahren von Batterien ausgehen.

Beispiele möglicher Gefahrstellen und Risiken werden in der nachfolgenden Tab. 2 am Abfallstrom Restmüll (gemischte Siedlungsabfälle) dargestellt.

Die Rundzelle ist die Bauform von Gerätebatterien mit der weitesten Verbreitung und bedingt, dass sich diese in bestimmten Bereichen von Aufbereitungsanlagen, z.B. am unteren Ende von Steigbändern akkumulieren können. In Abhängigkeit von der baulichen und technischen Ausführung der Förderbänder können Batterien über diese abrollen und bleiben dann wie ähnlich geformte Partikel oder auch Feinmaterial unter den Förderbändern oder in dafür vorgesehenen Auffangkästen liegen. Da diese Anlagenbereiche oft nicht gut zugänglich oder überwacht sind, kann eine beschädigte Batterie dort eine besondere Brandgefahr darstellen.

Das Risiko, dass eine Batterie durch einen externen Kurzschluss beschädigt wird, ist prinzipiell in allen Stufen der abfallwirtschaftlichen Wertschöpfungskette gegeben. Als besonders relevant einzustufen ist dies bei der Monosammlung von Gerätebatterien (gemischte Batteriesammlung), da dort die Anzahl an potenziell elektrisch leitenden Kontaktflächen und die Verweildauer besonders hoch sind. Eine Reihe von rezenten Schadensfällen mit teilweise sogar explosionsartigem Brandverlauf zeigt dies deutlich.

Tab. 2: Beispielhafte Darstellung möglicher Gefahren durch Gerätebatterien im Restmüll (gemischte Siedlungsabfälle) (eigene Darstellung).

Anlage bzw. Prozessschritt	Mögliche Gefahren	Risikobewertung
Sammelbehälter	Beschädigung durch externen Kurzschluss	gering
Ladetätigkeit		gering
Abfallsammelfahrzeug	mechanische Beschädigung durch Pressvorgang	mittel
Entladetätigkeit	mechanische Beschädigung beim Abkippen	gering
Abfallbunker / Inputlager	Beschädigung durch externen Kurzschluss	mittel - hoch
Umladetätigkeit	mechanische Beschädigung durch Radlader oder Greifer	mittel
Behandlungsanlage	mechanische Beschädigung bei Vorzerkleinerung, gefährliche Wärmeentwicklung nach Beschädigung	mittel - hoch
Outputlager	Beschädigung durch externen Kurzschluss, gefährliche Wärmeentwicklung nach Beschädigung	gering - mittel

Batterieanteil im Restmüll: Sortieranalysen zeigen, dass der Anteil von Gerätebatterien im österreichischen Restmüll im Jahr 2016 bei rd. 0,05 % lag ($s: \pm 0,03\%$). Davon entfielen 0,002 % ($s: \pm 0,004\%$) auf Lithiumbatterien. Hochgerechnet auf das jährliche Restmüllaufkommen in Österreich (etwa 1,4 Mio. Tonnen) ergibt das mit 713 t jedoch eine beachtliche Menge (Nigl 2017).

Risikoabschätzung: Hinsichtlich der Anzahl an Batterien wurden durchschnittlich 20 Stück Gerätebatterien und 0,5 Stück Lithiumbatterien pro Tonne Restmüll gefunden. Auch dieser Wert lässt sich auf das oben genannte Abfallaufkommen hochrechnen, wonach jährlich mit etwa 700.000 Lithiumbatterien im Restmüll zu rechnen ist.

Auf Basis von grundlegenden Annahmen – für die durchschnittliche Restladung und dem durchschnittlichen Zustand von Altbatterien sowie der Wahrscheinlichkeit für eine mechanische Beschädigung – wird die Wahrscheinlichkeit für eine kritische Beschädigung einer Lithiumbatterie mit $p = 0,0001$ geschätzt. Das bedeutet ein Potenzial von etwa 70 Zündquellen und daraus folgenden Brandereignissen pro Jahr in abfallwirtschaftlichen Betrieben. Im Anbetracht der Tatsache, dass es in Österreich jährlich etwa 40 bis 50 öffentlich dokumentierte Brandereignisse gibt, ist dies doch ein sehr hoher Wert.

Für eine fundierte Risikobetrachtung bedarf es allerdings einer zusätzlichen Untersuchung und Bewertung der oben genannten Einflussgrößen.

5 STRATEGIEN UND MASSNAHMEN

In Anbetracht der negativen Entwicklung im Hinblick auf Brandereignisse und der drohenden Konsequenzen bedarf es einer deutlichen Reaktion der gesamten Branche. Dieses Kapitel beleuchtet zuerst die entsprechenden rechtlichen Rahmenbedingungen und vorhandenen Richtlinien und geht dann auf mögliche Strategien und Maßnahmen ein.

5.1 Rechtsgrundlagen und Richtlinien

Brandschutz ist in Österreich keine einheitliche Rechtsmaterie, sondern setzt sich aus vielen Rechtsnormen der Bundes- und Landesgesetzgebung zusammen, die sich mit den Themen Arbeitssicherheit und Baurecht befassen.

Diese werden durch Richtlinien, wie etwa die *Technischen Richtlinien Vorbeugender Brandschutz (TRVB)* und die *Richtlinien des österreichischen Instituts für Bautechnik (OIB-RL)* ergänzt.

Über den gesetzlichen Bereich hinaus erschienen insbesondere zur Problematik der Zwischenlagerung von (unbehandelten) Abfällen bisher eine Vielzahl an Richtlinien und Leitlinien. Darunter fallen u.a.:

- *Muster-Kunststofflager-Richtlinie* (ARGEBAU 1997),
- *Brandschutz in Abfallzwischenlagern* (Bräcker 2006),
- *Anforderungen an die Zwischenlagerung von heizwertreichen Abfällen* (Holzer 2007),
- *Brandschutztechnische Richtlinien für die Lagerung von Sekundärrohstoffen aus Kunststoff* (Richtlinie 2513, VdS 2008) und
- *Leitfaden zur Brandvermeidung durch Selbstentzündung bei der Lagerung von Recycling- und Deponiestoffen* (Berger et al. 2010).

Richt- bzw. Leitlinien mit einem breiteren Fokus auf anlagentechnischen Brandschutz in Abfallbehandlungsanlagen sind u.a.:

- *Schutzmaßnahmen für Betriebe zur Sortierung, Aufbereitung und Lagerung von Altstoffen oder Müll* (VVO 2006) und
- *Sortierung, Aufbereitung und Lagerung von Siedlungsabfällen und brennbaren Sekundärrohstoffen – Hinweise für den Brandschutz* (Richtlinie 2517, VdS 2011).

Aus regulatorischer Sicht resultiert daraus jedoch die Frage, warum Brandereignisse ein steigendes Problem darstellen. So leitet LANUV (2016) aus der Häufung an Brandereignissen in Nord-Rhein-Westfalen ab, dass die bestehenden Brandschutzvorkehrungen (von Abfallbehandlungsanlagen) zu hinterfragen sind. Klinkhardt (2017) geht in seinem Beitrag sogar so weit zu sagen, dass funktionierende Konzepte zum Schutz von Recycling- und Entsorgungsbetrieben nicht vorhanden sind.

Darum ist es nötig, über die bisherigen Schutzmaßnahmen hinaus, weitere Ansätze und Möglichkeiten aufzuzeigen und zu definieren, um das Risiko zu senken und Brandereignisse weitestgehend zu vermeiden.

5.2 Ansätze zur Risikominimierung

Eco Design: Durch eine recyclinggerechte Produktgestaltung kann der Einsatz von Gefahrstoffen in Produkten minimiert bzw. vermieden werden. Dazu ist es aber nötig, bereits frühzeitig im Produktentwicklungsprozess die End-of-Life-Phase des Produkts und somit auch Aspekte der Abfallvermeidung, der Entsorgungslogistik und auch des Recyclings zu berücksichtigen (Schwarz et al. 2015).

Im Sinne der erweiterten Produzentenverantwortung (EPR) ist der ledigliche Nachweis von Sammel- und Verwertungsquoten nicht ausreichend, solange brandgefährliche Produkte im *End-of-Life* ökonomische und ökologische Schäden verursachen. In-Verkehr-Setzer und Hersteller sind hier gefordert, neue Modelle der Verantwortungsübernahme einzuführen.

Vermeidung & Abscheidung von Störstoffen: Es ist aber nicht damit zu rechnen ist, dass der Einsatz von brandgefährlichen Stoffen auf null reduziert werden kann.

Daher bedarf es Maßnahmen, um zu vermeiden, dass diese als Störstoffe in abfallwirtschaftliche Stoffströme eingebracht werden, und um Störstoffe zuverlässig aus Stoffströmen ausschleusen zu können.

Auch Jahrzehnte nach Einführung der getrennten Erfassung von Abfällen, hat die Aussage „die Qualität beginnt beim Input“ nicht an Gültigkeit verloren. Dies gilt insbesondere, wenn Lithiumbatterien in Form von Fehlwürfen in verschiedenen Abfallfraktionen für ein stark erhöhtes Brandrisiko sorgen.

Auch wenn es mitunter schwierig ist, alle Bevölkerungsgruppen durch abfallwirtschaftliche Öffentlichkeitsarbeit (z.B. durch Abfallberater oder Sammel- und Verwertungssysteme) zu erreichen (Scharff 2018), so ist diese Art der Bewusstseinsbildung doch unerlässlich, um ein hohes Niveau bei der getrennten Erfassung von Abfällen zu halten oder dieses weiter zu erhöhen.

Im Hinblick auf die anhaltenden Brandfälle im Zusammenhang mit gemischtem Gewerbeabfall besteht die Möglichkeit, dass Entsorger ihr Geschäftsmodell bzw. ihre Geschäftsbedingungen (AGBs) anpassen; bspw. durch eine entsprechende Preispolitik zur Reduktion des Aufkommens gemischter Gewerbeabfallfraktionen. Dadurch könnte einerseits das Risiko reduziert werden, dass brandgefährliche Abfälle im Gemisch miteinander reagieren. Andererseits könnte ein Anreiz beim Verursacher geschaffen und somit ein Teil der entstehenden Behandlungskosten (z.B. Sortieraufwand und mögliche Brandschäden) internalisiert werden.

Eine anlagentechnische Möglichkeit der Problematik entgegenzuwirken besteht in der Störstoffabtrennung mittels (verbesserter) sensorgestützter Sortierung (Pomberger & Küppers 2017). Den wachsenden Möglichkeiten kann jedoch – trotz technischer Machbarkeit – die Machbarkeit aus ökonomischer Sicht entgegenstehen. Beispielsweise wenn der Anteil sicherheitstechnisch relevanter Störstoffe weit unter einem Promille und die nötige Anlageninvestition in einem sechsstelligen Euro-Bereich liegt.

Risikomanagement: Milke (2003) forderte die abfallwirtschaftliche Branche bereits vor 15 Jahren dazu auf, ein verbessertes Risikomanagement zu betreiben. Dazu gehören etwa eine fundierte Risikobewertung für abfallwirtschaftliche Anlagen, die Identifikation von risikoreichen Stoffströmen und Anlagenbereichen und das Aufdecken von Schwachstellen mittels *Failure Scenario Analysis*.

Im Vergleich zu anderen Branchen, wie etwa der chemischen Industrie, hat die Abfallwirtschaft in diesem Bereich noch Aufholbedarf.

Dazu zählt auch, Transport- und Lagergebäude sowie die Art der Lagerung regelmäßig zu evaluieren und gegebenenfalls nachzubessern oder weiter zu entwickeln. Ein möglicher Ansatz wäre, die Lagerung bei gewissen brandgefährlichen Stoffströmen (z.B. Werkstättenabfälle) von Flachbunkern auf Tiefbunkern umzustellen, da diese im Hinblick auf den konvektiven Sauerstofftransport durch die Schüttung vorteilhaft und im Brandfall auch besser zu beherrschen sind.

Die Entwicklung und Prüfung sicherer Transport- und Lagergebäude für Lithiumbatterien kann hier beispielhaft als Maßnahme des Risikomanagements bzw. des vorbeugenden Brandschutzes betrachtet werden. Dadurch können im Bereich der Monosammlung von Gerätebatterien viele Risikopotenziale reduziert oder vermieden werden (Nigl et al. 2017).

Vorbeugender Brandschutz: Im Bereich des vorbeugenden Brandschutzes besteht eine grundlegende Herangehensweise darin, eine oder mehrere Grundbedingungen eines Brandes (siehe Kapitel 2, Branddreieck) auszuschließen.

Da sich gezeigt hat, dass ein Großteil der Brandereignisse in Lagerbereichen (insbesondere im Inputlager) auftreten (vgl. LANUV 2016, Nigl & Rübenbauer unpubl.), kann

es zielführend sein, den Bereich der Anlieferung besser zu überwachen (z.B. mittels Wärmebildkamera), um Glutnester und thermisch auffällige Bereiche im angelieferten Material bereits frühzeitig zu erkennen.

Eine Videoüberwachung der gesamten Betriebsanlage hilft nicht nur zur Abschreckung im Bereich der fahrlässigen und vorsätzlichen Brandstiftung, sondern ist darüber hinaus nützlich bei der Analyse und Aufarbeitung kleinerer Brandereignisse. Die Ergebnisse können dann in regelmäßigen Schulungen an die Mitarbeiter weitergegeben werden.

Im Hinblick auf den Einsatzfall ist einerseits die regelmäßige Abstimmung und Übungstätigkeit des Betriebs mit der örtlichen Feuerwehr von Vorteil. Andererseits sind die gewissenhafte Planung des Löschwasserbedarfs, die Sicherstellung der Löschwasserversorgung und auch eine entsprechende Löschwasserrückhaltung unabdinglich. Brandereignisse in der Vergangenheit haben gezeigt, dass dies nicht immer im ausreichenden Maße der Fall war.

Im Bereich der Brandmeldetechnik existiert kein System, das allen Belangen von Abfallbehandlungsanlagen gerecht wird (LANUV 2016). Daher ist es derzeit unumgänglich, auf eine Kombination von Systemen zu setzen, die die Erfordernisse der einzelnen Einsatzzwecke und -bereiche erfüllen können.

Da es in der Vergangenheit auch bei etablierten und branchentauglichen Systemen (z.B. Rauchansaugsystem) häufig Schwierigkeiten oder Verzögerungen gab (LANUV 2016), ist es ratsam, die Brandmeldetechnik vorab mit einem Fachplaner abzustimmen (Klinkhardt 2017). In heiklen Anlagenbereichen bedarf es möglicherweise der Kombination von Sensoren, um eine bessere Abstimmung der Detektion auf abfallwirtschaftliche Brandkenngößen zu ermöglichen.

Beim Vergleich bestehender Anlagen zeigt sich auch ein sehr hoher Grad an Innovation und Individualität. Diese sind – historisch gesehen – oft über die letzten zwei bis drei Jahrzehnte gewachsen und auf regionale Gegebenheiten abgestimmt. Insbesondere aus ersterem folgt aber, dass der nachträgliche Ein- oder Zubau von brandschutztechnischen Einrichtungen mit erheblichen Schwierigkeiten und Mehrkosten verbunden ist.

5.3 Aktuelle Forschungsschwerpunkte

Aktuell forscht der Lehrstuhl der Abfallverwertungstechnik und Abfallwirtschaft der Montanuniversität Leoben gemeinsam mit Partnern aus der Industrie im FFG-geförderte Projekt BAT-SAFE zum Thema Auswirkungen und Risikoanalyse von Batterien in abfallwirtschaftlichen Systemen. Die Forschungsergebnisse stehen über die Website des Lehrstuhls (<http://avaw.unileoben.ac.at/>) zur Verfügung.

6 SCHLUSSFOLGERUNG UND AUSBLICK

Die beschriebenen abfallwirtschaftlichen Rahmenbedingungen unterscheiden sich wesentlich von jenen anderer Branchen, weshalb auch deren brandschutztechnischen Erkenntnisse nicht notwendigerweise auf abfallwirtschaftlich tätige Betriebe umgelegt werden können. Eine vollständige Vermeidung von Bränden in abfallwirtschaftlichen Anlagen ist derzeit angesichts der speziellen Rahmenbedingungen nicht möglich. Daher muss es das Ziel sein, die Anzahl und das Ausmaß der Brandereignisse mit geeigneten Maßnahmen zu reduzieren.

Aktuell herrscht jedoch zum einen ein Mangel an wissenschaftlichen fundierten Erkenntnissen – insbesondere im Hinblick auf sicherheitstechnische Kenngrößen und gesicherte Brandursachen – zum anderen oftmals aber auch ein brandschutztechnischer Investitionsrückstand in abfallwirtschaftlichen Anlagen. Ohne einen massiven

Fokus auf Forschung und Entwicklung ist daher in den kommenden Jahren mit einem verstärkten Risiko von Brandereignissen zu rechnen.

Die Zusammensetzung von Abfällen hat sich in den letzten Jahren u.a. durch falsch eingebrachte Batterien verändert, welche auf Partikelebene ein erhebliches Zündrisiko darstellen. Im Hinblick auf die erweiterte Produzentenverantwortung sind auch Hersteller und In-Verkehr-Setzer gefordert; Verantwortung für Probleme ihrer Produkte im *End-of-Life* zu übernehmen.

Gerade in der Abfall- und Entsorgungswirtschaft, die seit jeher vor der Herausforderung der richtigen Behandlung von brandlastreichen Materialien und inhomogenen, sich verändernden Stoffströmen steht, sollte auch das Thema Brandschutz in Zukunft als kontinuierlicher Prozess wahrgenommen werden. Denn dies ist die unverzichtbare Grundlage einer sicheren Prozessführung und gewährleistet somit auch das sichere und nachhaltige Wirtschaften.

LITERATUR

- Abfallwirtschaftsgesetz (AWG) (2002) *Bundesgesetz über eine nachhaltige Abfallwirtschaft*. BGBl. I Nr. 102/2002.
- Anonym (2018a) *Erneut Brände bei Entsorgungsfirmen*. 320° – Deutschlands Online-Magazin für die Recyclingwirtschaft. URL: <https://320grad.de/erneut-braende-bei-entsorgungsfirmen/>, zuletzt geprüft am 08.08.2018.
- Anonym (2018b) *Chinesischer Importstopp – Risiken und Chancen für die Kreislaufwirtschaft*. EU-Recycling + Umwelttechnik. URL: <http://eu-recycling.com/Archive/18620>, zuletzt überprüft am 07.07.2018.
- Arbeitsgemeinschaft der für Städtebau, Bau- und Wohnungswesen zuständigen Minister und Senatoren der 16 Länder der Bundesrepublik Deutschland (ARGEBAU) (1997) *Muster-Richtlinie über den Brandschutz bei der Lagerung von Sekundärstoffen aus Kunststoff* (Muster-Kunststofflager-Richtlinie – MKLR). Beuth Verlag Berlin.
- Austrian Standards Institute (ASI) (2003) *ÖNORM S 2123 Probenahmepläne für Abfälle*.
- Austrian Standards Institute (ASI) (2005) *ÖNORM S 2097 Sortieranalyse von Abfällen*.
- Austrian Standards Institute (ASI) (2006) *ÖNORM EN 14899 Charakterisierung von Abfällen – Probenahme von Abfällen Rahmen für die Erstellung und Anwendung eines Probenahmeplans*.
- Berger, A., Schmidt, M., Ferrero, F., Krause, U. (2010) *Leitfaden zur Brandvermeidung durch Selbstentzündung bei der Lagerung von Recycling- und Deponiestoffen*. Leitfaden der Bundesanstalt für Materialforschung und -prüfung (BAM) für das Ministerium für Umwelt, Gesundheit und Verbraucherschutz des Landes Brandenburg.
- Berufsgenossenschaft Rohstoffe und chemische Industrie (BG RCI) (2016) *Sicherheitstechnische Kenngrößen – Ermitteln und bewerten*. R003 DGUV Information 213-065 (April 2016).
- Brandverhütungsstelle Oberösterreich (BVS OÖ) (2018): *Brandschadensstatistiken. Jahre 2012-2016*. URL <https://www.bvs-ooe.at/services-und-leistungen/brandschadenstatistiken/>, zuletzt geprüft am 07.07.2018.
- Bräcker, W. (2006): *Brandschutz in Abfallzwischenlagern*. Staatliches Gewerbeaufsichtsamt, Zentrale Unterstützungsstelle Abfallwirtschaft und Gentechnik, Landesamt für Bergbau, Energie und Geologie. Hildesheim, März 2006.
- Bundesministerium für Land- und Forstwirtschaft, Umwelt- und Wasserwirtschaft (BMLFUW) (2002) *Abfallverbrennungsverordnung*. BGBl. II Nr. 389/2002.
- Bundesministerium für Land- und Forstwirtschaft, Umwelt- und Wasserwirtschaft (BMLFUW) (2008) *Batterieverordnung*. BGBl. II Nr. 159/2008.
- Bundesministerium für Land- und Forstwirtschaft, Umwelt- und Wasserwirtschaft (BMLFUW) (2017) *Abfallbehandlungspflichtenverordnung*. BGBl. II Nr. 102/2017.
- Buser, M. (2016) *Lithiumbatterien – Effektive Schadensverhütung und wirksame Brandbekämpfung*. Vortrag, VÖEB-Tagung "Lithium-Batterien - Eine Herausforderung für die Recyclingwirtschaft", Schwechat, 29.09.2016.
- Colin, J. (2017) *How battery life cycle influences the collection rate of battery collection schemes*. International Congress of Battery Recycling. Lisbon, Portugal, September 20th – 22nd 2017.
- Denafas, G., Ruzgas, T., Martuzeviciusa, D., Shmarin, S., Hoffmann, M., Mykhaylenko, V., Ogorodnik, S., Romanov, M., Neguliaeva, E., Chusov, A., Turkadzeh, T., Bochoidze, I., Ludwig,

- C. (2014) *Seasonal variation of municipal solid waste generation and composition in four East European cities*. Resources, Conservation and Recycling 89 (2014) 22–30.
- Ecker, H. (2017) Brandschutz & Versicherungsschutz für die Abfallwirtschaft – Anforderungen aus Sicht der Versicherungsbranche. Vortrag VOEB-Praxisworkshop, Leonding, 17.10.2017.
- Ettala, M., Rahkonen, P., Rossi, E., Mangs, J., Keski-Rahkonen, O. (1996) *Landfill fires in Finland*. Waste Management & Research 14 (1996) 377–384.
- Europäische Kommission (EC) (2008) *CLP-Verordnung*. (EG) Nr. 1272/2008.
- Fleischhammer, M., Döring, H. (2013) *Chemische Sicherheit*. In: Korthauer [Hrsg.] (2013) *Handbuch Lithium-Ionen-Batterien*. Springer Vieweg, Berlin Heidelberg.
- Fogelman, R. (2018) *Fire Safety – Is the recycling industry facing a fire epidemic?* Recycling Product News. URL: <https://www.recyclingproductnews.com/article/27240/is-the-recycling-industry-facing-a-fire-epidemic>, zuletzt geprüft am 07.07.2018.
- Gelbmann, U. (2012) *Das Verwertungsparadoxon: Die neue Komplexität der Abfallwirtschaft*. In: Lorber, K., et al. [Hrsg.] (2012) *DepoTech 2012*. Tagungsband zur 11. DepoTech-Konferenz. Leoben, 6.-9.11.2012.
- Hauptmanns, U. (2013) *Prozess- und Anlagensicherheit*. Springer Verlag, Berlin Heidelberg.
- Hogland, W., Marques, M. (2003) Physical, biological and chemical processes during storage and spontaneous combustion of waste fuel. Resources, Conservation and Recycling 40 (2003) 53–69.
- Holzer, C. [Hrsg.] (2007): *Anforderungen an die Zwischenlagerung von heizwertreichen Abfällen*. Bundesministerium für Land- und Forstwirtschaft, Umwelt und Wasserwirtschaft, Wien.
- Ibrahim, M.A., Aliksson, S., Kaczala, F., Hogland, W. (2013): *Fires at storage sites of organic materials, waste fuels and recyclables*. Waste Management Research 31 (9), S. 937–945, zuletzt geprüft am 07.12.2017.
- Klinkhardt, U. (2017) *Brandschutz in Recycling- und Abfallverwertungsanlagen*. In: *Recycling und Rohstoffe*, Bd. 10, S. 485–504. Online verfügbar unter <http://www.vivis.de/fachbuecher/recycling-und-rohstoffe/315-rur-10>, zuletzt geprüft am 02.02.18.
- Komp, J. (2016) *Brandereignisse in Abfallbehandlungsanlagen (Kooperationsvorhaben des LANUV und der Bergischen Universität Wuppertal)*. Immissionsschutz: Wissenswertes und Neues. Thüringer Landesanstalt für Umwelt und Geologie (TLUG), 26.10.2016.
- Kranert, M., Cord-Landwehr, K. [Hrsg.] (2010) *Einführung in die Abfallwirtschaft*. 4. Auflage, Vieweg+Teuber Verlag, Wiesbaden.
- Held, K., Kern, H., Raupenstrauch, H. (2011) *Brand- und Explosionsschutz bei der Produktion und Lagerung von Ersatzbrennstoffen*. BHM Berg- und Hüttenmännische Monatshefte 156 (9) 357–362.
- Held, K. (2014) *Charakterisierung von mechanischen Abfallbehandlungsanlagen hinsichtlich der Entstehung von Staubexplosionen*. Dissertation, Montanuniversität Leoben.
- Landesamt für Natur, Umwelt und Verbraucherschutz Nordrhein-Westfalen (LANUV) [Hrsg.] (2016) *Brandereignisse in Abfallbehandlungsanlagen – Abschlussbericht und Schlussfolgerungen der Landesregierung*. LANUV-Fachbericht 68, Recklinghausen.
- Länderabfallgemeinschaft Abfall (LAGA) (2001) *LAGA PN 98 Richtlinie für das Vorgehen bei physikalischen, chemischen und biologischen Untersuchungen im Zusammenhang mit der Verwertung/Beseitigung von Abfällen*. Mitteilung der Länderarbeitsgemeinschaft Abfall 32.
- Lorber, K.E., Sarc, R., Pomberger, R. (2011) *Herstellung und Einsatz von Ersatzbrennstoffen (EBS) in Österreich*. Waste-to-Resources 2011, IV Internationale Tagung MBA & Sortieranlagen, Hannover.
- Manan, S. [Hrsg.] (2005) *Lees' loss prevention in the process industries, hazard identification, assessment and control*. 3. Auflage, Elsevier, Amsterdam.
- Messenger, B. (2017) *In Depth: Fighting Fire at Waste & Recycling Plants – Best Practice to Reduce & Tackle Fires at Waste Facilities*. Waste Management World.
- Milke, M.W. (2003) *Improving our ability to manage risks*. Waste Management 23 (2), S.iii–iv.
- Moors, A. (2006) Recyclingmaterial aus Kunststoff – Gefahr durch Selbstentzündung. *Schadenprisma* 2 (2006) 4–7.
- Nigl, T., Pomberger R. (2016) *Stand, Entwicklungen und Problematik von Lithium-Batterien*. VOEB-Tagung "Lithium-Batterien – Eine Herausforderung für die Recyclingwirtschaft", Schwechat, 29.09.2016.
- Nigl, T. (2017) *Der Anteil von Gerätebatterien und Lithiumbatterien im Restmüll – eine Analyse*. Österreichische Abfallwirtschaftstagung 2017 – Die Digitalisierung der Abfallwirtschaft. Graz, 10.-11.05.2017. ISBN: 973-3-902978-98-1.

- Nigl, T., Schwarz, T., Arnberger, A. (2017) *Waste Li-Batteries – A Struggle to Safety in Waste Management Systems?* International Congress of Battery Recycling. Lisbon, Portugal, September 20th-22nd 2017.
- Nigl, T., Rübenauber, W. (unpubl.) *Quantitative Ursachenforschung zu Brandfällen in der österreichischen Abfallwirtschaft*. BAT-SAFE, Projektinterner Bericht. Montanuniversität Leoben.
- Oliver, P., Brown, S. (2014): *Waste Industry Fires Report*. Environment Agency. Stourport, Großbritannien. Online verfügbar unter <https://www.mrw.co.uk/Journals/2014/04/01/q/e/c/Waste-industry-fires-report.pdf>, zuletzt geprüft am 07.12.2017.
- Ortner J., Hensler, G. (1995) *Beurteilung von Kunststoffbränden: bei einer Störung des bestimmungsgemäßen Betriebs entstehende Stoffe nach den Anhängen II - IV der 12. BImSchV*. Bayerisches Landesamt für Umweltschutz.
- Pomberger, R., Küppers, B. (2017) *Entwicklungen in der sensorgestützten Sortiertechnik*. Österreichische Abfallwirtschaftstagung 2017 – Die Digitalisierung der Abfallwirtschaft. Graz, 10.-11.05.2017.
- Pomberger, R. Ragosnig, A. (2014) *Future Waste – Waste Future*. Waste Management and Research 32 (2014) 89–90.
- Pomberger, R., Curtis, A., Raupenstrauch, H. (2006) *Brandschutztechnische Untersuchungen bei der Lagerung von Ersatzbrennstoffen für die Zementindustrie*. In: Kozmiensky, K.J. et al. [Hrsg.] (2006) *Zwischenlagerung von Abfällen und Ersatzbrennstoffen*. TK Verlag Karl Thomé-Kozmiensky, Neuruppin.
- Pontilli, K. (2004) *Kompost und dessen Qualitätssicherung in der Steiermark*. Bericht, Fachabteilung 19D Abfall- und Stoffflusswirtschaft, Land Steiermark (Stand 2002).
- Portz, H. (2015) *Brand- und Explosionsschutz von A – Z*. Begriffserläuterungen und brandschutztechnische Kennwerte. Friedrich Vieweg & Sohn Verlag, Wiesbaden.
- Sächsisches Staatsministerium für Umwelt und Wirtschaft (SMUL) (2007): *Brände bei Recyclingfirmen in Sachsen*. Dresden. Online verfügbar unter http://www.gruene-fraktion-sachsen.de/fileadmin/user_upload/Kleine_Anfragen/4_Drs_9504_-1_1_12.pdf, zuletzt geprüft am 05.02.2018.
- Sächsisches Staatsministerium für Umwelt und Wirtschaft (SMUL) (2015): *Brandfälle in Abfallbehandlungs- und Recyclinganlagen und Deponien seit März 2014*. Dresden, zuletzt geprüft am 28.02.2018.
- Scharff, C. (2018) *Wo stoßen wir an unsere Grenzen?* Österreichische Abfallwirtschaftstagung 2018 – TrenntWende. Salzburg, 17.-18.04.2018.
- Schoßig, J., Berger, A., Malow, M., Krause, U. (2010): *Beurteilung und Verhinderung von Selbstentzündung und Brandgasemission bei der Lagerung von Massenschüttgütern und Deponiestoffen*. Forschungsbericht 291. Hrsg. v. BAM Bundesanstalt für Materialforschung und -prüfung. Berlin.
- Schwarz, T.E., Schopf, K., Arnberger, A. (2015) *Reducing conflicts of interest in Eco-Design – the relation of innovation management and Eco-Design in the automotive sector*. In: Matsumoto et al. (2015) *Sustainability through Innovation in Product Life Cycle Design*. Springer.
- Verband der Sachversicherer (VdS) (2008) *Brandschutztechnische Richtlinien für die Lagerung von Sekundärrohstoffen aus Kunststoff*. Richtlinie 2513.
- Verband der Sachversicherer (VdS) (2011) *Sortierung, Aufbereitung und Lagerung von Siedlungsabfällen und brennbaren Sekundärrohstoffen – Hinweise für den Brandschutz*. Richtlinie 2517.
- Versicherungsverband Österreich (VVO) (2006) *Schutzmaßnahmen für Betriebe zur Sortierung, Aufbereitung und Lagerung von Altstoffen oder Müll*. URL: [https://www.vvo.at/vvo/vvo.nsf/sysPages/xBFE72C9C09ABF441C1257CF3000A0606/\\$file/SM_Altstoffe_und_Muell_09112006.pdf](https://www.vvo.at/vvo/vvo.nsf/sysPages/xBFE72C9C09ABF441C1257CF3000A0606/$file/SM_Altstoffe_und_Muell_09112006.pdf), zuletzt geprüft am 07.07.2018.
- Wagner, J., Bilitewski, B. (2009) *The temporary storage of municipal solid waste – Recommendations for a safe operation of interim storage facilities*. Waste Management 29 (2009) 1693–1701.
- Wolff, S., Moors, A. (2013) *Brandschutz in Recyclingbetrieben – Eine kleine Argumentationshilfe für die Brandschutzaufklärung*. Schadenprisma 2 (2013) 4–9.
- Zacharof, A., Butler, A. (2004) *Stochastic modelling of landfill processes incorporating waste heterogeneity and data uncertainty*. Waste Management 24 (2004) 241–250.
- Zwiese, B. (2004) *Entwicklung einer neuen Probenahmemethode für heterogene Abfälle geringer Schüttdichte*. Dissertation, TU Berlin.

Vorträge

Tracer Based Sorting – Innovative Sorting Options for Post Consumer Products

J. Woidasky & C. Lang-Koetz
Pforzheim University, Pforzheim, Germany

M. Heyde & S. Wiethoff
Der Grüne Punkt - Duales System Deutschland GmbH, Köln, Germany

I. Sander & A. Schau
Werner&Mertz GmbH, Mainz, Germany

J. Moesslein & M. Fahr
Polysecure GmbH, Freiburg, Germany

B. Richards & A. Turshatov
Karlsruhe Institute for Technology, Karlsruhe, Germany

F. Sorg
Umwelttechnik BW GmbH, Stuttgart, Germany

ABSTRACT: Tracer Based Sorting is an innovative approach for waste management enabling material or product sorting regardless of their physical properties. The technology is based on applying inorganic marker substances in ppm concentrations in or on the objects to be sorted. These substances can later be detected in the recycling process, serving either to remove contaminants or to recover valuable materials from the waste stream. Five German companies along with two universities and one associated networking partner are working on the pilot development of Tracer Based Sorting for plastic packaging recycling in a collaborative research project.

1 INTRODUCTION

Tackling plastic waste from packaging in Germany has become an important topic in recent decades. Starting in 1991 with a mere 1.6 million Mg, in 2013 already 2.8 million Mg or 77 % of plastic packaging waste was collected (Schüler 2015), although in the same period, the mean mass of plastic packaging dropped by 26 % (IK et al. 2015). Future steps will be the development from a packaging to a secondary raw materials collection system and increased recovery rates: German packaging law requires 63 % (w/w) of all plastic packaging to be recycled by 2020 (NN 2017). As the current recovery rate covers both material and energetic recycling, it reaches 99.6 % and this exceeds the current requirement of 60 %, but material recycling still needs to be improved. Out of these 99.6 % merely 41 % are material recycling, 57 % energetic recycling and 1 % feedstock recycling (UBA 2016). Thus the materials recycling quota of 36 % currently required by the German packaging ordinance is clearly met, but for meeting the requirements for 2020 and onward, actions need to be taken.

2 TECHNOLOGY DEVELOPMENT REQUIREMENTS

In waste management most spectroscopical sorting processes use the visible and near infrared parts of electromagnetic spectrum, e.g. for lightweight packaging sorting. Modern sorting facilities for these materials use about 15 to 20 of NIR sorters for the separation for PE, PP, PS, or PET. Typical waste management sorting challenges are input quality fluctuations along with increasing quality requirements on the output side, resulting in cascade sorting approaching. Although sensor-based sorting has made remarkable progress, still sorting challenges remain unsolved. These challenges may be subsumed under three different types:

2.1 Challenge A: Material Type Distinction

Current lightweight packaging sorting plants are producing HDPE or PP products which form the basis for HDPE or PP recyclates for specific applications, mixing different material types and thus modifying melt flow and other material properties. More target applications would be opened up if the different polymer types would be separable, enabling an even higher value added. While mixing of these different polymer types does not pose a technical problem for recyclate production, its value decreases in recycling. The value may be retained if a type-specific sorting approach would be available, producing recyclates with much narrower, specifications oriented towards further polymer processing.

2.2 Challenge B: Immiscible Materials Identification

Plastic packaging solutions might be equipped with properties which are detrimental for recycling. This can result in poor recyclate properties, and these properties may not be separable using conventional sorting processes. Amongst these properties some sub-types might e.g. be components of composite films. These are poorly miscible or not miscible at all with the main packaging material used. Typical problems arise from different components with a high difference in melting temperatures, or an overlap of melting and decomposition temperatures. Another challenge might be components which are not separable by swim-sink sorting after comminution. Moreover glues or labelling solutions which are resistant to conventional recycling washing processes and liquids have to be separated. Typically, materials which have been used energetically in the past might become a higher relevance for materials recycling in future, requiring their improved control and separability.

2.3 Challenge C: Filling Materials Identification

Even completely identical packaging materials might have to be separated in the end-of-life step, e.g. if they have been used for different purposes such as in food and non-food packaging solutions. Other separation requirements might arise from filling materials residues. These might affect the recyclate quality heavily, for example silicone residues in HDPE cartridges for building applications. Hence, sorting approaches cannot rely only on the packaging material identification here. Another example for sorting requirements might be the separation of PET from food and non-food applications.

3 TRACER BASED SORTING TECHNOLOGY

Tracer based sorting technology (TBS) might provide an answer to the challenges of plastic packaging mentioned above. This technology uses mineral based materials which show luminescence if exposed to specific visual or infrared irradiation. These materials might be applied in minimal concentrations with the packaging solution and can be used in the sorting processes. Yet, they are completely invisible during the conventional use cycle and do not emit any light e.g. if exposed to sunlight or in house lighting. A current specific challenge that can be met using TBS is the separation of PET beverage bottles with enhanced oxygen barrier (non-deposit bottles) from the conventional PET fraction. In these packaging types, e.g. a PA barrier is used, which in PET recycling leads to PET recyclate discoloration and thus has to be avoided. The Tracer based sorting approach thus enables marking of packaging solutions according to their preferred technical and/or economical recycling route. Marking may be applied on or in the packaging material, or the labels. Tab. 1 shows an overview over the tentative places (Reinig 2017) for marker application along with a technological and waste management experts judgement. It may be stated though that tracer based sorting shows a remarkable potential for materials recycling improvements, as it may provide high quality and single-type plastic material fractions from the end of life plastic packaging sorting steps.

Tab. 1: Places assessment of marker applications in plastic packaging.

Place of marker substance application	Marker material efficiency	Marker flow control	Marker re-coverability	Packaging sortability	Flake sortability	Complexity of implementation
In (bulk) packaging material	-	-	-	+	+	+
On (bulk) packaging material	+/-	+/-	+/-	+	+	-
Label material	+	+	+	+/-	-	+
Glue	+/-	+	+	-	-	+
Label Print	+	+	+	+/-	-	+

+ = advantageous, - = less advantageous, +/- = neutral

Taking the current system as a starting point, miscellaneous options for TBS steps are possible. Selected positions in the material flow are depicted in Fig. 1. The optimal position is amongst others depending on the marker application on the packaging (Tab. 1). Generally speaking, sorting may be carried out on the article (entire packaging) or on the flake level (after grinding the packaging). If position D in Fig. 1 will be chosen for TBS implementation, only markers in or on the bulk packaging materials will be operational. In contrast to that, positions A to C are open both for markers on or in the bulk material as well as for marker use in or on the labels.

TBS implementation options in packaging recycling

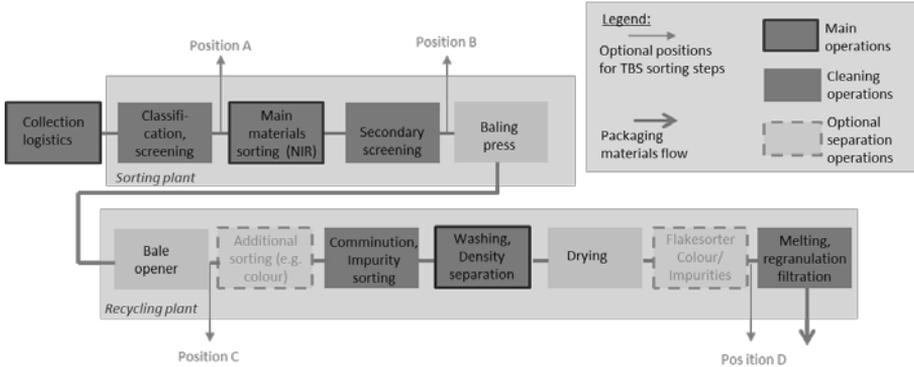


Fig. 1: Tracer based sorting as an addition to conventional plastic packaging recycling.

4 THE PHYSICS OF TBS

TBS uses the luminescence effect which is easily generated by electromagnetic irradiation using e.g. laser diodes or LED, and which can be detected using simple detector technology such as CCD camera chips. Excitation and detection only take milliseconds and are carried out in a non-destructive process. The excitation wavelength used are in the invisible spectrum while the luminescence occurs in form of visible light. The materials used show a high quantum efficiency, rendering traces of a concentration of 1 – 100 ppm is sufficient for a proper luminescence signal in order to detect materials or products.

The approach used by TBS so far is the “Anti-Stokes” or upconversion luminescence. In this physical effect the excitation wavelength is longer (carries less energy) than the emissions/luminescence wavelength. Thus by these upconversion materials, two or more photons are collected first, and subsequently one photon on a higher energy level is released. This process may use e.g. infrared irradiation for excitation, and emit in the visible spectrum. Although efficiency ranges in the one digit percentage range, with a very narrow wavelength distribution this upconversion effect offers very promising options for detection and sorting. This can be attributed to the specificity of excitation and emission wavelength, which are unique and may be specifically tailored for each material or product, as no other effect nor material in nature are known which exhibit this behavior. Consequently no optical background noise is observed in the upconversion process, so an excellent signal-to-noise ratio is found here.

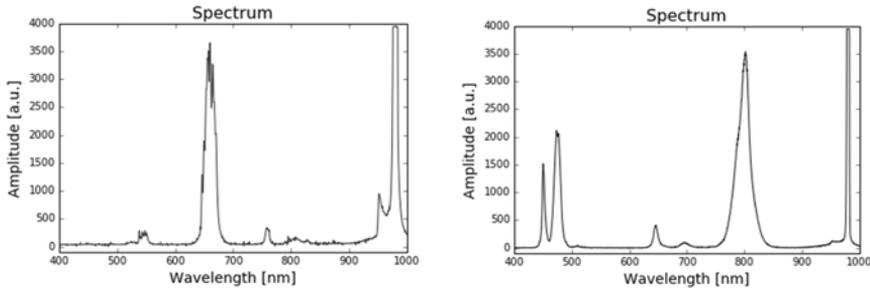


Fig. 2: Upconversion emission spectra (picture provided by Polysecure GmbH)

Recent years saw the development of numerous inorganic fluorescent materials, usually based on an inorganic host lattice, dopants (activators, sensitizers) and defects and impurities and produced by complex synthesis processes. For fluorescence, activators are crucial, which are converting energy by electron transfers. Sensitizers support the energy absorption process by providing adequate electron transfer steps. To enhance quantum efficiency, defects and impurities have to be strictly controlled. With a thorough knowledge of dopants and formulation specific wavelength emissions may be created (cf. Fig. 2). Thus from a portfolio of merely five different emissions (wavelengths) the combinatory distinctive discrimination of 31 ($2^5 - 1$) codes created by upconversion markers is possible.

5 THE MAREK PROJECT

In the collaborative research project “Marker-based sorting and recycling system for plastic packaging” („Markerbasiertes Sortier- und Recyclingsystem für Kunststoffverpackungen (MaReK)“), seven partners work together under the lead of the Institute for Industrial Ecology (INEC) at Pforzheim University. Also in this partnership, the German companies Polysecure GmbH (Freiburg), Werner & Mertz GmbH (Mainz), Der Grüne Punkt – Duales System Deutschland GmbH (Köln) and the Karlsruhe Institute for Technology (KIT) conduct research with the contractors CMO-SYS GmbH and Nägele Mechanik GmbH and the associated partner Umwelttechnik BW GmbH (Stuttgart) with the goal to develop a demonstration case for TBS. The technological core of the project is a harmonized packaging and sorting technology development to recover high quality secondary polymer packaging from packaging wastes.

6 GRANT SUPPORT

This research project is supported by a grant of the German Federal Ministry for Education and Research (BMBF) as a part of the framework program “Research for Sustainable Development” (FONA3) on the topic “Plastics in the environment” with grants no. 033R195A-E under supervision of the project executing organization Jülich (PTJ). The sole responsibility of this text is with the authors.

REFERENCES

- IK, PlasticsEurope, BKV (2015) *Kunststoffverpackungen: Mehr Effizienz, weniger Gewicht*. Presseinformationen der IK Industrievereinigung Kunststoffverpackungen e.V., Online: https://www.kunststoffverpackungen.de/kunststoffverpackungen_mehr_effizienz_weniger_gewicht_5555.html.
- NN, (2017) *Gesetz zur Fortentwicklung der haushaltsnahen Getrennterfassung von wertstoffhaltigen Abfällen*. BGBl. Jg. 2017, Teil I Nr. 45. Bonn, 12.7.2017.
- Reinig, P. (2017) *Polymark – Development of chemical markers*. Presentation. Polymark Training & Webinar. Petcore Premises, Brussels, March 15.
- Schüler, K. 2015 *Aufkommen und Verwertung von Verpackungsabfällen in Deutschland im Jahr 2013*. Umweltbundesamt, Dessau-Roßlau.
- Umweltbundesamt (UBA) (2016) *Beitrag*. Online: <https://www.umweltbundesamt.de/themen/abfall-ressourcen/produktverantwortung-in-der-abfallwirtschaft/kunststoffe>. Aufgerufen 23.8.2016.

Einfluss von Verschmutzungen auf die sensorgestützte Sortierung

B. Küppers, D. Vollprecht & R. Pomberger

Montanuniversität Leoben, Lehrstuhl für Abfallverwertungstechnik und Abfallwirtschaft, Leoben, Österreich

The project NEW-MINE has received funding from the European Union's EU Framework Programme for Research and Innovation Horizon 2020 under Grant Agreement No 721185 

Kurzfassung: Im Rahmen des Projekts "NEW-MINE" soll der Einsatz von sensorgestützten Sortieraggregaten im Bereich Landfill Mining untersucht werden. Hier stellen Verschmutzungen eine besondere Herausforderung in der Aufbereitung und Sortierung der in Deponien enthaltenen Kunststoffe dar. Aus diesem Grund werden die Einflüsse verschiedener Verschmutzungen, die durch die Verweilzeit im Deponiekörper oder die mechanischen Aufbereitungsschritte im Landfill Mining untersucht. In der nachfolgenden Ausarbeitung liegt der Fokus auf den Einflüssen von Oberflächenfeuchtigkeit sowie der Oberflächenrauheit von Kunststoffen auf die sensorgestützte Sortierung mittels nahinfrarot-Sensorik. Es wurden Versuche zur Signalauswertung der reflektierten Nahinfrarot-Strahlung und zum Einfluss auf das Ausbringen von acht verschiedenen Kunststoffsorten gemacht. Dazu wurde ein Versuchsstand für sensorgestützte Erkennung und Sortierung genutzt. Die Versuche wurden auf einem Schurrensorierer durchgeführt. Nahinfrarot- (NIR) Strahlung in einem Wellenlängenbereich von 990 nm bis 1680 nm wurde für die Detektion und Klassifizierung der Kunststoffe verwendet.

1 EINLEITUNG

Sensorgestützte Sortieraggregate werden industriell bereits seit Jahren in der Recyclingbranche eingesetzt, um komplexe Sortieraufgaben zu lösen. Im Gegensatz zum Einsatz solcher Aggregate in der Lebensmittelindustrie oder im Miningbereich zeichnen sich die Stoffströme im Recyclingbereich durch teils erhebliche Verschmutzungen aus. Diese können beispielsweise durch die im Abfall enthaltene Organik begründet sein oder durch die Lagerung (z.B. Wassereintrag durch Regen) hervorgerufen werden. Auf diese Weise können die Oberflächen von Objekten mit Wasser, Staub, Fett/Ölen etc. bedeckt sein. Sensorgestützte Sortiersysteme basieren oft auf Technologien wie der Nahinfrarot- (NIR) Spektroskopie. Hierbei werden Informationen, die aus der Interaktion zwischen Nahinfrarotstrahlung und Partikeloberfläche gewonnen werden, genutzt um Rückschlüsse auf die chemische Zusammensetzung der Partikel zu gewinnen und basierend hierauf Sortierentscheidungen treffen zu können.

Um die Qualität der Sortierung von verschiedenen Stoffströmen trotz Verschmutzungen abschätzen zu können, ist es notwendig zu wissen, wie die jeweiligen Verschmutzungen das auszuwertende Spektrum beeinflussen und was für einen Einfluss die potenzielle Veränderung des Spektrums auf die Sortierentscheidung hat. Das Potenzial solcher Informationen kann darin liegen eine optimierte Anlagenplanung zu ermöglichen, indem z.B. Lagerplätze entsprechenden Schutz vor Wassereintrag bieten. Ebenso kann im Algorithmus für die Sortierung von Partikeln berücksichtigt werden, wie unterschiedliche Verschmutzungen das Spektrum einer Stoffart im NIR-Bereich beeinflussen.

Um die Einflüsse verschiedener Verschmutzungen sowohl auf die spektralen Informationen, als auch auf das Ausbringen eines sensorgestützten Sortierers zu untersuchen, wurden im Projekt NEW-MINE Versuche mit verschiedenen Materialien durchgeführt.

2 MATERIAL UND METHODEN

Für die Versuchsdurchführung wurde ein Versuchsstand für sensorgestützte Erkennung und Sortierung (vgl. Abbildung 1) eingesetzt. Dieser enthält neben einem Farbesensor und einer Induktionsleiste einen Nahinfrarotsensor (Sensormodell: EVK-Helios-G2-NIR1).

Die Funktionsweise des Versuchsstands kann Abbildung 1 entnommen werden. Als Emittent wird eine Halogenlampe genutzt. Die ausgesendete Strahlung interagiert mit den oberflächennahen Molekülen der Partikel und wird in Abhängigkeit der chemischen Zusammensetzung dieser Partikel reflektiert, absorbiert und/oder transmittiert. Die dispers reflektierte Strahlung trifft auf den NIR-Sensor und wird von diesem detektiert. Anschließend wird diese Strahlung (Wellenlängenbereich: 990 nm – 1680 nm) in ein elektrisches Signal umgewandelt. Die spektrale Auflösung des Sensors liegt bei 3,18 nm. Ein Ortspixel ist aufgrund der Geometrie des Versuchsaufbaus 1,60 mm breit. Abhängig von der Rutschgeschwindigkeit kann die Länge des Ortspixels variieren. Die Bildfrequenz des Zeilensensors beträgt stets 476 Hz bei einer Belichtungszeit von 1800 µs. Bei allen durchgeführten Versuchen betrug die Kantenlänge in Bewegungsrichtung stets weniger als 1,6 mm.

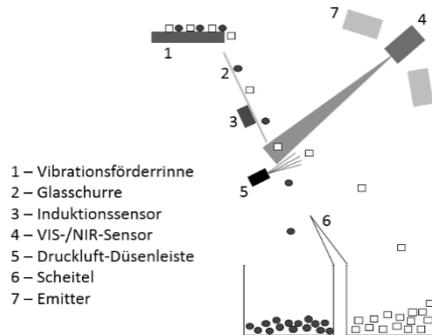


Abb. 1: Versuchsstand für sensorgestützte Erkennung und Sortierung am AVAW (links); Schematische Darstellung des Funktionsprinzips und Sensoranordnung des Sortierers (rechts).

Zur Bewertung des Einflusses von Verschmutzungen wurden verschiedene Versuchsreihen durchgeführt. Diese können wie folgt unterteilt werden:

- Einfluss von Verschmutzungen auf das Nahinfrarotspektrum und
- Einfluss von Verschmutzungen auf Klassifikation und Ausbringen von Kunststoffen.

Für beide Versuchsreihen wurden 8 verschiedene Kunststoffarten verwendet (vgl. Tabelle 1).

Tab. 1: Auflistung der, für die Versuchsreihen verwendeten, Kunststoffe.

Name	Abkürzung	Farbe
High-Density-Polyethylene	HDPE	Grau
Low-Density-Polyethylen	LDPE	Rot
Low-Density-Polyethylen	LDPE	Weiß
Linear-Low-Density-Polyethylen	LLDPE	Türkis
Polyethylenterephthalat	PET	Grün/blau durchsichtig
Polypropylen	PP	Rosa
Polyvinylchlorid	PVC	Klar
Thermoplastisches Polyurethan	TPU	Gelb

Zur Feststellung des Einflusses von Verschmutzungen wurde ein Sortierrezept erstellt. Von den aufgelisteten Stoffen wurden Beispielobjekte ausgewählt, um Aufnahmen mit dem NIR-Sensor zu machen. Diese Aufnahmen enthalten jedem Objektpixel zugeordnet ein NIR-Spektrum. Um ein stoffspezifisches NIR-Spektrum hinterlegen zu können, wurden mindestens 60 Spektren je Stoffart ausgewählt, um ein gemittelttes Spektrum zu generieren. Die hierfür verwendeten Objektpixel wurden in Form von Clustern ausgewählt. Dabei wurde darauf geachtet, dass die Spektren nicht im Randbereich oder an außergewöhnlich stark reflektierenden Stellen lagen. Das gemittelte Spektrum dient als Referenzspektrum, um Objekte den im Rezept hinterlegten Stoffklassen zuzuordnen.

Zur Unterscheidung der Stoffgruppen können das gesamte Spektrum oder nur Teilbereiche desselben genutzt werden. Um eine optimale Klassifizierung der Stoffgruppen zu gewährleisten, bietet es sich an die Wellenlängenbereiche als Unterscheidungsmerkmal zu nutzen, die signifikante Intensitätsunterschiede zwischen den hinterlegten Referenzspektren aufweisen. Für die Versuche wurde der Spektralbereich zwischen 990 nm und 1680 nm verwendet. Hierdurch fließen alle potenziellen Veränderungen im gesamten betrachteten Spektralbereich in die Klassifikation der Objektpixel ein. Vor der Klassifikation eines Ortspixels wird das detektierte Spektrum vorverarbeitet und spektral aufbereitet (vgl. Tabelle 2).

Tab. 2: Vorverarbeitung und spektrale Aufbereitung von Spektren zur Klassifizierung.

Vorverarbeitung	Spektrale Aufbereitung
Örtliche Korrektur	Ableitung des Spektrums
Defektpixel Behandlung	Normierung
Intensitätsabgleich	Glättung
Rauschunterdrückung	

Basierend auf dem erstellten Rezept können die einzelnen Objektpixel von Partikeln klassifiziert und mit Falschfarben versehen werden. Auf diese Weise werden Bildinformationen aus dem NIR-Spektrum vereinfacht klassifiziert dargestellt.

Die Falschfarben-Pixel werden genutzt um jedes Objekt einer der angelernten Stoffarten zuzuordnen. Dazu werden die klassifizierten Objektpixel jeder Materialklasse aufsummiert. Jedes Objekt wird der Materialklasse zugeordnet, die in diesem Objekt vorherrscht. So werden in Abbildung 3 zwei HDPE-Partikel zwar stellenweise als PET (grüne Pixel) falsch erkannt, auf Grund der hohen Anzahl an HDPE-Pixeln (grau) werden die Objekte insgesamt jedoch korrekt als HDPE klassifiziert.

In Versuchsreihe 1 wurden die Kunststoffteile angeraut sowie mit Wasser versetzt. Anschließend wurden spektrale Aufnahmen der Objekte (glatt/rau/nass) gemacht, um den Einfluss der Verschmutzungen „Oberflächenrauheit“ und „Wasser“ darzustellen. Durch den Vergleich der Spektren verschmutzter und sauberer Objektpixel, kann der Einfluss der jeweiligen Verschmutzung ermittelt werden.

In Versuchsreihe 2 wurden die in Tabelle 1 aufgelisteten Kunststoffe sortiert. Der verwendete Spektralbereich lag zwischen 990 und 1620 nm. Von jeder Stoffart wurden 50 Partikel vereinzelt aufgegeben und mit Druckluft (ca. 3 bar) ausgetragen. Fehlwürfe konnten dabei auf Fehlerkennung oder mechanische Fehler (unterschiedliche Gleitgeschwindigkeit der verschiedenen Stoffarten o.ä.) zurückgeführt werden. Diese Versuche wurden bei Schwellwerten zwischen 10 und 100 durchgeführt, wobei höhere Schwellwerte größere Abweichungen des betrachteten Spektrums zu den angelegten Spektren für die Klassifikation erlauben. Sowohl das partikelbezogene Ausbringen, als auch die die Anzahl der korrekt und falsch klassifizierten Pixel wurden aufgezeichnet.

3 ERGEBNISSE UND DISKUSSION

Der Einfluss der erhöhten Oberflächenrauheit (Versuchsreihe 1) kann in zwei Beobachtungen unterteilt werden:

- Die Intensität des vom Sensor detektierten Rohspektrums wird erhöht (bei allen Kunststoffen, außer HDPE) und
- Extrema im Rohspektrum werden verstärkt.

Eine höhere Intensität (1.) des detektierten Rohspektrums zeichnet sich durch eine bessere „spektrale Datengrundlage“ je Pixel aus. Aufgrund der höheren detektierten Strahlungsmenge je Zeitintervall entsteht ein besser fundierter Spektrensatz für jedes Objektpixel. Dies konnte auch in Laborversuchen nachgewiesen werden, wobei der größte Effekt bei durchsichtigen Kunststoffen beobachtet wurde. So konnte die disperse Reflektion von transparentem PVC auf fast 500 % gesteigert werden, während die direkte Reflektion um 95 %, von 5,9 % auf 0,3 % verringert wurde.

Die größeren Extrema im Rohspektrum (2.) haben zur Folge, dass weniger Schwankungen in der für die Sortierentscheidung relevanten Ableitung bestehen. Dieser Zusammenhang ist dadurch begründet, dass die Normierung des Spektrums bezogen auf absolutes Minimum und absolutes Maximum des Spektrums durchgeführt wird. Daraus geht hervor, dass ein Rohspektrum, wenn es eine kleine Differenz zwischen absolutem Minimum und absolutem Maximum aufweist, stärker gestreckt wird als es bei einer großen Differenz der Fall ist. Hieraus (kleine Differenz) resultieren daher mehr Schwankungen in den Ableitungen der Spektren verschiedener Objektpixel.

Oberflächenfeuchtigkeit hat zwei verschiedene Einflüsse auf das detektierte Spektrum der untersuchten Kunststoffe:

- Absorption der Strahlung ab 1115 nm (HDPE, LLDPE, PET, PVC) oder ab 1230 nm (LDPE, PP, TPU)
- (partielle) Glättung des Rohspektrums.

Beispielhaft sind PP-Spektren (mit und ohne Oberflächenfeuchtigkeit) sowie die zugehörigen abgeleiteten, geglätteten, normierten Spektren in Abbildung 2 dargestellt. Es ist zu erkennen, dass das „Rohspektrum nass“ eine allgemein geringere Intensität aufweist. Ab einer Wellenlänge von etwa 1230 nm nimmt die Intensität des Spektrums im Vergleich zum „Rohspektrum trocken“ immer weiter ab. Dies ist auf die Absorption der emittierten Strahlung durch den Einfluss des Oberflächenwassers zurückzuführen.

Die mit steigender Wellenlänge zunehmende Absorption der Strahlung hat zur Folge, dass einzelne Extrema in der Ableitung stärker/schwächer ausgebildet werden (vgl. Abb. 2, Bereiche 1, 2 und 4). Je steiler die Steigung im Wendepunkt des Rohspektrums in den markierten Bereichen ist, desto stärker sind auch die entsprechenden Extrema in der Ableitung ausgebildet. Dies hat zur Folge, dass beispielsweise nicht mehr das Extremum bei 1360 nm das absolute Minimum darstellt, wie es bei der „Ableitung normiert trocken“ der Fall ist, sondern das Extremum bei 1140 nm. Beim normieren findet somit eine Reduktion des Minimums bei 1360 nm statt.

Darüber hinaus ist in Bereich 3 eine Glättung des Rohspektrums durch den Wassereinfluss zu beobachten. Dies hat zur Folge, dass in der „Ableitung normiert nass“ auftretende Extrema abgeschwächt im Vergleich zur „Ableitung normiert trocken“ vorliegen.

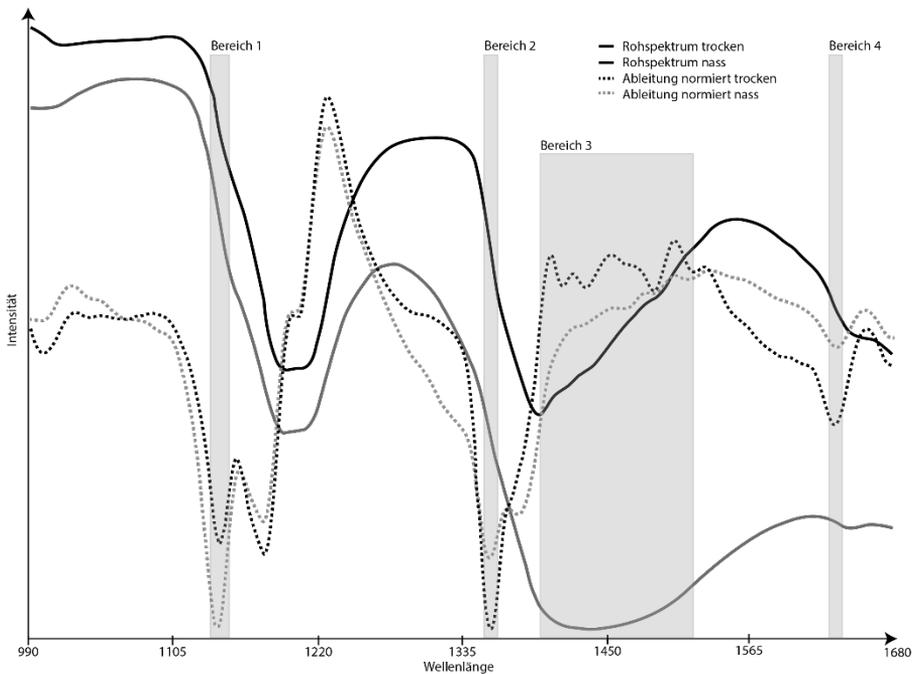


Abb. 2: Vergleich von Rohspektrum und Ableitung des Polypropylenspektrums mit und ohne Wassereinfluss.

Um die in Versuchsreihe 1 gewonnenen Erkenntnisse hinsichtlich ihrer Bedeutung für die Sortierung zu untersuchen, werden die Ergebnisse von Versuchsreihe 2 genutzt.

Die folgenden Beobachtungen bzgl. dem Einfluss der Oberflächenrauheit wurden gemacht:

- Weder die Klassifizierung, noch das Ausbringen der meisten Kunststoffe werden signifikant beeinflusst (Ausnahmen: TPU und LDPE_rot/weiss) noch
- die Anzahl der erkannten Objektpixel der PVC-Partikel ist im Schnitt auf 138 % erhöht worden.

Da durch den Einfluss der Oberflächenrauheit kaum Veränderungen am Rohspektrum entstehen ist auch der Einfluss auf die Klassifizierung sehr gering. Lediglich die Klassifizierung und das Ausbringen durchsichtiger Kunststoffe (PET & PVC) bei niedrigen Schwellwerten ≤ 30 wird verbessert, da hier die Schwankungsbreiten der abgeleiteten Spektren signifikant verringert werden. Relevanz für die Sortierung besteht also primär wenn solche Stoffe von Materialien unterschieden werden müssen, die ein ähnliches NIR-Spektrum generieren, beispielsweise Unterscheidung verschiedener PET-Sorten.

Ein weiterer Effekt kann bei der Unterscheidung von LDPE_rot und LDPE_weiss beobachtet werden. Durch die Anrauhung der Oberfläche von LDPE_rot-Partikeln ist eine geringe Verschiebung der Ableitung des LDPE-Spektrums zu erkennen. Diese Veränderung hat zur Folge, dass weniger Objektpixel korrekt erkannt werden. Hierdurch wird das Ausbringen von 76,7 % auf 44,7 % verringert.

Die verbesserte Detektion der PVC-Objektpixel (138 %) ist auf die höhere Intensität des reflektierten Rohspektrums nach der Anrauhung der Oberfläche zurückzuführen. Diese unterschreitet für glatte PVC-Partikel zum Teil den Schwellwert zur Unterscheidung der Objekte vom Hintergrund, wodurch die betreffenden Objektpixel als Hintergrundpixel eingestuft werden. Dies konnte auch labortechnisch nachgewiesen werden. Hier wurden, im Versuch mit einem glattem PVC-Teil, 2 % der emittierten Strahlung in Form dispers reflektierter Strahlung detektiert, während 8 % der Strahlung vom PVC-Teil mit rauer Oberfläche detektiert wurden.

Das verringerte Ausbringen der TPU-Partikel ist auf 2 Faktoren zurückzuführen. Die Fehlerkennung von angerauten TPU-Pixeln als PP-Pixel liegt ab einem Schwellwert von 30 bei etwa 8,3 % (rau) anstatt 1,0 % (glatt). Hierdurch kann die Reduktion des maximalen Ausbringens von 99,2 % auf 94,7 % erklärt werden. Darüber hinaus wurde beobachtet, dass das Ausbringen des TPUs temperaturabhängig ist. Die Oberfläche der Schurre (Vgl. Abb. 1) wurde auf bis zu 58 °C durch die Infrarotstrahlung erwärmt. Im Zuge dieser Erwärmung ist das Ausbringen, trotz gleichbleibender Korrekterkennung der TPU-Pixel, von ca. 96 % auf bis zu 71 % gesunken. Eine Erklärung für diesen Sachverhalt kann die geringe Erweichungstemperatur von TPU darstellen; d.h. die durch die Anrauhung entstehenden Kunststofffasern an der Objekt Oberfläche der TPU-Partikel können schneller erhitzen und somit an den Kontaktflächen zur Schurre anschmelzen, sodass höhere Haftkräfte zwischen Schurre und TPU-Partikel entstehen. Hieraus resultieren eine ungleichmäßige Rutschgeschwindigkeit und damit ein reduziertes Ausbringen der angerauten TPU-Partikel.

Die Bedeutung des Einflusses der Oberflächenfeuchtigkeit ist abhängig von zwei Faktoren:

- Anteil der Objekt Oberfläche, die benetzt ist
- Einfluss der Wasserschicht auf das reflektierte Spektrum.

Je größer die mit Wasser benetzte Oberfläche eines Objekts ist, desto mehr Objektpixel können durch spektrale Veränderungen fehlklassifiziert werden. Dies wird maßgeblich durch die Hydrophobie/Hydrophilie beeinflusst. Ob diese Fehlklassifizierung stattfindet ist davon abhängig wie stark der Wassereinfluss auf das Spektrum ist und wie unterschiedlich die zu unterscheidenden Materialien sind.

Es konnte festgestellt werden, dass die meisten Kunststoffe (HDPE, PET, TPU, PVC) durch den Wassereinfluss partiell als PP fehlerkannt und somit auch insgesamt schlechter klassifiziert werden. Ausnahmen bilden die Sorten LLDPE, sowie LDPE_rot und LDPE_weiss. LLDPE wurde sowohl als PP wie auch als HDPE durch den Einfluss des Wassers fehlerkannt. Auch hier ist die Anzahl der korrekt erkannten Objektpixel signifikant gesunken. Die einzige Kunststoffsorte, deren Anzahl korrekt erkannter Objektpixel durch den Wassereintrag verbessert wurde ist LDPE_rot. Es ist jedoch anzumerken, dass die korrekte Erkennung der LDPE_weiss-Pixel entsprechend zurückgegangen ist.

Das Ausbringen der untersuchten Kunststoffsorten ist durch den Wassereintrag meist reduziert worden. Ausnahmen bilden die Kunststoffe PET, LDPE_rot und PVC. Das verbesserte Ausbringen des PET ist auf die Form der Versuchsstücke zurückzuführen. Da gebogene, dünnwandige PET-Teile verwendet wurden, kam es bei den Versuchen mit trockenem Material zu einem durchschnittlichen maximalen Ausbringen von etwa 72 %. Dieses vergleichsweise niedrige Ausbringen ist durch ungleichmäßiges Rutschen und Segeln der Partikel zu erklären. Durch die Benetzung mit Wasser wurde das spezifische Gewicht der PET-Objekte erhöht und es konnte ein gleichmäßigeres Gleiten der Partikel beobachtet werden, was das verbesserte Ausbringen erklärt. Das erhöhte LDPE_rot-Ausbringen ist durch die höhere Korrekt klassifizierung der Objektpixel zu erklären. Das durch Wassereintrag verbesserte PVC Ausbringen steht im Widerspruch zur verschlechterten Klassifizierung der PVC-Objektpixel. Das durch Wassereintrag verbesserte Ausbringen kann auf die Wiederverwendung derselben Partikel für die Versuche mit trockenem Material zurückgeführt werden, während für die Versuche zum Wassereinfluss mehr Partikel verwendet werden mussten, sodass ein Trocknen der bereits verwendeten Objekte sichergestellt werden konnte. Es ist zu erwarten, dass die wiederholte Verwendung der trockenen PVC-Teile zu einer stetigen Erwärmung der PVC-Teile geführt hat, wodurch ein ungleichmäßigeres Gleiten begünstigt wird, was das reduzierte Ausbringen auf dem genutzten Schurrensortierer erklärt.

4 SCHLUSSFOLGERUNG BZW. ZUSAMMENFASSUNG

Zusammenfassend können die nachstehenden Rückschlüsse aus den durchgeführten Versuchen gezogen werden:

- Eine höhere Oberflächenrauheit resultiert in mehr dispers reflektierter Strahlung, wodurch mehr Rohdaten für die Verarbeitung des nahinfraroten Spektrums zur Verfügung stehen.
- Durch erhöhte Oberflächenrauheit treten Extrema im Rohspektrum stärker hervor, wodurch Signalrauschen in der Ableitung, insbesondere bei der Signalauswertung von durchsichtigen Kunststoff, reduziert wird.
- Die Oberflächenrauheit hat einen meist geringen Einfluss auf die Klassifizierung von Kunststoffen, solange keine spektral ähnlichen (LDPE-Sorten o.ä.) oder durchsichtige Kunststoffe detektiert und klassifiziert werden müssen.
- Durch eine erhöhte Oberflächenrauheit wird das Ausbringen von Kunststoffen mit geringer Erweichungstemperatur auf Schurrensortierern herabgesetzt, da die

Gleitgeschwindigkeit dieser Kunststoffe durch die Erwärmung der Schurre variiert.

- Oberflächenfeuchtigkeit verursacht die Absorption der Strahlung ab 1115 nm (HDPE, LLDPE, PET, PVC) oder ab 1230 nm (LDPE, PP, TPU) bis mindestens 1680 nm, wodurch eine Verstärkung oder Abschwächung verschiedener Extrema in der Ableitung hervorgerufen wird.
- Durch Oberflächenfeuchtigkeit wird eine zumindest partielle Glättung des Rohspektrums bewirkt, was Extrema in der für die Auswertung relevanten Ableitung des Spektrums vermindert.
- Der Einfluss von Oberflächenfeuchtigkeit auf das Ausbringen von Kunststoffen ist meist sehr gering und abhängig von den spektralen Unterschieden zwischen den zu unterscheidenden Kunststoffen.

ARGOS – Entwicklung eines Multisensor-Systems zur Echtzeitanalyse von metallreichen Aufbereitungsprodukten

S. Flamme, S. Hams & M. Kölling

Institut für Infrastruktur, Wasser, Ressourcen, Umwelt, Münster, Deutschland

KURZFASSUNG: Im Rahmen des Forschungsprojektes „ARGOS“ soll ein Multisensor-System entwickelt werden, mit dem metallreiche Aufbereitungsprodukte, wie z.B. aus der Schrottaufbereitung, qualitativ und quantitativ in Echtzeit analysiert werden sollen. Da der Massenstrom eine elementare Bezugsgröße für die sensorgestützte Echtzeit-Analytik darstellt, bildet die Volumenbestimmung von Einzelpartikeln einen wichtigen Untersuchungsaspekt. Hierzu soll ein 3D-Lasertriangulationssensor eingesetzt werden, der die dreidimensionale Ausdehnung von Einzelpartikeln erfasst. Über das darüber approximiert bestimmte Hüllvolumen kann das System, in Kombination mit spezifischen Materialdichten, Partikelmassen berechnen. Untersuchungen im Rahmen des Forschungsprojektes zeigten, dass je nach Partikelform unterschiedlich hohe Abweichungen auftreten, die bei regelmäßig geformten Partikeln insgesamt geringer sind, als bei unregelmäßig geformten Partikeln. Alle ermittelten Abweichungen unterliegen dabei einer erkennbaren Systematik und können somit korrigiert werden.

1 EINLEITUNG

Aus Alt- und Neuschrotten können Metalle mit der derzeit in Aufbereitungsanlagen verfügbaren Technik nur in geringem Umfang legierungsspezifisch zurückgewonnen werden. Die zunehmende Vielzahl und Komplexität der in der Herstellung eingesetzten Werkstoffe (z.B. Legierungen, Verbundkonstruktionen) bewirken zudem eine kontinuierliche Veränderung der Stoffstromzusammensetzung und erschweren zusätzlich den Prozess der Rückgewinnung (Graedel et al. 2011). Mit einer zuverlässigen Spezifizierung von Qualitäten metallreicher Abfälle sowie einer schnellen Erkennung von Qualitätsveränderungen in den jeweiligen Stoffströmen können diese Metallverluste entlang der Wertschöpfungskette durch bessere Vorsortierung, technische Anpassungen in der Aufbereitungstechnik und optimierte Prozesssteuerung in metallurgischen Prozessen angepasst auf die Inputspezifikation deutlich minimiert werden. In dem vom BMBF im Rahmen der Fördermaßnahme „r⁴ – Innovative Technologien für Ressourceneffizienz“ geförderten Projekt „ARGOS“ (FKZ: 033R166) wird aktuell ein Multisensor-System zur Charakterisierung von metallreichen Aufbereitungsprodukten entwickelt, um das funktionelle Recycling zu steigern. Bei dem System handelt es sich um eine Kombination aus mehreren bereits am Markt etablierten Sensoren, die über hinterlegte Algorithmen Haupt- und Spurenelemente in Echtzeit qualitativ und quantitativ bestimmen sollen.

2 ENTWICKLUNG DES ECHTZEITANALYSE-SYSTEMS

Der Multisensor „ARGOS“ beruht auf der Verknüpfung einer kontinuierlichen, sensorbasierten Partikelcharakterisierung mit mathematischen Ableitungen unter Berücksichtigung empirisch bekannter Stoffeigenschaften. Der Umfang der Charakterisierung orientiert sich dabei an den Spezifikationen und Erfordernissen der nachgelagerten metallurgischen Prozesse (Fe- und NE-Metallurgie) und beinhaltet u.a. Angaben

über den Gehalt an Hauptbestandteilen Eisen, Aluminium und Kupfer, inkl. charakteristischer Legierungen. In Kombination mit wissensbasierten Algorithmen (z.B. Stoffinventar im Input des Aufbereitungsprozesses, Ergebnisse aus empirischen Schmelzversuchen), soll die Charakterisierung um nicht direkt detektierbare Inhaltstoffe (Analogieschluss) erweitert werden. Zu den fokussierten „Zielmetallen“ gehören:

- Legierungselemente: u.a. Nickel, Chrom, Wolfram, Niob, Kobalt, Tantal,
- Edelmetalle: Gold, Silber, Platingruppenmetalle (PGM) und
- Magnetmaterialien: Neodym, Praseodym, Dysprosium.

Der Forschungsansatz beruht auf der Idee, die aus der manuellen und automatischen Sortiertechnik bewährten Sensoren weiterzuentwickeln und zu kombinieren. Zusätzlich soll über eine Datenbank die Kenntnis von empirischen Zusammenhängen zwischen Metallgehalten und detektierbaren Eigenschaften (Farbe, Oberflächenstruktur, Form) genutzt werden, Ergebnisse abzusichern und weitere Spurenmetallgehalte indirekt quantitativ zu bestimmen. Die vorhandenen Aggregate der Fa. Steinert GmbH (XRT, Induktion, Farbkamera und 3D-Lasertriangulationssensor) und ein neu entwickelter Röntgenfluoreszenzsensor der Fa. LLA Instruments GmbH bilden hierbei die Kernelemente des Systems (vgl. Abb. 1).

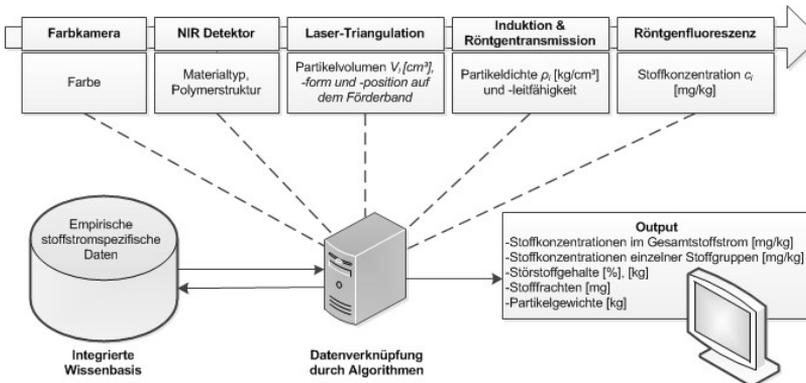


Abb. 1: Verfolgter Lösungsansatz bei der Echtzeitanalyse metallreicher Aufbereitungsprodukte.

Der 3D-Lasertriangulationssensor, eine der Komponenten des geplanten Echtzeitanalyse-Systems, dient der Volumenbestimmung der untersuchten Einzelpartikel. Im Rahmen der sensorgestützten Aufbereitung von metallreichen Stoffströmen wird diese Technik bereits bei der Kabel- und Leiterplattensortierung eingesetzt (Beel 2012). Die Sensoreinheit vermisst kontinuierlich ein Höhenprofil des Objektes und fügt einzelne Lichtschnitte zu einem dreidimensionalen Messergebnis zusammen. Über die so ermittelte Außenhülle eines Objektes kann das (Hüll-)Volumen sowie die Oberfläche von Einzelpartikeln berechnet werden (Hering & Schönfelder 2012).

3 UNTERSUCHUNGEN ZUR BESTIMMUNG VON PARTIKELVOLUMINA MITTELS 3D-LASERTRIANGULATION

Im Rahmen des vorliegenden F&E-Projektes wurden in einem ersten Schritt regelmäßig geformte Metallpartikel (Hartmetallschneidplatten) mit dem 3D-Lasertriangulationsverfahren untersucht. Es zeigte sich, dass Volumina bei Körpern mit definierter Geometrie unter Anwendung von formspezifischen Korrekturfaktoren hinreichend genau bestimmbar sind. Unregelmäßig geformte Körper, wie z.B. die Outputfraktion ei-

nes Metallshredders, stellen aufgrund der wenig definierten, heterogenen Partikelgeometrie messtechnisch für den 3D-Sensor eine deutlich größere Herausforderung dar. So können Hohlräume nicht erkannt werden und führen zu einer Überbestimmung des Volumens. Um das Ausmaß dieser Messunsicherheiten in Abhängigkeit der unterschiedlichen Partikelformen darstellen und bewerten zu können, wurden mehrere 3D-Lasertriangulationsmessungen mit Einzelpartikeln verschiedener Shredderoutputfraktionen durchgeführt und detailliert analysiert.

3.1 Vorgehensweise bei der Ermittlung relevanter Grundlegendaten

Für die hier dargestellten Untersuchungen wurden ausschließlich Materialien aus realen Stoffströmen, bereitgestellt durch die TSR Recycling GmbH & Co. KG (jeweils ca. 1 m³), betrachtet:

- Fe-Shredderschrott aus der Aufbereitung von Altkarosserien, Weiße Ware und eine Mischung aus diesen (sog. gemischtes Shreddervormaterial) und
- Shredderschwerfraktion aus der Aufbereitung von gemischtem Shreddervormaterial.

Der Fe-Shredderschrott bestand aus verschiedenen Eisenmetallen. Die Shredderschwerfraktion enthielt verschiedene NE-Metalle und wurde im Vorfeld im Technikum der Steinert GmbH mit der dort zur Verfügung stehenden Verfahrenstechnik weitergehend maschinell vorsortiert. Da bei Shredderanlagen die Art der Zerkleinerung einen erheblichen Einfluss auf die sich ausbildende Partikelform hat und diese durch die Werkstoffeigenschaften, die Materialdicke und durch im Zerkleinerungsraum des Shredders ablaufende Mikroprozesse bestimmt wird (Kirchner 2000), wurde eine Einteilung der Einzelpartikel in verschiedene materialspezifische Formklassen vorgenommen.

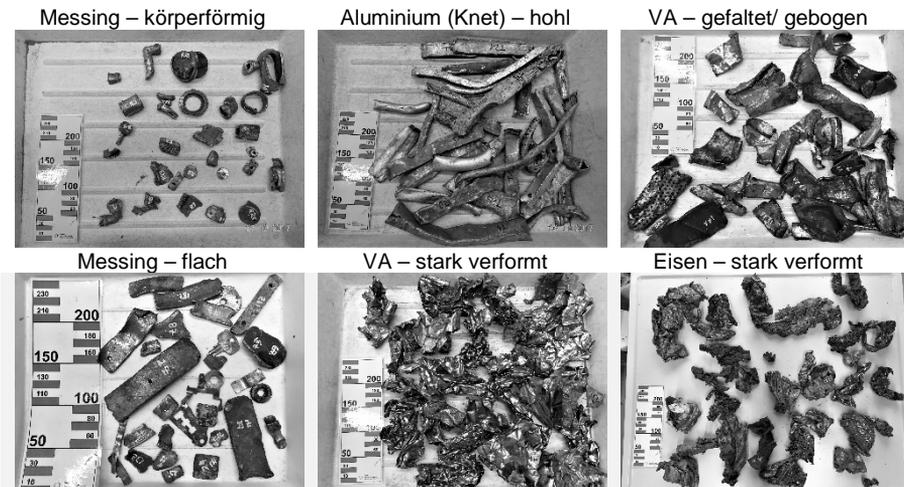


Abb. 2: Beispiele ausgewählter materialspezifischer Formklassen.

Diese ergaben sich durch optische Analyse partikelcharakteristischer Merkmale (z.B. Art der Verformung, Oberflächenstruktur, Materialstärke) und die Zuordnung optisch ähnlicher Partikel in dieselbe Gruppe. Einige Formklassenbeispiele sind in Abbildung 2 dargestellt. Im Rahmen von Sortieranalysen wurde überprüft, wie sich die Formklassen in den drei Fe-Shredderschrotten verteilen (vgl. Abb. 3). Es wird deutlich, dass

mit 85 % (Altkarossern) bis 88 % (Weiße Ware) jeweils der überwiegende Anteil der Partikel den drei Formklassen „stark verformt“, „gefaltet/ gebogen“ und „körperförmig“ entspricht, wobei sich die Anteile dieser drei Haupt-Formklassen je nach Herkunftsbereich unterscheiden. So weist der Shredderschrott aus Weißer Ware den höchsten Anteil an stark verformten Partikeln auf (~64 %), der Eisenschrott aus Altkarossern mit ca. 47 % den geringsten. Die Anteile hohler Partikel mit max. 7 % (Shreddervormaterial) und flacher Partikel mit < 1 % (Fe-Schrott aus Altkarossern) ist dagegen in allen drei Materialien sehr gering. Gleiches gilt für die Formklassen „länglich rund“ (z.B. Drähte) und „länglich flach“ (z.B. Flachprofile). Aufgrund des geringen Anteils wurden diese bei der Analyse der material- und formbedingten Messabweichungen nicht berücksichtigt.

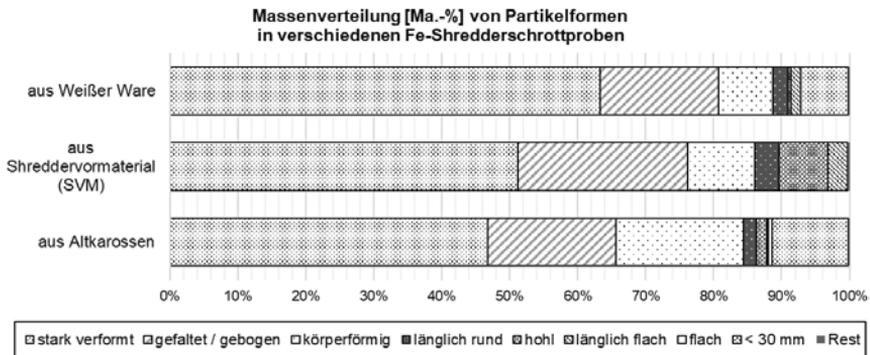


Abb. 3: Massenverteilung [Ma.-%] von Partikelformen in verschiedenen Fe-Shredderschrotten.

Für die hier dargestellten Materialien wurde der Fokus bei der Weiterentwicklung der 3D-Messungen somit vor allem auf die drei Formklassen „stark verformt“, „gefaltet/ gebogen“ und „körperförmig“ gelegt. In wie weit die hier dargestellte Formklassenverteilung auch für weitere Materialien aus dem Bereich des Metallrecyclings zutrifft, ist in weiteren Untersuchungen zu klären.

3.2 Analyse der material- und formbedingten Messabweichungen

Die charakterisierten Partikel wurden jeweils drei Mal mit dem 3D-Sensor untersucht, um die variierende Lage der Partikel auf dem Fließband mit zu berücksichtigen. Durch Vergleich der Ergebnisse der Sensormessungen mit den Referenzwerten wurde die Richtigkeit der Messergebnisse des 3D-Sensors überprüft und bewertet. Hierzu wurden die mittleren relativen Abweichungen aus den drei durchgeführten Messkampagnen differenziert nach Material und Formklasse berechnet (vgl. Abb. 3). Es wird deutlich, dass das Volumen bei allen untersuchten Formklassen überbestimmt wird, wobei die Höhe der Abweichung je nach Formklasse zwischen 45 % („körperförmig – Eisen“) und 1.030 % („stark verformt – Edelstahl / VA“) liegt. Darüber hinaus sind die Abweichungen bei allen materialspezifischen Formklassen einseitig gerichtet - ein erster Indikator für systematische Abweichungen. Die bei den Formklassen „hohl“, „gefaltet / gebogen“ und stark verformt“ insgesamt hohen Abweichungen sind voraussichtlich auf ein vergleichsweise großes Hüllvolumen und die darin umschlossenen Hohlräume der Einzelpartikel zurückzuführen. Da diese Formklassen überwiegend stark deformierte und z.T. sehr dünnwandige Bleche umfassen (vgl. Abb. 1), ist das spezifische Referenzvolumen im Gegensatz zum Hüllvolumen, welches bei der mathematischen Ableitung von Vollkörpern ausgeht und somit das Volumen von Hohlräumen mit ein-

rechnet, i.d.R. deutlich kleiner. Die Materialgruppe „Edelstahl / VA“ zeigt bei der Formklasse „stark verformt“ die höchste mittlere relative Abweichung, die im Vergleich zu anderen Materialgruppen mehr als doppelt so hoch ist. Dies ist vermutlich auf die für Edelstahlbleche charakteristische glänzende Oberfläche zurückzuführen, die das Messergebnis aufgrund von Reflexionen maßgeblich beeinflussen.

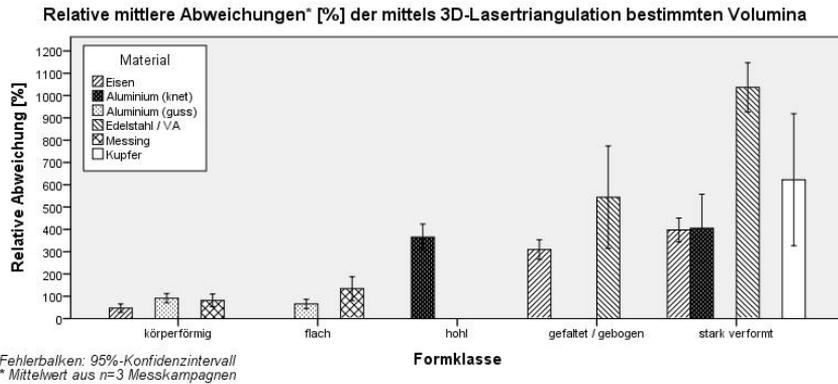


Abb. 4: Relative mittlere Abweichungen [%] zwischen den mittels 3D-Erkennung und Referenzanalytik bestimmten Volumina.

Die geringsten relativen Abweichungen sind bei den Formklassen „flach“ und „körperförmig“ zu verzeichnen. Diese liegen zwischen 45 % („körperförmig – Eisen“) und 130 % („flach – Messing“). Bei der Formklasse „flach“ sind die vergleichsweise geringen Abweichungen i.W. auf die annähernd zweidimensionale Form dieser Partikel zurückzuführen, so dass nicht-detektierbare Bereiche (Faltungen, Hohlräume) sehr gering sind. Darüber hinaus führt diese Form zu einer vergleichsweise optimalen Lage für die 3D-Messung (flach auf dem Vereinzelungsband). Ähnlich geringe Abweichungen zeigen sich bei der Formklasse „körperförmig“ (Abweichungen: Eisen: 45 %; Alu Guss: 89 %; Messing: 76 %). Die Geometrie dieser Partikel weicht im Vergleich zur Formklasse „flach“ in der dritten Dimension (Partikelhöhe) ab. Darüber hinaus liegen aufgrund der Massivität der Teilchen keine bzw. nur sehr kleine Hohlräume vor, so dass das Hüllvolumen nahezu dem jeweiligen Partikelvolumen entspricht.

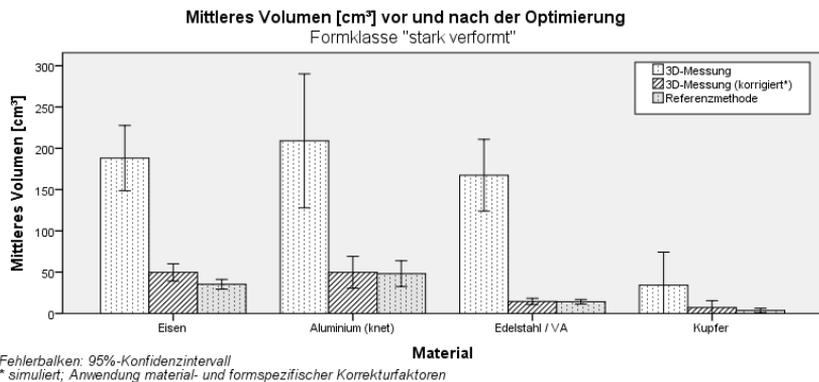


Abb. 5: Vergleich der mittleren mittels 3D-Erkennung bestimmten Volumina vor und nach der Optimierung durch Anwendung material- und formspezifischer Korrekturfaktoren.

Um die Richtigkeit der Messergebnisse zu verbessern wurden aus dem Verhältnis von Messwert zu Referenzwert material- und formspezifische Korrekturfaktoren ermittelt, die in der Auswertesoftware des Systems hinterlegt werden. Die detektierten Volumina der 3D-Lasertriangulationsmessungen wurden mit dem jeweiligen Korrekturfaktor multipliziert. Die Effekte der Anwendung sind in der Abbildung 5 am Beispiel der Formklasse „stark verformt“ deutlich erkennbar. So konnten die mittleren Volumina bei den vier Materialgruppen „Eisen“, „Aluminium (Knet)“, „Edelstahl / VA“ und „Kupfer“ weitestgehend dem Referenzwert angeglichen werden. Vergleichbare Optimierungseffekte konnten auch für die anderen Formklassen nachgewiesen werden.

4 ZUSAMMENFASSUNG UND AUSBLICK

Der im Multisensor-System ARGOS integrierte 3D-Lasertriangulationssensor ermöglicht die Volumenbestimmung von Einzelpartikeln verschiedener Metallfraktionen und kann diese über materialspezifische Masse-Volumen-Verhältnisse in Partikelmassen umrechnen. Am Institut für Infrastruktur, Wasser, Ressourcen, Umwelt (IWARU) wurde in Kooperation mit der Fa. Steinert GmbH untersucht, ob und wie sich ausgewählte materialspezifische Partikelformen auf die Messgenauigkeit des 3D-Sensors auswirken. Die hierfür verwendeten Einzelpartikel wurden charakterisiert, definierten Formklassen zugeordnet und anschließend mit dem 3D-Sensor optisch vermessen. Dabei wurden bei flachen und massiven bzw. körperförmigen Partikeln vergleichsweise geringe Abweichungen festgestellt. Bei stark verformten Partikeln traten dagegen Volumenüberbestimmungen bis hin zu einem Faktor vier auf. Da die Abweichungen eine Systematik aufweisen, können sie durch formspezifische Korrekturfaktoren minimiert werden. Wie Sortieranalysen aufzeigen, sind vorrangig mittel bis stark deformierte Teilchen (Formklassen: „stark verformt“, „gefaltet/ gebogen“) in geshreddertem Eisenschrott zu finden, so dass der Fokus der weiteren Optimierungen auf diesen Formklassen liegen sollte. Wie sich die gewonnenen Erkenntnisse auf andere Stoffströme, wie z.B. die Shredderschwerfraktion, übertragen lassen, wird im weiteren Projektverlauf untersucht.

Darüber hinaus werden Testmessungen an Referenzmaterialien durchgeführt, bei denen alle verfügbaren Aggregate des Multisensor-Systems Informationen dynamisch und in Echtzeit aufzeichnen. Hierauf aufbauend werden Auswerte-Algorithmen zur Unterscheidung legierungsspezifischer Merkmale entwickelt und an weiteren metallreichen Aufbereitungsprodukten getestet.

LITERATUR

- Beel, H. (2012): *3D and X-Ray Fluorescence Recognition in the Processing of Primary and Secondary raw materials*. Technische Hochschule Aachen; Conference Sensor Based Sorting, S. 67–68, GDMB-Informationsgesellschaft GmbH, Clausthal-Zellerfeld
- Graedel, T.; Allwood, J.; Birat, J.-P.; Buchert, M.; Hagelüken, C.; Reck, B.; Sibley, S.; Sonnemann, G. (2011): *What Do We Know About Metal Recycling Rates?*, Journal of Industrial Ecology, Heft-Nr. 3, Jahrgang 15, S. 355-366
- Hering, E.; Schönfelder, G. (2012): *Sensoren in Wissenschaft und Technik*. Funktionsweise und Einsatzgebiete, Praxis, 1. Aufl., Vieweg+Teubner Verlag, Wiesbaden
- Kirchner, J. (2000): *Mikroprozesse und Einflussgrößen bei der Zerkleinerung der Schrotte und Metalle in Shreddern mit horizontal angeordnetem Rotor*, Freiburger Forschungshefte A Maschinenbau, Automation, 1. Aufl., TU Bergakademie, Freiberg

Selektive Rückgewinnung von NE-Metallen aus Automobilshredder durch EMT- und LIP-Spektroskopie

G.J. Lichtenegger & S. Laske

Saubermacher Dienstleistungs AG, Forschung & Entwicklung, Feldkirchen bei Graz, Österreich

KURZFASSUNG: Im Rahmen des EU-geförderten FP7-Projektes SHREDDERSORT wurden zwei vollautomatische, funktionsfähige Prototypen zur selektiven Aussortierung von NE-Metallen aus Automobilshreddern entwickelt. Das Sensorenprinzip des ersten Prototypen beruht auf einer Kombination von optischer Formerkennung (VIA – Vision Image Analysis) und elektromagnetischer Tensorspektroskopie (EMTS). Der zweite Prototyp nutzt das Prinzip der laserinduzierten Plasmaspektroskopie (LIPS) zur Analyse der elementaren Zusammensetzung von Metallpartikeln. Beide Prototypen arbeiten mit einem Druckluftsystem zur Ausschleusung von sortenreinem Shreddermaterial in drei Fraktionen und wurden auf Standorten der Saubermacher Dienstleistungs AG getestet.

1 EINLEITUNG

Abfälle aus der Verwertung von Altfahrzeugen stellen eine potentielle Quelle für recycelbare, hochwertige Nichteisenmetalle und -legierungen dar. Der größte Teil dieser Nichteisenmetallfraktion (rund 75 %) wird dabei von verschiedenen Aluminiumlegierungen gebildet. Neben Aluminium werden auch andere, wertvolle und strategisch wichtige NE-Metalle und Legierungen – vor allem Magnesium – für den Fahrzeugbau verwendet.

Aufgrund der steigenden Nachfrage nach immer leichteren und somit umweltschonenderen Fahrzeugen wird davon ausgegangen, dass Magnesium in den nächsten Jahren verstärkt für den Fahrzeugbau zum Einsatz kommen wird. Neben Aluminium und Magnesium werden aber auch Zink, Kupfer und Messing in größeren Mengen im Fahrzeugbau eingesetzt (ISRI 1994, Margarido et al. 2014).

Aus ökologischer Sicht bietet die Rückgewinnung von sekundären Rohstoffen aus der NE-Metallfraktion von Altfahrzeugen eine Reihe von Vorteilen, z.B. die Verringerung des Abfallaufkommens oder den verringerten Energieaufwand für die Gewinnung von sekundären Rohstoffen und die damit verbundene Reduktion der Treibhausgasemissionen. Eine optimale Wiederverwertung der NE-Metallfraktion aus Altfahrzeugen ist allerdings auch von EU-weiter strategischer und politischer Bedeutung, da hochentwickelte Recyclingverfahren einen wesentlichen Beitrag zur nachhaltigen Wahrung der Versorgungssicherheit mit kritischen Rohstoffen leisten können.

2 PROJEKT SHREDDERSORT

Im Zuge des EU geförderten FP7-Projektes SHREDDERSORT setzte sich ein internationales Konsortium mit 11 Mitgliedern aus 5 europäischen Ländern das Ziel, Nichteisenmetalle aus Automobilshredder selektiv, sortenrein und vollautomatisch auszusortieren. Das Shreddersortkonzept beruht auf dem Einsatz zweier sequenziell angewandter Sensorprinzipien (Siehe Abb. 1):

- Aus einem durch Wirbelstromabscheidung gewonnenen NE-Metallstrom werden mithilfe optischer Formenerkennung (Video-Image-Analysis, VIA), gekoppelt mit elektromagnetischer Sensorspektroskopie (EMTS) Kupfer sowie Bronze und Messing aussortiert.
- Aus dem verbleibenden Material werden über eine high-throughput LIBS-Anlage (Laser-Induced Breakdown Spectroscopy) zwei Aluminiumfraktionen mit unterschiedlichem Siliziumgehalt gewonnen.
- Mithilfe einer weiteren Sortieranlage, die ebenfalls auf der LIBS-Technologie beruht (high performance LIBS) werden aus dem Reststrom magnesiumhaltige Partikel abgetrennt.

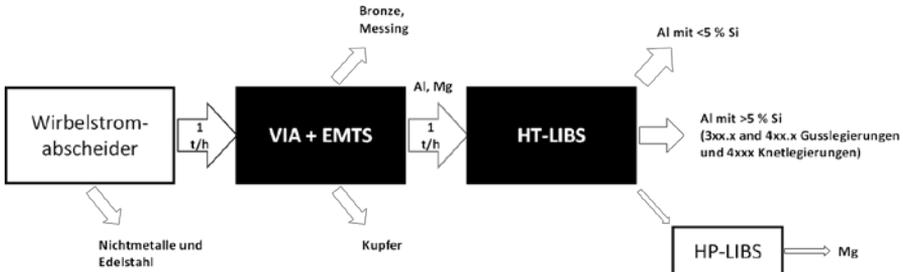


Abb. 1: Shreddersort-Konzept zur Automobilshreddersortierung.

Zwei voll funktionsfähige Prototypen, basierend auf der VIA+EMTS-Technologie bzw. auf der LIB-Spektroskopie, wurden im Zuge des Projektes auf Standorten der Saubermacher Dienstleistungs AG getestet.

2.1 PROTOTYPEN



Abb. 2: Prototyp der SHREDDERSORT LIBS-Sortieranlage.

Bei beiden Prototypen des SHREDDERSORT-Projektes (vergleiche Abb. 2) werden Shredderpartikel auf einem Förderband an der jeweiligen Sensoreinheit vorbeigeführt. Zur Aufgabe und gleichmäßigen Verteilung des Materials werden Vibrationsrinnen eingesetzt, die außerdem mit einem 15 mm Lochsieb ausgestattet sind, um kleinere Partikeln, Staub und Schmutz abzutrennen.

Die Geschwindigkeit des Förderbandes kann bei beiden Prototypen zwischen 0 und 2 m/s variiert werden. Die Sortierung der analysierten Partikeln in bis zu drei Fraktionen erfolgt mittels Druckluftausschleusung.

2.2 VIA + EMTS (*Vision Image Analysis + Electromagnetic Tensor Spectroscopy*)

Die elektromagnetische Tensorspektroskopie basiert auf dem Konzept des spektralen Tensors, einer spezifischen Eigenschaft von Objekten innerhalb eines Magnetfeldes. Dieser Tensor wird sowohl von den Materialeigenschaften als auch von der Form und Ausrichtung eines Objektes beeinflusst.

Durch Kenntnis der Form, Lage und Ausrichtung von Objekten in einem Magnetfeld sowie durch die Messung des spektralen Tensors derselben kann mithilfe von Computermodellen auf materialspezifische Eigenschaften (z.B. die elektrische Leitfähigkeit) rückgeschlossen werden. Aufgrund der ermittelten Leitfähigkeit werden anschließend die einzelnen Partikel entsprechenden Metallen bzw. Legierungen (z.B. Cu, Bronze, Messing, Aluminium) zugeordnet (O'Toole et al. 2018).

Im VIA + EMTS Prototypen des SHREDDERSORT-Projektes wurde die Form und Lage der Partikel durch eine Vision Image Analysis (entwickelt von der Joanneum Research in Graz) ermittelt. Die Messung des elektromagnetischen Tensors erfolgte durch eine Anordnung von zwölf Induktionsspulen unter dem Prototypenförderband (Entwicklung durch die University of Manchester).

Die entwickelte VIA + EMTS Technologie ermöglicht eine vollkommen zerstörungsfreie Charakterisierung von Shredderpartikeln. Die Elektromagnetische Tensorspektroskopie ermittelt – im Gegensatz zu den meisten anderen Analyseprinzipien – Materialeigenschaften eines Gesamtobjektes und ist daher unempfindlich gegenüber Oberflächenkontaminationen. Die während des Projektes entwickelten computergestützten Modell Algorithmen zur Abschätzung der Materialeigenschaften werden von der University of Manchester stetig weiterentwickelt, um die Verlässlichkeit und das Anwendungsspektrum dieser Technologie weiter zu erhöhen.

2.3 LIBS (*Laser Induced Breakdown Spectroscopy*)

Die Laserinduzierte Plasmaspektroskopie stellt eine weit entwickelte Technologie dar, die für Laboranalysen und in einigen industriellen Anwendungen bereits breite Anwendungsfelder gefunden hat (Gaft et al. 2014. Noll et al. 2014).

Bei der Laserinduzierten Plasmaspektroskopie wird durch Laserablation (Bestrahlung mit hochenergetischen Laserstrahlen) ein kleines Volumen des zu analysierenden Materials an der Oberfläche des untersuchten Objektes verdampft und zu Plasma ionisiert. Beim Abkühlen des Plasmas wird Licht bei elementspezifischen Wellenlängen emittiert, das mithilfe von Spektrometern aufgenommen werden kann. Aufgrund der ermittelten Emissionslinien kann die atomare Zusammensetzung der Probenoberfläche bestimmt werden (Solo-Gabriele et al. 2004).

Der LIBS-Prototyp nutzt Induktionssensoren unter dem Förderband zur Ermittlung der Position der Shredderpartikel auf dem Förderband. In der Sensoreinheit des SHREDDERSORT-Prototyps werden Doppelpuls-Laser zur Laserablation eingesetzt. Durch den Einsatz eines zweiten Laserpulses (an derselben Stelle der Objekt Oberfläche) wird die Ablationsrate erhöht und das Plasma aus dem ersten Laserpuls zusätzlich erhitzt. Dadurch kommt es zu einer Erhöhung der Emissionsintensität und zu einer Verringerung der Empfindlichkeit gegenüber Oberflächenkontaminationen.

Im SHREDDERSORT-Projekt wurde mithilfe der LIBS-Sensoren der Anteil von Silicium in gemischten Aluminiumpartikeln gemessen, und dadurch zwischen Knet- und Gussaluminium unterschieden. Die LIBS-Technologie ist prinzipiell allerdings auf eine Vielzahl von Elementen einsetzbar.

3 ZUSAMMENFASSUNG

Ein internationales Konsortium aus 5 europäischen Ländern setzten sich im Projekt SHREDDERSORT das Ziel, Nichteisenmetalle selektiv und vollautomatisiert aus Automobilshredder auszusortieren. Im Zuge des Projektes wurden zwei Sortierprototypen gebaut, die auf Standorten der Saubermacher Dienstleistungs AG getestet wurden.

Die gebauten Prototypen basieren auf den Prinzipien der

- Elektromagnetischen Tensorspektroskopie (EMTS) in Kombination mit optischer Formenerkennung (Vision IMAGE Analysis) sowie auf der
- Laserinduzierten Plasma (Breakdown) Spektroskopie (LIBS)

Die VIA+EMTS-Analyse nutzt dabei die Ermittlung der Leitfähigkeit einzelner Metallobjekte, um diese einer sortenreinen Metall- oder Legierungsfraktion zuzuordnen (z.B. Kupfer, Messing, Bronze). Die LIBS-Technologie verwendet die Messung der bei Laserablation freigesetzten Strahlung zur Ermittlung der elementaren Zusammensetzung der Oberfläche eines Objektes (z.B. den Anteil von Silicium in Aluminiumlegierungen, um zwischen Knet- und Gusslegierungen unterscheiden zu können).

Im Zuge des Praxistests der gebauten Prototypen konnte gezeigt werden, dass beide Sensorprinzipien zur weitestgehend zerstörungsfreien Charakterisierung von NE-Metallpartikeln zukunftsweisende Methoden darstellen.

LITERATUR

- Gaft M., Nagli L, Groisman Y., Barishnikov, A. (2014) *Industrial Online Raw Materials Analyzer Based on Laser-Induced Breakdown Spectroscopy*. Applied Spectroscopy, 68 (9), 1004–1015.
- Institute of Scrap Recycling Industries (ISRI) (1994) *ISRI Scrap Specifications, Circular 1994: Guidelines for Nonferrous Scrap, Ferrous Scrap, Glass Cullet, Paper Stock, Plastic Scrap*.
- Margarido F., Santos R. N., Durão F., Guimarães C., Nogueira C., Oliveira P. C., Pedrosa F., and Gonçalves A. M. (2014) *Separation of nonferrous fractions of shredded end-of-life vehicles for valorising its alloys*. In: MMME'14-International Conference on Mining, Material and Metallurgical Engineering, 2014.
- Noll R., Fricke-Begemann C., Brunk M, Connemann S., Meinhardt C., Scharun M., Sturm V., Makowe J., Gehlen C. (2014) *Laser-induced breakdown spectroscopy expands into industrial applications*. Spectrochimica Acta Part B, 93, 41-51.
- O'Toole M. D., Karimian N., Peyton A. (2017) *Classification of Non-ferrous Metals Using Magnetic Induction Spectroscopy*. In: IEEE Transactions on Industrial Informatics
- Solo-Gabriele H. M, Townsend T. G., Hahn D. W., Moskal T. M., Hosein N., Jambeck J., Jacobi G. (2004) *Evaluation of XRF and LIBS technologies for on-line sorting of CCA-treated wood waste*. Waste Management 24, 413–424.

Recycling von Schleifkörnern aus Produktionsrückständen flexibler Schleifmittel

M. Schnell, L. Schenke, T. Horst & P. Quicker

RWTH Aachen, Lehr- und Forschungsgebiet Technologie der Energierohstoffe, Aachen, Deutschland

H. Giani & A. Feil

RWTH Aachen, Institut für Aufbereitung und Recycling, Aachen, Deutschland

KURZFASSUNG: In dem von der Deutschen Bundesstiftung Umwelt (DBU) geförderten Projekt „**Recycling of Coated Abrasives**“ (ReCAb) wurde ein Recyclingprozess für Schleifkörnern aus Produktionsabfällen flexibler Schleifmittel auf Unterlage (Schleifpapier) entwickelt. Das Verfahren setzt sich im Wesentlichen aus den Prozessschritten Konditionierung, thermischer Materialaufschluss und mechanische Nachbehandlung zusammen. Zunächst werden die Schleifmittelabfälle durch Zerkleinerung so konditioniert, dass eine kontinuierliche Bereitstellung in einheitlichen Partikelgrößen für den anschließenden thermischen Prozessschritt möglich ist. In diesem wird bei circa 500 °C und unter sauerstoffhaltiger Atmosphäre die Kohlenwasserstoffmatrix aufgelöst und die Schleifkörnern freigelegt. Durch die anschließende mechanische Nachbehandlung werden Korn-Asche-Agglomerate gelöst, die Körner von der Asche getrennt und entsprechend der FEPA-P-Norm (Federation of European Producers of Abrasives) in verschiedene Körnungen für Schleifpapiere klassiert. Das so erhaltene Kornzyklus weist vergleichbare Eigenschaften wie Primärkorn auf und kann somit dem Herstellungsprozess von Schleifmitteln erneut zugeführt werden.

1 EINLEITUNG

Bei der Herstellung von Schleifpapier werden hochwertige Schleifkörnern aus Schmelzkorund, Siliziumcarbid und Diamant verarbeitet. Die bislang ausschließlich verwendeten Primärkörnern durchlaufen bei ihrer Produktion einen energieintensiven und aufwändigen Prozess, verbleiben bei der Schleifpapierherstellung jedoch zum Teil in Produktionsabfällen. Je nach Hersteller können Fehlchargen, Stanzreste und Verschnittmasse einen Anteil von bis zu 10 % der Produktionsmenge ausmachen. Diese Abfälle werden bislang thermisch verwertet und die Rückstände anschließend deponiert. Eine Rückgewinnung und stoffliche Verwertung der enthaltenen potentiell vollwertigen Schleifkörnern ist somit nicht mehr möglich.

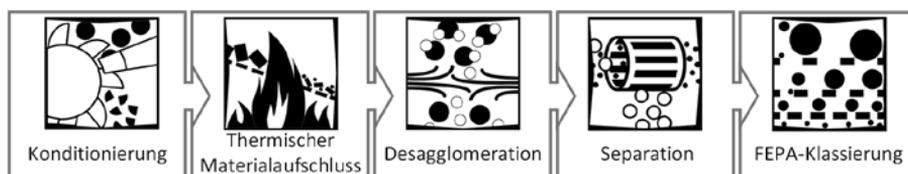


Abb. 1: Prozessschritte des entwickelten Recyclingprozesses zur Rückgewinnung von Schleifkörnern.

Im Projekt „**Recycling of Coated Abrasives**“ (ReCAb) wurde durch das Institut für Aufbereitung (IAR) und das Lehr- und Forschungsgebiet Technologie der

Energierohstoffe (TEER) der RWTH Aachen Universität der in Abb. 1 schematisch dargestellte Recyclingprozess entwickelt und erprobt. Ziel war es, das hohe Potenzial der bisher entsorgten Schleifkörner zur Schonung von Energie und Ressourcen nutzbar zu machen und in die Primärproduktion zurückzuführen.

2 KONDITIONIERUNG DER SCHLEIFMIELABFÄLLE

Die Produktionsabfälle, die bei der Herstellung von Schleifpapier anfallen, unterscheiden sich zum Teil deutlich in Form und Gewicht. Stanzreste entstehen bei der Produktion von runden und dreieckigen Schleifmitteln, die als Aufsatz für Handschleifmaschinen genutzt werden. Zudem fallen Verschnittmassen, z.B. als Randabschnitte in Form von schmalen Bändern, sowie Fehlchargen, die auf circa zwei Meter breiten sogenannten Jumborollen mit bis zu 3.000 Laufmetern aufgerollt werden, an. Die Schüttdichte der Materialien variiert von circa 35 kg/m³ bis zu 500 kg/m³.

Das Ziel der Konditionierung war es, die Produktionsabfälle für die anschließende thermische Behandlung durch Zerkleinerung in möglichst einheitlichen Partikelgrößen bereitzustellen. Die Anforderungen an die Konditionierung bestanden dabei insbesondere in der material- und aggregatschonenden Zerkleinerung bei gleichzeitiger Einhaltung der im ReCAB-Projekt festgelegten Zielkorngröße von maximal 300 mm.

Konditionierungsversuche mittels schneidenden und schlagenden Zerkleinerungsverfahren zeigten, dass aufgrund der hohen Beanspruchung der Schneidwerkzeuge bzw. der Schleifkörner diese Anforderungen nicht eingehalten werden konnten. Als geeignetes Verfahren wurde die reiße Zerkleinerung in einem Kammwalzenzerkleinerer identifiziert. Insgesamt wurden in Versuchen 1,5 t unterschiedliche Schleifpapierabfälle zerkleinert. Die anschließenden Trennanalysen zeigten, dass sämtliches Material bei einer Sieböffnung von 300 mm in den Siebunterlauf gelangte und der d₅₀-Zerkleinerungswert zwischen circa 30 mm und 110 mm lag. Die vorgegebene Zielkorngröße wurde somit erreicht.

Eine abschließende Bewertung des Verschleißes war aufgrund der zu geringen Gesamtversuchsmasse im Projekt nicht möglich.

3 THERMISCHER MATERIALAUFSCHLUSS

In Abhängigkeit von den anwendungsspezifischen Anforderungen werden bei der Herstellung von Schleifpapieren sowohl unterschiedliche Schleifkörner als auch Unterlagen, Grund- und Deckbinder sowie Zuschlagstoffe verwendet. In Abb. 2 ist der grundsätzliche Aufbau dargestellt. Die Schleifkörner werden durch den Grundbinder, meist aus Kunstharzen bestehend, auf der Unterlage fixiert. Der Deckbinder stabilisiert die Haftung und Position der Schleifkörner zusätzlich, was zum Teil durch einen Überzug noch verstärkt wird. (Umweltbundesamt 2002).

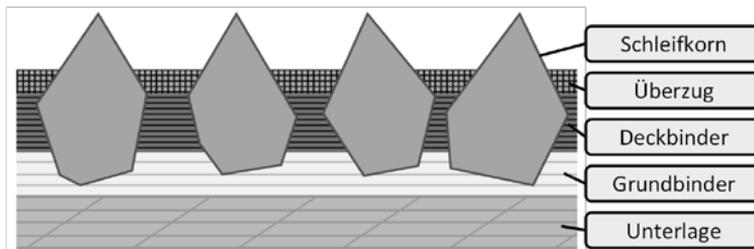


Abb. 2: Aufbau von flexiblen Schleifmitteln auf Unterlage. (Wittchen et al. 2006)

Ziel des thermischen Materialaufschlusses ist der Aufschluss der Matrix zur Trennung der Schleifkörner aus den Träger- und Bindermaterialien. Zu diesem Zweck wurde zunächst in Vor- (Labormaßstab) und Batchversuchen (Technikumsmaßstab) für unterschiedliche Schleifmittelzusammensetzungen das grundlegende thermische Zersetzungsverhalten in Abhängigkeit von Temperatur, Verweilzeit und Atmosphäre untersucht. Anschließend wurde die Eignung verschiedener Anlagentypen (Drehrohrofen, Schneckenreaktor, Rostfeuerung, Wirbelfeuerung) für die kontinuierliche thermische Behandlung von Schleifpapier im Technikumsmaßstab erprobt.

3.1 Vor- und Batchversuche

In Voruntersuchungen wurde die thermische Stabilität des Schleifkorns untersucht. Dazu wurden verschiedene reine Primärkornsorten Temperaturen zwischen 500 °C und 1000 °C, im Muffelofen ausgesetzt. Bei Temperaturen > 650 °C wurden je nach Kornsorte zwar Verfärbungen der Körner sowie die Bildung von Agglomeraten beobachtet, ergänzende Qualitätsuntersuchungen bei einem kooperierenden Schleifmittelhersteller zeigten allerdings nur geringfügige Einflüsse auf die Kornhärte und die Schleifleistung. Um Qualitätsnachteile von Kornzyklat gegenüber von Primärkorn dennoch möglichst vollständig ausschließen zu können, wurden für den thermischen Prozess Temperaturen < 600 °C angestrebt.

Zur Identifizierung der notwendigen Temperaturen und atmosphärischen Bedingungen für einen erfolgreichen Materialaufschluss, erfolgten Batchversuche in einem modifizierten elektrisch beheizten Muffelofen. Zunächst wurden unterschiedliche Schleifpapiere bei Temperaturen zwischen 450 °C und 600 °C unter Sauerstoffabwesenheit (Pyrolyse) behandelt. Diese Versuche lieferten allerdings kein zufriedenstellendes Ergebnis bezüglich des Materialaufschlusses. Das Schleifkorn blieb weiterhin in einer kohlenstoffhaltigen Matrix eingebunden und konnte nicht freigelegt werden. Versuche unter oxidativer Atmosphäre, ebenfalls bei Temperaturen zwischen 450 °C und 600 °C, führten hingegen bei allen untersuchten Schleifmittelarten, unabhängig von der Kornsorte (Halbedelkorund, Zirkonkorund, Siliziumcarbid, Keramik, Diamant, Mischkorn) und Unterlage (Papier, Gewebe, Vulkanfaser, Folien), zu einem erfolgreichen Materialaufschluss. Dieser ließ sich durch die optische Betrachtung mittels Mikroskopaufnahmen bestätigen. Als geeignetes Bewertungskriterium stellte sich zudem der Glühverlust des festen Rückstandes heraus. Dieser lag bei erfolgreichem Materialaufschluss und ausreichender Freilegung der Schleifkörner für den nachfolgenden mechanischen Trennprozess bei Werten < 1 %. In Abb. 3 sind exemplarisch die Mikroskopaufnahmen von Schleifmitteln mit Korund- und Siliziumcarbidkörnern sowie die festen Rückstände nach der thermischen Behandlung gegenübergestellt. Darin ist zwar bereits ein guter Materialaufschluss zu erkennen, allerdings sind die Schleifkörner noch mit Aschepartikeln benetzt, welche durch eine nachfolgende mechanische Behandlung abgetrennt werden müssen.

3.2 Kontinuierliche Versuche im Technikumsmaßstab

Drehrohrofen bieten bei der Behandlung von Schleifmitteln potentielle Vorteile hinsichtlich der geringen mechanischen Beanspruchung von Korn und Anlage durch Reibung sowie einer grundsätzlich guten Regelbarkeit der Behandlungstemperaturen. Zur Prüfung der Eignung dieser Anlagentechnik für die thermische Behandlung von Schleifpapier wurden Versuche in einem indirekt beheizten Drehrohrofen durchgeführt, der auf einen Materialdurchsatz von 1 kg/h ausgelegt ist.

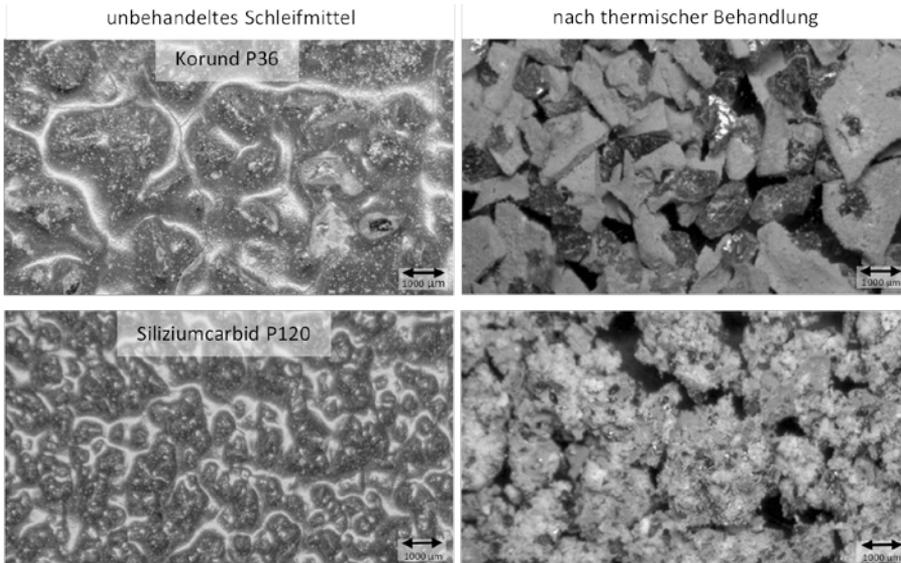


Abb. 3: Mikroskopaufnahmen der unbehandelten und thermisch behandelten Schleifmittel.

Zunächst wurde ein einstufiger Prozess getestet, bei dem das Schleifmittel im Gleichstrom in Luftatmosphäre und bei Temperaturen zwischen 450 °C und 600 °C behandelt wurde. Durch diese Betriebsweise konnte allerdings kein erfolgreicher Materialaufschluss erzielt werden. Die Glühverluste der festen Rückstände lagen bei > 30 %. Anschließend wurde ein zweistufiger Prozess erprobt, in welchem das Material zunächst eine reduzierende, sauerstofffreie und daraufhin eine oxidierende Atmosphäre durchlief. Beide Prozessschritte erfolgten wiederum bei Temperaturen zwischen 450 °C und 600 °C. Im Vergleich zum einstufigen Prozess konnte der Materialaufschluss zwar verbessert werden, jedoch entsprachen die erreichten Glühverluste des Produkts zwischen 5 % und 23 % nicht den Anforderungen der nachfolgenden Prozesskette. Der unzureichende Materialaufschluss wurde auf eine zu geringe Durchmischung von Luft und Schleifpapier im Drehrohr zurückgeführt.

In einem **Schneckenreaktor** erfolgt der Materialtransport anders als im Drehrohr nicht durch Neigung und Rotation, sondern durch eine im Inneren des Reaktors befindliche Schnecke bzw. Paddelwelle. Dadurch ist neben einer genaueren Einstellung der Materialverweilzeit auch eine bessere Durchmischung von Luft und Feststoff möglich. Die Eignung dieser Anlagentechnik wurde in einem Technikumreaktor mit einem Durchsatz von circa 10 kg/h erprobt.

Analog zu den Versuchen im Drehrohrfen wurde auch im Schneckenreaktor ein zweistufiger Prozess, bestehend aus Pyrolyse- und Oxidationsphase, eingestellt. Allerdings wurde auch hier kein ausreichender Materialaufschluss der Schleifmittel erzielt. Die Glühverluste lagen bei durchschnittlich circa 16 %. Der gemessene Sauerstoffgehalt am Reaktorausgang von bis zu 19,7 % zeigte, dass keine ausreichende Reaktion zwischen zugeführter Luft und zu oxidierenden Bestandteilen stattfand.

Die potentiellen Vorteile einer **Rostfeuerung** bestehen in der einfachen, robusten und etablierten Technik, den geringen Anforderungen an die Inputmaterialien, einem geringeren Platzbedarf sowie niedrigeren Investitions- und Betriebskosten im Vergleich zu Drehrohröfen. Einen entscheidenden Nachteil zur Behandlung von Schleifpapier stellt allerdings die schlechtere Einstellbarkeit der Behandlungstemperaturen dar. Zudem bedingen Rostbewegungen eine grundsätzlich höhere mechanische Beanspruchung des Feststoffs. Die Eignung der Anlagentechnik

wurde im Projekt in einer Vorschubrostfeuerung mit einer Nennwärmeleistung von 150 kW getestet.

Bei einem Schleifmitteldurchsatz von circa 20 kg/h wurden für Korund- und Siliziumcarbidmischfraktionen jeweils gute Materialaufschlüsse erzielt, welche sowohl durch Mikroskopaufnahmen als auch durch Glühverluste von < 1 % bestätigt wurden. Allerdings wurden durch die Mikroskopaufnahmen auch Agglomerate in den festen Rückständen beider Mischfraktionen detektiert, die einen erneuten Korneinschluss zur Folge hatten und auf gemessene Temperaturspitzen während der Versuchsdurchführung von bis zu 1.060 °C zurückgeführt werden konnten.

Weiterhin wurde im ReCAB-Projekt die Eignung einer **Wirbelfeuerung** geprüft. Diese Anlagentechnik ist als Prototyp noch in der Entwicklungsphase. Vom Funktionsprinzip ähnelt sie einer Wirbelschicht. Ein potentieller Vorteil ist die hohe Turbulenz in der Brennkammer sowie die Möglichkeit niedrigere homogene Verbrennungstemperaturen einzustellen. Einen möglichen Nachteil stellt die mechanische Belastung des Feststoffs und der Brennkammer infolge hoher Strömungsgeschwindigkeiten dar. Zudem ist eine stabile Prozessführung für Zieltemperaturen < 600 °C anspruchsvoll.

Wie in der Rostfeuerung konnten für Korund- und Siliziumcarbidmischfraktionen ein guter Materialaufschluss sowie Glühverluste < 1 % für den festen Rückstand erzielt werden. Trotz Temperaturspitzen während der Versuche von bis zu 700 °C waren keine Agglomerate in den Mikroskopaufnahmen erkennbar. Allerdings wurden in begleitenden Abgasmessungen deutlich höhere CO-Werte am Kesselausgang als bei den anderen untersuchten Aggregaten gemessen. Bei weiterer Optimierung der Prozessführung ist allerdings eine Minderung der Emissionen wahrscheinlich.

4 MECHANISCHE NACHBEHANDLUNG

Ziel der mechanischen Nachbehandlung der festen Rückstände aus dem thermischen Materialaufschluss war das Abtrennen der Schleifkörner von der Asche (vgl. Abb. 3) mit einer definierten Reinheit von > 90 %. Dazu wurden im Vorhaben zwei notwendige Prozessschritte ermittelt. Zunächst erfolgte die Desagglomeration der Schleifkorn-Asche-Agglomerate und anschließend die Separation dieser Komponenten. Für die Separation wurde als geeignetes Aggregat ein Abweiseradsichter ausgewählt. Mit diesem wurden aus den festen Rückständen aller thermisch behandelten Schleifmittel mit einem Glühverlust < 1 % die Schleifkörner mit der angestrebten Reinheit von > 90 % separiert.

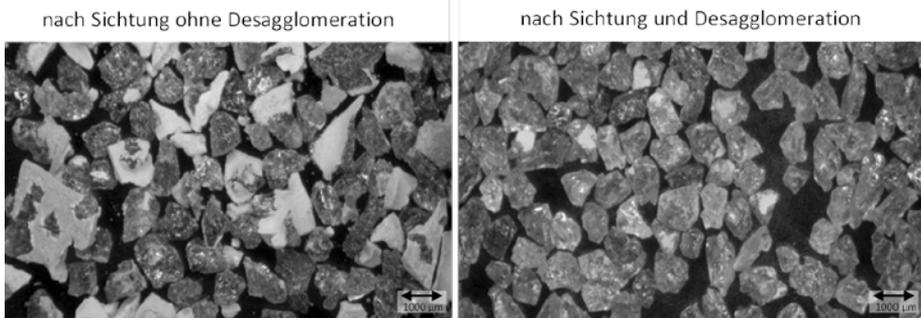


Abb. 4: Mikroskopaufnahmen von recycelten Korundschleifkörnern mit und ohne Desagglomeration.

In Abb. 5 sind Mikroskopaufnahmen eines exemplarisch im Projekt gewonnenen Korund-Kornrezyklats mit einer Reinheit von 99 % sowie die abgetrennte

Aschefraktion mit einem Restkornanteil von $< 5\%$ dargestellt. Auch bei anderen Kornsorten (z. B. Siliziumcarbid, Diamant und Zirkonkorund) wurden ähnlich hohe Reinheiten von $> 97\%$ erreicht. Zur Beurteilung des Separationsprozessschrittes ist neben der Reinheit des Rezyklats auch das Wertstoffausbringen eine wichtige Bewertungsgröße. Dieses gibt prozentual an, wieviel Schleifkorn aus dem Rückstand des thermischen Materialaufschlusses bezogen auf die Gesamtmasse der enthaltenen Schleifkörner von der Asche separiert werden konnte. Für grobe Körner ($> 100\ \mu\text{m}$) wurden Werte für das Wertstoffausbringen zwischen 92% und 99% erreicht, für sehr feine Körner ($< 25\ \mu\text{m}$) hingegen nur von circa 54% . Mit abnehmender Korngröße nahm demnach auch das Wertstoffabbringen ab. Für das in Abb. 5 gezeigte Kornrezyklat lag das Wertstoffausbringen bei 97% .

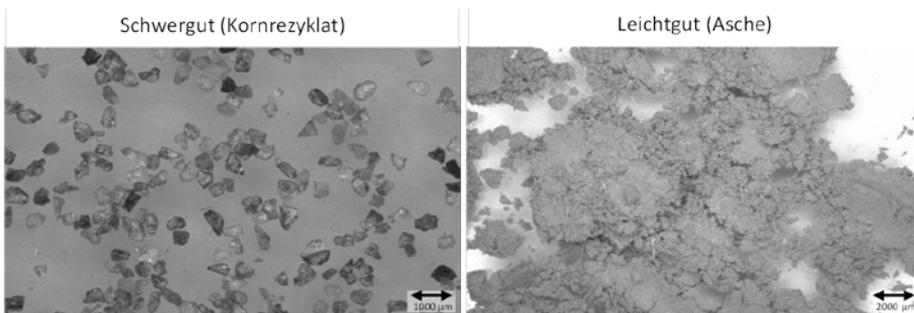


Abb. 5: Mikroskopaufnahmen eines Korundrezyklats (links) und der abgetrennten Asche (rechts).

5 SCHLUSSFOLGERUNG

Im Projekt ReCAb wurde gezeigt, dass die Rückgewinnung von Schleifkörnern aus Produktionsabfällen flexibler Schleifmittel auf Unterlage durch einen thermomechanischen Recyclingprozess grundsätzlich möglich ist. Exemplarisch hergestellte Schleifmittel mit im Projekt gewonnenem Recyclingkorn konnten in Schleiftests bei einem Schleifmittelhersteller sämtliche Qualitätsanforderungen einhalten.

Insbesondere beim thermischen Prozessschritt müssen jedoch je nach Anlagentechnik noch einige verfahrenstechnische Herausforderungen (z.B. die Vermeidung von Temperaturspitzen sowie die Verbesserung der Durchmischung von Luft und Schleifmittel) überwunden werden. Zur Prüfung der technisch-wirtschaftlichen Machbarkeit des Verfahrens ist zudem die Erprobung der bisher erworbenen Erkenntnisse im Pilotmaßstab erforderlich.

LITERATUR

- Wittchen, B., Josten, E. & Reiche, T. (2006) Holzfachkunde, 4. Auflage, Teubner Verlag.
 Umweltbundesamt Berlin (2002) Integrierter Umweltschutz bei bestimmten industriellen Tätigkeiten, Anlagen zur Oberflächenbehandlung durch Appretieren, Imprägnieren, Bedrucken, Tränken, Beschichten, Teilband 1.

Freisetzungsbestimmende Mechanismen von Schwermetallen in Stahlwerksschlacken – Analysen, Modellierung, Synthesen

S. Neuhold & D. Vollprecht

Montanuniversität Leoben, Lehrstuhl für Abfallverwertungstechnik und Abfallwirtschaft, Leoben, Österreich

P. Presoly & J. Schenk

Montanuniversität Leoben, Lehrstuhl für Eisen- und Stahlmetallurgie, Leoben, Österreich

B. Adamczyk

Bundesanstalt für Materialforschung und –prüfung, Fachbereich Thermochemische Reststoffbehandlung und Wertstoffrückgewinnung, Berlin, Deutschland

KURZFASSUNG: Um einen umweltunbedenklichen Einsatz von Stahlwerksschlacken (SWS) zu garantieren, werden unterschiedliche Konditionierungsmaßnahmen im Stahlwerksprozess eingesetzt. Welche Mechanismen die Freisetzung von umweltrelevanten Elementen wie z.B. Vanadium bestimmen ist jedoch noch nicht vollständig erforscht. Im Zuge des von der FFG geförderten Projekts MiLeSlag (Mineralogy and Leachability of Steel Slags) wird durch die Verknüpfung von unterschiedlichen Charakterisierungsmethoden sowie hydrogeochemischen und metallurgischen Modellen versucht, den komplexen Zusammenhang zwischen Mineralogie und Auslaugbarkeit zu erklären. In weiterer Folge werden daraus abgeleitete Konditionierungsmaßnahmen in Schmelzversuchen angewendet, um somit freisetzungsbestimmende Mechanismen zu verifizieren. Dabei werden sowohl Versuche im Labormaßstab (Tiegel) als auch im Technikumsmaßstab (Elektrolichtbogenofen) durchgeführt. In diesem Artikel werden die ersten Versuche zur Reduzierung der Auslaugung von Vanadium anhand einer konditionierten Elektroofenschlacke (EOS) beschrieben.

1 EINLEITUNG

Je nach Herstellungsverfahren werden pro Tonne Stahl bis zu 450 kg Schlacke (inkl. Roheisenproduktion) erzeugt. Diese wird dabei gezielt durch Zuschläge wie Kalk oder Dolomit gebildet, um im flüssigen Zustand für die Stahlqualität unerwünschte Begleitelemente wie z.B. Silizium aufzunehmen. Da flüssige Schlacke spezifisch leichter ist als flüssiger Stahl, kann diese separat abgestochen werden. Neben Elementen wie z.B. Ca, Si, Mg, Fe und Al werden auch Legierungselemente wie V, Cr und Mo in der Schlacke aufgenommen. Dabei sind vor allem Cr, wenn es statt als Cr(III) als Cr(VI) vorliegt, und V in höheren Oxidationsstufen umweltrelevant, falls Schlacke u.a. als Baustoff oder in der Zementindustrie eingesetzt werden soll (Degner et al. 2012).

Aufgrund der vergleichbaren oder teilweise besseren mechanischen Eigenschaften als natürliche Gesteinskörnungen ist ein Einsatz von SWS anstelle von primären Rohstoffen wünschenswert. Bei der Stahlerzeugung im Elektrolichtbogenofen (ELO), in dem Schrott als Inputmaterial verwendet wird, führt der spätere Einsatz von EOS im z.B. Straßenbau weiter hin zur Kreislaufwirtschaft. Um die dafür notwendige Umweltunbedenklichkeit zu gewährleisten wird bereits im Stahlwerksprozess auf die Qualität der SWS geachtet und diese teilweise auch durch gezielte Konditionierungsmaßnahmen beeinflusst. Da die Auslaugbarkeit aus SWS von der mineralogischen Bindungsform abhängt (Höllen et al. 2014), kann diese z.B. über folgende Einflussfaktoren im Stahlwerksprozess gesteuert werden: die Abkühlrate (Loncnar et al. 2009), die Sau-

erstoffugazität (Lee et al. 2010), das CaO/SiO₂-Verhältnis und den MgO-Gehalt (Cabrera-Real et al. 2012). Ein vollständiges Verständnis des Zusammenhangs zwischen Mineralogie und Auslaugbarkeit ist jedoch noch nicht gegeben. Deshalb wurden im Zuge des MiLeSlag-Projekts nicht konditionierte und bereits konditionierte EOS mineralogisch und chemisch charakterisiert sowie pH-abhängige Eluatversuche durchgeführt. Unterstützend wurde mittels LeachXS™ ein hydrogeochemisches Modell entwickelt, um freisetzungsbestimmende Mechanismen zu berechnen. Durch den Abgleich der mineralogischen und chemischen Untersuchungen mit den gemessenen und modellierten Eluatkonzentrationen sowie den im Modell vorhergesagten Hypothesen über den freisetzungsbestimmenden Mechanismus wurde eine Konditionierungsmaßnahme für eine EOS-Charge entwickelt. Durch metallurgische Modellierungen mittels FactSage™ wurden die optimalen Bedingungen für die Konditionierung berechnet und im Labormaßstab umgesetzt. Anschließend wurden die konditionierten Schlacken chemisch und mineralogisch charakterisiert und das Auslaugverhalten analysiert. Die Laborversuche werden in einem weiteren Schritt im Technikumsmaßstab wiederholt.

2 MATERIAL UND METHODEN

Insgesamt wurden 48 EOS-Proben von zwei unterschiedlichen Stahlwerken untersucht. Die chemische Zusammensetzung aller EOS-Proben wurde nach Totalaufschluss nach ÖNORM EN 13656 mittels ICP-MS Screening (engl. Inductively Coupled Plasma Mass Spectrometry) in Anlehnung an ÖNORM EN ISO 17294-2 untersucht. Zusätzlich wurden die Anionenkonzentrationen für Fluorid und Sulfat nach DIN EN ISO 10304-1 und in Anlehnung an ÖNORM EN ISO 11885 und Cr(VI) photometrisch nach DIN 38405-24 ermittelt. Die pH-abhängigen Eluate wurden an insgesamt 14 EOS-Proben nach EN 14429 hergestellt und ebenfalls mittels ICP-MS, IC (Ionenchromatographie) und photometrisch untersucht.

Die mineralogische Charakterisierung erfolgte mittels XRD (engl. X-ray diffraction) und ESM (Elektronenstrahl-Mikrosonde). Dabei wurden einerseits die Hauptmineralphasen aller EOS-Proben bestimmt und andererseits quantitative chemische Analysen einzelner Körner an sechs EOS-Proben durchgeführt, sowie Elementverteilungsbilder angefertigt. Die Untersuchungen mittels ESM erfolgten an frischen und gelaugten Anschliffen um den Einfluss der Laugung auf die Oberfläche der EOS zu untersuchen (Neuhold et al. 2018).

Die freisetzungsbestimmenden Mechanismen wurden anhand eines hydrogeochemischen Modells mittels LeachXS™ berechnet. Dieses basiert auf der thermodynamischen Gleichgewichtsberechnung von Fällungsreaktionen und Komplexbildungsreaktionen an der Oberfläche anhand des Löslichkeitsprodukts bzw. allgemein der Gleichgewichtskonstante der jeweiligen Reaktion. Dabei wurden die experimentell in einer pH-abhängigen Versuchssequenz ermittelten, maximalen Eluatkonzentrationen der jeweiligen EOS-Proben als Input vorgelegt und eine Auswahl aus Mineralphasen (hauptsächlich aus minteqv4) sowie die verfügbare Oberfläche an HFO (engl. hydrous ferrous oxides) zur Adsorption vorgegeben. Mögliche Mischkristallreihen, sowie hydratisierte Phasen und Mineralphasen, die in der Literatur beschrieben wurden, jedoch in den Datenbanken fehlten, wurden ergänzt.

Für die FactSage™-Berechnungen wurde die chemische Zusammensetzung zweier EOS-Proben, deren V-Auslaugung sich um ein 10faches unterscheidet, als Input (Sechsstoffsystem CaO-FeO-SiO₂-MgO-Al₂O₃-Cr₂O₃) verwendet und die Mineralphasenzusammensetzung bei einer Abkühlung von 1800 bis 500 °C berechnet. Aus vorangegangenen Berechnungen ist hervorgegangen, dass die Berechnung, basierend auf der thermodynamischen Berechnung des Kristallisationsgleichgewichts zwischen Schmelze und Festphase anhand der jeweiligen Gibbs Energie, bei 25 °C nicht die

experimentell ermittelte mineralogische Zusammensetzung widerspiegelt. Somit wurde vorab die Temperatur ermittelt bei der die experimentelle Zusammensetzung am besten abgebildet wurde. Bei dieser Temperatur wurde in einem zweiten Schritt der Einfluss der Konditionierungsmaßnahme berechnet und die Ergebnisse für die Schmelzversuche verwendet.

Die Schmelzversuche im Labormaßstab wurden im Tammann-Ofen durchgeführt. Für die erste Versuchsreihe wurden 260 g EOS im MgO-Tiegel mit 1 Masse-% Eisenspänen (ARMCO® Reinheit bis zu 99,9 %) unter N₂-Atmosphäre bis 1600 °C aufgeschmolzen. Durch die Schutzgasatmosphäre und die Vorlage des Fe(0) sollte eine Oxidation des Fe(II) während des Aufschmelzens vermieden werden. Um den Einfluss der Abkühlgeschwindigkeit zu untersuchen wurde die Schmelze anschließend zuerst auf eine Stahlplatte gekippt, danach an Luft abgekühlt und am Ende im Ofen abgekühlt. Danach wurden dieselben drei Versuche mit Zugabe der berechneten Menge an Quarzsand (Reinheit bis zu 99,3 %) durchgeführt. Die Laborversuche werden in einem weiteren Schritt im Technikumsmaßstab im ELO wiederholt.

3 ERGEBNISSE

In Tab. 1 ist die chemische Zusammensetzung von fünf ausgewählten EOS-Proben dargestellt. Die Übersicht beschränkt sich auf das für die FactSage™ Modellierung herangezogenen Sechsstoffsystem und den V-Gehalt der Schlacken. Zusätzlich sind die Basizität der EOS-Proben (CaO/SiO₂) und das FeO/SiO₂-Verhältnis angegeben.

Tab. 1: Chemische Zusammensetzung von fünf EOS-Proben in Masse-%, sowie die Basizität (CaO/SiO₂) und das FeO/SiO₂-Verhältnis.

	EOS 1	EOS 2	EOS 3	EOS 4	EOS 5
CaO	21,16	39,32	38,41	23,23	23,65
FeO	38,11	27,98	26,44	29,33	26,05
SiO ₂	10,42	14,36	16,65	19,13	25,03
MgO	6,20	5,04	5,38	3,80	3,92
Al ₂ O ₃	7,28	5,84	5,60	4,18	9,13
Cr ₂ O ₃	1,73	1,33	1,43	1,71	2,13
V ₂ O ₃	0,108	0,140	0,130	0,129	0,160
CaO/SiO ₂	2,03	2,74	2,31	1,21	0,94
FeO/SiO ₂	3,66	1,95	1,59	1,53	1,04

In Tab. 2 ist die V-Auslaugung nach EN 14429 der fünf EOS-Proben bei natürlichem pH-Wert (Laugung in destilliertem Wasser) sowie die prozentuelle Auslaugung gemessen am Gesamtgehalt an V in den EOS-Proben dargestellt.

Tab. 2: Gelaugte Konzentration von V bei natürlichem pH-Wert und prozentuell gemessen am Gesamtgehalt.

	EOS 1	EOS 2	EOS 3	EOS 4	EOS 5
pH-Wert	11,2	11,2	11,1	11,2	10,8
V (mg/kg TS)	2,5	2,4	1,5	1,3	0,37
V (%)	0,34	0,25	0,17	0,15	0,034

Der Vergleich der prozentuell gelaugten Menge an V zeigt den deutlichsten Unterschied zwischen EOS 1 und EOS 5 mit 0,34 % zu 0,034%. Da EOS 5 bereits im Stahlwerksprozess konditioniert wurde und EOS 1 nicht, werden im Folgenden diese beiden Proben näher verglichen, um den Mechanismus der V-Auslaugung zu identifizieren.

Die mineralogischen Untersuchungen mittels XRD zeigen, dass beide EOS aus den gleichen Mineralphasen – Wüstitmischkristallen (WMK), Spinellmischkristallen (SMK),

Olivinmischkristallen (OMK) und Gehlenit-Äkermanitphase (GAP) (Melilith-Reihe) – zusammengesetzt sind. Durch den Vergleich der ESM-Analysen in Abb. 1 der Proben EOS 1 und EOS 5 vor und nach der Auslaugung konnte zusätzlich gezeigt werden, dass sich keine der Mineralphasen durch die Laugung mit destilliertem Wasser auflöst. Bei EOS 2-4 lösen sich beispielsweise OMK mit geringem Mn-Gehalt und hohem Ca-Gehalt auf (Neuhold et al. 2018).

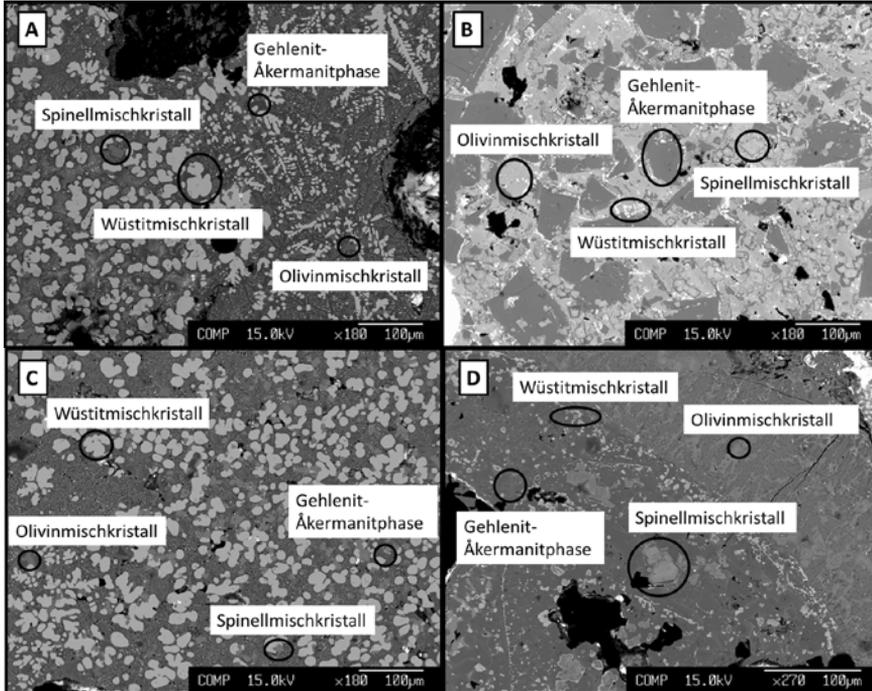


Abb. 1: BSE-Bilder (engl. backscattered electrons) vor und nach der Laugung von EOS 1 (A und C) und EOS 5 (B und D). Mit Beispielen der Hauptphasen WMK, SMK, OMK und GAP.

Aus den quantitativen Analysen geht hervor, dass V neben SMK (0,121 Masse-%) und WMK (0,045 Masse-%) auch in den OMK (0,020 Masse-%) gebunden ist. In EOS 5 wurde V nur in den SMK (0,112 Masse-%) und qualitativ in WMK nachgewiesen. Sowohl aus den WMK, als auch aus den OMK laugt V inkongruent, also ohne Auslösung der Mineralphase durch die Laugung aus (Neuhold et al. 2018). Aus Abb. 1 geht ebenfalls hervor, dass

- die WMK in EOS 1 deutlich häufiger und größer sind, als in EOS 5 und
- die Calciumsilikatphasen (OMK und GAP) in EOS 5 deutlich häufiger und größer sind als in EOS 1.

Die hydrogeochemische Modellierung berechnet als freisetzungsbestimmenden Mechanismus im Bereich des natürlichen pH-Wertbereichs die Adsorption von V an der Oberfläche von, während der Laugung gebildeten, Eisenhydroxiden. Für Si wird die Bildung einer hydratisierten GAP berechnet (siehe Abb. 2). Diese Hydratisierung konnte bedingt auch durch die quantitativen ESM-Analysen rückgerechnet werden. Eine Adsorption von V an Eisenhydroxiden als freisetzungsbestimmender Mechanismus kann ausgeschlossen werden, da Eisenhydroxide durch die Reaktion des Wüstits mit wässrigen Lösungen entstehen und dadurch EOS 1 mit deutlich mehr

WMK als EOS 5 viel weniger V laugen müsste als EOS 5 mit deutlich weniger WMK als EOS 1. Da es sich bei den, im Modell als Eisenhydroxiden, vorgelegten Adsorptionsoberflächen jedoch um eine rechnerische Annahme handelt, wurde anhand der mineralogischen Untersuchungen und der Eluatuntersuchung darauf rückgeschlossen, dass die V-Auslaugung durch die Adsorption an hydratisierten GAP kontrolliert wird. Somit ist das Verhältnis von GAP zu WMK ein entscheidender Einflussfaktor auf die V-Auslaugung. Ein Vergleich des FeO/SiO_2 -Verhältnisses mit der prozentuellen Auslaugung von V in Probe EOS 1-5 (siehe Tab. 1 und 2) zeigt deutlich, dass ein hohes FeO/SiO_2 -Verhältnis zu einer hohen V-Auslaugung und ein geringes Verhältnis zu einer verringerten Auslaugung von V führen.

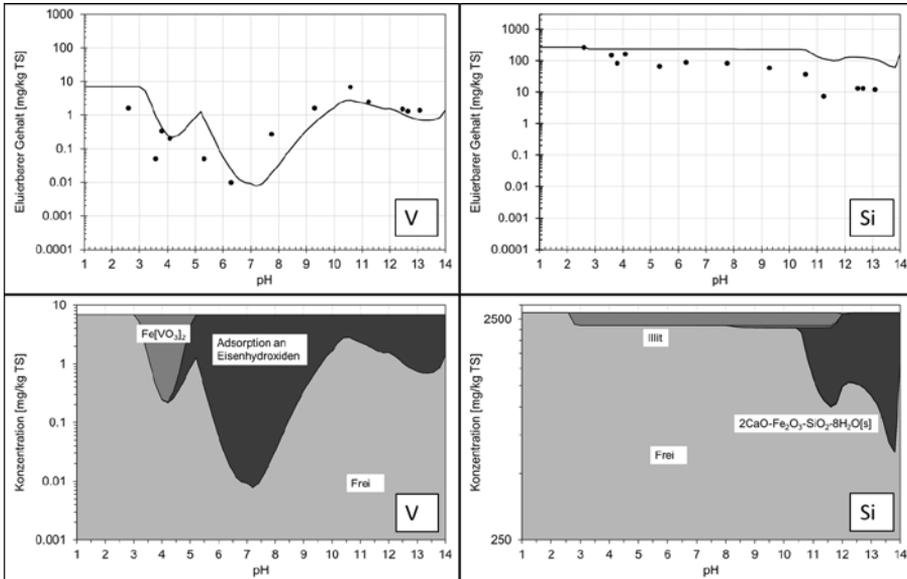


Abb. 2: LeachXSTTM-Modellierung für EOS 1. Oben: Experimentell ermittelte (Punkte) und modellierte (Linie) Auslaugung von V (links) und Si (rechts) in Abhängigkeit vom pH-Wert. Unten: Freisetzungsbestimmende Mechanismen für V (links) und Si (rechts).

Dass ein hohes FeO/SiO_2 -Verhältnis die WMK-Bildung begünstigt bzw. ein geringeres Verhältnis zu einer erhöhten Bildung der GAP beiträgt konnte mittels FactSageTM modelliert werden. Bei 850 °C ergaben sich für EOS 1 und EOS 5 die in Tab. 3 aufgelisteten Mineralphasen bei den experimentell ermittelten chemischen Zusammensetzungen als Input. Durch die Variation des SiO_2 -Gehaltes bei 850 °C konnte das FeO/SiO_2 -Verhältnis (1,12) ermittelt werden, bei dem die Wüstitbildung verringert und die Melilith- und Olivinbildung erhöht wird. Anhand dieses Ergebnisses wurde die SiO_2 -Menge für die Schmelzversuche im Labormaßstab berechnet.

Tab. 3: Berechnete Mineralphasen in % in EOS 1 und EOS 5 bei 850 °C mittels FactSageTM.

	Melilith	Olivin	Spinell	Wüstit	Fe_bcc
EOS 1	14,9	25,9	7,5	50,6	1,1
EOS 5	24,4	57,1	18,3	0,0	0,3
EOS 1 (1,12)	56,5	59,0	12,0	0,0	0,2

In Tab. 4 sind die vorläufigen Ergebnisse der Schmelzversuche als absolute und prozentuelle Auslaugung von V für die konditionierte EOS 1 angegeben. Es kann deutlich gezeigt werden, dass die Konditionierungsmaßnahme die Auslaugung verringert. Der

Einfluss des Wiederaufschmelzens sowie der Abkühlrate sind noch nicht vollständig ausgewertet. Ob tatsächlich das Verhältnis zwischen GAP und WMK verändert wurde, kann erst anhand der noch ausstehenden ESM-Analysen geklärt werden.

Tab. 4: Absolute und prozentuelle Konzentrationen (gemessen am Gesamtgehalt) von V durch Laugung mit destilliertem Wasser nach EN 14429.

	Vers. 1	Vers. 2	Vers. 3	Vers. 4	Vers. 5	Vers. 6
pH-Wert	11,0	10,8	10,9	10,1	10,0	10,1
V (mg/kg TS)	1,15	0,37	0,38	0,13	0,02	0,02
V (%)	0,19	0,06	0,07	0,03	0,01	0,01

4 ZUSAMMENFASSUNG UND AUSBLICK

Durch die Kombination von chemischen und mineralogischen Analysen mit Auslaugversuchen und hydrogeochemischen sowie metallurgischen Modellen konnte ein freisetzungsbestimmender Mechanismus für V in Elektroofenschlacken ermittelt werden. Es konnte gezeigt werden, dass das FeO/SiO₂-Verhältnis und damit verbunden das Verhältnis von Wüstitmischkristallen zu Gehlenit-Äkermanitphasen das Auslaugverhalten stark beeinflusst. Dass V an hydratisierten Gehlenit-Äkermanitphasen adsorbiert und eine Verringerung der Auslaugung durch eine erhöhte Bildung dieser Phasen erzielt wird, wurde anhand mineralogischer Untersuchungen und hydrogeochemischer Modelle abgeleitet. Um diese Hypothese zu evaluieren wurden erste Versuche im Labormaßstab durchgeführt, in denen das FeO/SiO₂-Verhältnis durch die Zugabe von Quarzsand verringert wurde. Die ersten Ergebnisse zeigen bereits eine geringere prozentuelle V-Auslaugung durch die Konditionierungsmaßnahme. Inwieweit das Umschmelzen bzw. die Abkühlrate Einfluss auf die Auslaugung hat und ob die Mineralphasenzusammensetzung tatsächlich geändert wurde, muss noch experimentell bestätigt werden. In einem nächsten Schritt werden die Versuche im Technikumsmaßstab im Elektrolichtbogenofen wiederholt.

5 DANKSAGUNG

Die Autoren bedanken sich bei der FFG für die Finanzierung des Projekts MiLeSlag. Sowie bei den Projektpartnern: FEhS Institut für Baustoff-Forschung, Bundesanstalt für Materialforschung und -prüfung, Energy Research Centre of the Netherlands, Stahl- und Walzwerk Marienhütte GmbH, Max Aicher Umwelt GmbH, Porr AG und Scholz Austria GmbH für die Unterstützung. Besonderer Dank gilt allen Mitarbeitern des FEhS-Instituts, die an den Schmelzversuchen beteiligt waren.

LITERATUR

- Degner, M., Fandrich, R., Endemann, G., Ghenda, T., Letz, K., Längen, B., Steller, I., Wieland, H.-J., Winkelhold, A., Bartos, R., Winkelgruber, R. (2012) *Stahlfibel*. Stahlinstitut VDEh. Verlag Stahleisen GmbH. Düsseldorf.
- Höllen, D., Pomberger, R. (2014) *Mineralogie und Auslaugbarkeit von Stahlwerksschlacken*. TK Verlag Karl Thomé-Kozmiensky. Berlin.
- Lee, H.-H., Kwon, S.-J., Jang, S.-U. (2010) *Effects of PO₂ at Flux State on the Fluorine Dissolution from Synthetic Steelmaking Slag in Aqueous Solution*. ISIJ International 50 (1), 174-180.
- Lončar, M., Zupancic, M., Bukovec, P., Jaklic, A. (2009) *The Effect of Water Cooling on the Leaching Behaviour of EAF Slag from Stainless Steel Production*. Materials and technology 43 (6), 315-321.
- Neuhold, S., Höllen, D., Pomberger, R., Mudersbach, D., Schüler, S., van Zomeren, A. (2018) *Einfluss der Auslaugung auf die Oberfläche von Stahlwerksschlacken*. TK Verlag Karl Thomé-Kozmiensky. Berlin.

Papierschaumprodukte auf Basis von recyceltem Papierstaub

W. Veltzke, M. Timpe & M. Baune

Universität Bremen, UFT - Zentrum für Umweltforschung und nachhaltige Technologien,
Chemische Verfahrenstechnik, Bremen, Deutschland

KURZFASSUNG: Der schonende Umgang mit Ressourcen gewinnt immer mehr an Bedeutung. Dies umfasst auch den verantwortungsbewussten Umgang mit Rohstoffen und Energie, besonders im Hinblick auf endliche Ressourcen wie Erdöl. Daher ist es langfristig notwendig, erdölbasierte Produkte durch neue nachhaltige Produkte zu ersetzen. Als eine Möglichkeit bieten sich hier zellulosehaltige Materialien wie beispielsweise Altpapier, Zelluloseflocken, die als Einblasdämmung verwendet werden, oder Papierstaub, der beim Altpapierrecycling als Reststoff anfällt, an. Diese Ausgangsmaterialien konnten in einem von uns entwickelten Verfahren zu Papierschaumplatten verarbeitet werden, wobei die Funktionalitäten der Platten über einen weiten Bereich einstellbar sind. Durch die systematische Untersuchung der Eigenschaften konnten bereits vielfältige Anwendungsmöglichkeiten identifiziert werden. Neben der Verwendung als Thermo-Transportbox stehen dabei besonders Bauprodukte zur thermischen oder akustischen Dämmung in Fokus der aktuellen Entwicklungen.

1 EINLEITUNG

Im Jahr 2015 lag die Altpapierverwertungsquote, die das Verhältnis der Altpapiernutzung zum gesamten Papierverbrauch meint, in Deutschland bei 80,4 Prozent (Umweltbundesamt 2017). Eine Cellulosefaser wird dabei durchschnittlich 3,5 Mal wiederverwendet (Veolia Deutschland GmbH 2017), jedoch handelt es sich hier um ein sogenanntes Downcycling. In jedem neuen Zyklus des (Alt-)Papiers verkürzen sich die Fasern, weshalb die Anzahl der Lebenszyklen begrenzt ist. Jeder Lebenszyklus erhöht trotz Qualitätsminderung den Wert des Primärpapiers, da die Ressourcenausnutzung vergrößert wird. Es besteht also die Herausforderung, eine Methode zum Recycling kleinster Fasern aus fortgeschrittenen Lebenszyklen zu entwickeln.

Ein Bereich, in dem Altpapier geringerer Qualität verwendet werden kann, bildet die Gebäudedämmung. Cellulose ist in der Baubranche aufgrund ihrer guten Dämmfähigkeit eine beliebte Alternative zu synthetischen Materialien wie Styropor®. Zur Herstellung des Dämmmaterials wird Altpapier in Flocken zerkleinert, die anschließend entweder lose in Schalungen eingeblasen oder in Form von gepressten Platten verbaut werden. Der größte Nachteil der Zelluloseflocken ist das hohe Staubaufkommen während des Mahlverfahrens sowie der Verarbeitung, da hier die Gefahr besteht, dass die Grenzwerte für E-Staub (einatembare Fraktion) sowie A-Staub (alveolengängige Fraktion) nach den Technischen Regeln für Gefahrstoffe überschritten werden (Bundesministerium für Arbeit und Soziales 2016).

Ein Großteil des Feinstoffs entsteht bereits während des Zerkleinerungsprozesses und wird den Papierflocken trotz der gesundheitsschädlichen Eigenschaften wieder untergemischt, um die Abfallmenge gering zu halten. Würde ein Markt für dieses Abfallprodukt entstehen, erhöhte sich zum einen der Wert des Altpapiers, zum anderen würden die feinstoffbefreiten Zelluloseflocken qualitativ hochwertiger und könnten so einen größeren Marktanteil nicht nur in der Gebäudedämmung erlangen. Auf Basis dieser Feinstofffraktion konnte ein Herstellungsverfahren entwickelt werden, welches als Ergebnis Papierschaumplatten liefert, die gute thermische Dämmeigenschaften aufweisen und ein neues Produkt für eine nachhaltige Wirtschaft darstellen.

2 VERFAHREN

Zur Herstellung dieser gebundenen Papierplatten wurden verschiedene Ausgangsmaterialien, bestehend aus entweder Altpapierfasern, oder aus der beim Recycling von Altpapier anfallenden Feinstofffraktion (Abb.1), eingesetzt.



Abb. 1: Feinstofffraktion aus einem Aufbereitungsprozess von Altpapier.

Diese sind durch die Verwendung verschiedener Bindemittel wie beispielsweise Carboxymethylcellulose, Gluten, Lignin oder Knochenleim zu einer Papierplatte verarbeitet worden. Um ein möglichst leichtes Produkt mit guten Dämmeigenschaften zu erhalten konnten drei mögliche Verfahrensschritte integriert werden, die zu einer Aufschäumung des Papierplattenmaterials führen. Neben dem Einsatz eines Treibmittels oder dem mechanischen Eintrag von Luftblasen kann auch über den Wassergehalt in Kombination mit der Trockengeschwindigkeit die Porosität der Platten signifikant beeinflusst werden. Als Ergebnis erhält man eine leichte Papierschaumplatte von einigen Zentimetern Dicke (Abb.2).



Abb. 2: Seitenansicht einer Papierschaumplatte mit einer 1 Eurocent Münze als Größenvergleich.

Um die Eigenschaften der Platten für spezielle Anwendungen gezielt beeinflussen zu können, wurden weitere funktionale Zuschlagstoffe, wie Fungizide, Brandschutz- und Hydrophobierungsmittel zugesetzt und die sich verändernden Eigenschaften experimentell untersucht.

Als ein Beispiel sei hier der Einfluss unterschiedlicher Hydrophobierungsmittel auf die Wasseraufnahmefähigkeit dargestellt: Die wasserabweisenden Eigenschaften können über die Variation der verwendeten Hydrophobierungsmittel nahezu stufenlos eingestellt werden. Eine nahezu vollständig hydrophobe Oberfläche einer Papierschaumplatte ist in Abb.3 zu sehen. Allerdings ist eine durchgehend wasserabweisende Platte nicht zwingend sinnvoll, da das feuchteregulierende Verhalten der Zellulose nicht maßgeblich beeinträchtigt werden soll. Die Hydrophobierung der Platten kann dabei sowohl prozessintegriert als auch nachträglich als Oberflächenvergütung erfolgen.



Abb. 3: Wassertropfen auf einer nahezu vollständig hydrophoben Papierschaumplatte.

Je nach Zusammensetzung und Anteile der Komponenten, sowie Art und Geschwindigkeit des Trocknungsprozesses, können die Eigenschaften der Papierschaumplatten über einen weiten Bereich gezielt eingestellt werden.

3 CHARAKTERISIERUNG

Die Porosität der Proben hat einen großen Einfluss sowohl auf die Dämmeigenschaften als auch auf die Stabilität der Platten.

Da die Porengrößenverteilung nicht durch klassische Methoden wie z.B. die Quecksilberintrusion ermittelt werden kann, ist eine zerstörungsfreie Methode mit möglichst hoher Auflösung erforderlich. Aus diesem Grund wurden einige Platten mittels μ -Röntgentomographie hinsichtlich ihrer Porengrößenverteilung charakterisiert.

Die Poren der Papierschaumplatten reichen, abhängig von den eingestellten Prozessparametern bei der Herstellung, vom unteren Mikrometerbereich bis in den Millimeterbereich und erreichen Wärmeleitfähigkeiten um 0,05 bis 0,08 W/mK. Die Wärmeleitfähigkeiten wurden mit einem Zwei-Platten-Verfahren in Anlehnung an DIN 52612 bestimmt und liegen in der Größenordnung kommerzieller Produkte wie beispielsweise Kalziumsilikatplatten mit einem Wert von 0,06 W/mK.

Die resultierenden Biegefestigkeiten, die mittels Drei-Punkt-Biegetests in Anlehnung an DIN 12089 bestimmt wurden, liegen dabei alle in der Größenordnung von kommerziellen Trockenbauplatten oder Styropor®.

Die Versuche zum Brandverhalten der Papierplatten mit unterschiedlichen Anteilen an Brandhemmern sind in Anlehnung an DIN 11925-2 durchgeführt worden. Dabei wird die Probe über einen Zeitraum von 20 s mit einer 20 mm langen Flamme an der Kante im Winkel von etwa 45° beflammt. Die Ergebnisse zeigen, dass die Proben während des Versuchs keine große Flambildung aufweisen. Nach der Flamdauer von 20 s ist keine offene Flamme zu erkennen, so dass anhand der Ergebnisse von einer Einstufung in Brandklasse B2 normalentflammbar ausgegangen werden kann.

4 ZUSAMMENFASSUNG

Bisher wird Altpapier hauptsächlich im Kreislauf recycelt und zur Herstellung neuer Papiere, Pappen und Verpackungsmaterialien verwendet. Daneben wird Altpapier beispielsweise zur Herstellung faserverstärkter Gipsbauplatten, Dämmmaterial im Innenbereich oder für absorbierende Materialien genutzt.

Die dargestellten Ergebnisse zeigen deutlich, dass durch eine konsequente Anpassung der Eigenschaften von Papierplatten eine neuartige, nachhaltige Wärmedämm-

platte für verschiedenste Anwendungen entwickelt werden konnte. Um die Nachhaltigkeit des Produkts sicherstellen zu können, wurden für alle funktionalen Eigenschaften nur ökologisch unbedenkliche Zuschlagstoffe eingesetzt.

Mögliche Anwendungsgebiete sind der Einsatz der Platten als Dämmstoff in der Bauindustrie oder die Verwendung als Leichtschäumplatten im Displaybereich.

Darüber hinaus hat eine von uns in Auftrag gegebene Marktanalyse ergeben, dass es einen rasant wachsenden Markt für Papierschaumplatten in Form von Thermo-Transportboxen als Ersatz für herkömmliche Styroporboxen gibt.

Somit stellen die Papierschaumplatten eine umweltfreundliche und sichere Alternative zu herkömmlichen, nicht recyclingfähigen und auf endlichen Ressourcen basierenden Produkten in einem breit gefächerten Anwendungsspektrum dar.

Auf Basis dieser Ergebnisse konnte das Herstellungsverfahren für Papierschaumplatten beim Deutschen Patentamt zum Patent eingereicht werden und wurde in diesem Jahr unter dem Aktenzeichen DE 10 2012 015 539 (Baune 2017) erteilt.

5 DANKSAGUNG

Das hier dargestellte Recyclingkonzept von Papierfeinstofffraktionen basiert zum größten Teil auf Ergebnisse, die im Rahmen vorangegangener Projekte entstanden sind. Unser Dank gilt insbesondere den Mittelgebern, ohne die eine Bearbeitung der Fragestellung nicht hätte durchgeführt werden können. Im Einzelnen wurden die Projekte Gefördert durch:

- die Forschungsinitiative Zukunft Bau des Bundesministeriums für Verkehr, Bau und Stadtentwicklung (BMVBS), vertreten durch das Bundesinstitut für Bau-, Stadt- und Raumforschung (BBSR) im Bundesamt für Bauwesen und Raumordnung (BBR),
- das Bundesministerium für Bildung, und Forschung (BMBF),
- das Bundesministerium für Wirtschaft und Technologie (BMWi),
- das Land Bremen aus dem Ökologiefonds / Förderprogramm Angewandte Umweltforschung,
- dem Landesprogramm der Wirtschaftsförderung Bremen GmbH und
- der Europäischen Union, Europäischer Fonds für regionale Entwicklung EFRE.

LITERATUR

Baune, M. (2017), Schaummaterial, DE102012015539. Patent.

Bundesministerium für Arbeit und Soziales (2016) *Technische Regeln für Gefahrstoffe, Tätigkeiten mit Exposition gegenüber A- und E-Staub*, TRGS 504.

Deutsches Institut für Normung (DIN), NORMENAUSSCHUß BAUWESEN (NABAU) IM DIN: *DIN EN ISO 11925-2 - Prüfungen zum Brandverhalten - Entzündbarkeit von Produkten bei direkter Flammeneinwirkung - Teil 2: Einzelflammentest*.

Deutsches Institut für Normung (DIN), NORMENAUSSCHUß BAUWESEN (NABAU), KUNSTSTOFFE (FNK) UND MATERIALPRÜFUNG IM DEUTSCHEN INSTITUT FÜR NORMUNG E.V. (DIN) (1997) *DIN EN 12089 - Wärmedämmstoffe für das Bauwesen - Bestimmung des Verhaltens bei Biegebeanspruchung*.

Deutsches Institut für Normung (DIN) *DIN 52612 - Wärmeschutztechnische Prüfungen - Bestimmung der Wärmeleitfähigkeit mit dem Plattengerät*.

Umweltbundesamt (2017) *Altpapier*. Die deutsche Papierindustrie. Online verfügbar unter <http://www.umweltbundesamt.de/daten/abfall-kreislaufwirtschaft/entsorgung-verwertung-ausgewaehliter-abfallarten/altpapier#textpart-1>, zuletzt geprüft am 06.08.2017.

Veolia Deutschland GmbH (2017): *Ressourcen-Lösungen*. Papierrecycling. Online verfügbar unter www.veolia.de/unsere-leistungen/unsere-leistungen/ressourcen-loesungen/papierrecycling.

Verwendung eines Spuckstoffs aus dem Papierrecycling als Füllstoff für verschiedene thermoplastische Kunststoffsysteme

A.F.K. Scholten & D. Meiners

Technische Universität Clausthal, Institut für Polymerwerkstoffe und Kunststofftechnik, Clausthal-Zellerfeld, Deutschland

KURZFASSUNG: Während des Recyclings von Altpapier aus privaten Haushalten fallen u.a. faserhaltige Spuckstoffe an. Aufgrund der geringen Länge der Fasern und der Kontamination mit anderen Stoffen, wie expandiertem Polystyrol und Holzsplittern, lassen sich diese Fasern nicht erneut zu Papier verarbeiten. Aktuell werden diese Spuckstoffe thermisch verwertet, wobei der Brennwert aufgrund des hohen Wassergehalts der Spuckstoffe gering ist. Eine Alternative kann der Einsatz der Spuckstoffe als Füllstoff für thermoplastische Kunststoffe darstellen. Im Rahmen von Untersuchungen am Institut für Polymerwerkstoffe und Kunststofftechnik der TU Clausthal wurden Polyamid und Polypropylen sowohl als Neumaterial, als auch als Recyclingmaterial als Matrixsysteme untersucht. Die Kunststoffe wurden dazu aufgeschmolzen, mit dem zuvor getrockneten faserhaltigen Material compounding, in einer Schneidmühle zu Granulat zerkleinert und im Anschluss im Spritzgussprozess verarbeitet. Zur Untersuchung der thermischen und mechanischen Eigenschaften wurden Messungen mittels Dynamischer Differenzkalorimetrie (DSC), Thermogravimetrischer Analyse (TGA), Zugversuch und CHARPY-Schlagversuch durchgeführt.

1 EINLEITUNG

Altpapier ist heutzutage eines der am besten zu recycelnden Materialien. Die offizielle Recyclingquote für Altpapier und -pappe lag 2011 bei 99 % (Thomé-Kozmiensky 2013). Diese Zahl gibt jedoch nur den Eingangsstrom in die erste Aufbereitungsstufe wieder. In den verschiedenen Aufbereitungsaggregaten einer typischen Papierfabrik (siehe Abb. 1) werden verschiedene Fremdstoffe und nicht mehr für die Papierherstellung geeignete Fasern abgetrennt.

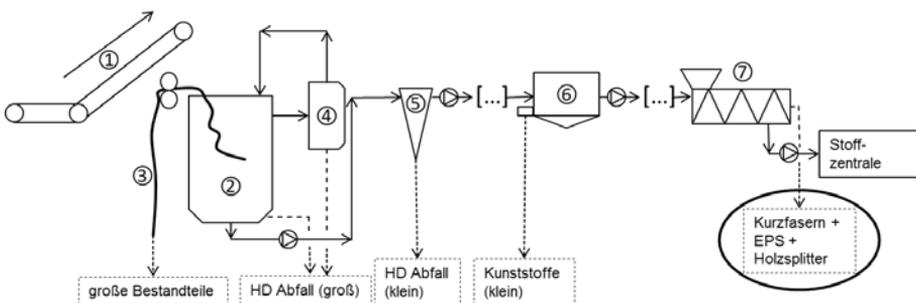


Abb. 1: Beispielhafter Aufbau einer Altpapieraufbereitungsanlage (Scholten & Meiners 2017);

1: Transportband, 2: Pulper, 3: Zopf, 4: Schmutzfänger, 5: HD-Cleaner, 6: Combisorter, 7: Entwässerungspresse; nach (Scholten & Meiners 2017).

Im Pulper wird das Altpapier mit großen Mengen Wasser vermengt, sodass sich die Fasern voneinander lösen. Lange und flächige Komponenten, die nicht löslich sind, wickeln sich um den Zopf und werden aus dem Pulper gezogen. Fremdstoffe mit

hoher Dichte, wie Glas und Metall werden mit Schmutzfängern und HD-Cleanern abgetrennt. Kunststoffe können mit speziellen Aggregaten, wie beispielsweise einem Combisorter entfernt werden. In der betrachteten Papierfabrik wird außerdem ein Spuckstoff erhalten, der vorwiegend aus kurzen Papierfasern (>97 w-%), sowie ca. 1 w-% expandiertem Polystyrol (EPS) und 0,5 w-% Holzsplittern besteht. Dieser verlässt den Prozess nach einer Entwässerungspresse. Der Feuchtegehalt des Spuckstoffes ist mit 60 w-% trotzdem noch sehr hoch, sodass eine thermische Verwertung zwar möglich, aber nicht sinnvoll ist. Daher wurde eine alternative Verwertungsrouten gesucht, die eine stoffliche Weiternutzung der Papierfasern ermöglicht.

Beispiele für die Nutzung von Ausschüssen aus dem Altpapierrecycling geben unter anderem Dornack (Dornack et al. 2014) und Thöming (Thöming et al. 2013): Faserhaltige Stoffe können als Ausgangsmaterialien sowohl für Dämmplatten, als auch in der chemischen Industrie, z.B. zur Synthese von Lävulinsäure eingesetzt werden. Gemischte, jedoch halogenfreie Fraktionen werden als Brennstoff mit zusätzlicher stofflicher Nutzung der anorganischen Komponenten, wie Kaolin, in der Zement- und Ziegelindustrie verwendet. Der in dieser Arbeit betrachtete Spuckstoff ist aufgrund seiner Zusammensetzung ohne weitere Aufbereitungsschritte jedoch nicht für die bekannten Wiedereinsätze geeignet. Daher wurde für eine stoffliche Nutzung des Spuckstoffes die Trocknung und anschließende Einarbeitung in einen thermoplastischen Kunststoff gewählt. Die genaue Methodik der Herstellung wird im Folgenden dargelegt.

2 MATERIALIEN UND METHODEN

2.1 Materialien

Als Ausgangsmaterialien lagen der Spuckstoff, zwei Matrixsysteme auf Polypropylenbasis und zwei Matrixsysteme auf Polyamidbasis vor. Der Spuckstoff, wird noch im feuchten Zustand von der Smurfit Kappa Herzberg Solid Board GmbH erhalten und für mindestens 24 h bei 80 °C getrocknet, sodass der Restfeuchtegehalt unter einem Prozent liegt. Zur besseren Verarbeitung wurde der Spuckstoff danach in einer Dreher Schneidmühle S15/20 zerkleinert.

Bei den verwendeten Matrixsystemen handelt es sich um ein teilkristallines Polypropylen (PP) H734-52RNA von Dow Chemical, ein Polypropylenrezyklat (rPP) 8103N der C2P Germany GmbH, ein Polyamid (PA) Schulamid 6 HV 15 der A. Schulman GmbH und ein Polyamidrezyklat (rPA) der Edelrid GmbH & Co. KG. Die beiden Neumaterialien wurden gewählt, weil es sich hierbei um zwei Standardkunststoffe handelt, die häufig für Verbrauchsgüter und technische Anwendungen genutzt werden. Die Recyclingmaterialien wurden ausgewählt, um in Kombination mit dem Spuckstoff ein zu 100% aus Recyclingmaterial bestehendes Produkt zu erreichen und mit diesem Argument potentielle Anwender zu überzeugen.

2.2 Methoden

Zur Herstellung der Compounds aus dem Spuckstoff und dem jeweiligem Matrixsystem wurde ein Laborkneteter PolyLab OS mit der Mischeinheit Rheomix OS der Firma Thermo Haake verwendet. Die Compoundierung fand für PP und rPP bei 185°C und für PA und rPA bei 220°C statt. Die Rotationsgeschwindigkeit der Knetelemente lag bei 50 rpm. Zuerst wurde das Matrixmaterial für 5 min aufgeschmolzen. Danach wurde der getrocknete Spuckstoff hinzugegeben und die Mischung für 10 min homogenisiert. Um eine Aussage über den Einfluss des Füllstoffgehalts auf die Eigen-

schaften des Compounds treffen zu können, wurden für PP und rPP Mischungen mit 10 w-% bis 60 w-% in Schritten von 10 w-% Spuckstoff hergestellt. Bei PA und rPA wurden lediglich 10-w%, 30 w-% und 50 w-% ausgewählt, um einen ersten Trend zu erhalten und einen Vergleich mit den Mischung des PP durchführen zu können.

Die Zerkleinerung der erhaltenen Compounds zu Granulat erfolgte in einer Dreher Schneidmühle S15/20. Danach folgte ein Trocknungsschritt für 24 h bei 80 °C im Trockenschrank. Das trockene Granulat konnte mit einer Spritzgussmaschine Arburg Allrounder 220S zu Probekörpern des Typs 1BB nach DIN EN ISO 527-1 (Deutsches Institut für Normung 2012) verarbeitet werden. Für PP und rPP wurde ein Temperaturprofil von 180°C/190°C/190°C/200°C von Einzug bis Düse verwendet. Für PA und rPA wurden 220°C/230°C/230°C/240°C eingestellt. Bei Füllgraden oberhalb von 30 w-% mussten teilweise die Temperatur in 5°C-Schritten erhöht werden, um weiterhin eine vollständige Füllung des Werkzeugs zu garantieren.

Die erhaltenen Probekörper wurden nach DIN EN ISO 527-4 (Deutsches Institut für Normung 1997) mit einer Universalprüfmaschine der Firma Zwick auf ihre Zugeigenschaften hin untersucht. Die Einspannlänge betrug 22 mm, die Prüfgeschwindigkeit zur Bestimmung des Elastizitätsmoduls 1 mm/min und für den restlichen Versuch 10 mm/min. Die Charpy-Schlagzähigkeit wurde mit einem Schlagpendel der Firma Zwick Roell, einem 1 J-Hammer und einer Stützweite von 20 mm nach DIN EN ISO 179-1 (Deutsches Institut für Normung 2010) gemessen.

Die Messungen der thermischen Eigenschaften wurden mit einer DSC Q2000 der Firma TA Instruments nach DIN EN ISO 11357 (Deutsches Institut für Normung 2017) und einer TGA Q5000 IR vom selben Hersteller nach DIN EN ISO 11358 (Deutsches Institut für Normung 2014) an Angussresten aus dem Spritzgussprozess durchgeführt. Die TGA-Messungen zur Bestimmung der Stabilität erfolgten von Raumtemperatur bis 800 °C mit 10 K/min mit Luft als Spülgas. Die Schmelztemperaturen und -enthalpien wurden mit DSC-Messungen von -90 °C bis 250 °C für PP und rPP bzw. bis 300 °C für PA und rPA ermittelt. Die Auswertung der TGA- und DSC-Messdaten geschah mit dem Programm TA Universal Analysis.

3 AUSWERTUNG

3.1 Thermische Analyse

3.1.1 TGA

Eine typische in der TGA erhaltene Messkurve für die hergestellten Compounds ist in Abb. 2 zu sehen.

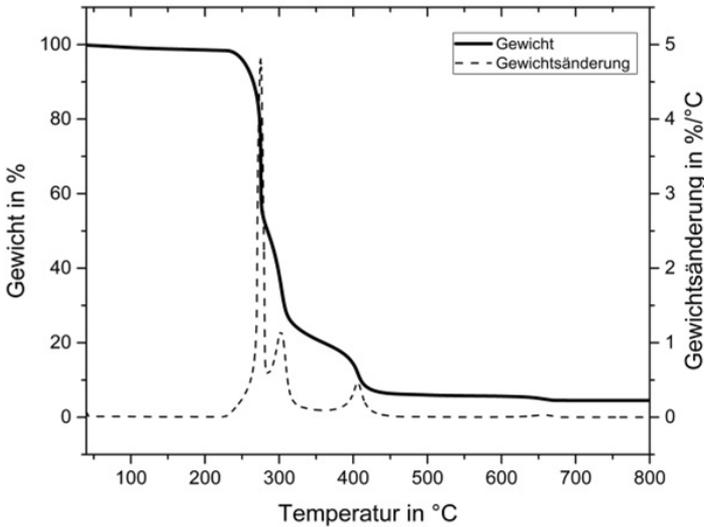


Abb. 2: TGA-Kurve des Compounds (fett) mit 50 w-% PP und 50 w-% Spuckstoff inkl. Ableitung der TGA-Kurve nach der Temperatur (gestrichelt).

Es ist zu erkennen dass die Kurve drei deutliche Zersetzungen um 275 °C, 300 °C und 400 °C herum sowie eine minimale Zersetzung bei ca. 650 °C zeigt. Auch wenn der Betrag der ersten Masseabnahme von ca. 50 % darauf hindeutet, dass diese Zersetzung genau einer der beiden Komponenten zugeordnet werden kann, so ist dem in Realität nicht so. Die Untersuchung der Zersetzung der Einzelkomponenten zeigt, dass bereits die Faserkomponente des Spuckstoffes bei jeder der angegebenen Temperaturen einen Peak der abgeleiteten TGA-Kurve zeigt. Das PP alleine zersetzt sich über einen weiten Temperaturbereich von ca. 280 °C bis 350 °C und ein weiteres Mal bei 450 °C. Insgesamt kommt es also zu Überlagerungseffekten der Zersetzung der beiden Komponenten, sodass aus den TGA-Daten nicht auf die ursprüngliche Zusammensetzung des Compounds geschlossen werden kann. Für die anderen betrachteten Matrixsysteme ergeben sich ähnliche Ergebnisse: PA zersetzt sich zwischen 420 °C und 470 °C, rPA in zwei Stufen von 390 °C bis 410 °C und von 490 °C bis 550 °C und rPP zwischen 320 °C und 360 °C. Somit treten bei allen verwendeten Matrixsystemen Überlagerungen der Zersetzung von Matrix und Füllstoff auf.

3.1.2 DSC

Die DSC-Kurven der Compounds lassen sich in drei Abschnitte aufteilen (siehe Beispielkurve in Abb.3): Im ersten Abschnitt wird das Material von -90 °C bis über den Schmelzpunkt erhitzt. Am Schmelzpunkt entsteht durch die Phasenumwandlung der Probe ein Wärmefluss zum Referenztiegel, der detektiert wird. Im nächsten Abschnitt wird die Probe definiert abgekühlt. Die Kristallisation des Materials wird als negativer Wärmefluss verzeichnet. Zuletzt wird das Material erneut erhitzt. Unterschiede zum ersten Aufheizen resultieren aus der thermischen Vorgeschichte des Materials, die durch den ersten Aufheiz- und den darauffolgenden Abkühlschritt eliminiert wird.

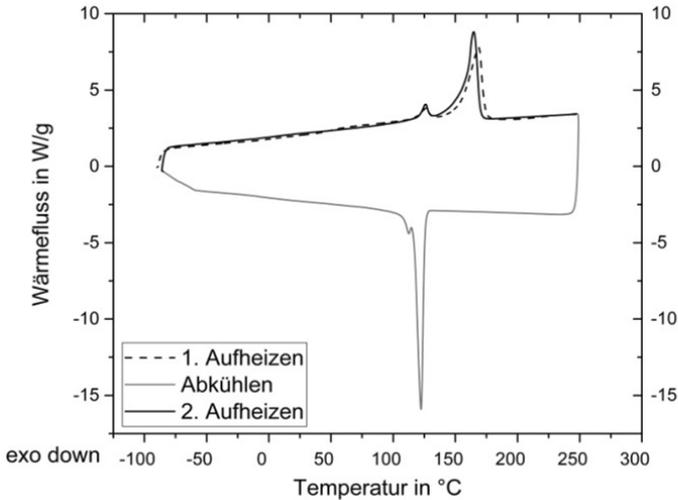


Abb. 3: DSC-Kurve des Compounds mit 70 w-% rPP und 30 w-% Spuckstoff.

Aus dem zweiten Aufheizschritt lassen sich somit für alle Proben vergleichbare Werte für die Schmelztemperatur und die Schmelzenthalpie ablesen. Für PP, rPP und rPA ergibt sich, dass sich die Schmelztemperaturen im Rahmen der Messgenauigkeit durch die Variation des Füllstoffgehaltes nicht ändern. Beim PA ist eine leichte Abnahme der Schmelztemperatur mit steigendem Füllstoffgehalt zu verzeichnen. Da die Proben vor der Messung nicht getrocknet werden, kann es beim ersten Aufheizen zu einer hydrolytischen Zersetzungsreaktion kommen, die die Polyamidketten spaltet. Ein erhöhter Füllstoffgehalt begünstigt vermutlich die Feuchtigkeitsaufnahme des Materials und damit die Zersetzung der Matrix bei höheren Temperaturen. Die Schmelzenthalpien der Compounds sind in Abb. 4 als Punktdiagramm dargestellt. Zusätzlich wurden berechnete Schmelzenthalpien als Linien eingefügt, die sich aus der Annahme ergeben, dass der Kristallisationsgrad mit steigendem Füllstoffgehalt linear abnimmt, da der Spuckstoff selbst nicht kristallin ist.

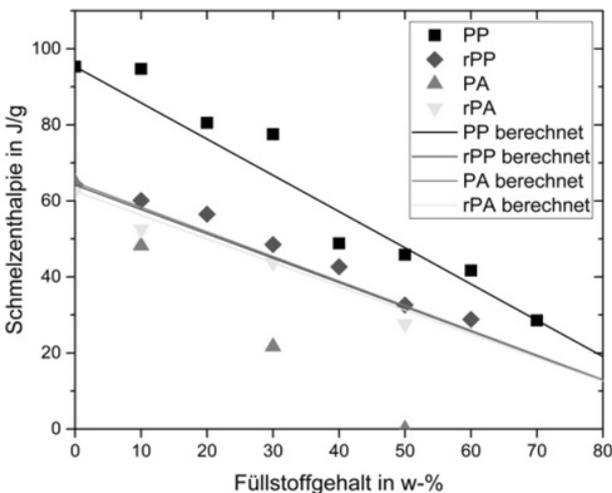


Abb. 4: Abhängigkeit der Schmelzenthalpie vom Füllstoffgehalt.

Bei den beiden Recyclingmaterialien stimmen die berechneten und die gemessenen Werte relativ gut überein. Die Compounds mit dem rPP zeigen jedoch etwas höhere Schmelzenthalpien, als vorhergesagt, sodass eine höhere Kristallinität des Materials vorliegt. Diese ergibt sich dadurch, dass die Fasern des Spuckstoffs als Keimzellen wirken, wie es bereits von anderen cellulosischen Fasern aus der Literatur bekannt ist (Mathew et al. 2006). Die Messdaten für das PP zeigen größere Streuung um die erwarteten Daten, die jedoch sowohl unterhalb als auch oberhalb der Prognose liegen. Auffällig sind die starken Abweichungen der Messpunkte der PA-Compounds von den berechneten Werten. In Zusammenhang mit den Ergebnissen der Schmelzpunktuntersuchung legt sich der Schluss nahe, dass die Abnahme der Kristallinität durch die Kettenverkürzung des Polyamids im ersten Aufheizschritt der Messung hervorgerufen wird. Während des ersten Aufheizens lässt sich bei allen Proben eine wesentlich höhere Schmelzenthalpie bestimmen, als im zweiten Aufheizen, wobei diese Daten aufgrund der thermischen Vorgeschichte nicht für die Auswertung herangezogen werden können.

3.2 Mechanische Analyse

3.2.1 Zugversuch

Die Zugfestigkeiten und E-Moduln der Compounds sind in Abb. 5 dargestellt.

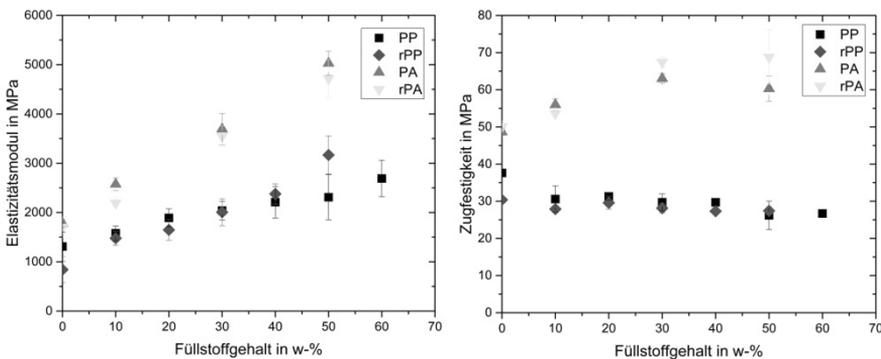


Abb. 5: Elastizitätsmodul (links) und Zugfestigkeit (rechts) in Abhängigkeit vom Füllstoffgehalt.

Es ist zu sehen, dass durch die Zugabe des Spuckstoffs bei den beiden Polyamiden sowohl eine Steigerung des E-Moduls, als auch der Zugfestigkeit erreicht wird. Bei den PPs ist zwar eine Erhöhung des E-Moduls zu verzeichnen, diese geht aber mit einer leichten Verringerung der Zugfestigkeit einher. Dieses unterschiedliche Verhalten der Matrixsysteme ist in ihrer Kompatibilität mit dem Spuckstoff begründet. PA und die cellulosischen Fasern sind beide polar und bilden Wasserstoffbrückenbindungen untereinander aus, was in einer guten Faser-Matrix-Haftung resultiert. PP hingegen ist unpolare und wechselwirkt nur schwach mit den Fasern. Dies führt zwar zu einer Versteifung, jedoch auch zu einer Versprödung des PP, während PA versteift und verstärkt wird.

3.2.2 Charpy-Schlagzähigkeit

Bei der Betrachtung der Charpy-Schlagzähigkeiten der Compounds (siehe Abb. 6) kann die Versprödung des Materials durch die Zugabe des Spuckstoffs deutlich beobachtet werden. Die relativ hohen Schlagzähigkeiten der reinen Matrixsysteme sinken bereits bei 10 w-% Füllstoffanteil schlagartig ab. Danach sinkt die Schlagzähig-

keit weiter mit steigendem Füllstoffgehalt, allerdings ist dieser Abfall wesentlich geringer, als die Differenz zwischen 0 w-% und 10 w-% Füllstoffanteil.

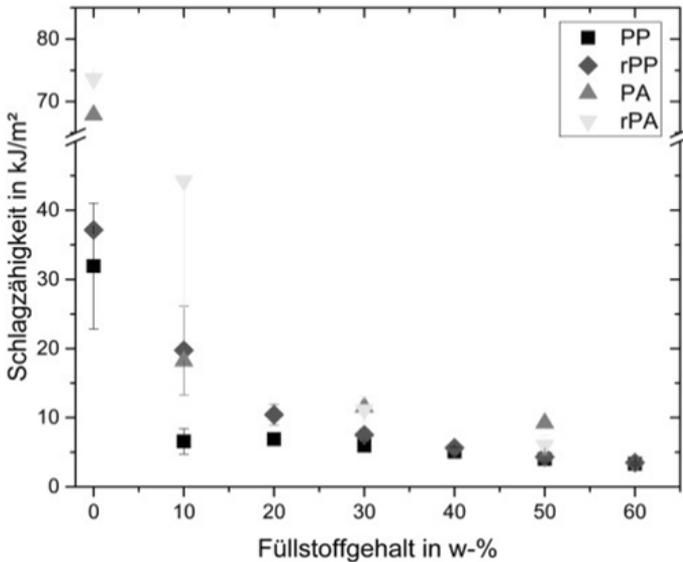


Abb. 6: CHARPY-Schlagzähigkeiten der Compounds in Abhängigkeit vom Füllstoffgehalt.

4 ZUSAMMENFASSUNG UND AUSBLICK

Die dargestellten Untersuchungen wurden durchgeführt, um Rückschlüsse auf die Einsatzmöglichkeiten von Compounds aus Thermoplasten und einem Spuckstoff aus dem Papierrecycling zu ermöglichen. Aus den thermischen Untersuchungsverfahren kann geschlossen werden, dass die Zersetzung der Compounds erst oberhalb von 200°C stattfindet und somit im selben Bereich liegt, wie die reinen Matrixsysteme. Die Kristallinität der Compounds nimmt mit Ausnahme des rPA als Matrix wie erwartet mit steigendem Füllstoffgehalt ab. Dies wirkt sich zusammen mit Faktoren wie der Faser-Matrix-Haftung auf die mechanischen Eigenschaften aus. Im Vergleich mit den reinen Kunststoffen bewirkt die Zugabe des Spuckstoffs eine Verbesserung der Zugeigenschaften, mit Ausnahme der Zugfestigkeit bei PP und rPP. Die Schlagzähigkeiten sind im Verbundwerkstoff jedoch wesentlich geringer. Resultierend aus diesen Ergebnissen sollte daher eine Anwendung gewählt werden, bei der zwar Zug-, aber keine Schlagbelastungen auftreten. In weiterführenden Untersuchungen ist zu klären, in welchem Maßstab die Compounds Feuchtigkeit aufnehmen und in wie fern dieses Verhalten vor allem bei den Polyamiden zu Problemen führen kann, wie sie beispielsweise durch die Hydrolyse während der DSC-Messung aufgetreten sind.

LITERATUR

- Deutsches Institut für Normung (DIN) (2012) DIN EN ISO 527-1 Kunststoffe – Bestimmung der Zugeigenschaften – Teil 1: Allgemeine Grundsätze.
- Deutsches Institut für Normung (DIN) (1997) DIN EN ISO 527-4 Kunststoffe – Bestimmung der Zugeigenschaften – Teil 4: Prüfbedingungen für isotrop und anisotrop faserverstärkte Kunststoffverbundwerkstoffe.

- Deutsches Institut für Normung (DIN) (2017) DIN EN ISO 11357 Kunststoffe – Dynamische Differenz-Thermoanalyse.
- Deutsches Institut für Normung (DIN) (2014) DIN EN ISO 11358 Kunststoffe - Thermogravimetrie (TG) von Polymeren.
- Deutsches Institut für Normung (DIN) (2010) DIN EN ISO 179-1 Kunststoffe – Bestimmung der Charpy-Schlageigenschaften – Teil1: Nicht instrumentierte Schlagzähigkeitsprüfung.
- Dornack, C.; Dietz, W.; Schütt, F. (2014) Reststoffe der Papierindustrie: Ungenutzte Biomasse?. Vortrag auf der Depotech 2014 in Leoben.
- Mathew, A. P.; Oksman, K.; Sain, M. (2006) The effect of morphology and chemical characteristics of cellulose reinforcements on the crystallinity of polylactic acid. *Journal of Applied Polymer Science*, Vol. 101, 300-310.
- Scholten, A.; Meiners, D. (2017) Use of recycled waste paper as a fiber reinforcement for polypropylene – relationship of fiber extraction process and mechanical properties of the composite. PPS Europe Africa Conference 2017 in Dresden .
- Thome-Kozmiensky, K. J.(2013): Recycling von Haushaltsabfällen – Wunsch und Wirklichkeit – in: Thomé-Kozmiensky, K. J.; Goldmann, D.: *Recycling und Rohstoffe*, Band 6.
- Thöming, J.; Baune, M.; Veltzke, W.; Brückner, R. (2013) *Papierschaumplatten auf Basis von recyceltem Papierstaub – Material- und Verfahrensentwicklung*. Fraunhofer IRB Verlag; ISBN 978-3-8167-8928-4.

Ungenutzte Potenziale in der Abfallaufbereitung

A. Feil & T. Pretz

RWTH Aachen University, Institut für Aufbereitung und Recycling, Aachen, Deutschland

KURZFASSUNG: Aktuelle Forderungen nach verbesserten Recyclingquoten wird oft durch Ausbau von Sortierstufen und damit besserer Sortiertiefe begegnet. Dem Aspekt Vergleichmäßigung von Stoffströmen im Hinblick auf stoffliche und insbesondere volumetrische und damit förderliche Bedingungen wird jedoch zu wenig Aufmerksamkeit zuteil. Geeignete Maßnahmen würden jedoch erhebliche Kapazitätspotenziale in vorhandenen Aufbereitungsanlagen nutzbar machen und gleichzeitig zu einer Verbesserung unter qualitativen Gesichtspunkten beitragen.

1 EINLEITUNG

Aus der mechanischen Aufbereitung von Abfallgemischen liegen zahlreiche Beispiele vor, dass die eingesetzten Prozesse nur zu einem begrenzten Wertstoffausbringen führen und Qualitäten von Sortierprodukten häufig hinter den Erwartungen zurückbleiben. (UBA 2011). Als Gründe für die Grenzen technischer Trennprozesse lassen sich u.a. die Heterogenität von Abfallmischungen und fehlende wirtschaftliche Grundlagen für das Ausschöpfen technischer Möglichkeiten anführen. Aufbereitungsprozesse erfolgen in der Regel mehrstufig, wobei in einer ersten Stufe das Abschöpfen von Wertstoffgemischen als Vorkonzentrate erfolgt. In einer zweiten Stufe werden aus den vorangereicherten Vorkonzentraten durch Reinigung sortenreine Konzentrate entsprechend den jeweiligen Marktregeln erzeugt (DKR, Wirtschaftsvereinigung Stahl im Stahl Zentrum 2010, Capi 2000). Beide Stufen sind zumeist nicht miteinander verknüpft, da in der ersten Stufe mehrere Vorkonzentrate mit jeweils beschränktem Mengenaufkommen sortiert werden. Wenn erforderlich, schließt sich eine dritte Stufe an, die dann in zentralisierter Form in auf bestimmte Stoffmerkmale spezialisierten Betrieben stattfindet.

In der ersten Aufbereitungsstufe sind die ersten Prozessschritte in den meisten Fällen Kombinationen aus Aufschlusszerkleinerung und Siebklassierung. Nach Freilegung einzelner Abfallbestandteile durch Gebindeöffnung oder auch eine Aufschlusszerkleinerung werden durch Siebklassierung die stofflichen Bedingungen für nachfolgende Sortentrennprozesse eingestellt.

Dieser Beitrag befasst sich mit dem Einfluss der einleitenden Aufbereitungsprozesse Zerkleinerung und Siebklassierung auf die Vorbereitung für Sortierprozesse und das darin zu erwartende Wertstoffausbringen.

2 STOFFBEDINGTE SCHWANKUNGEN

Die instabilen Merkmalsverteilungen von Abfällen im Gegensatz zu den bei der Produktion von Gütern verwendeten Roh- und Werkstoffen sind unter dem Begriff Heterogenität von vielen Autoren beschrieben worden (McDougall 2009, Padilla & Trujillo 2018, Zacharof & Butler 2004). Insbesondere in Bezug auf die Probenahme aus Abfällen ist durch angepasste Regeln bezüglich Probenmenge und Probenanzahl der Heterogenität Rechnung getragen worden. (Wavrer 2008, Zwiesele 2004, Brockreis & Steinberg 2006). Auch bei der Bewertung von Analyseergebnissen wird durch statistische Verfahren auf die Besonderheit von in vielen Fällen nicht normalverteilten Merkmalen in Abfällen eingegangen. (TA-Luft 2002, BGS 2000). Beispiele für die

Berücksichtigung von Heterogenitäten liefern die Berücksichtigung von Perzentilen anstatt von Maximalwerten oder die Bildung von Halbstunden- bzw. Tagesmittelwerten bei der Überwachung von gasförmigen Emissionen.

Technische Anlagen zur mechanischen Abfallbehandlung werden nach volumetrischen Kenngrößen dimensioniert. Wechselt die Zusammensetzung in einem Gemisch, hat dies unmittelbare Auswirkungen auf das Massen-Volumen-Verhältnis, als Schüttdichte beschrieben. Wie groß die Bandbreite von Abfall-Schüttdichten ausfallen kann, zeigt u.a. die Umrechnungstabelle zum Europäischen Abfallarten Katalog (EAK). Abb. 1 zeigt am Beispiel von Gewerbeabfällen, wie stark die Schüttdichten dieser Abfallart schwanken. Die verwoenen Anlieferungsmengen wurden für die grafische Darstellung mit den jeweiligen Transportvolumina zu Schüttdichten verrechnet und nach Größen geordnet.

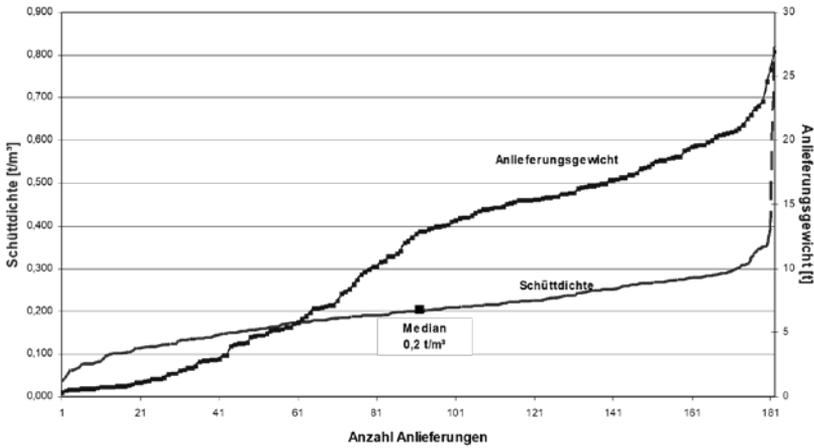


Abb. 1: Anlieferungsgewichte und Schüttdichten.

Wird die zugehörige Zusammensetzung der Anlieferungen mittels manueller Sortierung sowie Klassierung einer Fraktion „Feingut“ kleiner als 30 Millimeter analysiert, ergeben sich Zusammensetzungen in großer Bandbreite. In Abb. 2 sind beispielhaft Zusammensetzungen aus eigenen Analysen von gewerblichen Abfällen ausgewertet. Die Boxen bilden jeweils 50 % der ermittelten Werte ab, die Whisker zeigen die Minimal- und Maximalwerte.

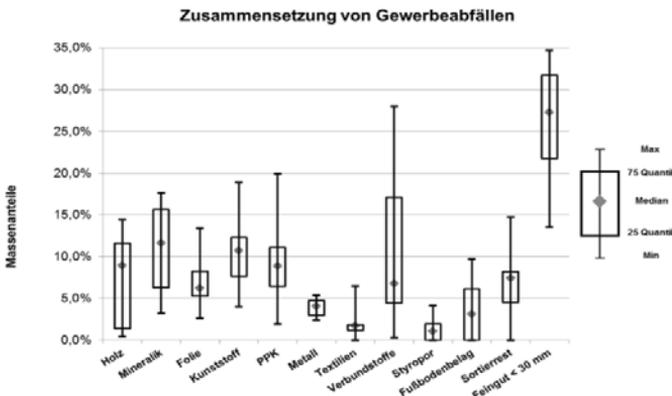


Abb. 2: Schwankende Qualitäten von Gewerbeabfällen.

Für Transporte werden Abfälle verdichtet, wobei sich mit der Entladung im Bunker einer Behandlungsanlage die Schüttdichte reduziert. Weitere Veränderungen der Schüttdichte finden während Zerkleinerungs- und Siebprozessen statt. Grobe Siebfractionen werden von eingeschlossenen feinen Partikeln befreit und treten mit reduzierter Schüttdichte auf. Umgekehrt reichern sich feine Partikel und aufgrund der größeren spezifischen Oberfläche zumeist auch Feuchte in Siebdurchgängen an, hier entstehen Stoffströme mit signifikant höherer Schüttdichte als im Ursprungsgemisch.

Jede inhaltliche Änderung insbesondere von „leichten“ Abfallfraktionen wie Folienkunststoffen und Verbundstoffen geht mit einer Änderung der Schüttdichten an den verschiedenen Positionen in einem Prozessfließbild einher. Für den Hausmüll eines Landkreises wurden Stoffkennwerte über einen Zeitraum von mehreren Tagen erfasst, indem der Eintragsstoffstrom in eine Mechanisch-Biologische-Abfallbehandlungsanlage bei der Beschickung der ersten Prozessstufe (Zerkleinerer) mittels Radlader-Schaufelwaage verwogen wurde. Die Schaufel mit einem Nutzvolumen von 5,5 Kubikmeter wurde gleichmäßig vollständig gefüllt, soweit dies mit Hausmüll machbar ist. Nach Auswertung von mehr als 100 Verwiegungen wurden Schüttdichten in einer Bandbreite von 1:2,25 errechnet. Diese Unterschiede führen zu Beladungseinheiten zwischen ca. 550 und ca. 1.250 Kilogramm je Radlader-Schaufel.

3 PROZESSBEDINGTE SCHWANKUNGEN

Ein standardisierter Aufbereitungsprozess ist die Abfolge eines diskontinuierlichen Stofftransportes mittels Unstetig-Förderern, eines quasikontinuierlichen Zerkleinerungsprozesses sowie eines kontinuierlichen Trennprozesses in Sieben entsprechend Abb. 3.



Abb. 3: Transportschema Anlagenbeschickung.

Die Diskontinuität der Anlagenbeschickung resultiert allein aus dem Einsatz radmobiler Fördertechnik in Form von Radladern oder Mobilbaggern. Sie wird durch die verkehrlichen Bedingungen im Beschickungsbereich und ggf. auch durch zusätzliche Aufgaben für das Bedienpersonal wie z.B. eine temporär notwendige Beladung von abholenden Fahrzeugen beeinflusst.

Für die Zerkleinerung von Abfällen wurden in den Anfangszeiten schnelllaufende Hammermühlen eingesetzt, die einen mehr oder weniger gleichmäßigen Austragsstoffstrom erzeugen. In der nächsten Entwicklungsphase kamen Rotorscheren zum Einsatz. Sie verfügen über Revisionsfunktionen, wenn nicht zerkleinerbare Inhaltsstoffe den Schneidprozess und damit den Transport durch die Maschine unterbinden. Ihr Austragsverhalten ist damit zwangsläufig allenfalls quasikontinuierlich.

In der letzten Entwicklungsstufe wurden die schneidenden durch überwiegend reißende Zerkleinerungstechniken abgelöst. Die Mehrzahl dieser Maschinentypen arbeitet nach dem Kammwalzen-Prinzip, wobei eine mit Reißwerkzeugen besetzte, langsam laufende Walze den Abfall durch einen Kamm transportiert. Der Abstand zwischen dem bewegten Werkzeug und dem fest stehenden Kamm beträgt mehrere Zentimeter, so dass keine Schneidwirkung übertragen werden kann. Der reißenden Beanspruchung widersetzen sich insbesondere elastische und zähelastische Abfallpartikel, auch duktile Bestandteile sind teilweise nicht durch den Kamm zu bewegen. Durch Revisionsbetrieb erfolgt eine Lageänderung der Partikel im Zerkleinerungs-

raum, bevor eine erneute Reißbewegung und damit ein Transport von Material durch den Kamm einsetzt. Wenige Maschinentypen verfügen über zwei Walzen, bei denen sich die Diskontinuität im Transportverhalten weniger gravierend auswirkt als im Fall von Einwellen-Maschinen.



Abb. 4: Förderverhalten eines Einwellen-Kammwalzen-Zerkleinerers.



Abb. 5: Förderverhalten eines Zweiwellen-Kammwalzen-Zerkleinerers.

Durch Messung von Austragsvolumenströmen mittels Laser-Triangulation wurde in Anlagen zur mechanischen Hausmüllbehandlung das Förderverhalten von sowohl Einwellen- als auch Zweiwellen-Maschinen untersucht. Abb. 4 zeigt ein charakteristisches Förderbild einer Einwellenmaschine, Abb. 5 das einer Zweiwellen-Maschine bei gleichem Fördergut Hausmüll und gleicher volumetrischer Aufgaberate von 45 Einheiten je 5,5 m³ und Stunde. Auf der y-Achse aufgetragen ist jeweils der rechnerische Volumendurchsatz in Kubikmeter je Stunde. Der dargestellte Messzyklus umfasst in beiden Fällen einen Ausschnitt von 10 Minuten.

Um die Gleichmäßigkeit des Förderverhaltens zu beschreiben, bietet sich eine Bewertung des Quotienten aus oberen und unteren Messwerten dar. Wie ersichtlich, sind stoffbedingt Extremwerte wie kurzzeitige Unterbrechung des Förderstroms bzw. der Durchsatz von sehr großen Volumina nach einer Laufrichtungsumkehr nicht auszuschließen. In die Bewertung fließen daher die Volumenströme für ein 10er

(V10) und 90er Perzentil (V90) ein. Maximale Gleichmäßigkeit liegt für $V90 / V10 = 1$ vor. (Coskun et al. 2017). Für die beiden vorgestellten Zeitfenster errechnen sich die Gleichmäßigkeitsfaktoren nach diesem Schema entsprechend Tabelle 1.

Tab. 1: Vergleich des Förderverhaltens von Kammwalzen-Zerkleinerern.

	Einwellen-Z.	Zweiwellen-Z.
Median	210	134
90-Perzentil	329	189
10-Perzentil	925	851
Gleichmäßigkeitsfaktor	3,6	2,2

Die Größenordnung von Unterschieden zwischen dem jeweiligen Medianwert und den oberen bzw. unteren Box-Werten machen deutlich, welche Diskontinuität im folgenden Prozess resultiert. Aufgrund des konstanteren Walzenbetriebs ergeben sich bei Zweiwellen-Maschinen Vorteile hinsichtlich der Gleichmäßigkeit des Förderverhaltens.

4 VORBEREITEN VON STOFFSTRÖMEN

Trennprozesse in der Abfallaufbereitung sollen Sorten mit ähnlichen Merkmalen bereitstellen. Die hohe Heterogenität von anthropogenen Stoffen führt dazu, dass es zwischen verschiedenen Sorten Überschneidungen in der Merkmalsverteilung gibt. Daraus ergibt sich die Notwendigkeit, vor Sortierprozessen eine Konditionierung der Stoffströme vorzunehmen. Die wichtigste Maßnahme stellt eine Einschränkung des Körnungsbandes dar, die zumeist mittels Siebklassierung durchgeführt wird. Als anerkannte Regel der Aufbereitungstechnik für Abfälle lässt sich für die meisten Sortierprozesse ein ideales Verhältnis zwischen dem kleinstem (d_u) und dem größten Partikel (d_o) von etwa 1 : 4 beschreiben. Daraus resultiert die Notwendigkeit, sowohl feine als auch übergroße Bestandteile durch Siebklassierung abzutrennen, bevor Sortierer beschickt werden können. Je nach Körnungsband sind ggf. zusätzliche Siebschnitte erforderlich, um Sortierprozesse mit einem geeigneten Stoffstrom bedienen zu können.

Die Verweilzeit in Siebklassier-Prozessen beträgt im Mittel nur etwa 60 Sekunden. Um den Beladungszustand eines üblichen Trommelsiebes ($L=10\text{m}$, $D=2,5\text{m}$) mit einer 40 mm Sieblochung zu überprüfen, wurde sowohl der Zulauf als auch der Siebüberlauf mittels Lasertriangulation vermessen. Gleichzeitig wurden mit RFID markierten Prüfkörpern Verweilzeiten sowohl von Siebdurchgangs- als auch Siebüberlaufmaterial vermessen. Das Massenausbringen des Siebüberlaufs lag im Mittel bei ca. 45 %. Die Verweilzeit der dreidimensionalen Prüfkörper wurde mit durchschnittlich 68 Sekunden ermittelt.

Die entsprechend dem Förderweg zeitlich versetzten Verläufe von Siebaufgabe und Siebüberlauf sind Abb. 6 zu entnehmen (ENAB 2 2017). Daraus wird deutlich, dass sich Volumenschwankungen in der Beschickung eines Siebes ohne jegliche Vergleichmäßigung auf den Volumenstrom im Siebrückstand durchschlagen. Temporär größere Volumina sind durch Auflockerung von leichten Partikeln im Sieb zu erklären.

Für nachgeschaltete Prozesse ergeben sich dementsprechend diskontinuierliche Beladungsbedingungen. Eine Beschleunigung im Fördersystem von üblichen 1 m/s Bandgeschwindigkeiten auf etwa 3 m/s auf Maschinen der sensorgestützten Sortierung zieht Volumenströme zwar auseinander, dies mindert jedoch unter dem Gesichtspunkt der Vergleichmäßigung nicht die diskontinuierlichen Betriebsbedingungen für Sortierprozesse.

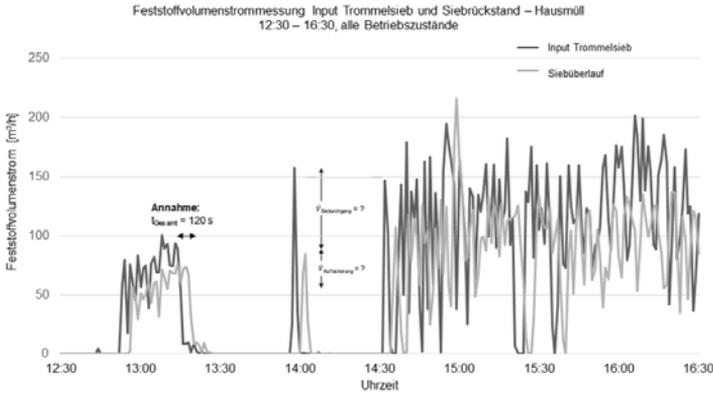


Abb. 6: Volumenstrommessungen Trommelsieb Eintrag und Siebrückstand.

Eine Bewertung der Gleichmäßigkeit mit der für den Zerkleinerungsprozess vorgestellten Methode führt beim Siebrückstand zu vergleichbaren Kennwerten für die Unstetigkeit der Förderbedingungen.

5 PROZESSBEISPIELE

Die Auswirkungen unstetiger Förderbedingungen werden durch Variation der stofflichen Merkmale in heterogenen Abfällen noch verstärkt. Da messtechnisch nur Volumenströme dokumentiert wurden, bilden diese Daten jeweils die Kombination von stofflichen und prozessspezifischen Diskontinuitäten ab.

Abb. 7 zeigt das Ergebnis einer Messreihe im Zustrom eines Trommelsiebes über einen Zeitraum von etwa einer Stunde. Die Messdaten wurden klassifiziert, um die Verteilung von Volumenklassen sowohl nach Zeiteinheiten als auch nach Volumenanteilen darstellen zu können. Der mittlere Volumenstrom lag bei 145 m³/h. Um den Mittelwert zeigen die Daten eine Normalverteilung, die sich jedoch zu den jeweils höchsten und niedrigsten Volumenklassen verändert. Diese äußeren Klassen beschreiben eine Bandbreite von $\pm 28\%$ um den Mittelwert. Im Bereich großer Volumenklassen wird etwa 27 % des gesamten Volumens transportiert, in den beiden kleinsten Größenklassen dagegen nur weniger als 10 %.

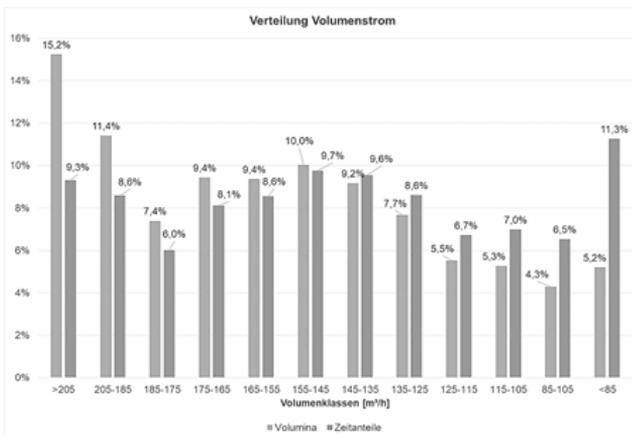


Abb. 7: Volumenklassen eines Förderstroms.

Für die aufbereitungstechnischen Trennprozesse folgt aus einem derart schwankenden Förderstrom, dass sowohl Unterlasten als auch Überlasten verarbeitet werden müssen. Diese Lastzustände werden in Abb. 8 am Beispiel einer Messreihe über zwanzig Minuten aufgezeigt, die den Siebrückstand aus einem Trommelsieb beschreibt. Die Daten werden als prozentuale Abweichung vom Mittelwert aus 1.280 Zeiteinheiten nach Größe geordnet dargestellt.

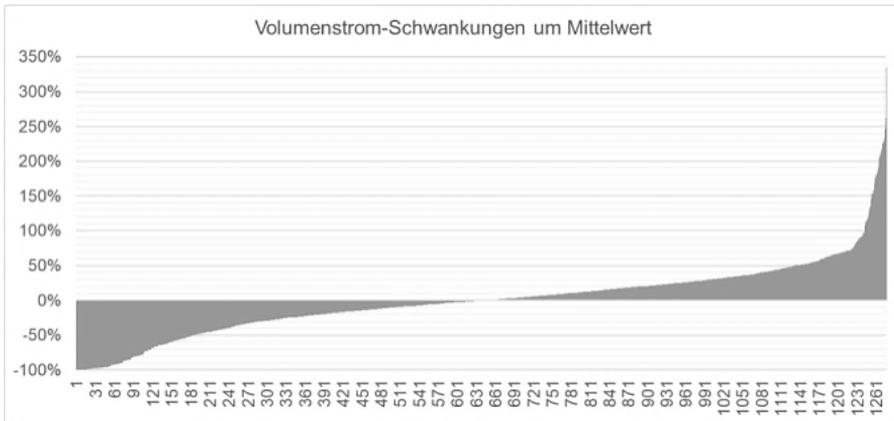


Abb. 7: Lastzustände eines durch Siebung konditionierten Stoffstroms.

Sie bilden die Summe von stofflichen Merkmalsschwankungen und die Charakteristik eines Trommelsiebs ab. Letztere ist durch einen schwallartigen und damit diskontinuierlichen Austrag des Siebrückstands mit kurzen Phasen geringer Austragsvolumina gekennzeichnet. Dies führt zu den Unterlast-Zuständen in Folgeprozessen und ist mit einer Unterschreitung des Mittelwertes von -100% beschrieben. Gleichzeitig kumulieren große Volumina im Siebeintrag mit dem schwallartigen Austrag, was zu hohen Spitzenwerten von hier über 300% über dem Mittelwert führt.

Eine technische Dimensionierung von Aufbereitungsmaschinen erfolgt auf mittlere Volumenströme je Zeiteinheit, wobei für Lastspitzen Zuschläge kalkuliert werden. Wenn hier Sortiermaschinen mit dem Siebrückstand aus einer vorbereitenden Klassierung beschickt werden, werden Zuschläge auf rechnerisch ermittelte mittlere Betriebsbedingungen in der Größenordnung von 20 % bis 30 % berücksichtigt. Im mit der Abb. 8 beschriebenen Fall hat eine Auslegung auf 130 % des mittleren Volumenstroms jedoch zur Folge, dass für 21 % der Zeiteinheiten Überlastbedingungen herrschen. Nach Abb. 7 werden in diesen Zeiteinheiten bis zu 30 % des gesamten Volumenstroms verarbeitet. Neben den Überlastbedingungen gelten für ca. 23% der Zeiteinheiten Unterlastverhältnisse. Für die meisten Trennprozesse haben diese keine negativen Auswirkungen auf die Sortentrennung. Für Klassierprozesse gilt diese Aussage nicht, da sich hier Unterlast in verkürzten Aufenthaltszeiten im Trennraum niederschlägt und damit den Klassiererfolg nachteilig beeinflusst. Unterlast bedeutet jedoch in allen Fällen, dass technische Kapazitäten ungenutzt bleiben.

6 ZUSAMMENFASSUNG

Die stoffliche Heterogenität von Abfällen ist ein bekanntes Phänomen, das sich in Verbindung mit fehlenden Schüttguteigenschaften nachteilig auf Aufbereitungsprozesse auswirkt. Schüttgüter sind Dispersionen aus Feststoffen, deren Einzelteile formbeständig und damit bedingt fließfähig sind. Den meisten Abfällen fehlt das Merkmal Formbeständigkeit, so dass anerkannte Regeln der Schüttguttechnik nicht

zur Anwendung kommen können. Damit stellt die Dosierung von Stoffströmen für die Verarbeitung in Trennprozessen eine besondere Herausforderung dar. Die für den Einsatz in der Abfallaufbereitung entwickelten Technologien sind auf die vielfältigen Stoffmerkmale von Abfällen angepasst worden. Dies führt in der Prozesskette von der Beaufschlagung einer Aufbereitungsanlage bis zur Bereitstellung sortierfähiger Teilströme zu Diskontinuitäten in den Volumenströmen. An Beispielen wird die Größenordnung solcher Schwankungen vorgestellt und die Auswirkung auf Sortierprozesse diskutiert. Diese schlagen sich in Form von Überlastbedingungen bei den meisten Trennprozessen in verminderten Transferkoeffizienten nieder, sie sind sowohl über das Wertstoffausbringen als auch die Wertstoffqualität messbar.

Aktuellen Forderungen nach verbesserten Recyclingquoten wird oft durch Ausbau von Sortierstufen und damit besserer Sortiertiefe begegnet. Dem Aspekt Vergleichmäßigung von Stoffströmen im Hinblick auf stoffliche und insbesondere volumetrische und damit fördertechnische Bedingungen wird jedoch zu wenig Aufmerksamkeit zuteil. Geeignete Maßnahmen würden jedoch erhebliche Kapazitätspotentiale in vorhandenen Aufbereitungsanlagen nutzbar machen und gleichzeitig zu einer Verbesserung unter qualitativen Gesichtspunkten beitragen.

LITERATUR

- BGS, B. S. (2000) *Güte- und Prüfbestimmungen für Sekundärbrennstoffe*.
- Brockreis, A., Steinberg, I. (2006) *Schwankungsbreiten bei der Analytik von Zuordnungskriterien*. Retrieved from WAR, TU Darmstadt.
- Cepi, B. (2000) *Altpapier - Liste der europäischen Standardsorten und ihre Qualitäten*.
- Coskun, E., Feil, A., Pretz, T. (2017) *Mechanische Aufbereitungsprozesse effizient gestalten*. Berliner Recycling- und Rohstoffkonferenz.
- DKR (n.d.) *Produktspezifikationen für Sortierprodukte aus Leichtverpackungen*.
- ENAB 2 (2017) *2. Zwischenbericht zum Projekt Energieeffiziente Abluftbehandlung - ENAB 2*. BMWi, Förderkennzeichen 03ET1378A-D.
- Europäischer Abfallkatalog (EAK) (n.d.) *Umrechnungsfaktoren zur Bestimmung der Schüttdichte von Abfällen*. Retrieved from <http://www.barthmann-recycling.de/files/avvdichte.pdf>
- McDougall, J. (2009) *Waste heterogeneity: an obstacle to models?* 12th Int. Waste Management and Landfill Symposium. Sardinia.
- Padilla, A., Trujillo, J. (2018) *Waste disposal and household heterogeneity*. Waste Management Vol. 74, p. 16ff.
- TA-Luft (2002) *Technische Anleitung zur Reinhaltung der Luft*.
- UBA (2011). *Planspiel zur Fortentwicklung der Verpackungsverordnung*. UBA Texte.
- Wavrer, P. (2008) *New MSW sampling and characterization methodologies - The dry product method*.
- Wirtschaftsvereinigung Stahl im Stahl Zentrum (2010) *Stahlschrottsortenliste*.
- Zacharof, A., Butler, A. (2004) *Stochastic modelling of landfill processes incorporating waste heterogeneity and data uncertainty*. Waste Management Vol. 24, p. 241ff.
- Zwiesele, B. (2004) *Entwicklung einer neuen Probenahmemethode für heterogene Abfälle geringer Schüttdichte*.

Modulare Sortieranlage – Von Abfallströmen zu wertvollen Konzentraten

K. Bokelmann, M. Kehlenbach, J. Knierim, C. Gellermann & R. Stauber
Fraunhofer IWKS, Alzenau, Deutschland

KURZFASSUNG: Das Fraunhofer IWKS Alzenau stellt in diesem Beitrag seine neue modulare Sortieranlage vor, die einen wichtigen Beitrag für die Entwicklung von zukunftssträchtigen Technologien im Bereich der strukturierten, effizienten Aufarbeitung von Abfallstoffströmen zu Wertstoffströmen darstellt. Nach der bisher veröffentlichten neuen Zerkleinerungsmethode, der elektrohydraulischen Zerkleinerung zur Aufarbeitung komplexer Stoffströme wie beispielsweise Elektroschrott oder Hybridmaterialien wie galvanische Kunststoffe wird nun die Trennung und sortenreine Selektion der Bestandteile und die Einbindung aller Daten des modularen Prozesses beschrieben. Hiermit werden die Voraussetzungen für ein vollständiges Recycling aller Wertstoffe aus komplexen Abfallströmen geschaffen.

1 EINLEITUNG

Um Wertstoffkreisläufe nachhaltig zu schließen und auf die Herausforderungen neuartiger Zerkleinerungstechnologien antworten zu können, ist die Entwicklung von angepassten Sortierprozessen notwendig. Zusätzlich zu den etablierten Klassier- und Sortierverfahren auf physikalischer Basis sind hier intelligente Lösungen verstärkt gefragt, um den zunehmend komplexer und heterogener werdenden Stoffströmen gerecht zu werden. Die Anreicherung von Wertstoffen in bestimmten Fraktionen zählt zu den wichtigsten Zielen einer Sortierung. Die in vorhergehenden Beiträgen beschriebene Anwendung der sogenannten elektrohydraulischen Zerkleinerung im Rahmen einer mechanischen Aufbereitung von Sekundärrohstoffen führt zu einer gezielten Schwächung von Grenzflächen im Material und ermöglicht so eine materialspezifische Trennung, die weitgehend unabhängig ist vom Grad der Zerkleinerung (Bokelmann et al. 2017). Die Auftrennung erfolgt an makroskopischen Verbindungsstellen oder an mikroskopischen Grenzflächen. Am Ende entsteht ein physikalisch sauber getrenntes Gemisch der einzelnen Materialien oder Bestandteile, die mittels Sortierung separiert werden. Die Sortierung wird dabei auf den Zerkleinerungsprozess abgestimmt. Am Fraunhofer IWKS wurde eine modulare Sortieranlage aufgebaut, die diesen Ansprüchen gerecht wird und im Folgenden näher beschrieben wird.

2 MODULARES SORTIERUNGSKONZEPT

2.1 Sortieranlagenblock bestehend aus flexibel nutzbaren Modulen

Die modular aufgebaute hochflexible Sortieranlage des Fraunhofer IWKS erlaubt die Durchführung und Optimierung von Sortierprozessen komplexer Materialien im Technikumsmaßstab inklusive einer Datenerfassung und -auswertung aller Module in Echtzeit. Dies wird möglich durch eine beliebige Variation von Prozessabläufen bezüglich Reihenfolge, Überspringen und Wiederholen einzelner Verfahrensschritte. Die Anlage ermöglicht die Adaption von Kundenanforderungen an die bestehende Struktur und verbindet so neue Technologien in eine kundenbasierte Prozessketten-

struktur zur Erarbeitung von ganzheitlichen Problemlösungen unter Berücksichtigung der Materialeigenschaften des aufzuarbeitenden Stoffgemisches. Die Anlage beinhaltet folgende Module: Mit Hilfe eines Mehrdecksiebs kann das Material klassiert werden, um z. B. Unter- und Überkorn abzutrennen. Eisen- und Nicht-eisenmetalle lassen sich mit den klassischen Verfahren der Magnet- und Wirbelstromscheidung aus dem Stoffstrom entfernen. Das vorkonditionierte Material kann schließlich mit Hilfe einer sensorbasierten Sortiereinheit in weitere Fraktionen aufgetrennt werden. Die einzelnen Aggregate sind für einen optimalen Korngrößenbereich von 3 - 50 mm ausgelegt. Mit einer Arbeitsbreite von durchgängig 1 m können hohe Durchsätze von mehreren 100 kg/h erzielt werden. Durch eine optionale Kreislauf-führung können jedoch auch grundlegende Untersuchungen der Sortierfähigkeit von kleineren Materialmengen im Bereich von 50 - 100 kg durchgeführt werden. Die Nutzung verschiedener Verwertungsoptionen lässt sich durch die Kombination unterschiedlicher Verfahren und Methoden des sensorbasierten Modules erreichen. Integriert in eine Prozesskette und durch den Einsatz eines intelligenten, zeitgemäßen Datenmanagements ist zudem eine schnelle und effiziente Erfassung aller relevanten Betriebsdaten sichergestellt. Es wird so eine umfassende Bewertung der Prozessparameter und die Anpassung auf zukünftige Herausforderungen sowohl aus wissenschaftlicher als auch betriebswirtschaftlicher Sicht ermöglicht.

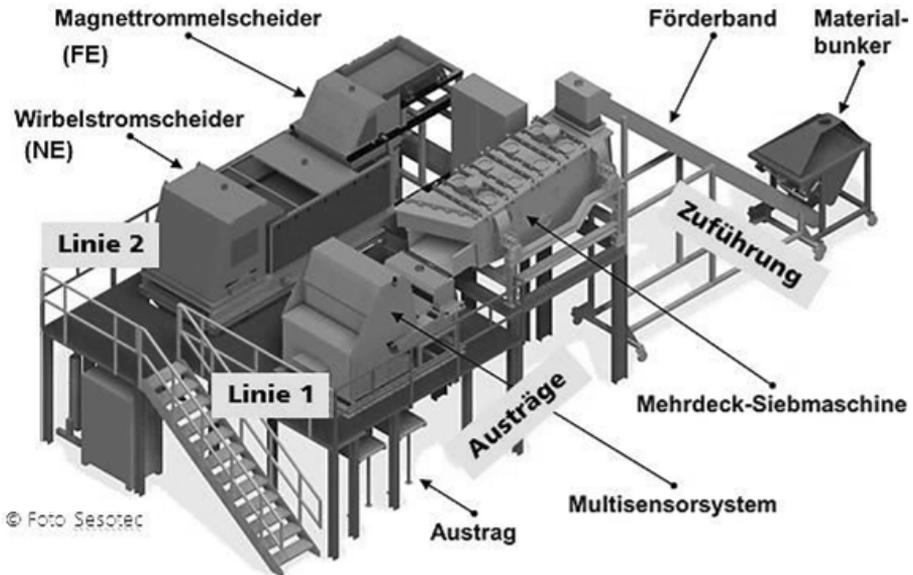


Abb. 1: Aufbau des Sortieranlagenblocks am Fraunhofer IWKS.

2.2 Sensorbasiertes Sortiermodul

Neben den bisher eingesetzten Detektionsverfahren zur Erkennung von magnetischen und optischen Eigenschaften von Bestandteilen in den vorkonditionierten Stofffraktionen (Induktionssensor zur Erkennung von Metallbestandteilen sowie einer CCD-Kamera zur Farb- und Formerkennung) besteht außerdem die Möglichkeit, innerhalb der Werkstoffklasse der Kunststoffe eine selektive Erfassung und Trennung durchzuführen. Mit Hilfe einer hyperspektralen NIR-Kamera ist die aktive Trennung von Kunststoffgemischen auf Basis deren charakteristischen Aufbaues (funktionelle Gruppen) möglich (Abb. 2).



Abb. 2: Sensorbasiertes Sortierungsmodul.

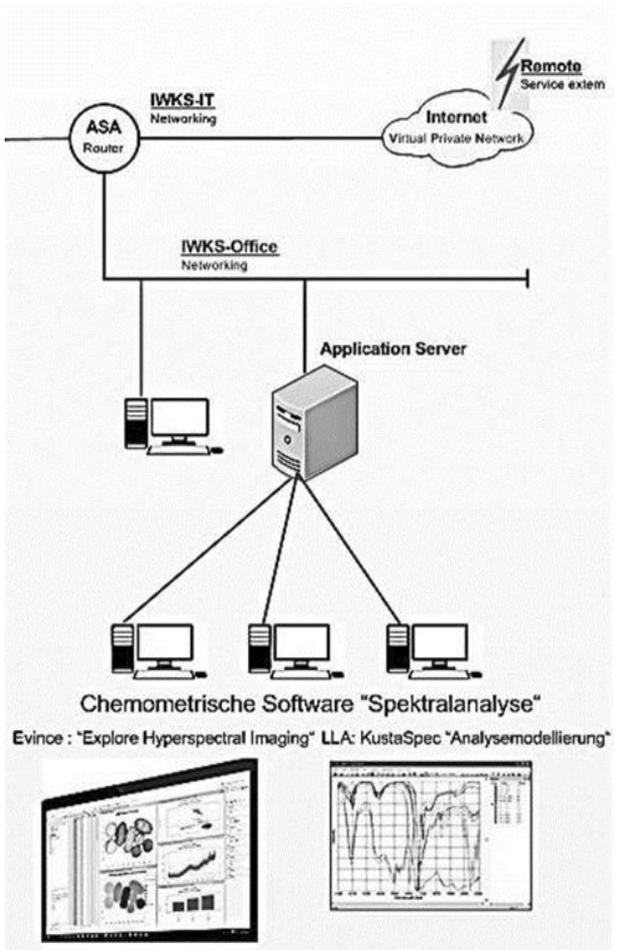


Abb. 3: Ausschnitt aus dem Aufbau der Datenstruktur für die modulare Sortieranlage am Fraunhofer IWKS.

Die bauseits vorhandene off-line Software der NIR-Kamera übernimmt zum einen den Datentransfer und die Steuerung der Kamera im Verbund des Sortiermoduls (siehe Abb. 3) und zum anderen bietet diese eine inhouse-Entwicklung eigener Applikationen und Methoden. Dies umfasst die Erzeugung von NIR-Referenzspektren für eine aktive Anpassung an das tatsächliche vorhandene Kunststoffspektrum im aktuellen Materialstrom. Ergänzt durch eine Bildanalysesoftware erfolgt nun der rechnergestützte Vergleich der gemessenen IR-Spektren mit den Referenzspektren und die sortenreine Erkennung und Trennung unterschiedlicher Kunststoffe.

Bei der Durchführung des Sortierprozesses wird das Sortiergut nach der Aufgabe aus einem Vorratsbunker auf ein Förderband durch einen Schwingförderer vereinzelt und in das Sortieraggregat transportiert. Abhängig von der Sortierentscheidung fällt das Material am Ende des Transportbands entweder in eine erste Fraktion oder wird mit Hilfe von Druckluft in eine zweite Fraktion ausgeblasen.

3 ZUSAMMENFASSUNG

Die am Fraunhofer IWKS aufgebaute modulare Sortieranlage ermöglicht die intelligente Sortierung komplexer Stoffströme, die aufgrund der Flexibilität an unterschiedlich vorkonditionierte Materialien angepasst werden kann. Besonders hervorzuheben ist hierbei die sensorgestützte Sortierung. Es wird eine schnelle und effiziente Erfassung aller Betriebsdaten sichergestellt, wodurch eine gründliche Auswertung der Sortierprozesse im Sinne von „Industrie 4.0“ ermöglicht wird. Dadurch ist eine Anpassung der Sortierprozesse auch auf zukünftige komplexe Stoffströme möglich.

LITERATUR

Bokelmann, K., Hartfeil, T., Kunkel, K., Binnewies, M., Gellermann, C., Stauber, R. (2017) *Neue Methoden zur Wertstoffgewinnung aus primären und sekundären Rohstoffquellen*. Recycling und Rohstoffe 10, 427-437.

Einsatz von Lufttrenntischen zur Dichte-Sortierung von Abfallstoffen

A.P. Kindler, J.J. Cebrian de la Torre & M. Trojosky

Allgaier Process Technology GmbH, Forschung und Entwicklung, Uhingen, Deutschland

KURZFASSUNG: Ausgehend von Luft-Trenntischen zur gravimetrischen Sortierung von Feststoffströmen wurde ein neuer Trenntisch zur Dichtesortierung von Partikelhaufwerken entwickelt, der insbesondere zur Sortierung von großen Feststoffströmen in der Mineralstoff- und Recyclingindustrie geeignet ist. Im Vortrag werden die Entwicklungsschritte und die Ergebnisse von Labor- und Praxisversuchen zur Optimierung der Technologie sowie beispielhafte Applikationen aus der industriellen Praxis beschrieben. Der neue Trenntisch bietet eine Reihe von Vorteilen gegenüber bisher verfügbaren Maschinen, unter anderem die Einstellbarkeit der Neigung der Arbeitsplatte, die einfache Einstellung der Tischhubfrequenz und die Möglichkeit, den Arbeitsanströmboden schnell und einfach zu wechseln.

1 EINLEITUNG

Die Trennung von Roh- und Abfallstoffen spielt in den verschiedensten Branchen eine zunehmend wichtige Rolle, bspw. bei der Trennung von festen Abfallstoffen wie Glasabfall, Elektronikschrott, Bauschutt, Kompost, Kunststoff oder mineralischen Schlacken zur Rückgewinnung von Wertstoffen in einem umweltgerechten und nachhaltigen Prozess.

Bei der Dichtesortierung (genauer: gravimetrische Sortierung) von Abfallstoffen werden Stoffe bzw. Partikel nach ihrem spezifischen Gewicht getrennt. So kann z.B. vorzerkleinertes Glas von seinen Begleitstoffen oder auch Metallschlacke aus metallurgischen Prozessen von weniger metallhaltigen Bestandteilen getrennt werden. Für die Dichtesortierung koexistieren eine Vielzahl verschiedener Trennverfahren, die zudem noch mit Luft oder Wasser betrieben werden können (Bunge 2012, Wills & Finch 2016).

Seit Jahrzehnten spielen dabei wasserbasierte Prozesse vor allem bei der Sortierung von schweren, mineralischen Stoffen eine Rolle. Der Nachteil dieser Verfahren ist, dass das genutzte Prozesswasser aufwendig recycelt werden muss, was jedoch häufig nicht konsequent umgesetzt wird. Die Folgen für die Umwelt sind enorm. Zudem nimmt die Wasserknappheit in vielen Ländern zu (Harder 2014).

Daher gibt es seit einigen Jahren einen Trend hin zu trockenen Verarbeitungsprozessen, die umweltschonender arbeiten, bei geringeren Kosten betrieben werden können und auch zu einer erheblichen Reduktion der Gesamtanlagengröße im Recyclingprozess beitragen können (Harder 2013).

Ein Nachteil trockener Trennprozesse ist, dass die Trennqualität physikalisch begründet niedriger ist als bei wasserbasierten Prozessen. Gerade bei steigenden Anforderungen an die Trennprozesse (höhere Reinheit, schlechtere Rohstoffqualität bei Erzen, strengere gesetzliche Umweltrichtlinien, ...) ist es daher dringend notwendig, die existierenden luftbasierten Verfahren zu optimieren.

Orientiert an diesen Anforderungen wurde von der Allgaier Process Technology GmbH eine seit Jahrzehnten bewährte Technik systematisch prozesstechnisch und mechanisch optimiert. Dabei wurde zudem auf die Bedienfreundlichkeit, die Anlagen-

kosten, die Wartungskosten und die Sicherheit im Betrieb geachtet, um neuesten Sicherheitsanforderungen gerecht zu werden. Das Ergebnis ist das neueste Produkt im Portfolio, der Lufttrenntisch GSort.

2.1 Funktionsprinzip

Die Dichtentrennung mit dem GSort basiert auf einer geneigten und vibrierenden Bodenplatte. Diese wird von einem aufsteigenden Luftstrom durchströmt (Abb. 1):

- Die Materialien mit geringerer Dichte bewegen sich ohne oder mit nur wenig Kontakt mit dem Boden auf Grund der Neigung nach unten.
- Die Materialien mit höherer Dichte sind in häufigem Kontakt mit dem Luftanströmboden und werden durch die Vibration aufwärts gefördert.

Je größer der Unterschied in der Produktdichte, desto größer können die zu behandelnden Korngrößenbereiche sein. Beim GSort können die Variablen individuell, schnell und einfach eingestellt werden – dadurch sind die Maschinen optimal auf die Materialien abgestimmt. Die beste Präzision wird durch die Einstellung der nachfolgenden Variablen erreicht:

- die zonenweise einstellbare Luftgeschwindigkeit entlang der durchströmten Bodenplatte,
- die Höhe der Überlaufklappen,
- die Tischneigung und
- die Frequenz der Vibration.

Bei der Inbetriebnahme des GSort wird der Luftstrom eingestellt und die Verteilung der Luft mittels eines effizienten Mechanismus über dem Querschnitt des Anströmbodens justiert.

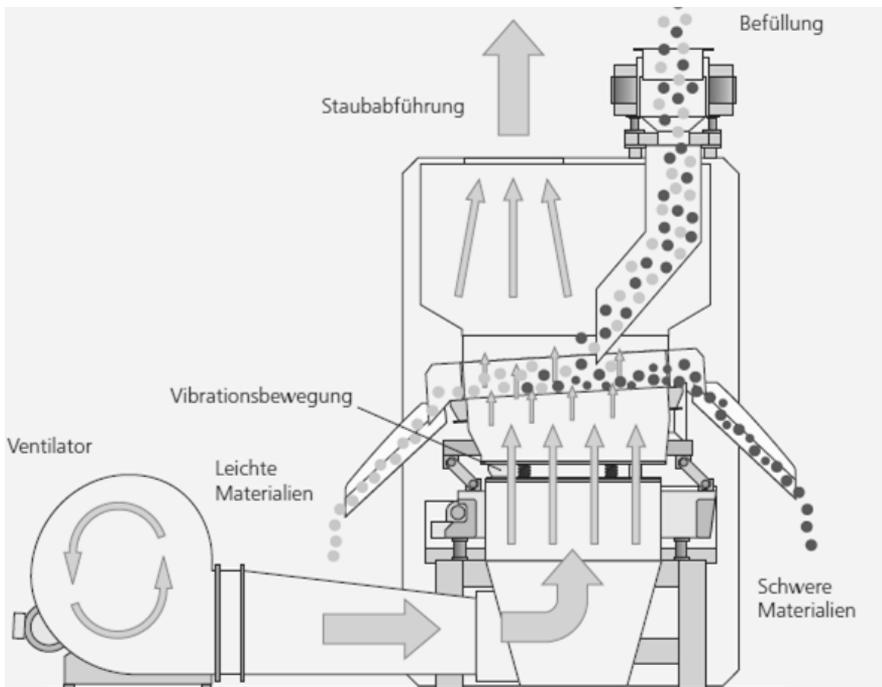


Abb. 1: Funktionsprinzip des neuen Luft-Trenntisches GSort.

2.2 Untersuchung des Einflusses neuer Einstellparameter auf das Trennverhalten

Basierend auf einem bereits seit vielen Jahrzehnten vertriebenen Lufttrenntisch (Typ: GOSAG) wurden systematisch experimentelle Untersuchungen mit neuen Einstellparametern im Technikum Allgaier Mogensen S.L.U. in Spanien durchgeführt. Dazu wurde eine bestehende Testanlage (Abb. 2), bei der das Material nach der Trennung wieder vermischt und im Kreislauf gefahren wird, Schritt für Schritt umgebaut. Der Luft- und Schüttgutkreislauf der Anlage ist schematisch dargestellt.

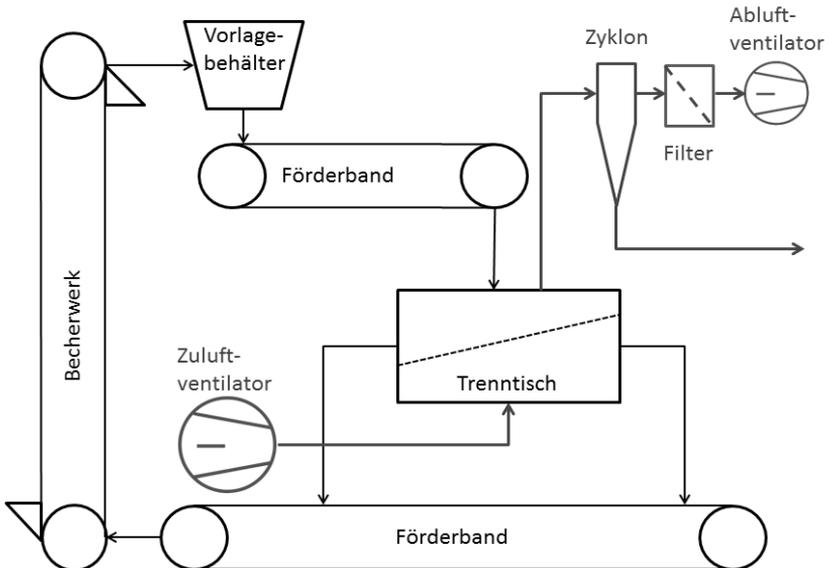


Abb. 2: Fließschema der kontinuierlichen Versuchsanlage.

Bei den Versuchen wurde der Einfluss mehrerer Prozessparameter auf das Trennverhalten verschiedener binärer Schüttgutmischungen unterschiedlicher Partikeldichte und Korngrößen (Mischungen aus Kieselstein ($2,6 \text{ g/cm}^3$), Magnetit ($4,9 \text{ g/cm}^3$), Kugelstrahlkugeln ($7,0 \text{ g/cm}^3$), Kunststoffen ($\sim 1,0 \text{ g/cm}^3$) und Glas ($\sim 2,6 \text{ g/cm}^3$)) untersucht. Bei den Parametern handelt es sich dabei insbesondere um die Frequenz der Tischvibration, die Neigung des Tisches, die zonenweise regulierbare Luftgeschwindigkeit, die Höhe der Überlaufklappen (auf Leicht- und Schwergutseite) und verschieden gestaltete Anströmböden.

Neben der bloßen Untersuchung des Einflusses der Prozessparameter auf das Trennverhalten wurde darauf geachtet, dass diese beim Einsatz in der Praxis auch robust und sowohl schnell als auch einfach einstellbar sind. Wie bereits in der Einleitung geschildert, war das Ziel dabei, die vorhandene Technologie zu optimieren unter den Gesichtspunkten Effizienz, Sicherheit, Wartungsaufwand, Transportierbarkeit, Flächenverbrauch, Bedienfreundlichkeit und Design.

Im Folgenden werden die Untersuchungsergebnisse am Beispiel einer Mischung aus Magnetit ($4,9 \text{ g/cm}^3$) und Kieselsteinen ($2,6 \text{ g/cm}^3$) dargestellt. Der Korngrößenbereich der Mischung ist $0\text{-}25 \text{ mm}$. Dabei handelt es sich zwar nicht um Abfallstoffe, jedoch können die Ergebnisse qualitativ gut auf andere freifließende Schüttgüter übertragen werden. Bei der Darstellung der Ergebnisse wird aus praktischen und Verständnisgründen auf die übliche Verwendung von Trennbarkeitskurven (Bunge 2012) verzichtet. Stattdessen werden direkt die gemessenen Prozessparameter dargestellt.

2.2.1 Einfluss des Luftvolumenstroms

Um eine gute Fluidisierung des Schüttguts zu erreichen, muss die Anströmgeschwindigkeit für das aufzutrennende Schüttgut, auch abhängig von der Frequenz der Vibration, optimiert werden. In Abb. 3 sind die erreichten Teilmassenströme des aufgetrennten Leicht- und Schwerguts, sowie deren absolute Dichte, nach dem Trennprozess dargestellt. Es zeigt sich, dass es einen schmalen, optimalen Geschwindigkeitsbereich zwischen 5,5 und 6,5 m/s gibt, welcher zum besten Trennergebnis führt.

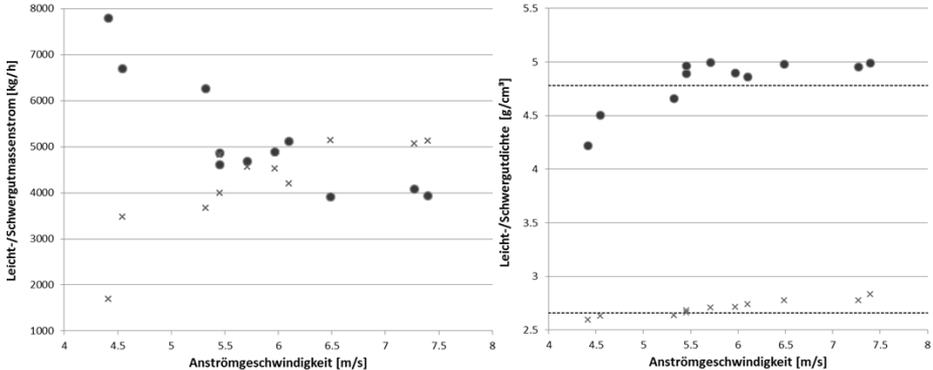


Abb. 3: Einfluss der mittleren Zuluftgeschwindigkeit auf den Teilmassenstrom und die absolute Dichte des Leicht- und Schwerguts. Mischverhältnis Magnetit:Kieselstein=1:1, Arbeitsfläche: 0,45 m². **Punkte:** Schwergut, **Kreuze:** Leichtgut, **gestrichelte Linie:** Reinstoffdichte. Weitere Prozessparameter unterliegen der Geheimhaltung.

Diese Erkenntnis ist prinzipiell nicht neu. Wichtig ist jedoch, dass dieser hohe Durchsatz, bezogen auf die Arbeitsfläche, nur erreicht werden kann, wenn der Anströmboden in mehrere Zonen (hier: 5 Zonen) unterteilt wird. Wie in Abb. 4 zu erkennen ist, führt das Trennverfahren zu einem Gegenstrom des Leicht- (nach links) und Schwerguts (nach rechts). Entlang des Anströmbodens ändert sich somit die Zusammensetzung stetig, weshalb unterschiedliche Anströmgeschwindigkeiten in den Zonen benötigt werden. Für diesen Zweck wurde in effizienter und einfach einzustellender Mechanismus entwickelt.

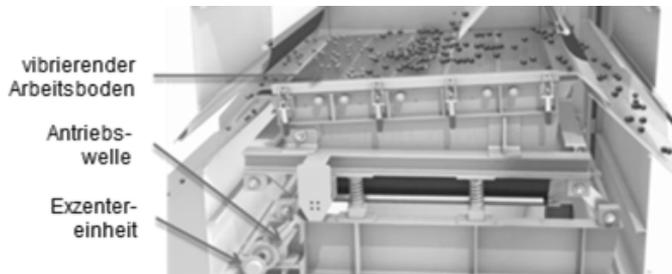


Abb. 4: Blick in das Innere des GSort im Betrieb.

2.2.2 Einfluss der Vibrationsfrequenz

Neben der anströmenden Luftgeschwindigkeit hat die Frequenz der Tischvibration einen entscheidenden Einfluss auf das Trennverhalten. Der Vibrationsfrequenz wirkt sich auf zwei Effekte aus: die Fluidisierung und den Transport des Schwerguts entgegen der Gravitation zum oberen Austrag. Eine zu niedrige Vibrationsfrequenz

führt zu einer unzureichenden Fluidisierung des Schüttguts und bewirkt ein Bergaufwandern des Leichtguts und einen zu geringen Transport de Schwerguts, welches vermehrt abrutscht. Ist die Vibrationsfrequenz jedoch zu hoch, wird zu viel Schwergut nach oben transportiert, was zu einem Mitschwimmen des Leichtguts führt. Beide dieser Extremfälle sind folglich zu vermeiden und es gilt ein Optimum zu finden. In Abb. 5 liegt dieses Optimum beispielsweise zwischen 300 und 400 1/min. Der Bereich ist, abhängig von der Anströmgeschwindigkeit, in den meisten Fällen recht breit.

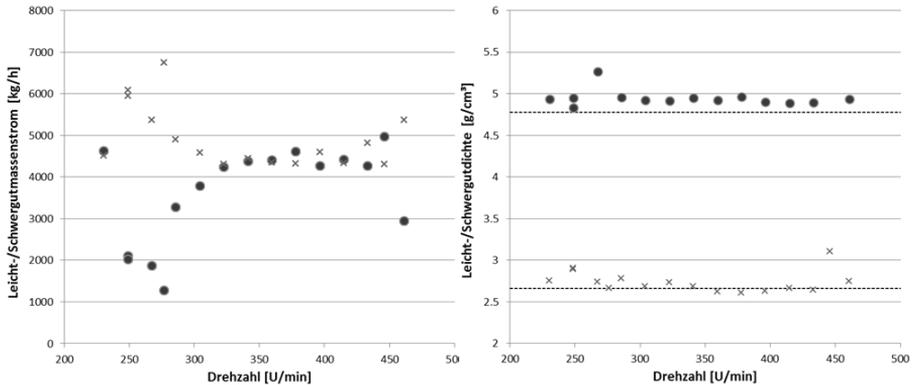


Abb. 5: Einfluss der Frequenz der Vibration auf den Teilmassenstrom und die absolute Dichte des Leicht- und Schwerguts. Mischverhältnis Magnetit:Kieselstein=1:1, Arbeitsfläche: 0,45 m². **Punkte:** Schwergut, **Kreuze:** Leichtgut, **gestrichelte Linie:** Reinstoffdichte. Weitere Prozessparameter unterliegen der Geheimhaltung.

Eine weitere wichtige Erkenntnis der Untersuchungen ist, dass sich der Trennprozess bei veränderter Zusammensetzung des Aufgabeguts (beim selben zu trennenden Stoff) komfortabel über die Vibrationsfrequenz steuern lässt.

2.2.3 Einfluss der Tischneigung

Während die Vibrationsfrequenz und die Luftgeschwindigkeit in erster Linie die Fluidisierung und den Transport des Schwerguts beeinflussen, ist die Tischneigung vor allem für ein optimales Abrutschen des Leichtguts ein wichtiger Prozessparameter. Da das Leichtgut durch die Fluidisierung auf dem Schwergut aufschwimmt, rutscht es durch die Neigung der Bodenplatte ab, während das statistisch häufiger mit dem Boden in Kontakt kommende Schwergut bergauf transportiert wird. Für jedes Material gilt es folglich die Tischneigung zu optimieren, damit es zu einer ausreichend hohen Triebkraft in Richtung des unteren Austrags kommt.

2.3 Typische Gesamtprozesse

Bei der Entwicklung des GSort wurde darauf geachtet, dass er in das Gesamtportfolio integriert werden kann. Als Systemlieferant bietet die Allgaier Group Systemlösungen mit den Verfahren Trocknen, Sieben, Sortieren, Waschen und Kühlen an.

In Abb. 6 ist ein exemplarischer Recyclingprozess aufgezeigt, bei dem beispielsweise Recyclingglas von seinen Begleitstoffen getrennt und nach Glasfarbe sortiert werden kann. Der Prozess beginnt bspw. mit der Vorklassierung sehr grober Bestandteile mit einem Stangensizer. Im Anschluss kann das aufzubereitende Material in einem Trommeltrockner getrocknet und daraufhin durch eine Siebmaschine (MSizer) in mehrere Fraktionen aufgetrennt werden. Die klassierten Glasscherben können dann in dem

neu entwickelten GSort Lufttrenntisch von den Begleitstoffen getrennt werden. Im letzten Prozessschritt wird das Glas dann mit einem Farbsortierer (MSort) für die weitere Verarbeitung in verschiedenfarbige Bestandteile aufgetrennt.

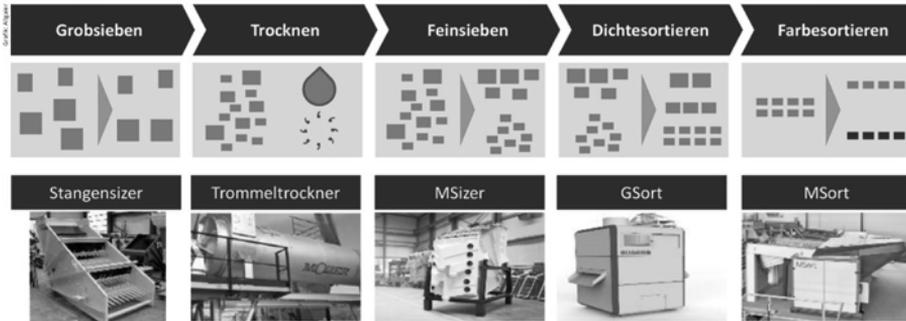


Abb. 6: Beispielhafter Recyclingprozess der Allgaier Process Technology GmbH.

3 SCHLUSSFOLGERUNG BZW. ZUSAMMENFASSUNG

Aktuelle Entwicklungen auf den Märkten Abfallverwertung und Minerals & Mining führen zu immer höheren Anforderungen an die Trenntechnik. Zudem gibt es einen Trend hin zu umweltfreundlicheren und in Investition und Betrieb preiswerteren Trockentrennverfahren. Allgaier hat mit dem neuen Lufttrenntisch GSort eine besonders effiziente Methode zur trockenen Dichtesortierung entwickelt.

Im Rahmen der Entwicklung wurden systematisch Änderungen an dem seit Jahrzehnten im Hause bewährten Trenntisch (Typ: GOSAG) vorgenommen und deren Einfluss auf den Trennprozess untersucht. An dem neuen Trenntisch haben Kunden nun durch neue Einstellmöglichkeiten (Tischneigung, Vibrationsfrequenz, Luftgeschwindigkeit (zonenweise), Überlaufwehrrhöhe, Arbeitsböden) die Möglichkeit, ihren Trennprozess deutlich effizienter zu gestalten als mit vergleichbaren Produkten auf dem Markt.

Der Einfluss der „neuen“ Prozessparameter wurde für verschiedene Materialmischungen unterschiedlicher Korngröße untersucht. Mit dem GSort ist es insbesondere möglich, schwere Produkte (Schlacken, Erze, ...), durch einen Lufttrenntisch effizient nach dem Merkmal Partikeldichte zu sortieren.

LITERATUR

- Bunge, R. (2012) *Mechanische Aufbereitung – Primär- und Sekundärrohstoffe*. Wiley-VCH, Weinheim. ISBN: 978-3-527-33209-0.
- Harder J. (2013) *Chancen – Entwicklung bei Trockenverfahren*. AT MINERAL PROCESSING EUROPE Ausgabe 07-08/2013.
- Harder J. (2014) *Wassermanagement – Wasserknappheit beim Mining*. AT MINERAL PROCESSING EUROPE Ausgabe 09/2014.
- Wills, B.A. & Finch J.A. (2016) *Wills' Mineral Processing Technology – An Introduction to the Practical Aspects of Ore Treatment and Mineral Recovery*. Elsevier, Waltham (USA). ISBN: 978-0-08-097053-0.

Störstoffe in der thermischen Behandlung mit Rostfeuerungsanlagen

A. Freimund

Energie AG Oberösterreich Umwelt Service GmbH, Produktionsleitung, Wels, Österreich

KURZFASSUNG: Der Vortrag „Störstoffe in der thermischen Behandlung“ gibt einen kurzen Überblick und eine Klassifizierung von Fehlwürfen/Störstoffen, die den Behandlungsprozess negativ beeinflussen und zu Belastungen bei Mitarbeitern, Anlagen und bei Anlieferern führen. Schäden, wie Rostdurchbrände und Shredderbrände sind nur Extrembeispiele dafür.

1 EINLEITUNG

Die Bewältigung der Störstoffproblematik stellt die Betreiber von Müllverbrennungsanlagen permanent vor Herausforderungen. So werden im Vorfeld der Verbrennungsanlagen in Wels jährlich mehr als 300.000 Tonnen Abfälle aufbereitet, gesichtet und bestmöglich von Störstoffen für die Verbrennungsanlagen, befreit. Dabei steht der Schutz der Mitarbeiter und ebenso der Anlagen tagtäglich im Vordergrund. Die gelebte Praxis zeigt dabei erstaunliche Fehlentwicklungen in der Abfallwirtschaft auf.

In diesem Beitrag wird gezielt auf aktuelle Störstoffe und deren Auswirkungen auf den Anlagenbetrieb und in weiterer Folge für den Kunden, eingegangen. So sind es beispielsweise jene von der Anlieferspezifikation abweichende Abfälle, wie Baggerketten, Gusseisenteile, chemische Störstoffe, Fasern aus CFK oder GFK, Dämmwolle, Stäube, Akkumulatoren, Netze und Bänder für welche neue Lösungen bzw. Wege in der Abfallwirtschaft aufgezeigt werden müssen.

Alle Verbrenner sind den gesetzlichen Vorgaben verpflichtet, die Emissionen und Immissionen, sowie die Parameter der Verbrennungsrückstände und des Abwassers hinsichtlich Qualität und Grenzwerte einzuhalten. Damit diese behördlichen Vorgaben bei der Verwertung der Abfälle eingehalten werden können, muss der angelieferte Abfall eine der Anlagenauslegung und dem behördlichen Genehmigungsbescheid zu Grunde liegenden Abfallspezifikation erfüllen. Ein wesentlicher Bestandteil ist die Vermeidung von Störstoffen und somit die Vermeidung von ungeplanten Stillständen und gefährlichen Zuständen in den Anlagen. Fehlentwicklungen führen zu einem erhöhten Risiko für Mitarbeiter sowie für die Umwelt und können große Schäden verursachen.

2 STÖRSTOFFE AUS DER GELEBTEN PRAXIS EINES ABFALLVERBRENNERS

Als Störstoffe werden grundsätzlich jene Stoffe bzw. Abfallgruppen bezeichnet, welche in den Abfallanlieferungen von der Anlieferspezifikation abweichen. Die Erfassung dieser Abweichungen dient nicht nur dazu, um Gegenmaßnahmen einzuleiten oder gesetzlichen Verpflichtungen Genüge zu tun, sondern gezielt Lösung für trendmäßige Entwicklungen zu initiieren bzw. zu erarbeiten.

So zeigen nachfolgend aufgezeigte Störstoffe ein vermehrtes Auftreten in Müllanlieferungen für die Verbrennung in Rostfeuerungsanlagen.

2.1 Störstoffe und ihre Auswirkungen auf Mitarbeiter und Anlagen

Bei der Annahme bzw. Übernahme von Abfällen, bei der Behebung von Schäden oder bei Reparaturen und auch bei der Entfernung der Störstoffe stehen Mitarbeiter im Einsatz. Deren Schutz kann nur mit gezielt ausgewählten persönlichen Schutzausrüstungen gewährleistet werden. Ein noch unbekannter oder nicht ersichtlicher Störstoff birgt jedoch immer die Gefahr einer Fehleinschätzung. Schulungen der Mitarbeiter und gegenseitiger Austausch stehen daher regelmäßig an der Tagesordnung.

An den nachfolgenden Beispielen wird aufgezeigt, dass die Müllqualität ganz erhebliche Bedeutung für den Schutz der Mitarbeiter und den Durchsatz der Anlagen hat.

2.1.1 Sperrige Störstoffe

Optisch sind sperrige Störstoffe nicht immer leicht am ersten Blick für das Annahmepersonal zu erkennen. So kommt es vor, dass leere oder teilentleerte IBC-Container in Anliefermulden mit Müll überschüttet wurden und somit bei deklariertem Bunkerware direkt im Bunker landen. Ähnliche Vorfälle gibt es mit befüllten Big-Bags, welche in der Verbrennungsanlage nicht vollständig ausbrennen können.

Schwere mechanische Schäden an den Shredder-Anlagen verursachen Störstoffe wie Gusseisenteile oder Baggerketten, welche vermeidbar sein sollten. Als Monocharge gesammelt könnten diese einer Zerkleinerung nach Vorbild Schrottplatz zugeführt werden.

Die gewöhnliche Gewerbemüllaufbereitung mittels Shredder-Anlage scheitert ebenso bei der Behandlung von großen Papierrollen oder bei großen Kunststoffblöcken (so genannte Anfahrbrocken von Spritzgussmaschinen).

2.1.2 Störstoff Bänder / Netze

Anlieferungen von Agrarnetzen und Schnüren gemeinsam mit Hausmüll sind aufgrund der resultierenden Brandgefahr im Müllbunker nicht zulässig. Diese wirken bei der Verbrennung wie Zündschnüre und stellen so ein erhebliches Gefahrenpotential dar. Diese Zündschnüre können innerhalb weniger Minuten Rückbrände vom Mülltrichter in den Bunker und somit einen Großbrand verursachen. Zudem werden sehr häufig die Greifer der Müllkrananlagen damit blockiert und müssen mit hohem mechanischem und personellem Aufwand von den Netzen oder Bändern befreit werden.

Kommen Bänder/Netze in die Shredder-Anlagen (MS), so kommt es bei kleinen Mengen zu Verzögerungen im Prozess (durch Repetierbetrieb der Shredder). Die Annahme muss kurz angehalten werden. Bei größeren Mengen ist die Annahme komplett zu stoppen. Das Personal ist mit der händischen Entfernung der Bänder beschäftigt und es kommt zu langen Wartezeiten für Anlieferer.

2.1.3 Störstoff Metallspäne

Die Problematik des Störstoffes Metallspäne wurde aufgrund zahlreicher Informationsinitiativen stark eingedämmt. Jedoch weisen Schadensbilder vereinzelter Rostbereiche immer wieder stark auf die Ursache Metallspäne hin.

2.1.4 Störstoff Akkumulatoren

Ein stark zunehmender Störstoff in den Abfallströmen zur Verbrennung sind Akkumulatoren. Vor allem Akkus von Elektrokleingeräten (Spielzeuge, Drohnen, E-Bikes, usw....) werden vermehrt aufgefunden bzw. verursachen bereits in der Logistikkette zur Verbrennung Brände.

2.1.5 Störstoff Staub

Der Störstoff Staub findet sich in allen chemischen und physikalischen Variationen und ist einer der unberechenbarsten Faktoren im Prozess. Im Bereich der mechanischen Sortierung ist zumeist bei übermäßigem Staubanfall der Betrieb einzustellen und entweder dosiert mit Ladern in den Bunker zu verbringen oder vor Ort zu behandeln (zu benetzen). Im Bunker führen Staubwolken zur Sichtverringern und damit zum Aufgabestopp bei beiden Verbrennungslinien. Die Folgeschäden von korrosiven Stäuben kommen in den Folgemonaten zum Tragen und führen zu Ausfällen an der Müllkrananlage und den Shreddern.



Abb. 1: Staubwolke in der Anlieferhalle der mechanischen Sortierung.

2.1.6 Chemische Störstoffe

Bemerkbar sind hier Schwankungen im Prozess bis zur Qualität von Ausbrand von Schlacke und Asche. Auch hier ist unsere Instandhaltung immer wieder mit nachhaltigen Schäden beschäftigt.

2.1.7 Störstoff Fasern (aus CFK und GFK)

CFK und GFK wirkt sich in den einzelnen Anlagenkomponenten recht unterschiedlich aus. Bei den E-Filtern führen diese in kleinen Dosen zu Überschlügen und damit zu Abzehrungen an den Elektroden und Gegenplatten, bei größeren Mengen kommt es zu Spannungseinbrüchen und damit zu Staubdurchrissen, die zu Ablagerungen im Bereich der beiden Wäscher führen und zu Schäden in der Abwasseranlage. Das manuelle Entfernen der Aschen bei Abstellungen ist ohnehin nur mehr mit zusätzlicher PSA möglich.

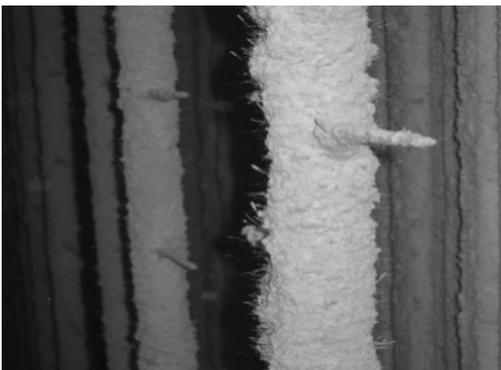


Abb. 2: Fasern auf den Elektroden am Elektrofilter.

2.2 Anlagenkonzeption: Thermische Behandlungsanlagen für?

Die Auslegung der Anlagen wurde grundsätzlich konzipiert für Hausmüll und Gewerbemüll und nicht für die oben genannten Störstoffe. Grundsätzlich verfügen wir als Unternehmen über eine hohe Bandbreite an Lösungen. Die Vermischung/Untermischung ist aber hoch problematisch. Die Trennung zur gesonderten Behandlung ist oft schwierig und aufwändig.

2.3 Spezifikation Inputmaterial

Die Spezifikationen der Anlagen sind unter <https://www.energieag.at/Kundeninformation-fuer-die-Anlieferung-in-die-WAV-2018.pdf> zu finden und werden ständig an den aktuellen Stand angepasst.

2.4 Lösungsansätze für Störstoffe

Die oben genannten Spezifikationen enthalten auch die aktuellen Lösungsansätze für z.B.: gefährliche Abfälle, sperrige Stoffe, Stäube, Seile/Netze usw. und sollen auch als Hilfestellung dienen. Wir testen und entwickeln an unseren verschiedenen Standorten Lösungen und erweitern somit unser Portfolio.



Abb. 3: Versuch Wasserstrahlschneiden für Entwicklung Seil/Netzvorbehandlungsanlage.

2.5 Lernkurve vs. Kostenersatz für nicht-spezifikationskonforme Anlieferungen

Natürlich ist auch ein Kostenbeitrag für Fehlwürfe zu leisten, da diese zusätzliche Bearbeitungsschritte auslösen und sich auch auf den ganzen Anlieferprozess und die Behandlung auswirken.

3 SCHLUSSFOLGERUNG BZW. ZUSAMMENFASSUNG

Die Verbrennungsanlagen sind zwar in der Lage, viel zu bewältigen, sind aber nicht in der Lage alle Probleme zu lösen. Wir entwickeln Lösungen für sehr viele Abfallströme (auch für zukünftige Abfälle), müssen aber den soliden und wichtigen Behandlungsweg der MVAs von Störstoffen frei halten, um eine reibungslose Entsorgung von Hausmüll und Gewerbemüll zu gewährleisten.

Energetische Verwertung von carbonfaser-haltigen Abfällen - Forschungsergebnisse aus praktischen Untersuchungen

J. Stockschläder & P. Quicker

Rheinisch-Westfälische Technische Hochschule Aachen, Lehr- und Forschungsgebiet
Technologie der Energierohstoffe (TEER), Aachen, Deutschland

W. Baumann, M. Wexler & D. Stapf

Karlsruher Institut für Technologie (KIT), Institut für Technische Chemie (ITC), Karlsruhe,
Deutschland

C. Thiel & M. Beckmann

Technische Universität Dresden, Professur für Energieverfahrenstechnik, Dresden, Deutschland

R. Koralewska

Martin GmbH für Umwelt- und Energietechnik, München, Deutschland

KURZFASSUNG: Der Einsatz von Carbonfaser-verstärkten Kunststoffen hat in den letzten Jahren stetig zugenommen, neue Einsatzgebiete wurden und werden erschlossen. Mit wachsendem Einsatz nimmt auch der Anfall Carbonfaser-haltiger Abfälle zu. Auch beim Recycling fallen prozessimmanent Carbonfaser-haltige Reste an. Aufgrund stoffstromspezifischer Erfassungswege kann es zu einem Eintrag von CFK in Hausmüllverbrennungsanlagen oder Sonderabfallverbrennungsanlagen kommen. Berichte aus der Praxis und Laboruntersuchungen zeigen, dass Carbonfasern hohe Verweilzeiten und Temperaturen für eine vollständige Zerstörung benötigen. Beim Austrag von unverbrannten Carbonfasern aus der Feuerung können sowohl die Anlagentechnik beschädigt als auch vorhandene Entsorgungswege für die prozessspezifischen Rückstände beeinträchtigt werden. Aus diesen Gründen ist eine Prüfung der Auswirkungen durch den Eintrag von Carbonfasern in Abfallverbrennungsanlagen notwendig. Im vorliegenden Beitrag werden die Zwischenergebnisse von großtechnischen Verbrennungsversuchen unter Zusatz von Carbonfaser-haltigen Abfällen in einer Hausmüllverbrennungsanlage und einer Sonderabfallverbrennungsanlage vorgestellt.

1 EINLEITUNG

Carbonfasern (CF) kommen im Alltag gewöhnlich in Form von Carbonfaser-verstärkten Kunststoffen (CFK) vor. Diese zeichnen sich durch eine sehr hohe mechanische Belastbarkeit bei gleichzeitig sehr geringem Gewicht aus. Zunächst vor allem im Bereich Luft- und Raumfahrt eingesetzt, wurde der Werkstoff in den letzten Jahren für weitere Einsatzzwecke verwendet. Abb. 1 zeigt die Anteile der einzelnen Anwendungsgebiete für Carbonfaserverbundwerkstoffe im Jahr 2017. Global wurden etwa 126.700 Mg genutzt. Der Anteil an CFK liegt bei etwa 80 Ma.-% bzw. 100.000 Mg.

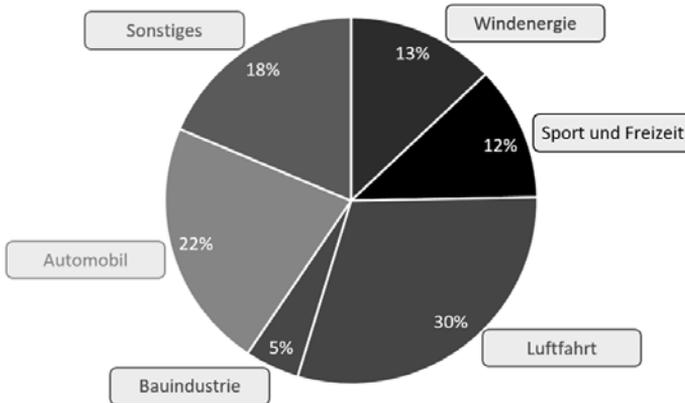


Abb. 1: Abschätzung des globalen Einsatzes von Carbonfaserverbundwerkstoffen in einzelnen Industriezweigen im Jahr 2017, Gesamteinsatzmenge 126.700 Mg (Witten, 2017).

Die steigende Einsatzmenge führt zwangsläufig zu einer Zunahme des zu verarbeitenden CF-haltigen Abfalls. Dieser sollte zunächst vorrangig einem Recycling zugeführt werden. Allerdings sind auf Grund der prozessimmanenten Verkürzung der Fasern auch Verfahren notwendig, mit denen jene Faserbestandteile, die stofflich nicht mehr weiter nutzbar sind, schadlos entsorgt werden können. Die energetische Verwertung ist vor dem Hintergrund der deutschen Gesetzgebung hierfür Mittel der Wahl. Welche der verfügbaren Optionen zur thermischen Abfallbehandlung für dieses Material geeignet sind, gilt es zu ermitteln.

CF-haltige Abfallströme gelangen auf Grund von fehlenden stoffstromspezifischen Erfassungssystemen in thermische Abfallbehandlungsanlagen. Berichte aus der Praxis zur Mitverbrennung von CFK in Verbrennungsanlagen zeigten, dass unvollständig verbrannte Fasern durch ihre Leitfähigkeit Kurzschlüsse oder Stromausfälle in elektrostatischen Abscheidern verursachen können (Famler, 2017). Auch in der Schlacke waren Fasern bei der Mitverbrennung nachweisbar (BG RCI, 2014). Allerdings sind die Kenntnisse über den Verbleib und das Aussehen der CF und ihre Auswirkungen auf Feuerung bzw. Anlagentechnik noch unzureichend. Untersuchungen im Labor zeigen, dass bei einer nicht vollständigen Faserzersetzung Bruchstücke mit einem Durchmesser $< 3 \mu\text{m}$ entstehen können. Bei einem Durchmesser zu Längenverhältnis größer 1 : 3 entsprechen diese Bruchstücke dem Kriterium der sogenannten WHO-Fasern. Untersuchungen im Realbetrieb sollen zeigen, inwieweit Fasern dieser Kategorie entstehen können.

2 PROJEKTANSATZ

Im Rahmen des durch das Umweltbundesamt geförderten UFOPLAN-Vorhabens FKZ 3716 34 318 0 „Untersuchungen zu Möglichkeiten und Grenzen der Entsorgung Carbonfaser-verstärkter Kunststoffabfälle in thermischen Prozessen unter Berücksichtigung möglicher Risiken im Umgang mit den prozessspezifischen Reststoffen“ werden verschiedene Verwertungswege für CFK untersucht. Hierzu wurden und werden Versuche im industriellen Realbetrieb durchgeführt, messtechnisch begleitet und ausgewertet. Unterstützend erfolgen Grundlagenuntersuchungen zur thermischen, mechanischen und chemischen Aufbereitung von CF bzw. CFK. Zur Lösung der Aufgabenstellung des UFOPLAN-Vorhabens gibt es vier übergeordnete Arbeitsteile. Im ersten Arbeitsteil erfolgt eine Ermittlung von Grundlagen. Die Erhebung umfasst eine Situationsanalyse zu Produktion, Nutzung sowie derzeitigen Verwertungs- und

Entsorgungswegen, die Ermittlung des thermischen Verhaltens von CFK-Abfällen sowie die Weiterentwicklung von Methoden zur qualitativen und quantitativen Charakterisierung von CF.

Zentrale Aufgabe des Projektes ist die Durchführung von vier großtechnischen Versuchskampagnen (Hausmüllverbrennungsanlage, Sonderabfallverbrennungsanlage, Zementdrehrohr und Calciumcarbidherstellung).

Im dritten Arbeitsteil wird ein neuer Ansatz zum stofflichen Recycling mittels chemischer Faserrückgewinnung untersucht.

Basierend auf den gewonnenen Erkenntnissen werden im abschließenden vierten Arbeitsteil die Möglichkeiten einer Rückgewinnung bzw. effizienten Faserentsorgung bewertet und entsprechende Handlungsempfehlungen für die Behandlung, Verwertung und Entsorgung von CF-Abfällen abgeleitet.

Der vorliegende Beitrag befasst sich mit dem Zwischenstand zu den großtechnischen Versuchen in der Hausmüll- und Sonderabfallverbrennungsanlage.

3 VERSUCHSUMFANG

Die Versuchskampagnen umfassten jeweils drei Versuchszeiträume (Referenz, Mitverbrennung von CF-haltigen Abfällen und Nachbeprobung). Die Untersuchungen fanden in der Hausmüllverbrennungsanlage Coburg und der Sonderabfallverbrennungsanlage Biebesheim im Regelbetrieb statt. Abb. 2 zeigt die beiden Anlagen im Längsschnitt mit Angaben zu den einzelnen Messstellen.

Ziel der Versuche war die Beurteilung, inwieweit CF im jeweiligen Prozess umgesetzt werden. Die Versuche wurden messtechnisch durch das Lehr- und Forschungsgebiet Technologie der Energierohstoffe der RWTH Aachen (TEER), die Professur für Energieverfahrenstechnik der TU Dresden (EVT) und das Institut für Technische Chemie (ITC) des Karlsruher Instituts für Technologie begleitet. Aufgaben waren die Beprobung der festen und flüssigen Reststoffe und Messungen an verschiedenen Stellen des Abgaspfads. Im Abgaspfad wurden sowohl Proben im Verlauf des Kessels mittels PartikelGitterNetzSonde als auch Staubproben isokinetisch nach VDI 2066 am Kesselende und Kamin gewonnen. Die Proben werden hinsichtlich der enthaltenen Faserrückständen untersucht. Die Rückstände werden nach ihrer Form (Länge und Durchmesser) charakterisiert. Dazu werden die Proben mit Licht- und Rasterelektronenmikroskop untersucht.

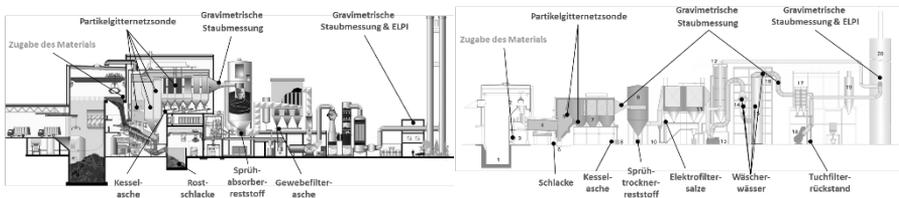


Abb. 2: Längsschnitt der Hausmüllverbrennungsanlage Coburg (links) und Sonderabfallverbrennungsanlage Biebesheim (rechts) mit Angaben zu Materialzugabe, Probenahmestellen der Feststoffe und Messstellen im Abgaspfad (Martin, 2017; HIM, 2017), bearbeitet.

4 ZWISCHENERGEBNISSE

Beide großtechnische Versuche (Hausmüll- und Sonderabfallverbrennungsanlage) konnten wie geplant durchgeführt werden. Der Regelbetrieb wurde in beiden Versuchen nicht eingeschränkt. Während der Versuchstage wurden sowohl die entstehenden Feststoffe (Schlacke, Kesselasche, Abgasreinigungsrückstände) beprobt als auch Messungen im Abgaspfad (Kessel, Kesselende und Kamin) durchgeführt.

Der derzeitige, vorläufige Stand der Analysen zeigt, dass die Bedingungen in beiden Anlagentypen für eine vollständige Faserzerstörung nicht ausreichen. Der Großteil der Fasern wird über die Schlacke ausgetragen. Abb. 3 zeigt die Schlacken aus der Mitverbrennung von CF-haltigen Abfällen.



Abb. 3: Aufnahmen der Schlacken bei Einsatz von Carbonfaser-haltigen Abfällen in der Müllverbrennungsanlage (links) und Sonderabfallverbrennungsanlage (rechts).

Die qualitative Auswertung der Staubproben (PartikelGitterNetzSonde & gravimetrische Staubmessung am Kesselende) zeigen ebenfalls ausgetragene Fasern. Die Abgasreinigung beider Anlagen scheidet die ausgetragenen Fasern sicher ab, so dass es zu keiner Faseremission am Kamin kommt. Die Analyse der Proben erfolgte bisher lediglich qualitativ. Bis zum Projektende im Frühjahr 2019 erfolgt die quantitative Auswertung.

5 DANKSAGUNG

Die Projektleitung und das Umweltbundesamt bedanken sich bei Martin GmbH für Umwelt- und Energietechnik, ZAW Coburg, Indaver Deutschland GmbH, Heidelberg-Cement AG, AlzChem AG, die unentgeltlich Arbeitszeit und zum Teil in erheblichem Umfang finanzielle Mittel eingesetzt haben, um die Umsetzung des Projekts in dieser Form zu ermöglichen.

LITERATUR

- AVA Augsburg (2017) Persönliche Mitteilung
- BG RCI (2014) Interner Untersuchungsbericht
- Famler, E. (2017) Problem-Müll: Störfälle in Welsler Abfallverbrennung häufen sich. In: OÖ Nachrichten Ausgabe am 12.10.2017
- HIM GmbH (2017) Firmenmaterial
- Martin GmbH für Umwelt- und Energietechnik (2017) Firmenmaterial
- E. Witten; M. Sauer & M. Kühnel (2017) Composites-Marktbericht 2017. URL: https://www.avk-tv.de/files/20171026_avkcecv__marktbericht_2017.pdf

HINWEIS - Dieser Artikel enthält Passagen der Erstveröffentlichung:
Stockschläder, Jan et. Al (2018): Behandlung von Carbonfaser-haltigen Abfällen in Hausmüllverbrennungsanlagen - Zwischenergebnisse eines UFOPLAN Vorhabens In: Müll und Abfall, 2018, 5, S. 108 bis 115.

Die Brennstoffbeschickung von mit heterogenen Festbrennstoffen betriebenen Verbrennungsanlagen

M.H. Zwiellehner

SAR GmbH, Prozess- und Umwelttechnik, Dingolfing, Deutschland

R. Warnecke & F. Grafmans

Gemeinschaftskraftwerk GKS Schweinfurt, Schweinfurt, Deutschland

KURZFASSUNG: An großtechnischen Verbrennungsanlagen, die mit heterogenen Festbrennstoffen (hier: Restabfall) betrieben werden, gibt es bis dato keine Möglichkeit, den in die Rostfeuerung eingebrachten Brennstoffmassenstrom zuverlässig "online" zu bestimmen. Wäre es möglich, den Brennstoffmassenstrom vorauszuberechnen, so könnten Feuerungsregelungen schneller qualitativ höherwertigere Ergebnisse erzielen und Feuerungsmodelle könnten deutlich verbessert werden. Um den Brennstoffmassenstrom berechnen zu können, wurden umfangreiche Versuchsreihen durchgeführt um erstmalig u. a. Brennstoffdichtevariationen sowie die Kompressibilität des Brennstoffs zu bestimmen und die Fördereffektivität der Stößelbeschickung zu beschreiben. In weiterer Folge wurden die empirisch ermittelten Erkenntnisse durch mathematische Formeln beschrieben, sodass eine Brennstoffmassenstromformel entwickelt werden konnte, mit der der Brennstoffmassenstrom mit einer sehr hohen Genauigkeit (voraus)berechnet werden kann. Hierzu sind ausschließlich Konstruktionsdaten des Brennstoffaufgabesystems notwendig.

1 EINLEITUNG

Anlagen mit heterogenen Festbrennstoffen sind insbesondere Restabfall-, Biomasse- und Ersatzbrennstoff-Verbrennungsanlagen. Allen ist gemein, dass der heterogene Brennstoff zu ungleichmäßigen Verbrennungszuständen führt, die u. a. das Freisetzen von emissions- und korrosions-relevanten Schadstoffen beeinflussen. Das Hauptregelorgan ist die sogenannte Beschickeinrichtung, die zur Einhaltung der vorgegebenen Soll-Leistung über die Zuführung des benötigten Brennstoffs, der in ausreichender Menge (im Sinne der Brennstoffwärmeleistung), richtig dosiert und weitgehend kontinuierlich zugeführt werden muss, dient. Die Erfüllung dieser Forderung gestaltet sich bei Brennstoffen aus Abfall im Gegensatz zu klassischen Brennstoffen schwieriger, weil durch die Mehrfachheterogenität des Abfalls hinsichtlich Dichte, Heizwert etc., bisher kaum Möglichkeiten bestehen, die momentan benötigte Brennstoffmenge zur Einhaltung der Soll-Leistung zu bestimmen. Die Auslegung einer Beschickeinrichtung erfolgt bisher auf der Basis von Erfahrungen und die Einstellung im Wesentlichen durch „Trial and Error“ im Rahmen der Inbetriebnahme. Die Möglichkeit einer Bestimmung der einzustellenden Parameter für die Aufgabe schon bei der Auslegung wäre somit ein echter Vorteil. Der hier vorgestellte Beitrag soll eine Methode vorstellen, mit der eine solche Vorausberechnung, aber auch die Nachrechnung (mit dem Ziel einer Optimierung) von bereits existierenden Anlagen an die Hand gegeben wird.

Vorhandene Modelle und Simulationen von Rostfeuerungen für Abfälle (z. B. [3], [4], [5]) weisen noch Optimierungspotential auf, da der in die Feuerung aufgegebene Brennstoffmassenstrom nicht „online“ anhand von betrieblichen Parametern *berechnet* und *kontinuierlich adaptiert* wird, sondern als Konstante dem Modell aufgeprägt wird. Wie bereits erwähnt, lässt sich der Brennstoffmassenstrom bis dato nur ungenau

u. v. a. nur über längere Mittelungszeiträume im Bereich von mehreren Stunden ermitteln. Kommt es zu Variationen der Brennstoffeigenschaften (z. B. des Heizwerts) so muss sich ggf. auch der Brennstoffmassenstrom ändern, da eine gleichbleibende Soll-Leistung angestrebt wird. Diese Anpassung des Brennstoffmassenstroms, wird in der Regel automatisiert von der Feuerungsleistungsregelung (FLR) vorgenommen. U. a. wird durch die Variation von Beschickgeschwindigkeit bzw. -frequenz und/oder Hublänge versucht, den Brennstoffmassenstrom zu beeinflussen, so dass die vorgegebene Soll-Leistung optimal eingehalten werden kann. Im Rahmen des vom Deutschen Bundesministerium für Bildung und Forschung geförderten und vom Projekträger Jülich koordinierten Forschungsvorhabens "VOKos" [6] wurde eine Methodik entwickelt, um den Brennstoffmassenstrom an Abfallverbrennungsanlagen ausschließlich durch die Vorgabe von konstruktiven Merkmalen (voraus)berechnen zu können.

2 VERFAHRENSTECHNISCH-KONSTRUKTIVER ANSATZ

Bei der schieber- bzw. kolbenbasierenden Brennstoffbeschickung handelt es sich um ein quasikontinuierliches Dosiersystem. Diese Brennstoffdosierung auf den Rost erfolgt i. d. R. durch langsamen, gleichmäßigen Vorhub des Aufgabeschiebers in Richtung seiner hinteren Endlage, die durch einen schnellen Rückhub in seine Ausgangsposition die vordere Endlage unterbrochen wird, während dem kein Brennstoff auf den Rost dosiert wird.

Das ursächliche Problem bei der Bestimmung der pro Doppelhub geförderten Brennstoffmasse ist, dass weder die Dichte des Brennstoffs im Aufgabebereich noch das geförderte Volumen bekannt sind. Diese beiden Parameter sind weder direkt messbar noch lassen sie sich ohne weiteres rechnerisch bestimmen. In der Literatur (z. B. in [1], [2]) finden sich hierzu nur wenig belastbare Angaben. Erschwert werden die Betrachtungen dadurch, dass sich die Brennstoffdichte vom Brennstoffaufgabetrichter, über den Aufgabeschacht bis hin zum Vorhub des Aufgabeschiebers permanent ändert.

2.1 Basis zur Fördergleichung der Beschickung

Prinzipiell sollte der Brennstoffmassenstrom aus dem Produkt des durch den Aufgabeschieber bewegten effektiven Volumens, der Doppelhubzahl pro Stunde und der Dichte des Brennstoffes hergeleitet werden können. Das Volumen wird über das Produkt aus Aufgabeschieber-Breite, Hub-Länge und Höhe des Aufgabemauls beschrieben. Zur Validierung dieser Annahme wurden bei rund 50 Verbrennungslinien zum einen die Jahresbrennstoffmassenbilanzen und zum anderen die kurzzeitigen Kranmassenbilanzen ausgewertet. Die Anwendung auf diese repräsentativ ausgewählten realen Anlagen führte in der Regel zu *erheblichen Abweichungen* zwischen *berechneten* und *gemessenen* Massenströmen. Dies führte zu der Erkenntnis, dass offensichtlich weitere Einflüsse berücksichtigt werden müssen. Insbesondere muss davon ausgegangen werden, dass eine mittlere Brennstoffdichte einer einfachen Schüttung, wie auch das vereinfacht angenommene Fördervolumen *nicht* den Verhältnissen in der Realität entsprechen, was zu einem erweiterten, verfahrenstechnisch-konstruktiven Ansatz führte. Er basiert einerseits auf den spezifischen geometrischen Konstruktionsdaten und andererseits auf den (allgemeingültigen) physikalischen Verfahrensdaten im Aufgabebereich. In die Berechnung des Brennstoffmassenstroms an der Aufgabe gehen ferner im Folgenden, neben der Geometrie und Verfahrenstechnik, auch verschiedene Kräfte, Drücke, Reibungskoeffizienten, Brennstoffdaten etc. ein.

2.2 Einfluss der Brennstoffdichte

Es ist vorstellbar, dass sich die Dichte des Brennstoffs *direkt vor dem Aufgabeschieber* ($\rho_{BrSt,komp,vor\ As}$) von der Dichte *oberhalb* des Aufgabeschiebers unterscheidet (vergleiche Abbildung 1). Daher wurden verschiedenste Versuche in Bezug auf die Dichte von Abfall durchgeführt. Grundsätzlich kann die Initialdichte, also die Dichte des angelieferten Brennstoffs, im Aufgabesystem durch zwei Effekte verändert werden:

- die Eigengewichtskraft und den daraus resultierenden Druck p_{BrStS} (im Aufgabeschacht) und
- von außen aufgeprägte Kräfte (durch den Aufgabeschieber $\rho_{BrSt,komp,vor\ As}$).

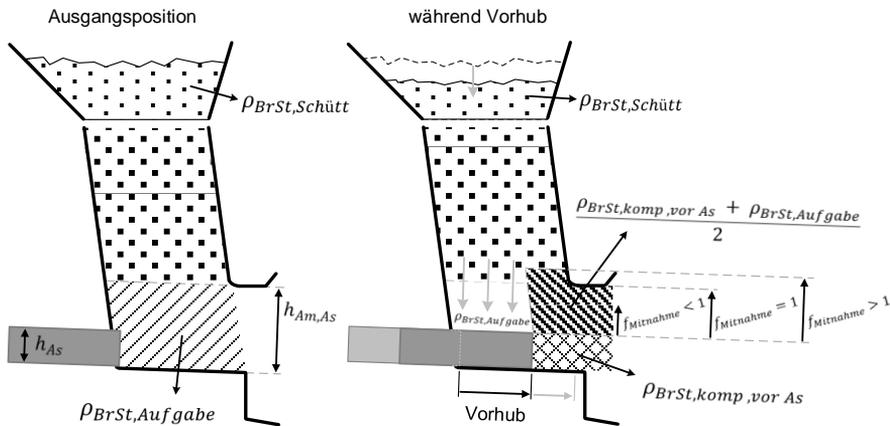


Abb. 1: Darstellung der Dichten im Aufgabebereich während des Vorhubs.

Der Aufgabeschieber übt während seines Vorhubs auf die davorliegende Brennstoffschüttung einen Druck aus. Aus Versuchen wurde ein Zusammenhang ermittelt, der die Dichte des Brennstoffs im Zusammenhang mit der aufgebrachten Kraft wiedergibt. Die Abbildung 2 zeigt Verdichtungsverläufe von Restmüll mit unterschiedlichen Initialdichten. Daraus kann eine Näherungsformel abgeleitet und damit die Verdichtungskurve für Abfall ausgehend von einer Initialdichte $\rho_{Müll,Schütt}$ berechnet werden (vergleiche Abbildung 2, Kurve „Dichterechnung“). Aus den Versuchen kann abgeleitet werden, dass durch das *Aufprägen einer Kraft* vom Aufgabeschieber mit einer weiteren lokalen Verdichtung des Brennstoffs zu rechnen ist. Über den Hydraulikdruck p_{Vh} der Zylinder für den Aufgabestößel und somit die Vorhubkraft $F_{Vh,As}$ kann diese Kraft bestimmt werden. Mittels der in Abbildung 3 dargestellten Kräftebilanz und dem Druck der Brennstoffsäule p_{BrStS} kann der Druck im Aufgabebereich, der durch den Aufgabestößel während des Vorhubs wirkt, berechnet werden. Mit der aus Abbildung 2 ermittelten Näherungsformel und dem errechneten Druck $p_{BrSt,Vh}$ kann die Dichte $\rho_{BrSt,komp,vor\ As}$, welche sich vor dem Schieber während des Vorhubs einstellt, bestimmt werden.

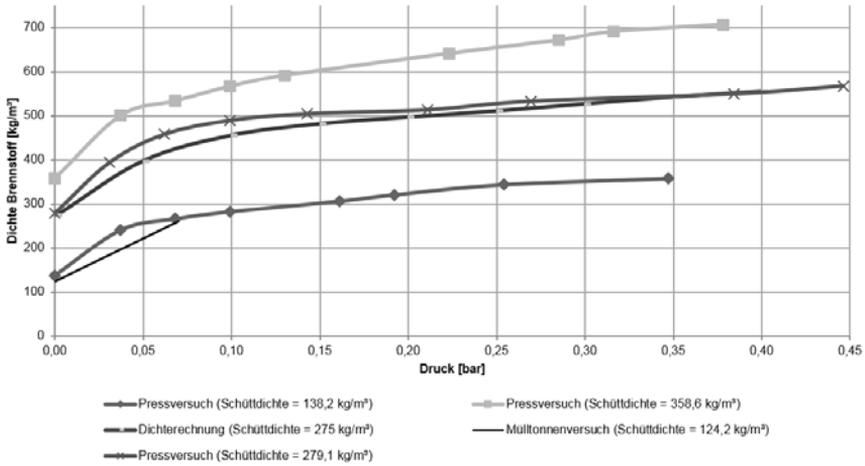


Abb. 2: Ergebnisse Pressversuche mit Biomasse Hausmüll.

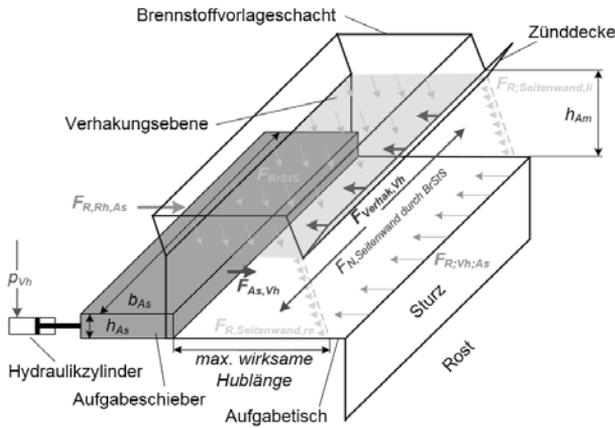


Abb. 3: Wirkende Kräfte im Aufgabenbereich einer Einzelkolbenbeschickung.

2.3 Einfluss von Hublänge und Hubposition

Auf der Basis von umfangreichen Versuchen an den Verbrennungslinien des GKS und an weiteren großtechnischen MVA können zusammenfassend Erkenntnisse über den Beschickvorgang dokumentiert werden.

2.4 Minderung der Hub-Fördereffektivität durch die Wirksamkeitsgrenzlinie

Es konnte ein Bereich der Aufgabeschieberbewegung nachgewiesen werden, in dem der Vorhub des Aufgabeschiebers nicht mehr wirksam zur Förderung von Biomasse beiträgt. Der *wirksame* wird vom *unwirksamen* Förderbereich durch die sog. Wirksamkeitsgrenzlinie als gedachte Verlängerung der Schachtrückwand Richtung Aufgabetisch getrennt (Abbildung 4). Es kann eine tatsächlich wirksame Hublänge des Aufgabeschiebers rechnerisch für jede Anlage ermittelt werden. Diese Länge entspricht der (konstruktiv) *max. möglichen wirksamen* Hublänge des Aufgabeschiebers. Die *tatsächlich mögliche* wirksame Hublänge ist die um die nachfolgend beschriebenen Effekte reduzierte Hublänge.

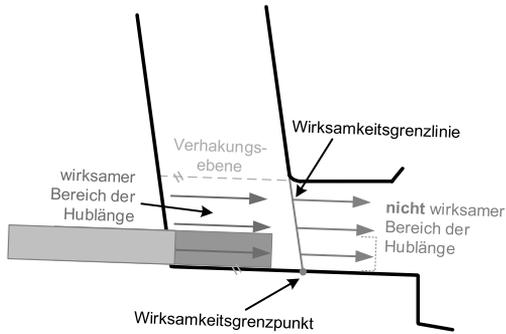


Abb. 4: Wirksamkeitsgrenzlinie an Einzel- und Doppelkolbenbeschickung.

2.5 Minderung der Hub-Fördereffektivität durch den Leerhub im Brennstoff

Neben dem Einfluss der Wirksamkeitsgrenze konnte beobachtet werden, dass selbst im wirksamen Bereich nicht sofort nach Beginn des Vorhubs des Aufgabeschiebers eine Förderung in den Brennraum erfolgt. Die in dieser Zeit zurückgelegte Strecke wird als Leerhub bezeichnet. Ursächlich dafür sind eine Brückenbildung am Aufgabeschieber und die Elastizität des Brennstoffes, mit der sich daraus ergebenden Kompressibilität. Der Leerhub konnte über umfangreiche Versuche quantifiziert werden. Die ermittelten Teilhublängen können nun zu der *effektiven* Hublänge zusammengefasst werden.

2.6 Einfluss der Höhe von Aufgabeschieber und Aufgabemaul auf die Förderleistung

Es ist leicht vorstellbar, dass oberhalb des Aufgabeschiebers bis zur Höhe des Aufgabemaules der Transport des Brennstoffs nicht direkt proportional zur Bewegung des Aufgabeschiebers ist, da insbesondere die Verdichtung des Brennstoffs mit zunehmendem Abstand zum Aufgabeschieber kleiner wird. Aufgrund der Kohäsionseigenschaften des Brennstoffs muss davon ausgegangen werden, dass während des Vorhubs ein gewisser Teil des Volumens zwischen Aufgabeschieber und Aufgabemaul auch mit in den Feuerraum gefördert wird (vgl. Abb. 1). Somit muss unterschieden werden zwischen dem Transport *vor* und *oberhalb* des Aufgabeschiebers.

2.7 Förderleistung vor dem Aufgabeschieber

Die Förderleistung vor dem Aufgabeschieber kann mit 100 % angesetzt werden, da das Volumen des Brennstoffs vor dem Schieber nach dem Vorhub vollständig durch das Schiebervolumen substituiert ist.

2.8 Förderleistung oberhalb des Aufgabeschiebers

Aufgabetrichterbetrachtungen haben gezeigt, dass während des Vorhubs des Aufgabeschiebers ein reproduzierbares Nachrutschen des Brennstoffs im Aufgabetrichter stattfindet. Falls nur das Volumen des Schiebers gefördert werden würde, wäre während des Vorhubs keine Brennstoffbewegung im Trichter ersichtlich. Aus dem nachrutschenden Volumen im Trichter und dem Kompressionsfaktor, der die Kompression des Brennstoffs innerhalb des Aufgabeschachts beschreibt, kann auf einen Mitnahmefaktor (vergleiche Abbildung 1), der sich auf die Höhe zwischen Oberkante Aufgabeschieber und Aufgabemaul bezieht, geschlossen werden.

3 ANWENDUNGSERGEBNISSE UND FAZIT

Die beschriebene Methodik, mit der unter Verwendung konstruktiver und verfahrenstechnischer Daten, der Massenstrom an einer Stößelbeschickung berechnet werden kann, wurde an über 50 Verbrennungslinien validiert. Die Abweichungen des berechneten Massenstroms zu den realen Anlagenwerten bewegen sich in einem Bereich von $< \pm 10 \%$. Die visuelle Darstellung einer "Gesamtgleichung" für die Berechnung des Massenstroms ist an dieser Stelle aus Gründen der Übersichtlichkeit schwierig, kann jedoch in [7] und [8] nachgelesen werden. An mehreren großtechnischen Anlagen wurde die "Massenstromformel" als Funktionsablaufplan in die Prozessleittechnik implementiert. Im laufenden Anlagenbetrieb kann mit der Berechnung des Massenstroms, bezogen auf den 3 h-Mittelwert der Kranwaage, ein zufriedenstellendes Ergebnis erzielt werden.

Literaturrecherchen haben gezeigt, dass für Abfall wenig repräsentative Untersuchungen zum Thema Feststofftransport existieren. Um somit bestehende Feuerungsmodelle erweitern zu können, waren umfangreiche Untersuchungen anzustellen. Als Besonderheit soll erwähnt werden, dass die entwickelten Formeln zur Berechnung des Brennstoffmassenstroms sensitiv sowohl auf eine Variation der Hublänge als auch der Hubposition sind. Die entwickelte Methodik führt zu einer Steigerung der Qualität von Feuerungsmodellen, kann ferner zur Vorkonfektionierung der FLR genutzt werden, um im Rahmen der Inbetriebnahme qualitativ höherwertige Ergebnisse in kürzeren Zeiträumen zu erzielen und kann zusätzliche Informationen für den Betrieb von Abfallverbrennungsanlagen liefern. An dieser Stelle sei dem BMBF und dem PtJ für die Ermöglichung dieser Forschungsarbeiten gedankt. Die Verantwortung für den Inhalt liegt bei den Autoren.



LITERATUR

- [1] Stadtwerke Düsseldorf AG, Vereinigte Kesselwerke AG, Ferdinand Lentjes Dampfkessel- und Maschinenbau: Maßnahmen zur Minderung feuerraumseitiger Korrosion; Im Rahmen des „Zukunftsinvestitions-Programms, Dezember 1980 (FKZ Bundesministerium f. Forschung u. Technologie 14 000 27/I); Hauptbericht Phase I, II und III, Bände 1 - 4.
- [2] Reimann, D. O.: Zeitgemäße Restabfallverbrennung – Stand der Technik – Möglichkeiten – Grenzen; Bamberg, 1993, Schriftenreihe Umweltschutz.
- [3] Wolf, Ch.: Erstellung eines Modells der Verbrennung von Abfall auf Rostsystemen unter besonderer Berücksichtigung der Vermischung - ein Beitrag zur Simulation von Abfallverbrennungsanlagen. Dissertation an der Univ. Duisburg-Essen, Fakultät für Ingenieurwissenschaften, Maschinenwesen, Campus Essen, 2005.
- [4] Krüll, F.: Verfahren zur numerischen Simulation von Müllrostfeuerungen, Dissertation an der Ruhr-Univ. Bochum, Fakultät für Maschinenbau, Bochum, 2001.
- [5] Warnecke, R., Wirtz S., Marzi Th., Weghaus M.: Brennstoff- und Rostmodell zur Beschreibung der Vorgänge im Feuerraum. VDI Wissensforum: Seminar „Beläge und Korrosion, Verfahrenstechnik und Korrosion in Großfeuerungsanlagen, Frankfurt am Main, 2007.
- [6] <https://matressource.de/de/projekte/projekte-alphabetisch/vokos/>, Zugriff am 9.6.2018.
- [7] Warnecke, R., Zwiellehner, M., Grafmans, F., Müller, V.: Beschreibung des Transports in der Brennstoffaufgabe – Brennstoffcharakterisierung und Brennstofftransport. VDI Wissensforum: Seminar „Beläge u. Korrosion, Verfahrenstechnik in Großfeuerungsanlagen, Hamburg, 2017.
- [8] Zwiellehner, M.: Abschlussbericht im BMBF Verbundprojekt "VOKos" – Effizienzsteigerung durch verfahrenstechnisch optimierende Korrosionsschutzkonzepte in Verbrennungsanlagen mit heterogenen Festbrennstoffen, BMBF FKZ 03X3589F, TIB Hannover, 2017.

Flugaschen aus der Müllverbrennung - Eine Rohstoffquelle der Zukunft?

F. Gehring & R. Graf

Fraunhofer Institut für Bauphysik, Abteilung Ganzheitliche Bilanzierung, Stuttgart, Deutschland

S. Fromm, C. Hutterer, J. Haberl & M. Schuster

Technische Universität München, Lehrstuhl für Anorganische Chemie, Fachgebiet Analytische Chemie, Garching bei München, Deutschland

A.-L. Fabricius, M. Renner & L. Düster

Bundesanstalt für Gewässerkunde, Koblenz, Deutschland

R. Koralewska

Martin GmbH für Umwelt- und Energietechnik, München, Deutschland

A. Perfoli & M. Funk

Zweckverband Müllverwertungsanlage Ingolstadt, Ingolstadt, Deutschland

KURZFASSUNG: Mit dem vom BMBF geförderten Verbundvorhaben SESAM „Gewinnung von Sekundärrohstoffen aus Flugaschen der Müllverbrennung“ wurde eine damals noch kaum erforschte Lücke mit der Untersuchung zur Rückgewinnung von wirtschaftsstrategisch relevanten Rohstoffen aus der Flugasche geschlossen. Zur Erreichung des Ziels wurde das Gesamtvorhaben in drei Teile gegliedert. Das erste Teilvorhaben befasste sich mit der Entwicklung geeigneter, validierter Methoden sowie der Charakterisierung der Flugasche. Im zweiten Teilvorhaben wurden möglichst ressourcenschonende und damit besonders nachhaltige Methoden zur Freisetzung der identifizierten Zielelemente aus den Flugaschen untersucht. Zudem wurde mit der polymergestützten Ultrafiltration der Einsatz eines innovativen Verfahrens zur selektiven Abtrennung von Wertmetallen aus den Laugungslösungen untersucht und anwendungsspezifisch optimiert. Im dritten Teilvorhaben wurde eine projekt- und entwicklungsbegleitende Nachhaltigkeitsanalyse durchgeführt. Mit der zusätzlichen Betrachtung dynamischer Materialflussanalysen wurden Möglichkeiten der Rückführung in den Systemkreislauf beleuchtet.

1 EINLEITUNG

In Anbetracht der Knappheit strategisch wichtiger Metalle bei einem gleichzeitig steigenden Bedarf der Industrie an High-Tech Materialien, ist die Gewinnung von Sekundärrohstoffen eine wichtige Säule der zukünftigen Rohstoffversorgung Deutschlands und Europas. Um diese Rohstoffversorgung zu gewährleisten und um gleichzeitig unabhängiger gegenüber Marktmonopolen zu sein, müssen neue Sekundärrohstoffquellen erschlossen werden. Dabei rücken noch nicht genutzte Abfallströme in den Fokus. Hierzu zählt die Flugasche aus Müllverbrennungsanlagen. Jährlich fallen in Deutschland über 130.000 Tonnen Flugasche an, deren Zusammensetzung und das daraus resultierende Potential noch nicht umfassend bestimmt wurden. Im Projekt SESAM erfolgten diese Untersuchungen und parallel dazu eine Methode entwickelt, um die identifizierten Sekundärmaterialien rückzugewinnen. Ziele waren, die systematische Analyse der Zusammensetzung der Flugasche, die Identifizierung von Zielelementen, die Untersuchung der Mobilisierbarkeit, die Erpro-

bung einer Polymergestützten Ultrafiltration und die kontinuierliche ökologische und ökonomische Bilanzierung.

2 ANALYTIK DER FLUGASCHE

Um eine umfassende und verlässliche Charakterisierung der Flugaschen zu gewährleisten, erfolgte zunächst die Entwicklung validierter, routinetauglicher Methoden. Dies geschah unter Verwendung verschiedener zertifizierter sowie eines projektinternen Referenzmaterials, welches durch Herstellung einer Mischprobe aus 22 Einzelproben der Partnermüllverwertungsanlage hergestellt und im Verlauf des Projektes für die Validierung der Analysen genutzt wurde. Die Methodenentwicklung zur Bestimmung von Elementgehalten in Flugaschen erfolgte auf der Basis der DIN EN 13657 (2002) zur Charakterisierung von Abfällen, wobei eine schrittweise Optimierung eines mikrowellenassistierten Druckaufschlusses unter Verwendung verschiedener Säuren bzw. Säuregemische sowie unterschiedlicher Mikrowellenprogramme (Dauer, Temperatur) erfolgte. Die Elementgehalte in den als sehr komplex einzustufenden Aufschlusslösungen wurden mittels Induktiv gekoppelter Optischer Emissionsspektrometrie (ICP-OES) und Plasma-Massenspektrometrie (ICP-MS) ermittelt. Eine umfassende Validierung der Methoden erfolgte durch die Verwendung zertifizierter Referenzmaterialien, wobei eine maximale Abweichung vom zertifizierten Wert 10 % akzeptiert wurde. Beim mikrowellenassistierten Druckaufschluss wurde stets zertifizierte Flugaschen mit aufgeschlossen, im Falle der ICP-Analytik erfolgte die Validierung durch Messen von flüssigen zertifizierten Referenzmaterialien. Den Ergebnissen nach dem am geeignetsten identifizierten Königswasseraufschluss wurden zudem die Gesamtgehalte nach einem Flusssäureaufschluss gegenübergestellt, wobei bei keinem der Zielelemente Minderbefunde festgestellt werden konnten. Insgesamt erfolgte die Untersuchung eines sehr breiten Analytenspektrums (66 Elemente), um eine umfassende Charakterisierung der Flugaschen zu gewährleisten. Auf der Basis dieser Datengrundlage erfolgte dann die Auswahl der Zielanalyten. Eine umfassende Beschreibung der Methodenentwicklung und durchgeführten Analysen sind in (Fabricius et al. 2018) zu finden. Darüber hinaus wurde die Zusammensetzung von Flugaschen aus verschiedenen Müllverbrennungsanlagen verglichen und zeitliche Konzentrationsschwankungen innerhalb einzelner Anlagen untersucht (Haberl et al. 2018). Die Aufschlüsse erfolgten dabei unter Verwendung von Flusssäure. Es wurde festgestellt, dass die Zusammensetzung der Flugaschen in Anlagen mit vergleichbarer Abgasreinigung relativ ähnlich ist und auch zeitliche Konzentrationsschwankungen innerhalb einzelner Anlagen gering sind. Ein Ausschnitt der Ergebnisse zeigt Tabelle 1 in der die Gehalte der Zielelemente dargestellt werden.

Tab. 1: Gehalte der Zielelemente im projektinternen SESAM-Referenzmaterial nach Königswasseraufschluss.

Element	Kupfer Cu	Blei Pb	Antimon Sb	Zinn Sn	Zink Zn
Anzahl Proben	29	29	34	34	29
Einheit	[g/kg]	[g/kg]	[g/kg]	[g/kg]	[g/kg]
arithmetisches Mittel	6.72	12.75	2.08	1.97	39.66
Median	6.60	12.92	2.20	1.95	38.88
Standardabweichung	0.56	1.16	0.29	0.12	3.51
relative Standardabweichung	8.3 %	9.1 %	14.0 %	6.0 %	8.9 %
Vertrauensbereich (95% beidseitig)	0.21	0.44	0.10	0.04	1.34

3 AUSWAHL DER ZIELELEMENTE

Basierend auf dem umfassenden Analytenspektrum wurden Entscheidungskriterien herangezogen, um Zielelemente zu identifizieren. Diese sollten zum einen sicherstellen, dass das Verfahren technisch realisierbar und zum anderen nachhaltig und somit zukunftsfähig ist. Folgende Kriterien wurden zur Identifizierung herangezogen:

- Nachweisbarkeit und Mobilisierbarkeit/Rückgewinnbarkeit,
- Menge,
- Erzielbare Preise und
- Zukunftssicherung (Kritikalität).

Die Kriterien untereinander wurden als hierarchielos betrachtet. Dabei wurden bestimmte Kriterien als notwendige Bedingungen definiert, die zwingend erfüllt sein mussten, damit ein Element als Zielelement identifiziert werden konnte. Notwendige Bedingungen waren deren Nachweisbarkeit und Mobilisierbarkeit. Die Elementgehalte in den Aschen wurde über den Königswasseraufschluss bestimmt.

Zur Abbildung der erzielbaren Preise wurden die gehandelten Börsenpreise herangezogen und zur Ermittlung der Kritikalität die statische Reichweite, der Ressourcenbedarf in Deutschland und die von der EU definierten wirtschaftsstrategischen Rohstoffe.

Diese Kriterien wurden gemeinsam angewendet und ergaben eine weitere Eingrenzung. Abb. 1 zeigt eine Gegenüberstellung der möglichen Erlöse gegenüber dem potentiellen deutschen Absatzmarkt. Dabei werden nur nachgewiesene Elemente berücksichtigt, für die zudem entsprechende Preis- und Handelsinformationen vorliegen. Die Darstellung ist logarithmisch gewählt.



Abb. 1: Gegenüberstellung der möglichen Erlöse gegenüber dem potentiellen deutschen Absatzmarkt.

Als Referenzwert ist pro Kategorie der erreichte Höchstwert gesetzt. Je weiter oben rechts die Elemente verortet sind, desto empfehlenswerter erscheint ihre Auswahl als Zielelement. Die gewählten Zielelemente sind hervorgehoben und befinden sich im oberen Drittel der Abbildung.

4 POLYMERGESTÜTZTE ULTRAFILTRATION

Eine Möglichkeit zur Behandlung von Flugasche ist die saure Flugaschenwäsche (FLUWA), bei der die Flugaschen mit einer in der Müllverbrennungsanlage (MVA) anfallenden sauren Abfalllösung umgesetzt werden. Dabei fällt ein schwermetallhaltiges Filtrat an, welches neben einer extrem hohen Chloridkonzentration von 50-80 g/l eine sehr hohe Konzentration an Alkali- und Erdalkalimetallen von mehr als 50 g/l aufweist. Zudem beinhaltet es eine Vielzahl an potentiellen Wertmetallen wie Kupfer, Zink und Blei. In der Partnermüllverwertungsanlage wird deutschlandweit bisher einmalig eine FLUWA betrieben.

Mithilfe der polymergestützten Ultrafiltration (PAUF) kann das Wertmetall Kupfer selektiv im Aschefiltrat angereichert und von einer Vielzahl an Störstoffen und höher konzentrierten Schwermetallen abgetrennt werden. Die PAUF beruht auf der selektiven Bindung von Metallionen an wasserlösliche Polymere, welche durch eine Membranfiltration zurückgehalten und von den nicht an das Polymer bindenden und somit membrangängigen Substanzen abgetrennt werden. Die Bindung erfolgt elementspezifisch und pH-Wert abhängig an komplexchemisch aktive funktionelle Gruppen des Polymers. Der Einsatz der PAUF zur Abtrennung von Metallionen aus wässrigen Stoffströmen wurde in den letzten Jahren mit verschiedensten Polymeren und Metallionen untersucht; auch für das Wertmetall Kupfer. Allerdings wurde bisher vorwiegend die Behandlung synthetisch hergestellter Modelllösungen mit einer geringen Anzahl und Konzentration an potentiellen Störstoffen betrachtet (Al-Saydeh et al. 2017, Llanos et al. 2008). Obwohl die PAUF im Rahmen der Abwasserreinigung von Phosphatierspülbädern in der Automobilindustrie bereits erfolgreich erprobt wurde (Schulte-Bockholt & Schuster 2008), ist ihr Einsatz zur Metallrückgewinnung aus realen Abwasserströmen, welche im Rahmen des Urban Mining anfallen, im technischen Maßstab bisher nicht bekannt.

Die Grundlage für die Entwicklung der PAUF legen Laborversuche zum Bindungsverhalten kommerziell erhältlicher wasserlöslicher Polymere gegenüber diversen Metall(oid)en in Modell- und Reallösungen des Aschefiltrats (Hutterer et al.) Hierbei wurden Produkte gefunden, welche gut für den selektiven Rückhalt von Kupfer geeignet sind. Insbesondere die Polyethylenimine stellen hierbei eine interessante Gruppe dar, da Cu(II) bereits ab einem pH-Wert von 3 in Form des Tetraaminkupfer(II)-Komplexes an die Aminogruppen des Polymers bindet und somit im kontinuierlichen Betrieb bei der Membranfiltration angereichert wird. Sobald die Beladungskapazität des Polymers erreicht ist, kann das Kupfer durch eine pH-Wert Absenkung auf 1 wieder freigesetzt und in konzentrierter Form durch die Membran ausgespült werden. Das wässrige Kupferkonzentrat kann anschließend einer Rückgewinnung zugeführt werden. Das an der Membran zurückgehaltene Polymer wird bei der Freisetzung regeneriert und in einem neuen Beladungszyklus eingesetzt. Die Vorteile der polymergestützten Ultrafiltration sind durch das Vorliegen eines Einphasensystems ohne Stofftransportbarriere, die sehr gute Aufskalierbarkeit des Verfahrens und die hohe Beladungskapazität des eingesetzten Polymers von ca. 250 mg Cu(II)/g Polymer gegeben. Des Weiteren absorbiert der blaue Tetraaminkupfer(II)-Komplex Licht im sichtbaren Spektrum, was eine photometrische Steuerung der Kupferanreicherung und -freisetzung ermöglicht.

Für die kontinuierliche Behandlung des Aschefiltrats im technischen Maßstab wird auf die Tangentialfluss-Ultrafiltration zurückgegriffen, welche durch den Betrieb einer Pilotanlage anwendungsspezifisch untersucht und optimiert wird (Hutterer et al.). Kern des Verfahrens ist eine turbulente Überströmung der Membranoberfläche, wel-

che verhindern soll, dass sich das gelöste Polymer auf der Filtrationsschicht ablagert und diese blockiert. Dies wird durch eine intensive Zirkulation der zu behandelnden polymerhaltigen Aschefiltratlösung in einem geschlossenen Filtrationskreislauf sichergestellt, in welchen die verwendeten keramischen Rohrmembranen eingebaut sind. Während das Aschefiltrat zusammen mit den ungebundenen gelösten Stoffen die Membran passiert und somit den Kreislauf verlassen kann, wird das Polymer zusammen mit dem daran gebundenen Kupfer im Kreislauf zurückgehalten. Das Medium, welches die Membran passiert, wird kontinuierlich durch die Nachspeisung von frischem Aschefiltrat ersetzt. Im Laufe des Betriebs kommt es somit zu einer stetigen Zunahme der Kupferkonzentration im Filtrationskreislauf, während andere Stoffe nicht bzw. nur geringfügig angereichert werden. Nach dem Erreichen der Beladungskapazität des Polymers kann ein Spülvorgang eingeleitet werden, bei dem das im Kreislauf enthaltene Aschefiltrat sukzessive durch Betriebswasser verdrängt wird. Das Kupfer bleibt dabei weiterhin gebunden und wird nicht aus der Anlage ausgespült. Nach einer pH-Wert Absenkung kann im letzten Schritt das nun freigesetzte Kupfer durch den Betrieb mit einer Spüllösung aus der Anlage ausgebracht und aufgearbeitet werden.

5 BEWERTUNG

Projektbegleitend wurden die Zielelemente und das PAUF-Verfahren ökologisch bewertet. Zur Erfassung der ökologischen Wirkungen wurde die Methode der Ökobilanz (engl. Life Cycle Assessment, LCA) herangezogen. Sie ist ein Teilelement der Ganzheitlichen Bilanzierung und ist in der ISO 14040/44 standardisiert. Die Bewertung zur Ermittlung des Flugaschenpotentials lief mehrstufig ab. Grundlage des Ablaufs waren die Arbeiten von (Gehring et al. 2018). In erste Stufe wurden die Mobilisierungsvarianten bewertet. Dazu wurde der Bereitstellungsaufwand der Mobilisierungsmittel den potentiellen Einsparungen der Primärroute der Zielelemente gegenübergestellt. Geeignete Mobilisierungsvarianten wurden so ermittelt. Parallel hierzu fand die Bewertung des PAUF-Verfahrens statt. Hierdurch wurden Massen- und Energieströme mit erhöhter Relevanz identifiziert, um das Verfahren zu optimieren. In der zweiten Bewertungsstufe wurden realitätsnahe Fälle abgebildet. Hierzu wurden die Schritte Mobilisierung und PAUF-Verfahren in einen sauren Flugaschewäscheablauf integriert. Der Aufwand der so entstandenen Anwendungsfälle wurde den potentiellen Einsparungen der Zielelemente gegenübergestellt. Die aussichtsreichste Kombination wurde gewählt und für die dritte Bewertungsstufe herangezogen. In dieser Stufe wurden Break-Even Konzentrationen bestimmt die aufzeigen, ab wann das Verfahren sich unter den angenommenen Randbedingungen Gegenüber der Primärroute der Zielelemente vorteilhaft ist. Angenommen wurde hierbei, dass sich die in der Flugasche enthaltenen Zielelemente komplett und in Primärqualität rückgewinnen lassen. Um dies zu erreichen, müssten dem PAUF-Verfahren allerdings noch Bearbeitungsschritte nachgeschaltet werden. Mit der Abb. 2 können die Break-Even Konzentrationen in der Umweltwirkungskategorie Treibhauspotential (kurz: GWP) bestimmt werden. Die x-Achse bezieht sich auf die Menge der Zielelemente und die y-Achse auf die Umweltwirkungen. Die Umweltwirkungen des PAUF-Verfahrens beziehen sich auf die Behandlung von 1.000 kg Flugasche. Zusätzlich wurden die Strombereitstellungsarten im PAUF-Verfahren variiert.

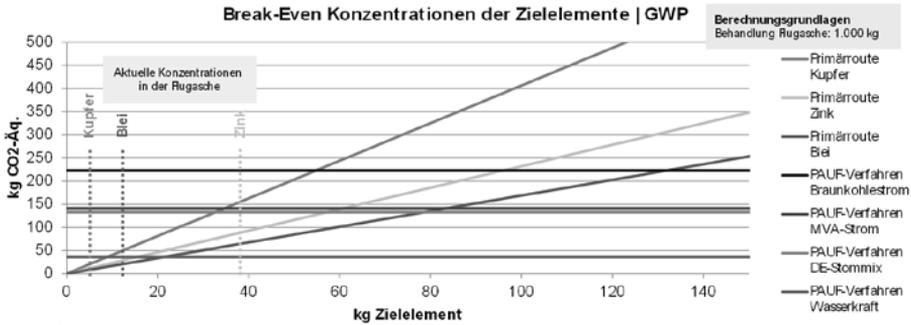


Abb. 2: Break-Even Konzentration der Zielelemente in der Flugasche.

Ersichtlich ist, dass die Break-Even Konzentrationen beim GWP stark vom Zielelement und vom verwendeten Strommix abhängen. Die Bereiche erstrecken sich beginnend bei der Stromerzeugung über Wasserkraft bis hin zur Stromerzeugung über Braunkohleverbrennung. Beim Zink erstreckt sich der Bereich von ca. 15 kg/t bis ca. 90 kg/t, beim Blei von ca. 20 kg/t bis ca. 130 kg/t und beim Kupfer von ca. 10 kg/t bis ca. 55 kg/t. Die aktuellen Konzentrationen in der Flugasche liegen überwiegend unter den Break-Even Konzentrationen.

Die ermittelten Break-Even Konzentrationen wurden anschließend herangezogen um über die Materialflussanalysen potentielle Einsatzorte und Absatzmärkte zu ermitteln. Auf dieser Basis können neue Sekundärrohstoffmärkte erschlossen und Kreisläufe geschlossen werden. Materialflussanalysen (MFA) wurden für alle ermittelten Zielelemente erstellt. In Abb. 3 werden die Import- und Exportflüsse von Kupfer hervorgehoben, die mengenmäßig den größten Anteil am deutschen Gesamtimport bzw. -export haben.

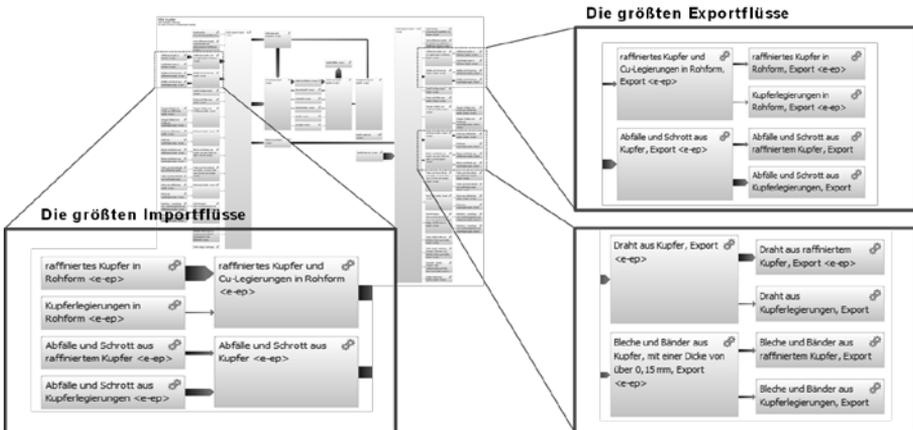


Abb. 3: Die deutschen Import- und Exportflüsse von Kupfer.

In Deutschland wird quasi kein primäres Kupfer gewonnen. Daher ist Deutschland auf Importe angewiesen, die zum Großteil aus Peru, Chile und Brasilien stammen. Dennoch ist Deutschland der größte Raffinadekupfer-Produzent in Europa. Weltweit liegt es auf Rang 8 (Huy et al. 2016). Rund 40 % des Kupfers wird in Rohform importiert und in verschiedenen Industrien weiter verarbeitet. Des Weiteren macht der Import von Abfällen und Schrott mit 35 % einen großen Anteil der Gesamtimportmenge von Kupfer aus, wobei der meiste Schrott in Form von Kupferlegierungen vorliegt. Auch zum Export von Kupfer tragen Abfälle und Schrott, vor allem Kupferlegierungen, 30 % der Gesamtmenge bei. Der Export von Kupferdraht macht weitere 22 % aus. Bleche und Bänder haben einen Anteil von 17 % am Gesamtexport. Das Importverhältnis zwischen primärem und sekundärem Kupfer ist ausgeglichen. Durch inländische Kreislaufschließung könnte die Abhängigkeit vom Kupferprimärmarkt reduziert werden.

6 ZUSAMMENFASSUNG UND AUSBLICK

Zusammenfassend und ausblickend müssen zwei Ebenen betrachtet werden: Auf der einen Seite das PAUF-Verfahren mit der selektiven Abtrennung von Zielelementen aus dem Aschefiltrat und auf der anderen Seite das Potential der Flugasche basierend auf ihrer Zusammensetzung.

Im Projekt wurde gezeigt, dass die selektive Anreicherung und Freisetzung von Kupfer grundsätzlich funktionieren. Allerdings ist sie aufgrund der Zielelementkonzentrationen und der Störstoffe im Aschefiltrat für diesen Anwendungsfall nur bedingt geeignet. Demensprechend ist es unerlässlich, den Blickwinkel zu erweitern. Zur Identifikation von geeigneten Abfallströmen kann die Break-Even Konzentration herangezogen werden, um zusammenwirkend mit den dynamischen Materialflussanalysen potentielle Einsatzorte und Absatzmärkte zu ermitteln. Auf dieser Basis können neue Sekundärrohstoffmärkte erschlossen und Kreisläufe geschlossen werden.

In Bezug auf die ermittelten Inhaltstoffe der Flugasche der Partnermüllverbrennungsanlage wurden theoretische Rohstoffpotentiale für Deutschland abgeleitet. Jährlich fallen deutschlandweit ca. 130.000 Tonnen Flugasche an. Insgesamt ist das eine Menge von 5.150 Tonnen Zink, 1.650 Tonnen Blei und 875 Tonnen Kupfer. Dies entspricht 1,13 % der Importmenge an Zink, 1,14 % der Importmenge an Blei und 0,13 % der Importmenge an Kupfer. Da die Zusammensetzung der Aschen unterschiedlicher Müllverbrennungsanlagen variieren kann, sind die genannten Mengen als ein Anhaltspunkt zu betrachten. Die Flugasche bleibt ein interessanter Abfallstrom, der in naher Zukunft das Potential hat ein Wertstoffstrom zu werden.

LITERATUR

- Al-Saydeh, S. A., El-Naas, M. H., Zaidi, S. J. (2017) *Copper removal from industrial wastewater: A comprehensive review. Journal of Industrial and Engineering Chemistry* 56, 35-44.
- DIN EN ISO 14040 (2006) *Umweltmanagement – Ökobilanz – Grundsätze und Rahmenbedingungen. Deutsche Fassung EN ISO 14040:2006-11*
- DIN EN ISO 14044 (2006) *Umweltmanagement – Ökobilanz – Anforderungen und Anleitungen. Deutsche Fassung EN ISO 14040:2006-10*
- Fabricius, A.-L., Renner, M. Fromm, S., Perfoll, T. Ternes, T.A. and Duester, L. (2018) *Method Validation and Characterization of time-dependent element distributions in waste incineration fly ashes (in Vorbereitung)*

- Gehring, F., Graf, R., Ko, N., Secerov, V. (2018) *Life cycle thinking as a future guidance for recycling technologies and raw materials. *Materiaux et Techniques** (in Vorbereitung)
- Haberl, J., Koralewska, R., Schlumberger, S., Schuster, M. (2018) *Quantification of main and trace metal components in the fly ash of waste-to-energy plants located in Germany and Switzerland: An overview and comparison of concentration fluctuations within and between several plants with particular focus on valuable metals. *Waste Management* 75, 361-371.*
- Hutterer, C., Fromm, S., Schuster, M. (2018) *Waste incineration residues as secondary resources: Selectively separating Cu(II) from highly saline fly ash extracts by polymer assisted ultrafiltration. (in Vorbereitung)*
- Huy, D., Andruleit, H., Elsner, H., Homberg-Heumann, D., Meßner, J., Pein, M., Schauer, M., Schmidt, S., Schmitz, M. (2016) *Deutschland – Rohstoffsituation 2016. Bundesanstalt für Geowissenschaften und Rohstoffe, ISBN 978-3-943566-43-7*
- Llanos, J., Pérez, Á., Cañizares, P. (2008) *Copper recovery by polymer enhanced ultrafiltration (PEUF) and electrochemical regeneration. *Journal of Membrane Science* 323, 28-36.*
- Schulte-Bockholt, M., Schuster, M. (2008) *Removal enrichment and recovery of Ni(II), Zn(II) and phosphate from phosphation rinsing waters with liquid-phase polymer-based retention technique. *Separation and Purification Technology* 63, 172-178.*

Verwertung und Entsorgung von MVA-Schlacke in Europa

F. Huber & J. Fellner

TU Wien, Institut für Wassergüte und Ressourcenmanagement, Wien, Österreich

KURZFASSUNG: Während die in MVA-Schlacke enthaltenen Metalle nahezu vollständig verwertet werden können, wird die mineralische Fraktion dieser Schlacke zu einem großen Teil deponiert. In einigen europäischen Ländern wie Belgien, Dänemark, Deutschland, Frankreich, Niederlande und Spanien wird Schlacke aus der Müllverbrennung jedoch zunehmend aufbereitet und anschließend im Straßenbau oder als Gesteinskörnung bei der Herstellung von Beton verwertet. In Belgien und Italien wird außerdem ein Teil der Schlacke als Zuschlagstoff in der Zementindustrie verwendet. Die Grenzwerte für die Verwertung dieser Schlacke und sogar die vorgeschriebenen Elutionsverfahren unterscheiden sich stark zwischen den einzelnen Ländern. Ein Vergleich der möglichen Verwertung von MVA-Schlacken aufgrund verschiedener Grenzwerte in einzelnen Ländern, könnte durch eine Harmonisierung der für die Verwertung relevanten Kriterien wesentlich erleichtert werden.

1 EINLEITUNG

Ungefähr 25 % der Masse, die in eine Müllverbrennungsanlage (MVA) eingebracht werden, verlassen diese als Schlacke (auch bekannt als Rostasche). Dieser Beitrag befasst sich mit der Verwertung und Entsorgung dieser MVA-Schlacke in ausgewählten europäischen Ländern, wobei der Schwerpunkt auf den rechtlichen Rahmenbedingungen dafür liegt.

Die in MVA-Schlacke enthaltenen Metalle (ca. 100 g/kg) werden üblicherweise abgetrennt und einer entsprechenden Verwertung zugeführt (CEWEP 2016; Chandler et al. 1997; Holm & Simon 2017), während der Rest oft auf Deponien landet. Eine Verwertung der mineralischen Fraktion könnte jedoch den Verbrauch an Primärrohstoffen und Deponievolumen senken.

Aufgrund der Eigenschaften von MVA-Schlacke erscheint eine Verwertung im Baustoffbereich naheliegend. Die verbreitetste Verwertungsoption für Schlacke ist als untere Tragschicht im Straßenbau, aber z.T. wird sie auch in der Zementherstellung (z.B. Belgien und Italien) oder als Gesteinskörnung für Beton (z.B. Belgien und Niederlande) eingesetzt. Es gibt auch erste Ansätze zur Abtrennung von Glas aus der Schlacke (Makari 2014; TB Hauer 2013).

2 ZUSAMMENSETZUNG VON MVA-SCHLACKE

Die Zusammensetzung sowie die chemischen und physikalischen Eigenschaften der Schlacke hängen vom Abfallinput und der Verbrennungstechnologie ab. Die Hauptbestandteile von MVA-Schlacke sind Al, Ca, Fe und Si (Bayuseno & Schmahl 2010; Inkaew et al. 2016; Wei et al. 2011). Laut Bayuseno & Schmahl (2010) besteht Schlacke zu je ca. 30 % aus amorphen Glasphasen und kristallinem Quarz. Andere wichtige Mineralphasen sind Korund, Magnetit, Anhydrit, Melilith, Diopsid und Muskovit.

3 GRENZWERTE UND ELUATTESTS

Je nach Land, werden für die Deponierung bzw. Verwertung der Schlacke die Einhaltung von Grenzwerten für den Gesamtgehalt, den Eluatgehalt oder beides gefordert. Einige Länder haben nur eine Liste mit Grenzwerten für die Verwertung von Schlacke (z.B. Italien), während andere verschiedene Listen und sogar verschiedene Eluattests für verschiedene Anwendungen haben (z.B. Belgien, Niederlande).

Der Gesamtgehalt ist ein eindeutig definierter Parameter. Folglich können die Grenzwerte für den Gesamtgehalt in den untersuchten Ländern miteinander verglichen werden. Im Gegensatz dazu, hängt der Eluatgehalt stark von der verwendeten Elutionsmethode ab, wobei die einzelnen Länder zum Teil Elutionsmethoden vorschreiben. Daher können die Grenzwerte für den Eluatgehalt nicht direkt miteinander verglichen werden. Laut Enzner et al. (2017) ist es für die meisten Parameter auch nicht möglich Umwandlungsfaktoren, die den Vergleich verschiedener Tests ermöglichen, zu ermitteln.

In Tab. 1 ist ein Überblick über die für die Beurteilung von MVA-Schlacke notwendigen Analysen sowie die Quellen für die entsprechenden Grenzwerte dargestellt.

Tab. 1: Übersicht über die notwendigen Analysen für die Bewertung von MVA-Schlacke und die Quellen für die entsprechenden Grenzwerte. In Belgien und Spanien unterscheidet sich der rechtliche Rahmen für die Schlackenverwertung zwischen den einzelnen Regionen. Daher sind Flandern, Wallonien und Katalonien als Beispiele angegeben.

Land oder Region	Grenzwerte für Gesamtgehalte	Elutionsverfahren	Quelle für Grenzwerte
Österreich	Ja	EN 12457-4 (2002)	(BMLFUW 2018 2016)
Belgien, Flandern	Ja, nur für Verwendung als gebundener Baustoff	CMA 2 / II / A.9.1 (2012), nur für die Verwendung als ungebundener Baustoff	(VLAREMA 2012)
Belgien, Wallonien	Ja	NEN 7434 (1995) für die Verwendung als ungebundener Baustoff, EN 12457-4 (2002) für die Verwendung als gebundener Baustoff	(Nielsen et al. 2007)
Dänemark	Ja, nur für Kategorie 1	EN 12457-1 (2002)	(Verordnung N1662 2010)
Frankreich	Ja	EN 12457-2 (2002) oder EN 12457-4 (2002) für die Verwendung als untere Tragschicht	(Sétra 2011)
Deutschland	Nein	DIN 19528 (2009) oder DIN 19529 (2015)	(Bundesministerium für Umwelt, Naturschutz und nukleare Sicherheit 2017)
Italien	Nein	EN 12457-2 (2002)	(Sorlini et al. 2017)
Niederlande	Ja	NEN 7383 (2004) für die Verwendung als ungebundener Baustoff, NEN 7375 (2004) für die Verwendung als gebundener Baustoff	(Ministry of Infrastructure and the Environment 2007)
Spanien, Katalonien	Ja	EN 12457-4 (2002) für die Verwendung als untere Tragschicht	(Chimenos 2016)
Schweiz	Keine Verwertung von MVA-Schlacke	Keine Verwertung von MVA-Schlacke	(VVEA 2015)

Die Normen EN 12457-2 (2002) und EN 12457-4 (2002) beschreiben Schütteltests mit einem Feststoff/Flüssigkeit-Verhältnis (L/S-Verhältnis) von 10. Die Partikelgrößen muss bei EN 12457-2 (2002) <4 mm und bei EN 12457-4 (2002) <10 mm sein. Wenn Partikel in der Probe größer als die erforderliche Partikelgröße sind, müssen sie vor der Analyse zerkleinert werden. Bei beiden Elutionsverfahren wird die Probe mit 10 L Wasser pro kg trockener Probe in einen Behälter gegeben und der Behälter wird für 24 h geschüttelt. Das Eluat wird vor der Analyse durch eine Membran (0,45 µm) filtriert.

EN 12457-1 (2002) ist ein Schütteltest mit einem L/S-Verhältnis von 2 für Proben mit einer Partikelgröße <4 mm. Wenn Partikel in der Probe größer als die erforderliche

Partikelgröße sind, müssen sie vor der Analyse zerkleinert werden. Die Probe wird mit 2 L Wasser pro kg trockener Probe in einen Behälter gegeben und der Behälter wird für 24 h geschüttelt. Das Eluat wird vor der Analyse durch eine Membran (0,45 µm) filtriert.

In DIN 19529 (2015) wird die Probe ebenfalls für 24 h mit 2 L Wasser pro kg trockener Probe geschüttelt. Es müssen hier jedoch nur Partikel >32 mm zerkleinert werden.

CMA 2 / II / A.9.1 (2012) und NEN 7434 (1995) beziehen sich auf Säulentests. Mindestens 95 Massenprozent der Probe müssen <4mm sein. Die Probe wird in eine Säule gefüllt und Wasser von unten nach oben durch die Säule gepumpt. Nach 0,1, 0,2, 0,5, 1,0, 2,0, 5,0 und 10,0 L/kg trockene Probe wird der Behälter, in dem das Eluat gesammelt wird, gewechselt, wobei sieben zu analysierende Fraktionen erzeugt werden.

In NEN 7383 (2004) wird ein anderer Säulentest beschrieben. Mindestens 95 Massenprozent der Probe müssen <4mm sein. Die Probe wird in eine Säule gefüllt und Wasser von unten nach oben durch die Säule gepumpt. Nach 1,0 und 10,0 L/kg trockene Probe wird der Behälter, in dem das Eluat gesammelt wird, gewechselt, wobei zwei zu analysierende Fraktionen erzeugt werden.

DIN 19528 (2009) ist ein Säulentest mit Proben, die auf eine Partikelgröße <32 mm zerkleinert wurden. Die Probe wird in eine Säule gefüllt und Wasser von unten nach oben durch die Säule gepumpt. Nach 0,3, 1,0, 2,0 und 4,0 L/kg trockene Probe wird der Behälter, in dem das Eluat gesammelt wird, gewechselt, wobei vier zu analysierende Fraktionen erzeugt werden.

NEN 7375 (2004) beschreibt ein Verfahren für die Elution von monolithischen Materialien. Die Proben werden in einen Tank gestellt und der Tank wird mit Wasser gefüllt. Die für das Verfahren notwendige Menge an Wasser hängt von der Probenoberfläche ab. Nach 0,25, 1, 2,25, 4, 9, 16, 36 und 64 Tagen wird das Eluat aus dem Tank entfernt und mit derselben Menge an Wasser ersetzt. Die Eluate müssen vor der Analyse filtriert werden.

Im Gegensatz zur rechtlichen Situation betreffend die Verwertung von MVA-Schlacke gibt es zumindest innerhalb der EU eine einheitliche Regelung, welche Elutionsverfahren für die Beurteilung der Deponierbarkeit von Abfällen (inkl. MVA-Schlacke) regeln (Amtsblatt der Europäischen Gemeinschaften 2003). Hier werden Grenzwerte für Eluatgehalte nach ENV 14405 und EN 12457 Teil 1-4 (2002) festgelegt. Welches dieser 5 Elutionsverfahren zur Anwendung kommt, ist jedoch den Mitgliedsstaaten überlassen.

4 SCHLUSSFOLGERUNG

MVA-Schlacke enthält eine Vielzahl an nützlichen und wertvollen Materialien, die jedoch mit Schad- und Störstoffen vermischt sind. Die bedeutendste Verwertungsoption von MVA-Schlacke innerhalb der EU ist der Bau von unteren Tragschichten im Straßenbau.

Die rechtlichen Rahmenbedingungen für diese und andere Verwertungsmöglichkeiten unterscheiden sich wesentlich mit unterschiedlichen Elutionsverfahren und Grenzwerten in fast jedem Land.

Aufwändige Messungen sind notwendig um den Eluatgehalt einer bestimmten Schlackeprobe mit den Grenzwerten in jedem Land zu vergleichen. Wenn sich die europäischen Länder auf ein gemeinsames Elutionsverfahren einigen würden, wäre der Arbeitsaufwand für den Vergleich von MVA-Schlacke mit verschiedenen Grenzwerten wesentlich reduziert. Ein einheitliches Elutionsverfahren könnte auch Ländern, die derzeit keine klare gesetzliche Regelung zur Verwertung von MVA-Schlacke haben, helfen sinnvolle Grenzwerte zu erstellen.

LITERATUR

- Amtsblatt der Europäischen Gemeinschaften (2003) *Entscheidungs des Rates zur Festlegung von Kriterien und Verfahren für die Annahme von Abfällen auf Abfalldeponien gemäß Artikel 16 und Anhang II der Richtlinie 1999/31/EG*. <https://eur-lex.europa.eu/legal-content/DE/TXT/PDF/?uri=CELEX:32003D0033&from=EN>
- Bayuseno, A.P., Schmahl, W.W. (2010) *Understanding the chemical and mineralogical properties of the inorganic portion of MSWI bottom ash*. Waste Manag. 30, 1509–1520. <https://doi.org/10.1016/j.wasman.2010.03.010>
- Bundesministerium für Land- und Forstwirtschaft, Umwelt- und Wasserwirtschaft (BMLFUW) (2018). *Bundesabfallwirtschaftsplan 2017*. https://www.bmnt.gv.at/dam/jcr:33627731-8a48-4b78-aadd-8a5c7b48e3e3/BAWPL_2017_Teil_1_Ver%C3%B6ffentlichung%202018-01-17_BMNT.pdf
- Bundesministerium für Land- und Forstwirtschaft, Umwelt- und Wasserwirtschaft (BMLFUW) (2016). *Technische Grundlagen für den Einsatz von Abfällen als Ersatzrohstoffe in Anlagen zur Zementerzeugung*. https://www.bmnt.gv.at/dam/jcr:db653bd3-f77e-41d2-afad-fdf4ddd63abd/Technische%20Grundlagen%20f%C3%BCr%20den%20Einsatz%20von%20Abf%C3%A4llen%20als%20Ersatzrohstoffe%20in%20Anlagen%20zur%20Zementerzeugung_Dezember%202017_2.%20Auflage.pdf
- Bundesministerium für Umwelt, Naturschutz und nukleare Sicherheit (2017). *Entwurf - Verordnung zur Einführung einer Ersatzbaustoffverordnung, zur Neufassung der Bundes - Bodenschutz - und Altlastenverordnung und zur Änderung der Deponieverordnung und der Gewerbeabfallverordnung*. http://www.bmu.de/fileadmin/Daten_BMU/Download_PDF/Abfallwirtschaft/mantelv_entwurf_bf.pdf
- Confederation of European Waste-to-Energy Plants (CEWEP) (2016). *Bottom ash fact sheet*. http://cewep.eu/news/m_1485
- Chandler, A.J., Eighmy, T.T., Hartlén, J., Hjelmar, O., Kosson, D.S., Sawell, S.E., van der Sloot, H.A., Vehlow, J. (1997) *Municipal Solid Waste Incineration Residues*, Studies in Environmental Science. Elsevier, Amsterdam.
- Chimenos, J.M. (2016) *Treatment and disposal practice of MSW incineration in Spain: the case study of Catalonia*, in: Workshop on Technologies and Data for Material Recovery from Waste Incineration Residues in Europe. Prague, Czech Republic.
- Compendium voor monsterneming en analyse (CMA) (2012) *CMA 2 / II / A.9 Bepalingen van de uitloging van anorganische componenten uit poeder- en korrelvormige materialen met de kolomproef*.
- Deutsches Institut für Normung (DIN) (2009) *DIN 19528 Elution von Feststoffen - Perkolationsverfahren zur gemeinsamen Untersuchung des Elutionsverhaltens von anorganischen und organischen Stoffen*.
- Deutsches Institut für Normung (DIN) (2015) *DIN 19529 Elution von Feststoffen - Schüttelverfahren zur Untersuchung des Elutionsverhaltens von anorganischen und organischen Stoffen mit einem Wasser/Feststoff-Verhältnis von 2 l/kg*.
- Comité Européen de Normalisation (CEN) (2002) *EN 12457-1 Characterization of waste - Leaching; Compliance test for leaching of granular and sludges - Part 1: One stage batch test at a liquid to solid ratio of 2 l/kg with particle size below 4 mm (without or with size reduction)*.
- Comité Européen de Normalisation (CEN) (2002) *EN 12457-2 Characterization of waste - Leaching; Compliance test for leaching of granular and sludges - Part 2: One stage batch test at a liquid to solid ratio of 10 l/kg with particle size below 4 mm (without or with size reduction)*.
- Comité Européen de Normalisation (CEN) (2002) *EN 12457-3 Characterization of waste - Leaching; Compliance test for leaching of granular waste materials and sludges - Two stage batch*

- test at a liquid to solid ratio of 2 l/kg and 8 l/kg for materials with high solid content with particle size below 4 mm (without or with size reduction).
- Comité Européen de Normalisation (CEN) (2002) *EN 12457-4 Characterisation of waste. Leaching. Compliance test for leaching of granular waste materials and sludges. One stage batch test at a liquid to solid ratio of 10 l/kg for materials with particle size below 10 mm (without or with size reduction).*
- Comité Européen de Normalisation (CEN) (o.J.) *ENV 14405 Untersuchung des Auslaugungsverhaltens - Perkolationsprüfung (Perkolationsprüfung für anorganische Bestandteile)*
- Enzner, V., Holm, O., Abis, M., Kuchta, K. (2017) *The characterisation of the fine fraction of MSWI bottom ashes for the pollution and resource potential*, in: Proceedings Sardinia 2017. Presented at the Sixteenth International Waste Management and Landfill Symposium, Santa Margherita di Pula, Italy.
- Holm, O., Simon, F.-G. (2017) *Innovative treatment trains of bottom ash (BA) from municipal solid waste incineration (MSWI) in Germany*. Waste Manag. 59, 229–236. <https://doi.org/10.1016/j.wasman.2016.09.004>
- Inkaew, K., Saffarzadeh, A., Shimaoka, T. (2016) *Modeling the formation of the quench product in municipal solid waste incineration (MSWI) bottom ash*. Waste Manag. 52, 159–168. <https://doi.org/10.1016/j.wasman.2016.03.019>
- Makari, C. (2014) *Optical Sorting for the Recovery of Glass from WIP Slags*, in: Waste Management 4. TK Verlag, Neuruppin, pp. 245–254. http://www.vivis.de/phocadownload/Download/2014_wm/2014_wm_345_354_makari.pdf
- Ministry of Infrastructure and the Environment, 2007. *Soil Quality Decree*. http://rwsenvironment.eu/publish/pages/97215/soil_quality_regulation_first_notification_24_311345.pdf
- Nederlandse Normalisatie-instituut (NEN) (1995) *NEN 7343 Uitloogkarakteristieken van vaste grond- en steenachtige bouwmaterialen en afvalstoffen. Uitloogproeven. Bepaling van de uitloging van anorganische componenten uit poeder- en korrelvormige materialen met de kolomproef*.
- Nederlandse Normalisatie-instituut (NEN) (2004) *NEN 7375 Uitloogkarakteristieken - Bepaling van de uitloging van anorganische componenten uit vormgegeven en monolitische materialen met een diffusieproef - Vaste grond- en steenachtige materialen*.
- Nederlandse Normalisatie-instituut (NEN) (2004) *NEN 7383 Uitloogkarakteristieken - Bepaling van de cumulatieve uitloging van anorganische componenten uit poeder- en korrelvormige materialen met een vereenvoudigde procedure voor de kolomproef - Vaste grond- en steenachtige materialen*.
- Nielsen, P., Kenis, C., Vanasche, S., Vrancken, K. (2007) *Beste Beschikbare Technieken (BBT) voor behandeling van bodemas van huisvuilverbranding*. https://emis.vito.be/sites/emis.vito.be/files/pages/migrated/bbt_bodemas.pdf
- Sétra (2011) *Acceptability of Alternative Materials in Road Construction*. http://www.centre-est.cerema.fr/IMG/pdf/SETRA_2011-03_Valorisation_MA_Version-anglaise_cle12112a-1.pdf
- Sorlini, S., Collivignarelli, M.C., Abbà, A. (2017) *Leaching behaviour of municipal solid waste incineration bottom ash: From granular material to monolithic concrete*. Waste Manag. Res. 35, 978–990. <https://doi.org/10.1177/0734242X17721340>
- Technisches Büro (TB) Hauer (2013) *Verwertung von Glas aus Wirbelschicht- Bettasche zu Schaumglas*.
- Verordning N1662 (2010) *Bekendtgørelse om anvendelse af restprodukter og jord til bygge og anlægsarbejder og om anvende lse af sorteret, uforurennet bygge- og anlægsaffald*. <https://www.retsinformation.dk/forms/r0710.aspx?id=184757>
- Vlaams reglement betreffende het duurzaam beheer van materiaalkringlopen en afvalstoffen (VLAREMA) (2012) *Besluit van de Vlaamse Regering tot vaststelling van het Vlaams reglement betreffende het duurzaam beheer van materiaalkringlopen en afvalstoffen*. <https://navigator.emis.vito.be/mijn-navigators?wold=44700>
- Verordnung über die Vermeidung und die Entsorgung von Abfällen (VVEA) (2015) *Verordnung über die Vermeidung und die Entsorgung von Abfällen*. <https://www.admin.ch/opc/de/classified-compilation/20141858/index.html#a24>
- Wei, Y., Shimaoka, T., Saffarzadeh, A., Takahashi, F. (2011) *Mineralogical characterization of municipal solid waste incineration bottom ash with an emphasis on heavy metal-bearing phases*. J. Hazard. Mater. 187, 534–543. <https://doi.org/10.1016/j.jhazmat.2011.01.070>

Rückgewinnung von Zn und Pb aus Flugasche-Eluaten einer MVA - Erste Ergebnisse

K. Tandon & S. Heuss-Aßbichler

Ludwig-Maximilians-Universität München, Fakultät für Geowissenschaften, München, Deutschland

KURZFASSUNG: Das FLUWA-Verfahren ist ein neuer Ansatz zur Rückgewinnung von Schwermetallen aus Flugaschen. In der MVA Ingolstadt wird das Verfahren zur Behandlung der Abfallströme bereits verwendet. Allerdings findet derzeit keine Verwertung der Rückstände statt, da die Salz- und Wassergehalte sowie die problematische Konsistenz dies verhindert. Die Schlämme müssen daher auf Sondermülldeponien abgelagert werden, wodurch die Metalle als Ressource verloren gehen und zudem hohe Kosten entstehen. Es stellt sich also die Frage: Können Schwermetalle aus salzreichen Lösungen ökonomisch und ökologisch effizient zurückgewonnen werden? Daher wird das Potential einer neuen Methode, das SPOP-Verfahrens (Spezifische Produkt-Orientierte Präzipitation) getestet. Mehrere Konzepte wurden entwickelt. Dabei erwies sich ein Mehrstufenprozess als zielführend, da hierbei die Metalle Zn und Pb im Rückstand angereichert werden konnten (Rückgewinnungsrate für Zn 99,6 % und für Pb 99,9 %). Zudem wurde der Anteil von Cl im Rückstand drastisch reduziert. Er betrug nur noch 2,25 Gew-% der gesamten Cl-Konzentration, bzw. etwa 8 Gew-% des TS. Somit konnte im Rückstand der Anteil der Metalle erhöht und zugleich der Anteil der Salze deutlich verringert werden.

1 EINLEITUNG

Die Behandlung von Filter- bzw. Flugaschen, welche neben Rostschlacke bei der Verbrennung von Abfällen anfallen, läuft allgemein unter dem Begriff „FGT (Flue gas treatment)“. Eine gängige Methode zur Behandlung der Flugaschen ist die Stabilisierung und Verfestigung dieser Materialien mit Chemikalien, mit der Zielsetzung, sie anschließend deponieren zu können. Die Flugaschen werden teilweise zuvor sauer oder neutral gewaschen, um die leichtlöslichen Salze zu entfernen. Eine Alternative ist ihre Zugabe als Bindemittel in der Baustoffindustrie (Youcai 2016), bzw. als Beigabe als Sekundärrohstoff in der Zementproduktion (Lederer et al. 2015). Mit all diesen Vorgehensweisen gehen die Metalle in diesen Materialien jedoch als Ressource verloren.

In der Schweiz wurde ein neuer Ansatz zur Behandlung der Flugaschen entwickelt, die saure Filter- und Flugaschenwäsche (FLUWA-Verfahren). Dort stellt dieses Verfahren den Stand der Technik dar und ist bereits in mehr als 50 % der Verbrennungsanlagen implementiert (Schlumberger et al. 2007, Weibel et al. 2017). In Deutschland wurde das Verfahren erstmals in der Müllverbrennungsanlage (MVA) Ingolstadt eingeführt. Hierbei werden Flugaschen mit Wäscherabwasser, das bei der nassen Rauchgasreinigung anfällt, behandelt. Bei dieser sauren Flugaschenwäsche werden die leichtlöslichen Schwermetalle aus der Flugasche herausgelöst. Die alkalischen Flugaschen reduzieren dadurch gleichzeitig den Säuregehalt des Wäscherabwassers. Der anfallende schwermetallarme Filteraschekuchen wird anschließend der Verbrennung zugeführt.

In der MVA Ingolstadt werden die gelösten Schwermetalle im Filtrat mit Kalkmilch als hochvoluminöser Hydroxidschlamm ausgefällt. Der so erzeugte Hydroxidschlamm weist sehr hohe Schwermetallgehalte auf. Daher war vorgesehen, diese als Sekun-

därrohstoff der Zinkverhüttung zuzuführen. Angesichts der hohen Salz- und Wassergehalte sowie der problematischen Konsistenz (Thixotropie) dieser Schlämme kann aktuell jedoch keine Verwertung stattfinden. Diese Schlämme müssen daher auf Sondermülldeponien abgelagert werden, wodurch die Metalle nicht nur als Ressource verloren gehen, sondern auch hohe Kosten entstehen.

Eine Möglichkeit zur hydrometallurgischen Rückgewinnung der gelösten Schwermetalle im Filtrat bietet das FLUREC-Verfahren, ebenfalls in der Schweiz entwickelt (Schlumberger et al. 2007, Schlumberger & Bühler 2013). In der ersten Stufe wird durch Zugabe von Zinkpulver ein Zementat aus Pb, Cd und Cu gewonnen. Danach wird mit einer Solvent Extraktion das Zink extrahiert und durch eine anschließende Elektrolyse als Metall zurückgewonnen. In einer Studie wurde die Wirtschaftlichkeit des Verfahrens evaluiert (Fellner et al. 2015). Aufgrund der höheren Kosten des Rückgewinnungsverfahrens im Vergleich zum Marktpreis von Zink wurde diese Methode als nicht ökonomisch eingestuft.

Es stellen sich also folgende Fragen: Können die Schwermetalle ökonomisch und ökologisch effizient aus den Eluaten der Flugaschen zurückgewonnen werden? Ist es auch möglich den Salzgehalt im Rückstand zu reduzieren? Wir führten eine Vorstudie durch mit der Zielsetzung zu prüfen, ob das SPOP-Verfahren für die Fällung von Zink, Blei und anderer Metalle aus den Abwässern nach dem FLUWA-Verfahren eingesetzt werden kann. Die Rückstände sollen dann als Sekundärrohstoff einer stofflichen Verwertung zugeführt werden können. Gleichzeitig soll eine effektive Behandlung dieser Abwässer erreicht werden. Folgende Aspekte sollten hierbei erfüllt werden:

- Aufkonzentration der Schwermetalle im Fällungsprodukt als Oxid bzw. als Metall,
- Hohe Rückgewinnungsraten für Zink und Blei,
- Reduzieren des Anteils an Salzen im Fällungsrückstand auf < 12 Gew.-% des TS, um so die Voraussetzungen für eine hydrometallurgische Verwertung dieser Rückstände zu ermöglichen und
- Die Konzentration der Metalle im Abwasser soll nach der Behandlung gering sein, bestenfalls sollen die Grenzwerte und Bedingungen für Direkteinleitung in den Vorfluter eingehalten werden.

2 DAS SPOP VERFAHREN

Das SPOP Verfahren basiert auf dem Ferritverfahren. Es wurde in den 80-er Jahren primär dazu entwickelt, geringfügig Schwermetall belastete Laborwässer zu reinigen (Okuda 1975, Tamaura et al. 1991). Untersuchungen mit hochbelasteten Abwässern mit Schwermetall-Konzentrationen bis zu 25 g/L zeigten, dass sich dieses Verfahren hervorragend dafür eignet, diese Abwässer erfolgreich zu behandeln (John 2016). Zunächst wurde das Verfahren für Kupfer entwickelt. Je nach Versuchsanordnung und Einstellung der Parameter kann Ferrit (Mischkristalle der Reihe Magnetit Fe_3O_4 - Kupferferrit CuFe_2O_4), Delafossit (CuFeO_2), Cuprit (Cu_2O), Tenorit (CuO) und/oder metallisches Kupfer (Cu^0) gefällt werden (Heuss-Aßbichler et al. 2016a, Heuss-Aßbichler et al. 2016b, John et al. 2016a, John et al. 2016b, John et al. 2016c). Das Verfahren wurde anschließend auf andere Abwässern mit verschiedenen Bunt- und Edelmetallen (Zn, Ni, Ag, Mn, Pb, Sn, Pd, Au) angewendet und daraufhin das Konzept weiterentwickelt. Die Metallrückgewinnungsraten lagen stets sehr hoch (> 99,9 %). Zink beispielsweise kann als Mischkristall der Reihe Magnetit-Franklinit (ZnFe_2O_4) (John 2016) bzw. (gedoptem) Zinkit (ZnO) (John et al. 2016d) zurückgewonnen werden. Gute Erfolge wurden im Bereich der Edelmetalle erzielt, z.B. quantitative Ausfällung von Pd (Heuss-Aßbichler et al. 2016a), sowie Synthese metallischer Ag- Folien bzw. Au- Partikel unterschiedlicher Morphologien (John et al. 2017). Eisen fällt hierbei als Ferrit aus und ist während des Prozesses leicht von den Edelmetallen separierbar

(John et al. 2017). Im Idealfall sind die Fällungsprodukte frei von Hydroxiden bzw. deren Anteil ist vernachlässigbar klein, wodurch das Volumen der Rückstände massiv reduziert wird. In der Regel erfüllen die Wässer nach dem Prozess die Richtlinien für Indirekt bzw. Direkteinleitung. Bei dieser „Specific Product Oriented Precipitation“ kann die Zusammensetzung des Phasenbestands in den Rückständen durch Einstellung der Prozessparameter, wie pH-Wert, Temperatur und Sauerstoffgehalt gezielt gesteuert werden.

3 MATERIAL UND METHODIK

3.1 Das Material

Die Konzentration der Hauptkomponenten in vier unterschiedlichen Abwässern der MVA Ingolstadt sind in Tabelle 1 aufgeführt. Wie zu sehen ist, schwanken die Konzentrationen der Schwermetalle in den verschiedenen Abwässern sehr stark, im Fall von Zink beispielsweise um einen Faktor von ~5. Die Konzentration von Cl hingegen ist mehr oder weniger gleichbleibend, sie schwankt um einen Faktor von ~1,2.

Tab. 1: Konzentrationen der Hauptkomponenten von vier schwermetallhaltigen Abwässern der MVA Ingolstadt (n. b. = nicht bestimmt).

Element	Abwasser 1 [mg/L]	Abwasser 2 [mg/L]	Abwasser 3 [mg/L]	Abwasser 4 [mg/L]
Zn	3570	1650	711	2600
Pb	1780	204	70	970
Na	32200	22500	n. b.	27900
K	6730	7780	n. b.	4580
Ca	4340	3450	n. b.	7880
SO ₄	2400	3000	1400	1900
Cl	71000	60000	69000	71000

3.2. Experimenteller Ablauf

Die Lösung wird in einem Becherglas auf Reaktionstemperatur aufgeheizt. Nach dem Erreichen der Reaktionstemperatur wird die Lösung unter ständigem Rühren mit NaOH alkalisieret und für 5 Minuten auf dem End-pH gehalten. Nach der Fällung wird die Lösung gefiltert und ein Teil des Rückstands mit destilliertem Wasser gewaschen, der andere Teil bleibt unbehandelt. Beide Rückstände werden für 24h bei Raumtemperatur getrocknet. Das Filtrat wird für weitere Untersuchungen aufgehoben. Zur Steuerung der NaOH Zugabe und Überwachung des pH-Wertes wurde ein Titrator TL 7000 von SI Analytics verwendet.

4 RÜCKGEWINNUNG VON ZINK UND BLEI AUS FLUGASCHE-ELUATEN

Es wurden insgesamt drei verschiedene Fällungskonzepte entwickelt und auf ihre Anwendbarkeit getestet. Ausgangslösung für die Fällungsversuche war das schwermetallhaltige Abwasser der MVA Ingolstadt nach Behandlung durch die FLUWA.

4.1 Konzept I: Fällung von Metall-Oxiden

Abbildung 1 zeigt Konzept I. Nach Alkalisieren der Lösung wird der Rückstand von der Lösung getrennt. Die in der Lösung verbleibenden hohen Chloridkonzentrationen können ggf. durch Umkehrosiose entfernt werden. Das gereinigte Wasser kann anschließend in den Vorfluter eingeleitet oder im Kreislauf geführt werden.

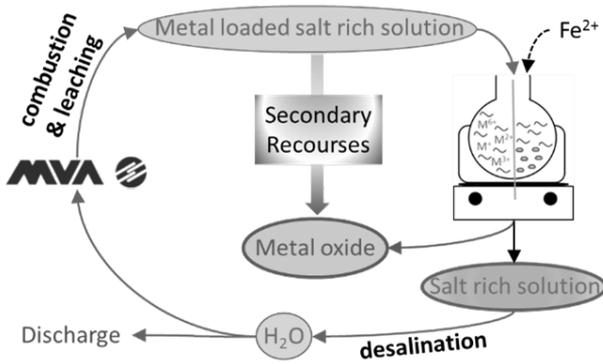


Abb. 1: Konzept I – Fällung von Metall-Oxiden.

Die Untersuchung der Lösung nach der Fällung zeigte, dass im Rückstand Zn und Pb $\geq 99\%$ angereichert werden konnten. Die flockigen Fällungsrückstände bestanden hauptsächlich aus Hydroxiden und Gips ($\text{CaSO}_4 \cdot 2\text{H}_2\text{O}$). Im Röntgendiffraktogramm wurden keine kristallinen Phasen, auch nicht NaCl oder KCl detektiert. Damit wurde mit diesem Konzept unser Ziel möglichst hydroxidfreie Produktphasen zu generieren nicht erreicht.

4.2. Konzept II: Fällung von Metall-Oxiden zusammen mit Salz

Bei Konzept II wurde die Einstellung der Parameter gezielt variiert, mit der Zielsetzung nicht nur Metall-Oxid zu fällen, sondern auch eine möglichst salz-arme Lösung zu gewinnen, die gegebenenfalls direkt eingeleitet, bzw. im Kreislauf geführt werden kann. Abbildung 2 zeigt den schematischen Ablauf des Fällungsprozesses nach Konzept II.

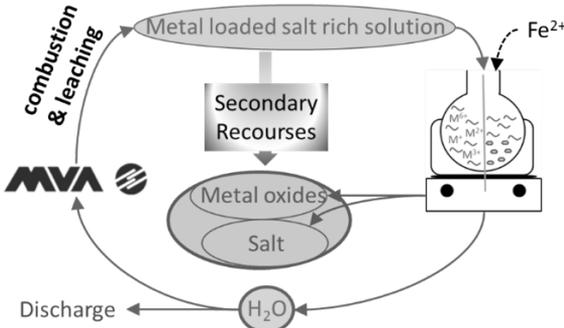


Abb. 2: Konzept II - Fällung von Metall-Oxiden zusammen mit Salz.

Zn und Pb konnten auch mit diesem Konzept $\geq 99\%$ im Rückstand angereichert werden. Die Konzentration von Pb und Zn in der Lösung war nahe der Grenze zur direkten Einleitung. Die Produktphasen waren je nach Ausgangszusammensetzung der Lösung Zn-Oxid, Zn-Hydroxide oder Zn-Hydroxychloride sowie ein Pb-Hydroxychlorid. Die Salze fielen zu einem Großteil in Form von NaCl und KCl an. Der Ansatz, in einem weiteren Schritt die Salze von den metallhaltigen Phasen, beispielsweise durch Lösungsvorgang oder mechanisch zu trennen, war auch nicht möglich. Die Verringerung der Cl-Konzentration in der Lösung war nicht ausreichend, so dass die immer noch sehr salzreiche Lösung nicht weiterverwendet werden können.

4.3. Konzept III: Mehrstufen Prozess

Auf Basis des 2. Konzepts wurde nun ein Mehrstufenprozess entwickelt. Das Ziel im ersten Schritt (1) war es, einen Metall-Oxid haltigen und salzreichen Rückstand aus der Lösung zu fällen. Im zweiten Schritt (2) war die erneute Auflösung der Salze durch Zugabe von (destilliertem) Wasser zum Rückstand vorgesehen, um einen salzarmen bis salzfreien Rückstand zu gewinnen, der dann weiterverarbeitet werden kann. Nebenprodukt ist eine salzreiche Lösung, die zusammen mit der Lösung aus Schritt (1) entsalzt und anschließend eingeleitet oder im Kreislauf geführt werden kann. Abbildung 3 zeigt den schematischen Ablauf des erarbeiteten Mehrstufenprozesses.

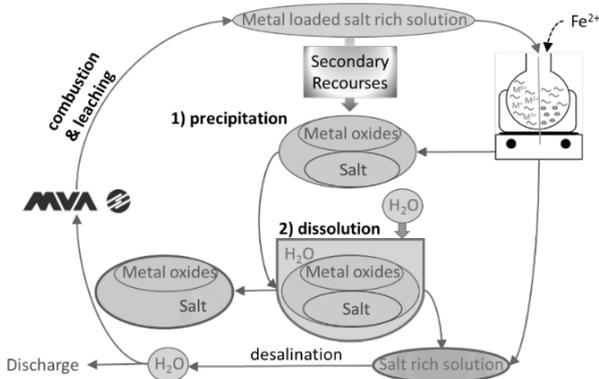


Abb. 3: Konzept III - Mehrstufenprozess.

Untersuchungen zeigten, dass - abhängig von den Prozessparametern - nach dem ersten Schritt (1) Zn und Pb zu $\geq 99\%$ im Rückstand angereichert werden kann. Die Zn Konzentration liegt bereits unterhalb des Grenzwerts für Direkteinleitung von $0,5 \text{ mg/L}$, die von Pb derzeit bei $0,27 \text{ mg/L}$ (Grenzwert $0,1 \text{ mg/L}$). Produktphasen waren je nach Ausgangszusammensetzung der Lösung Zn-Oxid, Zn-Hydroxide, Zn-Hydrochloride und/oder ein Pb-Hydroxychlorid. Beim Schritt (2) gingen mit der Zugabe von Wasser zum Rückstand keine Metallionen in Lösung. Der Anteil von Cl im Rückstand konnte jedoch dadurch drastisch reduziert werden. Er betrug nur noch $2,25 \text{ Gew-\%}$ der gesamten Cl-Konzentration, bzw. etwa 8 Gew-\% des TS. Ein ausschließlich hydroxidfreier Rückstand konnte allerdings mit diesem Konzept nicht erreicht werden. Die salzreiche Lösung aus Schritt (1) und (2) muss aufbereitet werden.

5 SPOP - EINE ALTERNATIVE ZUR ELEKTROLYTISCHEN ZINK-RÜCKGEWINNUNG AUS DER SAUREN FLUGASCHEWÄSCHE (FLUWA)?

Die Ergebnisse der Vorstudie sind insgesamt vielversprechend: Es ist daher zu erwarten, dass es bei weiterer Optimierung der Versuchsparameter möglich ist, mit SPOP die Grenzwerte für Direkteinleiter zu erreichen. Die Metalle konnten im Rückstand angereichert werden (Rückgewinnungsrate für Zn $99,6\%$ und für Pb $99,9\%$). Im Fällungsrückstand liegt der Anteil an Salzen bei 9% des gesamten Chloridgehalts, wovon 75% auswaschbar sind. Im Vergleich dazu sind nach dem FLUWA Prozess nur 8% der Salze auswaschbar. Folgende Vorteile sind gegenüber des derzeit implementierten FLUWA Prozesses der MVA Ingolstadt zu nennen:

- Mit der hohen Konzentration von Zn, Pb und anderer Metalle als Oxid / Hydroxid im Fällungsprodukt (Rückgewinnungsrate $> 99,5\%$) und einer niedrigen Konzentration von Chlorid im Feststoff ist eine stoffliche Verwertung der Rückstände denkbar und

- Das Volumen der Fällungsprodukte wurde stark verringert und mit der Aufkonzentration der Metalle im Rückstand konnte eine höhere Dichte des Rückstandes erreicht werden

Langfristig soll ein robustes Verfahren entwickelt werden, um die starken Schwankungen in der Zusammensetzung der Flugaschen und der Rauchgaswaschwässer abzufangen.

Diese Studie wurde durch die MVA Ingolstadt, Deutschland, finanziert und zu Teilen auch durch das Bayerische Staatsministerium für Umwelt und Verbraucherschutz.

LITERATUR

- Fellner, J., J. Lederer, A. Purgar, A. Winterstetter, H. Rechberger, F. Winter and D. Laner (2015). *Evaluation of resource recovery from waste incineration residues—The case of zinc*. Waste management **37**: 95-103.
- Heuss-Aßbichler, S., M. John and A. Huber (2016). *A new procedure for recovering heavy metals in industrial wastewater*. Waste Management and The Environment **202**: 85-96.
- Heuss-Aßbichler, S., M. John, D. Klapper, U. W. Bläß and G. Kochetov (2016). *Recovery of copper as zero-valent phase and/or copper oxide nanoparticles from wastewater by ferritization*. Journal of environmental management **181**: 1-7.
- John, M. (2016). *Low temperature synthesis of nano crystalline zero-valent phases and (doped) metal oxides as $A_xB_{3-x}O_4$ (ferrite), ABO_2 (delafossite), A_2O and AO : a new process to treat industrial wastewaters?* Dissertation, Ludwig-Maximilians-Universität München.
- John, M., S. Heuss-Aßbichler, S.-H. Park, A. Ullrich, G. Benka, N. Petersen, D. Rettenwander and S. R. Horn (2016). *Low-temperature synthesis of $CuFeO_2$ (delafossite) at 70 °C: A new process solely by precipitation and ageing*. Journal of Solid State Chemistry **233**: 390-396.
- John, M., S. Heuss-Aßbichler, K. Tandon and A. Ullrich (2017). *Recovery of Ag and Au from synthetic and industrial wastewater by 2-step ferritization and Lt-delafossite process via precipitation*. Journal of Water Process Engineering.
- John, M., S. Heuss-Aßbichler and A. Ullrich (2016). *Conditions and mechanisms for the formation of nano-sized Delafossite ($CuFeO_2$) at temperatures $\leq 90^\circ C$ in aqueous solution*. Journal of Solid State Chemistry **234**: 55-62.
- John, M., S. Heuss-Aßbichler and A. Ullrich (2016). *Recovery of Zn from wastewater of zinc plating industry by precipitation of doped ZnO nanoparticles*. International Journal of Environmental Science and Technology **13**(9): 2127-2134.
- John, M., S. Heuss-Aßbichler, A. Ullrich and D. Rettenwander (2016). *Purification of heavy metal loaded wastewater from electroplating industry under synthesis of delafossite (ABO_2) by "Lt-delafossite process"*. Water research **100**: 98-104.
- Lederer, J., H. Rechberger and J. Fellner (2015). *MVA-Flugaschenrecycling in der Zementindustrie und deren Auswirkung auf Metallgehalte in Zementen. Mineralische Nebenprodukte und Abfälle 2: Aschen Schlacken Stäube und Baurestmassen*. K. J. Thomé-Kozmiensky. Neuruppin, TK Verlag Karl J. Thomé-Kozmiensky: 387 - 401.
- Okuda, T. (1975). *Removal of heavy metals from wastewaters by ferrite coprecipitation*. Filtration and Separation: 472-476.
- Schlumberger, S. and J. Bühler (2013). *Metallrückgewinnung aus Filterstäuben der thermischen Abfallbehandlung nach dem FLUREC-Verfahren. Flaschen-Schlacken-Stäube—aus Abfallverbrennung und Metallurgie*. TK Verlag Karl Thomé-Kozmiensky, Neuruppin: 377-398.
- Schlumberger, S., M. Schuster, S. Ringmann and R. Koralewska (2007). *Recovery of high purity zinc from filter ash produced during the thermal treatment of waste and inerting of residual materials*. Waste Management & Research **25**(6): 547-555.
- Tamura, Y., T. Katsura, S. Rojarayanont, T. Yoshida and H. Abe (1991). *Ferrite process; Heavy metal ions treatment system*. Water Science and Technology **23**(10-12): 1893-1900.
- Weibel, G., U. Eggenberger, S. Schlumberger and U. K. Mäder (2017). *Chemical associations and mobilization of heavy metals in fly ash from municipal solid waste incineration*. Waste Management **62**: 147-159.
- Youcai, Z. (2016). *Pollution Control and Resource Recovery: Municipal Solid Wastes Incineration: Bottom Ash and Fly Ash*, Butterworth-Heinemann.

Sondermetallhaltige Abfallströme bündeln - Herausforderungen und Lösungen entlang von Prozessketten

S. Kreibe, A. Förster & B. Reinelt
bifa Umweltinstitut GmbH, Augsburg, Deutschland

M. Krupp
Hochschule Augsburg/HSAOps, Augsburg, Deutschland

KURZFASSUNG: Um die Rückgewinnung von umweltpolitisch relevanten Edel- und Sondermetallen zu stärken, wurden im Projekt ILESA Konzepte zur Lenkung und Mengenbündelung der entsprechenden Abfallströme entwickelt. Vor allem technische und organisatorische Hürden sowie Informationsdefizite verhindern aktuell ein effizientes Recycling. Im Projekt zeigte sich, dass vor allem die Rückgewinnung von Neodym aus NdFeB-Magneten vielversprechend erscheint. Im Vergleich zu den meisten anderen Sondermetallanwendungen ist das Potenzial relativ groß und die Einsatzmengen wachsen schnell. Es konnten grundsätzliche Empfehlungen für eine effiziente Gestaltung der Verwertungskette von Sondermetallen abgeleitet werden. Dabei zeigte sich, dass für praxistaugliche Ergebnisse die gesamte Prozesskette ab Erfassung sowie die Motivation der Beteiligten berücksichtigt werden müssen.

1 EINLEITUNG

Sondermetalle wie Neodym oder Indium werden heute nicht oder nur in sehr eingeschränktem Maße aus Abfällen zurückgewonnen. Dabei könnte ihr Recycling in vielen Fällen einen Beitrag zu Umweltentlastung und zum Teil auch zur Versorgungssicherheit, insbesondere für Umwelttechnologien leisten.

In zahlreichen Forschungsprojekten wurden bereits Verfahren zur Rückgewinnung von Sondermetallen entwickelt. Der Umsetzung stehen jedoch meist noch grundlegende Herausforderungen entgegen. Dabei sind in erster Linie Wirtschaftlichkeitsaspekte zu nennen, bei denen insbesondere die derzeit noch geringen Mengen an für eine Verwertung verfügbaren Abfällen eine Rolle spielen.

Erhebliche Bedeutung haben aber auch technische und organisatorische Hürden sowie Informationsdefizite. Sichtbar werden solche Herausforderungen meist erst dann, wenn die Analyse über den technischen Kernprozess hinaus die gesamten Abläufe von der Erfassung über Demontage und/oder Aufbereitung bis hin zur Rückgewinnung der Metalle oder anderer marktfähiger Produkte mit erfasst.

Meist sind die Sondermetallmengen auf viele Produkte mit jeweils oft nur sehr geringen Einzelmengen verteilt und es ist erheblicher Aufwand zur Vorseparation etwa durch Demontage erforderlich. Die bei einzelnen Betrieben anfallenden Mengen sind in der Regel recht gering und damit der Logistikaufwand zur Weitergabe an Verwerter entsprechend hoch. Schon aufgrund fehlender Absatzmöglichkeiten erfolgt bisher kaum eine Separation der sondermetallhaltigen Abfallfraktionen. Da auch die Entwicklung der Mengenströme meist nur begrenzt prognostizierbar ist, fehlt möglichen Anbietern von Verwertungslösungen die Investitionssicherheit.

Im Projekt ILESA (Edel- und sondermetallhaltige Abfallströme intelligent lenken: Bündelung, Zwischenlagerung, Rückgewinnungsgrad) untersuchte das bifa-Umweltinstitut gemeinsam mit der Hochschule Augsburg und avocado Rechtsanwälte im Auftrag des Umweltbundesamtes zahlreiche edel- und sondermetallhaltige Abfallströme. Ein zentrales Ziel war es, mögliche Lösungsansätze im Bereich der Men-

genbündelung zu identifizieren und zu bewerten. Teil des Projektes waren vier Workshops mit Forschern und Praktikern aus der Wertschöpfungskette.

2 DAS BEISPIEL NEODYM-EISEN-BOR-(NDFEB)MAGNETE

2.1 Mengenpotenziale und Verteilung auf die Abfallströme

Zu Machbarkeit und Potenzialen der Rückgewinnung von Seltenerdmetallen aus Permanentmagneten wurden zahlreiche Studien durchgeführt. Eine Übersicht zum derzeitigen Forschungsstand findet man bei Yang et al. (Yang et al. 2016), Elwert et al. (Elwert et al. 2017) oder bei Binnemans et al. (Binnemans et al. 2013).

Abb. 1 zeigt, dass die Magnetmenge pro Einzelgerät in den Abfallströmen mit den größten Aufkommen sehr klein ist, während Abfallströme mit großen Einzelmengen derzeit nur ein geringes Gesamtpotential aufweisen.

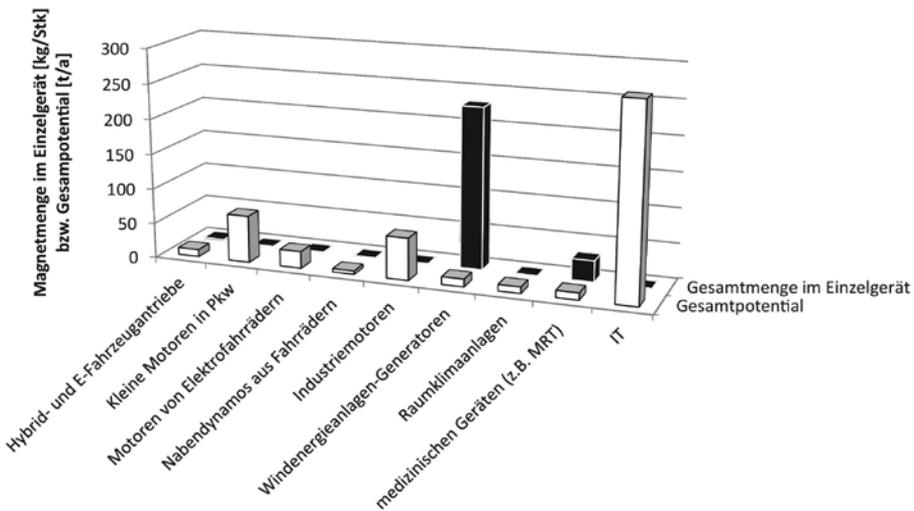


Abb. 1: Gesamtmenge im Einzelgerät in kg/Stück über das Gesamtpotential an Magnetmaterial in Deutschland im Jahr 2020 in t/a.

Das tatsächlich in Deutschland verfügbare Potenzial ist jedoch wesentlich geringer, denn große Mengen fallen außerhalb Europas als Abfall an, weil sie mit Gebrauchtgeräten exportiert werden oder durch unsachgemäße Entsorgung verloren gehen. Zudem müssen Materialverluste in der Prozesskette berücksichtigt werden.

Bei Elektrofahrrädern, Pkw und Raumklimaanlagen wird mit einem starken Mengenwachstum gerechnet. NdFeB-Magnete werden im IT-Bereich vor allem in kleinen Motoren, Festplatten und Lautsprechern eingesetzt. Sie werden jedoch meist zusammen mit anderen Geräteteilen mechanisch zerkleinert und sortiert. Magnetteile haften an Stahlteilen an und werden mit der Stahlfraktion verhüttet. Dabei gehen die Seltenerdmetalle vollständig verloren.

Die in NdFeB-haltigen Industriemotoren enthaltenen Massen an Magnetmaterial variieren von wenigen Gramm bis zu mehreren Hundert Kilogramm. Buchert et al. geht in einer Abschätzung von durchschnittlich 0,175 kg Magnetmaterial pro Motor aus. Beschädigte und nicht reparierbare Motoren, Maschinen und Anlagen werden in der Regel geschreddert und unter Verlust der Magnetwerkstoffe automatisch sortiert. Magnete werden bei der Reparatur defekter Motoren nur selten ausgetauscht. Somit

fallen sie in der Regel erst am Ende der Motor-Lebensdauer an, die für Industriemotoren mit 12-20 Jahre bei steigender Tendenz angegeben wird (Almeida 2012). Eine Identifizierung von NdFeB-haltigen Motoren bei den Entsorgungsunternehmen ist derzeit im Regelfall nicht gewährleistet.

2.2 Technische Ziel-Verwertungsketten

Die Definition einer Ziel-Verwertungskette ist vom grünen Tisch aus nur begrenzt möglich, weil wichtige technische, marktliche, organisatorische und rechtliche Faktoren nicht feststehen. So ist für die Zuordnung von Aufgaben zu unterschiedlichen Akteuren von Bedeutung, an welcher Stelle des Prozesses die NdFeB-Magneten bzw. Bauteile in welcher Demontagetiefe z.B. aus Industriemotoren separiert werden und wann in der Kette die Entmagnetisierung erfolgt. Ohne Entmagnetisierung sind bei Handhabung insbesondere größerer Magnete besondere Vorsichtsmaßnahmen zu beachten. Auch für Transport und Lagerung separierter Magnete sind besondere Vorkehrungen zu treffen.

Die Entmagnetisierung kann bei etwa 350 °C in Öfen mit Absaugung und Abluffilter erfolgen, die von Erstbehandlern aufgrund der eher geringen Magnetmengen in der Regel nicht finanziert werden können und die zudem aufgrund ihrer Größe energetisch und wirtschaftlich ineffizient sind. Die Entmagnetisierung bei einem zentralen Aufbereiter könnte in einem größeren und effizienteren Durchlaufofen erfolgen.

Da NdFeB-Magnete meist in Rotoren verbaut sind, könnten komplette Rotoren zum zentralen Aufbereiter transportiert und dort die Magnete ausgebaut werden. So würde sich deren Vereinzelung beim Transport zum Aufbereiter erübrigen und der Abschirmbedarf wäre deutlich geringer.

Bei der Zuführung der separierten NdFeB-Magnete zur weiteren Aufbereitung muss gewährleistet sein, dass keine anderen Magnettypen (z.B. Samarium-Kobalt-Magnete, Ferritmagnete) in den Prozess geraten. Zudem variieren NdFeB-Magnete erheblich in der Zusammensetzung, sodass eine Sortierung für eine hochwertige Weiterverarbeitung kaum verzichtbar erscheint.

Erfolgt die Sortierung nach Kenntnis der Motorentypen oder nach (ggfs. vorgeschriebener) Kennzeichnung der Motoren im ersten Behandlungsschritt, dann geht die Verbindung zu diesen Informationen mit dem Ausbau der Magnete verloren. Es ist also zweckmäßig, dass in diesem Schritt auch gleich die Sortierung der Magnete erfolgt. Der Weiterverarbeiter müsste sich dennoch mit der Frage auseinandersetzen, wie er Fehlsortierungen erkennen und damit seine Prozessqualität sichern kann. Gegebenenfalls könnte nach der Entmagnetisierung aber auch eine automatische Sortierung der Magnete beim Weiterverarbeiter erfolgen. Methoden wie die PGNAA erlauben eine Analyse der Zusammensetzung unzerstörter Magnete über deren gesamtes Volumen und könnten kontinuierlich und automatisiert über ein Förderband mit Austragsvorrichtung realisiert werden. Die Kosten für diese Analyseeinrichtung sind allerdings erheblich und nur bei großen Durchsätzen zu rechtfertigen.

Welcher Ansatz gewählt wird und wie sich die übrigen Schritte der Prozesskette hinzugruppiert (müssen), ist vorab nur begrenzt einschätzbar. In jedem Falle wird es zu Prozess-Varianten kommen. So würden große Magnete etwa aus großen Motoren oder Windkraftanlagen über angepasste Prozesse laufen müssen. Magnete, die in größerer Menge in gut definierter Form und Zusammensetzung anfallen, könnten ohne Entmagnetisierung direkt weiterverarbeitet werden. Für Magnete aus Festplatten sind aufgrund der geringen Stückgewichte stärker mechanisierte oder automatisierte Verfahren erforderlich, etwa eine Entmagnetisierung und anschließende Hydrierung der FE-Fraktion aus der Festplattenzerkleinerung (Völker & Weckerle 2015). Eine Aufbereitung bis hin zur Separation reiner Seltenerdmetalle oder -metalloxide erfordert sehr aufwändige Trennprozesse und ist wohl nur in einer bestehenden Anlage realistisch. Zentrale Aufbereiter für NdFeB-Magnete würden sich, sofern sie

nicht bereits solche Prozesse betreiben, auf die Rückgewinnung von Magnetlegierungen und/oder die Abtrennung von Seltenerdmetalloxid-Konzentraten beschränken, die dann an Aufbereitungsspezialisten für Seltenerdmetalle abgegeben werden.

2.3 Exemplarische logistische Analyse

Tabelle 1 zeigt beispielhaft ein Mengengerüst mit eher günstigen Wirtschaftlichkeitsvoraussetzungen, nämlich das eines durchschnittlichen Altfahrzeugdemontagebetriebs für die Demontage von NdFeB-Magneten aus Hybrid- und Elektrofahrzeugen.

Tab. 1: Mengengerüst Magnete aus Antriebssträngen von Hybrid- und Elektrofahrzeugen für Altfahrzeugdemontagebetriebe in Deutschland im Jahr 2020 Annahme: 48 Bearbeitungswochen.

Parameter	Wert
Aufkommen / Jahr	Gesamtmenge: 8.000 kg Magnete / Jahr Tendenz zukünftige Mengen: stark steigend
Wertpotenzial / Jahr	Wert pro kg Magnet entspricht ca. 43 € (Neuwarenwert) Gesamt: 344.000 € Hinweis: nur ein Teil des Potenzials steht tatsächlich zur Verfügung (unvollständige Erfassung der Abfälle, Separation nicht immer möglich, Materialverluste entlang der Verwertungskette)
Durchschnittliches Aufkommen pro Demontagestelle	(1.250 Demontagestellen) 6,4 kg Magnete / Jahr; 0,13 kg Magnete / Woche
Wertpotenzial pro Demontagestelle	275 € Umsatz / Jahr; 5,73 € Umsatz / Woche Magnet-Neuwarenwert angenommen als maximaler Umsatz pro Jahr (tatsächlicher Wert wesentlich kleiner) (Grenzfallbetrachtung – tatsächlich muss aus dem Materialwert die gesamte Verwertungskette finanziert werden!)
Kosten / Arbeitsstunde	28,10 € (Statistisches Bundesamt (2015): „Verdienste und Arbeitskosten“, Fachserie 16, Heft 1.)
Finanzierbare Arbeitszeit	0,20 Stunden pro Woche
Mengen- und Wertpotential	Menge pro Fahrzeug ca. 1,4 - 2,4 kg Magnetwert pro Fahrzeug max. 60 - 100 € (zzgl. ggfs. Mehrerlöse durch bessere Vorseparation anderer Metalle (Cu, Al))

Es wird deutlich, dass das Geschäftsvolumen für einen durchschnittlichen Demontagebetrieb im Jahr 2020 nicht sehr groß ist. Dennoch erscheint für diesen Abfallstrom mit vergleichsweise großen Magneten eine wirtschaftliche Demontage insbesondere in größeren Betrieben langfristig nicht unrealistisch. Zur wirtschaftlichen Umsetzung der Gesamtprozesskette bis zur Gewinnung marktfähiger Materialfraktionen sind jedoch Gesamtdurchsätze erforderlich, die nur mit Abfallströmen großer Mengenpotenziale erreichbar sein dürften.

2.4 Die Marktakteure und ihre Motivationslage

Um einzuschätzen, von welchen Marktakteuren am ehesten Initiativen zum Aufbau einer Erfassungs- und Verwertungslösung ausgehen könnten, muss deren Interessenlage berücksichtigt werden:

Hersteller von NdFeB-Magneten könnten im Aufbau eines Sammel- und Verwertungssystems eine Möglichkeit sehen, an kostengünstigere Rohstoffe zu gelangen. Da NdFeB-Magnete aber weit überwiegend außerhalb Europas hergestellt werden, sind umfassendere Aktivitäten dieser Akteure in Deutschland/Europa kaum zu erwarten. Zudem gehört die Abfallwirtschaft nicht zu ihrem Kerngeschäft.

Hersteller magnethaltiger Produkte beziehen in der Regel keine Sondermetalle, sondern fertige Motoren oder Magnete. Interesse könnten am ehesten Einzelbran-

chen oder große Hersteller entwickeln, die Produkte mit großen Magneten bei wachsendem Mengenpotenzial herstellen und selbst warten oder über Leasingkonzepte vertreiben. Die Verwertung von NdFeB-Magneten wird dabei aufgrund ihrer wertmäßig eher geringen Bedeutung allerdings nicht der entscheidende Faktor sein. Erstbehandler haben die magnethaltigen Abfälle ohnehin in ihrem Besitz und könnten die Separation und Aufbereitung von NdFeB-Magneten als weitere Erlösquelle betrachten. Sie verfügen jedoch jeweils nur über beschränkten Mengenzugriff. Auch gehören der Aufbau von Erfassungssystemen und der Betrieb metallurgischer Rückgewinnungs-Prozesse nicht zu ihrem Kerngeschäft. Zudem wären ihre Konkurrenten zugleich ihre Zulieferer; eine schlechte Voraussetzung für Geschäftserfolg. Isolierte Aktivitäten in geringem Umfang, etwa der Ausbau und Weiterverkauf größerer Magnete an Händler, sind durchaus denkbar. Eine umfassendere Initiative aus dieser Gruppe erscheint aber wenig realistisch.

Spezialisierte Logistikunternehmen verfügen über guten Zugang zu Erstbehandlern. Sie haben jedoch in der Regel weder eigene Erfahrungen in der Erstbehandlung noch im Betrieb komplexer Recycling-Prozesse. Ihr Kerngeschäft wäre beim Aufbau eines solchen Angebotes kein wesentlicher Erfolgsfaktor. Auch sie kommen als Initiatoren kaum in Frage.

Händler und Makler kaufen schon heute je nach Marktlage NdFeB-Magnete für den Export an. Damit dürften sie vor allem leicht ausbaubare große Magnete erfassen, was für andere in diesem Feld künftig tätige Akteure die wirtschaftlich interessantesten Mengen mindert. Es ist aber nicht zu erwarten, dass sie ein umfassenderes Verwertungssystem aufbauen. Weder verfügen sie über die erforderlichen Schlüsselkompetenzen noch wäre ihr Kerngeschäft dabei ein wesentlicher Erfolgsfaktor.

Betreiber komplexer Recyclingprozesse haben die Möglichkeit entsprechende Aufbereitungsangebote zügig aufzubauen und somit die Chance, Erster in einem Markt zu sein, der für weitere Aufbereiter kaum Platz bietet. Auch für sie besteht ein erhebliches Erfolgsrisiko, dennoch erscheinen sie am ehesten motiviert und geeignet für den Aufbau eines solchen Geschäftsfeldes.

Selbstverständlich sind auch übergreifende Kooperationen verschiedener Akteure denkbar und wahrscheinlich. Aber auch Kooperationen müssen von jemandem initiiert und vorangetrieben werden. Die dargestellte Rollenverteilung ist natürlich idealisiert. So gibt es durchaus Verwerter, die auch als Händler oder Logistiker tätig sind.

2.5 Mögliche Umsetzungsszenarien

Interessierte Akteure könnten einen weitgehend unbesetzten voraussichtlichen Wachstumsmarkt besetzen, sobald größere Mengen, insbesondere an Altprodukten mit großen Magneten, entsorgt werden. Es bleibt jedoch das Risiko der Refinanzierung der bei Ausbau der Aktivitäten erheblichen Investitionskosten. Fraglich ist, welche Vergütung an Erstbehandler gezahlt werden muss, um deren Lieferbereitschaft und Lieferqualität zu sichern. Abnahmebereitschaft und Konditionen der Verwerter von Seltenerdmetallkonzentraten respektive Preisschwankungen am Rohstoffmarkt sind kaum prognostizierbar. Änderungen an Magnet-Rezepturen oder Produktdesigns können ebenfalls das Geschäft gefährden. Trotz aller Schwierigkeiten erscheinen die Erfolgsaussichten grundsätzlich nicht schlecht. Ehe sich Unternehmen über Forschungsprojekte und Tastversuche hinaus wesentlich engagieren, muss jedoch der Rücklauf an Geräten, die NdFeB-Magnete enthalten, erheblich zunehmen.

Regulatorische Maßnahmen können unterstützend wirken. Ihre Angemessenheit sollte jedoch in Relation zum ökologischen Entlastungspotenzial sowie dem Beitrag zur Versorgungssicherheit der im Vergleich zu anderen Materialien eher geringen Menge an NdFeB-Magneten bewertet werden. Denkbar sind insbesondere:

- Eine Pflicht zur Kennzeichnung von Motoren mit NdFeB-Magneten, die Einzelmagnete ab einer definierten Masse enthalten.

- Eine Verpflichtung, Magnete aus gekennzeichneten Motoren und Geräten auszubauen und einer Verwertung zuzuführen.
- Die Verpflichtung zum demontagegerechten Einbau von NdFeB-Magneten, sofern kein Zielkonflikt mit Energie- und Materialeffizienz besteht.

Unterstützend wirken kann auch eine Steigerung der Rücklaufmengen ordnungsgemäß erfasster Altprodukte etwa durch Stärkung des Vollzugs. Weitere unterstützende Maßnahmen bauen eher darauf, die Effizienz und Leistungsfähigkeit von Demontagebetrieben zu steigern, um die Wirtschaftlichkeitsschwelle abzusenken. Dies könnten etwa der Aufbau eines Recyclingwarenwirtschaftssystems sein, Workshops zur Bündelung kleinemengenlogistischer Aktivitäten oder eine auf den Bedarf von KMU zugeschnittene Stärkung von Lean-Management-Ansätzen in der Demontage.

3 SCHLUSSFOLGERUNGEN

Die Etablierung von Lösungen zur Rückgewinnung von Sondermetallen aus NdFeB-Magneten erscheint mittelfristig durchaus realistisch. Das Potenzial ist im Vergleich zu den meisten anderen Sondermetallanwendungen relativ groß und die Einsatzmengen wachsen schnell. Im Einzelnen sind aber noch viele Fragen zu beantworten.

Aus der Bearbeitung des ILESA-Projektes können grundsätzliche Schlussfolgerungen zur Bündelung und Lenkung von Sondermetallen in die Rückgewinnung abgeleitet werden. Insbesondere sollten auch scheinbar randständige Aspekte in den Blick genommen werden. Wichtig ist dabei insbesondere:

- die gesamte Prozesskette in den Blick zu nehmen und auch scheinbar einfache Dinge wie Behälterfragen, Lagerfähigkeit oder Arbeitsschutz ernsthaft zu durchdenken,
- bei der Potenzialabschätzung Mengenverluste entlang der gesamten Prozesskette (ab Erfassung) realistisch abzuschätzen,
- Die reale Beschaffenheit der Abfälle in alle ihrer Varianz zu berücksichtigen und
- die Motivationslagen der Beteiligten zu berücksichtigen.

Das Projekt ILESA ist abgeschlossen. Der detaillierte Abschlussbericht wird in Kürze in der Schriftenreihe UBA-Texte des Umweltbundesamtes veröffentlicht.

LITERATUR

- Almeida, A. (2012) zitiert nach Buchert, M., Manhart, A., Sutter, J. (2014) Untersuchung zu Seltenen Erden: Permanentmagnete im industriellen Einsatz in Baden-Württemberg. S. 24. Freiburg.
- Binnemans, K., Jones, P. T., Blanpain, B., Van Gerven, T., Yang, Y., Walton, A., Buchert, M. (2013) Recycling of rare earths. A critical review. *Journal of Cleaner Production* 51, 1–22.
- Buchert, M., Manhart, A., Bleher, D., Pingel, D. (2012) Recycling critical raw materials from waste electronic equipment. Freiburg.
- Elwert, T., Hoffmann, M., Schwarz, S.: Can recycling of NdFeB magnets be expected in Europe before 2030? In: *Proceedings of EMC 2017*, 2017.
- Völker, M., Weckerle, A. (2015) Rückgewinnung von Neodym aus Magneten von Computerfestplatten. Schlussbericht zum DBU-geförderten Forschungsvorhaben SeRec. Schwäbisch Gmünd.
- Yang, Y., Walton, A., Sheridan, R., Güth, K., Gauß, R., Gutfleisch, O., Buchert, M., Steenari, B., Van Gerven, T., Jones, P.T., Binnemans, K. (2016) REE Recovery from End-of-Life NdFeB Permanent Magnet Scrap: A Critical Review. In: *Journal of Sustainable Metallurgy* 2017 (3), Issue 1, 122-149.

Rückgewinnung von (kritischen) Metallen aus feinkörnigem E-Schrott – Möglichkeiten und Herausforderungen

K. Pfandl, J. Hafner & R. Pomberger

Montanuniversität Leoben, Lehrstuhl für Abfallverwertungstechnik und Abfallwirtschaft, Leoben, Österreich

KURZFASSUNG: Gemeinsam mit Projektpartnern aus Industrie und Forschung arbeitet die Montanuniversität Leoben daran Metallkonzentrate (Wertmetalle und kritische Metalle) durch den Einsatz trockenmechanischer Aufbereitungsaggregate für ein nachgeschaltetes metallurgisches Recycling zu erzeugen. Bei der Aufbereitung von E-Schrott beim Partnerbetrieb fallen metallhaltige Restfraktionen an, unter anderem eine kupferreiche Feinfraktion < 6 mm, deren weitere Aufbereitung im Wesentlichen zwei Herausforderungen mit sich bringt: Flusen und Magnetstaub. Die Sortieranalysen und chemischen Analysen der Sortiergruppen geben Auskunft über die stoffliche und chemische Zusammensetzung des Abfallstroms und der Sortiergruppen. Mit dem diskontinuierlich betriebenen Aufbereitungsprozess (Prozessschritte des Technikumversuchs: Siebung, Magnetscheidung, Wirbelstromscheidung) konnte durch die Separation des Feinanteils < 1 mm die Magnetstaubproblematik weitgehend gelöst werden. Die Flusenabtrennung gelang durch eine Siebung bei der Maschenweite 5 mm bei niedriger Frequenz. Im Anschluss konnte Kupfer aus dem nun rieselfähigen Material angereichert werden. Zudem wurden die Senken für die kritischen Elemente Antimon, Gallium, Indium, Mangan, Wolfram und Seltene Erden lokalisiert.

1 EINLEITUNG

Das Projekt *AKRoSA II – Aufbereitung von kritischen Rohstoffen aus speziellen Abfallströmen* setzt sich u.a. mit der mechanischen Aufbereitung von feinkörnigem E-Schrott bzw. der Aufkonzentration der darin enthaltenen Wertmetalle und kritischen Metalle auseinander. Seit dem Jahr 2012 veröffentlicht die Europäische Kommission eine Liste mit den für die EU kritischen Rohstoffen. Die Beurteilung der Kritikalität von Rohstoffen hängt dabei einerseits von der wirtschaftlichen Bedeutung und andererseits von dem Versorgungsrisiko-Index ab und ist länderspezifisch (vgl. BMVIT 2017, EC 2017a). Elektroaltgeräte (EAG) sind relativ zur mittleren Zusammensetzung von Siedlungsabfällen an vielen kritischen Rohstoffen angereichert. Im Jahr 2015 wurden in Österreich 186.644 t Elektrogeräte in Verkehr gebracht und 86.246 t als Elektroaltgeräte gesammelt (BMNT 2017). Die stoffliche Zusammensetzung von Elektroaltgeräten variiert stark und ist abhängig vom Gerätetyp, der Gerätegröße und dem Alter des Geräts. Das Recycling der darin enthaltenen Metalle ist Stand der Technik und wird in Aufbereitungsanlagen, die auf metallhaltige Abfälle spezialisiert sind, umgesetzt.

2 ABFALLSTROM, ZIELE UND METHODIK

Auch am Standort eines Partnerbetriebes findet die mechanisch-physikalische Aufbereitung von etwa 5.500 t an Elektrogroß- und Elektrokleingeräten pro Jahr statt. Die Geräte werden schadstoffentfrachtet angeliefert und in einem ersten Schritt zerkleinert. Anschließend erfolgt die Abtrennung einer Eisenfraktion (E40 Shredderschrott; ASN 35103) und einer Nichteisenmetallmischung (ASN 35315). Neben den reinen

Metallfraktionen fallen bei der Behandlung Rückstände, u.a. eine Leichtfraktion, Staub und metallhaltige Reststofffraktionen, an.

Zu letzteren zählt auch eine Feinfraktion < 6 mm (*E-Fein*, Abb. 1), die mit 150 t/a etwa 3 % des Anlageninputs ausmacht. Chemische Analysen haben gezeigt, dass neben rd. 21 % Kupfer (im Vergleich Bauwürdigkeit von Kupferlagerstätten nach Pohl (2005) 3 – 5 % Cu im Erz) auch eine Vielzahl an kritischen und potentiell kritischen Metalle enthalten sind.

Nach der Durchführung einer stofflichen und chemischen Charakterisierung der *E-Fein*-Fraktion zur Lokalisierung der Senken der Metalle, sollen durch die Auswahl geeigneter Aufbereitungsschritte Kupfer und kritische Rohstoffe wie z.B. seltene Erden aufkonzentriert werden. Herausforderungen aus aufbereitungstechnischer Sicht sind u.a. die Flusen und der magnetische Staub (Abb. 1).

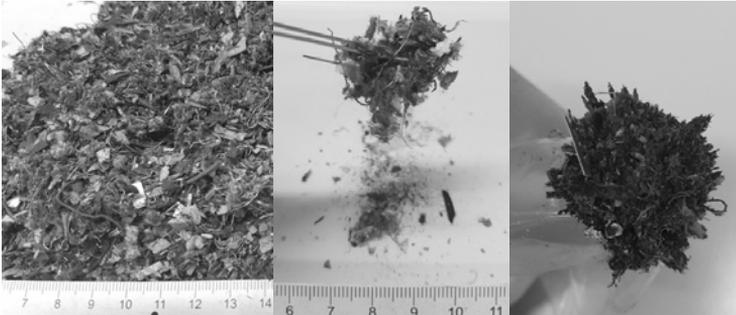


Abb. 1: v.l.n.r. Abfallstrom *E-Fein*, Fluse mit verhakten Kupferdrähten und -litzen, magnetischer Anteil.

Abb. 2 zeigt die Methodenübersicht für die Abfallcharakterisierung und für den Aufbereitungsversuch zur Aufkonzentration ausgewählter Metalle.



Abb. 2: Methodenübersicht – Abfallcharakterisierung und Aufbereitungsversuch.

2.1 Abfallcharakterisierung

Probenahme und Probenverjüngung: Die Probenahme wurde am Unternehmensstandort in Anlehnung an die ÖNORM S 2127 (ON 2011) bei laufendem Betrieb der Metall-aufbereitungsanlage durchgeführt. Dazu wurden dem sich direkt an der Abwurfstelle der Abfallstroms *E-Fein* befindlichen Abfallhaufen an unterschiedlichen Stellen und in unterschiedlichen Tiefen kleine Mengen entnommen. Im Zeitraum von April bis September 2017 wurden insgesamt fünf Proben generiert. Die Verjüngung der Abfallproben wurde in Anlehnung an die ÖNORM EN 15002 (ON 2015) umgesetzt.

Siebung: Der Staubanteil < 1 mm wurde vor der Sortierung bzw. um diese erst zu ermöglichen mit Hilfe eines Siebturms (Typ Retsch AS200; 5 Minuten; Amplitude: 70) entfernt.

Sortieranalysen: Als Grundlage für die Sortierversuche wurde die ÖNORM S 2097 Teil 1-4 „Sortieranalyse von Abfällen“ (ON 2011 & 2005) herangezogen und die Vorgehensweise entsprechend adaptiert. Insgesamt wurden fünf Sortieranalysen von je 200 g *E-Fein* durchgeführt. Auf Basis ausgewählter Kriterien (Sortierbarkeit, Menge, Relevanz, etc.) wurden folgende zwölf Sortiergruppen definiert:

1. Kupfer,
2. sonstige Metalle,
3. Flusen,
4. folienartiges Sortiergut (2D),
5. Kabel, Drähte mit Isolierung,
6. Elektronikbauteile,
7. Kunststoffe hart,
8. Inertstoffe (Glas, Keramik, Steine),
9. Leiterplatten,
10. Holz,
11. magnetischer Staub und
12. Sortierrest.

Chemische Analysen: Zur Verjüngung und Homogenisierung der Sortiergruppen auf Analysefeinheit (< 0,5 mm) kam eine Schneid- oder Planetenkugelmühle zum Einsatz. Abhängig von der Probenbeschaffenheit wurde ein Königswasseraufschluss nach ÖNORM EN 13657 Abs. 6.3 (ON 2002b) oder/und ein Totalaufschluss nach ÖNORM 13656 Abs. 9.2 (ON 2002a) durchgeführt. Für das Elementscreening wurde mit einer Massenspektrometrie mit induktiv gekoppeltem Plasma (ICP-MS, AGILENT 7500ce) in Anlehnung an ÖNORM EN ISO 17294-2 (ON 2017) gearbeitet. Der Glühverlust wurde nach ÖNORM EN 15935 (ON 2012) und die Trockensubstanz nach ÖNORM EN 14346 (ON 2007) bestimmt.

2.2 Aufbereitungsversuch

Probenahme: Die Probenahme wurde wie in Abschnitt 2.1 „Probenahme“ beschrieben, aber im Monat April 2017 durchgeführt.

Aufbereitungsprozess: Aus Vorversuchen und in Zusammenarbeit mit den Techniksbetreibern ergab sich der in Abb. 3 dargestellte Aufbereitungsprozess. Die einzelnen Aufbereitungsschritte wurden nacheinander, also im Batchbetrieb, durchgeführt. Die Materialaufgabe erfolgte über unterschiedliche Förderrinnen. Zunächst wurden 25 kg *E-Fein* mit einem Linearschwingsieb des Typs UE 500x1330 FSV LM 645 T der Reihe nach, wie in Abb. 3 ersichtlich, bei 0,5 mm, 5 mm und 2 mm gesiebt. Der Neigungswinkel β betrug jeweils 0° , die Frequenzen f 70 Hz bzw. 35 Hz für die Separation der Flusen. Die Abtrennung des Eisenanteils der Siebfractionen 0 – 0,5 mm, 0,5 – 2 mm und 2 – 5 mm erfolgte mit einem Trommelmagnetabscheider (KHP 300x250 9/1-H). Für die Separation der Nichtisenmetalle aus den Fraktionen 0,5 – 2 mm und 2 – 5 mm wurde ein Wirbelstromscheider (HPG 500x650/13) eingesetzt. Die Massen für sämtliche In- und Outputströme der Aufbereitungsschritte wurden dokumentiert und für die nachfolgenden chemischen Analysen beprobt.

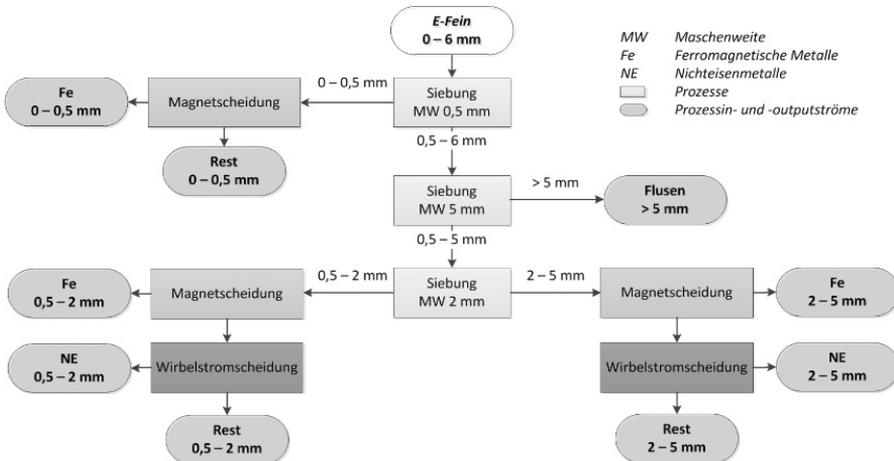


Abb. 3: Aufbereitungsversuch – Vereinfachtes Verfahrensfliessbild.

Chemische Analysen: Sämtliche Outputströme aus den einzelnen Aufbereitungsaggregaten wurden ohne weitere Probenaufbereitung mit Königswasser nach der ÖNORM EN 13657 (ON 2002b) aufgeschlossen (offener Aufschluss). Dabei wurden für jede Probe aus dem Aufbereitungsversuch drei offene Aufschlüsse Abs. 6.3 durchgeführt. Die ICP-MS Screenings sowie die Bestimmung der Trockensubstanz und des Glühverlustes erfolgte wie in Abschnitt 2.1 beschrieben.

Durchführung der Stoffstromanalyse: Als Grundlage diente die ÖNORM S 2096 (ON 2005a, 2005b). Die Berechnungen für die Erstellung der Massenbilanzen auf Güter- und Elementebene erfolgten mit dem Softwareprogramm *STAN* auf Basis der Massen- und der Analyseergebnisse für die Outputströme des Aufbereitungsversuches („bottom-up“), da die diese i.d.R. eine höhere Homogenität aufweisen als die Inputströme. Für die Visualisierung der Ergebnisse wurde das Softwareprogramm *e!Sankey* verwendet.

3 ERGEBNISSE

3.1 Abfallcharakterisierung

38 Ma% des Abfallstroms *E-Fein* entfallen auf die Siebfraction < 1 mm. Die Zusammensetzung der Fraction > 1 mm (62 Ma%) ist in Abb. 4 dargestellt. Herausfordernd für die weitere Aufbereitung des Abfallstroms mit dem Ziel der Herstellung eines Kupferkonzentrats bzw. von kritischen Rohstoffkonzentraten sind die Flusen- und die Magnetstaubfraction, auf die jeweils 7,7 Ma% und 6,1 Ma% entfallen. Flusen haben einen negativen Einfluss auf die Rieselfähigkeit des Materials. Außerdem verhalten sich darin Komponenten sämtlicher Sortiergruppen, vor allem aber auch das Wertmetall Kupfer in Form von Drähten und Litzen. Flusen und feinkörniges magnetisches Material konzentrieren sich zudem in der Siebfraction < 1 mm auf.

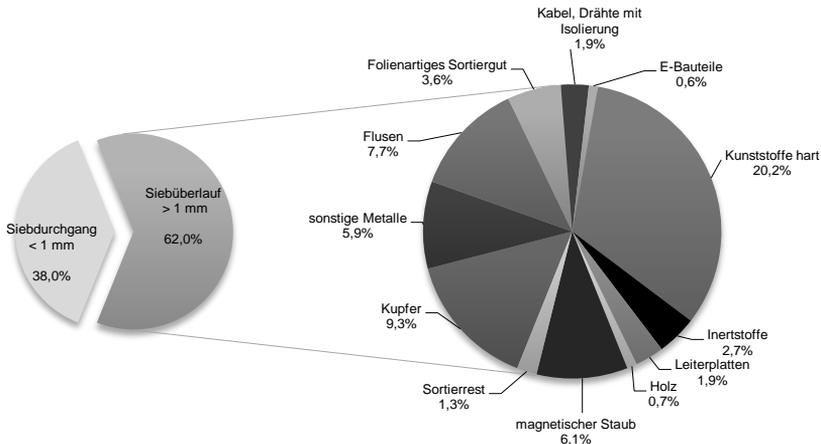


Abb. 4: Durchschnittliche stoffliche Zusammensetzung des Abfallstroms *E-Fein* in Ma%.

Die Ergebnisse der chemischen Analysen sowie die in 200 g *E-Fein* enthaltenen Mengen an Wertmetallen bzw. an kritischen Elementen werden in Abb. 5 zusammengefasst und im folgenden Absatz auszugswise beschrieben.

200 g *E-Fein* enthalten 39 g Kupfer, welches vor allem in Form von Kupferdrähten und Litzen in der gleichnamigen Sortierfraction wiedergefunden wurde (40 Ma%). 28 Ma% sind der Fraction < 1 mm und 13 Ma% der Flusenfraction zuzuordnen. Auf die Seltenerdelemente (SEE) Lanthan, Cer, Praseodym, Neodym, Samarium, Gadolinium und Dysprosium entfallen 96 mg je 200 g *E-Fein*. Sie sind zum Großteil der Sortierfraction „magnetischer Staub“ zuzuordnen. Das ist darauf zurückzuführen, dass seltenerdhaltige Magnete sehr spröde sind und durch die Aufbereitung in feine Teile zerfallen. Außerdem neigen sie dazu sich an Eisenoberflächen abzusetzen (Hagelücken 2014). Über 75 Ma% der 273 mg Antimon wurden in der Sortiergruppe „Kunststoffe hart“ nachgewiesen, was auf den Einsatz von Antimontrioxid, welches zur Verbesserung der Flammseigenschaften von mit halogenhaltigen Flammschutzmitteln versetzten Kunststoffen und Kunststoffbauteilen eingesetzt wird, zurückzuführen ist (Himmel et al. 2016). Auch die enthaltenen 8 mg Wolfram sind überwiegend in der Sortiergruppe der harten Kunststoffe zu finden. Dieses wird hauptsächlich zur Produktion von Hartmetallwerkzeugen herangezogen, ist aber auch in Elektronikbauteilen zu finden (EC 2017b), was bei der kleinen Partikelgrößen eine Zuordnung zu den Hartkunststoffen erklärt, da diese z.B. nicht von Leiterplattenstücken zu unterscheiden sind.

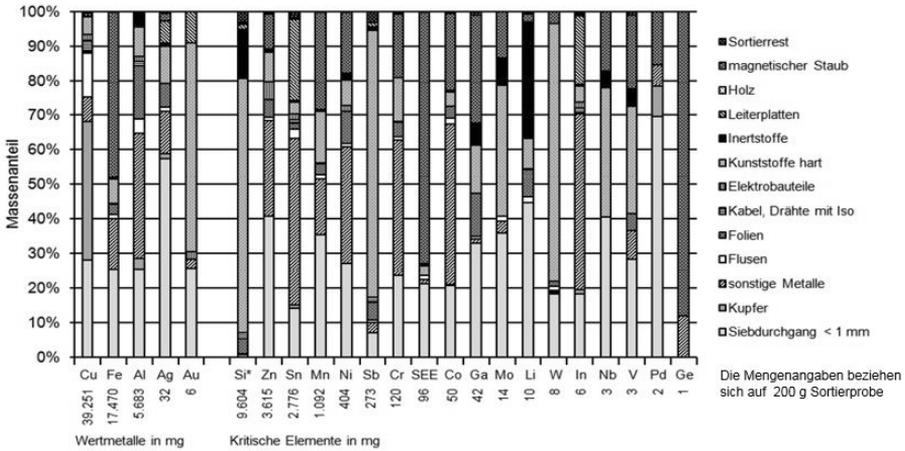


Abb. 5: Verteilung der Elemente im Abfallstrom *E-Fein* auf den Siebdurchgang < 1 mm bzw. die Sortiergruppen in Ma%.

3.2 Aufbereitungsversuch

Die Abscheidung der Staubfraktion konnte durch den ersten Siebschritt bei der Maschenweite 0,5 mm bewerkstelligt und damit eine Verschmutzung durch magnetische Anhaftungen an den nachfolgenden Aufbereitungsaggregaten verhindert werden. Auch die Flusenproblematik konnte durch eine Siebung bei der Maschenweite von 5 mm und niedriger Frequenz ($f = 35$ Hz) gelöst werden. Durch den Einsatz von Klopfkörpern im Deck wurde das Zuwachsen des Siebelages weitgehend unterbunden. Das rieselfähige aufbereitete Material konnte danach ohne weitere Probleme (verursacht durch Flusen oder Magnetstaub) nacheinander einer Magnet- und einer Wirbelstromscheidung unterzogen werden. In Abb. 6 ist die Massenbilanz des Aufbereitungsversuchs auf Güterebene dargestellt. Die Materialverluste für die einzelnen Aufbereitungsschritte sind nicht eingezeichnet. Zudem werden die Bilanzen für das Wertmetall Kupfer und für die für Österreich kritisch eingestuft Elemente Mangan, Antimon, Seltenerdelemente, Gallium, Indium und Wolfram dargestellt (Abb. 7).

Das Zielstoffausbringen für ein Element und einen Prozesse wurde nach der Formel

$$R_c = \frac{\dot{M}_c}{\dot{M}_a} \quad (1)$$

(R_c Stoffmassenausbringen im Konzentrat, \dot{M}_c Stoffmassenstrom Konzentrat, \dot{M}_a Stoffmassenstrom Aufgabe) berechnet (Bunge 2012).

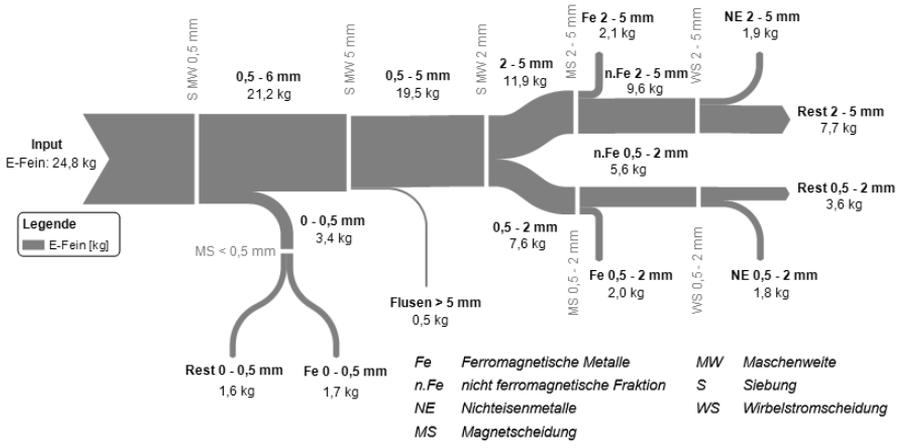


Abb. 6: Aufbereitungsversuch – Massenbilanz auf Güterebeine (Darstellung ohne Verluste).

24,8 kg des Prozessinputmaterials enthielten rd. 7,4 kg Kupfer. 2,8 kg konnten durch den Einsatz des Wirbelstromscheiders in den Nichteisenfraktionen aufkonzentriert werden. 3,2 kg gingen in der Restfraktion der Wirbelstromscheidung. Der Kupfergehalt der NE-Fraktion 0,5 – 2 mm lag bei 92 Ma%, jener der NE-Fraktion 2 – 5 mm bei 57 Ma%. Das erreichte Massenausbringen durch die Wirbelstromscheidungen lag für Partikel des Korngrößenbereichs 0,5 – 2 mm bei 53 % und für 2 – 5 mm bei 37 %. Für einen typischen, einstufigen Sortierprozess liegt das Wertstoffausbringen zwischen 60 und 90 % (Bunge 2012).

81 % von 98,8 g Mangan wurden mit den ferromagnetischen Fraktionen 0 – 0,5 mm, 0,5 – 2 mm und 2 – 5 mm ausgebracht. Auch die Seltenen Erden und Gallium fanden sich überwiegend in den Magnetfraktionen wieder. Indium hingegen sammelt sich in den nicht magnetischen Anteile der Fraktionen > 0,5 mm. Da die Seltenen Erden i.d.R. in Eisenhütten verloren gehen, ist es für ein Recycling erforderlich diese durch einen weiteren Aufbereitungsschritt aus den ferromagnetischen Fraktionen zu separieren (Hagelücken 2014). Antimon konzentriert sich in den Restfraktionen der Wirbelstromscheidungen auf. Der Großteil des Wolframs ist im Feinkorn < 0,5 mm anzutreffen (71 Ma%).

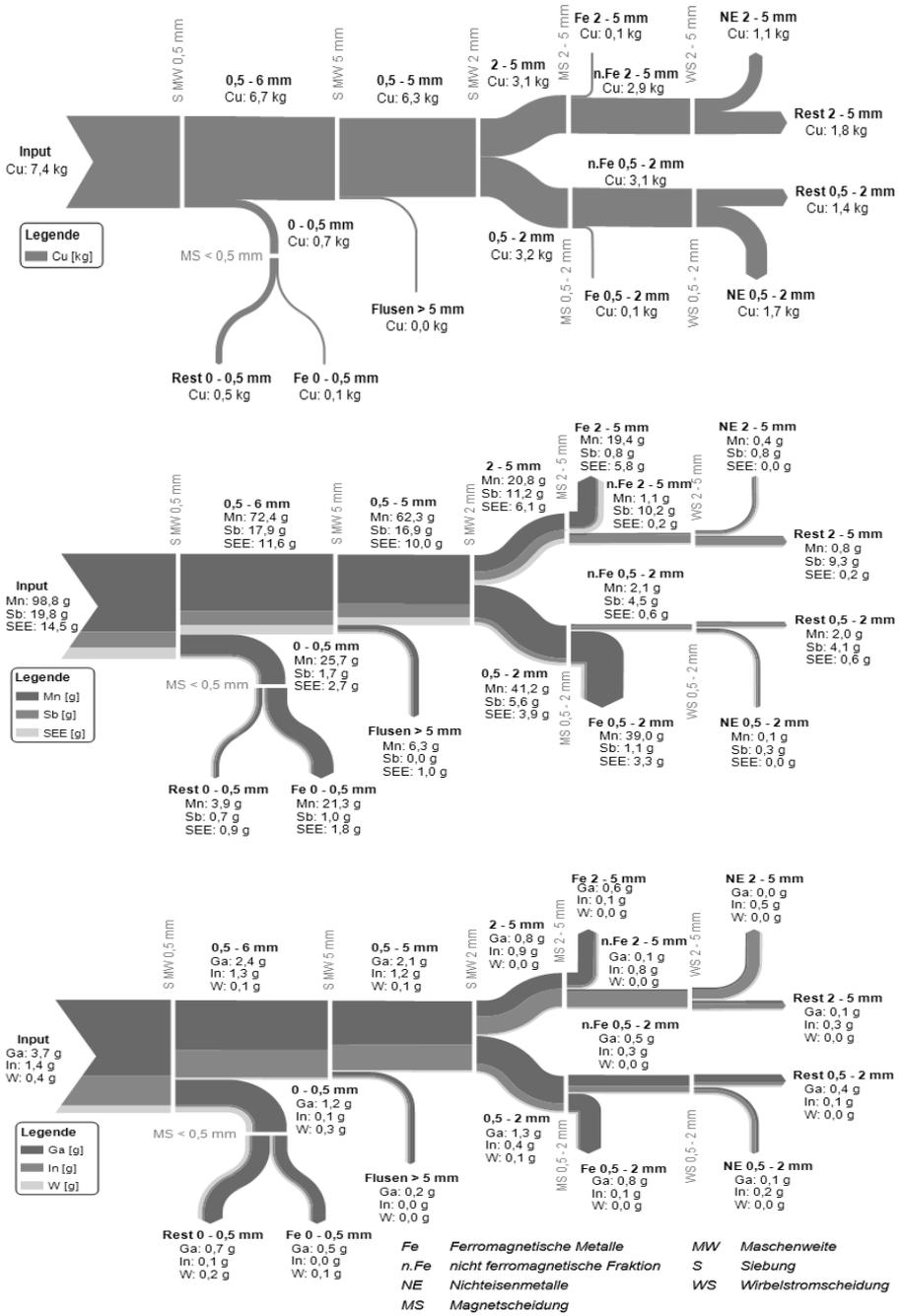


Abb. 7: Aufbereitungsversuch – Massenbilanzen auf Elementebene für (v.o.n.u.) Cu, Mn, Sb, SEE, Ga, In und W (Darstellung ohne Verluste).

4 SCHLUSSFOLGERUNG BZW. ZUSAMMENFASSUNG

Die Charakterisierung des Abfallstroms *E-Fein* durch Sortieranalysen und chemische Analysen ergab zusammengefasst (vgl. Kapitel 3.1):

- Der Feinanteil < 1 mm (Staub) liegt bei 38 Ma%.
- 7,7 Ma% des Abfallstroms entfallen auf die Sortiergruppe der Flusen und 6,1 Ma% auf „Magnetstaub-Agglomerate“. Auch in der abgeseibten Feinfraktion < 1 mm konzentrieren sich flusige und magnetische Störstoffe auf.
- Im Durchschnitt wurden 9,3 Ma% Kupfer händisch aussortiert. Die chemischen Analysen zeigen, dass der Abfallstrom tendenziell mehr Kupfer enthält (rd. 19,6 Ma%), aber auch, dass der Großteil der Massendifferenz in der Fraktion < 1 mm und wie schon wie bereits im Vorfeld optisch ersichtlich in der Flusenfraktion wiederzufinden ist.
- Der Abfallstrom enthält die für Österreich (potentiell) kritisch eingestuften Elemente Silizium, Zink, Zinn, Mangan, Nickel, Antimon, Chrom, Seltenerdelemente, Kobalt, Gallium, Molybdän, Lithium, Wolfram, Indium, Niob, Vanadium, Palladium und Germanium in quantitativ absteigender Reihenfolge und einer Größenordnung zwischen 48.000 ppm und 5 ppm.

Es folgen die Ergebnisse aus dem Aufbereitungsversuch (vgl. Kapitel 3.2):

- Der Magnetstaub und die Flusen konnten durch Siebungen bei den Maschenweiten 0,5 mm und 5 mm erfolgreich separiert werden. Um Anhaftungen und ein Zuwachsen der Siebeläge zu vermeiden, hat sich der Einsatz von Klopfkörpern zur Abreinigung des Siebgewebes bewährt. Die Flusenabtrennung funktionierte nur bei niedriger Frequenz ($f = 35$ Hz), was sich negativ auf die Durchsatzleistung auswirkte.
- Die Reinheiten der erzeugten Kupferkonzentrate lagen bei 92 % (0,5 – 2 mm) bzw. 57 % (2 – 5 mm). Das Massenausbringen für Kupfer bezogen auf die Wirbelstromscheidung lag bei 37 % (0,5 – 2 mm) bzw. 53 % (2 – 5 mm).
- Während die magnetischen Fraktionen Senken für die kritischen Metalle Gallium, Mangan und Seltene Erden darstellen, lag Antimon in der in den Restfraktionen der Wirbelstromscheidung und Indium in den nicht ferromagnetischen Fraktionen in angereicherter Form vor.

Es bleibt zu klären, ob sich durch eine Optimierung der Wirbelstromscheidung das Wertstoffausbringen von Kupfer verbessern lässt oder ein anderes Aggregat wie z.B. ein Windsichter besser zur Kupferkonzentratherstellung geeignet ist. Neben der technischen Optimierung muss auch eine betriebswirtschaftliche Beurteilung der Prozesse durchgeführt werden (Kosten vs. Erlöse).

5 DANKSAGUNG

Die Autoren danken dem gesamten Projektteam des Projektes *AKRosA II*, der Österreichischen Fördergesellschaft FFG und der Arbeitsgruppe „Umweltanalytik“ am Lehrstuhl für Abfallverwertungstechnik und Abfallwirtschaft der Montanuniversität Leoben.

LITERATUR

- Bundesministerium für Nachhaltigkeit und Tourismus (BMNT) (2017) *Bundesabfallwirtschaftsplan 2017. Teil 1.*
- Bundesministerium für Verkehr, Innovation und Technologie (BMVIT) (2017) *Kritische Rohstoffe und potenziell kritische Rohstoffe mit Bezug zu Österreich.*
- Bunge, R. (2012) *Mechanische Aufbereitung. Primär- und Sekundärrohstoffe.*
- European Commission (EC) (2017a) *Study on the review of the list of Critical Raw Materials.*

- European Commission (EC) (2017b) (Hg.): *Study on the review of the list of critical raw materials. Critical raw materials factsheets*. Mitwirkende Organisationen: Deloitte Sustainability, British Geological Survey, Bureau de Recherches Géologiques et Minières & Netherlands Organisation for Applied Scientific Research.
- Hagelüken, C. (2014) *11 Technologiemetalle - Systemische Voraussetzungen entlang der Recyclingkette*. In: Peter Kausch, Martin Bertau, Jens Gutzmer und Jörg Matschullat (Hg.): *Strategische Rohstoffe - Risikoversorge*. [Auswahl von Beiträgen der Tagungen: 4. Symposium Freiburger Innovationen zum Thema "Strategische Rohstoffe - Risikoversorge", 19.-20. April 2012, und Deutsch-Französische Tagung "Life and Innovation Cycles in the Field of Raw Materials Supply and Demand - a Transdisciplinary Approach", Orléans, April 2012]. Berlin, Heidelberg: Springer Spektrum, S. 161–171.
- Himmel, F., Breitenstein, B., Goldmann, D., Kolbe, F. (2016): *Mechanisch-hydrometallurgisches Antimonrecycling aus Rückständen der Leiterplattenaufbereitung*. In: Thomé-Kozmiensky, K.J. und Goldmann, D. (Hg.): *Recycling und Rohstoffe*. Berliner Recycling- und Rohstoffkonferenz. Neuruppin: TK Verlag Karl Thomé-Kozmiensky.
- Österreichisches Normungsinstitut (ON) (2002a) *ÖNORM EN 13656: Charakterisierung von Abfällen: Aufschluss mittels Mikrowellengerät mit einem Gemisch aus Fluorwasserstoffsäure (HF), Salpetersäure (HNO₃) und Salzsäure (HCl) für die anschließende Bestimmung der Elemente im Abfall*.
- Österreichisches Normungsinstitut (ON) (2002b) *ÖNORM EN 13657: Charakterisierung von Abfällen: Aufschluss zur anschließenden Bestimmung des in Königswasser löslichen Anteils an Elementen in Abfällen*.
- Österreichisches Normungsinstitut (ON) (2005a) *ÖNORM S 2096-1: Stoffflussanalyse Teil1: Anwendung in der Abfallwirtschaft - Begriffe*.
- Österreichisches Normungsinstitut (ON) (2005b) *ÖNORM S 2096-2: Stoffflussanalyse Teil2: Anwendung in der Abfallwirtschaft - Methodik*.
- Österreichisches Normungsinstitut (ON) (2007) *ÖNORM EN 14346: Charakterisierung von Abfällen — Berechnung der Trockenmasse durch Bestimmung des Trockenrückstandes oder des Wassergehaltes*.
- Österreichisches Normungsinstitut (ON) (2011 & 2005) *ÖNORM S 2097: Sortieranalyse von Abfällen*.
- Österreichisches Normungsinstitut (ON) (2011) *ÖNORM S 2127: Grundlegende Charakterisierung von Abfallhaufen oder von festen Abfällen aus Behältnissen und Transportfahrzeugen*.
- Österreichisches Normungsinstitut (ON) (2012) *ÖNORM EN 15935: Schlamm, behandelter Bioabfall, Boden und Abfall — Bestimmung des Glühverlusts*.
- Österreichisches Normungsinstitut (ON) (2015) *ÖNORM EN 15002: Charakterisierung von Abfällen - Herstellung von Prüfmengen aus der Laborprobe*.
- Österreichisches Normungsinstitut (ON) (2017) *ÖNORM EN ISO 17294-2: Wasserbeschaffenheit - Anwendung der induktiv gekoppelten Plasma-Massenspektrometrie (ICP-MS) - Teil 2: Bestimmung von ausgewählten Elementen einschließlich Uran-Isotope*.
- Pohl, W.L. (2005) *Mineralische und Energie-Rohstoffe. Eine Einführung zur Entstehung und nachhaltigen Nutzung von Lagerstätten*.

Entwicklungen bei der Verwertung von AlMn-Batterien

A. Arnberger

Saubermacher Dienstleistungs AG, Forschung und Entwicklung, Feldkirchen bei Graz, Österreich

E. Coskun

REDUX Recycling GmbH, Qualitätsmanagement, Offenbach am Main, Deutschland

A. Aldrian & R. Pomberger

Montanuniversität Leoben, Lehrstuhl für Abfallverwertungstechnik und Abfallwirtschaft, Leoben, Österreich

KURZFASSUNG: Alkali-Mangan-Zellen (AlMn-Zellen) sind die größte Einzelfraktion der in Verkehr gebrachten Gerätebatterien und stellen gemeinsam mit den Zink-Kohle-Batterien, die im gleichen Recyclingprozess aufbereitet werden, einen sehr relevanten Abfallstrom dar. Rechtliche Vorgaben legen derzeit eine Mindestrecyclingeffizienz von > 50 % fest. Hauptsächlich sind in AlMn-Zellen Manganoxid, Kohlenstoff, Zink sowie Stahl/Messing enthalten. Diese können Großteils bzw. zumindest teilweise im Rahmen verschiedener Recyclingkonzepte nach entsprechender Vorsortierung zur Gewinnung sortenreiner Batteriefractionen rückgewonnen werden. Zu diesen Konzepten gehören der mechanische Rückbau der Zellen, die pyrometallurgische Aufbereitung und die mechanische Aufbereitung (Zerkleinerung, Siebung). Letzteres wird in der neu errichteten Recyclinganlage für AlMn-Zellen in Bremerhaven der Fa. Redux Recycling GmbH, die im Rahmen dieses Beitrags näher vorgestellt wird, durchgeführt.

1 EINLEITUNG

Im Jahr 2016 wurden in Deutschland 45.511 Tonnen Gerätebatterien in Verkehr gebracht. Der größte Anteil mit 59,8 % stellten die Alkali-Mangan-Zellen (AlMn-Zellen) dar. Die Sammelquote für Gerätebatterien im Berichtsjahr 2016 betrug 46,16 %. Für die „Sonstigen Batterien“ wurde eine Recyclingeffizienz von 77 % erzielt. Unter die Sammelkategorie „Sonstige Altbatterien“ fallen insbesondere AlMn-, Zink-Kohle-, Lithium- und Lithium-Ionen-Batterien. (BUNBR 2018)

Im Vergleich wurden im Jahr 2016 in Österreich 4.708 t Gerätebatterien in Verkehr gebracht, die Sammelquote lag bei 49 % und bei der Recyclingeffizienz wurde eine Quote von 86 % erzielt. (EAK 2016, Eurostat 2018)

Diese Zahlen zeigen, dass die AlMn-Zellen zur größten Einzelfraktion von Gerätebatterien zählen. Oft werden Zink-Kohle-Batterien und AlMn-Batterien im gleichen Recyclingprozess aufbereitet. Zusammen erzielen diese zwei Batteriearten zwei Drittel der in Verkehr gesetzten Menge an Gerätebatterien und stellen im Bereich der Altbatterien einen relevanten Recyclingstrom dar.

2 AUFBAU VON ALKALI-MANGAN-ZELLEN

AlMn-Zellen gibt es in allen Baugrößen, von der Knopfzelle bis zu der mehreren Kilogramm schweren Industriebatterie, welche zu den Primärbatterien zählen. Häufige Einsatzgebiete sind u.a. Taschenlampen und Fernbedienungen.

In Abb. 1 ist der Aufbau einer AlMn-Zelle dargestellt. Die Kathode besteht aus einer Mischung von Manganoxid und Kohlenstoff. Der Ableiternagel aus Messing wird von

der Anode, bestehen aus einem Zinkpulver, umgeben. Als Elektrolyt wird Kaliumhydroxid eingesetzt. (Bernardes et al. 2004)

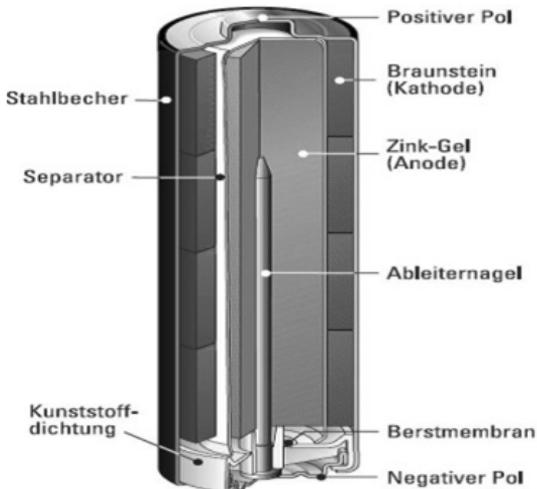


Abb. 1: Aufbau einer AIMn-Zelle (GRS 2007).

3 RECYCLING VON ALKALI-MANGAN-ZELLEN IN EUROPA

3.1 Allgemeine rechtliche Rahmenbedingungen

In der europäischen Batterierichtlinie werden u.a. die Sammelquote und Recyclingeffizienzen festgelegt. Seit 2016 liegt das Sammelziel für Gerätebatterien bei 45 %. Für sonstige Batterien muss eine Mindestrecyclingeffizienz von > 50 % erzielt werden. (EU 2006)

In Österreich besitzen AIMn-Zellen die Schlüsselnummer 35336 mit der Bezeichnung „Alkali-Mangan-Batterien“ und sind als gefährlicher Abfall und als nicht ausstufbar deklariert (BMLFU 2008). Laut dem europäischen Abfallkatalog werden AIMn-Zellen dem Abfallcode 160604, mit der Bezeichnung „Alkalibatterien (außer 160603)“, zugewiesen und im Gegensatz zum österreichischen Recht als nicht gefährlicher Abfall eingestuft (EU 2000). Interessant ist, dass die Schwarzmasse (Gemisch aus Kathode, Anode und Elektrolyt) in Deutschland (Europa) dem Abfallcode 191211 mit der Benennung „sonstige Abfälle (einschließlich Materialmischungen) aus der mechanischen Behandlung von Abfällen, die gefährliche Stoffe enthalten“ als gefährlicher Abfall zugeordnet wird, obwohl die AIMn-Zellen als nicht gefährlicher Abfall gelten (EU 2000).

3.2 Recyclingkonzepte und Recyclinganlagen in Europa

Da die Sammlung von Gerätebatterien und –akkus im Normalfall als Gemisch verschiedener Batterietypen (z.B. AIMn-/ZnC-Zellen, NiCd-Batterien, NiMH-Batterien, Lithium-Batterien, Hg-haltige Knopfzellen) erfolgt, ist für das Recycling zunächst eine Sortierung notwendig, da es unterschiedliche Verwertungsverfahren für unterschiedliche Batterietypen gibt. Nach einer Sortierung aufgrund der Größe der Batterien und –akkus kann entweder eine optische, elektromagnetische oder eine Sortierung unter Anwendung von Röntgenstrahlung erfolgen. Beim elektromagnetischen Verfahren erfolgt eine Sortierung in magnetische (ca. 85 %) und nicht magnetischen (ca. 15 %) Batterien. Alle magnetischen Batterien können aufgrund unter-

schiedlicher chemischer Inhaltsstoffe in einem anschließenden Magnetfeld voneinander getrennt werden. Beim Röntgenverfahren können unterschiedliche Batterietypen entsprechend ihrer Graustufungen im Röntgenbild erkannt werden. Bei beiden Verfahren kann die Sortenreinheit bis zu 98 % betragen. Alternativ oder in einigen Fällen kann auch zusätzlich eine manuelle Sortierung eingesetzt werden.

Anschließend werden AIMn-Zellen einem UV-Sensor ausgesetzt, der die von den Produzenten bereits gekennzeichneten quecksilberfreien Batterien erkennen kann. Obwohl quecksilberhaltige Batterien seit 2001 nicht mehr in Verkehr gebracht werden dürfen, gelangen auch ältere Batterien mit entsprechenden Quecksilbergehalten in die Sammelboxen. (Umweltbundesamt 2015)

Für die Verwertung von AIMn-Zellen gibt es grundsätzlich drei verschiedene Recyclingansätze:

Ansatz 1.) Mechanischer Aufschluss der AIMn-Zellen mittels diversen Zerkleinerungsaggregaten und anschließender mechanischer Trennung der drei entstehenden Fraktionen Schwarzmasse, Eisen und Kunststoffen.

Beim diesem ersten Ansatz werden die Zellen im Wesentlichen zerkleinert und mehreren Siebungen unterzogen. Hierbei ergeben sich folgende Emissionen:

- Staub (Zn, Mn, C, Hg),
- organische Stoffe, angegeben als Gesamtkohlenstoff und
- Ammoniak.

Aus diesem Grund ist eine abgeschlossene Recyclinganlage mit entsprechendem Abluftsystem von besonders großer Bedeutung.

Die sogenannte Schwarzmasse besteht v.a. aus den Beschichtungsmaterialien der Elektrodenfolien (Zink, Mangan, Kohlenstoff) sowie geringen Anteilen an Kupfer, Aluminium und Kunststoff. Die Schwarzmasse wird entweder hydrometallurgisch (Extraktion, Fällung, Elektrolyse) weiterverarbeitet oder in z.B. Wälzprozessen im Drehrohrofen zu Zinkoxidkonzentraten (z.B. Befesa GmbH, Freiberg/Duisburg, Deutschland) verarbeitet. Hydrometallurgische Aufarbeitung der Schwarzmasse wird z.B. durch Revatech, Belgien oder Recupyl, Polen, durchgeführt. (Befesa 2018; Revatech 2018; Recupyl 2018)

Ansatz 2.) Rückbau der Zellen: Hierbei wird der Zinkkern der AIMn-Zellen mechanisch entfernt. Dadurch können folgende Produktfraktionen erzielt werden: Zink, Mangan und Eisen.

Ansatz 3.) Pyrometallurgische Aufbereitung der AIMn-Zellen in z.B. einem Lichtbogenofen. Hierbei werden ein Zinkoxidkonzentrat und eine Ferromanganlegierung gewonnen. Diese Art der thermischen Behandlung wendet z.B. Batrec Industrie AG in Wimmis (Schweiz) an. Nachteil dieser pyrometallurgischen Aufbereitungsverfahren ist der relativ hohe Energieaufwand. (Batrec 2018)

4 RECYCLINGANLAGE IN BREMERHAVEN

Die neu errichtete Recyclinganlage für AIMn-Zellen in Bremerhaven wurde feierlich Anfang Juni 2018 eröffnet. Die Anlage hat eine genehmigte Kapazität von 10.000 t pro Jahr, einen Durchsatz von 5 t/h und verarbeitet die Batterien auf dem neuesten Stand der Technik. Die Anlage umfasst eine Sortierstraße für Gerätebatterien mit einer anschließenden mechanischen Aufbereitungsanlage (vgl. Abb. 2).

Ein wichtiges Kriterium für die Anlagenplanung war, dass die Anlage staubfrei betrieben werden kann. Hierzu wurden die Fördertechnik, Aufschluss- und Separationstechnik, Abkühlbunker und Abfülltechnik speziell ausgelegt. Des Weiteren wurde ein besonderes Augenmerk auf die emissionstechnischen Aspekte gelegt. Die Anlage verfügt über eine spezielle Abluftreinigung und auch über eine regelmäßige Überwachung der Abluft.

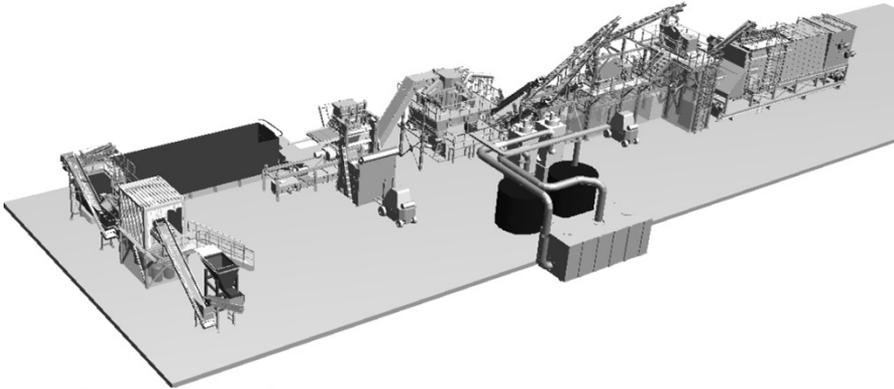


Abb. 2: Recyclinganlage in Bremerhaven.

4.1 Rechtliche Rahmenbedingungen

Gemäß der 4. BImSchV ist die Recyclinganlage für AlMn-Zellen eine Anlage nach der Industrieemissions-Richtlinie. Dies bedeutet, dass die Industrieanlage die besten verfügbaren Techniken (BVT) einsetzen muss, die in den BVT-Merkblättern (engl. BREF documents) der europäischen Kommission festgehalten sind. (BUNBR 2013; EU 2010)

Eine Veröffentlichung der BAT-Schlussfolgerungen im Amtsblatt wird voraussichtlich im Herbst 2018 erfolgen. Nach der Bekanntmachung hat der Anlageninhaber innerhalb eines Jahres seine IPPC-Behandlungsanlage nach dem Stand der Technik zu überprüfen. Wird bei der Überprüfung festgestellt, dass Anpassungen notwendig sind, müssen diese innerhalb von vier Jahren nach der Veröffentlichung der Schlussfolgerungen erfolgen. (IUT 2018)

Der endgültige Entwurf der besten verfügbaren Techniken für Abfallbehandlungsanlagen wurde im Oktober 2017 veröffentlicht. In den BAT-Schlussfolgerungen für die mechanische Behandlung von Abfällen wurde ein Emissionswert für Staub von 2-5 mg/Nm³ festgehalten. Für den Fall, dass Gewebefilter nicht einsetzbar sind, kann als oberes Ende der Spannweite 10 mg/Nm³ angesetzt werden. Für die Behandlung von Elektro- und Elektronik-Altgeräten sieht der Entwurf einen Gesamtanteil flüchtiger organischer Verbindungen vom 3-15 mg/Nm³ vor, sowie für Quecksilber von 2-7 µg/Nm³. (EU 2017)

In der technischen Anleitung zur Reinhaltung der Luft (TA-Luft) sind für Anlagen zur sonstigen Behandlung von Abfällen staubförmige Emissionen im Abgas von 10 mg/m³ und für organische Stoffe von 20 mg/m³, angegeben als Gesamtkohlenstoff, angeführt. Für staubförmige anorganische Stoffe werden allgemeine Emissionsbegrenzungen von 0,05 mg/m³ für Quecksilber, 0,5 mg/m³ u.a. für Blei, Kobalt, Nickel und 1,0 mg/m³ u.a. für Mangan, Kupfer, Zinn aufgelistet. Im Bereich der gasförmigen anorganischen Stoffe besteht für Ammoniak ein Grenzwert von 30 mg/m³. (BUNBR 2002) Des Weiteren werden in der Genehmigung der Anlage noch zusätzliche Auflagen festgelegt, wie die jährliche Überprüfung der Grenzwerte, sowie eine kontinuierliche Messung der Gesamtkohlenstoffemissionen durch eine fest installierte Mess- und Auswerteinrichtung. Neben der Luftreinhaltung sind auch rechtliche Aspekte bezüglich des Lärmschutzes einzuhalten. Tagsüber (6:00-22:00) dürfen die Immissionsrichtwerte 65 dB(A) und nachts (22:00-6:00) 50 dB(A) außerhalb der Gebäude nicht überschreiten. (BUNBR 1998) Im Vergleich hierzu erreichen viele Staubsauer eine Betriebslautstärke von 75 dB.

4.2 Sicherheitstechnische und organisatorische Maßnahmen

Durch gute Arbeitsbedingungen und hohe Sicherheitsstandards in den Betrieben können Arbeitsunfälle und berufsbedingte Erkrankungen gesenkt oder im besten Fall sogar vermieden werden. Dabei ist es wichtig, unter Beteiligung aller Mitarbeiter die Arbeitsabläufe sicher und gesundheitsgerecht zu organisieren. Bei der Vergabe von Aufgaben an die Arbeitnehmer ist darauf zu achten, ob die Qualifikation, das Alter sowie das Geschlecht für die Ausführung der Aufgaben angemessen sind und ob eventuell körperliche Schwächen oder Behinderungen vorhanden sind. Verbesserungen sollten gemeinsam mit den ArbeitnehmerInnen und entsprechenden Fachkräften- und Beauftragten erarbeitet und das sicherheitsgerechte und gesundheitsbewusste Arbeiten allen bewusst gemacht werden. Die Vermeidung von Unfällen gelingt nur dann, wenn die Eintrittswahrscheinlichkeit eines Unfalles schon im Vorfeld, unter Einbindung der Maßnahmen, minimiert wird. Mit Hilfe von Gefährdungsbeurteilungen können bestehende Gefahren ermittelt und bewertet werden. Aufgrund dieser Ermittlungen können Maßnahmen zur Vermeidung von Gefahren erarbeitet werden. Ein weiteres wichtiges Mittel zur Vermeidung von Unfällen und Gefahren sind Schulungen und Unterweisungen, die nach dem Wissensstand der ArbeitnehmerInnen in regelmäßigen Abständen erfolgen müssen. In der neuen Anlage in Bremerhaven wurde besonders Augenmerk auf die Umsetzung dieser sicherheitstechnischen Maßnahmen gelegt.

4.3 Technische Umsetzung

Zur Qualitätssicherung der bereits vorsortierten AlMn-Zellen erfolgt zu Beginn der Aufbereitungsanlage eine nochmalige Sortierung der Batterien, um Störstoffe wie z.B. Nickelcadmium-Zellen oder Bleiakkumulatoren zu entfernen. Das Material wird über einen Aufgabebunker mittels eines geschlossenen Steigförderers ins Zerkleinerungsaggregat inklusive Erstseparation befördert. Das Anschlussaggregat befindet sich in einer zusätzlichen Einhausung, welche mit speziellen Akustikpaneelen ausgestattet ist, um die Lärmbelastung auf ein Minimum zu reduzieren. Als Outputfraktionen werden in diesem Schritt Schwarzmasse und ein Kunststoff-Eisen-Gemisch gewonnen. Die generierten Zwischenprodukte werden in vollständig geschlossenen Fördersystemen zur nachliegenden mechanischen Aufbereitung transportiert. Ebenfalls wurde bei der mechanischen Separation auf eine staubdichte Ausführung geachtet. Aus diesem Prozessschritt wird jeweils eine Schwarzmasse-, Eisen- und Kunststofffraktion gewonnen. Durch elektrochemische Reaktionen erreicht die Schwarzmasse Temperaturen von über 150 °C. Des Weiteren weist das Material eine sehr hohe Feuchte auf und ist sehr basisch. Aus diesem Grund muss die Schwarzmasse vor ihrem weiteren Transport für mindestens 24 Stunden in einem Abkühlager zwischengelagert werden. Das Abkühlager ist vollständig gekapselt und wird kontinuierlich abgesaugt. Erst nach der vollständigen Ausreaktion des Materials wird es über Abfülleinrichtungen in Big-Bags verfüllt. Durch die Lagerung und Abkühlung der Schwarzmasse in einem geschlossenen und abgesaugten Bunker sowie die anschließende Abfüllung des bereits abgekühlten Materials kann die bestmögliche Reduktion der Emissionen und der Arbeitsplatzbelastung erreicht werden.

Des Weiteren besitzt die Recyclinganlage über ein spezielles Abluftkonzept. Einerseits ist die Anlage dicht ausgeführt und andererseits wird an wesentlichen Punkten (Aufbereitungsaggregate, Abfüllstationen und Abkühlbunker) die Abluft abgesaugt. Die Abluft wird über zwei Gewebefilter sowie drei Aktivkohlefilter geleitet. Ebenso erfolgt eine Trocknung und Vorwärmung der Abluft, um optimale Betriebsbedingungen für die Aktivkohlefilter zu schaffen. Durch die Vielzahl an gesetzten technischen Maßnahmen können sämtliche Emissionen (Staub, Dämpfe, Lärm) auf ein Minimum re-

duziert werden. Die neue Anlage in Bremerhaven ist dadurch die modernste Aufbereitungsanlage für AIMn-Zellen in Europa.

LITERATUR

- Batrec (2018) *Internetseite über Batterierecycling*. Abrufbar unter: <http://www.batrec.ch/en/Recycling-Services#Batteries> (Zuletzt aufgerufen am: 13.07.2018).
- Befesa (2018) *Internetseite über Wälzrohrofen*. Abrufbar unter: http://www.befesa.com/web/de/nuestras_actividades/index.html (Zuletzt aufgerufen am: 13.07.2018).
- Bernardes, A., Espinosa, D., Tenório, J. (2004) *Recycling of batteries: a review of current processes and technologies*. Journal of Power Sources, 130, 291-298.
- Bundeministerium für Land- und Forstwirtschaft, Umwelt und Wasserwirtschaft (BMLFU) (2008) *Verordnung des Bundesministers für Land- und Forstwirtschaft, Umwelt und Wasserwirtschaft über ein Abfallverzeichnis (Abfallverzeichnisverordnung)*. BGBl. II Nr. 570/2003, Wien.
- Bundesministerium für Umwelt, Naturschutz, Bau und Reaktorsicherheit (BUNBR) (1998) *Sechste Allgemeine Verwaltungsvorschrift zum Bundes-Immissionsschutzgesetz (Technische Anleitung zum Schutz gegen Lärm – TA Lärm) vom 26. August 1998 geändert durch Verwaltungsvorschrift vom 01.06.2017 (BAnz AT 08.06.2017 B5) (GMBI Nr. 26/1998)*.
- Bundesministerium für Umwelt, Naturschutz, Bau und Reaktorsicherheit (BUNBR) (2002) *Erste Allgemeine Verwaltungsvorschrift zum Bundes-Immissionsschutzgesetz (Technische Anleitung zur Reinhaltung der Luft – TA Luft) vom 24. Juli 2002 (GMBI. 2002, Heft 25 – 29)*.
- Bundesministerium für Umwelt, Naturschutz, Bau und Reaktorsicherheit (BUNBR) (2013) *Vierte Verordnung zur Durchführung des Bundes-Immissionsschutzgesetzes (Verordnung über genehmigungsbedürftige Anlagen - 4. BImSchV), Verordnung über genehmigungsbedürftige Anlagen in der Fassung der Bekanntmachung vom 31. Mai 2017 (BGBl. I S. 1440)*.
- Bundesministerium für Umwelt, Naturschutz, Bau und Reaktorsicherheit (BUNBR) (2018) *Offizielle Internetseite des Bundesministeriums – Statistik Altbatterien (Stand: 27.06.2018)*.
- Elektroaltgeräte Koordinierungsstelle (EAK) (2016) *Tätigkeitsbericht 2016*. Wien.
- EU (Europäische Union) (2000) *Entscheidung der Kommission vom 3. Mai 2000 zur Ersetzung der Entscheidung 94/3/EG über ein Abfallverzeichnis gemäß Artikel 1 Buchstabe a) der Richtlinie 75/442/EWG des Rates über Abfälle und der Entscheidung 94/904/EG des Rates über ein Verzeichnis gefährlicher Abfälle im Sinne von Artikel 1 Absatz 4 der Richtlinie 91/689/EWG über gefährliche Abfälle (2000-09-06), L226/3*.
- EU (Europäische Union) (2006) *Richtlinie 2006/66/EG des europäischen Parlaments und des Rates vom 6. September 2006 über Batterien und Akkumulatoren sowie Altbatterien und Altakkumulatoren und zur Aufhebung der Richtlinie 91/157/EWG*. Amtsblatt der Europäischen Union, L266/1, 26.9.2006.
- EU (Europäische Union) (2010) *Richtlinie 2010/75/EU des europäischen Parlaments und des Rates vom 24. November 2010 über Industrieemissionen (integrierte Vermeidung und Verminderung der Umweltverschmutzung)*, L334/17, 17.12.2010.
- EU (Europäische Union) (2017) *Best Available Techniques (BAT) Reference Document for Waste Treatment – Final Draft*.
- Eurostat (2018) *Offizielle Internetseite der Eurostat – Recycling of batteries and accumulators*. (Stand 27.06.2018).
- IUT Ingenieurgemeinschaft Innovative Umwelttechnik (2018) *BAT-Schlussfolgerungen - Jetzt wird's ernst!* Seebenstein.
- Recupyl (2018) *Internetseite über Batterierecycling*. Abrufbar unter: <http://www.recupyl.com> (Zuletzt aufgerufen am: 13.07.2018).
- Revatech (2018) *Internetseite über Batterierecycling*. Abrufbar unter: http://www.revatech.be/en/revatech_piles.html (Zuletzt aufgerufen am: 13.07.2018).
- Stiftung Gemeinsames Rücknahmesystem Batterien (GRS) (2007) *Die Welt der Batterien – Funktion, Systeme, Entsorgung*. Hamburg.
- Umweltbundesamt (2015) *Best Practice Municipal Waste Management – Information pool on approaches towards a sustainable design of municipal waste management and supporting technologies and equipment*. Abrufbar unter: http://www.cleaner-production.de/images/BestPractice/data_en/BPMWMeBook_EN.pdf (Zuletzt aufgerufen am: 13.07.2018).

Rückgewinnung von Wertmetallen aus Stahlwerksschlacken im InduCarb-Reaktor

C. Ponak, S. Windisch, V. Mally & H. Raupenstrauch

Montanuniversität Leoben, Lehrstuhl für Thermoprozesstechnik, Leoben, Österreich

A. Schönberg

S-PEC e.U., Graz, Österreich

KURZFASSUNG: Stahlwerksschlacken aus dem LD-Konverter enthalten zum Zeitpunkt ihrer Entstehung große Mengen an wertvollen Metallen in oxidischer Form. Darunter sind vor allem Eisen-, Mangan- und Chromoxide. Eine reduzierende Behandlung kann diese Oxide in ihre metallische Form überführen und eine Legierung erzeugen, welche in der Stahlherstellung verwendet werden kann. Limitierend ist dabei die Reaktion von elementarem Phosphor (gasförmig) und Eisen (flüssig), welche die Qualität der Legierung für den Wiedereinsatz in einem Hüttenwerk vermindert bzw. diesen unmöglich macht. Ein innovatives Reaktorkonzept, der InduCarb-Reaktor, ermöglicht die Reduktion der genannten Oxide und von Phosphorverbindungen bei gleichzeitiger Separation der Fraktionen. Hierzu wurden bereits erfolgreich Versuche im Kilogrammaßstab in einer Pilotanlage am Lehrstuhl für Thermoprozesstechnik der Montanuniversität Leoben durchgeführt.

1 EINLEITUNG

Die Weltrohstahlproduktion ist in den letzten Jahrzehnten rasant gestiegen. Da etwa 2/3 des weltweit erzeugten Stahls nach dem Sauerstoffblasverfahren hergestellt werden und dabei etwa 110 kg/t Rohstahl an Schlacke entstehen, ist auch die Stahlwerksschlacke (in weiterer Folge LD-Schlacke oder LDS) ein entsprechend bedeutungsvoller Reststoff (Windisch 2018). In Österreich fallen in Linz und in Donawitz etwa 800.000 Tonnen LDS pro Jahr an. Die Nutzung dieser Schlacke im Straßenbau – wie in Europa üblich – ist grundsätzlich erlaubt, es müssen allerdings strenge Grenzwerte eingehalten werden. Darunter befindet sich ein Gesamtchromgehalt, der im Regelfall überschritten wird. Daher kommt es zur Deponierung erheblicher Schlackenmengen (BMLFUW 2016).

Die Deponierung ist im Sinne der Kreislaufwirtschaft nicht wünschenswert, da die Schlacke nicht nur im Straßenbau geeignet einsetzbar wäre, sondern auch große Mengen an wertvollen Metallen enthält. Darunter sind Mangan, Chrom und natürlich Eisen – jeweils in oxidischer Form.

Es ist naheliegend, dass die Reduktion dieser Oxide und die Rückgewinnung der Metalle angestrebt wird. Ein großes Problem dabei sind die Gehalte an Phosphorverbindungen in der Schlacke, welche im LD-Verfahren ebenso aus dem Roheisen entfernt werden. Bei der Reduktion in z.B. einem Elektrolichtbogenofen kommt es zur Bildung von gasförmigem, elementarem Phosphor, der mit flüssigem Eisen reagiert und den Wiedereinsatz der gewonnenen Metallfraktion im Hüttenwerk unmöglich macht. In facheinschlägiger Literatur wird die Möglichkeit der Entfernung von Phosphor aus Schlacken bei deren Behandlung durch Reduktion lediglich indiziert. Entfernungsraten von Phosphor über die Gasphase liegen jedoch meist weit unter 50 % (Nakase 2017). Sobald ein Bad an flüssigem Eisen und Schlacke vorliegt, kommt es zur Bildung von Eisenphosphor. Zudem diffundiert Phosphor langsam aus der Schlacke. Abhilfe soll ein Schüttungsreaktor schaffen, in dem Bruchstücke aus Grafit induktiv

erwärmt werden, sodass sich ein dünner Schmelzfilm ausbildet. Gemeinsam mit einem Gasabzug soll der Kontakt zwischen Eisen und Phosphor bei der Reduktion von Stahlwerksschlacken so gering wie möglich gehalten werden.

2 DER REAKTOR

Der entsprechende Reaktor ist das Herzstück einer Pilotanlage namens InduRed, welche am Lehrstuhl für Thermoprozesstechnik der Montanuniversität Leoben errichtet wurde. Die Anlage ermöglicht neben der Dosierung der Schlacke in den Reaktor die Nachverbrennung des entstehenden CO- und P₄-Gases und die Hydrolyse von P₂O₅ aus der Nachverbrennung zur Phosphorsäure in einem Wäscher. Sie ist in Abbildung 1 dargestellt.

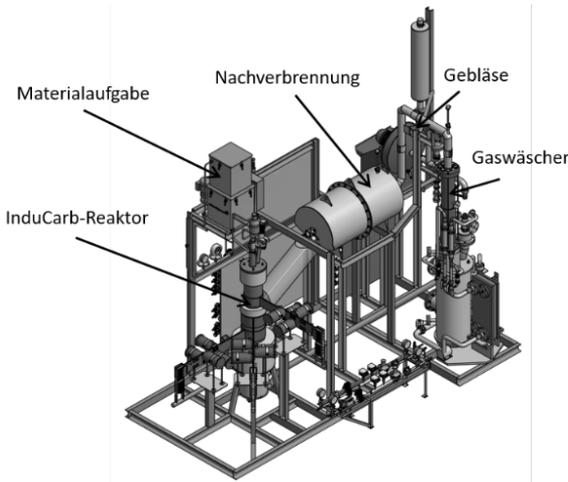


Abb. 1: InduRed-Pilotanlage.

Der Reaktor selbst ist in Abbildung 2 zu sehen.

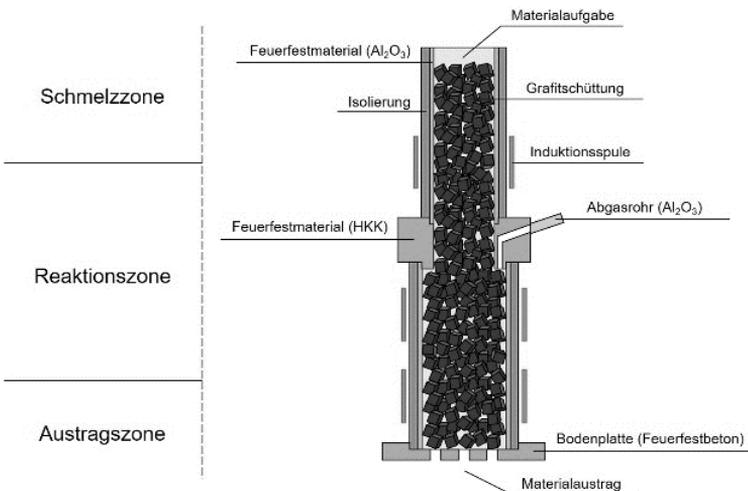


Abb. 2: Reaktor der InduRed-Anlage.

Die Schlacke schmilzt im Eingangsbereich und bildet einen dünnen Schmelzfilm aus, der sich im Reaktor nach unten bewegt. Durch Zugabe eines Reduktionsmittels kommt es zur Reduktion von Eisen-, Chrom- und Manganoxiden sowie zur Reduktion von Phosphorverbindungen. Das Gas wird abgezogen und gelangt in die Nachverbrennung, während Schlacke und Metall nach unten hin ausgetragen werden.

Die Anlage bzw. der Reaktor werden auch verwendet, um Phosphor aus Klärschlammaschen zurückzugewinnen. Es gibt einige Parallelen zur LDS:

- Eisengehalt, wenngleich niedriger (aus Fällmitteln der Kläranlagen).
- Phosphorgehalt, wenngleich höher (aus Ausscheidungen).
- Ziel der Trennung der beiden zuvor genannten Elemente bei der Reduktion.

Bevor allerdings eine Anlage mit einem neuen Stoff beschickt werden kann, muss eine generelle Machbarkeit getestet werden. Dazu sind Vorversuche nötig, welche im Maßstab der Pilotanlage sehr kosten- und zeitintensiv wären. Daher wurde eine Versuchsanlage namens InduMelt entwickelt, welche durch einen modularen Aufbau als Schmelz- und Reduktionsaggregat verwendet werden kann. Es handelt sich dabei um einen Induktionstiegelofen mit einer Induktionsspule, welcher ermöglicht Versuche im Kilogrammmaßstab im Batchbetrieb durchzuführen.

3 VORVERSUCHE

Die LDS ist bei ca. 1400 °C flüssig, allerdings wird ihr bei der Reduktion das als Flussmittel wirkende FeO entzogen. Deshalb wurde in einem der Reduktion vorgeschalteten Schritt die Basizität (Verhältnis von CaO zu SiO₂ in Massenprozent) mit Quarzsand bzw. Hochofenschlacke verringert. Sie wurde als Indiz für die Fließfähigkeit herangezogen (Windisch 2018). Durch eine entsprechende Versuchsreihe in der kleineren Versuchsanlage wurde festgestellt, dass eine entsprechende Fließfähigkeit nach der Reduktion dann gegeben ist, wenn die zu behandelnde Schlacke eine Basizität von etwa 1,5 aufweist. Die LDS aus dem Stahlwerk weist in etwa eine Ausgangsbasizität von 3,2 auf. Es konnte ebenfalls gezeigt werden, dass sich Hochofenschlacke als Siliziumquelle für die Basizitätsbeeinflussung eignet (Windisch 2018).

Durch die nachgeschaltete Reduktion in einem entsprechenden Reaktoraufbau konnten etwa 80 % des Phosphors in die Gasphase überführt werden und gleichzeitig Eisenoxid und Chromoxid zu mehr als 95 % reduziert werden, wenn die Reduktionstemperatur etwa 1650 °C beträgt. Lediglich bei Mangan bewegt sich der Reduktionsgrad im Bereich von 50 % (Windisch 2018). Der Versuchsaufbau ist in Abbildung 3 dargestellt.

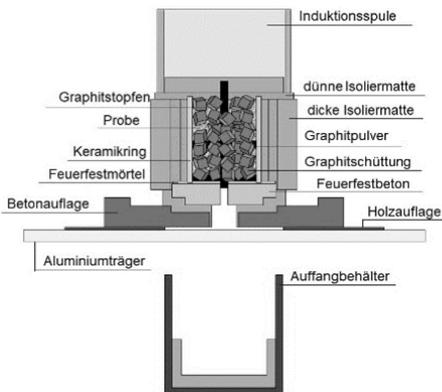


Abb. 3: Reduktionsversuchsaufbau InduMelt.

4 KONTINUIERLICHER BETRIEB

Nach der Definition eines geeigneten Betriebspunktes durch Vorversuche (Siliziumquelle Quarzsand, 1650 °C, Basizität 1,5) wurden ca. 60 kg einer entsprechenden LDS-Quarzsand-Mischung im TBRC des Lehrstuhls für Nichteisenmetallurgie der Montanuniversität Leoben hergestellt und bisher etwa 5 kg in der InduRed-Anlage im kontinuierlichen Betrieb über einen Zeitraum von drei Stunden dosiert. Es zeigte sich, dass die Ergebnisse aus den Vorversuchen reproduziert werden konnten und die Fließfähigkeit der reduzierten Schlacke eine Anwendung des Reaktoraufbaus zulässt. Aufgrund der geringen Mengen lässt sich die Bilanz für Phosphor jedoch nicht eindeutig schließen und es sind größere Durchsatzmengen zur verlässlichen Bewertung nötig. Die Reduktion von Eisen-, Chrom- und Phosphorverbindungen erfolgte jedoch erneut nahezu vollständig (je > 95 %).

5 CONCLUSIO UND AUSBLICK

Es konnte gezeigt werden, dass LD-Schlacke nach entsprechender Vorbehandlung so reduziert werden kann, dass die simultane Entfernung von Phosphor möglich ist. Entfernungsquoten von 80 % wurden bereits erreicht. Um die Machbarkeit bei kontinuierlichem Betrieb in einer bestehenden Anlage zu testen und die Verteilung von Phosphor auf die Gas- und Metallphasen verlässlich beurteilen zu können, sind Versuche mit mehr Durchsatz notwendig und werden im Sommer 2018 durchgeführt werden.

Zusätzlich wird die stoffliche Verwertung der entstehenden Schlacken- und Metallfraktionen genauer untersucht. Ziel ist es eine Schlacke zu erzeugen, die ein zum Hütensand konkurrenzfähiges Produkt darstellt bzw. sogar bessere Eigenschaften (z.B. hydraulisch) aufweist.

LITERATUR

- Bundesministerium für Land- und Forstwirtschaft, Umwelt und Wasserwirtschaft (seit 2018 Bundesministerium für Nachhaltigkeit und Tourismus) (2016) *Recycling-Baustoffverordnung*.
- Nakase, K., Matsui, A., Kikuchi, N., Miki, Y. (2017) *Effect of Slag Composition on Phosphorus Separation from Steelmaking Slag by Reduction*. ISIJ International 57 (7), 1197-1204, Japan.
- Windisch, S., Ponak, C., Mally, V., Raupenstrauch, H. (2018) *Untersuchung der Möglichkeiten einer reduzierenden Behandlung von LD-Schlacke in einem induktiv beheizten Koksbett*. Fachtagung (Schlackensymposium), Oktober 2018, Meitingen (D).

Prozessanalyse zum ressourcenschonenden Recycling von Spanschrotten aus der Aluminiumverarbeitung

C.N. Cisló^{1*}, T. Fazokas¹, B. Buchmayr¹ & C. Weiß²,

Montanuniversität Leoben, ¹Lehrstuhl für Umformtechnik & ²Lehrstuhl für Verfahrenstechnik des industriellen Umweltschutzes, Leoben, Österreich

A. Wimmer

Neuman Aluminium Fließpresswerk, Prozess- und Technologieentwicklung, Markt, Österreich

KURZFASSUNG: Solid State Recycling bietet die Möglichkeit Spanschrotte aus der Produktion direkt, also ohne ein Umschmelzen, zu einem neuen Produkt zurückzuführen. Dabei werden im Vergleich zu herkömmlichen Recyclingrouten die Energieverbräuche reduziert und die Materialausnutzung steigt. In Rahmen dieser Arbeit wurde eine Prozessroute entworfen, die alle nötigen Schritte für den direkten Recyclingprozess beinhaltet. Auf Basis von Laborversuchen wird ein detailliertes Konzept zu Reinigung der Spanschrotte von Kühl-Schmiermittel präsentiert. Berechnungen des Energiebedarfs für die vorgeschlagenen Verfahren zur Konsolidierung der Späne ohne zusätzliche Erwärmung zeigen, dass eine weitere Reduzierung der Energieverbräuche im Vergleich zu anderen Solid State Verfahren möglich ist. Auch die metallografischen Untersuchungen bestätigen das Potential der Verfahren nach ersten Umformversuchen.

1 EINLEITUNG UND ARBEITSMOTIVATION

Aufgrund der hohen Energiekosten für die Primärgewinnung, gewinnt die Produktion von Sekundäraluminium zunehmend an Bedeutung. Obwohl die Rückgewinnung aus Schrotten mit hohen Verlusten verbunden ist, können bei Recyclingrouten über das Umschmelzen im Vergleich zur Primärerzeugung bereits 95 % der Energiekosten eingespart werden (Ostermann 2007). Wesentlicher Bestandteil dafür ist die Sortierung und Trennung von anderen Legierungen und Fremdstoffen, da sich die meisten Verunreinigungen nicht einfach durch Oxidation in der Schmelze entfernen lassen. Da in vielen Betrieben große Spanmengen bei der Produktion anfallen, können diese relativ einfach sortenrein gesammelt und wieder in die Prozesskette zurückgeführt werden.

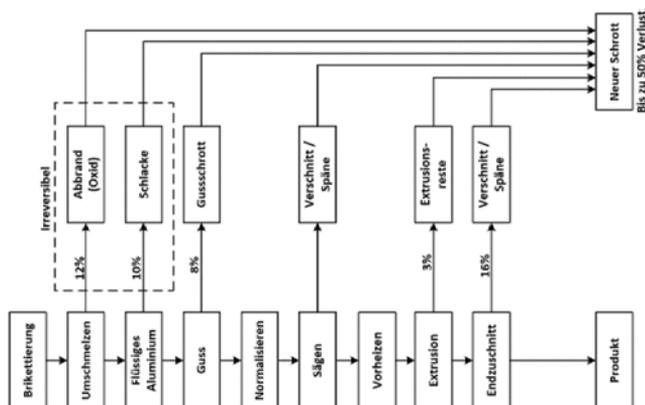


Abb. 1: Arbeitsschritte und Verluste beim Umschmelzen von Spanbriketts.

Da bei der, in Abbildung 1 dargestellten, herkömmlichen Route bis zu 50 % des eingeschmolzenen Schrottes erneut als teils nicht wiederverwertbarer Schrott anfallen, entstanden in den letzten Jahren zahlreiche Forschungsarbeiten, um das Umschmelzen von Spanschrotten zu optimieren oder gar zu umgehen und somit die Ressourceneffizienz zu erhöhen. So konnte beispielsweise durch die Brikettierung der Späne deren Handhabung verbessert und das Aufschwimmen der Späne in der Schmelze reduziert werden. Zusätzlich wird bei der Verdichtung ein großer Teil der Schmieremulsion abgeschieden und kann so ebenfalls recycelt werden (Höfer Metall Technik 2017).

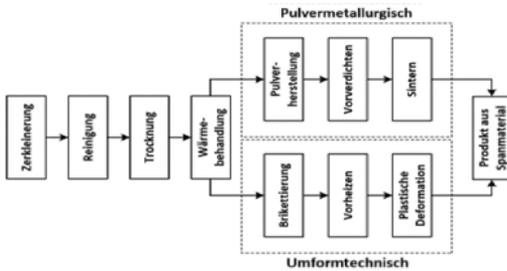


Abb. 2: Arbeitsschritte für Solid State Recycling von Spänen.

Um die notwendige Energie für das Recycling zu reduzieren, wird häufig nach direkten Recyclingrouten gesucht, bei denen das Umschmelzen der Schrotte vermieden wird. Übersichtliche Zusammenfassungen zu bereits untersuchten „Solid State Recycling“ Verfahren präsentieren Shamsudin et al. (2016a und 2016b). Bei Betrachtung der in Abbildung 2 veranschaulichten Prozesskette fällt auf, dass unabhängig vom gewählten Verfahren eine Reinigung und Trocknung der Späne notwendig ist, um Reste der Kühl-Schmierstoffe (KSS) zu entfernen. Ältere Veröffentlichungen empfehlen dafür eher thermische Verfahren, wodurch eine Rückgewinnung der KSS nicht mehr möglich ist (Gronostajski & Matuszak 1999). Andere Arbeiten erwähnen eine Reinigung mit Aceton (Chiba et al. 2011), genauere Untersuchungen für eine mögliche Umsetzung fehlen aber weitestgehend und sind daher notwendig um den Umfang der gesamten Prozesskette beurteilen zu können. Da die Späne mit einer spröden Oxidhaut überzogen sind, wird bei der Umformung auf möglichst hohe plastische Deformation gesetzt. Erst durch das zerbrechen dieser kann der notwendige metallische Kontakt für die Konsolidierung entstehen. Neben dem Umformgrad, werden Temperatur und Beschaffenheit der Späne als Einflüsse für die Verbindungsqualität genannt (Gronostajski et al. 2000). Die meisten Untersuchungen konzentrieren sich auf Warmumformung durch extrusionsbasierte Verfahren. Dabei werden unterschiedliche Werkzeug Geometrien, wie Brücken- und Kammerwerkzeuge (Güley et al. 2013) oder der Einfluss unterschiedlicher Extrusionsgraden (Güley et al. 2011) und Prozesskombinationen untersucht (Haase et al. 2012). Unter dem Namen „Friction Stir Extrusion“ (FSE) beschäftigen sich einige Forschungsarbeiten mit einem Extrusionsverfahren, der die Elimination des Vorheizens durch eine Einbringung von Reibungsenergie ermöglicht (Tang & Reynolds 2010, Li et al. 2016). Bei der pulvermetallurgischen Verarbeitung wird eine höhere Dichte des Grünlings als wichtiger Einfluss auf die Dichte des Endproduktes genannt (Bishop et al. 2011). Zusätzlich hilft eine Entfernung des Oxids über chemische Reinigung die Verbindungsqualität zu verbessern (Samuel 2003). Eine weitere Möglichkeit die Partikel dicht zu verbinden bietet „Spark Plasma Sintering“ (SPS). Zu meist wird das dem Heißpressen ähnliche Verfahren verwendet um Pulver von Keramiken, Metallen und Oxiden wie Aluminiumoxid zu verbinden (Shen et al. 2002). Dabei erfolgt Erwärmung der Proben, anders als beim Heißpressen, konduktiv, über einen gepulsten Strom der durch Werkzeug und Pulver geleitet wird.

Durch das sich aufbauende elektrische Feld und den Stromfluss ist eine Verbindung von Materialien bei geringeren Temperaturen und Haltezeiten möglich (Munir et al. 2006). Nur wenige Arbeiten beschäftigen sich zu diesem Thema mit Kaltumformung und obwohl nur wenige Prozesse untersucht wurden, wird es oft als kaum gangbar beschrieben (Haase & Tekkaya 2015). Durchgeführte Versuche im kalten Zustand beinhalten zumeist Kombinationen mit anderen Verfahren um das Material ausreichend zu deformieren (Chiba et al. 2011). Zusätzlich beschäftigen sich nur wenige Autoren mit tatsächlichen Energieverbräuchen, die mit den Verfahren einhergehen. Die Arbeit von Duflou et al. (2015) befasst sich mit Life Cycle Assessment und Energieverbräuchen bei Solid State Recycling und soll daher in dieser Arbeit zum Vergleich herangezogen werden.

2 PROZESSROUTE ZUM DIREKTEN RECYCLING VON ALUMINIUMSPÄNEN

Als Ausgangspunkt der erstellten Prozessroute, wurden bereits vorzerkleinerte und somit homogenisierte Späne betrachtet. Wie Abbildung 3 zeigt, setzt sich das Konzept aus drei übergeordneten Prozessschritten zusammen.

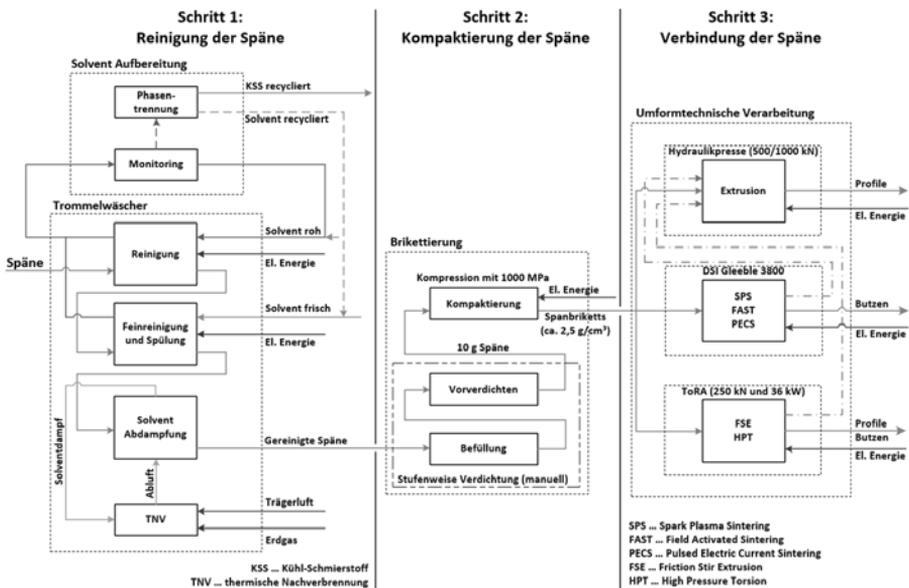


Abb. 3: Prozessroute für direktes Recycling von Aluminiumspänen.

2.1 Reinigung der Späne

Zu Beginn der Verarbeitung steht die Reinigung der Späne von Rückständen der KSS aus der Bearbeitung. Obwohl bei Warmumformung der Späne über der Pyrolysetemperatur ein großer Teil der Verunreinigungen durch Schmierstoffe verbrennt, würden bei der Kompaktierung eingeschlossene Reststoffe zur Verminderung der Produktqualität führen. Zusätzlich ist durch die Verbrennungsgase eine Verarbeitung in einem abgeschlossenen System notwendig. Vorversuche haben gezeigt, dass bei Prozessen die auf eine Erwärmung der Späne verzichten, eine Verbindung nur mit nahezu rückstandsfreien Schrotten möglich ist. Ein gewisser Grad an Trocknung der Späne wird dabei bereits bei der Lagerung erzielt und es sind in Abhängigkeit von der Lagerzeit Restgehalte von 2-4 m% an Schmierstoffen zu erwarten (Leitner 2013). Für die

Reinigung ist ein mehrstufiger Prozess in einem Trommelwäscher mit diskontinuierlichem Betrieb vorgesehen. Die Späne werden dabei mit bereits benutztem Lösungsmittel vorgewaschen und im Anschluss mit frischem Lösungsmittel, eventuell mehrmals, gespült. Zur Trocknung der gereinigten Späne ist eine thermische Nachverbrennung der Abluft mittels Erdgasstützflamme im Anschluss an die Waschtrommel vorgesehen. Gekoppelt an die Reinigung in der Waschtrommel ist eine Lösungsmittelaufbereitung notwendig. Dadurch kann eine zu starke Akkumulation von Verunreinigungen im Lösungsmittel verhindert werden und in weiterer Folge können die KSS zumindest teilweise über eine Phasentrennung recycelt werden. Nach der Trocknung können die Späne aus der Waschtrommel an den nachgelagerten Prozess übergeben werden.

2.2 Kompaktierung der Späne

Um die Handhabung und die Weiterverarbeitung der Späne zu erleichtern, werden die Späne unter hohem Druck verdichtet. Das Werkzeug dafür entspricht dem Grundaufbau des Werkzeuges zum Kaltfließpressen in Abbildung 4a. Allerdings wird die Einlegematrix ohne Extrusionsöffnung ausgeführt und die Führungsmatrix mit einem geringeren Durchmesser gefertigt um die Briketts ohne Nachbearbeitung weiterverarbeiten zu können.

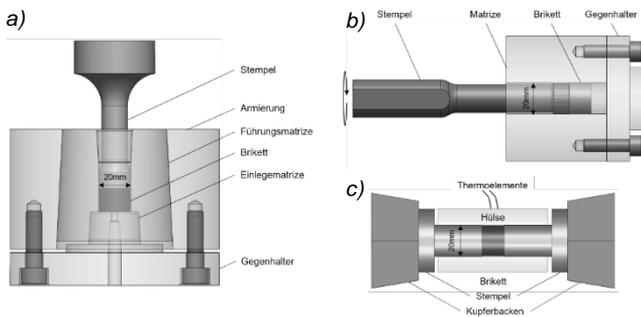


Abb. 4: Werkzeuge zum a) Kaltfließpressen, b) Reibröhrextrudieren und c) SPS.

2.3 Konsolidierung der Späne

Zur endgültigen Verbindung der Späne wurden drei Verfahren ausgewählt, deren Werkzeugkonstruktionen sinngemäß in Abbildung 4 erfasst sind.

Abbildung 4a zeigt das Werkzeug für die Fließpressversuche. Zur Anpassung der Extrusionsgrad von $11 < R < 45$, werden Einlegematrizen mit Austrittsdurchmessern von drei bis sechs Millimetern verwendet. Da sich mit stärkerer Querschnittsreduktion die Scherung innerhalb des Materials erhöht, sind bei steigender Extrusionsgrad bessere Ergebnisse zu erwarten. Gleichzeitig werden die Prozesskräfte mit geringeren Austrittsöffnungen deutlich höher, wodurch die Stempel-Führungsmatrix für die hohe Belastung hinreichend armiert werden muss.

In Abbildung 4b ist das Werkzeug für die Versuche zu FSE dargestellt. Eine Variation der Stempelgeometrie ermöglicht zusätzlich zu verschiedenen Extrusionsquerschnitten auch Versuche zum „High Pressure Torsion“(HPT) Verfahren. Dabei werden die Späne unter geringem Druck komprimiert während sich die gesamte Konstruktion durch die Rotation des Stempels erwärmt. Reibung und Rotation führen zu der nötigen Scherverformung, um die Oxidschicht der einzelnen Späne aufzubrechen.

Der Versuchsaufbau für die Umsetzung von SPS auf einem Gleeble System in Abbildung 4c ist in dieser Arbeit nur zur Vollständigkeit enthalten. Die Versuche damit werden Inhalt späterer Forschungsarbeiten sein.

3 VERSUCHE UND ERGEBNISSE

3.1 Reinigung der Späne von KSS

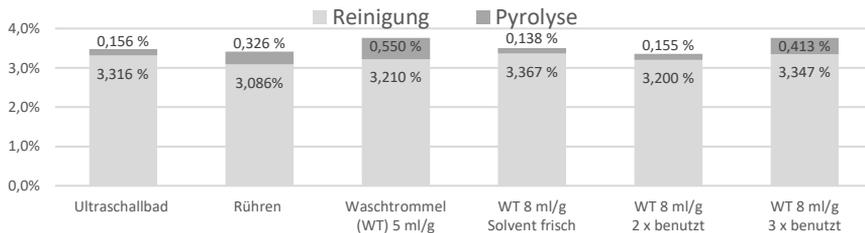


Abb. 5: Gewichtsunterschiede der Reinigungsversuche vor und nach Pyrolyse bei 400 °C.

Für die Wahl des Lösungsmittels wurden Vorversuche mit unterschiedlichen Reinigungsmitteln durchgeführt. Dabei wurde ein tensidisches Lösungsmittel in wässriger Lösung, Aceton und Nitroverdünnung getestet und mit Gemisch aus Petrolether und Aceton verglichen. Lediglich der tensidische Reiniger erzielte dabei deutlich schlechtere Ergebnisse. Wegen der einfachen Handhabung und der geringsten Toxizität sind daher alle weiteren Versuche am Lehrstuhl mit Aceton durchgeführt worden. Für die Reinigungsversuche wurden jeweils 50 Gramm Späne in den Reagenzglasern mit der gleichen Einwirkzeit von 20 Minuten, doppeltem Spülen mit frischem Aceton und einer abschließenden Trocknung bei 90 ° für vier Stunden im Umluftofen von Verunreinigungen befreit. Im Anschluss daran wurde der Restgehalt an Schmierstoffen über Pyrolyse bei 400 °C ermittelt. Dafür wurden die Gewichtsunterschiede auf einer Feinwaage vor und nach jedem neuen Arbeitsschritt ermittelt. Die Ergebnisse in Abbildung 5 zeigen, dass der Verunreinigungsgrad aller Spanproben unter den in der Literatur beschriebenen vier Massenprozent liegt. Durchgeführte Versuche im Ultraschallbad konnten eine hohe Reinigungsleistung mit relativ geringer Menge an Aceton erzielen, während die Versuche mit dem Magnetrührer zu einer geringeren Reinigungsleistung führten. Dies kann hauptsächlich auf die geringe Relativbewegung der Späne zueinander zurückgeführt werden. Die Versuche ähnlich einer Waschtrommel zeigten, dass die Benetzungszeit einen wesentlichen Einfluss auf das Reinigungsergebnis hat. Da die Späne mit derselben Menge an Aceton, durch die größere Oberfläche öfter aus dem Lösungsmittel herausragten als bei den übrigen Verfahren, konnten bei den ersten Versuchen nur geringere Reinigungsleistungen erzielt werden. Durch eine Steigerung der Lösungsmittelmenge von 5 auf 8 Milliliter pro Gramm Späne und Reinigungsversuch konnten deutlich bessere Reinigungsergebnisse erzielt werden. Darauf folgende Versuche mit bereits vorbelastetem Lösungsmittel zeigen, dass die erhöhte Menge an Lösungsmittel über eine Wiederverwendung ausgeglichen werden kann. Aceton, das für die Spülvorgänge nach der Vorreinigung benutzt wird, kann zur Verdünnung des bereits Benutzen herangezogen werden und ermöglicht einen längeren Verwendungszyklus bevor eine Aufbereitung durchgeführt werden muss.

3.2 Energieverbrauch der Umformverfahren im Vergleich zu SPS

Während der Versuche wurde die Stromstärke für alle Betriebszustände gemessen und aufgezeichnet. Die verbrauchte Scheinleistung errechnet sich nach Glg (1).

$$S = U * I \tag{1}$$

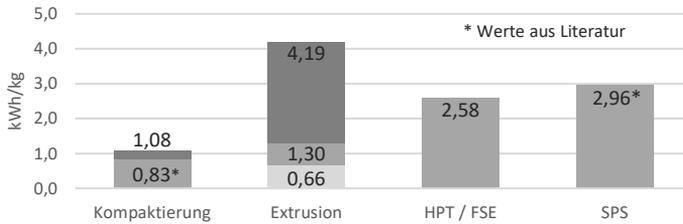


Abb. 6: Errechneter Energieverbrauch und Referenzwerte (Duflou et al. 2015).

Über die Mittelwerte jedes Arbeitsschrittes und die dafür benötigte Prozesszeit konnte der in Abbildung 6 dargestellte Gesamtverbrauch für die Verarbeitung eines Kilos an Aluspänen ermittelt werden. Dabei muss berücksichtigt werden, dass bei der Kompaktierung trotz der Hochrechnung von 10 Gramm, ähnliche Werte zu jenen aus der Literatur erzielt werden konnten. Für das Kaltfließpressen zeigt sich ein starker Einfluss der Prozessstabilität auf den Energieverbrauch. Bei den Laborversuchen wird das Werkzeug nach jeweils zwei Briketts zerlegt um auch die Pressreste in der Matrice metallografisch untersuchen zu können. Da ein Großteil des Energieverbrauchs dieses Prozesses für die Montage des Werkzeuges anfällt, steigt der Energieverbrauch dadurch deutlich. Wird nach jeweils zehn Briketts zerlegt, reduziert sich der Energiebedarf bereits auf 1,30 kWh/kg, werden alle 100 Briketts am Stück extrudiert liegt er sogar bei 0,66 kWh/kg. Auch das Rührreiben liefert mit 2,58 kWh/kg Werte, die unter dem SPS liegen. Anlagenbedingt muss das Werkzeug bei diesem Prozess nach jedem Brikett ausgebaut werden. Auch wenn konstruktive Verbesserungen für eine industrielle Umsetzung vorstellbar sind, können diese am Lehrstuhl nicht mit bestehenden Aggregaten umgesetzt werden. Da sich die errechnete Scheinleistung, wie in Glg. (2) beschrieben,

$$S = \sqrt{P^2 * Q^2} \tag{2}$$

aus einem Wirkleistungsanteil P und einer Blindleistung Q zusammensetzt, können die errechneten Werte über eine geeignete Blindleistungskompensation durchaus weiter optimiert werden. Um genauere Aussagen zum Blindleistungsanteil treffen zu können, müssen weitere Messungen durchgeführt werden, die Umbauten an den Anlagen erfordern.

3.3 Umformversuche

Aufgrund der geringen Schüttdichte der losen Späne können diese auf ungefähr ein Sechstel ihres Ausgangsvolumens mit einer Dichte von ca. 2,5 g/cm³ kompaktiert werden. Trotz des hohen Drucks von 1000 MPa entsteht dabei eine rein formschlüssige Verbindung. Auch wenn der Formverbund ausreichend ist, um die Briketts auf einer Drehbank zu bearbeiten, reicht eine leichte Belastung um die Proben zu delaminieren. Erste Versuche zum Kaltfließpressen zeigen dabei, dass bei R < 25 keine hinreichende Scherung zur Konsolidierung der Späne erzielt werden kann. Aufgrund der offenporigen Struktur der Briketts wird bei den Versuchen auf eine Schmierung verzichtet, wodurch bei größeren Extrusionsgraden die Presskräfte über den 500 kN des Aggregates liegen. Dies erfordert weitere Anpassungen an den Werkzeugen vor weitere Versuchsdurchführung. Die in Abbildung 7a und 7b dargestellten Schlibbilder zeigen Pressreste aus zwei Versuchen. Es ist zu erkennen, dass bei R = 25 bereits eine wesentlich dichtere Verbindungsqualität erzielt werden kann. Versuche mit einem größeren Umformaggregat sollen dies in weiterer Zukunft bestätigen.

Aufgrund hoher Anforderungen bei den Einbautoleranzen und den Ausbau nach jedem Versuch ist die Umsetzung von FSE und HPT aufwändiger als die der übrigen Verfahren. Zusätzlich variiert die eingebrachte Reibungsenergie stark mit der Wahl der Prozessparameter. Bei höheren Umdrehungen und Drücken neigt das Aluminium dazu sich aufgrund der gesteigerten Werkstofftemperatur mit den Werkzeugen zu verreiben. Trotz der nicht optimalen Parametrisierung zeigen die Abbildungen 7c und 7d in der Nähe zum rotierenden Stempel ein vollkommen dichtes Gefüge.

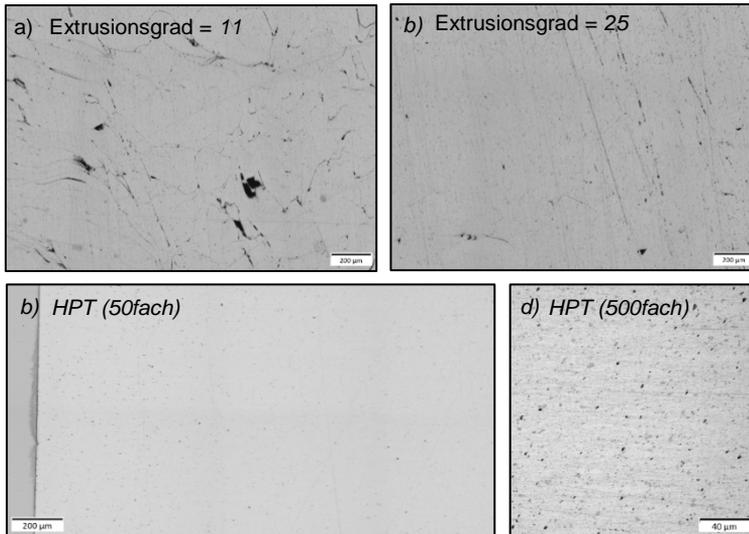


Abb. 7: Gefüge der Pressreste, 50-fach vergrößert bei a) $R = 11$ und b) $R = 25$ und Gefüge der HPT-Versuche c) 50-fach vergrößert und d) 500-fach vergrößert.

4 ZUSAMMENFASSUNG UND AUSBLICK

Die präsentierte Recyclingroute beinhaltet alle notwendigen Prozessschritte für ein direktes Recycling von Aluminium Spanschrotten und zeigt, dass die Reinigung der Späne ein wesentlicher Bestandteil für die erfolgreiche Umsetzung ist. Anhand von Reinigungsversuchen und Pyrolyse konnte gezeigt werden, dass eine Reinigung der Späne sowohl mit Aceton als auch mit Petrolether die anhaftenden KSS auf einen Restgehalt von unter 0,2 m% reduzieren kann. Die Einwirkzeit des Lösungsmittels und die Relativbewegung der Späne zueinander beeinflussen dabei maßgeblich die Reinigungsleistung im Trommelwäscher. Da die Reinigungswirkung der Lösungsmittel mit höherem Anteil an gelösten KSS abnimmt, ist bei der Umsetzung für eine konstante Reinigungsleistung ein genaues Monitoring des Lösungsmittels notwendig. Die Verfahren zu Verbindung der Späne wurde anhand ihrer errechneten Energieverbräuche mit anderen Arbeiten zu Solid State Recycling verglichen. Auch wenn die Berechnungen dieser Arbeit nur aus Versuchen im Labormaßstab hochgerechnet wurden, zeigen sie, dass durch das Wegfallen eines separaten Aufheizenschrittes eine weitere Senkung des Energieverbrauchs für direkte Recyclingverfahren erzielt werden kann. Auch die ersten Umformversuche lieferten vielversprechende Ergebnisse und führten zum Teil zu bereits vollständig dicht verbundenen Proben. In Zukunft sind für die Umsetzung noch weitere Versuche geplant, um geeignete Prozessparameter zu ermitteln, deren Einflüsse auf die Konsolidierung der Späne zu verstehen und in weiterer Folge konstante Ergebnisse reproduzieren zu können. Für eine genauere Ermittlung

des Energieverbrauches könnte dabei in Zukunft ebenso eine Messung der konsumierten Wirkleistung durchgeführt werden. Für eine genauere Betrachtung der Wirtschaftlichkeit dieser Recyclingroute sollen in Zukunft auch die Reinigungsschritte in die Energiebetrachtung miteinbezogen werden.

LITERATUR

- Bishop, D.P., Caley, W.F., Kipouros, G.J., Hexemer, R.L., Donaldson, I.W. (2011) *Powder metallurgy processing of 2xxx and 7xxx series aluminium alloy*. Canadian Metallurgical Quarterly 50 Nr.3, S. 246-252.
- Chiba, R., Nakamura, T., Kuroda, M. (2011) *Solid-state recycling of aluminium alloy swarf through cold profil extrusion and cold rolling*. Journal of Materials Processing Technology 211, S. 1878-1887.
- Douflou, J.R., Tekkaya, A.E., Haase, M., Welo, T., Vanmeensel, K., Kellens, K., Dewulf, W., Paraskevas, D. (2015) *Environmental assessment of solid state recycling routes for aluminium alloys: Can solid state processes significantly reduce the environmental impact of aluminium recycling?* CIRP Annals – Manufacturing Technology 64, S. 37-40.
- Gronostajski, J., Matuszak, A. (1999) *The recycling of metals by plastic deformation: an example of recycling of aluminium and its alloys chips*. Journal of Materials Processing Technology 92-93, S. 35-41.
- Gronostajski, J., Marciniak, H., Matuszak, A. (2000) *New methods of aluminium and aluminium-alloy recycling*. Journal of Materials Processing Technology 106, S. 34-39.
- Güley, V., Ben Khalifa, N., Tekkaya, A.E. (2011) *The Effect of Extrusion Ratio and Material Flow on the Mechanical Properties of Aluminum Profiles Solid State Recycled from 6060 Aluminium Alloy Chips*. AIP Conference Proceedings 1353, S. 1609-1614.
- Güley, V., Güzel, A., Jäger, A., Ben Khalifa, N., Tekkaya, A.E., Misiolek, W.Z. (2013) *Effect of die design on the welding quality during solid state recycling of AA6060 chips by hot extrusion*. Materials Science and Engineering A 574, S. 163-175.
- Haase, M., Ben Khalifa, N., Tekkaya, A.E., Misiolek, W.Z. (2012) *Improving mechanical properties of chip-based aluminum extrudates by integrated extrusion and equal channel angular pressing (iECAP)*. Materials Science and Engineering: A 539, S. 194-204.
- Haase, M., Tekkaya, A.E. (2015) *Cold extrusion of hot extruded aluminium chips*. Journal of Materials Processing Technology 217, S. 356-367.
- Höfer Metall Technik (2017) *Gepresste Alu-Späne statt teurem Rohstoffeinkauf*. Österreichische BetriebsTechnik 10-2017, S.8-10.
- Leitner, A.M. (2013) *Aufbereitung emulsionsbehafteter Metallspäne*. Bachelorarbeit am Institut für Verfahrenstechnik des industriellen Umweltschutzes, Montanuniversität Leoben
- Li, X., Tang, W., Reynolds, A.P., Tayon W.A., Brice C.A. (2016) *Strain and texture in friction extrusion of aluminum wire*. Journal of Materials Processing Technology 229, S. 191-198.
- Munir, Z.A., Anselmi-Tamburini, U., Ohyanagi, M. (2006) *The effect of electric field and pressure on the synthesis and consolidation of materials*. Journal of Materials Science 41 Nr.3, S. 763-777.
- Ostermann, F. (2007) *Anwendungstechnologie Aluminium*. 2. Auflage, Springer Verlag Berlin Heidelberg New York. ISBN 978-3-540-71196-4, S. 742.
- Samuel, M. (2003) *A new technique for recycling aluminium scrap*. Journal of Materials Processing Technology 135, S. 117-124.
- Shamsudin, S., Lajis, M.A., Zhong, Z.W. (2016a) *Solid-state recycling of light metals: A review*. Advances in Mechanical Engineering Vol. 8(8), S. 1-23.
- Shamsudin, S., Lajis, M.A., Zhong, Z.W. (2016b) *Evolutionary in Solid State Recycling Techniques of Aluminium: A review*. 13th Global Conference on Sustainable Manufacturing – Decoupling Growth from Resource Use, Procedia CIRP 40, S. 256-261.
- Shen, Z., Johnsson, M., Zhao, Z., Nygren, M. (2002) *Spark Plasma Sintering of Alumina*. Journal of the American Ceramic Society 85 Nr.8, S. 1921-1927.
- Tang, W., Reynolds, A.P. (2010) *Production of wire via friction extrusion of aluminum alloy machining chips*. Journal of Materials Processing Technology 210, S. 2231–2237.

Abfall als Ressource - Wiedergewinnung aus Metallschlämmen

F. Costa

Cronimet Envirotec GmbH, CEO, Bitterfeld, Deutschland

KURZFASSUNG: In Deutschland fallen jedes Jahr große Mengen metallhaltiger Abfallschlämme und -stäube an. Sie sind überwachungspflichtig und die Entsorgung erfolgt häufig auf Deponien oder in teuren Verbrennungsanlagen, wobei wertvolle Ressourcen verloren gehen. Cronimet Envirotec (CE) setzt an dieser Stelle an: Das junge Unternehmen recycelt metall- sowie ölhaltige Industrieschlämme in einem Vakuum-Destillationsprozess. Dabei bleiben die Eigenschaften der Metalle und somit ihr Wert erhalten. Kontaminationen, die oft durch gebundenes Öl entstehen, werden entfernt, sodass das Material nicht mehr überwachungspflichtig ist. Die zurückgewonnenen Produkte fließen ohne Qualitätsverlust direkt in den Stoffkreislauf zurück. Beispielsweise wird das Öl als neues Schleiföl verwendet und das Metall als Legierungsbestandteil eingesetzt. Das Verfahren findet unter anderen Anwendung im Bereich Automotive, Luftfahrt, der Petrochemie, Oberflächentechnik und trägt so zu einer nachhaltigeren Industrie bei.

1 EINLEITUNG

Täglich fallen in Deutschland und anderen Industrieländern große Mengen an metallhaltigen Abfällen bei der Herstellung und Bearbeitung von Metallerzeugnissen an. Für Stückschrott gibt es bereits etablierte Entsorgungs- und Recyclingwege. Anders sieht es jedoch bei Pulvern, Stäuben und Schlämmen aus, die als Abfall, bspw. in der gesamten Be- und Verarbeitung von Schnellstahl, rostfreien - und Hartmetall-Stählen anfallen. Die Schlämme weisen wechselnde Anteile an Metallen, Ölen, Wasser und Schleifmittel auf und müssen teuer entsorgt werden. Der in vielen Fällen zu hohe Ölanteil ist dabei ein wesentliches Ausschlusskriterium für die Verwertbarkeit in herkömmlichen Recyclinganlagen. So werden noch heute viele dieser Schlämme deponiert.

2 100%: DEN KREISLAUF WIRKLICH SCHLIEßEN

Diese Schlämme werden im weltweit ersten vakuum-thermischen Destillationsprozess bei CRONIMET Envirotec (CE) mittels einer Flüssig- und Feststofftrennung aufbereitet. Die Abwesenheit von Sauerstoff im Prozess unterbindet die Oxidation, wodurch eine ansonsten bei einigen Metallpulvern notwendige teure Reduktion entfällt und die Eigenschaften der Rohstoffe erhalten bleiben. Es entstehen keine Metalloxide und die zurückgewonnenen Produkte fließen ohne Qualitätsverlust direkt in den Stoffkreislauf zurück. Beispielsweise wird das Öl als neues Schleiföl verwendet und das Metall als Legierungsbestandteil eingesetzt. So werden die Eigenschaften eines überwachungspflichtigen Abfalles aufgelöst. Im Gegensatz zu Verbrennungsanlagen und Deponien ermöglicht CE eine ganzheitliche Verwertung der Ressourcen von der Annahme des Abfalls, über die Aufbereitung bis hin zur Wiederverwertung der Rohstoffe mit einer 100% Stoffbilanz.

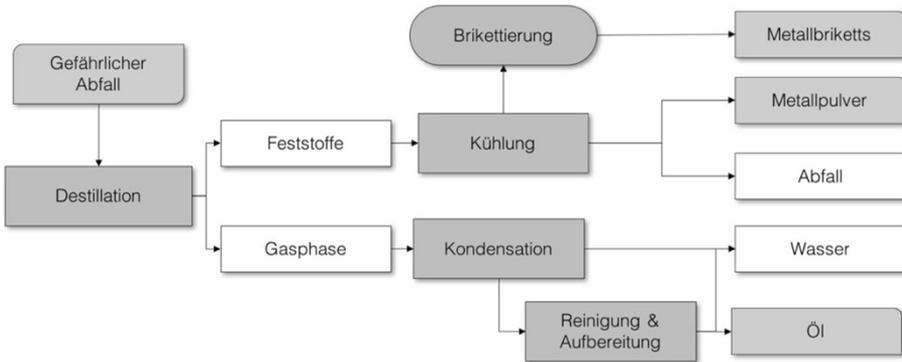


Abb. 1: Aufbereitungsschema bei Cronimet Envirotec.

Dahinter steht das große Ziel die metallverarbeitende Industrie nachhaltiger zu gestalten und Ressourcen effizient zu nutzen. Die Outputstoffe sind aufgrund ihrer hohen Qualität mit Primärrohstoffen konkurrenzfähig, sodass der Abbau von neuen Rohstoffen gesenkt wird. Mit dem angewandten Verfahren konnte CE zeigen, dass eine Aufbereitung auch wirtschaftlich darstellbar ist.

3 FAZIT

Für Unternehmen aus verschiedenen metallbearbeitenden Industrien wird durch diesen Prozess auf mehrere Weise ein Mehrwert geschaffen. Es lassen sich Abfallbilanzen senken und die Nachhaltigkeit des Recyclings der Deponierung sowie Verbrennung positiv gegenüberstellen. Neben Branchen, bei denen Industrieschlämme und gesättigte Katalysatoren anfallen, arbeitet CRONIMET Envirotec auch für Unternehmen der Oberflächenbearbeitung, Galvanik, Automobil- und Luftfahrtindustrie sowie für Werkzeughersteller. Sämtliche zurückgewonnenen Stoffe sind von höchster chemischer Reinheit und gehen entweder an den Kunden zurück oder anderen Abnehmern angeboten. Die CE Technologie spielt aufgrund ihrer wirtschaftlich darstellbaren und qualitativ hochwertigen Aufbereitung eine Schlüsselrolle für die moderne und nachhaltige Kreislaufwirtschaft in der metallverarbeitenden Industrie.

Synergien durch Anlagenkombinationen auf Biogasanlagen

M. Meirer, F. Blauensteiner & M. Pölz
R-Power Umwelttechnik & Consulting GmbH, Feldkirch, Österreich

KURZFASSUNG: Getrennt gesammelte Bioabfälle sind ein wertvoller Sekundärrohstoff und sollten möglichst energetisch als auch stofflich verwertet werden. Fehlwürfe bei der Sammlung bedingen sowohl eine aufwändige als auch kostenintensive Abfallaufbereitung in Hinblick auf Investitions- und Instandhaltungskosten vor der Vergärung bzw. nach der Kompostierung. Eine intelligente Auswahl der Anlagentechnik und möglichst auch eine Synergienutzung mit anderen Aufbereitungsanlagen am oder nahe des eigenen Standortes können dabei einen entscheidenden Unterschied für die Wirtschaftlichkeit einer Biogas- und Kompostierungsanlage bedeuten. In dieser Arbeit werden die wichtigsten externen und internen Rahmenbedingungen anhand von drei Vorzeiganlagen beschrieben.

1 EINLEITUNG

Biogasanlagen bilden seit Jahren einen kleinen aber festen Bestandteil im Bereich der erneuerbaren Energien. Für den wirtschaftlichen Betrieb einer Biogasanlage sind dabei je nach den externen und internen Rahmenbedingungen (siehe Abb. 1) individuelle Anpassungen vorzunehmen.

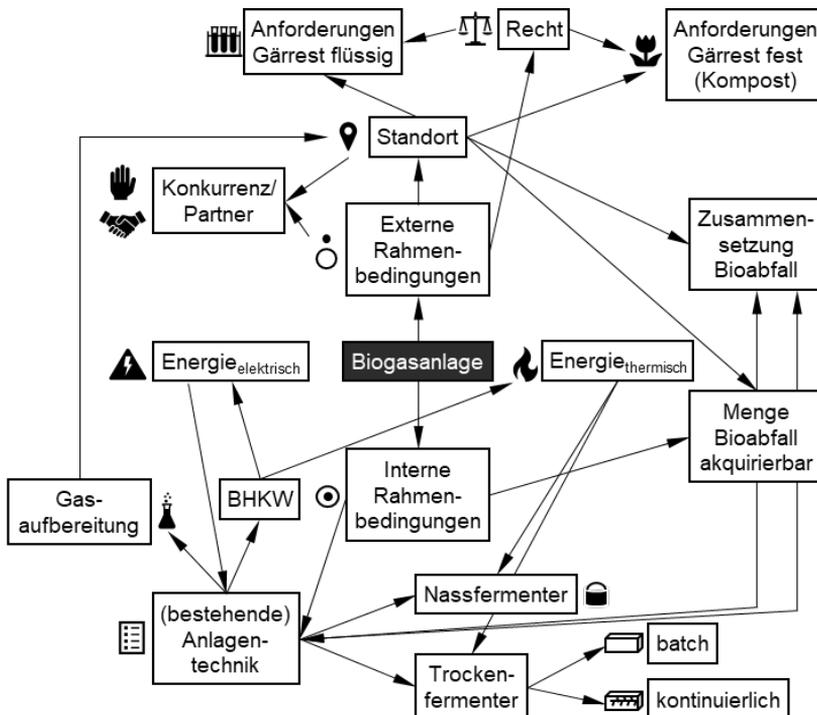


Abb. 1: Einflussfaktoren Biogasanlage.

2 EXTERNE RAHMENBEDINGUNGEN

Externe Einflussfaktoren, die hauptsächlich durch den Standort der Anlage determiniert werden, sind beispielsweise die regionale und überregionale Gesetzgebung, welche die Auslegung aber auch den Betrieb einer Biogasanlage maßgeblich bestimmen. Je nach landwirtschaftlicher Umgebung kann die Möglichkeit der Ausbringung des Gärrestes in flüssiger (Flüssigdünger) oder fester Form (Kompost) differieren.

Andere Marktteilnehmer können dabei nicht nur im Wettbewerb mit der jeweiligen Biogasanlage stehen, sondern im besten Fall für partnerschaftliche Kooperationen gewonnen werden.

2.1 Synergie Fa. T+E Humuswerk Bechhofen und Fa. Natura

Die Fa. T+E Humuswerk Bechhofen und die Fa. Natura aus Herrieden stellen ein erfolgreiches Beispiel für die oben angeführte Zusammenarbeit dar. Der regional gesammelte Bioabfall wird bei der Fa. T+E Humuswerk bei 80 Millimeter gesiebt und das Überkorn gemeinsam mit Strauchschnitt kompostiert. Der Siebdurchlauf wird zur Fa. Natura transportiert und dort in der Biogasanlage gemeinsam mit verpackten Lebensmitteln vergoren.

Die Menge des regional zu akquirierenden Bioabfalls und dessen Zusammensetzung können als Übergang der externen zu den internen Rahmenbedingungen gesehen werden, da sie nicht nur die Größe, sondern auch die Art der Biogasanlage stark beeinflussen.

3 INTERNE RAHMENBEDINGUNGEN

Biogasanlagen können in die beiden Hauptarten – Nass- und Trockenfermenter – unterteilt werden, wobei letztere kontinuierlich als sogenannte Pflöfenströmer oder batchweise betrieben werden können. Die Möglichkeiten, wie die drei Fermentertypen verschiedene biogene Substrate verarbeiten können, sind in Tab. 1 dargestellt.

Tab. 1: Eignung diverser Substrate für die biologische Behandlung.

	Nassfermenter	Trockenfermenter		Kompostierung
		kontinuierlich	batch	
Gülle	Xx	x		
NaWaRo	Xx	x	x	
getr. ges. BA	X	xx	xx	x
Grünschnitt		x	x	xx
Restabfall		x MBA ana.	xx MBA ana.	xx MBA aer.

Bei Nassfermentern wird die Eignung der Substrate hauptsächlich dadurch definiert, wie groß der Anteil nicht abbaubarer Fremdbestandteile (sogenannte Störstoffe) ist. Diese können zu folgenden vier Problemen an Biogasanlagen führen:

- 1. Blockaden,
- 2. Verschleiß,
- 3. Schwimmschichten oder
- 4. Sinkschichten. (Meirer et al. 2017)

Brennbare Störstoffe wie Kunststofffolien oder Textilien führen eher zu den Problemen eins und drei, inerte Störstoffe wie Steine oder Glas zu den Problemen zwei und vier.

Bei neu zu errichtenden Biogasanlagen kann die Anlagentechnik an die externen Rahmenbedingungen angepasst werden, wohingegen bei Umbauten auf die bestehende Anlagentechnik Rücksicht genommen werden muss. Im Folgenden werden zwei Beispiele von erfolgreich realisierten Synergien auf Biogasanlagen beschrieben.

3.1 Interne Synergien der Fa. AVA Abfallverwertung Augsburg

Am Standort der Fa. AVA Abfallverwertung Augsburg bestand seit Mitte der 90er-Jahre eine Kompostierungsanlage für ca. 75.000 Jahrestonnen. Die Verabschiedung des Kreislaufwirtschaftsgesetzes 2012 und der Handlungsbedarf für Reinvestitionen nach ca. 20 Jahren Betrieb führten zu einer Anpassung der Kompostierungsanlage und der zusätzlichen Errichtung einer Biogasanlage. Dazu wurde die bestehende Anlieferhalle nahezu unverändert belassen, jedoch die Verfahrenshalle – in der früher die Aufbereitung vor der Kompostierung stattfand – durch Zwischenspeicher und die Presstechnik – für das Auftrennen des Gärrestes in einen flüssige und eine feste Fraktion – ersetzt. Als einzig neu zu errichtendes Gebäude wurden drei Trockenfermenter in Form von Pfropfenströmern auf der durch die Halbierung des Biofilters freigewordenen Fläche installiert (Abb. 2). Die Reduzierung des Biofiltervolumens konnte deshalb erreicht werden, da auch die Kompostierung halbiert und seit dem Umbau nicht mehr die gesamte Abluft der Kompostierungsanlage über den Biofilter geleitet wird. Durch das ebenfalls am Standort befindliche Abfallheizkraftwerk können Synergien genutzt und hochbelastete Abluftströme als Primärluft für die Verbrennung genutzt werden.

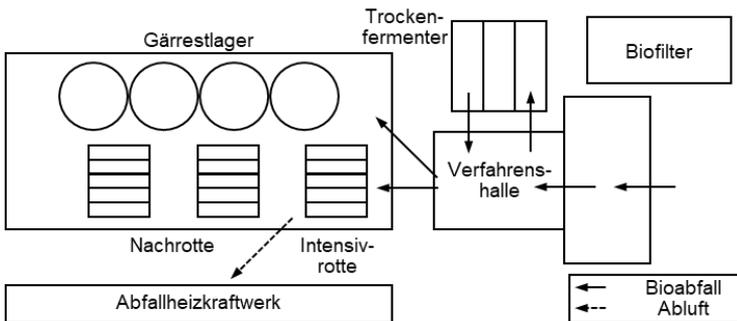


Abb. 2: Verfahrensschema der Biogas- und Kompostierungsanlage Augsburg.

Damit werden beispielsweise die Abluft der geschlossenen Intensivrotteboxen, welche eine hohe Ammoniakkonzentration aufgrund des Wechsels von der anaeroben auf die aerobe Phase aufweisen, nicht auf den Biofilter geleitet, wo sie zu Lachgasemissionen führen würden. Die Kompostierung der festen Gärreste konnte durch den Organikabbau bei der vorherigen Vergärung auf eine geschlossene Haupt- und zwei offene Nachkompostierungsflächen mit je zwei Wochen Verweilzeit auf die Hälfte der bisherigen Fläche reduziert werden. Die zweite Hälfte der alten Kompostierungshalle wurde für Absetz- bzw. Lagerbecken des flüssigen Gärrests verwendet. (Gaggl 2013)

3.2 Interne Synergien des Abfallwirtschaftszentrums Rothmühle

Auf dem Abfallwirtschaftszentrum Rothmühle besteht bereits seit 2007 eine Trockenvergärungsanlage, welche jedoch nicht wie bei der Fa. AVA Abfallverwertung Augsburg kontinuierlich, sondern batchweise mit acht Boxenfermentern betrieben

wird. Zwischen 2013 und 2014 wurde diese Anlage durch eine Aufbereitung der Gärreste in Form einer Zerkleinerung und nachfolgenden Abfallpressen erweitert, um die Pressdurchgänge erneut – diesmal jedoch in zwei Nassfermentern – nachzuvergären und den Biogasertrag zu steigern. Der Pressrückstand gelangt ähnlich der Anlage in Augsburg in eine Kompostierung, um erneut nicht nur eine energetische, sondern auch stoffliche Nutzung des wertvollen getrennt gesammelten Bioabfalls zu erzielen (siehe Abb. 3).

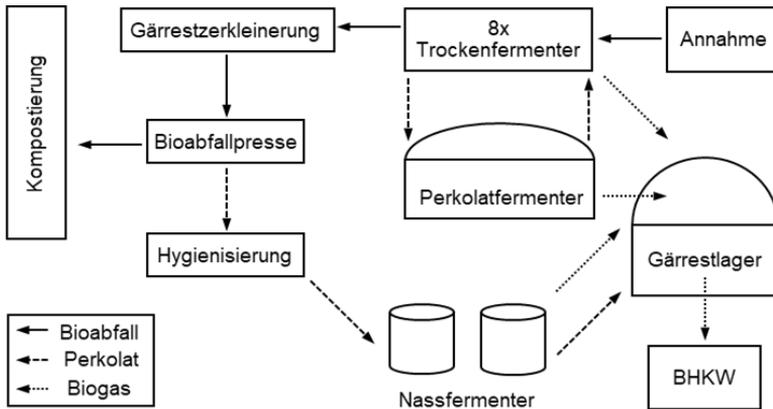


Abb. 3: Verfahrensschema der Biogas- und Kompostierungsanlage Rothmühle.

Des Weiteren nutzen sowohl die Trocken- als auch die Nassfermenter einen gemeinsamen Gasspeicher sowie die Biogasmotoren, wodurch auf der Anlage nicht nur eine kaskadische Nutzung des Bioabfalls durchgeführt, sondern auch Anlagentechnik mehrfach genutzt wird.

4 SCHLUSSFOLGERUNG BZW. ZUSAMMENFASSUNG

Biogasanlagen können und sollen auch im zukünftigen erneuerbaren Energiemix eine bedeutende Rolle spielen, da sie eine sinnvolle energetische Nutzung getrennt gesammelter Bioabfälle vor der stofflichen Verwertung darstellen. Um Biogasanlagen jedoch zukünftig ohne Subventionen wirtschaftlich betreiben zu können, sind smart ausgewählte Anlagenkombinationen erforderlich. Dadurch kann eine optimale Ausnutzung externer und interner Rahmenbedingungen erfolgen. Synergien wie mehrfach genutzte Anlagentechnik innerhalb der Biogas- und Kompostierungsanlage oder auch innerhalb des Standortes – wie beispielsweise bei der beschriebenen Anlage in Augsburg – können zu deutlichen Kosteneinsparungen führen.

LITERATUR

- Gaggl, M. (2013) *Emissionsminderungspotenziale einer Bioabfallbehandlungsanlage am Beispiel der Trockenvergärungsanlage mit nachgeschalteter Kompostierung in Augsburg*. Masterarbeit Montanuniversität Leoben.
- Meirer, M., Müller, W., Bockreis, A. (2017) *Mechanische Abtrennung biogener Reststoffe aus Restabfall für die Co-Vergärung in Faultürmen kommunaler Kläranlagen*. Österreichische Wasser- Und Abfallwirtschaft. <https://doi.org/10.1007/s00506-017-0411-2>.

Spirubiose in Deutschland – Ein Abwärmenutzungskonzept nicht nur für Biogasanlagen

D.F. Weil

Justus-Liebig Universität, Professur für Abfall- und Ressourcenmanagement, Gießen, Deutschland

KURZFASSUNG: Die tropische Blaualge *Spirulina (Arthrospira platensis)* ist ein hochwertiges Lebensmittel, das in Deutschland in Kombination mit einem Wärmenutzungskonzept im großen Maßstab kultiviert werden kann. Diese Kombination nennen wir Spirubiose, welche in Deutschland zum ersten Mal an der Algenforschungsanlage der Universität Gießen etabliert werden konnte. *Spirulina* wird in Gewächshäuser in Becken kultiviert, im Anschluss abfiltriert, gepresst und getrocknet. Die so geerntete *Spirulina* kann nach der Trocknung, die ebenfalls in das Wärmenutzungskonzept integriert ist, als proteinreiches und hochwertiges Nahrungsmittel für den menschlichen Verzehr oder als tierisches Futtermittel genutzt werden. Des Weiteren kann *Spirulina* als Substrat, bspw. in die Biogasanlage zur Gaserzeugung, eingebracht werden.

1 EINLEITUNG

Spirulina (Arthrospira platensis) ist eine tropische Blaualge, welche einen hohen Proteingehalt von bis zu 60 - 70 % besitzt und reich an Eisen und wertvollen Mineralien und Spurenelementen ist (Gershwin & Belay 2007), weshalb sie als sogenanntes Superfood von der Food and Agriculture Organization (FAO) und anderen Organisationen geschätzt wird (Ahsan et al. 2008). Besonders in den betroffenen Gebieten Afrikas wird *Spirulina* zur Bekämpfung der Mangelernährung eingesetzt. Aber auch in Europa ist die Alge in immer mehr Küchen zu finden. Durch den Import aus den traditionellen Anbaugebieten wie Afrika, Indien und China erhält das Produkt *Spirulina* durch die langen Transportwege einen negativen ökologischen Fußabdruck. Durch den regionalen Anbau von *Spirulina* in Deutschland in Kombination mit einem Abwärmenutzungskonzept kann die CO₂-Bilanz verbessert werden.

An der Algenforschungsanlage der Professur für Abfall- und Ressourcenmanagement ist es zum ersten Mal in Deutschland gelungen die Spirubiose an einer Biogasanlage erfolgreich zu züchten.

2 AUFZUCHTBECKEN

Die Forschungsanlage, ein 200 m² großes Areal mit Rundbecken (Racewayponds, die durch Paddel angetrieben werden (Abb. 1)), ist an die bestehende Infrastruktur einer Biogasanlage zugebaut worden. Die Becken werden mittels einer Fußbodenheizung beheizt, die mit der Abwärme des Blockheizkraftwerkes der Biogasanlage betrieben wird. Zur weiteren Regulierung der Temperatur sowie zur Minimierung der Wasserverdunstung in den Becken, befinden sich diese innerhalb eines Gewächshauses, das zusätzlich noch mit Schattiernetzen ausgestattet werden kann, um die Algenkultur vor zu viel Sonneneinstrahlung zu schützen (Jourdin 2001). Somit kann sichergestellt werden, dass die *Spirulina*kultur in ihrem optimalen Temperaturbereich von bis zu 35°C aufgezogen werden kann (Vonshak 1997).



Abb. 1: Die Gewächshäuser der Algenforschungsanlage mit der Biogasanlage im Hintergrund (Mitte). Im Ausschnitt links ist das Rundbecken im Betrieb zu sehen. Im Ausschnitt rechts ist eine mikroskopische Probe der kultivierten Spirulina zu sehen.

3 ERNTE UND TROCKNUNG

In einem ersten Schritt wird die Biomasse anhand eines Trommelfilters vom Aufzuchtmedium getrennt. Im zweiten Schritt wird die Biomasse Vakuumgepresst, wodurch ein Presskuchen entsteht, der dann im dritten Schritt zur Trocknung in Form gebracht wird. Der Trocknungsvorgang findet in einem Trockenraum statt, der wiederum die Abwärme der Biogasanlage nutzt.

4 SCHLUSSFOLGERUNG & ZUSAMMENFASSUNG

An der Algenforschungsanlage der Professur für Abfall- und Ressourcenmanagement konnte eine kontinuierliche Bewirtschaftung und Kultivierung der Blaualge Spirulina in Deutschland in einer Kreislaufwirtschaft unter Einbeziehung einer Biogasanlage erfolgreich durchgeführt werden. Die hierbei etablierte Verarbeitung ermöglicht die Produktion eines hochwertigen und regionalen Produktes und führt zur Schaffung weiterer Arbeitsplätze.

LITERATUR

- Ahsan, M., Habib, B., Parvin, M. (2008) A review on culture, production and use of Spirulina as food for humans and feeds for domestic animals and fish. Rome, Italy: Food and Agriculture Organization of the United Nations.
- Gershwin, M., Belay, A. (2007) Spirulina in human nutrition and health. Boca Raton: CRC Press.
- Jourdin, J. (2001) Grow your own Spirulina. Genf: Antenna.
- Vonshak, A. (1997) Spirulina platensis (Arthrospira): Physiology, Cell-Biology and Biotechnology. London: Taylor & Francis.

Hydrothermale Prozesse als Behandlungsverfahren für biogene Rest- und Abfallstoffe - Ein multikriterieller Bewertungsansatz

D. Reißmann & A. Bezama

Helmholtz-Zentrum für Umweltforschung, Department Bioenergie, Leipzig, Deutschland

D. Thrän

Helmholtz-Zentrum für Umweltforschung, Department Bioenergie, Leipzig, Deutschland & Deutsches Biomasseforschungszentrum GmbH, Leipzig, Deutschland

KURZFASSUNG: Die effiziente Verwertung wasserhaltiger biogener Rest- und Abfallstoffe ist mit erheblichen Hemmnissen verbunden. Etwa aufgrund der energie- und kostenintensiven Vorbehandlung durch Eindickung und Trocknung, welche für die meisten konventionellen Verfahren notwendig ist. Das Interesse an geeigneten Verfahren zur effizienten Nutzung dieser Stoffströme ist daher hoch. Hydrothermale Prozesse (HTP) scheinen grundsätzlich gut geeignet, da diese thermochemischen Verfahren ohnehin 70-90% Wasseranteil im Substrat für einen effizienten Betrieb benötigen. Allerdings wird die Entscheidung zur Nutzung wässriger Substrate in HTP durch viele weitere Faktoren beeinflusst (z.B. Produktionskosten, Prozesseffizienz). Es liegt ein multikriterielles Entscheidungsproblem vor, das bislang durch keinen geeigneten Ansatz adressiert wird. Diese Studie präsentiert daher ein angepasstes multikriterielles Bewertungsverfahren für HTP, das den Analytical Hierarchy Process (AHP) und die Technique for Order Preference by Similarity to Ideal Solution (TOPSIS) kombiniert. Das Verfahren wird mit Literaturdaten erprobt und anhand einer Sensitivitätsanalyse validiert. Erste Ergebnisse zeigen, dass der Ansatz zur Entscheidungsunterstützung geeignet scheint. Im Rahmen der exemplarischen Berechnungen wies die hydrothermale Vergasung (HTG) die beste Bewertung auf. Diese Bewertung kann aus derzeitiger Sicht allerdings nicht als repräsentativ angesehen werden, dazu bedarf es tiefgreifender Studien.

1 EINLEITUNG

Biogene Rest- und Abfallstoffe sind wertvolle Rohstoffe und bieten Nutzungspotential für stoffliche und energetische Anwendungen, etwa als Kraftstoffkomponenten, Feinchemikalien und Funktionskohlenstoff (Thrän & Bezama 2017). Allerdings bestehen vor allem bei schlammigen Biomassen erhebliche Hemmnisse für eine effiziente Verwertung, da diese Materialien zumeist eine kosten- und energieintensive Vorbehandlung (z.B. Eindickung, Trocknung, Hygienisierung) erfordern, die das Gesamtverfahren unwirtschaftlich machen können (Reißmann et al. 2018). Insbesondere der Umgang mit Klärschlämmen wird in Zukunft an Bedeutung gewinnen. Neue gesetzliche Rahmenbedingungen reduzieren die Möglichkeit einer landwirtschaftlichen Ausbringung von Klärschlämmen drastisch (von derzeit ca. 60% auf <30%). Konventionelle Entsorgungswege, beispielsweise die Mitverbrennung in Kohlekraftwerken oder Müllverbrennungsanlagen sind allerdings weitgehend ausgelastet, weshalb neue Wege nötig sind (Klemm & Glowacki 2016). Geeignete Verfahren zur nachhaltigen Verwertung wässriger und schlammiger Biomasse sind daher von hohem Interesse für Wissenschaft und Praxis (vergleiche BMWi 2015, Tröger et al. 2013). Zuletzt sind Hydrothermale Prozesse (HTP) für die Behandlung derartiger Stoffströme besonders in den Fokus gerückt, da sie ohnehin 70-90 % Wasseranteil im Substrat für einen

effizienten Prozess benötigen (Reißmann et al. 2018). Eine energie- und kostenintensive Vorbehandlung entfällt damit. HTP sind thermochemische Verfahren, die wässrige biogene Materialien in kohlenstoffhaltige Produkte umwandeln (Kruse et al. 2013). Es werden grundsätzlich drei Typen von HTP unterschieden (Tab. 1):

Tab. 1: Verfahrenstypen von Hydrothermalen Prozessen.

HTP Verfahrenstyp	Kurzbeschreibung	Prozesseigenschaften
Hydrothermale Karbonisierung (HTC)	Ein Verkohlungsprozess, der biogene Materialien in sog. Hydrokohle umwandelt (Fiori & Lucian 2017). Hydrokohle wird hauptsächlich für energetische Zwecke, Materialanwendungen oder als Düngemittel in der Landwirtschaft eingesetzt (Lu et al. 2012).	160 – 250 °C 10 – 30 bar 1 – 72 Stunden
Hydrothermale Verflüssigung (HTL)	Ein Verflüssigungsprozess, der biogene Materialien in Chemikalien und Bio-Öl umwandelt (Zhang 2010). Bio-Öl kann u.a. als Substitut für Erdöl in der Energiewirtschaft und Chemie- und Kosmetikindustrie eingesetzt werden (Kruse et al. 2013)	180 – 400 °C 40 – 200 bar 10 – 240 Minuten
Hydrothermale Vergasung (HTG)	Ein Prozess, der biogene Materialien in gasförmige Produkte, vor allem Methan und Wasserstoff, umwandelt. Die Produkte können u.a. in der Energiewirtschaft und der Chemieindustrie eingesetzt werden (Kruse 2009).	350 – 500 °C 230 – 400 bar < 10 Minuten

Eine aktuelle Studie beziffert das technische Potential an geeigneten Substraten für HTP in Deutschland auf etwa 16,8 Millionen Tonnen Trockensubstanz pro Jahr (Brosowski 2015). Aufgrund der vielfältigen Produktpalette und Anwendungsfelder (siehe Tab. 1) ergeben sich zudem vielversprechende potentielle Absatzmärkte. Dennoch haben sich HTP in Deutschland bislang nicht durchgesetzt. Bis auf einige Pilot- und Demonstrationsanlagen existieren kaum praktische Realisierungen (Vogel 2016), was verschiedene Gründe hat. Ein Problemfeld ist beispielsweise die hohe Nähr- und Schadstoffbelastung des Prozesswassers, welches als Nebenprodukt von HTP entsteht. Aufgrund der sehr hohen Belastungen kann das Prozesswasser nicht einfach einer Kläranlage zugeführt werden, sondern muss zuvor entsprechend aufbereitet werden, z.B. um Grenzwerte einzuhalten. Diese Vorreinigung ist oft kostenintensiv und kann das Verfahren unrentabel machen. Deshalb wird hierzu aktuell intensiv nach kosteneffizienten und umweltschonenden Lösungen gesucht (vergleiche Wirth & Reza 2016, Ohlert 2015). Daneben gibt es noch viele weitere Faktoren, welche die Eignung von HTP für die Verwertung von wässrigen biogenen Substraten beeinflussen (z.B. Produktionskosten, Prozesseffizienz) (Reißmann et al. 2018). Auf Basis der beschriebenen Ausgangslage stellen sich folgende Fragen:

- Wie lässt sich die Eignung von HTP für die Verwertung wässriger biogener Rest- und Abfallstoffe einschätzen und welche Faktoren gilt es zu beachten?
- Welche Konsequenzen lassen aktuell und für künftige Entwicklungen daraus ableiten?

Dieses Papier stellt ein Bewertungsverfahren für HTP vor, welches helfen soll die Eignung einzuschätzen. Dadurch soll das Potential künftiger HTP Technologieentwicklungen und bereits realisierter Anlagen (z.B. Fallstudien) besser eingeschätzt werden, beispielsweise um Investitions- oder Förderentscheidungen zu unterstützen.

2 METHODIK

Das Verfahren ist als klassische Technikbewertung (Abb. 1) aufgebaut und grundsätzlich auch für die Bewertung anderer Technologien nutzbar. Dennoch ist das detaillierte Verfahren auf HTP angepasst (z.B. die Kriterienliste).



Abb. 1: Ablauf des multikriteriellen HTP Bewertungsverfahrens.

2.1 Erstellung des Technologie „Steckbrief“

Um konsistente, interpretierbare und transparente Ergebnisse zu erhalten ist es nötig, zu Beginn einen entsprechenden Bewertungsrahmen festzulegen. Dieser sollte mindestens Aussagen zu Bewertungszweck, Systemgrenzen, betrachteten Zeitraum, grundlegenden Merkmale der betrachteten Technologien, Referenzsystemen und Datenverfügbarkeit treffen.

Die Systemgrenzen orientieren sich an der Gesamtprozesskette von HTP (Abb. 2.). Abhängig vom Bewertungszweck, können weniger relevante Prozessschritte unberücksichtigt bleiben, was wiederum den Aufwand reduziert (z.B. für Datenbeschaffung). Es ist empfehlenswert dazu strukturierte Verfahren, z.B. Entscheidungsbäume, anzuwenden.

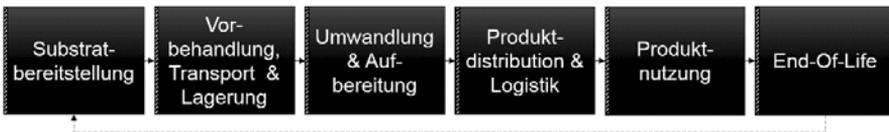


Abb. 2: Gesamtprozesskette von HTP.

Die Definition des Zeitraums ist insbesondere im Hinblick auf Datenverfügbarkeit sowie Bewertungszweck nötig. Die Beschreibung der grundlegenden Technologiemerkmale ist nötig um Vergleichbarkeit zwischen den betrachteten Alternativen zu schaffen (z.B. jährliche Kapazität der Anlagen) und um die Transparenz und Interpretierbarkeit der Ergebnisse zu steigern. Die Referenzsysteme dienen als Vergleichsmaßstab, weshalb es empfehlenswert ist immer mindestens ein Referenzsystem einzubeziehen. Die Prüfung der Datenverfügbarkeit ist von Beginn an wesentlich, da bei unzureichender Datenlage beispielsweise Prozessschritte ausgeschlossen oder neue Daten erhoben werden müssen. Als Überblick können die Informationen in ein Steckbriefformat übertragen werden (vergleiche Reißmann et al. 2018b).

2.2 Entwicklung und Auswahl technologiespezifischer Eignungskriterien

Die Bewertungskriterien sollten objektiv, konsistent, anpassbar, transparent und nicht redundant sein. Wichtig ist zudem, dass sie sich gegenseitig möglichst nicht bzw. sehr wenig beeinflussen und Daten verfügbar sind (Rohweder et al. 2015). Obwohl die Kriterien von hoher Relevanz sind, erfolgt die Auswahl im Rahmen von Technikbewertungen häufig relativ unstrukturiert und durch eine begrenzte Anzahl von Beteiligten. Um die Objektivität und Transparenz der Kriterien zu erhöhen und deren Wichtigkeit für die Bewertung gerecht zu werden, wird ein strukturiertes Vorgehen angewendet (siehe Reißmann et al. 2018a). Abb. 3 zeigt den Ablauf.

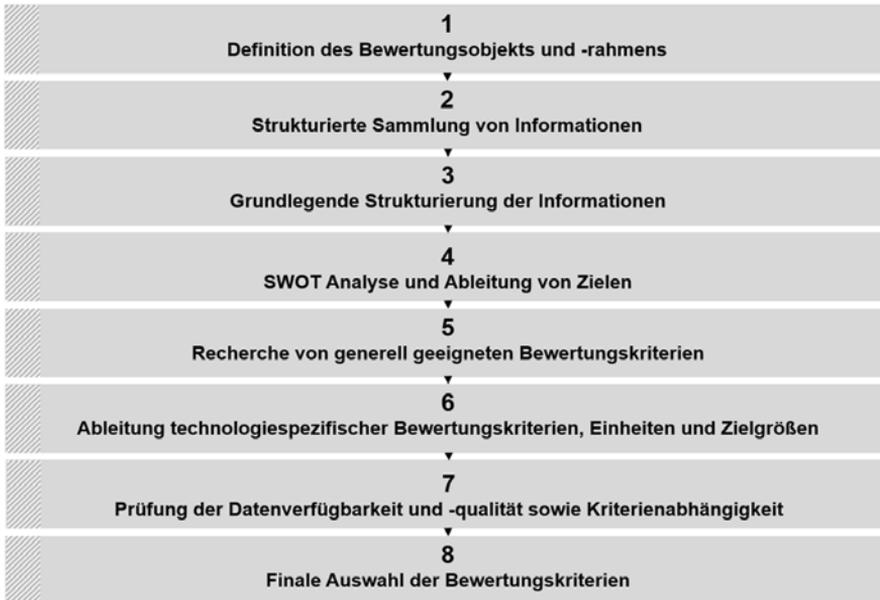


Abb. 3: Verfahrensschritte zur Herleitung und Auswahl der Bewertungskriterien.

Ergebnis ist eine „Longlist“ an Kriterien. In Abhängigkeit vom Bewertungszweck, den betrachteten Technologien und anderen Rahmenbedingungen muss meist nur eine Auswahl aller Kriterien verwendet werden („Shortlist“). Zur Auswahl der Kriterien für die Shortlist eignet sich ein Entscheidungsbaum.

2.3 Multikriterielles Entscheidungsverfahren

Mit einer Kombination aus Analytical Hierarchy Process (AHP) (Saaty 1990) und Technique for Order Preference by Similarity to Ideal Solution (TOPSIS) (Hwang & Yoon 1981) werden die Alternativen bewertet. Es können konkrete und fiktive Fallstudien sowie Entwicklungsszenarien bewertet werden. Im Verfahren werden die Kriterien zuerst mittels AHP im paarweisen Vergleich durch Experteneinschätzungen (z.B. Delphi-Befragung) gewichtet. Anschließend werden sie in TOPSIS übertragen um die relativ beste Alternative zu ermitteln. Zu beachten ist, dass TOPSIS immer die beste Alternative im Vergleich zu den anderen Alternativen und nicht die absolut beste Lösung ermittelt. Umso mehr Alternativen betrachtet werden, desto höher wird somit die Signifikanz der Ergebnisse. Damit steigt allerdings auch der Aufwand, weshalb zwischen Aufwand und Aussagekraft der Ergebnisse abgewogen werden muss.

2.4 Sensitivitätsanalyse

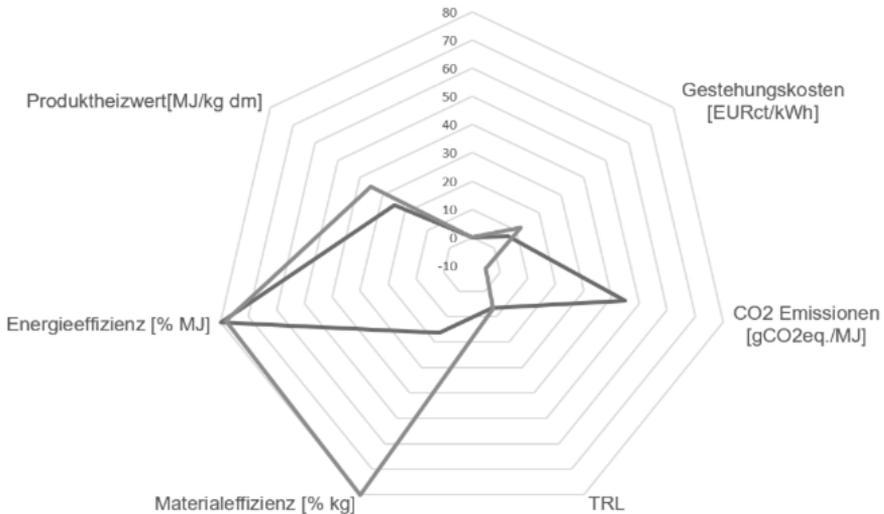
Durch Variation von Kriterienwerten und -gewichten kann die Sensitivität derer auf die Gesamtergebnisse betrachtet werden. So können beispielsweise Break-Even-Punkte ermittelt werden. Bei der Bewertung von Entwicklungsszenarien kann durch die Sensitivitätsanalyse aufgezeigt werden, was die Veränderung eines Parameters (z.B. Kostensteigerungen) an Auswirkungen auf den gesamten Technologiepfad hat.

3 VORLÄUFIGE ERGEBNISSE

Das Verfahren wurde anhand der generischen Technologietypen HTC, HTL, HTG und dem Referenzsystem Anaerobe Vergärung (AD) erprobt. Die Shortlist in Tab. 2 wurde für dieses Anwendungsbeispiel berücksichtigt. Die Gewichte sind Schätzungen, die auf Basis eines Expertenworkshops im September 2016 in Leipzig ermittelt wurden. Die eigentliche Kriteriengewichtung anhand des AHP ist aktuell in der Erarbeitung.

Tab. 2: Kriterien „Shortlist“ und geschätzte Gewichtungen für exemplarische Berechnungen.

Kriterien	Einheit	Gewichtung	
Gestehungskosten	EURct/kWh	0,2	Inputgrößen
CO ₂ Emissionen (Lebenszyklus)	gCO _{2eq} /MJ _{Produkt}	0,185	
Technologiereifegrad (TRL)	-	0,4	Outputgrößen
Materialeffizienz (-bilanz)	% kg	0,075	
Energieeffizienz (-bilanz)	% MJ	0,09	
Heizwert des Produkts	MJ/kg _{Trockensubstanz}	0,05	



Legend:
 - Hydrothermal Liquefaction
 - Hydrothermal Carbonization

Abb. 4: Ausprägung der Bewertungskriterien für HTC und HTL.

Für alle angegebenen Kriterien wurden Daten für HTC, HTL, HTG und AD in der Fachliteratur recherchiert (vergleiche Reißmann et al. 2018b). Zur Veranschaulichung zeigt Abb. 4 die Daten für HTC und HTL als Netzdiagramm. HTG und AD sind aufgrund

teils sehr hoher Ausprägungen nicht enthalten, da dies die Darstellung stark verzerren würde. Die Effizienzwerte wurden anhand eines Microsoft Excel Rechentools ermittelt. Es ergab sich folgende Rangfolge für die einzelnen generischen Technologytypen:

Tab. 3: Rangfolge und TOPSIS Effizienzindizes der betrachteten Alternativen.

Ranking	Technologytyp	TOPSIS Effizienzwert c_i
Rang 1	Hydrothermale Vergasung (HTG)	0,66
Rang 2	Anaerobe Vergärung/Referenzsystem (AD)	0,48
Rang 3	Hydrothermale Carbonisierung (HTC)	0,32
Rang 4	Hydrothermale Verflüssigung (HTL)	0,26

Im Anwendungsbeispiel erreicht HTG mit 0,66 den relativ besten Wert. Dieses Ergebnis scheint schlüssig, denn HTG überzeugt durch sehr niedrige Produktionskosten von 3 EURct/KWh und einer vorteilhaften CO₂ Emissionsbilanz von -600 gCO₂eq./MJ_{Produkt}. Beide Werte sind hoch gewichtet. Dies gleicht die ansonsten relativ schwachen Werte sogar aus. So fällt der hoch gewichtete TRL mit 5 von 10 Punkten (Vogel 2016a) bei HTG im Verhältnis sogar am geringsten aus, was die Vorteilhaftigkeit der anderen Faktoren allerdings nicht überwiegt. Die Gewichtung und Ausprägung der Faktoren spielen eine große Rolle für das Gesamtergebnis, weshalb die Sensitivitätsanalyse sehr wichtig ist. Abb. 5 stellt dies für die Gewichtung des TRL dar. Erkennbar ist, dass bei einer 35 % höheren Gewichtung des TRL unter Annahme einer proportionalen Änderung der anderen Gewichte AD vorteilhafter ist als HTG.

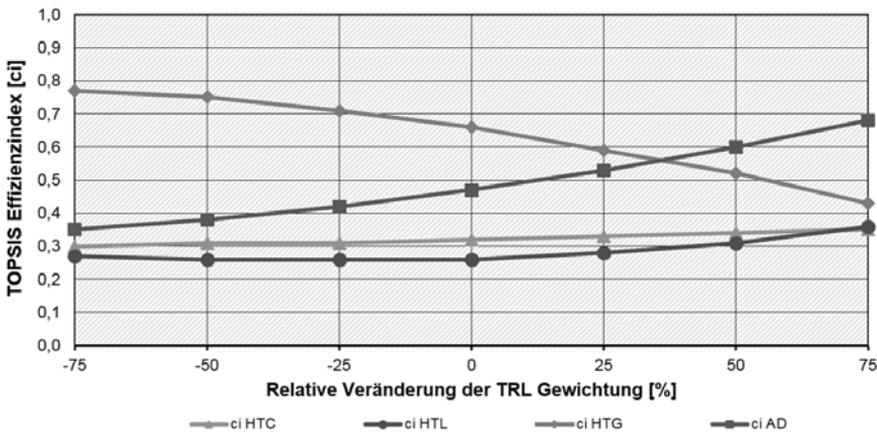


Abb. 5: Sensitivität der TRL Gewichtung für den TOPSIS Effizienzindex.

4 SCHLUSSFOLGERUNG UND AUSBLICK

Die vorgestellte Bewertungsmethode ermöglicht es erstmals HTP anhand mehrerer Attribute vergleichend und gegenüber Referenzsystemen zu bewerten. Das Verfahren ist spezifisch auf die Anforderungen zur Einschätzung von HTP für die Verwertung wässriger biogener Reststoffe zugeschnitten. Vor allem die ermittelten Bewertungskriterien sind speziell für HTP abgeleitet wurden. Andere multikriterielle Bewertungsverfahren, die für die Einschätzung von Biotechnologien entwickelt wurden, können zwar grundsätzlich auch auf HTP angewendet werden, sie sind allerdings nicht auf diese Bewertung angepasst (vergleiche Suwelack & Wüst 2015, Billig & Thrän 2017, Martínez & Narváez 2016, Fazlollahi & Maréchal 2013). So fehlen für HTP wesentliche

Kriterien, etwa zur Prozesswasserbelastung. Bewertungen zu HTP sind aktuell beinahe ausschließlich auf bestimmte Teilaspekte bezogen und nehmen zumeist nicht mehrere Dimensionen gleichzeitig in den Blick. Beispiele sind Studien zur Optimierung von Prozessparametern (vergleiche Aggrey et al. 2012, Klingler & Vogler 2010), techno-ökonomische Analysen (vergleiche U.S. Department of Energy 2016) oder Lebenszyklusanalysen (vergleiche Ahamed et al. 2016, Bennion et al. 2015). Dennoch können derartige Studien wichtige Inputs für multikriterielle Betrachtungen liefern, z.B. notwendige Datengrundlagen. Es sollte allerdings unbedingt darauf geachtet werden, dass die Datengrundlagen vergleichbar sind (z.B. ähnliche Annahmen in den Ökobilanzen). Für die exemplarische Bewertung unter 3 waren die Daten zum Teil nicht vergleichbar, weshalb das Ergebnis nicht repräsentativ ist. Diese Bewertung diene ausschließlich der Validierung der Methodik. In Deutschland existieren momentan kaum HTP Anlagen im industriellen Maßstab, weshalb eine Anwendung der Methodik auf reale Fallstudien aktuell nicht vorgesehen ist. Das Verfahren soll in folgenden Arbeiten auf HTP Technologieentwicklungsszenarien angewandt werden, welche einen industriellen Einsatz von HTP in Deutschland annehmen. Ziel ist abzuleiten, welche Technologieentwicklungspfade und -korridore unter welchen Bedingungen künftig am vielversprechendsten sind. Hierdurch sollen vor allem Anhaltspunkte für künftige förderpolitische, regulatorische und investive Entscheidungen zu HTP gegeben werden. Zudem können besonders interessante Forschungsprioritäten identifiziert werden.

5 ERGÄNZENDER HINWEIS

Die vorgestellte Bewertungsmethode baut auf vorherigen Studien auf. Details zur Methode, deren Erarbeitung und ersten Ergebnissen können Reißmann et al. (2018a) und Reißmann et al. (2018b) entnommen werden.

LITERATUR

- Aggrey, A., Dare, P., Lei, R., Gapes, D. (2012) *Evaluation of a two-stage hydrothermal process for enhancing acetic acid production using municipal biosolids*. Water Sci Technol. 65 (1), 149-55. DOI: 10.2166/wst.2011.848.
- Ahamed, A., Yin, K., Ng, B.J.H., Ren, F., Chang, V.W.C., Wang, J.Y. (2016) *Life cycle assessment of present and proposed food waste management technologies from environmental and economic impact perspectives*. J. Clean. Prod. 131, 607-614. DOI: 10.1016/j.jclepro.2016.04.127.
- Bennion, EP., Ginosar, DM., Moses, J., Agblevor, F., Quinn, JC. (2015) *Lifecycle assessment of microalgae to bio-fuel: Comparison of thermochemical processing pathways*. Appl. Energ. 154, 1062-1071. DOI: 10.1016/j.apenergy.2014.12.009.
- Billig, E., Thrän, D. (2017) *Renewable methane - A technology evaluation by multi-criteria decision making from a European perspective*. Energy 139, 468-84. DOI: 10.1016/j.energy.2017.07.164.
- Brosowski, A. (2015) Raw material potentials for hydrothermal processes. In: Klemm, M., et al. (Eds.), *Innovationsforum Hydrothermale Prozesse*. Deutsches Biomasseforschungszentrum gGmbH, Leipzig, 21-24.
- Bundesministerium für Wirtschaft und Energie (BMWi) (2015) *ZIM Erfolgsbeispiel: Innovative Verfahren und Produkte aus biogenen Reststoffen*. Berlin: https://www.zim-bmwi.de/erfolgsbeispiele/innovative-verfahren-und-produkte-aus-biogenen-reststoffen/at_download/file (abgerufen 25.04.18).
- Fazlollahi, S., Maréchal, F. (2013) *Multi-objective, multi-period optimization of biomass conversion technologies using evolutionary algorithms and mixed integer linear programming (MILP)*. Applied Thermal Engineering 50(2), 1504-13. DOI: 10.1016/j.applthermaleng.2011.11.035.
- Fiori, L., Lucian, M. (2017) *Hydrothermal Carbonization of Waste Biomass: Process Design, Modeling, Energy Efficiency and Cost Analysis*. Energies 10(2): 211-239. DOI: 10.3390/en10020211.
- Hwang, CL., Yoon, K. (1981) *Multiple Attribute Decision Making – Methods and Applications. A State-of-the-Art Survey*. Berlin – Heidelberg – New York.

- Klemm, M., Glowacki, R. (2016) Hydrothermale Prozesse – Veredlung und Wertschöpfung wasserreicher biogener Stoffströme. In: *Focus on: Hydrothermale Prozesse*. Leipzig.
- Klingler, D., Vogler, H. (2010) *Influence of process parameters on the hydrothermal decomposition and oxidation of glucose in sub- and supercritical water*. J. Supercrit. Fluids 55 (1), 259-270. DOI: 10.1016/j.supflu.2010.06.004.
- Kruse, A. (2009) *Hydrothermal biomass gasification*. The Journal of Supercritical Fluids 47(3): 391-99. DOI: 10.1016/j.supflu.2008.10.009.
- Kruse, A., Funke, A., Titirici, MM. (2013) *Hydrothermal conversion of biomass to fuels and energetic materials*. Current Opinion in Chemical Biology 17(3), 515-21. DOI: 10.1016/j.cbpa.2013.05.004.
- Lu, X., Jordan, B., Berge, ND (2012) *Thermal conversion of municipal solid waste via hydrothermal carbonization: Comparison of carbonization products to products from current waste management techniques*. Waste Management 32(7): 1353-65. DOI: 10.1016/j.wasman.2012.02.012.
- Martínez, J., Narváez, RA. (2016) *Use of Multicriteria Decision Making (MCDM) Methods for Biomass Selection Aimed to Fischer Tropsch Processes*. International Journal of Engineering Trends and Technology 34(6), 266-72. DOI: 10.14445/22315381/JETT-V34P254.
- Ohlert, J. (2015) *Hydrothermale Carbonisierung von Klär- und Faulschlamm*. PhD Dissertation. Carl von Ossietzky Universität Oldenburg, Oldenburg.
- Reißmann, D., Thrän, D., Bezama, A. (2018) *Hydrothermal processes as treatment paths for biogenic residues in Germany: A review of the technology, sustainability and legal aspects*. Journal of Cleaner Production 172, 239-52. DOI: 10.1016/j.jclepro.2017.10.151.
- Reißmann, D., Thrän, D., Bezama, A. (2018a) *Techno-economic and environmental suitability criteria of hydrothermal processes for treating biogenic residues: A SWOT analysis approach*. J. Clean. Prod. (under revision).
- Reißmann, D., Thrän, D., Bezama, A. (2018b) *How to identify suitable ways for the hydrothermal treatment of wet bio-waste? A critical review and methods proposal*. Waste Management and Research (under revision).
- Rohweder, JP., Kasten, G., Malzahn, D., Piro, A., Schmid, J. (2015) Informationsqualität - Definitionen, Dimensionen und Begriffe, in: Hildebrand, K. et al., (Hrsg.): *Daten- und Informationsqualität*. Springer Fachmedien, Wiesbaden. DOI: 10.1007/978-3-658-09214-6_2.
- Saaty, TL. (1990) *How to make a decision: The analytic hierarchy process*. European Journal of Operational Research 48 (1): 9-26. DOI: 10.1016/0377-2217(90)90057-1.
- Suwelack, K., Wüst, D. (2015) *An approach to unify the appraisal framework for biomass conversion systems*. Biomass and Bioenergy 83, 354-65. DOI: 10.1016/j.biombioe.2015.10.012.
- Thrän, D., Bezama, A. (2017) *The knowledge-based bioeconomy and its impact in our working field*. Waste Management & Research 35 (7), 689-690.
- Tröger, N., Kröger, M., Richter, D., Förster, S., Schröder, J., Zech, K., Liemen, F., Stahl, R., Müller-Langner, F. (2013) *Utilization of biogenic residues and wastes in thermochemical systems for the production of fuels: current status of the project*. Biofuels, Bioprod. Bioref. 7(1): 12-23. DOI: 10.1002/bbb.1371.
- U.S. Department of Energy (2016) *Hydrothermal Liquefaction and Upgrading of Municipal Wastewater Treatment Plant Sludge: A Preliminary Techno-Economic Analysis*. Richland, USA: http://www.pnnl.gov/main/publications/external/technical_reports/PNNL-25464.pdf.
- Vogel, F. (2016) Hydrothermale Verfahren. In: Kaltschmitt, M., Hartmann, H., Hofbauer, H. (Hrsg.) *Energie aus Biomasse: Grundlagen, Techniken, Verfahren*, 3 Aufl. Springer-Verlag, Berlin/Heidelberg.
- Vogel, F. (2016a) *Pilot-scale demonstration of the hydrothermal gasification of wet biomass*. Presentation, Switzerland: <http://www.sccer-biosweet.ch/wp-content/uploads/Vogel-Biomass-for-Swiss-Energy-Future-2016.pdf> (abgerufen am 25.04.2018).
- Wirth, B., Reza, MT (2016) *Continuous Anaerobic Degradation of Liquid Condensate from Steam-Derived Hydrothermal Carbonization of Sewage Sludge*. ACS Sustainable Chemistry & Engineering 4(3), 1673-1678. DOI: 10.1021/acssuschemeng.5b01607.
- Zhang, Y. (2010) Hydrothermal Liquefaction to Convert Biomass into Crude Oil, in: Hans P. Blaschek H.P., Ezeji, T.C., Scheffran J. (Ed.) *Biofuels from Agricultural Wastes and Byproducts*. Wiley-Blackwell, Hoboken, U.S.

Kompostierbarkeit biologisch abbaubarer Kunststoffe - Monitoring mithilfe von FTIR Spektroskopie

S. Lenz, P. Rauscher, E. Binner & M. Huber-Humer
Universität für Bodenkultur, Institut für Abfallwirtschaft, Wien, Österreich

KURZFASSUNG: In Anlehnung an die Vorgaben der Norm EN 13432 wurden als biologisch abbaubar ausgewiesene Biokunststoffe (am Markt verfügbare Vorsammelhilfen für biogene Abfälle im Haushaltsbereich) in zwölfwöchigen Kompostierungsversuchen am Institut für Abfallwirtschaft untersucht. Der als Inputmaterial verwendete Bioabfall, die Biokunststoffe sowie Mischproben aus beiden Materialien wurden vor, während und nach Beendigung des Versuches konventionell und mithilfe von FTIR-Spektroskopie charakterisiert. Die Vorgaben der Norm EN 13432 hinsichtlich Desintegration in zwölf Wochen wurden für alle untersuchten Proben erfüllt. Die Auswertung der FTIR-Spektren weist jedoch in der Fraktion < 2 Millimeter (diese wird üblicherweise „normkonform“ nicht untersucht) noch deutlich erkennbare Rückstände an Biokunststoffen im Kompost nach, die mit freiem Auge nicht mehr zu erkennen waren. Die Auswertungen der FTIR-Spektren im zeitlichen Verlauf der Rotte deuten auf einen teilweisen biologischen Abbau hin. Dieser ist vor allem an der Abnahme einer von Stärke verursachten Bande im Spektrum ersichtlich. Banden die auf fossilen Kunststoff zurückzuführen sind, veränderten sich während der Rotte dagegen kaum.

1 EINLEITUNG

Obwohl sie in der Kompostverordnung nicht als Ausgangsmaterial für die Herstellung von Kompost explizit angeführt sind, wird die Nutzung von kompostierbaren Vorsammelhilfen in der abfallwirtschaftlichen Praxis oft forciert. Diese sind einerseits durchaus vorteilhaft für die Sammlung von biogenen Abfällen in Haushalten, andererseits werden sie bei der Kompostrohmaterialaufbereitung größtenteils aus dem Bioabfall schon vor der Rotte abgetrennt. Für Kompostanlagenbetreiber ist meist nicht ersichtlich, ob es sich bei Kunststoffen im Bioabfall um abbaubare bzw. kompostierbare oder konventionelle Kunststoffe handelt. Sie befürchten auch, dass kompostierbare Kunststoffe unter den „üblichen“ Rottebedingungen nicht vollständig abgebaut werden und somit Kunststoffrückstände mit dem Kompost als Mikropartikel auf Böden und in weiterer Folge in Gewässer gelangen. Um eine Vorstellung über die tatsächlichen Vorgänge während der Kompostierung zu bekommen, wurde am Institut für Abfallwirtschaft eine Masterarbeit durchgeführt, bei der die Kompostierbarkeit von handelsüblichen Bioabfallsackerln unter standardisierten Bedingungen im Labormaßstab nachgestellt wurde.

2 MATERIAL UND METHODEN

2.1 Überblick Versuchsdesign

Eine Übersicht aller durchgeführten Versuche ist in Tab. 2 aufgelistet. Im Vorversuch (Versuch 0) wurden die Bioabfallsackerln anhand ihrer chemischen Zusammensetzung und der Unterscheidbarkeit ausgewählt. Tab. 1 beschreibt die untersuchten Vorsammelhilfen. Es handelte sich jeweils um Blends mit einem biobasierten Anteil

von 50 – 60 %. Eine genaue chemische Zusammensetzung war aufgrund mangelnder Informationen seitens der Produzenten nicht eruierbar.

Tab. 1: Untersuchte Bioabfallsackerl (nach EN 13432 zertifiziert).

Produkt, Bezugsquelle	Chemische Zusammensetzung	Label, Zertifizierungsorganisation: Code
CleanPac, Müller	Stärke und synthetische Polymere	Keimling, Din Certo: 7P0119
dm Profissimo, dm Drogeriemarkt	Bio-Poly Lactic Acid (PLA) und synthetische Polymere	Keimling, Din Certo: 7P0012
Swirl, Einzelhandel	Stärke und synthetische Polymere	Keimling, Din Certo: 7P0002
Biomat, Biomat GmbH	Maisstärke und synthetische Polymere	Keimling, Din Certo: 7P0094 OK compost Home, AIB Vincotte

In Vorversuchen wurden aufbereitetem Bioabfall die ausgewählten Biokunststoffe in exakt definierten Anteilen beigemischt. Anschließend wurde untersucht, ob die für die Kunststoffe charakteristischen Banden (Indikatorbanden) in den Mischungen noch identifiziert werden können. In Versuch 1 wurde anhand infrarotspektroskopischer Untersuchung einer Probenreihe (gemahlener Bioabfall gemischt mit separat aufbereitetem Biokunststoff in ansteigendem Verhältnis) die Nachweisgrenze festgelegt. Diese konnte in Versuch 3 durch Optimierung der Probenaufbereitung (gemeinsames Mahlen von Bioabfall und Biokunststoff) gesenkt werden. In Versuch 2 wurden zerkleinerte (20 x 20 Millimeter) Bioabfallsackerl-Fragmente der Marke CleanPac (Stärke-Blend) und dm Profissimo (PLA-Blend) in je 240 Liter Rottereaktoren in einer Klimakammer über einen Zeitraum von zwölf Wochen kompostiert. Die Klimakammertemperatur wurde dem natürlichen Selbsterhitzungsverhalten des Rottegutes angepasst – dadurch konnten Wärmeverluste vermieden werden. Der Hauptversuch 4 wurde in sieben Liter Rottereaktoren (ebenfalls in der Klimakammer) durchgeführt. Es wurden zwei unterschiedliche Kunststoffarten sowohl einzeln, als auch gemischt, sowie eine Referenzvariante (Bioabfall ohne Kunststoffzuzugabe) jeweils in Dreifachansätzen getestet. Während der Kompostierungsversuche wurden sowohl Rottegutproben (Mischproben aus Bioabfall und den entsprechenden Biokunststoffen) als auch Kunststoffproben (aussortierte Kunststoff-Fragmente) entnommen, aufbereitet und analysiert.

Tab. 2: Versuchsdesign.

Versuch	Ziel/Fragestellung	Methode
V0	Auswahl der Vorsammelhilfen, Festlegung der Indikatorbanden	FTIR-Spektroskopie
V1	Bestimmung der Nachweisgrenze	„Verdünnungsreihen“, FTIR-Spektroskopie
V2	Verhalten von Biokunststoffen während der Rotte, Auswirkung auf die Rotte, Untersuchung der Kompostqualität	Kompostierung im 240 Liter Laborversuch, Bestimmung konventioneller Rotteparameter, Entnahme und FTIR-spektroskopische Untersuchungen von Kunststoff-Fragmenten und Mischproben
V3	Senken der Nachweisgrenze	Optimierung der Aufbereitung, Erstellung einer „Verdünnungsreihe“, FTIR-Spektren
V4	Verhalten von Biokunststoffen während der Rotte, Auswirkung auf die Rotte, Untersuchung der Kompostqualität	Kompostierung im sieben Liter Laborversuch, Bestimmung konventioneller Rotteparameter, Entnahme und FTIR-spektroskopische Untersuchungen von Kunststoff-Fragmenten und Mischproben

Die Wiederholungen jeder Variante standen in drei unterschiedlichen Etagen innerhalb der Klimakammer, um auch den Einfluss der geringfügig unterschiedlichen

Temperaturen (geringfügiger vertikaler Temperaturgradient in der Klimakammer messbar) beurteilen zu können (Tab. 3).

Tab. 3: Versuchsanordnung Versuch 4.

Anordnung in Klimakammer	Referenz	Stärkebasierte Variante	PLA-basierte Variante	PLA + Stärkebasierte Mischvariante
Oben	Bioabfall	Bioabfall + Biomat	Bioabfall + dm Profissimo	Bioabfall + dm Profissimo + CleanPac
Mitte	Bioabfall	Bioabfall + Biomat	Bioabfall + dm Profissimo	Bioabfall + dm Profissimo + CleanPac
Unten	Bioabfall	Bioabfall + Biomat	Bioabfall + dm Profissimo	Bioabfall + dm Profissimo + CleanPac

2.2 Probenahme und Probenaufbereitung

In Versuch 1 wurden die jeweiligen Kunststoffe gemahlen (< 0,5 Millimeter) und aufbereitetem Bioabfall (< 0,5 Millimeter) beigemischt. In Versuch 3 wurde der Biokunststoff gemeinsam mit Bioabfall gemahlen. Durch das gemeinsame Vermahlen konnte die Homogenität der Probe (und damit die Nachweisgrenze) deutlich verbessert werden.

Während der Kompostierungsversuche (Versuch 2, Versuch 4) wurden in definierten Abständen Proben der noch nicht zerfallenen Kunststoffe (Kunststoff-Fragmente) und Mischproben (aufbereiteter Bioabfall + Biokunststoff) entnommen, luftgetrocknet und mittels Schneidmühle und Ultrazentrifugalmühle auf Korngröße < 0,5 Millimeter gemahlen.

2.3 Kompostierung im Labormaßstab (Versuch 2, Versuch 4)

Die Kompostierung wurde in einer Klimakammer am Institut für Abfallwirtschaft durchgeführt. Für Versuch 2 wurden 240 Liter Reaktoren verwendet für Versuch 4 sieben Liter Reaktoren. Die Reaktoren wurden von unten belüftet wobei die Belüftungsrate anhand der in der Abluft gemessenen CO₂- bzw. O₂-Konzentrationen festgelegt und laufend adaptiert wurde. Die Temperatur in der Klimakammer wurde an die Temperatur der Rottereaktoren angepasst. Somit wurde nicht künstlich aufgeheizt, aber verhindert, dass es zu Wärmeverlusten in den Reaktoren kommt. Einmal wöchentlich wurde umgesetzt. Bei dieser Gelegenheit wurden Kunststoffproben und Mischproben entnommen. Der Wassergehalt wurde mittels Faustprobe überprüft und gegebenenfalls angepasst.

2.4 FTIR-Spektroskopie

Alle Proben wurden mit einem Fourier Transform Infrarot (FTIR) Spektroskopie Gerät der Fima Bruker (Alpha) im ATR (Attenuated Total Reflexion) Modus gemessen. Für jedes Spektrum wurden 24 Scans erstellt und gemittelt. Die Messungen erfolgten im mittleren Infrarotbereich (4.000 – 400 cm⁻¹) mit einer Auflösung von 4 cm⁻¹. Abhängig von der Homogenität wurden Mittelwertspektren aus fünf bis zehn Wiederholungsmessungen erstellt.

3 ERGEBNISSE

3.1 Ergebnisse Vorversuch (Indikatorbanden) und Versuch 1 und 3 (Nachweisgrenze)

Nach Auswahl der Biokunststoffe unterschiedlicher chemischer Zusammensetzung wurde untersucht, ob diese sich auch im FTIR-Spektrum unterscheiden. Es stellte sich heraus, dass alle Stärke-Blends sehr ähnlich zusammengesetzt waren und ähnlich gelagerte Peaks aufwiesen. Auch der PLA-basierte Kunststoff ähnelte diesen in der Kurvencharakteristik, variierte aber vor allem im Wellenzahlbereich 3.400 cm^{-1} . Klar zu erkennen war der Unterschied zu konventionellen Kunststoffen wie z.B. PE-LD. Als Indikatorbanden für die abbaubaren Kunststoffe wurden die Wellenzahlen 1.715 , 1.267 , 1.248 und 727 cm^{-1} festgelegt, da diese auch noch in den Kompostmischungen gut zu erkennen waren. Die Banden 1.715 , 1.267 und 727 cm^{-1} sind nach BORCHANI et al. (2015) auf Bestandteile von Polybutylenadipat-terephthalat (PBAT), einem fossilen Polymer, zurückzuführen. Die Bande 1248 cm^{-1} weist auf das Vorhandensein von Stärke hin (BORCHANI et al. 2015). Durch die Zumischung unterschiedlicher Mengenanteile zum Bioabfall (Versuch 1) konnte für die untersuchten Biokunststoffe eine Nachweisgrenze von 15 % TM (ca. 7 % FM) festgestellt werden. Versuch 3 zeigte, dass unter optimalen Bedingungen, bei guter Homogenität, die Nachweisgrenze auf einen Massenanteil von 5 % FM verringert werden kann. Der in der Praxis übliche Anteil von Vorsammelhilfen im Bioabfall liegt derzeit aber bei nur 1 bis 2,5 % (Amlinger & Fritz 2008). Daher wird an einer weiteren Senkung der Nachweisgrenze gearbeitet (Optimierung der Aufbereitung sowie Nutzung eines sensitiveren FTIR-Gerätes).

3.2 Ergebnisse der Kompostierungsversuche im Labormaßstab (Versuch 2 und 4)

Versuch 2 machte unterschiedliches Abbauverhalten der stärkebasierten CleanPac Beutel und der PLA-basierten dm Profissimo Beutel sichtbar. CleanPac Biokunststoffe zeigten schon nach sieben Tagen erste Anhaftungen von Bioabfall an der Oberfläche. Diese hatten sich außerdem leicht gewellt und etwas zusammengezogen. Teilweise hafteten mehrere Kunststofflagen aneinander und erschwerten so den Abbau. Bei den dm Profissimo Kunststoffen waren Anhaftungen erst ab Tag 21 zu erkennen. Die Kunststoffe wellten sich ebenfalls und zogen sich leicht zusammen. Bis zum Ende der Rotte waren die Kunststoffe beider Varianten kaum zerfallen. Dies ist zum Großteil auf die erreichte Rottetemperatur zurückzuführen, die zwar generell für die Rotte ausreichend war und durchaus auch praxisübliche Temperaturverläufe in kleineren offenen Mietenkompostierungen widerspiegeln, aber die Vorgaben der EN 14045 (eine Woche $> 60\text{ °C}$) nicht vollständig erfüllte. Die Spektren der periodisch entnommenen Mischproben zeigen, dass die Kompostierung durch die Zumischungen nicht beeinträchtigt wurde (Vergleich Referenzvariante mit Kunststoffmischvarianten). Die Veränderung der spektralen Charakteristik der Biokunststoffe zeigt einen für die Kompostierung üblichen Verlauf. Die Indikatorbanden konnten identifiziert und im Verlauf der Rotte beobachtet werden. Da es in Versuch 2 zu keinem nennenswerten Abbau kam, sind diese Bandenbereiche über die gesamte Rottedauer nachweisbar. Lediglich die Bande 1.248 cm^{-1} , welche auf Stärke zurückzuführen ist, verringerte sich im Verlauf der Rotte und lässt so auf einen Abbau schließen. In Versuch 4 konnte ein Zerfall der Kunststofffolien beobachtet werden (Abb. 1), wobei dieser bei der PLA-Variante nicht so stark ausgeprägt war, wie bei den stärkebasieren Biokunststoffen. Bei der Variante Biomat kam es zum Zusammenkleben mehrerer Kunststoff-Fragmente. Mehrlagige Kunststoff-Fragmente zeigten schlechteres Abbauverhalten. Nach acht Tagen waren bereits Anhaftungen zu erkennen. Ab Tag 22 war die Oberfläche stark verschmutzt, ab Tag 36 waren die

entnommenen Kunststoff-Fragmente augenscheinlich kleiner geworden. PLA-basierte dm Profissimo Kunststoffe zeigten erst später (Tag 15) Anhaftungen, welche ab Tag 22 zunahmen. Insgesamt waren diese aber nicht so stark wie bei Biomat. Es wurde weder ein Zusammenkleben der Kunststoffteile, noch ein Zerfall in kleinere Fragmente beobachtet. Bei der Mischvariante wurde ebenfalls beobachtet, dass die stärkebasierten Kunststoffe (CleanPac) eher zusammenhaften und desintegrieren als die PLA-basierten. Die Desintegration (Abbildung 1) wurde angelehnt an die Vorgaben der EN 14045 untersucht, allerdings wurde ein kleinerer Versuchsmaßstab gewählt. Die Vorgabe der EN 13432 hinsichtlich Desintegration (nach einer Kompostierung dürfen nach max. zwölf Wochen höchstens 10 % des ursprünglichen Trockengewichts des Prüfmateri als in einer > 2-Millimeter-Siebfraktion enthalten sein) wurde für alle untersuchten Bioabfallsackerl erfüllt. Die am Ende der Versuchszeit (zwölf Wochen) durchgeführte Siebanalyse (11,2 Millimeter, 6,3 Millimeter und zwei Millimeter) (Abb. 1) konnte den Einfluss der Temperatur auf das Abbauverhalten sehr gut veranschaulichen. Bei der Variante Biomat wurden im oberen Temperaturbereich keine Fragmente > 6,3 Millimeter vorgefunden, während in der unteren Ebene (während der Heißrotte bis zu 4 °C geringere Rottetemperaturen) sogar noch Fragmente > 11,2 Millimeter gefunden wurden. Die PLA-Variante schnitt deutlich schlechter ab, die Siebanalyse brachte beträchtliche Mengen in allen Fraktionen hervor (Abb. 1). CleanPac Bioabfallsackerl der Mischvariante lagen vom Abbauverhalten zwischen Biomat und dm Profissimo. Dm Profissimo Kunststoff-Fragmente der Mischvariante unterschieden sich nicht von der reinen dm Profissimo Variante. Die Mischung unterschiedlicher Kunststoffe hatte offensichtlich keinen Einfluss auf das Abbauverhalten.

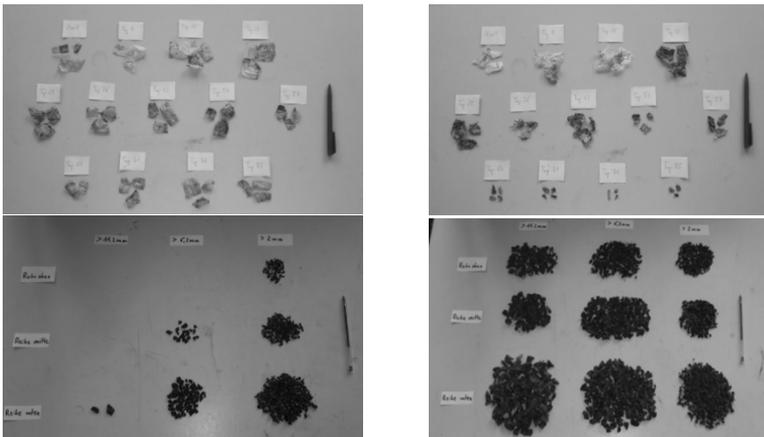


Abb. 1: Veränderung der Bioabfallsackerl-Fragmente Biomat (links oben) sowie dm Profissimo (rechts oben) im Verlauf der Rotte, Siebanalysen der Variante Biomat (links unten) und dm Profissimo (rechts unten) am Ende der Rotte.

Abb. 2 zeigt die Spektren der Variante Biomat (Laborproben) im Verlauf der Rotte. Die Bandenbereiche 1.715, 1.267 und 727 cm^{-1} blieben weitgehend unverändert. Nur die Bande 1.248 cm^{-1} , welche auf Stärke zurückzuführen ist, zeigte einen Rückgang. Abb. 2 rechts zeigt Spektren der Siebfraktion < 2 Millimeter im Vergleich mit der Gesamtprobe zu Versuchsende (für zwei unterschiedliche Reaktoren). Sowohl in der Gesamtprobe als auch in der Fraktion < 2 Millimeter sind sämtliche Indikatorbanden sichtbar. Eine Desintegration der Kunststoffe ist nicht mit einem biologischen Abbau gleichzusetzen.

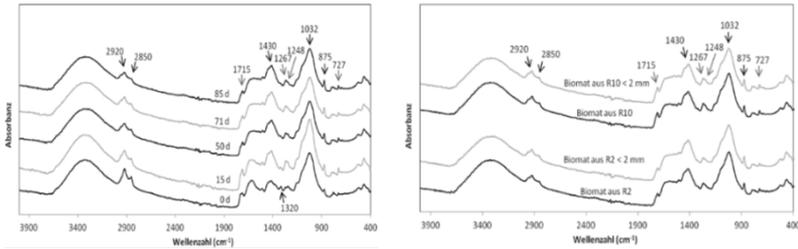


Abb. 2: Laborproben der Variante Biomate im Verlauf der Rotte (Tag 0 bis 85) (links); Spektren der Siebfraction < 2 Millimeter im Vergleich mit Spektren der Gesamprobe (rechts).

4 SCHLUSSFOLGERUNG UND ZUSAMMENFASSUNG

Die bisherigen Versuche zeigen, dass die untersuchten Bioabfallsackererl die Forderungen der EN 13432 hinsichtlich Desintegration erfüllen, wobei die stärkebasierten Varianten deutlich bessere Zerfallserscheinungen aufwiesen, als die PLA-basierten. Ein deutlicher Einfluss von Temperatur und Schichtstärke konnte ebenfalls nachgewiesen werden. Höhere Temperaturen und geringe Schichtstärke wirkten sich positiv auf den Zerfall und Abbau aus. Die Ergebnisse zeigten, dass FTIR-Spektroskopie für den Nachweis von kompostierbaren Biokunststoffen in Rottegut und Kompost prinzipiell geeignet ist. Am Ende der Versuchsdauer (zwölf Wochen) konnte anhand der Indikatorbanden 1.715, 1.267, 1.248 und 727 cm^{-1} in allen untersuchten Varianten (Bio)Kunststoffe im Kompost nachgewiesen werden. Die Banden 1.715, 1.267 und 727 cm^{-1} sind auf Kunststoffe fossilen Ursprungs zurückzuführen und nehmen während der Rotte kaum ab. Nur die Bande 1.248 cm^{-1} , welche auf das Vorhandensein von Stärke hinweist, nimmt mit der Zeit ab. Spektren der Fraktion < 2 Millimeter am Ende der Versuchsdauer zeigen, dass in der Feinfraktion nach wie vor (Bio)Kunststoff vorhanden ist. Eine Desintegration ist nicht mit biologischen Abbau gleichzusetzen. Für einen Nachweis von (Bio)Kunststoff im Rottegut (bzw. Kompost) ist nach unserer Methode derzeit ein Anteil von mindestens 5 % Feuchtmasse erforderlich. Dieser liegt zurzeit deutlich über dem in der Praxis üblichen Anteil von 1 bis 2,5 % Vorsammelhilfen im Bioabfall. Derzeit wird daran gearbeitet die Nachweisgrenze durch verbesserte Aufbereitung und Nutzung eines sensitiveren FTIR-Gerätes weiter zu senken, um so die Möglichkeit für ein praxistaugliches Monitoring mithilfe von FTIR-Spektroskopie zu schaffen.

5 ACKNOWLEDGEMENTS

Vielen Dank an Herrn Philipp Rauscher, dem der Großteil der Ergebnisse dieser Studie zu verdanken sind. Im Rahmen seiner Masterarbeit hat er die notwendigen, zeitintensiven Arbeiten mit außerordentlichem Einsatz durchgeführt.

LITERATUR

- Amlinger, F., Fritz, I. (2008) *Biokunststoffe nachhaltig einführen – erfassen – verwerten. Endbericht*. Amt der Niederösterreichischen Landesregierung, Gruppe Raumordnung, Umwelt, Verkehr. Abteilung Umweltwirtschaft und Raumordnungsförderung, St. Pölten.
- Borchani, K.E., Carrot, E., Jaziri, M. (2015) *Biocomposites of Alfa fibers dispersed in the Bate-Bi type bioplastic: Morphology, mechanical and thermal properties*. Composites: Part A 78, S. 371 – 379.
- Rauscher, P. (2017) *Einsatz eines FTIR-Monitorings zur Überwachung des Abbaus von biologisch abbaubaren Kunststoffen*. Masterarbeit. Universität für Bodenkultur, Department für Wasser, Atmosphäre und Umwelt, Institut für Abfallwirtschaft, Wien.

Recycling von Kunststoffen aus EAG bei gleichzeitiger Eliminierung von Schadstoffen

C. Slijkhuis

Müller-Guttenbrunn Group, Public Affairs & E-Waste, Amstetten, Österreich

KURZFASSUNG: Kreative Recyclingtechnologien sind in der Lage, Kunststoffe mit Flammenschutzmitteln von solchen ohne zu trennen und somit REACH- und RoHS-konforme Sekundärrohstoffe herzustellen, die in neuen elektronischen Anwendungen eingesetzt werden können. Die größte Gefahr für eine erfolgreiche Entwicklung dieser Recyclingbranche stellt der rechtliche Rahmen dar. In dem Moment, in dem dieses Papier geschrieben wird, wird im Rahmen der POP-Verordnung ein neuer Vorschlag formuliert, der das Potenzial hat, diese neue Industrie zu stoppen.

1 EINLEITUNG

Die Gesamtmenge an Kunststoffen für Elektro- und Elektronikprodukte in Europa beträgt ca. 3 Mio. Tonnen pro Jahr. Mit den Elektro- und Elektronik-Altgeräten (WEEE) werden in der EU etwa 1,2 Mio. Tonnen Kunststoff getrennt gesammelt. Nur ein kleiner Prozentsatz dieser gesammelten WEEE-Kunststoffe enthält besorgniserregende Substanzen. Darunter sind z.B. cadmiumhaltige Farbpräparate oder bromierte Flammhemmersubstanzen zu verstehen, die in der Struktur der festen Kunststoffe eingebettet sind. Es hat sich in den letzten 15 Jahren eine Recyclingtechnologie entwickelt, welche in der Lage ist, diese wenigen WEEE-Kunststoffe mit besorgniserregenden Substanzen vom Gesamtstrom abzutrennen. In Europa werden diese Kunststoffe generell verbrannt, um die eingebetteten besorgniserregenden Substanzen zu zerstören.

Die europäische WEEE-Richtlinie legt Recyclingziele fest, die das Recycling von Kunststoffen vorschreiben, was zu kommerziellen Aktivitäten geführt hat, die das Recycling von Kunststoffen aus Elektro- und Elektronik-Altgeräten ermöglichen. Die zurückgewonnenen Kunststoffe werden in vielen Fällen in neuen Elektro- und Elektronikgeräten (E&EE) eingesetzt und tragen damit wesentlich zur Umsetzung der Circular Economy in Europa bei.

Ein aktueller Gesetzesentwurf auf EU Ebene könnte das Ende für das Kunststoff-Recycling aus Elektro-Altgeräten bedeuten und steht damit im krassen Widerspruch zur angepeilten Kreislaufwirtschaft oder den ambitionierten Zielen für die Wiederverwertung von Kunststoffen aus Elektro-Altgeräten. Der Vorschlag ist vielleicht rechtlich irgendwie verständlich, aber weder technisch noch wissenschaftlich untermauert oder umsetzbar.

2 WEEE KUNSTSTOFF-RECYCLING MACHT SINN

WEEE Kunststoff-Recycling ist in Zukunft unverzichtbar. Das erkannte das World Economic Forum in Davos bereits vor über einem Jahrzehnt: 2006 gründete die Müller Guttenbrunn-Gruppe gemeinsam mit MBA Polymers die erste Recyclinganlage für WEEE Kunststoffe in Kematen/Ybbs. Mit dieser Innovation wurde MBA Polymers im selben Jahr als Technology Pioneer anerkannt.



Abb. 1: Logo Tech Pioneer 2006 WEF.

In diesem Werk werden jährlich über 50.000 Tonnen an Kunststoffen aus Elektronik-Altgeräten recycelt. MGG Polymers, wie das Werk seit Anfang dieses Jahres firmiert, produziert daraus hochwertige technische Kunststoffe, die in neuen Elektro- und Elektronik-Geräten verarbeitet werden.

Im Vergleich zu neu hergestellten Kunststoffen spart eine Tonne recycelter Kunststoff drei bis vier Tonnen CO₂ ein. Zudem benötigt man lediglich zehn Prozent des Energiebedarfs im Vergleich zur Produktion von Neuware! Eine Lebenszyklusanalyse des Schweizer Forschungsinstituts EMPA zeigt, dass Kunststoff-Recycling im Vergleich sowohl zur Verbrennung alter Kunststoffe als auch zur Herstellung neuer Kunststoffe die mit Abstand beste Option ist.

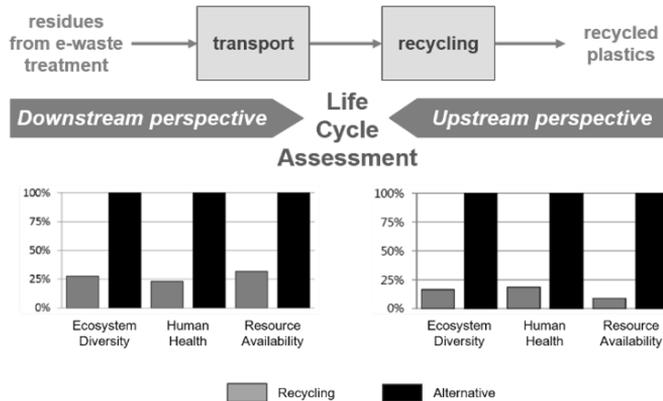


Abb. 2. LCA sowohl downstream als upstream Perspektive.

Die stoffliche Verwertung ist um 6-10 Mal besser als die Herstellung neuer Kunststoffe aus fossilen Trägern und zeigt in allen Bereichen der Lebenszyklus Analyse bessere Werte.

Aber auch in der Perspektive stoffliche Verwertung gegenüber der Verbrennungsoption zeigt sich, dass die stoffliche Verwertung der WEEE Kunststoffe 4 Mal besser ist als die Verbrennung in einer Müllverbrennungsanlage. Bis auf zwei Ausnahmen, erzeugt die Verbrennung der EAG Kunststoffe in einer Müllverbrennungsanlage Umwelt-Einflüsse die diese von stofflicher Verwertung um einen Faktor von 4 oder mehr überschreiten. Die 2 Ausnahmen sind Ozon Depleting Potential und Süß-Wasser Eutrophierung.

Die Verwertung von WEEE Kunststoffen macht daher Sinn.

3 INTELLIGENTE TECHNIKEN FÜR GEFAHRLICHE SUBSTANZEN

Intelligente Techniken sorgen dafür, dass gefährliche Substanzen in den elektronischen Altgeräten vor der Wiederaufbereitung abgetrennt und in Verbrennungsanlagen vernichtet werden. Beispiele für diese gefährlichen Stoffe sind Cadmium in alten

Farbstoffen oder bestimmte Brom-Flammschutzmittel, die nicht mehr zugelassen sind.

Die Gehäuse alter CRT-Bildschirmgeräte enthalten z.B. bis zu 150.000 ppm Brom-Flammschutzmittel (ppm = parts per million). Mit modernen Trenntechniken ist nicht nur MGG Polymers in der Lage, diese Materialien so zu recyceln, dass die wiederaufbereiteten Kunststoffe weniger als 1.000 ppm dieser Flammschutzmittel enthalten.

Die am häufigsten vorgefundenen halogenierten Flammschutzmittel sind Tetrabrom-bisphenol A (TBBPA), Decabromdiphenylether (DecaBDE), Decabromdiphenylethan (DBDPE), 1,2-Bis(2,4,6-tribromphenoxy)ethan (BTBPE) und Octabromdiphenylether (Octa-BDE). Einige dieser Flammschutzmittel sind seit der Implementierung der RoHS Verordnung in neuen Elektrogeräten in Europa nicht mehr zugelassen. Octa-BDE ist sogar als POP - Persistenter Organischer Schadstoff (pollutant) – verboten und auch deca-BDE ist mittlerweile als POP definiert, ohne dass dafür Grenzwerte definiert sind. In der EU wurde deca-BDE im Februar 2017 mit einem Grenzwert von 1000 ppm in die REACH VO aufgenommen.

Eine Schweizer Stoffstromanalyse zeigt die Veränderungen der Stoffkonzentrationen zwischen zwei Untersuchungsperioden; einer von 2003 (Introduktion RoHS) und einer zweiten im Jahr 2011. Diese Stoffstromanalysen zeigen, dass die Beschränkungen und Verbote beim Cadmium und bei persistenten organischen Schadstoffen (POP) wie den polybromierten Diphenylethern sowie bei den PCB sehr wirksam sind. Die größten Veränderungen im WEEE traten bei den Schadstoffen PentaBDE, OctaBDE und Cadmium auf; die Konzentrationen nahmen um bis zu über 90 % ab - der Cadmium-Gehalt sogar um über 90 % ab in dieser Periode von 2003 bis 2011.

Immer mehr gefährliche Stoffe werden (zu Recht) in die Liste der verbotenen Stoffe aufgenommen. Bisher war es so, dass die Gesetzgeber realistische Grenzwerte festlegten, wenn ein derartiger Stoff auf die Verbotliste gesetzt wurde. Dadurch konnten Kunststoffe im Sinne des Umweltschutzgedankens recycelt und somit Energie und Rohstoffe eingespart werden.

4 GESETZESENTWURF ALS GEFAHR

Derzeit wird im Europäischen Parlament und im EU-Rat vorgeschlagen, einen Grenzwert für „Unintended Trace Contaminants“ (UTC) für Deca-BDE festzulegen. Bei Konzentrationen gleich oder kleiner als 10 mg/kg (0,001 Gew.-% oder 10 ppm). Für die anderen bereits in der POP-Verordnung aufgeführten bromierten Flammschutzmittel (Penta-BDE und Octa-BDE) gilt der gleiche Grenzwert von 10 mg/kg, jedoch mit einer wichtigen Ausnahmeregelung für "die Herstellung, das Inverkehrbringen und die Verwendung von [...] Erzeugnissen und Gemischen, die weniger als 0,1 Gewichtsprozent [PBDE] enthalten, wenn sie aus recycelten Materialien hergestellt werden".

Diese Ausnahmeregelung, die einen Grenzwert von 0,1 % (1000 ppm,) anstelle von 0,001 % zulässt, ist für die Recyclingindustrie von entscheidender Bedeutung: Es ist einfach nicht möglich, einen Wert von 10 ppm für recycelte Kunststoffe aus Elektro- und Elektronik-Altgeräten zu garantieren.

Außerdem lässt sich nicht erklären, warum REACH im vergangenen Jahr nur einen Grenzwert von 1000 ppm für Deca-BDE festgelegt hat, wodurch die Recyclingmöglichkeit offen bleibt. Ein solcher Gesetzentwurf stellt eine große Gefahr für die Recyclingindustrie dar.

5 SCHLUSSFOLGERUNG BZW. ZUSAMMENFASSUNG

Ein UTC-Wert von 10 ppm für Deca-BDE bedeutet ein De-facto-Verbot für das Recycling von Kunststoffen aus Elektro-Altgeräten. Es ist verfahrenstechnisch nicht möglich, Deca-BDE-haltige Recyclingkunststoffe im industriellen Maßstab bei Konzentrationen unter 10 ppm herzustellen. Außerdem ist es nicht möglich, eine solche Schwelle in einem spezialisierten Labor, geschweige denn in einem industriellen Recyclingprozess, zuverlässig zu messen. Daher ist eine Ausnahmeregelung auf der Ebene der REACH-Verordnung die einzige Möglichkeit, die Recyclingmöglichkeit von Kunststoffen aus Elektro- und Elektronik-Altgeräten in Europa zu erhalten. In der EU-Verordnung REACH wurde Deca-BDE erst vor einem Jahr mit einem Grenzwert von 1000 ppm gelistet, und diese Konzentration wurde dann sowohl für die Umwelt als auch für die menschliche Gesundheit als angemessen angesehen.

Ein UTC-Grenzwert für Deca-BDE in recyceltem Kunststoff von 10 ppm würde die Zielvorgaben für das Recycling von Elektro- und Elektronik-Altgeräten vollständig untergraben, er stünde im Widerspruch zu den Zielen der Circular Economy und den Zielen der EU-Kunststoffstrategie.

Im Hinblick auf die vorgeschlagene Neufassung der EU-POP-Verordnung zu Deca-BDE sehen die europäischen Recycler von Elektroschrott zwei Möglichkeiten, um ein vollständiges Ende der Wiederverwertung von Elektroschrott zu verhindern:

- Aufnahme von Deca-BDE in Anhang I der POP-Verordnung im Rahmen der vorliegenden Neufassung, wobei der UTC-Schwellenwert an die REACH-Verordnung mit 0,1 Gew.-% (1000 ppm) angeglichen wird, oder
- keine Konzentrationsgrenze für Deca-BDE festzulegen und das Ende der Diskussionen auf der Ebene der Stockholmer und Basler Übereinkommen abzuwarten, um die POP-Verordnung über die darin festgelegten Verfahren an die bevorstehenden Änderungen anzupassen.

Eine neue Industrie wie diese Recyclingindustrie sollte gefördert und nicht gestoppt werden.

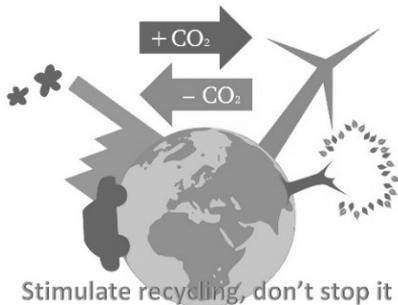


Abb. 3: Stimulate recycling, don't stop it.

LITERATUR

- Freeguard K., McCombs R., Slijkhuis C. (2016) *A Circular Economy Wish List*.
 Slijkhuis C. (2013) *The classification of WEEE plastic scrap in view of PBB's & PBDE's*.
 Taverna et al. (2017) *Stoffflüsse im Schweizer Elektronikschrott*.
 Wäger & Hischier (2015) *Life cycle assessment of post-consumer plastics production from waste electrical and electronic equipment (WEEE) treatment residues in a Central European plastics recycling plant*. *Science of the Total Environment* 529, 158–167.

TEX2MAT-Entwicklung neuer Aufbereitungsmethoden zum Recycling von Multi-Material-Textilabfällen

U. Jenull-Halver

Montanuniversität Leoben, Lehrstuhl für Kunststoffverarbeitung, Leoben, Österreich

KURZFASSUNG: Die gesetzlichen Vorgaben der EU zur Kreislaufwirtschaft stellen die KMU-geprägte Textilbranche in Österreich vor eine große Herausforderung, da die hohen Wachstumsraten und die starke Tendenz zu Multi-Material-Textil-Lösungen das stoffliche Recycling noch zusätzlich erschweren. Zur Vermeidung von Deponierung und Verbrennung bzw. zur Ressourcenschonung und Senkung der CO₂-Emissionen wird das Schließen der Kreisläufe von Rohstoff zu Rohstoff zwingend notwendig. Das Projekt TEX2MAT („Textiles to Material“) wird daher durch eine innovative Kooperation von Firmen und Forschungseinrichtungen für gezielt ausgewählte Anwendungsbereiche (Handtücher, Arbeitskleidung, technische Vliese und technische Spritzguss-Bauteile) Sekundärrohstoffe durch stoffliches Recycling von Multi-Material-Textilabfällen bereitstellen. Erwartetes Hauptergebnis ist ein durch drei reale Case-Studies abgesicherter und KMU-tauglicher TEX2MAT-Ablaufprozess, der neue Technologien der enzymatischen Faser-Trennung mit dem Faser-Upgrading und der Textil- und Kunststoffverarbeitung über Unternehmensgrenzen hinweg qualitätsgesichert kombiniert. Die österreichische Textil- und Kunststoffbranche profitieren vom Projekt durch neues Know-how zur Standortsicherung, durch Senkung der Rohstoffkosten (-10 %) (Katschnig & Holzer 2016), Entwicklung neuer Anwendungen und durch messbare Beiträge zur Schonung der Umwelt (-50 % CO₂) (Katschnig & Holzer 2016).

1 EINLEITUNG

Das Projekt TEX2MAT ist eine Kooperation mehrerer Industriebetriebe und einiger Universitätsinstitute.

Die Betriebe und Institute wurden so gewählt, dass entlang der Wertschöpfungskette alle Prozesse abgebildet sind bzw. betreut werden können.

Die Mitglieder sind im folgenden:

- Huyck Wangner Austria GmbH, Gloggnitz
- Herka GmbH, Kautzen
- Starlinger & Co. GmbH, Weissenbach
- Thermoplastkreislauf GmbH, Traiskirchen
- Multiplast Kunststoffverarbeitung GmbH, Moosbrunn
- Ing. Gerhard Fildan GmbH, Ebenfurt
- Salesianer Mieltex GmbH, Wien
- Daucher Consulting, Hartberg
- ecoplus. Niederösterreichs Wirtschaftagentur GmbH, St. Pölten
- Universität für Bodenkultur, Institut für Umweltbiotechnologie, Tulln
- Technische Universität Wien, Institut für Verfahrenstechnik, Umwelttechnik und Technische Biowissenschaften, Wien
- Montanuniversität Leoben, Lehrstuhl für Kunststoffverarbeitung, Leoben

Die Aufgabe in diesem Projekt besteht darin, dass der bei den Betrieben Huyck Wangner Austria GmbH, Salesianer Miettex GmbH und Herka GmbH anfallende textiler Abfall aufbereitet werden und wieder in den Produktionsprozess rückgeführt werden soll. Diese drei Betriebe stellen her bzw. verwenden Textilien unterschiedlichster Art:

Die Fa. Huyck Wangner Austria GmbH stellt technische Vliese und Gewebe für die Papier-, Zementindustrie und vieles andere mehr her. Diese Textilien bestehen zu meist aus verschiedenen Polyamid-Typen und Polyethylenterephthalat. An den Webstühlen fällt ein bestimmtes Maß an Randabschnitt an, das sich nicht vermeiden lässt, weil man sonst den Kettbaum mit äusserst hohem Aufwand ändern müsste.

Bei der Fa. Herka GmbH werden Handtücher und andere Frottierwaren aus einem PET-Baumwollgemisch hergestellt. Auch hier fällt ein produktionsbedingter Randabschnitt an, der gesammelt wird.

Die Fa. Salesianer Miettex GmbH ist ein Wäschereidienstleistungsunternehmen, hier werden nach einer bestimmten Anzahl von Waschgängen die Wäschestücke aussortiert. Auch hier handelt es sich meist um PET und PET- Baumwollgemische.

Die Mengen, die bei den Unternehmen anfallen, sind von so einer Menge, dass ihre Verwertung wirtschaftlich und ökologisch interessant erscheint.

2 INTENTION DES PROJEKTES

Die Aufgabe im Projekt besteht darin, die bei den drei oben genannten Unternehmen gesammelten Textilabfälle - wenn möglich - zu separieren, zu compoundieren bzw. zu verspinnen und möglichst ohne wesentliche Qualitätsverluste wieder in den ursprünglichen Produktzyklus zurück zu führen.

2.1 Anfallende Materialien

Konkret fallen bei den Projektpartnern folgende Materialien an:

- PA6 - rein
- PA6/6.6 - Gemenge
- PA6/6.10 - Gemenge
- PET/Baumwolle - Gemenge
- PET - rein

Die erste Herausforderung besteht darin, die Gemenge in die Einzelkomponenten zu trennen. Im Projektumfang ist nur geplant, beim PET - Baumwollgemisch (Fa. Herka GmbH (Abb. 2), Fa. Salesianer Miettex GmbH) mittels einem zu entwickelnden enzymatischen Prozesses die Baumwolle aufzulösen und die reinen PET - Fasern abzuschöpfen.

Die Trennung der Vliese der Fa. Huyck Wangner Austria GmbH (Abb. 1) ist derzeit nicht geplant.



Abb. 1: Beispiel Produkte aus PET und PA der Fa. Huyck Wangner Austria GmbH



Abb. 2: Beispiel Produktionsabfälle der Fa. Herka GmbH, im Hintergrund ein Webstuhl.

2.2 Der enzymatische Prozess

Einer der wissenschaftlichen Kernstücke in diesem Projekt ist die Entwicklung eines enzymatischen Prozesses, mit dem die Baumwolle mit Hilfe von speziell entwickelten Enzymen in Glukose aufgespalten wird und die von den Enzymen unangetastet bleibenden PET-Faser wiedergewonnen werden können. Abbildung 3 zeigt diesen Prozess schematisch.

Baumwolle ist eine Zellulosefaser, Zellulose ist wie ein Polymer regelmäßig aus monomeren Grundbaustein β -D-Glucose aufgebaut.

Neben der essentiellen Auswahl der Enzyme spielen die Findung der passenden Prozessparameter eine entscheidende Rolle, um den Prozess sicher und in annehmbarer Zeit durchführen zu können.

Der Prozess läuft derzeit im Versuchsstadium noch folgender Maßen ab: Zunächst wird eine Pufferlösung mit einem pH-Wert von ~ 5 angesetzt. In diesen Ansatz wird das spezifische Enzym hinzugefügt. Nach einer Laufzeit von bis zu fünf Tagen wird die PET-Faser abfiltriert. Gegebenenfalls wird zu Beginn noch eine Vorbehandlung mit Natronlauge durchgeführt, um die Baumwolle für die Enzyme zugänglicher zu machen.

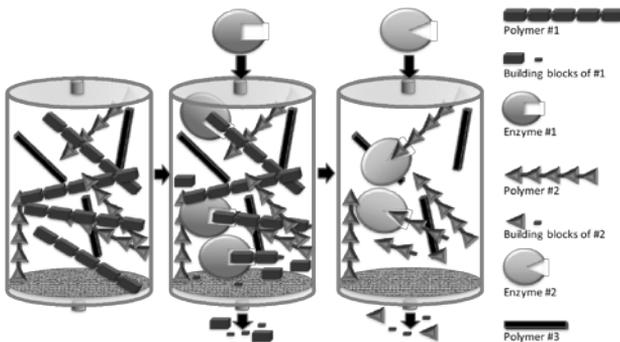


Abb. 3: Enzymatischer Prozess: Abstimmung der Enzyme auf das abzubauen Polymer.

2.3 Verarbeitungsversuche: Spinnen und Spritzgießen

Im Idealfall wird beim Recycling in Abhängigkeit von den Materialeigenschaften das rückgewonnene Material wieder dem ursprünglichen Zweck zugeführt werden. Das heißt in diesem Projekt, dass aus den Abfällen wieder Fasern, Garn und Textilien hergestellt werden.

Das ist nur im beschränkten Maße möglich.

Die Anforderungen beim Spinnprozess an das Material sind sehr hoch. Diese Anforderungen werden nur vom PET-rein, PA6-rein der Fa. Huyck Wagner Austria und PET-rein der Fa. Salesianer Miettex GmbH und Fa. Herka GmbH erfüllbar sein. Die anderen Materialien werden für den Spritzguss aufbereitet.

2.3.1 Spinnen

Für das Spinnen sind die Materialanforderungen bezüglich Reinheit des Materials sehr hoch. Sind niedermolekulare Verunreinigungen enthalten, können diese durch die hohe Scherung beim Spinnen ausgasen und den Spinnprozess dadurch stören bis völlig instabil machen. Weiters soll die Molmasse sehr hoch und die Molmassenverteilung möglichst eng sein. Es ist im weiteren Projektverlauf noch zu klären, ob nach dem Aufbereiten diese Materialeigenschaften erhalten geblieben sind.

Ist dies gegeben, können bei externen Partnern Spinnversuche durchgeführt werden und mit dem erhaltenen Garn zum Beispiel wieder ein Handtuch bei der Fa. Herka GmbH gewebt werden.

2.3.2 Spritzgießen

Die Materialien, die sich aufgrund verschiedener Eigenschaften oder Eigenschaftsänderungen beim Aufbereitungsprozess nicht mehr für das Spinnen eignen, werden untersucht, ob sie sich für das Spritzgießen eignen, bzw. welche Schritte unternommen werden müssen (Additivierung, etc.), um sie für das Spritzgießen heranziehen zu können. Zusätzlich zu der technischen Eignung der Materialien kommen noch wirtschaftliche Interessen an spritzbare Recyclate dazu.

Zum jetzigen Stand des Projektes sollen verschiedene Polyamide und Polyamidmischungen untersucht werden.

Die Herausforderung wird sein, aus den Gemischen, deren Zusammensetzung nicht bekannt ist und Schwankungen unterworfen ist, ein für moderne Industriebetriebe stabiles Material bereitzustellen.

3 ZUSAMMENFASSUNG UND AUSBLICK

Im Rahmen des Projektes wird ein Recyclingprozess entwickelt, der die gesamte Wertschöpfungskette erfasst. Die daraus gewonnenen Erkenntnisse und Technologien bringen den Projektpartnern große Potentiale zur Kostenreduktion bei den Rohstoffen und bei der Vermeidung von Abfällen. Diese zwei Punkte sind wesentlich für die Standortsicherung österreichischer Betriebe und zur Erfüllung gesetzlicher Vorgaben.

Darüber hinaus können basierend auf den Ergebnissen des Projektes weitere Projekte zum Thema Recycling von Textilien durchgeführt werden.

4 DANKSAGUNG

Das Projekt „TEX2MAT“ (865383) ist ein Programm im Rahmen der Förderschiene „COIN“ der FFG und wird vom BMWFW gefördert.

LITERATUR

Katschnig, M., Holzer, C. (2016) *Polymer Recyclates for Technical Parts – Rec2TecPart*. In: Tagungsband zur 13. Recy & DepoTech-Konferenz, Leoben, S.179 – 182.

Recyclingherausforderung Multi-Layer? – Neuartiges Aufbereitungsverfahren bietet Lösung

F. Riedl

APK AG, Merseburg, Deutschland

KURZFASSUNG: Die APK AG, mit Sitz in Merseburg (Deutschland) fertigt hochqualitative Kunststoffregranulate aus Pre- und Post-Consumer-Kunststoffabfällen. Der Fokus liegt auf einem neuartigen lösemittelbasiertem Recyclingverfahren (Newcycling®). Dieses ermöglicht die Trennung der verschiedenen Polymere in Multi-Layer Verpackungen. Das Ergebnis sind sortenreine Regranulate mit Eigenschaften ähnlich denen von Neuwaren-Kunststoffen.

Multi-Layer Kunststoffverpackungen, d.h. Verpackungen bestehend aus mehreren Schichten mit häufig unterschiedlichen Kunststofftypen, werden in einer Vielzahl von Verpackungslösungen für Lebensmittel, Kosmetika und anderen Anwendungen eingesetzt. Das Problem: mit den in der Industrie üblicherweise eingesetzten mechanischen Recyclingverfahren lassen sich Multi-Layer Verpackungen, welche aus verschiedenen Kunststofftypen aufgebaut sind, nur unzureichend aufbereiten, da keine Trennungen der Kunststoffschichten erfolgt. Somit werden derartige Multi-Layer Verpackungen meist zu gemischten Regranulaten mit beschränktem Einsatzspektrum verarbeitet oder enden in der Verbrennung. Das Newcycling®-Verfahren der APK ermöglicht ein sehr hochwertiges Recycling von Mehrschichtverpackungen. Die daraus gewonnenen Regranulate finden z.B. wieder in flexiblen Verpackungen Einsatz. Somit kann die Newcycling-Technologie einen echten Beitrag zur Steigerung der Nachhaltigkeit von Multi-Layer Verpackungen leisten.

1 MANGELNDES KUNSTSTOFF-RECYCLING IST AKUTES, WELTWEITES PROBLEM

Weltweit werden weniger als 10 % der Kunststoff-Verpackungsabfälle recycelt. Der Rest wird verbrannt, endet auf Deponien oder gelangt unkontrolliert in die Umwelt. Das Ergebnis ist ein steigender politischer und gesellschaftlicher Druck nach einem nachhaltigeren Umgang mit Verpackungen, mit dem Ziel eine geschlossene Kreislaufwirtschaft zu erreichen.

Die Politik reagiert, wie die z. B. Anfang des Jahres vorgestellte "European Strategy for Plastics in a Circular Economy" der europäischen Kommission zeigt. Sie sieht u.a. vor, dass bis 2030 alle Kunststoffverpackungen, welche in der EU in den Umlauf gebracht werden, wiederverwendbar oder recyclebar sind, sowie 50 % der Kunststoff-Verpackungsabfälle tatsächlich recycelt werden. Zudem soll die Qualität des Recycling deutlich erhöht werden, um den Wert von Regranulaten zu erhöhen. Auf diese Weise soll das Kunststoff-Recyclinggeschäft für Unternehmen zunehmend an Attraktivität gewinnen. Dies wird nach Ansicht der Kommission die Investitionen in neue Aufbereitungsanlagen und -technologien fördern. Durch höherwertigeres Recycling wird sich das Anwendungsspektrum für Regranulate erweitern, weshalb die Kommission bis 2030 mit einer Vervierfachung des Marktes für Regranulate rechnet (EU Commission 2018).

Wo liegen die Herausforderungen? Sowohl Industrie als auch Politik haben erkannt, dass diese Ziele nur erreichbar sind, wenn die komplette Wertschöpfungskette ihren

Beitrag leistet. Viele global agierende Brand Owner, d.h. Hersteller von Lebensmittel, Kosmetika und anderen Haushaltsprodukten setzen sich derzeit ambitionierte Ziele ihre eingesetzten Verpackungen nachhaltiger zu gestalten, indem die Recyclingfähigkeit der Verpackungen verbessert und der Anteil an eingesetztem Regranulat erhöht werden soll. Und es existieren bereits viele kommerzielle Beispiele, dass dies möglich ist.

2 INNOVATIONEN IM RECYCLING GEFORDERT

2.1 *Recycling von gemischten Kunststoffabfällen notwendig*

Um die angestrebten Recyclingziele zu erreichen, sind weitere Anstrengungen notwendig. Ein wesentliches Thema hierbei nimmt die Sammlung und Sortierung der Kunststoffverpackungen ein. Ein großer Teil der Kunststoffabfälle der privaten Haushalte (Post-Consumer Abfälle) liegt als gemischte Fraktion vor.

Auch mittels moderner Sortieranlagen ist eine vollständig sortenreine Trennung der verschiedenen Kunststoffarten in den Verpackungsabfällen nicht möglich oder wirtschaftlich nicht sinnvoll. Vor allem die kleinformatischen Folien bestehend aus diversen Kunststofftypen, häufig mit mehrschichtigem Aufbau, werden oft zu einer gemischten Restfraktion zusammengefasst. Derartige gemischte Abfälle werden meist verbrannt oder von den konventionellen Recyclingverfahren zu Regranulaten verarbeitet, die nur für qualitativ geringwertige Anwendungen (Parkbänke etc.) einsetzbar sind.

Der Markt für Regranulate, die nur für sog. Downcycling-Produkte geeignet sind, ist jedoch mehr als gesättigt. Daher wird es entscheidend sein, dass mehr hochqualitative Regranulate erzeugt werden, auch aus sehr minderwertigen Abfallfraktionen (wie z.B. gemischte Folien). Da die klassischen mechanischen Recyclingverfahren hierbei an ihre Grenzen stoßen, ist das Vorantreiben neuer, innovativer Aufbereitungsverfahren essentiell!

2.2 *Multi-Layer Verpackungen – Bisher ein ungelöstes Recyclingproblem*

Eine besondere Herausforderung stellen sog. Multi-Layer Verpackungen, die häufig aus mehreren Kunststoffarten bestehen, dar. Derartige Verpackungen finden z.B. bei Käse- und Fleischprodukten, aber auch Kosmetika Einsatz. Hierfür existieren nachvollziehbare Gründe. Multi-Layer Verpackungen ermöglichen, im Vergleich zu einschichtverpackungen, eine längere Haltbarkeit, einen reduzierten Materialbedarf und neue Designmöglichkeiten, um nur einige Vorteile zu nennen. Eine Mehrschichtverpackung ist daher sowohl ökonomisch als auch ökologisch eine sinnvolle Alternative. Ein Problem, welches jedoch oft vernachlässigt wird, ist die begrenzte Recyclingfähigkeit dieser Verpackungen – zumindest mit den heute in der Industrie üblichen Recyclingverfahren.

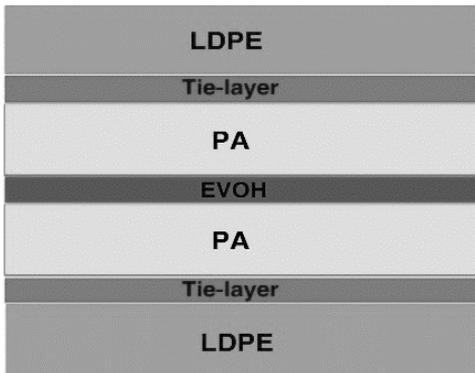


Abb. 1: Typischer Aufbau einer Multi-Layer Folie für eine Käseverpackung, Quelle: APK AG.

In der Kunststoff-Recycling Industrie werden zum größten Teil mechanische Aufbereitungsverfahren eingesetzt. Mit diesen lassen sich die verschiedenen Polymertypen in den Kunststoffverbunden nicht trennen. Folglich liegt in den Regranulaten eine Mischung von diversen Kunststoffen vor.

Kunststoffverbunde, wie z.B. Multi-Layer Verpackungsfolien für Lebensmittel, enthalten hochwertige Kunststoffe. Je nach Anwendung sind dies z. B. Low-Density-Polyethylen, Polypropylen oder Polyamid. Es wäre folglich sinnvoll diese Kunststoffe wieder sortenrein zurückzugewinnen. Nicht nur unter wirtschaftlichen Aspekten, sondern auch im Hinblick auf einen verantwortungsvollen Umgang mit Ressourcen.

3 HERAUSFORDERUNG MULTI-LAYER UND GEMISCHTE KUNSTSTOFFE? – APK BIETET LÖSUNG

Die APK AG, mit Sitz in Merseburg bei Leipzig, hat ein lösemittelbasiertes Recycling-Verfahren (Newcycling®) entwickelt, welches ein Lösungsbaustein in der oben im Text beschriebenen Problemstellung sein kann. Die Newcycling®-Technologie der APK ermöglicht es aus gemischten Kunststoffabfällen, sowie Abfällen von Mehrschichtverpackungen, die einzelnen Kunststoffarten sortenrein zurückzugewinnen. Auf diese Weise werden aus problematischen Abfallströmen Regranulate erzeugt mit Eigenschaften ähnlich denen von neu hergestellten Kunststoffen. Diese können dann wieder in ihrer Ursprungsanwendung, z.B. flexible Verpackungen, eingesetzt werden, wodurch ein wirklich geschlossener Kreislauf entsteht. Zudem zeichnet sich das Verfahren durch höchste Kosteneffizienz aus, was wettbewerbsfähige Marktpreise der Granulate ermöglicht.



Abb. 2: Ausschnitt aus Newcycling-Anlage in Merseburg, Quelle: APK AG.

Folgende Abbildung beschreibt das Grundprinzip des Newcycling®-Verfahrens am Beispiel einer PE/PA Multi-Layer Folie (Post-Industrielle Abfälle). Im ersten Schritt werden die PE/PA Multi-Layer Folienabfälle zu Flakes zerkleinert. Diese werden anschließend in ein Lösemittelbad gegeben, in welchem das PE in Lösung geht, das PA jedoch fest bleibt. Daraufhin wird das gelöste PE und das nicht gelöste PA durch eine mechanische Trenneinheit separiert. Im letzten Schritt wird das Lösemittel entfernt und das PE bzw. PA zu Granulat extrudiert. Das Ergebnis sind sortenreine PE und PA Granulate mit Eigenschaften, die neu hergestellten Kunststoffen ähneln.

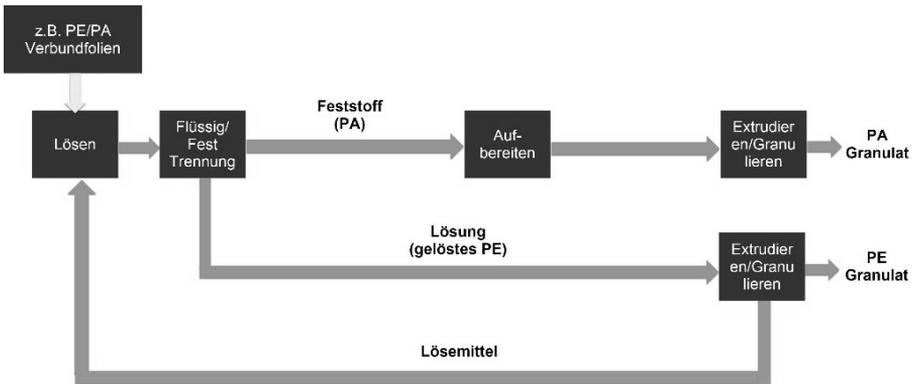


Abb. 3: Grundprinzip Newcycling-Prozess, Quelle APK AG.

In der Abbildung 4 ist ein Vergleich von Regranulaten, welche mit dem Newcycling-Verfahren erzeugt wurden, mit typischen Neuwaren-Kunststoffen dargestellt. Es ist deutlich zu erkennen, dass sich die mechanischen Eigenschaften der Newcycling-Granulate (APK Mersalen LDPE NCY 01 und Mersamid PA-6 NCY 01) sehr den neu hergestellten Kunststoffen ähneln („Virgin LDPE“ und „Virgin PA-6“). Zudem sind die

Reggranulate aus dem Newcycling-Prozess geruchsarm, frei von Stippen und mit standard Maschineneinstellungen (z.B. bei der Blasfolienextrusion) verarbeitbar.

LDPE aus dem Newcycling-Prozess + Vergleich zur Neuware

Bezeichnung	MFI [g/10 min]	Zug-Modul [MPa]	Charpy-Kerbschlagzähigkeit [kJ/m ²]	Anwendungsbeispiele
APK Mersalen LDPE NCY 01 (> 99,5 % Reinheit)	0,9 – 1,6 (190 °C/2,16 kg)	> 175	Kein Proben Durchbruch (23 °C)	Blasfolien, Flexible Verpackungen
Virgin LDPE	1,0 – 1,5 (190 °C/2,16 kg)	175 - 200	Kein Proben Durchbruch (23 °C)	Blasfolien, Flexible Verpackungen

PA6 aus dem Newcycling-Prozess + Vergleich zur Neuware

Bezeichnung	Viskositätszahl	Zug-Modul [MPa]	Charpy-Kerbschlagzähigkeit [kJ/m ²]	Anwendungsbeispiele
APK Mersamid PA-6 NCY 01 (> 99,5 % Reinheit)	3,48	> 3100	> 8,9 (23 °C)	Technische Spritzgussteile, Folien, Halbzeuge, Compounds
Virgin PA6	3,2 - 3,4	2900 - 3200	4,2 - 6,4 (23 °C)	Technische Spritzgussteile, Folien, Halbzeuge, Compounds

PA6 GF verstärkt aus dem Newcycling-Prozess + Vergleich zur Neuware

Bezeichnung	Glasfaseranteil [%]	Zug-Modul [MPa]	Izod-Kerbschlagzähigkeit [kJ/m ²]	Anwendungsbeispiele
APK Mersamid PA-6 NCY 03 (> 99,5 % Reinheit)	30	8800	10 (23 °C)	Technische Spritzgussteile
Virgin PA6	30	9200	12 (23 °C)	Technische Spritzgussteile

Abb. 4: Vergleich der Reggranulate erzeugt über Newcycling Prozess (APK Mersalen LDPE NCY 01 und Mersamid PA-6 NCY 01) mit typischen Neuwaren-Kunststoffen, Quelle: APK AG.



Abb. 5: APK Werk in Merseburg bei Leipzig, Quelle APK AG.

Das erste Newcycling®-Werk der APK mit einer Kapazität von 8.000 t/a geht bereits dieses Jahr in Merseburg in Betrieb. Im ersten Schritt liegt der Fokus auf der Aufbereitung von PE/PA Mehrschichtfolienabfällen aus Post-Industrial Quelle. Im nächsten Schritt wird auch die Verarbeitung von Kunststoffabfallfraktionen aus Post-Consumer Quelle der privaten Haushalte großanlagentechnisch erfolgen.

4 ZUSAMMENFASSUNG

Der Weg zu einer Kreislaufwirtschaft bei Kunststoffverpackungen bietet die Chance der Entstehung eines neuen Wirtschaftszweiges, welcher nach Schätzungen der Kommission bis zu 200.000 neue Arbeitsplätze generieren könnte (EU Commission 2018). Europa hat die Chance eine Vorreiterrolle in neuen Recyclingtechnologien einzunehmen mit den damit einhergehenden ökonomischen Vorteilen. Gleichzeitig vermindert eine Kreislaufwirtschaft die Abhängigkeit vom Rohstoffimport, der für die Neuproduktion von Kunststoff benötigt werden würde. In rohstoffarmen Ländern, wie Deutschland, muss es Ziel sein Kunststoffabfälle als Rohstoffquelle zu betrachten und zu nutzen.

Neuartige Recycling-Technologien, wie das Verfahren der APK, werden ein wesentlicher Baustein in der Umsetzung der ambitionierten Recyclingziele leisten.

LITERATUR

European Commission (2018) *A European Strategy for Plastics in a Circular Economy*. Final Report, Brussels, 16. Jan. 2018

Anforderungen an das chemische Recycling von Faser- verbundkunststoffen

E. Seiler

Fraunhofer Institut für Chemische Technologie ICT, Umwelt-Engineering, Pfinztal, Deutschland

U. Teipel

Technische Hochschule Nürnberg, Fakultät Verfahrenstechnik, Nürnberg, Deutschland

KURZFASSUNG: Der Einsatz von Faserverbundkunststoffen als Leichtbaumaterialien stellt die Recyclingindustrie vor neue Herausforderungen. Neben dem einzigen industriell genutzten Verfahren der Pyrolyse, welches für carbonfaserverstärkte Kunststoffe angewendet wird, werden zunehmend auch die chemischen Verfahren verstärkt betrachtet. Als Vorteil der chemischen Lösemittelverfahren kann die prinzipielle Möglichkeit der vollständigen Rückgewinnung von Faser und Matrix bei gleichzeitigem Einsatz von umweltschonenden Lösungsmitteln angeführt werden. Das Potential einer stofflichen Verwertung der Matrixkomponenten ist besonders mit Blick auf zu erfüllenden stofflichen Recyclingquoten von großem Interesse.

1 EINLEITUNG

Faserverstärkte Kunststoffe (FVK) erschließen aufgrund guter mechanischen Eigenschaften und geringer Dichte fortwährend neue Anwendungsbereiche. Damit einher geht ein Mengenanstieg an Produktions- und End-of-Life-Abfällen, die Recyclinglösungen erforderlich machen. Mit 98 Ma-% wird ein Großteil dieser Abfälle durch glasfaserverstärkte Kunststoffe (GFK) gestellt, die aufgrund niedriger Material- und Herstellungskosten standardmäßig als FVK eingesetzt werden (Gutierrez & Bono 2013).

FVK konnten bis zum Inkrafttreten der Technischen Anleitung für Siedlungsabfälle (TASI) 2005 noch deponiert werden. Die Deponierung von Material mit einem Organikanteil über 5 % ist durch die TASI demnach verboten. Durch die verwendeten Harze, Kunststoffe, Füller sowie Beschichtung liegt der Organikgehalt von GFK bei etwa 30 % der Gesamtmasse und somit deutlich über dem zulässigen Wert (Albers et al. 2009). Deshalb besteht die Notwendigkeit einen anderen Entsorgungsweg für diese Reststoffe zu finden.

Das Prinzip des rohstofflichen Recyclings basiert auf verschiedenen Verfahren, die die Materialien in ihre Basismaterialien zurückführen, um diese wieder in einen Produktionsprozess einzusetzen. Bei FVK dienen diese Verfahren einerseits zur Trennung von Faser und Matrix und andererseits zur Zerlegung der Polymermatrix in ihre chemisch, reinen Substanzen oder Molekülbruchstücke. Dabei werde die organischen Komponenten durch ein reaktives Lösungsmittel in kurzkettige Bruchstücke zersetzt, während die Fasern als Komponenten verbleiben. Es besteht die Möglichkeit, das Harz durch Aufbereitung der Monomer-Flüssigkeit zurückzugewinnen zu Monomeren oder Petrochemikalien, dieses Vorgehen stellt aber eine technische Herausforderung dar. (Oliveux et al. 2015)

Beim chemischen Recycling von FVK mit speziellen Fluiden kann man je nach Druck- und Temperaturbereich Solvolyse im unter-, sub-, und überkritischen Bereich durchführen. Insbesondere überkritische Fluide gelten beim Recycling von FVK als vielversprechend, da überkritische Fluide Dichten und Diffusionskoeffizienten im

Größenordnungsbereich von Flüssigkeiten und Viskositäten im Bereich von Gasen aufweisen. Somit zeigen überkritische Fluide ein hohes Massentransportverhalten und ein großes Lösungsvermögen. Als Fluide werden überwiegend Wasser und Alkohole eingesetzt. Der Vorteil von Alkoholen ist, dass die kritischen Parameter generell niedriger liegen als die von Wasser. Dadurch benötigt ein überkritischer Alkoholyse-Prozess u.a. weniger Energie. (Morin et al. 2012).

In den vergangenen Jahren wurden zahlreiche Laborversuche zum Recycling von FVK unternommen, insbesondere mit überkritischen Medien. Die in der Forschungsarbeit von Piñero-Hernanz et al. 2008 aufgezeigten Ergebnisse machen deutlich, dass ein Auflösen der Epoxidharzmatrix mittels überkritischen Wassers möglich ist, auch als supercritical water oxidation (SCWO) bezeichnet. Es wird eine 79,3 %-ige Matrixauflösung bei 400°C und 270 bar nach 30 Minuten ohne Katalysator erreicht.

Die Lösungsmittel Wasser und Alkohol sind im Vergleich zu Säuren vergleichsweise umweltfreundlich und können leicht zurückgewonnen werden. Um den Löseprozess- und -grad zu beschleunigen, kommen alkalische Katalysatoren wie NaOH und KOH zum Einsatz. Weiterhin kann die Prozess Temperatur durch den Einsatz von Katalysatoren gesenkt werden, jedoch kann bei ihrer Verwendung auch eine Faserschädigung auftreten (Oliveux et al. 2015).

2 VERSUCHE ZUR FASERRÜCKGEWINNUNG MITTELS SCWO

Bei der Solvolyse mit Hilfe nah- und überkritischer Fluide kann als Lösemittel u.a. Wasser eingesetzt werden. Bei Erreichen des kritischen Punktes ($T = 374^{\circ}\text{C}$, $p = 221 \text{ bar}$) liegt Wasser in einem fluiden Zustand vor, in dem zwischen der Dichte einer Flüssigkeit und einer Gasphase nicht mehr unterschieden werden kann. Im Bereich des kritischen Punktes hat Wasser die Dichte von flüssigem Wasser, aber die Viskosität von Wasserdampf. Die Reaktion findet daher unter Zufuhr von Wärme und Druck in einem geschlossenen Reaktorsystem, indem sich der Abfallstoff sowie das Lösemittel befinden, statt.

2.1 Faserverstärkte Kunststoffe

FVK bestehen aus Fasern, die in einem Kunststoff eingebettet sind (Abbildung 1). Die Fasern bilden das Stützgerüst des Faserverbundes und nehmen den größten Teil der auf den Verbund lastenden Kräfte auf. Die Festigkeits- und Steifigkeitseigenschaften des Verbundes werden von Faserart, Faserlänge, Faserorientierung und Faservolumengehalt beeinflusst. Zur Verbesserung der Fasereigenschaften und um eine feste Anbindung zum Harz zu gewährleisten, sind die Fasern zusätzlich mit einer Schlichte imprägniert. (Ehrenstein 2006) Kunstharz, in das die Fasern eingelassen sind, sorgt für die geometrische Stabilität des Verbundes. Das Harz überträgt die Kräfte auf die einzelnen Fasern und schützt die Fasern gleichzeitig vor Umwelteinflüssen. Aufgrund ihrer geringen spezifischen Dichte bei gleichzeitig hohen Festigkeiten werden FVK häufig im Leichtbaubereich eingesetzt. FVK zeichnen sich gegenüber herkömmlichen Materialien durch eine vergleichsweise kostengünstige Fertigung und trotz ihres geringeren Gewichts durch sehr gute Festigkeitseigenschaften aus. (Witten 2013)



Abb. 1: Schematischer Aufbau von Faserverbundkunststoffen.

Glasfasern weisen sehr gute Festigkeitseigenschaften auf, besitzen aber einen niedrigen Elastizitätsmodul (Tabelle 1). Der geringe E-Modul kann sich in einer geringen Steifigkeit des Bauteils äußern. Carbonfasern besitzen bei geringster spezifischer Dichte die höchste Reißlänge und ein hohes E-Modul. Weiterhin sind die Steifigkeit und die Dauerfestigkeit hoch (vgl. Tabelle 1). Bisher werden Carbonfasern aufgrund der hohen Kosten nur in hochbeanspruchten Bereichen oder Bauteilen eingesetzt.

Tab. 1: Eigenschaften von Glas- und Carbonfasern (Schaffarczyk 2012).

<i>Eigenschaften</i>	<i>Glasfasern</i>	<i>Carbonfasern</i>	<i>Aramidfasern</i>
E-Modul in Faserrichtung (GPa)	71-85	200-800	75-130
E-Modul quer zur Faserrichtung (GPa)	71-85	6-15	5
Schubmodul (GPa)	28-34	10-15	5-10
Dichte (g/cm ³)	2,5-2,6	1,7-1,8	1,4-1,45
Zugfestigkeit (gealtert) (MPa)	1.500-2.200	2.000-3.500	2.500-3.000
Bruchdehnung (%)	3,5-5	0,5-2	3-4

Matrixmaterialien von FVK können in Thermo- und Duroplaste unterschieden werden. Thermoplastische Kunststoffe können durch eine Zerkleinerung und erneute Erhitzung wieder eingeschmolzen und verarbeitet werden. Duroplastische Kunststoffe hingegen sind chemisch so stabil, dass ein Wiedereinschmelzen nicht möglich ist. Die wichtigsten Vertreter für duroplastische Matrixsysteme sind ungesättigte Polyesterharze, Vinylesterharze und Epoxid-Harze zum Einsatz. Beim Recycling mittels überkritischen Wassers spielt die Art des Harzsystems keine entscheidende Rolle, anders beim Einsatz von Lösungsmittel zum Aufbrechen der Bindungen. Für die Versuche wurde GFK Material in Plattenform mit einer Dicke von 2 mm aus einem Standard-Epoxidharz (SikaCR170) mit Glasfasergewebe (HP-U220EF) verwendet.

2.2 Solvolyse mittels SCWO

Bei der Solvolyse von GFK-Abfall geht das Epoxidharz in eine flüssige Phase über, während die anorganischen Glasfasern als Feststoff verbleiben. Das Prozessschema der Solvolyse und deren zentrale Prozessparameter sind in Abbildung 2 abgebildet. In den vorliegenden Untersuchungen wurden vor allem die Prozessparameter Verweilzeit und Temperatur/Druck bei dem Einsatz von überkritischem Wasser genauer untersucht.



Abb. 2: Zentrale Parameter der Solvolyse.

Der kritische Punkt von Wasser liegt bei $T = 374^{\circ}\text{C}$ und $p = 221$ bar, vergleiche Abbildung 3. Ab diesem Punkt weist Wasser überkritische Bedingungen auf. Durch Temperatur- und Druckveränderung kann der thermodynamische Zustand des Fluides leicht verändert werden, wodurch unterschiedliche Reaktionsbedingungen verwirklicht werden können. Da das chemische Recycling im überkritischen Bereich aufgrund teurer Anlagentechnik im industriellen Maßstab bisher nicht ökonomisch ist (Oliveux et al. 2015), war es Ziel der Versuche eine Faserrückgewinnung unterhalb des kritischen Punktes zu erreichen.

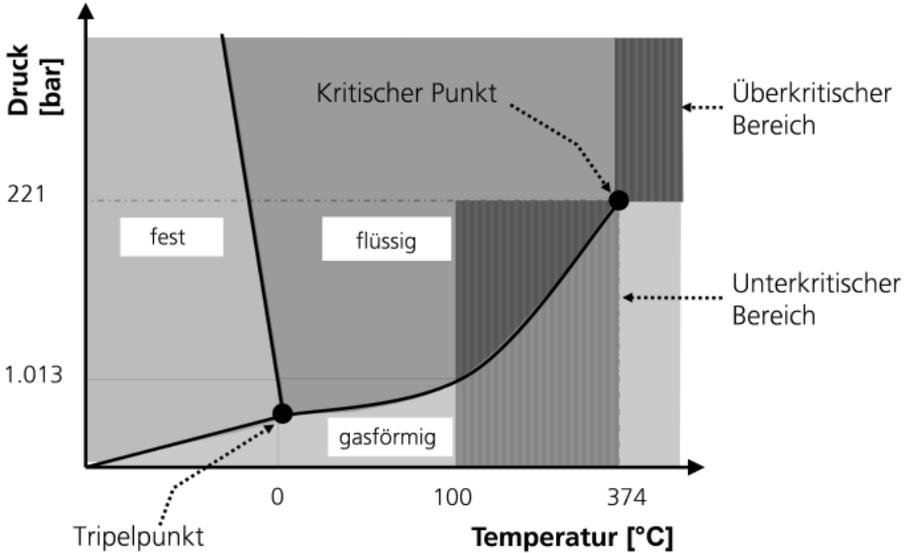


Abb. 3: Phasendiagramm von Wasser.

Zur Orientierung für die Wahl der Eingangsparameter wurde die Arbeit von Yuyan et al. 2009 herangezogen. Die Arbeiten unterscheiden sich hinsichtlich der Probenmaterialien, Yuyan verwendete CFK PrePreg Material und einen kleineren Autoklaven (100 ml). In der vorliegenden Versuchsreihe wurden die Versuche in einem 2.000 ml Autoklaven (vgl. Abbildung 4) durchgeführt und die Temperatur von 270°C über 300°C bis zu 330°C variiert. Der sich in dem geschlossenen Reaktorraum eingestellte Druck lag unter 130 bar, so dass der Arbeitsbereich unterhalb des kritischen Punktes lag. Weiterhin wurde auch noch die Verweilzeit von 75 min bis 130 min variiert. Das Verhältnis von Probe zu verwendetem Wasser wurde bei allen Versuchen gleich gehalten.

Gemäß der Versuchsplanung wurde das Probenmaterial im Korb des Reaktors senkrecht platziert. Nachdem der Autoklav mit dem Reaktionsmedium Wasser befüllt und verschlossen wurde, erfolgten der Anschluss des Messgeräts und die Inbetriebnahme der Anlage.

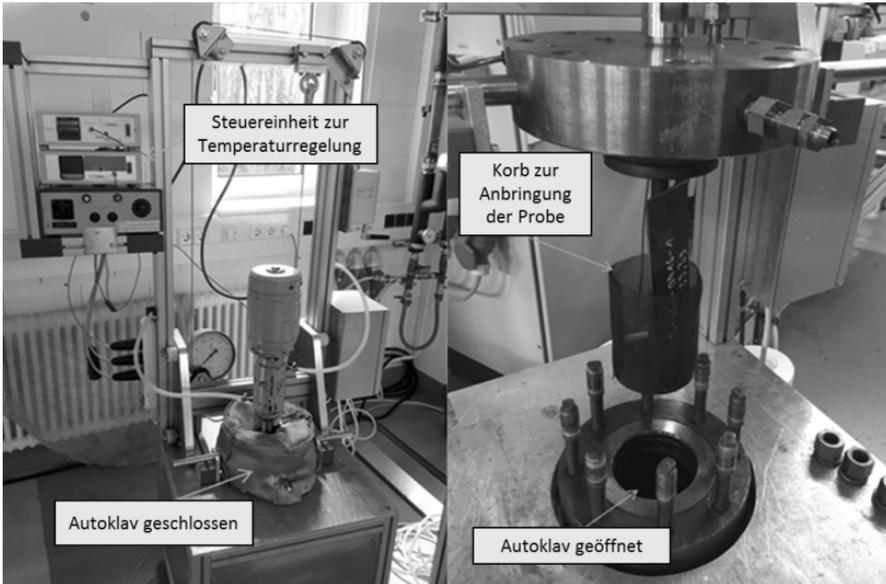


Abb. 4: Versuchsaufbau der Solvolyse (links) und Probenanbringung (rechts).

3 ERGEBNISSE UND DISKUSSION

Die verwendeten Temperaturen, Verweilzeiten und der Druckbereich sind in Tabelle 2 dargestellt. Der im Reaktorraum verbleibende Rückstand wurde anschließend mit Hilfe Thermogravimetrischer Analyse (TGA) analysiert um die Harzablösung zu bewerten. Anhand der Werte für den Fasergehalt in Tabelle 2 wird deutlich, dass die Versuche 7, 8 und 9 das beste Ergebnis liefern.

Tab. 2: Versuchsbedingungen und ermittelte Fasergehalte im Rückstand.

Versuch	Temperatur (°C)	Zeit (min)	Druck (bar)	Fasergehalt (Ma.-%)
1	270	75	52	77
2	270	102,5	53	78
3	270	130	56	79
4	300	75	87	61
5	300	102,5	84	94
6	300	130	83	93
7	330	75	130	96
8	330	102,5	130	97
9	330	130	132	97

Abbildung 5 zeigt die Auswertung der Ergebnisse in einem Wirkungsflächendiagramm. Aus dem Diagramm wird ersichtlich, dass der Restharzgehalt mit steigender Temperatur und Verweilzeit abnimmt. Im Vergleich zur Verweilzeit hat die Temperatur einen wesentlich größeren Einfluss auf die Harzabtrennung. Dies belegt die größere Steigung der Temperaturkurve. Eine längere Verweilzeit der GFK Probe im Reaktor bringt nur eine geringfügig bessere Harzabtrennung. Der geringste Restharzgehalt an der Faser von 3,43 Ma-% wird bei T = 330 °C und t = 130 min erzielt, während der höchste Restharzgehalt mit 23,29 Ma-% bei T = 270°C und t = 75 min verbleibt.

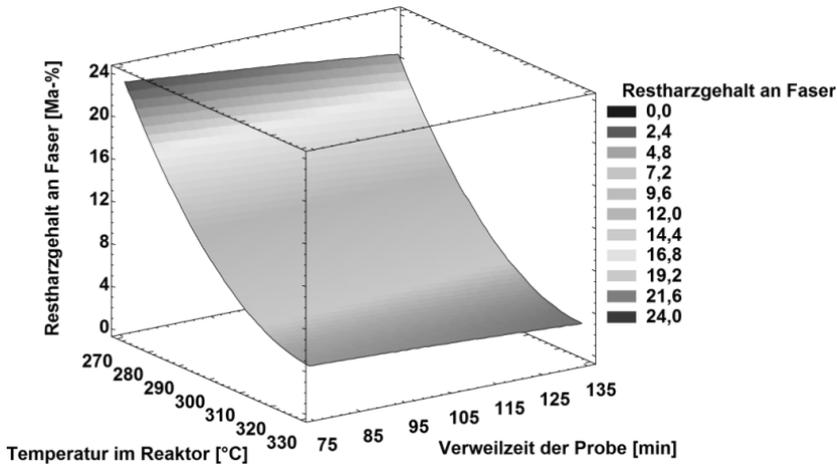


Abb. 5: Abhängigkeit des Restharzgehaltes von Verweilzeit und Reaktortemperatur.

4 ZUSAMMENFASSUNG

Im Rahmen dieser Arbeit wurden Parameterstudien für die Faserrückgewinnung mit Hilfe von nahkritischem Wasser durchgeführt. Ziel der Untersuchungen war es Verfahrensanforderungen abzuleiten. Aus den Ergebnissen geht hervor, dass der Restharzgehalt mit steigender Temperatur und Verweilzeit abnimmt, jedoch im Vergleich zur Verweilzeit hat die Temperatur einen wesentlich größeren Einfluss auf die Harzabtrennung. Für einen großtechnischen Einsatz von chemischen Verfahren zur Rückgewinnung von Glasfasern und Matrixsystemen müssen die Verfahren weiter ökonomisch optimiert werden.

LITERATUR

- Albers, H., Greiner, S., Seifert, H., Kühne, U. (2009) *Recycling of Wind Turbine Rotor Blades - Fact or Fiction?*. In: DEWI MAGAZIN NO. 34 (Zeitschrift).
- Ehrenstein, G. W. (2006) *Faserverbund-Kunststoffe Werkstoffe - Verarbeitung - Eigenschaften*. Carl Hanser Verlag München Wien.
- Gutierrez T. E., Bono, F. (2013) *Review of industrial manufacturing capacity for fibre-reinforced polymers as prospective structural components in Shipping Containers*. Reference Report by the Joint Research Centre of the European Commission.
- Morin, C., Loppinet-Serani, A., Cansell, F. and Aymonier, C. (2012) *Near- and supercritical solvolysis of carbon fibre reinforced polymers (CFRPs) for recycling carbon fibers as a valuable resource: State of the art*. In: Journal of Supercritical Fluids, Vol. 66, S. 232-240.
- Neitzel, M. and Mitschang, P. (2004) *Handbuch Verbundwerkstoffe Werkstoffe, Verarbeitung, Anwendung*. Carl Hanser Verlag, München Wien.
- Oliveux, G., Dandy, L. O., Leeke, G. A. (2015) *Current status of recycling of fibre reinforced polymers: Review of technologies, reuse and resulting properties*. In: Progress in Materials Science, Vol. 72.
- Piñero-Hernanz, R. et al. (2008) *Chemical recycling of carbon fibre reinforced composites in nearcritical and supercritical water*. In: Composites Part A: Applied Science and Manufacturing, Vol. 39 (3), S. 454-461.
- Schaffarczyk, A. (2012) *Einführung in die Windenergietechnik*. Carl Hanser Verlag München.
- Witten (2013) *Handbuch Faserverbundkunststoffe/Composites*. Springer Vieweg.
- Yuyan, L., Guohua, S., & Linghui, M. (2009) *Recycling of carbon fibre reinforced composites using water in subcritical conditions*. Materials Science and Engineering A. Harbin: Elsevier-Verlag.

Aktuelle Lage der stofflichen und energetischen Nutzung alternativer Materialien in der europäischen Zementindustrie

M. Oerter

CIMALUX S.A., Esch-sur-Alzette, Luxemburg

KURZFASSUNG: Die Herstellung von Zement und speziell das Brennen von Zementklinker bietet eine zuverlässige Möglichkeit zur hochwertigen Verwertung alternativer Materialien. In Europa ersetzt die Zementindustrie mittlerweile mehr als 40 % der insgesamt erforderlichen Brennstoffenergie durch geeignete alternative Brennstoffe. In Österreich und auch in Deutschland werden sogar schon deutlich höhere Substitutionsraten erreicht. Die modernen Klinkeröfen weisen eine hohe Energieeffizienz auf. Ebenso trägt der Einsatz der alternativen Brennstoffe wesentlich zur Absenkung der brennstoffspezifischen fossilen CO₂-Emissionen bei. Hinzu kommt, dass das Klinkerbrennen als einziger Hochtemperaturprozess in der Lage ist, die eingesetzten Materialien sowohl energetisch als auch stofflich zu verwerten. Die Brennstoffaschen und mineralischen Bestandteile bilden einen wesentlichen Bestandteil der Produkte. Aufgrund einer strengen nationalen Umweltgesetzgebung müssen die Drehofenanlagen, in denen Abfälle verwertet werden, die gleichen strengen Anforderungen erfüllen, wie sie an Abfallverbrennungsanlagen gestellt werden.

1 RECHTLICHE AUSGANGSSITUATION

Die europäische Abfallrahmenrichtlinie (Richtlinie 2008/98/EC) legt die wesentlichen Grundlagen der europäischen Abfallgesetzgebung fest. Wichtiger Bestandteil dieser europäischen Richtlinie ist die in Artikel 4 definierte fünfstufige Abfallhierarchie. Auf Grundlage dieser Hierarchie wird eine stoffliche Verwertung (Recycling) grundsätzlich höherwertiger eingestuft, als eine energetische Nutzung der Materialien.

Ein Abweichen von dieser Hierarchie ist allerdings unter bestimmten Voraussetzungen möglich. So erläutert der Erwägungsgrund (31) der Abfallrahmenrichtlinie, den Begriff der Prioritätenfolge, als die die Abfallhierarchie letztlich zu verstehen ist. Ziel ist es, die aus ökologischer Sicht jeweils abfallrechtlich und abfallpolitisch beste Option auszuwählen. Gründe für ein Abweichen von der Hierarchie können demnach sowohl im Umweltschutz aber auch in der technische Durchführbarkeit oder der Wirtschaftlichkeit von Behandlungsoptionen liegen. Bei der Bewertung der möglichen Auswirkungen auf Mensch und Umwelt ist der gesamte Lebenszyklus des Abfalls zugrunde zu legen.

Daraus lassen sich folgende Kriterien für Vergleichsverfahren ableiten:

- zu erwartende Emissionen,
- Maß der Schonung natürlicher Ressourcen,
- einzusetzende und/oder zu gewinnende Energie und
- Anreicherung von Schadstoffen in Erzeugnissen, in Abfällen zur Verwertung oder in daraus gewonnenen Erzeugnissen.

Die Abfallverwertung bei der Zementherstellung wird im Folgenden anhand dieser Kriterien betrachtet.

2 BEWERTUNG DES ABFALLEINSATZES BEI DER ZEMENTHERSTELLUNG

2.1 *Zu erwartende Emissionen*

Durch den Anhang VI der europäischen Industrieemissionsrichtlinie (Richtlinie 2010/75/EG) ist grundsätzlich gewährleistet, dass für Drehofenanlagen der Zementindustrie, in denen Abfälle mitverbrannt werden, die gleichen strengen Anforderungen gelten werden, wie für Abfallverbrennungsanlagen. Hinzu kommt, dass Genehmigungsaufgaben und insbesondere Vorgaben an die einzuhaltenden Emissionen gemäß Artikel 21 nach spätestens vier Jahre an den jeweils aktuellen Stand der Technik anzupassen sind. Insgesamt wird durch diese Maßnahmen gewährleistet, dass die Emissionen der Öfen durch die Verwertung alternativer Brennstoffe nicht negativ beeinflusst werden.

2.2 *Schonung natürlicher Ressourcen*

Durch alternative Brennstoffe werden unmittelbar fossile Ressourcen substituiert und damit deren Verbrauch reduziert. Zusätzlich führt der Einsatz alternativer Brennstoffe zu einem deutlichen Absinken der brennstoffspezifischen fossilen CO₂-Emissionen. Aufgrund des in den Ersatzbrennstoffen enthaltenen biogenen Kohlenstoffs beträgt beispielsweise der mittlere brennstoffbedingte CO₂-Emissionsfaktor der deutschen Zementwerke aktuell ca. 0,056 Tonnen CO₂/GJ. Dieser Emissionsfaktor liegt in der gleichen Größenordnung wie derjenige für Erdgas. Erdgas wiederum ist der fossile Brennstoff mit den spezifisch niedrigsten CO₂-Emissionen.

2.3 *Einzusetzende und/oder zu gewinnende Energie*

Der Klinkerbrennprozess ist sehr energieeffizient. Je nach Ausgestaltung der Anlage liegt der energetische Wirkungsgrad beim Klinkerbrennen in einer Größenordnung zwischen 65 bis ca. 80 %. Diese hohen Werte beruhen auch darauf, dass bei der modernen Zementklinkerherstellung in Zyklonvorwärmanlagen die Enthalpie der Abgase genutzt wird, um die Rohstoffe und ggf. andere Materialien zu trocknen. Diese sehr hohen energetischen Wirkungsgrade des Klinkerbrennprozesses wurden aktuell in einer Studie der Europäischen Kommission bestätigt (JRC Science for policy report, 2016).

2.4 *Anreicherung von Schadstoffen in Erzeugnissen, in Abfällen zur Verwertung oder in daraus gewonnenen Erzeugnissen*

Die in den Zementen zu findenden Spurenelemente werden überwiegend durch die natürlichen Rohstoffe eingetragen. Weiterhin ist anzumerken, dass auch primäre Brennstoffe (im Wesentlichen Stein- und Braunkohle) Spurenelemente in das System eintragen. Um einen erhöhten Einfluss der alternativen Brennstoffe auf die Spurenelementeinträge zu vermeiden, werden diese sorgfältig ausgewählt sowie einer permanenten Qualitätssicherung unterzogen. Die überwiegend durch die natürlichen Roh- und Brennstoffe in den Prozess eingebrachten Spurenelemente werden wiederum fest in die Klinkermatrix und in den Zementstein eingebunden. Organische Bestandteile in den (Ersatz)Brennstoffen und Rohstoffen werden in dem Hochtemperaturprozess sicher zerstört.

3 SIMULTANE STOFFLICHE UND ENERGETISCHE NUTZUNG

Neben einem hohen energetischen Wirkungsgrad bietet das Klinkerbrennen den einmaligen Vorteil, sowohl den Energiegehalt als auch die mineralischen Bestandteile der Brennstoffe vollständig zu nutzen.

Dieser Aspekt der gleichzeitigen energetischen und stofflichen Nutzung von Ersatzbrennstoffen findet inzwischen vermehrt Anerkennung. So hat der europäische Verband der Reifen- und Gummihersteller (ETRMA) in verschiedenen Studien ermitteln lassen, wie hoch der stofflich verwertete Anteil von Altreifen ist, die im Klinkerbrennprozess eingesetzt werden. Als Ergebnis hält ETRMA fest, dass im Mittel bei einem Einsatz von Altreifen im Klinkerbrennprozess von einer stofflichen Nutzung (Recycling) in Höhe von 25 Masse-% der eingesetzten Menge auszugehen ist (ETRMA 2015). Dieser Wert wird hauptsächlich durch den Eisenanteil in den Reifen bestimmt. Eisen ist ein integraler Bestandteil des Zementklinkers. Insofern stellen Altreifen eine wesentliche Rohstoffquelle dar. Mittlerweile erkennen auch einzelne europäische Länder (z. B. Frankreich) die teilweise stoffliche Nutzung von Altreifen im Klinkerbrennprozess an.

4 STELLENWERT VON ÖKOBILANZEN

Gemäß der europäischen Abfallrahmenrichtlinie ist für die Betrachtung der möglichen Auswirkungen einer Verwertungsart auf Mensch und Umwelt der gesamte Lebenszyklus des Abfalls zugrunde zu legen. Diese Vorgabe wird in politischen Entscheidungsprozessen oft dadurch erfüllt, dass Verfahren anhand von Ökobilanzen miteinander verglichen werden. Ökobilanzen, die auf Grundlage von internationalen Normen (im Wesentlichen ISO 14040 und ISO 14044) durchgeführt werden, haben sicherlich ihre Berechtigung im Bereich der Abfallwirtschaft. Allerdings sind sie bei Entscheidungen über eine mögliche Gleichrangigkeit einer energetischen Verwertung mit einer stofflichen Nutzung als alleiniges Kriterium nicht ausreichend.

So führen zu substituierende Primärprodukte mit hohen „ökologischen Lasten“ per se immer zu einer positiven Bewertung des jeweiligen Verfahrens in der Ökobilanz. Der Vorrang, den eine stoffliche Verwertung von Altreifen gegenüber deren Nutzung im Klinkerbrennprozess in Ökobilanzen üblicherweise erhält, ist maßgeblich dadurch bestimmt, dass bei der stofflichen Nutzung synthetisches Gummi substituiert werden kann. Die Herstellung synthetischen Gummis im Primärprozess ist j sehr energie- und umweltintensiv, weshalb eine Substitution zu Gutschriften führt.

Dadurch dass immer Komplementärprozesse betrachtet werden (z. B. wird der Klinkerbrennprozess ohne Altreifeneinsatz mit dem Prozess mit einer Verwertung von Altreifen verglichen), führt auf der anderen Seite eine Verbesserung der Umweltleistungen der energetischen Verwertungsprozesse zu keinerlei besseren Bewertung im Rahmen einer Ökobilanz. Dadurch dass die Emissionen eines Klinkerofens aus technischer Sicht praktisch nicht von den Brennstoffeigenschaften beeinflusst werden, führt eine Substitution primärer Brennstoffe, z. B. durch Altreifen, in einer Ökobilanz zu keinerlei besseren Bewertung.

Ein weiterer Schwachpunkt von Ökobilanzen liegt darin, dass die tatsächliche Marktrelevanz von Verfahren nicht betrachtet wird. So können in Ökobilanzen Verfahren als sehr vorteilhaft bewertet werden, die in der Praxis keine Rolle spielen.

5 ZUSAMMENFASSUNG

Die oben angeführten Beispiele zeigen, dass die stoffliche und energetische Verwertung geeigneter Einsatzstoffe im Klinkerbrennprozess in hohem Maße den Vorgaben an eine moderne Kreislaufwirtschaft entspricht.

Ökobilanzen als alleiniges Entscheidungskriterium über den „höherwertigeren“ Verwertungsweg sind keinesfalls ausreichend.

Im Rahmen der Diskussionen zum europäischen Kreislaufwirtschaftspaket sollten zudem Qualitätsstandards auch für das Recycling definiert werden. Eine unreflektierte grundsätzliche Besserstellung des Recyclings gegenüber einer hochwertigen energetischen Verwertung, so wie dies aktuell noch in der europäischen Abfallhierarchie geschieht, ist auch aus ökologischen Gründen abzulehnen. Die in unterschiedlichem Maße stattfindende stoffliche Nutzung der eingesetzten Materialien beim Klinkerbrennen sollte anteilig als Recycling anerkannt werden.

Hinzu kommt, dass Zement und Beton sowie die daraus hergestellten Produkte einen hohen volkswirtschaftlichen Nutzen mit sich bringen. Dies gilt besonders für Infrastrukturmaßnahmen ebenso wie für die Produktion alternativer Energien. Der Bau von Staudämmen oder Windkrafträdern sind ohne eine nachhaltige und ausreichende Versorgung mit Zement und Beton keinesfalls zu realisieren.

LITERATUR

- European tyre and rubber manufacturers' association (ETRMA) „End-of-life tyre report 2015“, ETRMA, 2015 (www.etrma.org)
JRC Science for policy report, „Towards a better exploitation of the technical potential of waste-to-energy“, Joint Research Center, 2016

Ist die (ganze) Erde Abfall?

M. Eisenberger & C. Wutte

Umweltrecht&Consulting, Rechtsanwalt Dr. Martin Eisenberger, LL.M., Graz, Österreich

KURZFASSUNG: Der Abfallbegriff wird durch Vollziehung und Gerichtsbarkeit extensiv ausgelegt. Abfälle sind gemäß § 2 Abs 1 AWG 2002 bewegliche Sachen, deren sich der Besitzer entledigen will oder entledigt hat (subjektiver Abfallbegriff) oder deren Sammlung, Lagerung, Beförderung und Behandlung als Abfall im öffentlichen Interesse erforderlich ist (objektiver Abfallbegriff). Nach der Rechtsprechung zum subjektiven Abfallbegriff ist es ausreichend, dass die Entledigungsabsicht bei irgendeinem Vorbesitzer des Abfalls bestanden hat. Der VwGH hat darauf aufbauend judiziert, dass aufgrund der Entledigungsabsicht des Bauherrn bzw. Liegenschaftseigentümers Bodenaushubmaterial, das von einem Bauunternehmen ausgehoben wird, grundsätzlich (subjektiv) Abfall darstellt. Er übersieht dabei jedoch, dass erst durch die Tätigkeit des Bauunternehmens eine bewegliche Sache entsteht, die überhaupt potentiell Abfall darstellen kann. Das aushebende Unternehmen ist daher Abfallerzeuger und erster Abfallbesitzer. Der Bauherr bzw. Liegenschaftseigentümer war nie Besitzer der beweglichen Sache. Seine mögliche Entledigungsabsicht ist daher nicht relevant. Es kann ausschließlich auf die Entledigungsabsicht des Bauunternehmens ankommen. Diese Rechtsprechung lässt sich auch auf andere Sachverhalte übertragen und ist durchwegs kritisch zu betrachten. So erzeugen auch der Gärtner, der mit dem Schneiden von Bäumen beauftragt wird, und der Arzt, der einen Blinddarm oder Weisheitszahn entfernt, aufgrund der Ausdehnung des subjektiven Abfallbegriffs „Abfall“. Diese Rechtsansicht führt zu vielfachen Problemen im Umgang mit natürlich vorkommenden Materialien. Bauunternehmen, Gärtner aber auch Ärzte müssten demnach abfallrechtliche und abgabenrechtliche Bestimmungen einhalten (z.B.: berufsrechtliche Bewilligung nach § 24a AWG 2002, anlagenrechtliche Genehmigungen nach § 37 oder § 53 AWG 2002, allgemeine Bestimmungen zu geeigneten Orten nach § 15 AWG 2002, Abgabenbestimmungen des § 3 Abs 1 ALSAG, die Ausnahmebestimmungen des § 3 Abs 1a ALSAG, etc.). Der sich daraus für die Normadressaten und die vollziehende Verwaltung ergebende Aufwand ist enorm.

1 EINLEITUNG

In den letzten Jahren wurde der Abfallbegriff von der Vollziehung, gestützt durch höchstgerichtliche Entscheidungen, immer extensiver ausgelegt. Mittlerweile muss berechtigterweise die Frage gestellt werden, ob nicht alles, was auf dieser Welt irgendwann den Inhaber wechselt, als Abfall zu werten ist. Ganz besonders auffällig wird die überbordende Zuordnung zum Abfallbegriff am Umgang mit Erde, die im Abfallrecht als Bodenaushub oder Aushubmaterial bezeichnet wird und im Umgang mit Baum- und Strauchschnitt.

Die exzessive Auslegung des Abfallbegriffs und der damit zusammenhängenden Begriffe Abfallbesitzer, Abfall(erst)erzeuger, Abfallsammler und Abfallbehandler führt zu einem in keinem Verhältnis zum volkswirtschaftlichen Nutzen stehenden Verwaltungsaufwand für die Normadressaten, aber auch für die gerade im Bereich des Abfallrechts überlastete vollziehende Verwaltung. Speziell die Ausdehnung des subjektiven Abfallbegriffs und die sich daraus ergebenden Auswirkungen schweben wie das Schwert des Damokles über den Zielen und Grundsätzen der Abfallwirtschaft.

2 DER ABFALLBEGRIFF

Die Frage, ob eine Sache Abfall ist oder nicht, kann aus verschiedenen Gründen von Relevanz sein. Von dieser Beurteilung hängt ab, ob im Umgang mit einer Sache bestimmte berufsrechtliche Genehmigungen vorliegen müssen (z.B. Abfallsammler- und Abfallbehandlergenehmigung gemäß § 24a AWG 2002), ob bestimmte abfallrechtliche Anlagengenehmigungen notwendig sind (§§ 37 ff AWG 2002) und ob eine etwaige Altlastenbeitragspflicht gemäß dem nur auf Abfälle sachlich anwendbaren Altlastensanierungsgesetz (AISAG) droht, um ein paar Beispiele zu nennen. Die Ausgestaltung der Begriffsbestimmung „Abfall“ ist innerstaatlich, unter Berücksichtigung der EU-Vorgaben, im Abfallwirtschaftsgesetz 2002 (AWG 2002) geregelt. Demnach sind Abfälle gemäß § 2 Abs 1 bewegliche Sachen, deren sich der Besitzer entledigen will oder entledigt hat („subjektiver Abfallbegriff“) oder deren Sammlung, Lagerung, Beförderung und Behandlung als Abfall erforderlich ist, um die öffentlichen Interessen nicht zu beeinträchtigen („objektiver Abfallbegriff“). Es gibt daher zwei Arten der Entstehung der Abfalleigenschaft: Einerseits die Entledigungsabsicht bzw. tatsächliche, selbst gewollte Entledigung und andererseits die Verpflichtung zur Entledigung.

Grundvoraussetzung, damit eine Sache überhaupt unter den Abfallbegriff fallen kann, ist dass es sich um eine bewegliche Sache handelt (§ 2 Abs 1 AWG 2002). Da es im Abfallrecht keine eigene Definition der "Beweglichkeit" gibt, wird hier auf die Begriffsbestimmungen des § 293 ABGB zurückgegriffen. Demnach gilt eine Sache als beweglich, wenn sie ohne Verletzung ihrer Substanz von einer Stelle zu einer anderen versetzt werden kann. Ausnahmsweise fallen auch Sachen, die eine die Umwelt beeinträchtigende Verbindung mit dem Boden eingegangen sind, unter den Abfallbegriff. In diesem Fall sieht es der Gesetzgeber als erforderlich an, auch unbewegliche Sachen aufgrund des öffentlichen Interesses an ihrer Behandlung als Abfall unter das Abfallregime zu subsumieren (§ 2 Abs 2 1. Satz AWG 2002). Daher können ausnahmsweise auch unbewegliche Sachen objektiv Abfall darstellen. In Österreich knüpft der subjektive Abfallbegriff, wie auch der Begriff der „Beweglichkeit“, mangels eigener Definition im Abfallrecht wohl an das Zivilrecht an. Entledigung und Entledigungswille hängen untrennbar mit den sachenrechtlichen Bestimmungen des Allgemeinen Bürgerlichen Gesetzbuches (ABGB) zusammen. Die Entledigungsverpflichtung (objektiver Abfallbegriff) jedoch ist öffentlich-rechtlich geregelt. Das AWG 2002 legt fest, wann eine Entledigungsverpflichtung besteht, wann also der objektive Abfallbegriff zur Anwendung kommt (§ 2 Abs 2 Z 2 iVm § 1 Abs 3 AWG 2002).

Gemäß den Bestimmungen des AWG 2002 ist eine Entledigungsverpflichtung immer dann gegeben, wenn die Sammlung, Lagerung, Beförderung und Behandlung einer Sache als Abfall im öffentlichen Interesse geboten ist, respektive die öffentlichen Interessen beeinträchtigt werden, wenn die Sache nicht als Abfall gesammelt, gelagert, befördert und behandelt wird (vgl § 2 Abs 1 Z 2 AWG 2002). Das öffentliche Interesse und damit die objektive Abfalleigenschaft sind gemäß § 2 Abs 3 AWG 2002 jedenfalls dann nicht gegeben, wenn die Sache nach allgemeiner Verkehrsauffassung neu ist oder nach dieser allgemeinen Verkehrsauffassung in einer für die Sache bestimmungsgemäßen Verwendung steht. Das Hauptaugenmerk dieses Artikels liegt auf dem subjektiven Abfallbegriff.

3 ABFALLBESITZER, ABFALLERZEUGER, ABFALLINHABER, ABFALLSAMPLER

Wird eine Sache unter den Abfallbegriff subsumiert, kann ermittelt werden, wer im konkreten Fall Abfallbesitzer, Abfallerzeuger, Abfallinhaber und Abfallsammler ist und welche Pflichten sich für die betreffenden juristischen oder natürlichen Personen ergeben.

Abfallbesitzer ist im Sinne des § 2 Abs 6 Z 1 AWG 2002 der Abfallerzeuger (lit a) oder der Inhaber (lit b) der Abfälle. Ein Besitzwille ist nicht erforderlich (ErIRV 1005 BlgNr XXIV. GP, 14).

Abfallerzeuger ist wiederum jene Person durch deren Tätigkeit Abfälle anfallen (§ 2 Abs 6 Z 2 lit a), oder jene Person, die Vorbehandlungen, Mischungen oder andere Arten der Behandlung vornimmt, die eine Veränderung der Natur oder der Zusammensetzung dieser Abfälle bewirken.

Dem Begriff des Abfallinhabers wurde im AWG 2002 keine eigene Begriffsbestimmung gewidmet. Voraussetzung für die Innehabung und den Abfallsbesitz ist, dass sich die Abfälle im jeweiligen Herrschaftsbereich befinden, wobei sich die Gewahrsame nach der Verkersauffassung bestimmt; eine ständige körperliche Verfügung ist nicht erforderlich (ErIRV 1005 BlgNr XXIV. GP, 14). Vergleichbar ist der Begriff der Innehabung mit den zivilrechtlichen Bestimmungen (siehe § 309 ABGB; vgl dazu Kodek in Fenyves et al. 2011 zu § 309 ABGB, Rz 20f; Perner et al. 2016, 419). Nach den Erläuterungen übt auch derjenige, nach dessen Anweisungen bzw. Vorstellungen die Arbeiten durchgeführt werden und der bestimmt welche Arbeiten wie durchgeführt werden, faktischen Einfluss aus und hat deshalb nach der Verkehrsauffassung Gewahrsame an den Materialien und den daraus entstandenen Abfällen (ErIRV 1005 BlgNr XXIV. GP, 14 unter Hinweis auf OGH 23.2.1993, 1Ob516/93; OGH 4.9.1998, 6Ob211/98t; OGH 18.9.1991, 1Ob22/91; VwGH 20.2.1990, 90/01/0010). Abfallsammler ist gemäß § 2 Abs 6 Z 3 jede Person, die von Dritten erzeugte Abfälle selbst oder durch andere abholt (lit a), entgegennimmt (lit b) oder über deren Abholung oder Entgegennahme rechtlich verfügt (lit c).

Nach dem Gesetzeswortlaut gibt es daher nur zwei Arten von Abfallbesitzern: Diejenigen, die die bewegliche Sache selbst erzeugt haben; und diejenigen, die diese bewegliche Sache selbst innehaben. Subjektiver Abfall kann diese bewegliche Sache nur dann werden, wenn der Sachbesitzer außerdem die bereits erörterte Entledigungsabsicht hat. Um daher für eine Sache die Abfalleigenschaft annehmen zu können, müssen wie bereits ausgeführt, zwei Grundvoraussetzungen gegeben sein. Es muss sich um eine bewegliche Sache handeln und der (Abfall)Besitzer muss sich der Sache entledigen (wollen). Nach ständiger Rechtsprechung des Verwaltungsgerichtshofes reicht es für die Subsumtion einer Sache unter den subjektiven Abfallbegriffes aus, dass bei irgendeinem Vorbesitzer eine Entledigungsabsicht bestanden hat (statt vieler VwGH 28. 05 2014, 2012/07/0017, mwN).

Die zu der Frage, ob eine Sache Abfall darstellt oder nicht, bestehende Verwaltungspraxis und höchstgerichtliche Judikatur mit einer teils exzessiven Begriffsauslegung bereitet jedoch enorme praktische Probleme. Anhand drei konkreter Beispiele – eines Bauunternehmens, das vom Grundstückseigentümer mit dem Aushub von Boden beauftragt wird; eines Gärtners, der vom Grundstückseigentümer mit dem Schneiden von Bäumen und Sträuchern beauftragt wird; und eines Arztes, der einem Patienten den Blinddarm entfernt – soll im Folgenden diese Problematik näher beleuchtet werden.

4 DAS BAUUNTERNEHMEN ALS ABFALLERZEUGER, ABFALLSAMMLER, ABFALLBEHANDLER

Konkrete Judikatur gibt es zum Fall des Bauherrn (vielfach zugleich des Liegenschaftseigentümers), der im Zuge von Bautätigkeiten den Aushub von Bodenmaterial in Auftrag gibt. Der VwGH führte dazu folgendes aus: *„Nach der Lebenserfahrung geht es einem Bauherrn oder Bauführer, wenn bei der Realisierung von Bauvorhaben das angefallene Aushubmaterial von der Baustelle weggeführt wird, im Regelfall hauptsächlich darum, das Bauvorhaben, ohne durch das Material behindert zu werden, zu vollenden, und ist somit üblicherweise mit dessen Fortschaffung von der Baustelle eine Entledigungsabsicht verbunden.“* (23.04.2015, 2012/07/0047, Erkenntnis vom 25. Februar 2009, Zl. 2008/07/0182). *„Da es Bauherren darum geht, das Aushubmaterial loszuwerden, um das Bauvorhaben zu vollenden, ohne durch dieses Material behindert zu werden, besteht insoweit eine Entledigungsabsicht. Damit sind die Voraussetzungen des subjektiven Abfallbegriffs iSd § 2 Abs. 1 Z 1 AWG 2002 erfüllt (vgl. E 22. März 2012, 2008/07/0204). In diesem Zusammenhang kommt es darauf, wer den Aushub vorgenommen hat, nicht entscheidend an. Es ist vielmehr darauf abzustellen, ob die ausführende Firma hinsichtlich der von ihr getätigten Aushübe mit der Durchführung des Aushubs von Dritten beauftragt worden ist oder ob sie selbst Bauherr war. War sie mit der Durchführung der Bautätigkeiten lediglich beauftragt, so ist bei der Prüfung der Abfalleigenschaft darauf abzustellen, ob die Überlassung der Aushubmaterialien vom Bauherrn an die ausführende Firma als in prima facie anzunehmender Entledigungsabsicht des Bauherrn erfolgt anzusehen ist oder nicht.“* (VwGH 31.03.2016, 2013/07/0284)

Diese Judikaturlinie entspricht jedoch nicht der Rechts- und Tatsachenlage. Beauftragt ein Bauherr oder Liegenschaftseigentümer ein Bauunternehmen mit dem Aushub von Bodenmaterial oder dem Gebäudeabbruch, so wird dabei regelmäßig der Auftragnehmer (das Bauunternehmen) verpflichtet, aus einer unbeweglichen Sache (Boden oder Bauwerk) eine Bewegliche zu machen. In den vertraglichen Bestimmungen wird auch regelmäßig das Fortschaffen auf Gefahr und Kosten des Auftragnehmers, häufig sogar der Eigentumsübergang des Materials auf den Auftragnehmer, noch bevor die Tätigkeit des Aushebens oder Abbrechens durchgeführt wird, vereinbart. Der Auftragnehmer übt im Zuge der Durchführung der vereinbarten Arbeit eine Tätigkeit aus, durch die aus einer unbeweglichen Sache eine bewegliche wird, welche dann potentiell (subjektiv oder objektiv) zu Abfall werden kann. *„Sofern vom [Auftraggeber] nicht anders angeordnet, geht das Aushubmaterial in das Eigentum des [Auftragnehmers] über, unbeschadet einer Vergütung für den Transport, das Verwerten oder Deponieren.“* (Bundesministerium für Wirtschaft, Familie und Jugend 2013, 56).

Erst in der juristischen Sekunde, in der aus der unbeweglichen Sache eine Bewegliche wird, kann aber überhaupt (potentiell) Abfall entstehen. Da bei Aushub- oder Abbrucharbeiten erst durch die Tätigkeit der Baufirma ein Teil der unbeweglichen Sache "Grundstück" zu einer beweglichen Sache (Erde, Baurestmassen) wird, ist dieses Unternehmen Abfallerzeuger und damit auch der erste Abfallbesitzer. Diese Rechtsansicht wird durch Ausführungen in einem Leitfaden über Bauausschreibungen des Bundesministeriums für Wirtschaft, Familie und Jugend (nunmehr Bundesministerium für Digitalisierung und Wirtschaftsstandort) gestützt. In diesem Leitfaden wird zur Frage der Sachherrschaft und des Eigentums an Bodenaushub folgendes ausgeführt: *„D.h. rechtlich gesehen ist der Auftragnehmer Besitzer des Aushubmaterials*

(er hat Verfügungsmacht über eine Sache) ab dem Zeitpunkt des Aufladens auf die Baggeraufel [...]“. (Bundesministerium für Wirtschaft, Familie und Jugend 2013, 155). Ob nun der Bauherr eine Entledigungsabsicht hatte, ist nicht relevant, weil er bei normalem Geschäftsgang nie Abfallbesitzer der (neu entstandenen) bewegliche Sache werden kann. Weder hat er die bewegliche Sache erzeugt, noch hat er die bewegliche Sache inne gehabt. Ob er hinsichtlich der davor bestehenden unbeweglichen Sache Entledigungsabsicht hatte, kann im vorliegenden Fall keine Rolle spielen, da eine unbewegliche Sache selbst bei bestehender Entledigungsabsicht subjektiv kein Abfall sein kann. Es fehlt schlicht an der Grundvoraussetzung für die Einstufung als Abfall, nämlich der „Beweglichkeit“ der Sache.

Auch die Auftragserteilung zum Aushub macht den Grundstückseigentümer/Bauherrn nicht zum Abfallbesitzer. Der Gesetzgeber subsumiert ausschließlich den Erzeuger und den Inhaber unter den Begriff des Abfallbesitzers (§ 2 Abs 6 Z 1), nicht aber denjenigen, der die Erzeugung durch einen anderen durchführen lässt oder der über die Erzeugung rechtlich verfügt.

Die rechtliche Verfügungsgewalt oder die Beauftragung dritter spielt nach der offensichtlichen Intention des Gesetzgebers bei der Erzeuger- oder Inhaberschaft von Abfall keine Rolle. Wäre es die Absicht des Gesetzgebers gewesen auch die rechtliche Verfügung von Sachen zu einem Bestandteil der Beurteilung, ob jemand als „Abfallbesitzer“ zu qualifizieren ist, hätte er wohl – wie nur zwei Ziffern weiter, beim Begriff des Abfallsammlers gemäß § 2 Abs 6 Z 3 AWG 2002 – auch jene Person als Abfallbesitzer aufgelistet, die über Abfällen, die von Dritten erzeugt wurden, selbst oder durch andere rechtlich verfügt. Beim Abfallsammler hat der Gesetzgeber auch jene als Sammler definiert, die über Abholung oder Entgegennahme von Abfällen rechtlich verfügen. Eine ungewollte Gesetzeslücke liegt dabei offensichtlich nicht vor. Hätte der Gesetzgeber ebenso den Auftraggeber oder den rechtlichen Verfüger der Erzeugung einer beweglichen Sache zum potentiellen "Abfallbesitzer" machen wollen, hätte er dies, wie auch beim Abfallsammler, wohl dezidiert in den Gesetzeswortlaut aufgenommen. Da eine planwidrige Gesetzeslücke gerade nicht vorliegt, kommt ein Analogieschluss gemäß der juristischen Methodenlehre *in concreto* nicht in Betracht.

Nach dem Gesetzeswortlaut gibt es daher ausschließlich zwei Arten von Abfallbesitzern: Diejenigen, die die bewegliche Sache selbst erzeugt haben; und diejenigen, die diese bewegliche Sache selbst innehaben. Subjektiver Abfall kann eine solche bewegliche Sache nur dann werden, wenn der Abfallbesitzer außerdem eine Entledigungsabsicht hat. Es kann daher hinsichtlich der Beurteilung der subjektiven Abfalleigenschaft niemals darauf ankommen, ob der Bauherr, der den Aushub nicht selbst durchführt, eine Entledigungsabsicht hat, sondern nur auf die Entledigungsabsicht des ausführenden Unternehmens (oder diesem nachgeschalteten Besitzern).

Hat es zu jenem Zeitpunkt, zu dem der Bodenaushub erstmals Abfall im subjektiven Sinn hätte werden können, keine "Entledigungsabsicht" des ersten Abfallbesitzers (Abfallersterzeugers), also der Baufirma, gegeben, so kann der Bodenaushub zu diesem Zeitpunkt gemäß obiger Ausführungen eigentlich kein Abfall sein. Dennoch erkannte die österreichische Verwaltungsgerichtsbarkeit in zwei Rechtsgängen (stmk LVwG 09.02.2017, LVwG 46.23-2906/2016-17; VwGH 29.06.2017, Ra 2017/16/0067-8; stmk LVwG 18.10.2017, LVwG 46.23-2906/2016-24; VwGH 06.02.2018, Ra 2017/16/0180-

11), dass Bodenaushub Abfall darstellt, wenn die Aushubarbeiten von einem Bauunternehmen im Auftrag eines Bauherrn durchgeführt werden. Dies obwohl vom Bauunternehmen vorab mit einem Reitplatzbesitzer vereinbart worden war, dass das Aushubmaterial zu ihm verbracht wird, damit er seinen Reitplatz anschütten kann. Anhand obiger Ausführungen ist diese Judikaturlinie als verfehlt anzusehen.

Tatsächlich konnte nämlich erst das Bauunternehmen Abfallbesitzer werden. Davor hat es keinen "Besitzer" dieser rechtlich noch nicht existenten beweglichen Sache (Bodenaushub) gegeben, und für eine nicht existente Sache kann auch keine Entledigungsabsicht bestehen; die nachfolgenden Besitzer (z.B. ein Transporteur) haben ebenfalls keine Entledigungsabsicht gehabt. Während des gesamten Geschäftsfalles, also vom Herstellen der beweglichen Sache durch das Bauunternehmen bis zur Verwendung, war von keinem Besitzer der beweglichen Sache beabsichtigt, sich des Bodenaushubmaterials zu entledigen. Vielmehr war von allen Beteiligten beabsichtigt, dieses Material weiterzuverwenden. Dennoch wurde im Verfahren vom LVwG festgestellt, dass „der Bauherr jedenfalls Entledigungsabsicht gehabt hat, da das Material zuerst [an das Bauunternehmen], dann an den Transporteur und erst dann an die beschwerdeführende Partei übergeben worden ist und diese jedenfalls Abfallbesitzer gewesen sind“. Der VwGH bestätigte im zweiten Rechtsgang mit Zurückweisungsbeschluss diese Rechtsansicht wohl implizit.

Verkannt haben sowohl das Verwaltungsgericht als auch der Gerichtshof, dass der Bauherr, der den Auftrag zum Ausheben des Bodens erteilt hat, nie "Besitzer" der beweglichen Sache Bodenaushub wurde. Besitzer war der Bauherr lediglich von der unbeweglichen Sache Boden, solange dieser Boden mit der Liegenschaft fix verbunden war. Im Ergebnis hätte in diesem Fall rechtlich niemals die Abfalleigenschaft festgestellt werden dürfen.

Dieser Rechtsansicht wird auch in den Erläuterungen zum Begriff des Abfallinhabers nicht widersprochen (ErlRV 1005 BlgNr XXIV. GP, 14). Demnach ist derjenige, nach dessen Anweisungen bzw. Vorstellungen die Arbeiten durchgeführt werden und der bestimmt, welche Arbeiten wie durchgeführt werden aufgrund des faktischen Einflusses Inhaber der Sache. Nach der Auftragsabteilung (vereinbart werden grundsätzlich Ort und Menge des Aushubs) werden die Arbeiten hauptsächlich gemäß den Anordnungen der verantwortlichen Person, des Bauunternehmens durchgeführt. Und selbst wenn der Bodenaushub nach den Anweisungen des Bauherrn oder Liegenschaftseigentümers durchgeführt werden sollte, so werden diese Anweisungen schon zu einem Zeitpunkt erteilt, zu dem die bewegliche Sache noch gar nicht existiert. Deshalb kann auch in diesem Fall der Bauherr bzw. Liegenschaftseigentümer nicht Inhaber bzw. Besitzer der (noch nicht existierenden) beweglichen Sache werden. Zu dem Zeitpunkt, zu dem die bewegliche Sache erschaffen wird, übt bereits das Bauunternehmen die Gewahrsame aus, da der Bodenaushub bei normalem Geschäftsgang gemäß den Anweisungen des Bauunternehmens (konkret des Geschäftsführers oder jeweiligen Baustellenleiters) aufgeladen, verbracht und verwertet wird.

Anders wird die Rechtslage von einem Teil der Lehre interpretiert. Demnach solle folgendes gelten: *„Abfallersterzeuger kann nach dem Gesetzeswortlaut nur derjenige sein, durch dessen Tätigkeit Abfall anfällt. Allerdings hat der EuGH bereits festgehalten, dass dann, wenn die Tätigkeit von einem Dritten*

– bspw auf Grund seiner wirtschaftlichen Machtposition – derart fremdbestimmt wird, sodass der Dritte das Verhalten des unmittelbaren Verursachers ‚rechtlich UND tatsächlich‘ (SA in der Rs C-1/03, Van de Walle Rz 53) beherrscht, Abfall ausnahmsweise bereits durch die Tätigkeit des Dritten anfällt und dieser daher als Abfallersterzeuger zu qualifizieren ist.“ (Scheichl et al. 2012 zu § 2 AWG 2002, Rz 154 unter Hinweis auf EuGH 07.09.2004, C-1/03, Van de Walle und EuGH 24.06.2008, C-188/07, Commune de Mesquer).

Was aber dort als allgemeingültiger Rechtssatz dargestellt wird, hat der EuGH unter Hervorhebung des Verursacherprinzips der RL 75/442/EWG des Rates vom 15. Juli 1975 über Abfälle nur als theoretisch anwendbares Hilfskonstrukt in einem sachlich eng begrenzten Szenario erwähnt. Dann, wenn durch den Abfall (z.B. aus einem Tanker in das Meer auslaufendes Öl; von einer Tankstelle versickernder Treibstoff) ein Schaden entstanden ist und die diesbezügliche Kostentragung ausjudiziert werden muss, ist es denkbar, dass bei einem Verschulden, welches zum Schaden beigetragen hat, auch ein etwaiger Vorbesitzer einer Sache, die erst später zu Abfall wurde, als „Abfallerzeuger“ angesehen werden kann.

Im Wortlaut heißt es in der Entscheidung van de Walle: *„Die unabsichtlich ausgebrachten Kraftstoffe, die aus den Tanks einer Tankstelle ausgetreten sind, waren von dieser zum Zweck ihres Betriebes erworben worden. Sie befinden sich daher im Besitz der Betreiberin der Tankstelle. Außerdem war es die Betreiberin, die die Kraftstoffe im Rahmen ihrer Tätigkeit lagerte, als sie zu Abfällen wurden, und die damit dafür verantwortlich ist, dass die Abfälle im Sinne von Artikel 1 Buchstabe b der Richtlinie 75/442 „angefallen“ sind. Infolgedessen ist die Betreiberin der Tankstelle, da sie gleichzeitig Besitzerin und Erzeugerin dieser Abfälle ist, als ihre Besitzerin [...] anzusehen. Sollte sich jedoch im Ausgangsverfahren [...] herausstellen, dass der schlechte Zustand der Tanks der Tankstelle und das Austreten der Kraftstoffe auf einen Verstoß des diese Tankstelle beliefernden Mineralölunternehmens gegen seine vertraglichen Verpflichtungen oder auf andere Mächenschaften zurückzuführen sind, die die Haftung dieses Unternehmens auslösen können, könnte aufgrund dessen anzunehmen sein, dass durch die Tätigkeit dieses Mineralölunternehmens im Sinne von Artikel 1 Buchstabe b der Richtlinie 75/442 „Abfälle angefallen sind“ und dass das betreffende Unternehmen daher als Besitzer dieser Abfälle angesehen werden kann“* (EuGH 07.09.2004, C-1/03, Van de Walle, Rz 59 f).

In der Entscheidung *Commune de Mesquer* bestätigte der EuGH seine Rechtsansicht: *„Im Fall unabsichtlich ins Meer ausgebrachter Kohlenwasserstoffe ist gleichermaßen festzustellen, dass der Eigentümer des Schiffes, das diese Kohlenwasserstoffe befördert, diese unmittelbar vor ihrer Verwandlung in Abfall in seinem Besitz hat. Unter diesen Umständen kann der Schiffseigner als derjenige angesehen werden, durch den diese Abfälle im Sinne von Art. 1 Buchst. b der Richtlinie 75/442 angefallen sind, und deshalb insoweit als „Besitzer“ [...] eingestuft werden. [...] Werden infolge der Havarie eines Öltankers unabsichtlich Kohlenwasserstoffe ins Meer ausgebracht, so kann das nationale Gericht den Verkäufer dieser Kohlenwasserstoffe und Befrachter des Tankschiffs, das diese befördert, als denjenigen ansehen, durch den „Abfälle angefallen sind“, wenn [...] dieser Verkäufer-Befrachter zu der Gefahr einer Verschmutzung, wie sie durch die Havarie eingetreten ist, beigetragen hat, insbesondere wenn er es versäumt hat, Maßnahmen zur Verhütung eines solchen Ereignisses [...] zu treffen. Unter solchen Umständen kann dieser Verkäufer-Befrachter als früherer Besitzer der [...] angesehen werden.“* (EuGH 24.06.2008, C-188/07, *Commune de Mesquer*)

In beiden Fällen hat der EuGH die Abfallentstehung angenommen, als das Öl bzw. der Kraftstoff in das Meer bzw. den Boden ausgelaufen sind. Dabei hat es sich aber jeweils um die Entstehung von Abfall aus objektiver Sicht gehandelt und nicht um eine aufgrund der Entledigungsabsicht. Umgelegt auf die österreichische Rechtslage kommt diese Hilfskonstruktion – d.h. die Annahme, dass eine Person zu dem Zeitpunkt, als der Abfall noch nicht entstanden war, durch ihr Verschulden an der Abfallentstehung, Abfallersterzeuger wird – ebenfalls nur bei der Entstehung von Abfall aus objektiven Gründen in Betracht, wie die vorstehenden Beispiele zeigen. In den vom EuGH bearbeiteten Fällen ist nach der österreichischen Rechtslage nicht eine etwaige Entledigungsabsicht der Tankstellenbetreiberin oder des Frachtunternehmens für die Abfalleigenschaft relevant, sondern schlicht die Tatsache, dass die Behandlung als Abfall im öffentlichen Interesse gelegen ist. Diesfalls wäre denkbar, dass durch das Verschulden an der Entstehung des objektiven Abfalls auch ein etwaiger Vorbesitzer als Abfallerzeuger angesehen werden könnte, wenn dies für die Kostentragung relevant ist. Tatsächlich geht es in den Fällen vor dem EuGH vorwiegend um eine schadenersatzrechtliche, aber keine abfallrechtliche Problematik.

Wird der Abfallbegriff so weit ausgelegt, wie es durch die Vollziehung, den VwGH und die Literatur erfolgt, führt das zu ungewollten Konsequenzen und Problemen im Umgang mit Boden, Bodenaushub, Erde, Tunnelausbruchmaterial und anderen natürlich vorkommenden Materialien. Baufirmen müssen auf einmal abfallrechtliche und abgabenrechtliche Bestimmungen einhalten (z.B.: Berufsrechtliche Bewilligung nach § 24a AWG 2002, Anlagenrechtliche Genehmigungen nach § 37 oder § 53 AWG 2002, Allgemeine Bestimmungen zu geeigneten Orten nach § 15 AWG 2002, Abgabenbestimmungen des § 3 Abs 1 ALSAG und die Ausnahmebestimmungen des § 3 Abs 1a ALSAG, etc.).

5 DER GÄRTNER ALS ABFALLERZEUGER, ABFALLSAMPLER, ABFALLBEHANDLER

Ähnliches gilt für einen Gärtner, der vom Grundstückseigentümer mit dem Schneiden von Bäumen beauftragt wird und aus den Ästen anschließend Hackschnitzel herstellen möchte. Bäume sind Bestandteil von Grund und Boden und bleiben so lange eine unbewegliche Sache, bis sie vom Grund und Boden abgesondert werden (§ 295 ABGB). Das gilt natürlich auch für die einzelnen Äste des Baumes. Erst durch das Schneiden werden die Äste zu einer beweglichen Sache und können daher überhaupt theoretisch zu Abfall werden.

Auch hier gilt: Erst in der juristischen Sekunde, in der aus der unbeweglichen Sache eine Bewegliche wird, kann (potentiell) Abfall entstehen. Dabei kommt es aber nicht auf die Entledigungsabsicht des Liegenschafts-/Baumeigentümers an – zu dem Zeitpunkt, zu dem das Schneiden der Bäume in Auftrag gegeben wird, kann sich eine etwaige Entledigungsabsicht nur auf die unbewegliche Sache „Baum“ beziehen, die aber per definitionem keinen Abfall darstellen kann. Erst zu dem Zeitpunkt, an dem die Baumschere bzw. Säge den Ast vom Rest des Baumes trennt, entsteht eine bewegliche Sache, die theoretisch Abfall darstellen könnte. Dabei muss es zur Beurteilung der Abfalleigenschaft auf die etwaige Entledigungsabsicht des beauftragten Gärtners, nicht aber auf die des Liegenschaftseigentümers ankommen. Wenn der Gärtner bereits weiß, dass das Schnittgut kein Abfall, sondern etwa Rohmaterial für die Hackschnitzelherstellung sein wird, hat er keine Entledigungsabsicht und kann keinen Abfall erzeugen.

Setzt man die Judikatur des VwGH konsequent um, wäre aber nur relevant, ob der Pflanzeneigentümer eine Entledigungsabsicht hat. Auch der Vorgang des „Baumschneidens“ würde dadurch zu einem, der den abfallrechtlichen Bestimmungen unterliegt. Der Gärtner braucht auf einmal eine Sammler- und Behandlergenehmigung, Lager für Hackschnitzel müssen gewerberechtlich oder sogar abfallrechtlich genehmigt werden, Heizanlagen werden dadurch, mit allen Konsequenzen, zu Abfallverbrennungsanlagen und die „Nichteinhaltung“ von abfallrechtlichen Bestimmungen führt auch hier zu abgabenrechtlichen Verpflichtungen nach dem ALSAG.

6 DER ARZT ALS ABFALLERZEUGER, ABFALLSAMMLER, ABFALLBEHANDLER

Die aus Sicht der Autoren völlige Fehlinterpretation der gesetzlichen Bestimmungen zum Abfallerzeuger, Abfallbesitzer, Abfallhersteller, etc. durch das Höchstgericht und die vollziehende Verwaltung zeigt sich am Beispiel eines Chirurgen, der einem Patienten ein nicht mehr gewünschtes Organ entfernt. Auch der Chirurg, der Teile des Körpers (z.B. Blinddarm, Weisheitszähne) entfernen muss, würde nämlich nach der Rechtsprechung des VwGH zu § 2 Abs 6 AWG 2002 wohl Abfall herstellen. Der menschliche Körper gilt nach den gesetzlichen Bestimmungen nicht als Sache. Auch Körperteile können daher kein Abfall sein, solange sie mit dem Körper fest verbunden sind. Werden sie aber entnommen und damit zu einer beweglichen Sache, würden sie, folgt man dieser Judikatur des VwGH konsequent, aufgrund der Entledigungsabsicht des Patienten automatisch medizinische Abfälle (Körperteile und Organabfälle der ASN 97104) darstellen. Der Chirurg wird zum Abfallerzeuger, weil er etwas entfernt, was ein anderer nicht mehr haben möchte. Aus Sicht der Autoren wäre er aber, wie die Baufirma oder der Baumschneider, Abfallerzeuger, weil durch die Tätigkeit der potentielle Abfall erstmals entstanden ist. Auch jeder, der das Organ übernimmt, um es weiter zu behandeln oder zu untersuchen (etwa ein Labor), wird Abfallbesitzer. Schon durch das Annehmen des Organs sammeln diese Personen Abfall und benötigen damit eine Genehmigung gemäß § 24a AWG 2002. Weitere, wohl vom Gesetzgeber nicht intendierte, aber durchaus wahrscheinliche Folgen dieser Judikatur sind, dass die Operationssäle auf einmal zu Abfallbehandlungsanlagen werden, der Chirurg und jeder weitere Übernehmer ein Zwischenlager für die entfernten Organe braucht und bei „Nichteinhaltung“ der Bestimmungen eine Abgabepflicht nach dem ALSAG entstehen kann.

7 SCHLUSSFOLGERUNG BZW. ZUSAMMENFASSUNG

In den letzten Jahren wurde der Abfallbegriff von der Vollziehung, gestützt durch (höchst)gerichtliche Entscheidungen, immer extensiver ausgelegt. Augenscheinlich wird dieses Problem bei einer Analyse der Rechtsfolgen der Judikatur des VwGH zum Abfallbegriff im Zusammenhang mit Bodenaushubmaterialien. Für unbelastetes Bodenaushubmaterial kommt die subjektive Abfalleigenschaft in Betracht. Gemäß § 2 Abs 1 Z 1 AWG 2002 fallen darunter bewegliche Sachen, deren sich der Besitzer entledigen will oder entledigt hat. Nach der Judikatur ist es ausreichend, dass die Entledigungsabsicht bei irgendeinem Vorbesitzer des Abfalls bestanden hat.

Der VwGH hat judiziert, dass aufgrund der Entledigungsabsicht des Bauherrn bzw. Liegenschaftseigentümers Bodenaushubmaterial, das von einem Bauunternehmen ausgehoben wird, grundsätzlich Abfall darstellt. Er übersieht dabei jedoch, dass erst durch die Tätigkeit des Bauunternehmens eine bewegliche Sache entsteht, die überhaupt potentiell Abfall darstellen kann. Das aushebende Unternehmen ist daher Abfallersterzeuger und erster Abfallbesitzer. Der Bauherr bzw. Liegenschaftseigentümer war nie Besitzer der beweglichen Sache, sondern nur der unbeweglichen Sache „Grundstück“, die aber keinen Abfall darstellen kann. Seine mögliche Entledigungsabsicht ist daher nicht relevant. Es kann ausschließlich auf die Entledigungsabsicht des Bauunternehmens ankommen. Diese Rechtsprechung lässt sich auch auf andere Sachverhalte übertragen und ist durchwegs kritisch zu betrachten. So erzeugen auch der Gärtner, der mit dem Schneiden von Bäumen beauftragt wird, und der Operateur, der einen Blinddarm oder Weisheitszahn entfernt, aufgrund der Ausdehnung des subjektiven Abfallbegriffs „Abfall“.

Diese Interpretation des Gesetzestextes führt somit zu vielfachen Problemen im Umgang mit Boden, Bodenaushub, Erde, Tunnelausbruchmaterial und anderen natürlich vorkommenden Materialien. Unternehmen müssen auf einmal abfallrechtliche und abgabenrechtliche Bestimmungen einhalten (z.B.: Berufsrechtliche Bewilligung nach § 24a AWG 2002, Anlagenrechtliche Genehmigungen nach § 37 oder § 53 AWG 2002, Allgemeine Bestimmungen zu geeigneten Orten nach § 15 AWG 2002, Abgabenbestimmungen des § 3 Abs 1 ALSAG und die Ausnahmestimmungen des § 3 Abs 1a ALSAG, etc.). Die exzessive Auslegung des Abfallbegriffs durch Verwaltung und Judikatur führt zu einem hohen Verwaltungsaufwand sowohl für die Normadressaten als auch die vollziehende Verwaltung, der in keinem Verhältnis zum volkswirtschaftlichen Nutzen steht. Insofern muss man sich inzwischen fragen: Ist die (ganze) Erde Abfall? Jedenfalls hinsichtlich natürlich vorkommender Materialien wie Erde, Baumschnitt und Tunnelausbruchmaterial wäre eine Einschränkung des Abfallbegriffs dringend angebracht.

LITERATUR

- Allgemeines bürgerliches Gesetzbuch für die gesammten deutschen Erbländer der Oesterreichischen Monarchie, JGS 946/1811 idF BGBl I 161/2017.
- Bundesgesetz über eine nachhaltige Abfallwirtschaft (Abfallwirtschaftsgesetz 2002 – AWG 2002), BGBl I 102/2002 idF I 32/3018.
- Bundesgesetz vom 7. Juni 1989 zur Finanzierung und Durchführung der Altlastensanierung (Altlastensanierungsgesetz), BGBl 299/1989 idF I 58/2017.
- Bundesministerium für Wirtschaft, Familie und Jugend (2013) *Die Bauausschreibung – Leitfaden für die Anwendung der StLB Hochbau 019 und Haustechnik 010*. 1005 der Beilagen XXIV. GP – Regierungsvorlage – Vorblatt und Erläuterungen
- Fenyves/Kerschner/Vonkilch (2011) *Großkommentar zum ABGB - Klang-Kommentar - §§ 285 - 352 ABGB Sachenrecht I*³
- Kodek in Fenyves/Kerschner/Vonkilch (Hrsg, 2011) *Großkommentar zum ABGB - Klang-Kommentar - §§ 285 - 352 ABGB Sachenrecht I*³ zu § 309 ABGB.
- Perner/Spitzer/Kodek (2016) *Bürgerliches Recht*⁶.
- Scheichl/Zauner/Berl (2012) *AWG 2002*

Vereinheitlichung von Restmüll-Sortieranalysen - Potenziale und Grenzen im internationalen Vergleich

A. Happenhofer & P. Beigl

Universität für Bodenkultur Wien, Institut für Abfallwirtschaft, Wien, Österreich

KURZFASSUNG: Bestrebungen zur Vereinheitlichung einer Methodik für die Planung und Durchführung von Restmüllsortieranalysen bestehen seit geraumer Zeit auf nationaler als auch internationaler Ebene. 2017 wurde in Österreich basierend auf den Ergebnissen einer technischen Arbeitsgruppe erstmals ein „Leitfaden für die Durchführung von Restmüllsortieranalysen“ erarbeitet, um die Analyseergebnisse zukünftiger Sortieranalysen bestmöglich vergleichen und evaluieren zu können. Im Zuge dieses Arbeitsprozesses und auch im Austausch mit Fachexperten aus anderen Ländern wurden gewisse methodische Frage- und Problemstellungen aufgeworfen und anhand von Auswertungen vergangener Analysen quantifiziert. Inhalt des Beitrags soll eine Beurteilung der Realisierbarkeit und auch Sinnhaftigkeit einer Vereinheitlichung auf verschiedenen regionalen Ebenen sein. Dabei stehen insbesondere Fragen des Genauigkeitsanspruchs als Verschneidung von statistischen und abfallwirtschaftspolitischen Überlegungen sowie der Datenverfügbarkeit und -qualität im Vordergrund.

1 EINLEITUNG

Die Kenntnis von Restmüllaufkommen und -zusammensetzung leistet einen wesentlichen Beitrag zur Evaluierung bestehender abfallwirtschaftlicher Systeme, sowie zur Entwicklung zukünftiger Maßnahmen im Bereich der getrennten Sammlung. Die zugrundeliegende Methode der Restmüll-Sortieranalyse schafft die Möglichkeit, Optimierungspotenziale bezüglich Getrennterfassung, Vermeidungspotenzial und Sammelkosten aufzuzeigen. Das gilt vor allem dann, wenn die regionale Charakteristik von Sammelgebieten vergleichbar ist. In der Praxis war die Vergleichbarkeit bisher oft durch die Anwendung unterschiedlicher Methoden stark eingeschränkt oder nicht möglich. Unterschiedliche methodische Ansätze zeigen sich u.a. bei der Wahl von Schichtungskriterien, der Probenahmeplanung (Wahl der Zugriffsebene, Probengröße und Stichprobeneinheit), der Probenauswahl (auf Gemeinde- und Stichprobenebene), der Durchführung der Probenahme und Sortierung (Entnahme aus Großbehältern, Siebung, Sortierkataloge) sowie der Auswertung der Ergebnisse (bezüglich Genauigkeit, Zuordenbarkeit, Übertragbarkeit). Ähnliche Diskussionspunkte finden sich auch über die Grenzen hinaus und sollen in diesem Beitrag für unterschiedlich entwickelte, abfallwirtschaftliche Systeme abgebildet werden. Die Probenahmeplanung bildet dabei den ersten Meilenstein für alle weiteren Abläufe einer Analyse und ist essentiell bezüglich der Aussagekraft der Analyseergebnisse. Hier können sich große Unterschiede in der Zielsetzung einer Analyse (welche Untersuchungsfragen sollen mit welchen Genauigkeiten beantwortet werden), der Datenverfügbarkeit und -qualität und natürlich ökonomischen Rahmenbedingungen ergeben.

2 ÜBERBLICK ÜBER BESTEHENDE RICHTLINIEN

Bestrebungen zur Vereinheitlichung einer Methodik für die Erhebung der Zusammensetzung fester Siedlungsabfälle bestehen auf nationaler, wie auch internationaler Ebene, bereits seit geraumer Zeit. Das erste umfassende Dokument auf europäischer

Ebene entstand 2004 im Auftrag der Europäischen Kommission (SWA-Tool, siehe Tab.1). Dieses bildet nach wie vor einen wichtigen Grundstein im europäischen Raum, lässt jedoch einige methodisch relevante Planungsaspekte für die Anwender offen. Einige Länder haben daher in weiterer Folge die Umsetzung nationaler Richtlinien forciert, um Sortieranalysen bestmöglich an ihre jeweils länderspezifischen Fragestellungen und Genauigkeitsanforderungen anpassen zu können. In Deutschland wurde 2014 die Sächsische Sortierrichtlinie (Sächsisches Landesamt für Umwelt, Landwirtschaft und Geologie 2014) fortgeschrieben und wird, wenn auch nicht rechtlich bindend, als Planungs- und Durchführungsgrundlage für die 2018 stattfindende bundesweite Hausmüllanalyse in Deutschland herangezogen. Auch in Österreich entstand 2017 als Ergebnis eines mehrstufigen Arbeitsgruppenprozesses erstmals ein „Leitfaden für die Durchführung von Restmüll-Sortieranalysen“, der einheitliche Mindestanforderungen für zukünftige Sortieranalysen festlegt (Technische Arbeitsgruppe Sortieranalysen 2017). Die Entscheidung, mit welchem Detaillierungsgrad Anforderungen vorgegeben werden sollen, stellt dabei immer eine Abwägung aus gewünschtem Informationsgewinn und den – in der Regel damit positiv korrelierenden – Aufwendungen dar.

Tab. 1: Übersicht bisheriger Richtlinien zur Planung und Durchführung von Sortieranalysen für feste Siedlungsabfälle.

Land/Region	Jahr	Titel	Quelle
Europa	2004	Methodology for the Analysis of Solid Waste (SWA-Tool)	European Commission (2004)
Schweden	2005	Municipal Solid Waste Composition Analysis Manual	The Swedish Association of Waste Management (RVF 2005)
USA	2008	Standard Test Method for Determination of the Composition of Unprocessed Municipal Solid Waste	ASTM International (2008)
Frankreich	2009	French National Household Waste Characterization Survey	Agence de l'environnement et de la maîtrise de l'énergie (ADEME 2009)
Deutschland	2014	Richtlinie zur einheitlichen Abfallanalytik in Sachsen (Sächsische Sortierrichtlinie 2014)	Sächsisches Landesamt für Umwelt, Landwirtschaft und Geologie
Österreich	2017	Leitfaden für die Durchführung von Restmüll-Sortieranalysen	Bundesministerium für Nachhaltigkeit und Tourismus (Technische Arbeitsgruppe Sortieranalysen 2017)

2.1 Gestaltungsvarianten versus Vereinheitlichung: Wie starr bzw. offen sollen Vorgaben sein?

Kern jeder Sortieranalyse ist die Festlegung von Untersuchungszielen und (Genauigkeits-)Anforderungen im Vorfeld der Analysenplanung. Diese beiden Aspekte haben in weiterer Folge entsprechende Auswirkungen auf die Anforderungen bezüglich Datenqualität und -quantität, technische und statistische Fragestellungen im Analysedesign, sowie letztendlich auch auf erforderliche Kapazitäten während der Durchführung der Analysen. Als besonders relevante Gestaltungsvarianten können die nachfolgenden Aspekte genannt werden:

- Definition von Untersuchungsfragen für relevante Abfallfraktionen inklusive Genauigkeitsanforderung und regionaler Ebene,

- Wahl abfallwirtschaftlich relevanter Schichtungskriterien zur bestmöglichen Unterteilung der Grundgesamtheit (Tab. 2 zeigt Schichtungskriterien und Einflussfaktoren, die im Zuge der landesweiten Sortieranalysen 2018/19 in Österreich berücksichtigt werden),
- Festlegung einer geeigneten Probeneinheit und –größe,
- Abfalltechnische Fragestellungen im Zuge der Probenahme und Sortierung, insbesondere Wahl der Zugriffsebene und Einfluss von Siebschritten und
- Hochrechnung der Analyseergebnisse und adäquate Auswertungsmethoden mit ausreichender Berücksichtigung entsprechender Einflussfaktoren (Gewichtung nach Schichten, Probenmassen, Umgang mit Ausreißern).

Tab. 2: Übersicht geeigneter Schichtungskriterien und Einflussfaktoren (adaptiert nach Happenhofer et al. 2018).

Schichtungskriterium/ Einflussfaktor	Ausformung	Indikator(en)
Regionale Schichtung	3 Schichten (vorwiegend städtisch, intermediär, vorwiegend ländlich) 5 Schichten (städtisch, vorw. städtisch, intermediär, vorw. ländlich, ländlich)	Siedlungsdichte* Anteil der Mehrfamilienhäuser (mit mehr als drei Wohnungen an allen Wohngebäuden)** Spezifischer Pendlersaldo*** Durchschnittliche Haushaltsgröße****
Saisonale Unterteilung	2 – 4 Kampagnen	Restmüll-Jahresgang (auf Bezirks- oder Gemeindeebene)
Tourismus	Tourismus-/Nicht-Tourismugemeinden	Nächtigungen pro Einwohner und Jahr (</> 50 ÜN pro EW und Jahr)
(ggf.) weitere strukturelle Schichtungskriterien	Nach politischem Bezirk, Abfallwirtschaftsverband (AWV), Sammelsystem	Verwaltungspolitische Zuordnung, Zuordnung zu jeweiligem AWV, Zuordnung nach Sammelsystem (z.B. LVP-Sammelsystem)

*Siedlungsraum in Einwohner pro Hektar, **It. Wohnungszählung, ***Einpendler abzüglich Auspendler pro Einwohner lt. abgestimmter Erwerbsstatistik, ****It. abgestimmter Erwerbsstatistik.

Vereinheitlichung ist sinnvoll bezüglich:

- Standardisierter sozioökonomischer Faktoren mit bekannter Relevanz / Signifikanz zur Unterteilung der Grundgesamtheit inklusive Aktualisierbarkeit,
- Probenahme- und Sortiermethoden (Wahl der Zugriffsebene, Festlegungen bezüglich Sortierpraxis bspw. für den Umgang mit Anhaftungen oder Lebensmitteln),
- Sortierkatalog bzw. Sortierfraktionen (eindeutige Zuordenbarkeit aller Untergruppen zur ersten Hauptgruppe) und
- Hochrechenbarkeit der Ergebnisse (Repräsentativität der Ergebnisse mit Massenbezug sowie nach Schichten und regionalen Ebenen).

Freiheitsgrade sind sinnvoll im Falle von:

- unterschiedlichen abfallwirtschaftlichen Strukturen bzw. Ausbaustufen der getrennten Sammlung,
- stark von Tourismus geprägten Regionen und

- unterschiedlich guter Datenverfügbarkeit bzw. –qualität und Vorinformationen zum Untersuchungsgebiet.

3 SCHLUSSFOLGERUNGEN

Bei der Planung und Durchführung von Restmüll-Sortieranalysen gibt es diverse methodische Ansätze, die bisher zu weiten Teilen durch Erfahrungen aus der Praxis begründet wurden. Diese gilt es anhand wissenschaftlicher Methoden auf deren Genauigkeitsgehalt und Aussagekraft hin zu prüfen. Dabei soll der Fokus darauf liegen, zwischen marginalen und signifikanten Einflussgrößen zu unterscheiden, um logistisch und ökonomisch sinnhafte Empfehlungen für die abfallwirtschaftliche Praxis geben zu können. Dies soll neben den bereits genannten Beispielen anhand von Fragestellungen wie der Entnahme bzw. Aggregation von Teilproben, dem Einfluss von Siebschritten, der Ermittlung des erforderlichen Stichprobenumfangs, der Zufallsauswahl von Proben nach bzw. innerhalb zu beprobender Untersuchungseinheiten und nicht zuletzt auch der Wahl geeigneter Auswertungsmethoden untersucht werden. Damit soll gewährleistet werden, dass Analyseergebnisse zukünftig interregional und auch im Zeitverlauf miteinander vergleichbar sind und der Informationsgehalt von Restmüll-Sortieranalysen möglichst optimal ausgeschöpft werden kann.

LITERATUR

- ADEME (2009) French national household waste characterization survey. [Verfügbar in: <http://www.ademe.fr/french-national-household-waste-characterisation-survey-results-2007>]
- ASTM International (2008): Standard Test Method for Determination of the Composition of Unprocessed Municipal Solid Waste, USA. [Verfügbar in: <https://www.astm.org/Standards/D5231.htm>].
- Beigl P., Happenhofer A. und Salhofer S. (2017) Technische Anleitung für die Durchführung von Restmüll-Sortieranalysen. Studie im Auftrag des Bundesministeriums für Nachhaltigkeit und Tourismus.
- European Commission (2004) Methodology for the Analysis of Solid Waste (SWA-Tool). Development of Methodological Tool to Enhance the Precision & Comparability of Solid Waste Analysis Data. Eigenverlag. [Verfügbar in: http://www.wastesolutions.org/fileadmin/user_upload/wastesolutions/SWA_Tool_User_Version_May_2004.pdf].
- Happenhofer A., Beigl P. und Salhofer S. (2018) Entwicklung einer einheitlichen Methodik zur Planung und Durchführung von Restmüllsortieranalysen. Tagungsbeitrag „8. Wissenschaftskongress Abfall- und Ressourcenwirtschaft“, DGAW.
- RVF (2005) The Swedish Association of Waste Management (RVF), Municipal Solid Waste Composition Analysis Manual, Rapport 2005:05, Malmö.
- Sächsisches Landesamt für Umwelt, Landwirtschaft und Geologie (LfULG) (2014) Richtlinie zur einheitlichen Abfallanalytik in Sachsen, Dresden.
- Technische Arbeitsgruppe Sortieranalysen (2017) Leitfaden für die Durchführung von Restmüll-Sortieranalysen. Im Auftrag des Bundesministeriums für Nachhaltigkeit und Tourismus, Wien.

Abfallwirtschaftsrecht 4.0 – Rechtliche Perspektiven auf eine digitalisierte und automatisierte Abfallwirtschaft

K. Lachmayer

Sigmund Freud Privatuniversität Wien, Wien, Österreich

L. Wieser

Univ.-Prof. (SFU) Dr. Konrad Lachmayer, Wien, Österreich

KURZFASSUNG: Der Beitrag bietet einen Ab- bzw. Aufriss zu rechtlichen Problemstellungen im Zusammenhang mit der Automatisierung und Digitalisierung der Abfallwirtschaft. Es werden dabei bestehende bzw. kurzfristig realisierbare Szenarien ebenso berücksichtigt wie langfristige Perspektiven. Das Recht erweist sich als demokratisch festgelegte Rahmenbedingung der Weiterentwicklung des Abfallwirtschaftsrechts; es wird aber gleichzeitig einem Veränderungsprozess unterworfen, um die Nutzung der neuen technologischen Potentiale zu ermöglichen und zu gestalten.

1 DIGITALISIERUNGS- UND AUTOMATISIERUNGSPOTENTIALE IN DER ABFALLWIRTSCHAFT

Die Debatte um die Digitalisierung der Abfallwirtschaft bietet ein breites Spektrum an Anwendungsmöglichkeiten, die an allen Stellen der Abfallsammlung und Abfallverwertung ansetzen. Dabei bestehen einerseits bereits konkrete Anwendungsbeispiele und andererseits weiter in der Zukunft liegende Visionen für die Branche. Ohne Anspruch auf Vollständigkeit oder Priorität werden drei Bereiche dargestellt, in denen Automatisierungspotentiale in der Abfallwirtschaft bestehen:

- Bei der Abfallsammlung, insbesondere im Kontext von Siedlungsabfällen (Stichwort: „Mülltonne“),
- Bei der Abfallentsorgung, insbesondere beim Transport des Abfalls (Stichwort: „Müllwagen“) und
- Bei der Abfallverwertung, insbesondere bei der Koordination zwischen den Abfallunternehmen (Stichwort: „Müllaustausch“).

1.1 Fallbeispiel a: „Die flexible oder digitalisierte Mülltonne“

Ein in Österreich in diesem Zusammenhang bereits umgesetztes Modell ist <die Plattform „wastebbox.at“ (abgerufen am 05.08.2018). Diese Plattform bietet die Möglichkeit, eine Abfallentsorgung über das Internet zu organisieren, wobei Abfallart und Größe des Entsorgungsbehältnisses festgelegt werden. Das Behältnis wird sodann per Post oder LKW geliefert und nach der Befüllung abgeholt sowie der Abfall verwertet.

Darüber hinaus bestehen Überlegungen zur Digitalisierung von Mülltonnen, die selbsttätig melden, wenn eine Entleerung notwendig ist. Die Mülltonne kontaktiert dabei digital das Abfallentsorgungsunternehmen, das sodann entweder ad hoc oder bei der nächsten regulär vorgesehenen Abholung den Abfall entsorgt und verwertet.

Derartige Modelle führen zu einer stärkeren Personalisierung der Abfallverursachung. Damit kann zwar eine verursachergerechtere Abrechnung des Abfalls erfolgen, es wird aber gleichzeitig auf diese Weise die „Grundsolidarität der Abfallentsorgung“ in Frage gestellt (Raschauer 2017), (Neudorfer 2010), (Wimmer 2015).

1.2 Fallbeispiel b: „Der smarte Müllwagen“

Ausgangspunkt der Digitalisierung von Müllwägen ist die GPS-Ortung derselben. Auf diese Weise können Routen optimiert, aber auch unterschiedliche Müllwägen koordiniert werden. Eine vernetzte Müllabholung kann es bei Verzögerungen eines Müllwagens ermöglichen, dass Abfall durch einen anderen Wagen abgeholt werden kann, der noch über zeitliche und quantitative Kapazitäten verfügt und sich in der Nähe befindet.

Die Digitalisierung des Müllwagens bezieht sich aber insbesondere auch auf die Analyse der Inhaltstoffe des Abfalls in Hinblick auf die unterschiedlichen Abfallarten. Durch eine Vorabanalyse kann bereits der sich daraus ergebende Aufwand bei der Abfallverwertung festgestellt werden, oder sogar eine Vorselektion erfolgen. Die Vision des digitalen Müllwagens geht bis zu einem selbstfahrenden System, das – im Optimalfall – die Tonne selbst entleert und den Abfall vorab analysiert zur Abfallbehandlungsanlage befördert (Juschten & Hössinger 2017).

Mit der Digitalisierung des Müllwagens verbunden ist eine jedoch auch eine stärkere Intensität der Kontrolle der ArbeitnehmerInnen (soweit mangels Vollautomatisierung des Müllwagens noch von Menschen verrichtete Tätigkeiten benötigt werden) sowie eine stärkere Kontrolle der Inhalte des Abfalls. Diese entfaltet nicht zuletzt auch potentielle Auswirkungen in Hinblick auf die im einzelnen Haushalt lebenden Personen. Im Zusammenhang mit selbstfahrenden Fahrzeugen bestehen überdies weitere eigenständige Themenstellungen (Lachmayer 2017a), (Lachmayer 2017b), (Eisenberger et al. 2017).

1.3 Fallbeispiel c: „Müllaustausch-Plattformen und Smart-Tags“

Europäische Initiativen schaffen Online-Plattformen, um Rohstoffe – wie auch Produkte – zur Wiederverwendung auszutauschen. Unternehmen vernetzen sich auf diese Weise im Bereich der Kreislaufwirtschaft. Dies führt zur Schaffung effizienterer Märkte, um aus Abfällen wieder Produkte zu machen bzw. die aus Produkten entstehenden Abfälle zu verwerten und wiederaufzubereiten (Ermacora 1999).

Der Stoffkreislauf „Produkt – Abfall – Produkt“ kann in Zukunft etwa auch durch Smart-Tags gefördert werden. Das Versehen von Rohstoffen und Produkten mit RFID-Chips kann etwa über deren Zusammensetzung oder Herkunft Auskunft geben. Derartige Informationen können wiederum bei der Abfallverwertung eine besondere Rolle spielen (Scheichl et al. 2015), (Berl & Forster 2016), (Piska 2007).

Produktbezogene Digitalisierung kann sich erheblich auf den Markt der Abfallsammlung und Abfallverwertung auswirken und zu gänzlich neuen Vernetzungen führen. Auf diese Weise werden jedoch auch zahlreiche Daten generiert, die das Potential haben, einen Personenbezug aufzuweisen (Klar & Kühling 2018), (Eßer 2018).

2 HERAUSFORDERUNGEN FÜR DAS RECHT UND DIE RECHTSWISSENSCHAFTEN

Digitalisierung und Automatisierung fordern das Recht, aber auch die Rechtswissenschaften. Für die demokratische Gesellschaft entsteht die Notwendigkeit, rechtliche Rahmenbedingungen zu schaffen, um Digitalisierung und Automatisierung zu ermöglichen, aber auch zu begrenzen. Die Rechtswissenschaften sind aufgerufen diesen Prozess zu begleiten, Konzepte zu entwickeln, Systematisierung zu schaffen und

Wege zu weisen. Als Herausforderungen können insbesondere die zunehmende Personalisierung, die Flexibilisierung und die Automatisierung genannt werden.

2.1 Personalisierung

Digitalisierung und Automatisierung ermöglichen Lösungen für den Einzelfall, die nicht nur pauschal für alle gelten, sondern Abweichungen ermöglichen. Das Recht zeichnet sich aber typischerweise durch allgemeine Rahmenbedingungen aus, von denen nur ausnahmsweise im Einzelfall abgewichen werden kann (Freeman 2001), (Kramer 2007).

Die Personalisierung bedeutet überdies, dass immer mehr personenbezogene Daten erfasst werden. Das Recht ist gefordert, im Rahmen der zunehmenden Personalisierung den Umgang mit personenbezogenen Daten klar festzulegen und flexiblere rechtliche Strukturen zu schaffen.

2.2 Flexibilisierung

Die bereits in der Personalisierung enthaltene Möglichkeit zur Flexibilisierung der wirtschaftlichen und technischen Lösungen verlangt vom Recht ebenso eine stärkere Flexibilisierungsdynamik, um unterschiedliche Vorgehensweisen zu ermöglichen. Dabei kann sich nicht nur eine bestimmte Vorgangsweise als rechtlich zulässig erweisen, sondern können auch unterschiedliche Ansätze – soweit sie den rechtsstaatlichen Prinzipien entsprechen und die Rechte des Einzelnen sowie der Allgemeinheit berücksichtigen – zulässig sein. Gleichzeitig hat der demokratisch legitimierte Gesetzgeber jedoch klare Grenzen zu formulieren, um klarzustellen, welche Technologien oder Verfahren nicht oder nur in klar abgegrenzten Ausnahmesituationen Anwendung finden sollen.

2.3 Automatisierung (des Rechts)

Die Digitalisierungs- und Automatisierungstendenzen in der Wirtschaft führen ebenfalls zu einer Digitalisierung und Automatisierung im Recht. Diese ist bereits oftmals erforderlich, um digitalisierte Vorgänge in der Wirtschaft kontrollieren zu können und dient damit letztendlich der Aufrechterhaltung der Effektivität und Effizienz der rechtlichen Strukturen. Denn ob der Quantität der generierten Daten sowie der zeitlichen Schnelligkeit ihrer Verarbeitung sind Menschen oftmals nicht mehr in der Lage, mit digitalen Strukturen effektiv umzugehen. Es sind daher auch im Rahmen der rechtlichen Bewilligungen und Kontrollen zunehmend automatisierte Verfahren zu integrieren, die als Kommunikations-Schnittstellen den (rechtlichen) Zugriff auf die digitalisierte Wirtschaft sichern.

3 RECHTLICHE THEMENSTELLUNGEN IN ÖSTERREICH

Im Hinblick auf die eingangs dargestellten Fallbeispiele einer digitalisierten und automatisierten Abfallwirtschaft lassen sich zahlreiche rechtliche Anknüpfungspunkte finden, die einerseits einen Rahmen für die Weiterentwicklungen in der Abfallwirtschaft darstellen, die aber andererseits auch einer reformatorischen Anpassung bedürfen, um technologische Weiterentwicklungen zu ermöglichen. Zur Identifikation erster rechtlicher Themenstellungen für das Abfallwirtschaftsrecht 4.0 können die Regelungen des Abfallwirtschaftsrechts, des Datenschutzrechts, des Kommunalrechts, des Verkehrsrechts und die Grundrechte herangezogen werden.

3.1 Regulatorische Hürden des Abfallwirtschaftsrechts

Im Hinblick auf das Abfallwirtschaftsrecht ergeben sich Anpassungserfordernisse in unterschiedlichen Zusammenhängen. Bezüglich des „smarten Müllwagens“, der bereits während des Transports eine Vorselektion und Behandlung von Abfällen vornimmt, erweisen sich etwa die abfallwirtschaftsrechtliche Differenzierung von „Sammlung“ und „Behandlung“ sowie das abfallwirtschaftsrechtliche Regelungsregime für Behandlungsanlagen (Scheichl et al. 2015) als anpassungsbedürftig, da die diesbezüglich gezogenen Grenzen bei der Abfallbehandlung bereits im Müllwagen verschwimmen. So zeigt sich etwa schon in der Definition der „Sammlung“ in § 2 Abs 5 Z 9 AWG 2002, dass das AWG diese von der Behandlung abgrenzt. Denn die in der Sammlungsdefinition enthaltene „vorläufige Sortierung“ umfasst lediglich einfache Handgriffe und rein händische oder mechanische Vorsortierung (Scheichl et al. 2015). Die Behandlung definiert das AWG 2002 als „jedes Verwertungs- oder Beseitigungsverfahren, einschließlich der Vorbereitung vor der Verwertung oder Beseitigung“. Die „Abfallbehandlung“ im Müllwagen stellt damit keine bloße „Sammlung“ dar, lässt sich jedoch konzeptionell auch nicht in das anlagenrechtliche Regelungsregime des AWG 2002 eingliedern, da dieses – selbst im Kontext der „mobilen Behandlungsanlagen“ – von einer (zumindest vorübergehenden) Abfallbehandlung an einem bestimmten Ort ausgeht (Berl & Forster 2016), (Scheichl et al. 2015), (Bumberger et al. 2014).

3.2 Konformität mit dem Datenschutz

Durch die Datenschutz-Grundverordnung wurden neue rechtliche Rahmenbedingungen für die Verarbeitung personenbezogener Daten geschaffen. Auch die Digitalisierung der Abfallwirtschaft trägt vielfältig das Potenzial in sich, vermehrt personenbezogene Daten zu verarbeiten. Bereits die bloße Registrierung auf einer Plattform oder die GPS-Ortung eines Fahrzeuges eröffnen den Anwendungsbereich des Datenschutzrechts. Sodann sind vielfältige technische und organisatorische Maßnahmen zu berücksichtigen, die erforderlich sind, um eine Konformität mit dem Datenschutzrecht zu garantieren. Die Konformität mit dem Datenschutzrecht ist für eine professionelle Abfallwirtschaft 4.0 zwingend erforderlich. Soweit ArbeitnehmerInnen in den Digitalisierungsprozess integriert sind, müssen – insbesondere im Hinblick auf die durch die Digitalisierung potenziell entstehende Überwachung von ArbeitnehmerInnen – ebenso die entsprechenden Vorgaben des nationalen Arbeitnehmerdatenschutzes berücksichtigt werden und sind die damit verbundenen unternehmensinternen Verfahren zur Gewährleistung des Datenschutzes einzuhalten.

3.3 Kommunalrecht - Anschlusszwang

Im Hinblick auf die Flexibilisierung der Abfallentsorgung – etwa im Rahmen der „digitalen Mülltonne“ – sind auch die gemeinderechtlichen Rahmenbedingungen zu hinterfragen. Während einerseits der Gefahr einer Entsolidarisierung im Abfallwirtschaftsrecht entgegenzutreten ist, sind andererseits die Lösungen oftmals nicht mehr in der Konzeption des Anschlusszwanges zu finden. Neue Möglichkeiten der Verbesserung der Effizienz des Abfallwirtschaftsmanagements durch Digitalisierung und Automatisierung verlangen nach neuen Konzepten einer wirtschaftlichen Abfallentsorgung. Damit verbunden ist auch die Loslösung entsprechender Konzepte vom bloß lokalen Managementsystem hin zu digitalisierten regionalen Formen des Abfallmanagements, die die Möglichkeiten der Digitalisierung und Automatisierung nützen.

3.4 Verkehrsrecht

Durch die Integration selbstfahrender bzw. automatisierter Fahrzeuge in die Abfallentsorgung sind auch die damit verbundenen verkehrsrechtlichen Implikationen zu berücksichtigen. Bei der Entwicklung automatisierter und autonomer Fahrsysteme bestehen bereits derzeit erste Ansätze zur rechtlichen Fundierung derartiger technischer Entwicklungen im Verkehrsrecht (Lachmayer 2017c). Spezifische Applikationen automatisierter Fahrzeuge zum Zwecke der Abfallentsorgung sind dabei zu identifizieren und bei legislativen Überarbeitungsprozessen zu berücksichtigen. Eine besondere Thematik im Rahmen der Abfallentsorgung ist dabei etwa die besonders langsame Geschwindigkeit von Müllwägen bei der Abfallsammlung oder aber auch die Frage der Automatisierung des Entleerungsprozesses von der Mülltonne in den Müllwagen (Stichwort: „selbstfahrende Mülltonne“).

3.5 Grundlegende Themenstellungen

Schließlich sind neben den verwaltungsrechtlichen Fragestellungen auch grundlegende rechtliche Implikationen auszumachen, die einer Analyse bedürfen. An dieser Stelle sind zwei herauszugreifen: die Änderung der rechtlichen Regelungsebene und die Auswirkungen auf die Privatsphäre.

Das Abfallwirtschaftsrecht ist in Österreich regulatorisch noch immer zwischen Bund, Land und Gemeinde aufgeteilt. Um den Anforderungen der Digitalisierung gerecht zu werden sind die letzten bestehenden legislativen Regelungskompetenzen der Länder im Abfallwirtschaftsrecht zu zentralisieren und – im Hinblick auf die Kompetenzen der Gemeinden – der sich immer stärker entwickelnde überörtliche Charakter der Abfallwirtschaft anzuerkennen. Demgegenüber hat das Abfallwirtschaftsrecht auf Bundesebene jedoch einer Entsolidarisierung im Rahmen der Abfallentsorgung entgegenzuwirken.

Durch die Digitalisierung und Personalisierung entstehen zunehmend Kontrollmöglichkeiten in der Abfallwirtschaft, die einen verstärkten Eingriff in die Privatsphäre der Bevölkerung bedeuten. Je stärker personalisiert eine Analyse des Abfalls erfolgt, desto mehr ist damit auch eine Analyse des Lebenswandels der betroffenen Personen verbunden. So lässt eine stärkere Kontrolle etwa auch strafrechtliche Vergehen sofort erkennen und können entsprechende Verfahren eingeleitet werden. Der dadurch entstehende Druck auf die Gesellschaft kann auch eine Verringerung von Umweltbelastungen bewirken. All diese Potenziale sind aber aus grundrechtlicher Sicht auch als Freiheitseinschränkungen zu sehen und müssen die damit verbundenen Schritte in Richtung Überwachungsstaat berücksichtigt werden. Es bedarf daher bei Einführung derartiger Maßnahmen einer Prüfung im Sinne des verfassungsrechtlich gebotenen Verhältnismäßigkeitsprinzips.

4 SCHLUSSFOLGERUNGEN UND PERSPEKTIVEN

Die Digitalisierung und Automatisierung der Abfallwirtschaft schafft nicht zuletzt auch Herausforderungen für das Abfallwirtschaftsrecht. So sind abfallwirtschaftsrechtliche Regelungsebenen stärker zu vereinheitlichen, um eine effektive Regulierung erreichen zu können. Über die bereits genannten Vereinheitlichungen innerhalb Österreichs hinaus sind auf europäischer Ebene rechtliche Rahmenbedingungen zu adaptieren und weiterzuentwickeln, um einheitliche Vorgaben für den digitalen abfallwirtschaftlichen Binnenmarkt in Europa zu schaffen. Fokussiert man darüber hinaus auf die globalen Dimensionen der Abfallwirtschaft, zeigt sich die Notwendigkeit eines einheitlich-europäischen abfallwirtschaftsrechtlichen Regelungsregimes. Dies hat sich

etwa im Bereich des Datenschutzrechts bewährt, da durch die Datenschutz-Grundverordnung auch internationale Konzerne ihre „Standards of Practice“ umstellen, um am europäischen Binnenmarkt partizipieren zu können.

Das Abfallwirtschaftsrecht bedarf im Rahmen des Einsatzes von Regelungsinstrumenten und- verfahren einer stärkeren Flexibilisierung, um den neu entstehenden Vernetzungen und Rollenverschiebungen im Rahmen der Abfallwirtschaft gerecht werden zu können. Die Flexibilisierung dient dabei aber auch der Steuerung der Digitalisierung durch Schaffung rechtlicher Ermöglichungsbereiche, um neue technische und organisatorische Entwicklungen in der Abfallwirtschaft zuzulassen. Gleichzeitig hat aber der demokratisch legitimierte Gesetzgeber klare Grenzen zu formulieren, um gesellschaftlich nicht erwünschten Entwicklungen – etwa der Entsolidarisierung der Abfallentsorgung – Einhalt zu gebieten.

LITERATUR

- Berl, F., Forster, A. (2016) *Abfallwirtschaftsrecht*. Wien; Österreich: Manz.
- Bumberger, L., Hochholdingner, C., Niederhuber, M., Wolfslehner, E. (2014) *Kommentar zum AWG 2002*, 2. Auflage. Wien, Graz; Österreich: Neuer Wissenschaftlicher Verlag.
- Eisenberger, I., Hödl, E., Huber, A., Lachmayer, K., Mittermüller, B. (2017) „Smart Farming“ – Rechtliche Perspektiven. In Norer, R., Holzer, G. (Eds.): *Jahrbuch Agrarrecht 2017*. Wien, Graz; Österreich: Neuer Wissenschaftlicher Verlag. 207-223.
- Ermacora, F. (1999) *Abfall – Produkt: Der europäische Abfallbegriff und seine nationale Umsetzung am Beispiel des österreichischen Rechts*. Wien; Österreich: Verlag Österreich.
- Eßer, M. (2018) Art. 4 DSGVO. In Eßer, M., Kramer, P., v. Lewinski, K. (Eds.): *Auernhammer Kommentar zur DSGVO und zum BDSG*, 6. Auflage. Bonn, Hamburg, Passau; Deutschland: Carl Heymanns Verlag. 62-109.
- Freeman, M.D.A (2001) *Lloyd's Introduction to Jurisprudence*, 7. Auflage. London; Großbritannien: Sweet & Maxwell.
- Juschten, M., Hössinger, R. (2017) Verkehrsplanerische Aspekte des autonomen Fahrens. In Eisenberger, I., Lachmayer, K., Eisenberger, G. (Eds.): *Autonomes Fahren und Recht*. Wien; Österreich: Manz. 21-42.
- Klar, M., Kühling, J. (2018) Art. 4 Nr. 1 DS-GVO. In Kühling, J., Buchner, B. (Eds.): *Kommentar zur DSGVO und zum BDSG*, 2. Auflage. Bremen, Regensburg; Deutschland: C.H. Beck. 138-148.
- Kramer, M. (2007) *Objectivity and the Rule of Law*. Cambridge; Großbritannien: Cambridge University Press.
- Lachmayer, K. (2017a) Verfassungsrechtliche Rahmenbedingungen. In Eisenberger, I., Lachmayer, K., Eisenberger, G. (Eds.): *Autonomes Fahren und Recht*. Wien; Österreich: Manz. 71-90.
- Lachmayer, K. (2017b) Verkehrsrecht: Rechtsstaatliche Defizite der Regelungen zu Testfahrten. In Eisenberger, I., Lachmayer, K., Eisenberger, G. (Eds.): *Autonomes Fahren und Recht*. Wien; Österreich: Manz. 147-167.
- Lachmayer, K. (2017c) Von Testfahrten zum regulären Einsatz automatisierter Fahrzeuge – Verkehrsrechtliche Herausforderungen. *Zeitschrift für Verkehrsrecht* 62(12a). 515-520.
- Neudorfer, S. (2010) Zur Zulässigkeit kommunaler Pflichtaufgaben im Bereich der Daseinsvorsorge. *Juristische Blätter* 132(6). 352-363.
- Piska, C. (2007) Abfall oder Nebenprodukt? – Neue Leitlinien der Kommission zu Abfallbegriff und Abfallende. *Recht der Umwelt – Umwelt & Technik* 14(3). 22-27.
- Raschauer, B. (2017) *Allgemeines Verwaltungsrecht*, 5. Auflage. Wien; Österreich: Verlag Österreich.
- Scheichl, A., Zauner, R., Berl, F. (2015) *Kommentar zum AWG 2002*. Wien; Österreich: Manz.
- Wimmer, A. (2015) Leistungserbringung durch Private. In Fuchs, C., Merli, F., Pöschl, M., Sturn, R., Wiederin, E., Wimmer, A. (Eds.): *Staatliche Aufgaben, private Akteure* Band 1. Wien; Österreich: Manz; Schweiz: Dike Verlag; Deutschland: C.F. Müller. 117-155.
- Dr. Konrad Lachmayer ist Universitätsprofessor für Öffentliches Recht, Europarecht und Grundlagen des Rechts an der Sigmund Freud Privatuniversität in Wien; Mag. Lukas Wieser ist sein wissenschaftlicher Mitarbeiter (jus.sfu.ac.at; www.lachmayer.eu).

Stand und Entwicklung der globalen Recyclingwirtschaft – Zukünftige Auswirkungen auf Europa

P. Hodecek

Scholz Austria GmbH, EU-Angelegenheiten, Wien, Österreich

KURZFASSUNG: Europa ist ein rohstoffarmer, aber stark industrialisierter Kontinent. Die Europäische Union (EU) versucht seit mehreren Jahren, die Importabhängigkeit der Gemeinschaft bei bestimmten Rohstoffen zu reduzieren. Ein wesentliches legislatives Instrument stellt dabei das von der Europäischen Kommission ausgearbeitete „Kreislaufwirtschaftspaket“ dar, welches zum wesentlichen Ziel hat, Recyclingquoten bestimmter Abfallströme zu erhöhen und die bloße Deponierung von Abfällen in der EU drastisch zu verringern. Während der Trilogie-Verhandlungen zum Kreislaufwirtschaftspaket hat die Volksrepublik China beschlossen, Importe von bestimmten Abfällen einzuschränken bzw. komplett zu unterbinden. In einem Stufenplan bis zum Jahr 2020 sind zahlreiche weitere Abfallarten vom Importverbot umfasst. Diese Maßnahmen haben dramatische Auswirkungen auf die globalen Abfallströme, welche seit Jahrzehnten auf gewohnten Exportschienen dem stofflichen Recycling zugeführt werden. Eine Rückwirkung auf die europäische Sekundärrohstoffwirtschaft ist demzufolge zu erwarten, wobei deren Ausmaß noch nicht kalkulierbar ist. Der Beitrag versucht eine diesbezügliche Einschätzung zu geben. Der Beitrag setzt dabei auf den Stand der Diskussion im Juni 2018 auf.

1 EINLEITUNG

Die Europäische Kommission versucht mit Nachdruck, dass Thema Kreislaufwirtschaft in der europäischen Union neu zu positionieren und rechtsverbindlich im Gemeinschaftsrecht zu verankern. Damit sollen insbesondere Ressourcen geschont, Importabhängigkeiten bei bestimmten Rohstoffen reduziert sowie zusätzliche Arbeitsplätze geschaffen werden. Einen besonderen Schwerpunkt nimmt dabei die beabsichtigte Erhöhung gegenwärtig vorhandener stofflicher Recyclingquoten von bestimmten Abfallströmen ein, welche teilweise als sehr ambitioniert zu bezeichnen sind. Dies ist eine besondere Herausforderung vor allem für jene Mitgliedstaaten, welche über eine noch weniger differenzierte bzw. technologisch noch geringer entwickelte abfallwirtschaftliche Infrastruktur verfügen und in welchen demzufolge noch der größte Anteil der Abfälle direkt und unbehandelt bzw. ohne vorangehende Separierung deponiert wird.

2 ROHSTOFFMÄRKTE

Märkte und Preise für Rohstoffe werden global gebildet und von verschiedenen Ereignissen weltweit beeinflusst. Die heute global gehandelten bedeutenden Mengenströme an Sekundärrohstoffen wie z.B. Metalle, Altpapier und Altkunststoffe werden davon im gleichen Ausmaß beeinflusst und nehmen deshalb an den gleichen internationalen Preisschwankungen sowie an den Markt- und Handelsbarrieren der Primärrohstoffe direkt teil.

2.1 Globale Trends und Entwicklungen

Die Treiber für Wachstum haben sich in jüngster Zeit völlig verändert: Demographische Entwicklung der Weltbevölkerung, Urbanisierung von Ballungsgebieten, Revolution der Informationstechnik, verändertes Konsumverhalten sowie immer größer werdende Auswirkungen auf die Biosphäre sind die neuen globalen Trends, die unser tägliches Tun und Handeln beeinflussen und damit auch das bisherige globale Wirtschaftsgeschehen nachhaltig verändern. Ein paar Beispiele sollen nachfolgend diese Entwicklungen kurz demonstrieren (Dominion 2014):

- Demographische Entwicklung: 9,2 Milliarden Einwohner auf der ganzen Welt in 2050,
- Urbanisierung: In den letzten 7 Jahren sind in China 170 Städte mit einer Bevölkerung von über 1 Million Einwohner entstanden; dies entspricht einem Wachstum von einer Großstadt pro 5 Wochen,
- Informationsrevolution: in einer Minute werden rund 27 Millionen Nachrichten auf Facebook versendet; im Jahr 2000 waren 15 Millionen Menschen mit dem Internet verbunden, heute sind es 3,5 Milliarden,
- Konsumverhalten: in den letzten drei Jahren hat China mehr Zement verwendet als die USA im gesamten 20. Jahrhundert und
- Umwelt: Der „Kunststoffabfall-Teppich“ im Pazifischen Ozean hat mittlerweile eine Größe erreicht, welche zweimal der Fläche Frankreichs entspricht.

2.2 „alte“ Rohstoffe – Metalle, Papier, Kunststoffe

Seit mehreren Jahrzehnten werden die „klassischen“ Sekundärrohstoffe – das sind Metalle sowie Papier - und seit jüngerer Zeit auch Kunststoffe international gehandelt. Im Laufe der Jahrzehnte hat sich für diese Sekundärrohstoffe ein weltumspannendes Netz an Nachfragemärkten entwickelt. Ursprünglich haben Industrienationen für entsprechende Nachfrage nach diesen Sekundärrohstoffen gesorgt.

Bedingt durch die weiter oben angeführten globalen Trends und dem damit gleichzeitig verbundenen Wirtschaftswachstum insbesondere in Schwellenländern, haben sich die Nachfragemärkte in andere Weltregionen verlagert: wachstumsstarke Regionen wie z.B. Asien-Pazifik haben den Wert dieser Sekundärrohstoffe erkannt und deren Märkte durch gestiegene Nachfragen erheblich gestärkt.

Nahezu gleichzeitig hat sich die Produktion von Massengütern des täglichen Konsums ebenfalls in diese Märkte aufgrund niedrigerer Arbeits- und Umweltschutzkosten gegenüber den etablierten Industrieregionen verlagert. Mit der damit verbundenen Transportlogistik für die Verbringung von in Schwellenländern hergestellten Konsumgütern in die rund um den Globus verteilten Industrienationen, hat sich in Folge eine Art „Reverse Logistik“ für den Transport von in den Industrienationen angefallenen Sekundärrohstoffen zurück in die Schwellenländer entwickelt.

Dies hat dazu geführt, dass Industrienationen im zunehmenden Ausmaß und in immer größer werdenden Mengen sekundärer Kommoditäten aus eigenen industriellen oder gewerblichen Tätigkeiten als „Sekundärrohstoffe“ in die neuen Schwellenmärkte exportierten. Damit einhergehend ist aber die Qualität dieser Sekundärmaterialien im Laufe der Zeit deutlich gesunken. Mit anderen Worten: Die guten Qualitäten an Sekundärrohstoffen verblieben bzw. verbleiben in den Industrienationen, schlechte oder verunreinigte Materialien wurden - bzw. werden teilweise immer noch – in Schwellenländer exportiert.

Über mehrere Jahrzehnte haben sich hier quantitativ sehr große Mengenströme im Segment der klassischen Altstoffe Metall, Papier und Kunststoff etabliert, welche aufgrund der niedrigen Logistikkosten und der gesteigerten Nachfrage weltweit exportiert wurden bzw. werden. Gemäß europäischem Abfallverbringungsrecht handelt es sich dabei überwiegend um Abfälle der Grünen Liste gemäß EU-Abfallverbringungsverordnung, welche ohne Notifizierung auch außerhalb der EU verbracht werden dürfen.

Im Laufe dieser Entwicklungen ist die Volksrepublik China zum weltweit größten Importeur von Sekundärrohstoffen aufgestiegen; größte Lieferanten waren bis vor kurzem die USA und die Europäische Union.

Da sich aber die zugelieferten Materialqualitäten zunehmend verschlechterten, hat China in Juli 2017 ein erstes Importverbot über bestimmte Abfallarten verhängt. Alle importierten Abfälle dürfen seit 1.3.2018 nur mehr Verunreinigungen im Ausmaß von max. 0,5 % aufweisen; für manche Abfallarten wie z.B. für gemischtes Altpapier oder gemischte Kunststoffabfälle wurde ein generelles Importverbot ausgesprochen. Im Mai 2018 folgte ein zusätzliches Importverbot für weitere 32 Abfallarten ab 1.1.2019 bzw. ab 1.1.2020. Dies hatte bzw. hat weiterhin erhebliche Auswirkungen auf die globalen Sekundärrohstoffströme.

2.2.1 Altmetalle

Die Welt-Rohstahlproduktion ist im Jahre 2016 auf insgesamt 1,63 Mrd. Tonnen angewachsen, wovon rund 800 Mio. Tonnen auf China entfielen. Gleichzeitig ist China mit 90,1 Mio Tonnen der größte Schrottverwerter der Welt. Hinsichtlich Schrottimporte hat die Türkei im Jahre 2016 weltweit die größte Menge eingeführt (17,7 Mio. Tonnen), China liegt demgegenüber mit einer Importmenge von insgesamt 2,2 Mio. Tonnen an achter Stelle. Die gesamte Schrott-Exportmenge der EU betrug 2016 17,8 Mio. Tonnen und ist um 30 % deutlich angestiegen. Es wurde allerdings kein Schrott nach China exportiert.

2.2.2 Altpapier, Kartonagen

Jährlich werden weltweit etwa 400 Mio. Tonnen Papier und Kartonagen produziert, wobei rund 50 % Altware in der Produktion eingesetzt wird. Papier ist das Produkt, welches in Europa am meisten recycelt wird. Aufgrund des Überhanges an gesammelter Menge muss Altpapier von Europa in andere Märkte exportiert werden. Über 95 % bzw. 9,6 Mio. Tonnen der gesamten europäischen Exporte gehen nach Asien, vorwiegend nach China. Die Altpapierimporte von China betragen insgesamt ca. 27 Mio. Tonnen, wovon 7,6 Mio. Tonnen auf Ausfuhren aus der Europäischen Union (größtenteils aus Großbritannien) entfielen. Seit dem seit 1.3.2018 bestehenden Importverbot für gemischtes Altpapier nach China sind die Preise für diese Kommodität um 50 bis 75 % gesunken.

2.2.3 Altkunststoffe

Im Zeitraum 1992-2016 hat China alleine insgesamt 106 Mio. Tonnen Altkunststoffe mit einem Handelswert von 57,6 Mrd. US-\$ (49,4 Mrd. EUR) importiert. Dies entspricht 45,1 % der global gehandelten Importmengen (Brooks et al. 2018). Zusammen mit Hongkong und Südostasien betrug die gesamte Importmenge im gleichen Zeitraum sogar 171 Mio. Tonnen mit einem Handelsvolumen von insgesamt 80,9 Mrd. US-\$ (69,5 Mrd. EUR). Da Hongkong vielfach für China als Eingangshafen für interkontinentale Lieferungen von Altkunststoffen fungiert, ist aus abfallwirtschaftlicher Sicht die größere Menge als realistische Importgröße anzusehen.

Alleine in 2016 wurden von 123 Staaten rund 14,1 Mio. Tonnen Altkunststoffe zur Verwertung außerhalb des eigenen Staatsgebietes exportiert, wovon nahezu 50 % (7,35 Mio. Tonnen) von 43 Staaten nach China verbracht wurden (Brooks et al. 2018).

3 SCHLUSSFOLGERUNG BZW. ZUSAMMENFASSUNG

Zunehmende Internationalisierung und globale Verflechtung der Märkte und Unternehmen haben zunehmend Einfluss auf Sekundärrohstoffmärkte.

Im Segment Metalle ist eine ausgewogene globale Verteilung der europäischen Schrottmengen in viele verschiedene Absatzmärkte festzustellen. Dadurch ist das Risiko für Metalle und Schrotte deutlich geringer, durch Handelsrestriktionen großen negativen Markteinflüssen zu unterliegen.

Im Segment Altpapier wirken sich lokale Schwankungen von Angebot und Nachfrage global auf Verfügbarkeit und Preise aus. Für einen stabilen europäischen Altpapiermarkt sind deshalb Exporte nach Asien von essentieller Bedeutung. Rund 17,5 % der in Europa insgesamt gesammelten Altpapiermenge benötigt einen Absatzmarkt in Asien. Dort stehen relativ hohen Einsatzquoten von Altpapier in der Produktion – da vornehmlich niedrige Papierqualitäten hergestellt werden - sehr niedrigen Rückholquoten gegenüber, da Mülltrenn- und Müllaufbereitungssysteme noch nicht ausreichend entwickelt sind.

China's Importrestriktionen haben globale Auswirkungen auf die Recyclingmärkte. In Australien müssen getrennt gesammeltes Glas und Altkunststoffe – zumindest vorübergehend – deponiert werden, da es gegenwärtig keine Alternativen zu ähnlich günstigen Preisen gibt. Auch an der amerikanischen Westküste sind alle Lagerplätze für Containerware (Altkunststoffe, Altpapier, Kartonagen) aufgrund von stockenden Absatzkanälen übervoll.

Für die Europäische Union ist eine ähnliche Entwicklung mit zeitlicher Verzögerung zu erwarten, falls es nicht gelingt, alternative Absatzmärkte für Altpapier, Kartonagen und Altkunststoffe minderer Qualität kurzfristig zu eröffnen. Mit großer Wahrscheinlichkeit wird die thermische Verwertung als eine mögliche Alternative für besonders niedrige Qualitäten aufgerufen werden; allerdings werden die dafür zu entrichtenden Entsorgungskosten die bisherigen Verwertungserlöse überlagern, sodass eine erhebliche wirtschaftliche Verschlechterung bei manchen Wertstoffströmen zu erwarten ist. Deshalb droht auch ein Rückgang der Sammelmengen bei bestimmten Kommoditäten.

LITERATUR

- Bureau of International Recycling (BIR) (2017) *World Steel Recycling in figures 2012-2016*, Brussels.
- Brooks, A.L, Wang, S., Jambeck J.R. (2018) *The Chinese import ban and its impact on global plastic waste trade*. *Sci. Adv.* 2018 (4),1-7.
- Dominion Fund Management Limited (2014) *Global Trends*, London.

Das EU-Kreislaufwirtschaftspaket - Ein Geniestreich oder ein alter Hut?

A. Bartl

Technische Universität Wien, Institut für Verfahrenstechnik, Umwelttechnik und technische Biowissenschaften, Wien, Österreich

KURZFASSUNG: Die Abfallwirtschaft in Europa hat in den letzten Jahrzehnten enorme Fortschritte gemacht. In einigen Ländern der Europäischen Union landen nahezu keine Abfälle mehr auf der Deponie, sondern werden einer thermischen Verwertung und einem Recycling zugeführt. Die Europäische Union hat gerade die Weichen im Bereich der Abfallwirtschaft neu gestellt und im Zuge des so genannten Kreislaufwirtschaftspakets einige Änderungen von Richtlinien für Abfälle verabschiedet. Neben einer Erhöhung der Recyclingquoten stehen die Vermeidung von Abfällen und die Einbindung der Abfallwirtschaft in den Produktzyklus im Vordergrund. Es ist jedoch erstaunlich, dass Teile dieser „neuen“ Vorschläge bereits vor einigen Jahrzehnten vorgeschlagen wurden. Im Rahmen dieses Vortrages wird das aktuelle Kreislaufwirtschaftspaket dem jahrzehntealten Papier gegenübergestellt.

1 EINLEITUNG

In der Europäischen Union hat sich der Umgang mit Abfällen in den letzten Jahren massiv verändert (Pomberger et al. 2017). Im Jahre 1995 wurden in der EU noch $115 \cdot 10^3$ Tonnen bzw. 50,8 % Siedlungsabfälle beseitigt. Trotz einer Steigerung der Gesamtmenge, konnte dieser Wert auf $64 \cdot 10^3$ Tonnen gesenkt werden: Dadurch sank die Beseitigungsquote auf etwa die Hälfte, 28,1 % (Eurostat 2018). Wie in Tab. 1 gezeigt, konnten im Jahre 2016 bereits acht Länder die Beseitigungsquote auf unter 6 % senken. Gleichzeitig liegt Deutschland mit einer Recyclingquote von 66,7 % an der Spitze vor allen anderen europäischen Ländern.

Tab. 1: Die jeweils acht EU Länder (inklusive Norwegen und Schweiz) mit dem niedrigsten Anteil an Beseitigung (nicht behandelt, deponiert oder Verbrennung nicht R1) bzw. dem höchsten Anteil an Recycling (Recycling und Kompostierung) im Jahre 2016 (Eurostat 2018).

Anteil Beseitigung [%]		Anteil Recycling [%]	
Schweiz	0,0	Luxemburg	47,4
Schweden	0,8	Schweden	48,0
Dänemark	1,1	Niederlande	51,8
Niederlande	1,5	Schweiz	52,7
Deutschland	2,4	Belgien	53,4
Belgien	2,4	Slowenien	54,1
Norwegen	4,8	Österreich	56,9
Österreich	5,2	Deutschland	66,7

2 DAS KREISLAUFWIRTSCHAFTSPAKET

Im Prinzip begann die moderne Abfallwirtschaft in Europa im Jahre 1975 mit der ersten Abfallrichtlinie (EG, 1975). Seitdem wurden zahlreiche weitere Richtlinien im Bereich Abfälle erlassen, die neben Siedlungsabfällen auch andere Abfallströme wie Verpackungen, Elektroaltgeräte oder Altkraftfahrzeuge betreffen. Die letzte massive Änderung im Bereich der Abfallwirtschaft stellt die Abfallrahmenrichtlinie (EU 2008)

dar, mit der eine Abfallhierarchie in der Europäischen Union eingeführt wurde. Auch wenn in den letzten 40 Jahren enorme Verbesserungen hinsichtlich der Schonung von Ressourcen und Schutz der Umwelt erzielt wurden, wird Abfall immer noch als Problem betrachtet. Die Abfallwirtschaft ist weiterhin eine relativ isolierte Disziplin, die erst aktiv wird, wenn ein Produkt am Ende des Lebenszyklus angekommen ist.

Die Europäische Kommission hat erkannt, dass Abfälle als Ressource zu betrachten sind und einen wertvollen Rohstoff darstellen. Alle relevanten Akteure im Laufe des Produktzyklus sollten intensiv miteinander kommunizieren und auch die Abfallwirtschaft muss integraler Bestandteil im Lebenszyklus eines Produktes werden. Die Europäische Kommission hat daher am 2. Dezember 2015 ein so genanntes Kreislaufwirtschaftspaket vorgestellt (EU 2015a). Nach einer Diskussionsphase wurden die entsprechenden Änderungen der folgenden Richtlinien im Mai 2018 verabschiedet:

- Richtlinie 2008/98/EG über Abfälle (EU 2018a),
- Richtlinie 94/62/EG über Verpackungen und Verpackungsabfälle (EU 2018b),
- Richtlinie 1999/31/EG über Abfalldeponien (EU 2018c) und
- Richtlinie 2000/53/EG über Altfahrzeuge, Richtlinie 2006/66/EG über Batterien und Akkumulatoren sowie Altbatterien und Alttakkumulatoren und Richtlinie 2012/19/EG über Elektro- und Elektronik-Altgeräte (EU 2018d).

Das Kreislaufwirtschaftspaket ist zum einen noch immer auf Quoten fixiert. Die drastischste Maßnahme ist die Einführung einer Recyclingquote von mindestens 65 % für Siedlungsabfälle und die gleichzeitige Begrenzung der Beseitigung auf maximal 10 %. Darüber hinaus wurde für Verpackungsabfälle ein Recyclingziel von 75 % festgelegt. Für einzelne Verpackungsmaterialien kann die Quote sogar bis zu 85 % betragen. Die meisten Ziele müssen bis spätestens 2030 erreicht werden.

Unzweifelhaft konnte in den letzten Jahren durch Vermeidung von Deponierung und Steigerung der Quoten von thermischer Verwertung und Recycling eine massive Reduktion der Umweltbelastung und des Ressourcenverbrauchs erreicht werden. Wie von Baum (2016) erläutert, ist Recycling jedoch kein Ziel, sondern ein Instrument. Eine Erhöhung der Recyclingquote muss nicht zwangsläufig zu einer Reduktion der Umweltbelastung führen. Es ist auch zu beachten, dass zu hohe Recyclingquoten zu enormen Kosten führen können. Es ist auch evident, dass in den abfallwirtschaftlich hoch entwickelten Ländern (Beseitigungsquote unter 6 %, vergleiche Tab. 1) eine Erhöhung der Recyclingquote nur auf Kosten der thermischen Verwertung gehen kann (Bartl 2016). Eine Begrenzung der Deponierung von Siedlungsabfällen auf 10 % (EU 2018c) ist sicher zu begrüßen. Inwieweit sich die geplante Erhöhung der Recyclingquoten für Siedlungs- (EU 2018a) und Verpackungsabfälle (EU 2018b) positiv auf die Umwelt auswirken werden, ist jedoch nicht gesichert.

Andererseits geht das Kreislaufwirtschaftspaket über Recyclingquoten hinaus. Es ist ein Konzept, dass unter anderem auf Teilen, Leasing, Wiederverwendung, Reparatur, Sanierung und Recycling in einem (fast) geschlossenen Kreislauf basiert (Bourguignon 2016). Das Kreislaufwirtschaftspaket könnte eine Win-Win-Situation schaffen, sowohl für die Umwelt als auch für die Wirtschaft. Durch einen effizienteren Einsatz von Energie und Ressourcen wird weniger Abfall erzeugt und damit die Umweltbelastung reduziert. Nicht zuletzt soll der Kohlenstoffausstoß der EU bis 2030 um 450 Mio. Tonnen reduziert werden (EU, 2015b). Gleichzeitig wird die Wirtschaft forciert. Die Europäische Kommission erwartet Einsparungen in Höhe von 600 Mrd. € für EU-Unternehmen, was 8 % ihres Jahresumsatzes entspricht. Darüber hinaus soll das Kreislaufwirtschaftspaket bis 2030 rund 580.000 Arbeitsplätze schaffen (EU, 2015b).

3 DISKUSSION

Ist das Kreislaufwirtschaftspaket eine absolute Neuigkeit? Geht die Kommission völlig neue Wege? Ohne Zweifel sind die Kernbotschaften zu begrüßen. Die Abfallwirtschaft muss weiterhin ein wesentlicher Bestandteil unserer Gesellschaft sein, sie muss aber in den Lebenszyklus eines Produktes eingebettet sein.

Bereits im Jahre 1972 wurde eine aufsehenerregende Studie zur Zukunft der Weltwirtschaft vorgestellt (Meadows et al. 1972). Die Autoren schlussfolgerten damals, dass bei Anhalten der Zunahme der Weltbevölkerung, der Industrialisierung, der Umweltverschmutzung und der Ausbeutung von natürlichen Rohstoffen, die Wachstumsgrenzen auf der Erde innerhalb der nächsten hundert Jahre erreicht werden.

Die Autoren forderten, dass die technologische Entwicklung genutzt werden muss, um einen Gleichgewichtszustand zu erreichen. Meadows et al. (1972) definierten, dass im Gleichgewichtszustand das Bevölkerungswachstum gestoppt wird und die Wirtschaft nicht weiter wächst. Der Verbrauch an nativen Ressourcen muss auf (nahezu) Null reduziert werden. Dadurch kann die Umweltbelastung auf ein Maß gesenkt werden, die ein langfristiges Überleben der Menschheit ermöglicht. Unter anderem nennen die Autoren auf Seite 177 einige Beispiele, die geeignet sein könnten, um einen Gleichgewichtszustand zu erreichen. Im Folgenden werden drei dieser Vorschläge diskutiert.

Meadows et al. (1972) nennen als Beispiel: *„new methods of waste collection, to decrease pollution and make discarded material available for recycling“*. Die Forderung nach *„neuen Methoden der Abfallsammlung, um die Umweltverschmutzung zu verringern und Altmaterial für das Recycling zur Verfügung zu stellen“* lässt nicht vermuten, dass diese schon 1972 gestellt wurde. Tatsächlich klingt eine Passage auf Seite 10 im Kreislaufwirtschaftspaket (EU 2015a) sehr ähnlich: *„Die Art und Weise, in der wir unsere Abfälle sammeln und bewirtschaften, kann bewirken, dass die Recyclingquote ansteigt und Wertstoffe in die Wirtschaft zurückgeführt werden, oder zu einem ineffizienten System führen, bei dem der Großteil der recycelfähigen Abfälle auf Deponien endet oder verbrannt wird - möglicherweise mit schädlichen Folgen für die Umwelt und hohen wirtschaftlichen Verlusten“*.

Bereits 1972 wurde die Bedeutung der Abfallsammlung und -verwertung erkannt. Dennoch waren die Abfallsammelsysteme in Europa über Jahrzehnte hinweg nicht effizient. Bis in die 1990er Jahre konnte sich keine getrennte Sammlung bestimmter Abfallströme etablieren. Durch eine weitgehende Deponierung der Abfälle, wurden massiv Ressourcen vergeudet und die Umwelt belastet.

Erst mit der Einführung "neuer Methoden der Abfallsammlung" (d.h. der getrennten Sammlung) konnte Recycling an Boden gewinnen. Doch auch mehr als vier Jahrzehnte nachdem Meadows et al. (1972) die Bedeutung der (getrennten) Abfallsammlung für das Recycling betonten, kämpft die EU mit ineffizienten Sammelsystemen. In einigen EU-Mitgliedsstaaten ist die Abfallsammlung nicht effizient organisiert. Tatsächlich werden in acht EU-Ländern noch mehr als 70 % der festen Siedlungsabfälle beseitigt (Eurostat 2018) und weder einer thermischen Verwertung noch einem Recycling zugeführt.

Tab. 2: Die 8 EU Länder mit dem höchsten Anteil an Beseitigung (nicht behandelt, deponiert oder Verbrennung nicht R1) im Jahre 2016 (Eurostat 2018).

EU Land	Anteil Beseitigung [%]
Malta	93,0
Rumänien	84,4
Griechenland	83,9
Zypern	82,1
Kroatien	82,0
Slowakei	74,4
Lettland	71,3
Portugal	70,2

Als weitere Maßnahme schlagen Meadows et al. (1972) vor: „*more efficient techniques of recycling, to reduce rates of resource depletion*“. Auch diese Aussage „*effizientere Recyclingtechnologien, um den Ressourcenverbrauch zu reduzieren*“ nimmt das Kreislaufwirtschaftspaket (EU 2015a) zum Teil vorweg. Dort ist auf Seite 13 folgende Passage zu finden: „*In einer Kreislaufwirtschaft werden recycelfähige Materialien der Wirtschaft als neue Rohstoffe wieder zugeführt, womit die Versorgungssicherheit erhöht wird*“.

Die Botschaften der beiden Zitate sind sehr ähnlich. Recycling stellt das Schlüsselement zur Reduzierung des Bedarfs an Primärrohstoffen dar. Meadows et al. (1972) stellen die Umwelt in den Vordergrund und sehen den Hauptvorteil, dass die Ausbeutung begrenzter Ressourcen reduziert wird. Das Kreislaufwirtschaftspaket legt den Schwerpunkt auf die Wirtschaft, da die Versorgungssicherheit für die Industrie erhöht wird.

Meadows et al. (1972) haben auch schon vor über 40 Jahren die Bedeutung von Produktdesign erkannt und dies folgendermaßen formuliert: „*Better product design to increase product lifetime and promote easy repair, so that the capital depreciation rate would be minimized*“. Die Tatsache, dass „*besseres Produktdesign zur Erhöhung der Produktlebensdauer und Förderung der Reparaturfreundlichkeit*“ führen kann, wodurch „*die Kapitalabschreibung minimiert wird*“, wurde bislang trotzdem noch nicht ausreichend in der Europäischen Gesetzgebung berücksichtigt.

Das Kreislaufwirtschaftspaket greift die Ideen von Meadows et al. (1972) auf, wie folgende Beispiele zeigen:

- Seite 4: Besseres Design kann Produkte langlebiger machen bzw. ihre Reparatur, ihre Nachrüstung oder ihre Refabrikation vereinfachen.
- Seite 8: Sobald ein Produkt gekauft wurde, kann dessen Lebensdauer durch Wiederverwendung und Reparatur verlängert werden, wodurch auch Abfall vermieden wird.
- Seite 19: ...die Recycelfähigkeit von elektronischen Geräten durch die Produktgestaltung zu verbessern.
- Seite 22: ...brauchen wir neue Technologien, Prozesse, Dienstleistungen und Geschäftsmodelle,...

Das Kreislaufwirtschaftspaket und Meadows et al. (1972) schreiben dem Produktdesign eine entscheidende Rolle zu. Beide Quellen erkennen die Chancen, die langlebige und reparatur- und recyclingfreundliche Produkte bieten. Als neuen Aspekt werden im Kreislaufwirtschaftspaket „neue Dienstleistungen und Geschäftsmodelle“ vorgeschlagen. Darunter sind etwa Produkt-Dienstleistungen gemeint, bei denen der

Konsument kein Produkt erwirbt, sondern eine Dienstleistung in Anspruch nimmt (Haasis 2008).

Die Idee von Meadows et al. (1972) scheint jedoch in den letzten Jahrzehnten vernachlässigt worden zu sein. Produkte werden häufiger ausgetauscht und in vielen Fällen zahlt sich eine Reparatur nicht aus. Dies ist zu einem Teil den hohen Arbeitskosten in der EU geschuldet. Ein besseres, reparaturfreundliches Design wäre jedoch dringend erforderlich. Es ist zu begrüßen, dass die EU-Kommission dieses zukunftsweisende Konzept nunmehr aufgegriffen hat. Allerdings muss die Frage gestellt werden, wie die Idee in die Praxis umgesetzt werden kann. Die Industrie ist an einer Maximierung der Verkaufszahlen interessiert und beispielsweise läuft eine Erhöhung der Nutzungsdauer diesem Interesse entgegen. Dieses Dilemma hat sich seit 1972 nicht geändert. In der Praxis sind daher teilweise gegenläufige Trends zu beobachten. Beispielhaft ist hier der Textilsektor zu erwähnen. Aufgrund rasch wechselnden Kollektionen, günstiger Preise und sinkender Qualität reduzierte sich die mittlere Nutzungsdauer. Eine aktuelle Studie (WRAP 2017) zeigt, dass im Vereinigten Königreich die durchschnittliche Nutzungsdauer von Bekleidungstextilien von 3,3 (2012) auf 2,2 Jahre (2016) gesunken ist. Die Studie zeigt aber auch, dass eine Verlängerung der Nutzungsdauer von der Hälfte aller Bekleidungstextilien um nur 9 Monate, Treibhausgasemissionen um 8 %, den Wasserverbrauch um 10 % und den Abfall um 4 % reduzieren könnte. (WRAP 2017).

4 SCHLUSSFOLGERUNG BZW. ZUSAMMENFASSUNG

Das Kreislaufwirtschaftspaket (EU 2015a) scheint tatsächlich ein „alter Hut“ zu sein. Einige der wichtigsten Elemente wurden bereits vor mehr als vier Jahrzehnten von Meadows et al. (1972) formuliert. Nichtsdestoweniger ist das Kreislaufwirtschaftspaket immer noch aktuell, da es an einer substanziellen und konsequenten Umsetzung dieser Ideen bis heute mangelt. Insbesondere sind die Vorschläge im Kreislaufwirtschaftspaket, die über reine Festschreibung von Quoten hinausgehen, zu begrüßen.

Es ist jedoch im Kreislaufwirtschaftspaket nicht klar dargelegt, wie einige dieser Forderungen in der Praxis umgesetzt werden können. Auch wenn Langlebigkeit und Reparaturfreundlichkeit sehr effiziente Maßnahmen zur Verringerung der Abfallmenge darstellen, so werden Hersteller und Handel weiterhin an einer Steigerung der Umsätze interessiert sein. Es ist jedoch der erste Schritt in die richtige Richtung und es ist zu hoffen, dass jetzt die Zeit reif ist, die Konzepte zur Abfallvermeidung in die Praxis umzusetzen.

LITERATUR

- Bartl A. (2016) *Das neue Kreislaufwirtschaftspaket: Geniestreich oder heiße Luft?*, in: Pomberger, R. et al. (Hrsg.): Tagungsband zur 13. Recy & DepoTech-Konferenz, Leoben (AT), 8.-11. November 2016, 287–292.
- Baum H.G. (2016) *Ökonomische Bedingungen des Recycling*, in: Pomberger, R. et al. (Hrsg.): Tagungsband zur 13. Recy & DepoTech-Konferenz, Leoben (AT), 8.-11. November 2016, 53–58.
- Bourguignon D. (2016) *Closing the loop - New circular economy package*, European Union, verfügbar unter: [http://www.europarl.europa.eu/RegData/etudes/BRIE/2016/573899/EPRS_BRI\(2016\)_573899_EN.pdf](http://www.europarl.europa.eu/RegData/etudes/BRIE/2016/573899/EPRS_BRI(2016)_573899_EN.pdf) (aufgerufen am 2. Juli 2018).
- EG (1975) Richtlinie 75/442/EWG des Rates vom 15. Juli 1975 über Abfälle, 15. Juli 1975, Brüssel.

- EU (2008) *Richtlinie 2008/98/EG des Europäischen Parlaments und des Rates vom 19. November 2008 über Abfälle und zur Aufhebung bestimmter Richtlinien*, 19. November 2008, Straßburg.
- EU (2015a) *Mitteilung der Kommission an das Europäische Parlament, den Rat, den Europäischen Wirtschafts- und Sozialausschuss und den Ausschuss der Regionen, Den Kreislauf schließen – Ein Aktionsplan der EU für die Kreislaufwirtschaft*, COM(2015) 614 final, 2 Dezember 2015, Brüssel.
- EU (2015b) *Factsheet: an ambitious EU circular economy package*, verfügbar unter: https://ec.europa.eu/commission/sites/beta-political/files/circular-economy-factsheet-general_en.pdf (aufgerufen am 2. Juli 2018).
- EU (2018a) *Richtlinie des Europäischen Parlaments und des Rates zur Änderung der Richtlinie 2008/98/EG über Abfälle*, Das Europäische Parlament, 30 Mai 2018, Straßburg.
- EU (2018b) *Richtlinie des Europäischen Parlaments und des Rates zur Änderung der Richtlinie 94/62/EG über Verpackungen und Verpackungsabfälle*, Das Europäische Parlament, 30 Mai 2018, Straßburg.
- EU (2018c) *Richtlinie des Europäischen Parlaments und des Rates zur Änderung der Richtlinie 1999/31/EG über Abfalldeponien*, Das Europäische Parlament, 30 Mai 2018, Straßburg.
- EU (2018d) *Richtlinie des Europäischen Parlaments und des Rates zur Änderung der Richtlinie 2000/53/EG über Altfahrzeuge, der Richtlinie 2006/66/EG über Batterien und Akkumulatoren sowie Altbatterien und Altakkumulatoren sowie der Richtlinie 2012/19/EU über Elektro- und Elektronik-Altgeräte*, Das Europäische Parlament, 30 Mai 2018, Straßburg.
- Eurostat (2018) *Municipal waste by waste operations*, verfügbar unter: http://appsso.eurostat.ec.europa.eu/nui/show.do?dataset=env_wasmun&lang=en (aufgerufen am 27.6.2018).
- Haasis H.D. (2008) *Produktdienstleistungen und Kreislaufwirtschaft*, in: *Produktions- und Logistikmanagement: Planung und Gestaltung von Wertschöpfungsprozessen*, Gabler Verlag, Springer Fachmedien, Wiesbaden, 155-176.
- Meadows D., Meadows D., Randers J und Behrens WW III (1972) *The Limits to Growth; A Report for the Club of Rome's Project on the Predicament of Mankind*, New York, Universe Books.
- Pomberger R., Sarc R. und Lorber, K.E. (2017) *Dynamic visualisation of municipal waste management performance in the EU using Ternary Diagram method*, Waste Manage. 61, 558-571.
- WRAP (2017) *Valuing Our Clothes: the cost of UK fashion*, *The Waste and Resources Action Programme*, verfügbar unter: http://www.wrap.org.uk/sites/files/wrap/valuing-our-clothes-the-cost-of-uk-fashion_WRAP.pdf (aufgerufen am 3. Juli 2018).

Renaissance der Mehrwegsysteme in Österreich

C. Pladerer & P. Hietler

Österreichisches Ökologie-Institut, Wien, Österreich

KURZFASSUNG: In der EU-Abfallrahmenrichtlinie ist die fünfstufige Abfallhierarchie festgelegt. An oberster Stelle steht die Abfallvermeidung und ist somit der erste Schritt zur Verringerung des Aufkommens von Verpackungsabfällen. Verpackungen gehören zum täglichen Leben und haben nützliche und notwendige Funktionen. Doch es gibt auch eine Schattenseite. Sowohl die Produktion der Verpackungen als auch der Transport und die Entsorgung belasten die Umwelt. Ein Blick auf den eigenen Hausmüll lässt erahnen, welche Mengen an Verpackungsmaterial wir wegwerfen. Die Abfallstatistiken zeigen das noch eindeutiger: Etwas mehr als 80 Millionen Tonnen Verpackungsabfälle fallen jährlich in der EU und davon rund 1,3 Millionen Tonnen Verpackungsmüll in Österreich an. Österreich liegt mit rd. 150 Kilo pro Kopf im EU-Durchschnitt. Es gibt aber eindeutig Verbesserungspotenzial. So nahm beispielsweise die Menge an Kunststoff- und Glasverpackungen in Österreich im letzten Jahrzehnt deutlich zu. In den Verpackungsprojekten des Österreichischen Ökologie-Instituts gehen wir den Fragen nach: Wie können wir die Auswirkungen auf die Umwelt mindern? Welche gesetzlichen Vorgaben existieren und was kann jeder Akteur entlang der Wertschöpfungskette tun?

1 MEHRWEGTRANSPORTVERPACKUNGEN (PLADERER & HIETLER 2015)

Eine Transportverpackung (TV) erfüllt folgende Funktionen: Schutz, Verkauf, Lagerung, Transport, Identifikation, Information sowie Verwendung. Aufgrund dieser Funktionen ergeben sich Anforderungen an eine TV: ein Mindestmaß an Verpackungsvolumen und -gewicht, die Möglichkeit zur Wiederverwendung sowie zur -verwertung, der Ausschluss von schädlichen und gefährlichen Stoffen und Materialien, das Erfüllen der Gesundheits- und Sicherheitsbedingungen, die Einsetzbarkeit für automatisierte Verteilzentren und ein optimales geschlossenes flächenbündiges Paletten- und Lagebild sowie modulmaßgerechte Ausführung.

Daraus ergeben sich die praktischen Anforderungen an die Eigenschaften einer TV, wie z.B. temperaturbeständig, dicht, druckfest, reißfest, stapelbar, automatisierungsfreundlich, wiederverwendbar usw. Mehrwegtransportverpackungen (MTV) erfüllen all diese Punkte im Vergleich zu Einwegtransportverpackungen (ETV) besser. Insgesamt sind MTV unter bestimmten Transportbedingungen über den gesamten Lebenszyklus eindeutig als ökologisch vorteilhafter zu bewerten als ETV. Die MTV weisen geringere Bruchquoten bei den Verpackungen auf und verursachen somit weniger Beschädigungen von Waren. Die Beurteilung der Ökonomie von MTV hängt von verschiedenen Faktoren ab, wie zum Beispiel der Transportdistanz, dem Umlauf und den Anschaffungskosten. Folgende Aussagen können getroffen werden: Im Allgemeinen steigt der ökonomische Nutzen einer MTV mit zunehmender Lebensdauer. Generell stellt ein MTV-System im Gegensatz zu einem ETV-System das kostengünstigere dar, da bei diesem die Gesamtkosten (Produktionskosten, Servicekosten, Entsorgungskosten) geringer sind als die Produktionskosten der ETV. Die höhere Stabilität der MTV verringert auch die Beschädigungen bei den transportierten Produkten. Das ist speziell bei Lebensmitteln und hochwertigen Geräten ein entscheidender Punkt. Studien belegen, dass durch den Einsatz von MTV die Bruchquoten aufgrund der höheren Stabilität bei Lagerung, Handling und Distribution verringert werden.

Im Projekt Mehrwegtransportverpackungen (MTV) in Wien des Österreichischen Ökologie-Instituts wurde erstmals ein Überblick über die derzeitige Nutzung von Mehrwegtransportverpackungen in ausgewählten Branchen geschaffen. Gleichzeitig wurde auch das Bewusstsein für die künftig verstärkte Nutzung von MTV geschaffen. Die ökologischen, ökonomischen und logistischen Vorteile des Einsatzes von MTV wurden gesammelt und Maßnahmen sowie Empfehlungen zur stärkeren Nutzung abgeleitet.

In Europa setzen sich MTV bei der Frischedistribution immer mehr durch. Großen Zuwachs gibt es z.B. bei Fleischkisten. Diese nahmen seit 2012 um rund 30 % auf etwa 400 Millionen Behälter zu. Bei den Brotkisten gab es einen Zuwachs von rund 50 % auf rund 600 Millionen Behälter. Bei Obst- und Gemüsekisten liegt eine Steigerung seit 2012 um 7 % bis 8 % auf etwa 350 Millionen Behälter vor. Bei einer Mehrweg-Fleischkiste mit durchschnittlich 18 Umläufen pro Jahr finden rund 7,2 Milliarden Befüllungen statt. Bei Brotkisten sind die jährlichen Umläufe bei rund 0,8 Milliarden und bei Obst- und Gemüsekisten, die etwa sieben bis acht Rotationen pro Jahr aufweisen, sind es etwa 2,7 Milliarden Umläufe.

Die voranschreitende Automatisierung verändert die Anforderungen an die Transportverpackungen. Es werden mehr spezielle Lagerbehälter anstelle von Kartonagen eingesetzt. Auch wird öfters von der Transportverpackung in spezielle Lagerverpackungen umgepackt. In Zukunft werden bestimmte Produkte durchgängig vom Vorlieferanten bis zum Handel in MTV transportiert werden. In Deutschland steigt der Einsatz von MTV beim Obst- und Gemüsetransport im Lebensmitteleinzelhandel (LEH) stetig, wobei es 2015 schon rund 350 Millionen Kisten waren. In Österreich werden derzeit rd. 55 Millionen Obst- und Gemüse-Transporte bei REWE, SPAR und HOFER (85% Marktanteil) in MTV verzeichnet. Bei Obst und Gemüse ist die MTV-Quote generell sehr hoch, wobei heimische Produkte häufiger in MTV transportiert werden als Importware. Regionales Obst und Gemüse diverser Eigenmarken des LEH werden aber oft zwecks Produktpäsentation auf Wunsch der Marketingabteilung in ETV aus Karton in die Filialen transportiert. Bei Überseewaren und den meisten Importwaren sind nur ETV im Einsatz. Bei Verwendung des Poolsystems von IFCO könnte Obst und Gemüse allerdings auch aus Spanien oder Italien mit einer MTV transportiert werden. Beispiel REWE: Der Konzern lässt MTV in Form schwarzer Klappkunststoffkisten in eigener Erzeugung in drei verschiedenen Größen herstellen. Bei REWE Österreich sind rund 2,2 Millionen schwarze Klappkisten im Umlauf, wobei jede Kiste rund 12 Umläufe pro Jahr durchläuft und eine Kiste ca. 100 Umläufe im Einsatz ist. Somit ergibt sich eine durchschnittliche Lebensdauer einer Klappkiste von rund 10 Jahren. Auf Basis der Anzahl an Kisten und jährlichen Umläufen ergibt sich, dass pro Jahr rund 26,4 Millionen Befüllungen stattfinden. Dadurch werden ETV ersetzt und Abfälle vermieden. Nach den Ökobilanzierungen wiegt eine durchschnittliche Kiste aus Wellpappe zwischen 0,785 Kilogramm und 0,823 Kilogramm. Auf Basis dieser Daten lässt sich die jährliche Stückzahl an ETV aus Wellpappe errechnen, welche zwischen rund 3,8 Millionen und 4 Millionen Stück liegt. Durch den Einsatz der 2,2 Millionen MTV und der 26,4 Millionen Befüllungen werden jährliche Kartonagenabfälle zwischen rund 32.000 Tonnen und 34.000 Tonnen vermieden.

Bei langsam drehenden Waren (die nicht so häufig verkauft werden) sowie Produkten aus dem Ausland liegt die MTV-Quote bei rund 10 %. Dadurch ergibt sich ein hohes Potenzial für den Einsatz von MTV in diesem Segment. In Summe werden im LEH frische Produkte (Obst, Gemüse, Fleisch, Wurstwaren, Molkereiprodukte) mit einer MTV-Quote zwischen 45% und 50% über die gesamte Logistikkette transportiert. Bei Milchprodukten und regionalen Eigenmarken von Obst und Gemüse wird ein Potenzial für MTV gesehen. Im Tiefkühlager des LEH kommen 100 % ETV zum Einsatz. Es zeigt sich ein hohes MTV Potenzial, wobei der Handel mit der produzierenden Industrie zusammenarbeiten müsste. Der Online-Lebensmittelhandel verzeichnet ein

hohes Wachstumspotenzial. Bis zum Jahr 2020 soll ein Anteil von 10% am Lebensmittelhandel erreicht werden. Das MTV-Potenzial ist in diesem Segment hoch und durchführbar, da bereits MTV zum Einsatz kommen. Am Großmarkt Wien zeigt sich ein hohes Potenzial für MTV, da nur rund 15 % der Obst- und Gemüsetransporte von Großhändlern in MTV stattfinden. Das angelieferte Obst und Gemüse kommt in der Regel fertig verpackt, palettiert, eingewogen und etikettiert zu den einzelnen Händlern. Der Fleischgroßmarkt verwendet zu 100 % MTV. Dies wird sich auch langfristig nicht ändern. In der fleischverarbeitenden Industrie kommen ausschließlich MTV zum Einsatz. Um die Lebensmittelsicherheit zu gewährleisten, müssen die eingesetzten Transportverpackungen hygienisch einwandfrei sein. Bei der MTV handelt es sich um die sogenannte E2-Kiste, eine starre rote Kiste, die gut zu reinigen ist und die etwaig austretende Flüssigkeiten auffangen kann. Der Einsatz dieser MTV wird sich auf lange Sicht aufgrund von Hygienebestimmungen in den Zerlegebetrieben nicht ändern. Die Genossenschaft LGV-Frischgemüse hat eine 100 % MTV-Quote von den Produzenten zu den Sammelstellen und eine 75 % MTV-Quote von den Sammelstellen zu den KundInnen. Das Unternehmen bevorzugt beim Transport zu den KundInnen allerdings ETV, weil die Marke besser präsentiert werden kann.

Große Bäckereien in Wien haben bei der direkten Belieferung der eigenen Filialen und der Filialen des Lebensmitteleinzelhandels eine MTV-Quote von 100 %. Sobald der logistische Weg über ein Verteilzentrum des LEH läuft, kommen ausschließlich ETV zum Einsatz, wodurch die MTV-Quote der Bäckereien auf 50 % sinkt. Die starren Bäcker-Kisten kosten zwischen 2,5 und 3 Euro und sind bis zu 15 Jahre, aber mindestens 6 Monate im Einsatz. Eine ETV aus Karton kostet zwischen 0,27 und 0,3 Euro. Bei Vernachlässigung der Reinigung würde sich eine MTV nach 10 Umläufen bzw. 14 Tagen amortisieren. Beim Fischhandel kommen in Wien bzw. in Österreich keine MTV zum Einsatz, weder bei Frischfisch noch bei Tiefkühlware. Von der Branche werden ein zu hoher logistischer Aufwand sowie Beeinträchtigungen der Lebensmittelsicherheit befürchtet. Allerdings sind Mehrweglösungen in Europa beispielsweise in Dänemark im Einsatz. Weitere Beispiele sind GMS Gourmet GmbH als Vertreter von Großküchen, der Buchgroßhandel, BIPA und dm für Drogerien, die Bekleidungsindustrie und der Bausektor.

Wichtigste Empfehlung ist eine standardisierte MTV in Europa. Eine standardisierte MTV ist ein wichtiger Punkt, um die logistischen Prozesse weiter optimieren zu können. Europäische und internationale Maßnahmen zu kompatiblen und standardisierten MTV sind von der österreichischen Politik und Verwaltung zu unterstützen. Weiters empfehlen wir eine flexible Markenkennzeichnung bei MTV. Der Handel spielt eine zentrale Rolle bei der Entscheidung bezüglich Transportverpackung, angefangen bei der Produktion über die Verarbeitungsindustrie bis in die Filialen. Die Logistikverantwortlichen in den Handelsketten bevorzugen ein einheitliches System, damit die Abläufe effizient abgewickelt werden können und verlangen von den Produzenten und Lieferanten in erster Linie MTV bei regionalem Obst und Gemüse. Aber regionale Obst- und Gemüse-eigenmarken der Handelsketten werden vermehrt in ETV transportiert. Der angebliche Grund dafür ist die bessere Produktpräsentation am Point of Sale. Es stellt sich die Frage, welche flexible Markenkennzeichnung bei MTV notwendig ist, um einer gewünschten Produkt- oder Markenpräsentation am Point of Sale gerecht zu werden. Wir empfehlen auch eine standardisierte MTV am Standort Großmarkt Wien. Wir empfehlen die Erarbeitung einer Richtlinie für ein österreichisches Umweltzeichen für Mehrwegtransportverpackungen und eine Weiterführung der Gespräche mit der Pharma-Produktion.



Abb. 1: MTV im Einsatz in den Distributionszentren des LEH.

2 MEHRWEGVERKAUFSDISPLAY (HIETLER & PLADERER 2017A)

VerkaufsdDisplays sind in der Regel aus Wellpappe oder Kartonagen und haben eine Einsatzdauer von rund 2 Wochen. Das Display hat den Sinn, Produkte im Lebensmitteleinzelhandel (LEH) am Point of Sale (POS) für die KundInnen sichtbar zu machen und so eine Kaufentscheidung herbeizuführen. Zur Herstellung dieser Displays sind bestimmte Mengen an Wellpappe bzw. Kartonagen notwendig, damit gerade bei schweren Produkten, die Stabilität gewährleistet ist. Bei besonders schweren Produkten werden die Einweg-Displays zum Teil noch mit Holz oder Kunststoffen zusätzlich verstärkt. Schutzvorrichtungen aus Wellpappe können zusätzlich für den Transport eingesetzt werden. Nach der Nutzung bzw. der Aktion muss das Display in den Filialen des LEH entsorgt werden. Am österreichischen Markt gibt es rund 5.000 Verkaufsstellen des LEH (Filialen und Tankstellenshops), in denen von den verschiedensten Unternehmen der Lebensmittelproduktion eine Vielzahl an Displays jedes Jahr zum Einsatz kommen. Dadurch entstehen große Mengen an Kartonagenabfällen. Laut einer Abschätzung des Logistikverbund Mehrweg (L-MW) werden im Jahr rund 3 Millionen Displays am POS eingesetzt. Das Durchschnittsgewicht eines Einweg-Displays kann zwischen 4 und 6 Kilogramm festgelegt werden. Damit ergibt sich für den österreichischen Lebensmitteleinzelhandel ein Abfallvermeidungspotenzial an Kartonagenverpackungen von 12 Millionen bis 18 Millionen Kilogramm pro Jahr. Der Kern des vorliegenden Projektes war die Pilotphase, bei der die Mehrweg-Displays am POS getestet wurden. In dieser Phase wurde eine Dokumentation sowie eine Datenerhebung durchgeführt und Ergebnisse und Empfehlungen abgeleitet.

Es zeigt sich, dass der Bau (inklusive Branding) und die Beschichtung einer Tasse eines MW-Displays rund 40 Sekunden dauern. Der Bau und die Beschichtung einer Tasse des EW-Displays werden etwa 54 Sekunden benötigt. Dies entspricht einer durchschnittlichen Zeitersparnis bei Mehrweg-Displays von rd. 26 %. Der Bau eines kompletten Displays dauert bei Mehrweg ca. 3 Minuten und 20 Sekunden und bei Einweg rd. 4 Minuten und 30 Sekunden. Die Ware für die Aktion war schwer und dementsprechend mussten auch die Displays die nötige Stabilität aufweisen. Es fiel auf, dass die EW-Displays bereits kurz nach der Fertigung Bruchspuren aufwiesen, obwohl die Ware direkt über einander stand. Bei den Filialbesuchen wurden ebenfalls Spuren von Bruch und Beschädigungen vorgefunden. Bei den Mehrweg-Displays kam es während der Pilotphase zu keinen Beschädigungen. Es liegt klar auf der Hand, dass das Mehrweg-Display aufgrund des Materials und der Bauweise um ein Vielfaches stabiler ist, als die Einweg-Lösung, insbesondere bei schweren Waren. Des Weiteren ist das Stapeln von Ware auf Ware nicht vorteilhaft, da die KundInnen keine Möglichkeit haben, Waren aus unteren Tassen zu entnehmen. Ein weiterer Vorteil bei diesem Piloten war, dass das Mehrweg-Display höher war und mehr ins Auge stach. Das Erscheinungsbild der Mehrweg-Displays wurde von den befragten MitarbeiterInnen ebenfalls positiv hervorgehoben.

Das Mehrweg-Display weist im Vergleich zum Einweg-Display viele Vorteile auf. Das Abfallvermeidungspotenzial liegt bei rd. 60 %. Bei der Abschätzung, dass im österreichischen Lebensmitteleinzelhandel jährlich Einweg-Displays mit einem Gesamtgewicht zwischen 12 Millionen Kilogramm und 18 Millionen Kilogramm zum Einsatz kommen, liegt das theoretische Abfallvermeidungspotenzial zwischen 7,2 Millionen Kilogramm und 10,8 Millionen Kilogramm. Sollten dünnere oder weniger Kartonagen zum Branding der Mehrweg-Displays verwendet werden, liegt der Effekt noch höher. Bei der Ausweitung des Einsatzes von Mehrweg-Displays können im Lebensmitteleinzelhandel größere Mengen an Kartonagenabfällen eingespart werden. Beim Bau der Displays hat sich gezeigt, dass im Durchschnitt eine Zeitersparnis bei der Zusammensetzung und Beschichtung der Mehrweg-Displays von 26 % möglich sind. Das Mehrweg-Display ist stabiler als vergleichbare Einweg-Displays. Dies erleichtert die Arbeitsprozesse für die MitarbeiterInnen in den Filialen, schützt die Produkte besser und das Display selbst erleidet keinen Bruch.

Die Ware steht zwischen den Tassen des Mehrweg-Displays nicht direkt aufeinander. Das Display kann mit drei unterschiedlich hohen Stützen ausgestattet werden und erhält dadurch eine hohe Stabilität. Im Normalfall können dadurch Produkte auch von weiter unten entnommen werden. Gerade bei „Misch-Displays“ ist dies von großem Vorteil. Es gibt zwar Einweg-Displays, die diese Anforderung erfüllen, allerdings sind diese kompliziert zusammengesetzt bzw. kostenintensiver in der Anschaffung.

Da das Mehrweg-Display neutral gehalten ist, gebrandet werden kann und gleichzeitig die Möglichkeit besteht dieses im Kreislauf zu führen, ist eine komplette Pooling-Lösung möglich. Durch ein Pooling-System werden die Aufwendungen der Akteure (Produktion und Handel) minimiert und im Idealfall Transportkilometer reduziert. Dadurch dass die Tassen des MW-Displays nestbar sind, können diese effizienter rückgeführt werden als sperrige Kartonagen-Displays.



Abb. 2: MW-Displays (links) und EW-Displays (rechts) im Einsatz am POS des LEH.

3 MEHRWEG-TRAY-POOL (HIETLER & PLADERER 2017B)

4er- und 6er-Träger Bier werden als Verkaufseinheit im Lebensmitteleinzelhandel immer beliebter. Die Träger werden zum Teil noch in sperrigen Kisten (klassische Bierkiste) transportiert, die am Point of Sale (POS) aufgebaut werden müssen. Die Kisten lassen nur bedingt eine Produktpräsentation zu und sind weder klappbar noch stapelbar und nehmen somit viel Platz ein. Eine klassische Bierkiste wiegt mit den Maßen von 300 x 400 x 290 Millimeter rund 2 Kilogramm und kann 20 x 0,5 Liter Bierflaschen fassen. Eine andere Variante zum Transport von Bierflaschen ist der sogenannte „Mehrweg Tray“ (MW-Tray). Die Trays, die derzeit im Umlauf sind, sind nicht standardisiert, was bedeutet, dass jede Brauerei eine eigene Lösung hat bzw. benötigt. Der

LOGIPACK MW-Tray hat den großen Vorteil gegenüber den anderen Tray-Systemen, dass dieser standardisiert ist und daher als Poollösung existieren kann und nicht an eine bestimmte Brauerei zurücktransportiert werden muss. Der LOGIPACK MW-Tray ist nicht nur für den Transport von Bier geeignet, sondern auch für alle Getränke, die in einer Mehrweg-Flasche abgefüllt sind. Die Ware verbleibt über die gesamte Lieferkette auf dem Tray und kann direkt am POS präsentiert werden. Die befüllten Trays (mit vollen oder leeren Flaschen) können eine Stapelhöhe von maximal fünf Lagen und einem Deckel-Tray erreichen. Die leeren Trays sind stapelbar und es können maximal 144 Stück pro Europalette gestapelt werden. Ein LOGIPACK MW-Tray wiegt rund 1,8 Kilogramm und kann 40 x 0,5 Liter Bierflaschen fassen und somit doppelt so viele wie eine Kiste. Des Weiteren ist dieser Tray für alle Mehrweg Bierflaschen (NRW Flasche, Long Neck, Ottakringer Flasche, Bügelflasche etc.) geeignet und somit von allen Brauereien anwendbar. Die Ziele zur Entwicklung eines standardisierten LOGIPACK MW-Trays waren die Standardisierung von Vollgut- und Leergutprozessen, die Belastungen für die Umwelt zu vermeiden und die Flexibilität und Effizienz bei der Multipackvermarktung für die Hersteller zu erhöhen. Weitere Ziele sind durch Mehrwegvermarktung die Ausschöpfung von Wachstums- und Differenzierungspotenzialen zu ermöglichen. Außerdem sollen überflüssige Sortierungen der einzelnen Ladungsträger vermieden und die Zeit des Handlings am POS optimiert werden.



Abb. 3: LOGIPACK AllCare 0,5 Liter Tray und im Einsatz am POS des LEH.

4 ZUSAMMENFASSUNG

Alle drei vorstellten Mehrweg-Projekte zeigen, wie logistisch effizient und ökonomisch erfolgreich Mehrwegsysteme in Österreich und Europa sind. Kriterien wie Abfallvermeidung, Klima- und Umweltschutz sprechen zusätzlich für Mehrwegsysteme. Aufbauend auf diesen positiven Entwicklungen in einzelnen Branchen müssen Mehrwegsysteme bei Verpackungen im Sinne einer echten nachhaltigen Kreislaufwirtschaft von der Politik unterstützt, von der Wirtschaft verwendet und von den Kunden nachgefragt werden.

LITERATUR

Christian Pladerer und Philipp Hietler (2015) *MTV 2015 - Einsatz von Mehrwegtransportverpackungen in Wien*, pulswerk GmbH im Auftrag der Initiative natürlich weniger Mist, Wien 2015 <http://pulswerk.at/mtv2015.htm>.

Philipp Hietler und Christian Pladerer (2017A) *Mehrweg-Displays am Point of Sale - Blickfang ohne Abfall – Erarbeitung und Umsetzung einer Mehrweg-Lösung für Verkaufs-Displays*, pulswerk GmbH im Auftrag des Logistikverbund Mehrweg, in Kooperation mit Polymer Logistics und Packservice, in Zusammenarbeit mit Ottakringer Brauerei und Spar, finanziert durch die Abfallvermeidungs-Förderung der Sammel- und Verwertungssysteme für Verpackungen. Wien, 2017 <http://www.pulswerk.at/mehrweg-displays.htm>.

Philipp Hietler und Christian Pladerer (2017B) *LOGIPACK Mehrweg-Tray: Effizienz und Flexibilität durch Standardisierung im Mehrweg-Tray-Pool*, pulswerk GmbH im Auftrag von GS 1 Austria (Träger des L-MW), im Rahmen von Nachhaltige Produkte und Dienstleistungen, Wien, 2017 https://www.logipack.com/fileadmin/user.../Salesfolder_LOGITray_DieTrays.pdf.

Circular Economy – Welche Recyclingraten sind angemessen?

W. Hauer

Technisches Büro HAUER Umweltwirtschaft GmbH, Korneuburg, Österreich

KURZFASSUNG: Im April 2018 verabschiedeten die EU-Abgeordneten das Kreislaufwirtschaftspaket mit hohen Recyclingraten. Die Vorgaben werden vielfach kritisiert. Im Beitrag wird die Entwicklung von Wirtschaftsleistung, Verkehrsaufkommen und Mengen an Gewerbeabfall beleuchtet. Diese Entwicklungen werden den Prämissen nach Wirtschaftswachstum und Begrenzung des Ressourceneinsatzes gegenübergestellt. Daraus wird ersichtlich, welche Recyclingraten künftig erforderlich wären und welche Konsequenzen sich daraus ergeben.

1 EINLEITUNG

Im April 2018 verabschiedeten die EU-Abgeordneten das Kreislaufwirtschaftspaket. Es legt neue rechtsverbindliche Ziele für das Abfallrecycling und die Verringerung der Deponierung mit konkreten Fristen fest. Die neuen Regeln sehen vor, dass ab 2025 mindestens 55 % der Siedlungsabfälle recycelt werden müssen, ab 2030 gilt das für 60 % und ab 2035 für 65 %. Recyclingziele für Verpackungen betragen 65 % ab 2025 und 70 % ab 2030 mit spezifischen Zielen für Papier und Pappe, Kunststoffe, Glas, Metall und Holz.

Die Vorgaben für die Recyclingquoten werden vielfach kritisiert. Hinterfragt wird, ob die hohen Vorgaben für Recycling nicht zu einem Überangebot an Sekundärrohstoff führen, welcher nicht in ausreichender Menge für hochwertige Produkte einsetzbar wäre.¹

2 UNSER DERZEITIGES WIRTSCHAFTEN

Unser derzeitiges Wirtschaften in Europa ist wenig effizient. Noch immer steigt der Ressourcenverbrauch stärker als die Wirtschaftsleistung. Umgekehrt beutet dies, dass jedes zusätzliche Prozent BIP einen überproportional hohen Einsatz an Ressourcen nach sich zieht. Beispielhaft ist im Zeitraum 2004 bis 2007 das BIP um 9 % gestiegen, die Menge an Gewerbemüll aber um fast 30 %. In der Wirtschaftskrise ging das BIP um 4 % zurück, die Müllmenge aber um 15 %. Nach der Wirtschaftskrise wiederholte sich die gegenüber dem BIP überproportionale Gewerbemüllmenge – nichts gelernt!

Auch im Zeitraum ab 2012 ist derselbe Effekt zu beobachten: 2013 bis 2016 ist das BIP in Österreich um 3,5 % gestiegen bis 2017 um 6,5 %, im selben Zeitraum hat aber das Aufkommen des Straßen-Güterverkehrs (A1 und A08) um fast 11 % bis 2016 und um 17 % bis 2017 zugenommen. Die Menge an Abfällen aus Gewerbe und Industrie² ist mit einer Steigerung von 20 % bis 2017 ebenfalls deutlich überproportional gestiegen.

¹ Vgl. Fischer, Th., Steinsberg, A.: Circular Economy-Paket inhaltlich fertig, in: Umweltschutz der Wirtschaft 1/18, S. 33f

² SN 91101, 91206, 91401, jeweils ohne Aufkommen aus Haushalten und ähnlichen Einrichtungen

Bislang ist keine Änderung der Entwicklung absehbar: Die Prognosen für 2018 zeigen ein BIP-Wachstum von 3 % und einen Zuwachs des Gewerbemülls von mehr als 5 %.

Aufgrund unterschiedlicher Datengrundlagen sind die Entwicklungen im folgenden Diagramm getrennt für den Zeitraum 2004 bis 2011 mit Basis 2004 sowie 2012 bis 2017 mit Basis 2013 dargestellt.

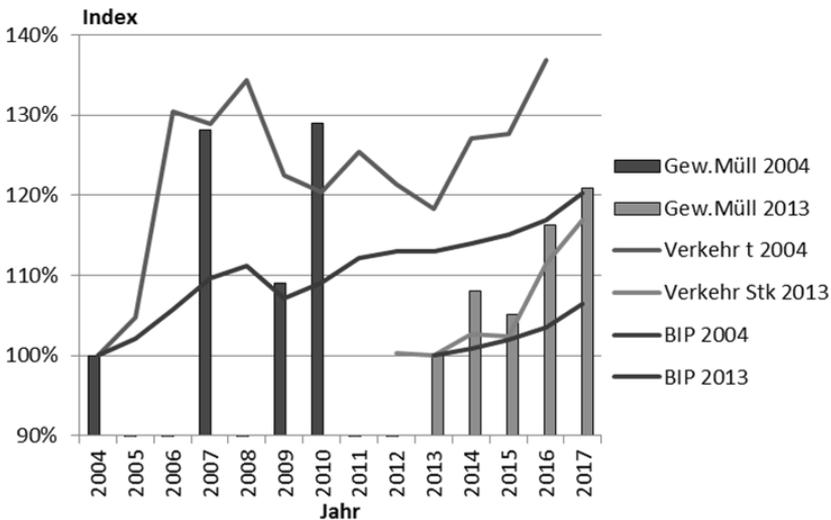


Abb. 1: Entwicklung von BIP, Güterverkehr und Menge an Gewerbemüll.

Die Erhebungsmethoden für die Menge an Gewerbemüll waren im Zeitraum 2004-2010 andere als jene von 2013-2017. Die Darstellung berücksichtigt daher zwei Basisjahre, 2004 und 2013.

Die Entwicklung des überproportionalen Anstieges an verbrauchten Ressourcen ist auch an der sinkenden Nutzungsdauer von Gütern zu sehen: Möbel werden nach wenigen Jahren getauscht, E-Geräte werden von den nächsten Produktgenerationen überholt, obwohl die technisch mögliche Nutzungsdauer noch lange nicht erreicht ist. So werden heute Flachbildschirme nur durchschnittlich 4-5 Jahre verwendet. Bei den früheren Röhrengeräten waren es noch mehr als 10 Jahre. Befragungen ergaben, „dass in 2012 über 60 % der noch funktionierenden Flachbildschirmfernseher ersetzt wurden, weil die Konsumentinnen und Konsumenten ein besseres Gerät haben wollten.“³

³ Umweltbundesamt.de: Einfluss der Nutzungsdauer von Produkten auf ihre Umweltwirkung: Schaffung einer Informationsgrundlage und Entwicklung von Strategien gegen „Obsoleszenz“, 2016

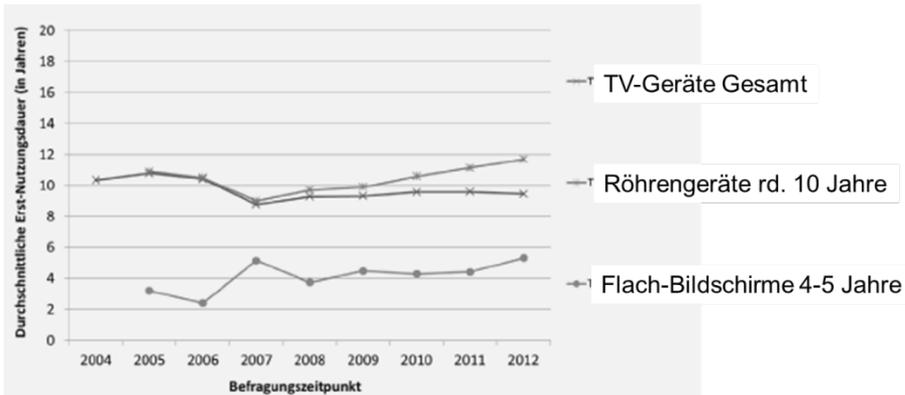


Abb. 2: Nutzungsdauer von TV-Geräten.

Quelle: Umweltbundesamt.de:

Einfluss der Nutzungsdauer von Produkten auf ihre Umweltwirkung: Schaffung einer Informationsgrundlage und Entwicklung von Strategien gegen „Obsoleszenz“, 2016.

Die zu beobachtende Entwicklung steht in krassem Gegensatz zu den Zielen einer nachhaltigen Entwicklung, einer Reduktion des Ausstoßes an Klimagasen und der gewünschten Unabhängigkeit von Rohstofflieferungen aus fernen Kontinenten.

Nicht zuletzt um die Abhängigkeit von Rohstoffen zu reduzieren, wird in Europa die vermehrte Nutzung eigener Ressourcen, primär aus Sekundärrohstoffen angestrebt. Unter Beachtung der beiden Situationen – sinkende Effizienz der Nutzung von Rohstoffen zur Steigerung des BIP und gewünschter Rückgang des Einsatzes von Primärrohstoffen – müssen Recyclingraten steigen. Dieser Schlussfolgerung kommt die EU-Kommission mit dem Kreislaufwirtschaftspaket nach. Wenn nun die angedachten Recyclingraten technisch/wirtschaftlich zu hoch erscheinen, so verbliebe nur der Ausweg einer deutlichen Effizienzsteigerung des Nutzens von Primärrohstoffen.

3 WIE NUN WEITER?

Momentan lauten die wirtschaftspolitischen Prämissen:

- Wirtschaftswachstum zumindest 2 % pro Jahr und
- der Einsatz an Primärrohstoffen soll sinken, zumindest nicht steigen.

Die Beobachtungen der vergangenen Jahre:

- Der Materialeinsatz steigt überproportional zum BIP.

Die Schlussfolgerung:

- Der Einsatz von Sekundärrohstoffen muss steigen, was bedeutet:
 - Die Recyclingraten müssen steigen

Der Zusammenhang sei graphisch exemplarisch dargestellt: Steigende Materialintensität des BIP und gleichzeitig nicht steigender Einsatz an Primärrohstoffen bedingt steigende Recyclingraten.

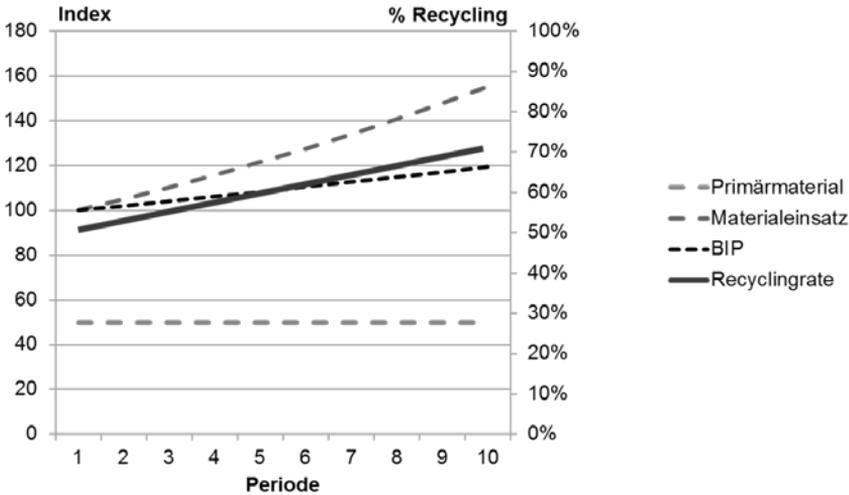


Abb. 3: Steigende Materialintensität des BIP und gleichzeitig nicht steigender Einsatz an Primärrohstoffen bedingt steigende Recyclingraten.

Es liegt nahe, dass bei Weiterführung der bestehenden Entwicklung Recyclingraten erforderlich wären, die jenseits wirtschaftlicher, aber auch technischer Grenzen liegen und sich asymptotisch einer 100 %-Marke annähern müssten. So wie es beim thermodynamischen Kreisprozess limitierende Faktoren des Wirkungsgrades gibt, so bestehen auch limitierende Faktoren beim „sozialwirtschaftlichen Kreisprozess“, der sogenannten Circular Economy.

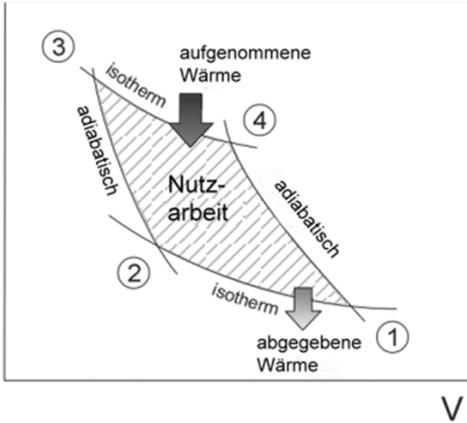
Bereits die heutigen Recyclingraten bereiten technische und ökonomische Schwierigkeiten bei der Nutzung der Sekundärrohstoffe. Recyclingraten sind nicht beliebig steigerbar – es bestehen naturwissenschaftliche Grenzen. Was tun?

Die Schlussfolgerung bedeutet in der Tat mehr Kreislauf. Allerdings müssen Kreisläufe von Produkten geschlossen werden. „Recycling“ schließt nur Kreisläufe von Materialien, nicht jedoch eine weitere Nutzung der Struktur von Produkten. Und genau hier liegt das größte Potential: Die „Weiterverwendung“ bestehender Strukturen. Sei es im Bauwesen die Weiternutzung bestehender Gebäudeteilen oder die klassischen Mehrweggebinde für Produkte des täglichen Bedarfs.

4 WIE KREISLAUFWIRTSCHAFT IN SOZIALEN SYSTEMEN FUNKTIONIEREN KANN

Die Naturwissenschaft kennt den thermodynamischen Kreisprozess. Der Wirkungsgrad des Prozesses wird durch Druck- und Temperaturdifferenzen beeinflusst. Den maximal möglichen Wirkungsgrad stellt der ideale Carnotprozess dar. Die Leistung ergibt sich aus der Nutzarbeit und der Anzahl an Wiederholungen je Zeiteinheit – der Drehzahl des Prozesses.

p

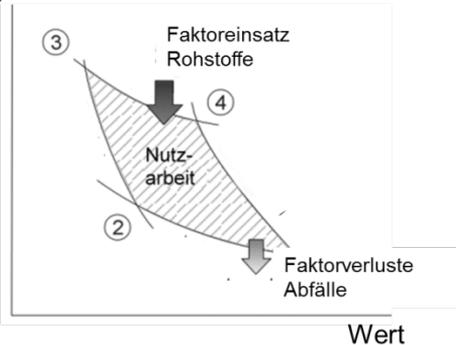


Nutzleistung = Nutzarbeit
* Umlaufhäufigkeit je Zeiteinheit

Abb. 4: Thermodynamischer Kreisprozess.

Ähnliche Kreisprozesse sind in sozialen Systemen erforderlich. Hier geht es um Faktoreinsätze, hier im Fokus „Rohstoffe“, Faktorverluste sind dann Abfälle. Der Wirkungsgrad lässt sich mit marktkonformen Mitteln steuern, mittels Veränderung von Faktorkosten. Je teurer Rohstoffe werden desto effizienter werden sie genutzt werden. Und hier sind staatliche Eingriffe mit fiskalischen Maßnahmen gefordert.

Recycling



Wirtschaftsleistung = Nutzarbeit
* Umlaufhäufigkeit je Zeiteinheit

Abb. 5: Sozialwissenschaftlicher Kreisprozess.

5 SCHLUSSFOLGERUNG BZW. ZUSAMMENFASSUNG

Bei aller Schwierigkeit, die im EU Kreislaufwirtschaftspaket vorgesehenen Recyclingquoten zu erreichen, sind sie notwendig und wichtig. Wie sonst, soll das permanente Wachstum des Einsatzes von Primärrohstoffen eingedämmt werden. Kreisläufe sind nicht nur für Materialien (=Recyclingquoten) zu erfüllen, sondern für Strukturen, sprich Produkte oder Produktteile. Hier sieht das Kreislaufwirtschaftspaket die Maßnahme des ReUse vor.

Die Fortführung der Messung des Wohlstandes mit dem aktuellen Indikator „BIP“ sollte ersetzt werden durch Indikatoren für einen umfassenden Wohlstand, der nicht

ausschließlich auf der Messung rein ökonomischer Daten basiert, bei denen jeder Unfall und jede Katastrophe, jeder Krieg, jede Krankheit, kurz: jede Zerstörung mit anschließendem Wiederaufbau zu einem scheinbaren Anwachsen des Wohlstandes eines Landes führt. Bislang fehlt jeder empirische Zusammenhang zwischen dem Verbrauch an Ressourcen und der Zufriedenheit und Friedlichkeit einer Gesellschaft – und das ist es, worum es wirklich geht.

Das vorliegende Kreislaufwirtschaftspaket folgt mit den geforderten Recyclingraten den bisherigen Wirtschaftsprämissen. Konsequenter müssten die Recyclingraten ohne Änderung der Wirtschaftsweise bis über die Grenzen der Machbarkeit hinaus angehoben werden. Somit sind andere Lösungsansätze unausweichlich.

LITERATUR

- ASFINAG (2012-2018) *Statistiken zur Verkehrszählung*, Kfz>3,5t, Mo-Fr, durchschnittliche Kfz/24h.
- EUROSTAT (2018) *Goods transport by road*, <http://ec.europa.eu/eurostat/tgm/table.do?tab=table&init=1&language=en&pcode=ttr00005&plugin=1>.
- Fischer, Th., Steinsberg, A. (2018) *Circular Economy-Paket inhaltlich fertig*, in: *Umweltschutz der Wirtschaft* 1/18, S. 33f.
- Statistik Austria (2008-2018) Daten zum BIP.
- TBHauer/FHA (2014) *Kontrolle der Restmengenziele von Verpackungsabfällen für das Kalenderjahr 2013*.
- TBHauer (2018) *Expertenbefragung zur Entwicklung der Gewerbemüllmengen 2017 und 2018*.
- Umweltbundesamt.de (2016) *Einfluss der Nutzungsdauer von Produkten auf ihre Umweltwirkung: Schaffung einer Informationsgrundlage und Entwicklung von Strategien gegen „Obsoleszenz“*.
- Umweltbundesamt (2013-2017) *Daten zur Menge an gemischten Abfällen aus Gewerbe und Industrie*.

Wo steht Österreich auf dem Weg zur Kreislaufwirtschaft für Kunststoffverpackungsabfälle?

E. Van Eygen, D. Laner, H. Rechberger & J. Fellner

TU Wien, Christian Doppler Labor für Anthropogene Ressourcen, Wien, Österreich

KURZFASSUNG: Das Kreislaufwirtschaftspaket der EU sieht vor, dass die derzeitige Zielvorgabe für stoffliche Verwertung von Kunststoffverpackungsabfällen von 22,5 % bis 2030 auf 55 % erhöht wird. Um die Sinnhaftigkeit dieser Erhöhung zu beurteilen, wird in der gegenständlichen Arbeit die aktuelle Bewirtschaftung von Kunststoffverpackungsabfällen ökologisch bewertet und mit einem Szenario verglichen, das der Situation im Jahr 1994 entspricht, sowie mit einem Szenario, in dem die zukünftigen Recyclingziele erreicht werden. Der Vergleich der drei Szenarien zeigt für die meisten Wirkungskategorien der Ökobilanz generell steigende Einsparungen mit zunehmender stofflicher Verwertungsquote, allerdings werden diese Einsparungen für viele Wirkungskategorien zunehmend kleiner. Neben den wirtschaftlichen scheint es somit auch aus ökologischen Gesichtspunkten eine optimale stoffliche Verwertungsquote zu geben, die deutlich unter 100 % liegt. Die optimale Quote hängt dabei von einer Vielzahl an Faktoren ab, die bei der Festlegung von Recyclingzielen berücksichtigt werden sollten.

1 EINLEITUNG

Die Bewirtschaftung von Kunststoffen, und vor allem Kunststoffverpackungen, gewinnt innerhalb der Abfallwirtschaft zunehmend an Bedeutung, nicht zuletzt aufgrund politischer Initiativen wie beispielsweise des EU Aktionsplans für eine Kreislaufwirtschaft, wo Kunststoffe eine zentrale Rolle spielen (EC, 2015). So liegt die derzeitige Zielvorgabe für die stoffliche Verwertung von Kunststoffverpackungen bei 22,5 % (EPC, 2004) und soll bis 2025 auf 50 % und bis 2030 auf 55 % erhöht werden (EPC, 2018). Generell werden Recyclingraten oft als Zielvorgabe und Indikator verwendet, um Abfallwirtschaftssysteme zu bewerten. In Bezug auf das Kreislaufwirtschaftspaket der EU und die damit verbundenen Recyclingziele bedeutet dies, dass detaillierte Informationen zu den Flüssen von Kunststoffverpackungen in der Abfallwirtschaft notwendig sind, um einerseits die aktuellen Recyclingraten genau bestimmen zu können und andererseits Verbesserungspotentiale zu erkennen.

Das Ziel dieser Studie ist es also erstens, die Flüsse von Kunststoffverpackungen in der österreichischen Abfallwirtschaft qualitativ und quantitativ zu ermitteln. Dabei werden sowohl sieben unterschiedliche Produktgruppen als auch die acht wichtigsten eingesetzten Polymere betrachtet. In einem zweiten Schritt wird die aktuelle Bewirtschaftung von Kunststoffverpackungsabfällen (=Status Quo) ökologisch bewertet und sowohl mit einem Szenario, das den EU Zielvorgaben für 2030 entspricht (Szenario „EU Ziel“), als auch mit der Situation im Jahr 1994 verglichen. Die Bewirtschaftung damals entspricht in etwa dem Status der Abfallwirtschaft, wie er derzeit in einigen der neuen Mitgliedsstaaten der EU vorzufinden ist. Die Menge und Zusammensetzung des Abfallinputs für die beiden alternativen Szenarien (1994 und 2030) wurde allerdings nicht geändert, da der Fokus auf der Bewertung der Abfallwirtschaftssysteme liegt.

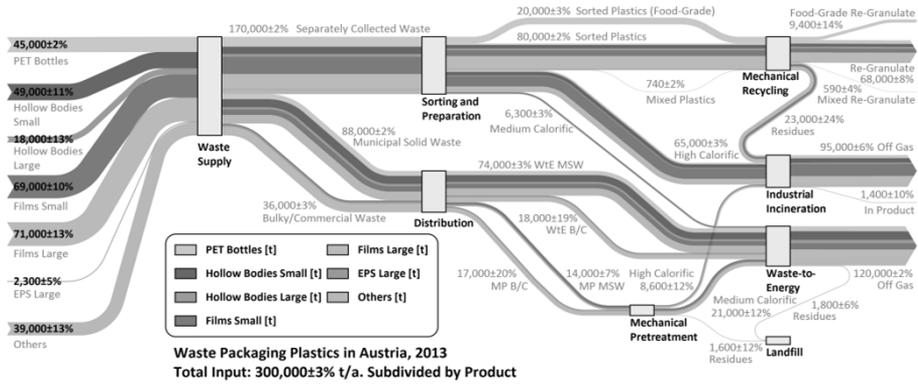


Abb. 1: Abfallflüsse von Kunststoffverpackungen in Österreich für das Jahr 2013, unterteilt nach Produktgruppen.

2 METHODEN

Für die Quantifizierung der Flüsse von Kunststoffverpackungen in der österreichischen Abfallwirtschaft wird die Methode der Stoffflussanalyse verwendet, in der die Flüsse und Lager eines Materials in einem System mit festgelegten geografischen und zeitlichen Systemgrenzen systematisch analysiert werden (Brunner and Rechberger, 2004). Für die ökologische Bewertung wird eine Ökobilanz durchgeführt, um alle Umweltauswirkungen in Zusammenhang mit der Bewirtschaftung von Kunststoffverpackungsabfällen über den gesamten Lebenszyklus (inklusive Vorketten und nachgelagerter Prozesse) zu quantifizieren (EC, 2010).

3 RESULTATE

Die Resultate für die Flüsse von Kunststoffverpackungen in der österreichischen Abfallwirtschaft (dargestellt in Abb. 1) zeigen, dass aktuell (im Jahr 2013) etwa 295,000 t (35 kg/Kopf) an Kunststoffverpackungsabfällen (KV) anfallen. Die mengenmäßig wichtigsten Produktgruppen waren große und kleine Folien (je 24 %), kleine Hohlkörper (17 %) und PET Flaschen (15 %). Auf Polymerebene dominieren vor allem LDPE (46 %), PET (19 %) und PP (14 %) die KV. 58 % der gesamten KV wurden getrennt gesammelt. Davon gelangen nach weiterer Behandlung in einer Sortieranlage 34 % in Recyclinganlagen, wovon dann schlussendlich 26 % (wiederm bezogen auf die gesamte KV Menge) in Form von Regranulaten wieder auf den Markt kommen. Die restliche Menge an KV wird fast ausschließlich thermisch verwertet (40 % in Müllverbrennungsanlagen und 32 % in der Zementindustrie). Von den unterschiedlichen Produktgruppen weisen EPS groß (38 %), PET Flaschen (45 %) und Folien groß (39 %) die höchsten stofflichen Verwertungsquoten auf.

Die Ergebnisse der Analysen zeigen, dass die derzeit gültigen Zielvorgaben zur stofflichen Verwertung von Kunststoffverpackungsabfällen (22,5 %) erreicht bzw. deutlich übertroffen werden (34 %). Es werden jedoch deutliche Fortschritte bei der Sammlung und Sortierung notwendig sein, um die vorgeschlagenen zukünftigen Recyclingziele erfüllen zu können. Wesentlich in diesem Zusammenhang ist auch die neue einheitliche Definition der Recyclingrate beim Input der Recyclinganlage, mit der die Vergleichbarkeit zwischen Ländern gewährleistet werden soll. Für eine aus-

fürhlichere Beschreibung der Flüsse von Kunststoffverpackungen in der österreichischen Abfallwirtschaft wird auf Van Eygen et al. (2018) verwiesen.

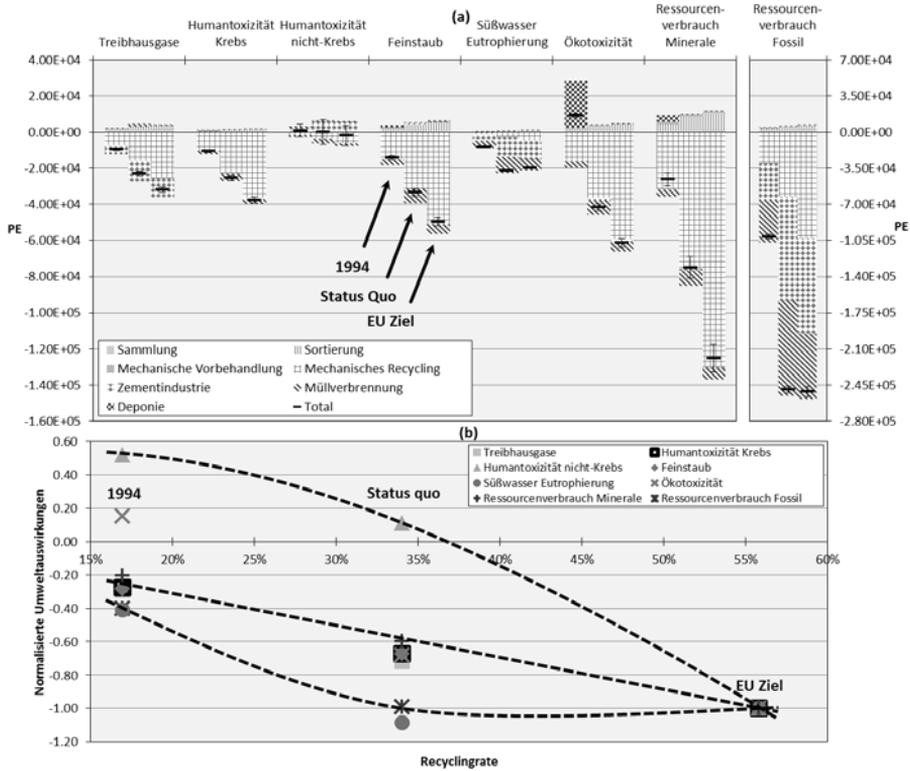


Abb. 2: (a) Resultate der Ökobilanz für acht von 16 ausgewählte Wirkungskategorien für die drei Szenarien, ausgedrückt in Personenäquivalenten und unterteilt nach Behandlungsprozess, (b) Zusammenhänge zwischen normalisierten Resultaten der Ökobilanz und den Recyclingraten für die drei Szenarien, mit stilisierten Trendlinien.

Die Resultate der Ökobilanz werden in Abb. 2a dargestellt, und zeigen für den Status quo für alle der 16 untersuchten Wirkungskategorien negative Resultate, was belegt, dass das gegenwärtige Abfallwirtschaftssystem für KV insgesamt weniger Auswirkungen verursacht als es einspart. Diese Einsparungen werden aus einer Kombination der drei wichtigen Verwertungskategorien (stofflicher Verwertung in einer mechanischen Recyclinganlage und thermischer Verwertung in der Zementindustrie sowie in einer MVA) erreicht. Allerdings sind bezüglich der Beiträge des jeweiligen Verwertungsweges große Unterschiede bei den unterschiedlichen Wirkungskategorien zu erkennen. So gilt beispielsweise, dass rund 2/3 der eingesparten Treibhausgasemissionen dem mechanischen Recycling zuzuschreiben sind, und etwa 1/3 der thermischen Verwertung in der Zementindustrie. Demgegenüber verursacht die Verwertung im Zementwerk unter anderem bei den toxisitäts- und feinstaubbezogenen Wirkungskategorien höhere Belastungen als Einsparungen, weshalb die Netto-Einsparungen des Gesamtsystems hinsichtlich dieser Wirkungskategorien hauptsächlich durch die stoffliche Verwertung und die Verbrennung von KV in Müllverbrennungsanlagen erreicht wird.

Bei der Betrachtung der unterschiedlichen Sammelschienen wird klar, dass die Einsparungen in erster Linie durch den getrennt gesammelten Abfallstrom erzielt werden. Insgesamt werden 58 % der KV getrennt gesammelt und nach der Sortierung hauptsächlich stofflich in einer mechanischen Recyclinganlage verwertet oder thermisch in der Zementindustrie genutzt. So werden beispielsweise über die getrennt gesammelten KV-Fractionen in den beiden genannten Verwertungsprozessen 100 % der Einsparungen von CO₂-Äquivalenten, 82 % für Feinstaub, 92 % und 64 % für mineralische respektive fossile Ressourcen erreicht. Diese Resultate zeigen, dass es wichtig ist KV getrennt zu sammeln, selbst wenn danach ein signifikanter Teil der gesammelten Menge wieder aussortiert und in der Zementindustrie thermisch verwertet wird, anstelle sie mit dem Restmüll thermisch zu verwerten, aufgrund der höheren energetischen Effizienz in der Zementindustrie.

Die Resultate des Szenarios EU Ziele 2030 zeigen für die meisten Wirkungskategorien höhere Einsparungen im Vergleich zum Status Quo. Die Unterschiede sind allerdings relativ gering, vor allem im Vergleich zum Unterschied zwischen der Situation im Jahr 1994 und dem Status quo. Der Zusammenhang zwischen Recyclingrate und Umweltauswirkungen, dargestellt in Abb. 2b, zeigt für eine der 16 Wirkungskategorien einen steigenden Grenznutzen, während acht sinkende Grenznutzen oder sogar absolut sinkende Nutzen aufweisen, und sieben einen annähernd linearen Zusammenhang zeigen.

Diese Trends werden dadurch erklärt, dass 1994 noch 54 % der KV deponiert wurden, wohingegen der Unterschied zwischen dem Status quo und den EU Ziele-Szenario vor allem bei der Verschiebung von der thermischen (vor allem MVA) hin zur stofflichen und thermischen Verwertung in der Zementindustrie liegt. Dadurch wird klar, dass der größte Grenznutzen bei der Bewirtschaftung von KV erreicht werden kann indem weniger deponiert und in MVAs behandelt wird.

Aufgrund dieser Erkenntnis lässt sich außerdem folgern, dass es aus Umweltsicht eine optimale stoffliche Verwertungsquote gibt, die deutlich kleiner als 100 % ist. Wie hoch diese optimale Quote tatsächlich ist, hängt von einer Vielzahl an Faktoren ab und sollte anhand des erzielbaren Umweltnutzens und der dafür benötigten Kosten ermittelt werden.

LITERATUR

- Brunner, P. H., & Rechberger, H. (2004). *Practical handbook of material flow analysis*. Boca Raton, Florida: CRC Press LLC.
- EC. (2010). International Reference Life Cycle Data System (ILCD) Handbook - General guide for Life Cycle Assessment - Detailed guidance (Vol. First edition). Luxembourg: European Commission - Joint Research Centre - Institute for Environment and Sustainability.
- EC. (2015). Closing the Loop - An EU Action Plan for the Circular Economy. Brussels, Belgium: European Commission.
- EPC. (2004). Directive 2004/12/EC of the European Parliament and of the Council of 11 February 2004 amending Directive 94/62/EC on packaging and packaging waste. *Official Journal of the European Union*, L47, 26-31.
- EPC. (2018). Directive (EU) 2018/852 of the European Parliament and of the Council of 30 May 2018 amending Directive 94/62/EC on packaging and packaging waste. *Official Journal of the European Union*, L150, 141-154.
- Van Eygen, E., Laner, D., & Fellner, J. (2018). Circular economy of plastic packaging: current practice and perspectives in Austria. *Waste management*, 72, 55-64. doi: 10.1016/j.wasman.2017.11.040

Landes-Abfallwirtschaftsplan Steiermark 2018

I. Winter

Amt der Steiermärkischen Landesregierung, Abteilung 14 – Referat Abfallwirtschaft und Nachhaltigkeit, Graz, Österreich

KURZFASSUNG: Die Rahmenbedingungen für die Zukunft der steirischen Abfallwirtschaft werden wesentlich durch das Kreislaufwirtschaftspaket der Europäischen Kommission sowie durch die aktuellen Trends Ressourcenverknappung, Klimawandel, demographischer Wandel und Digitalisierung bestimmt. Der Landes-Abfallwirtschaftsplan Steiermark 2018 wird in bewährter Weise einen integrativen Ansatz zur visionären Weiterentwicklung der steirischen Abfallwirtschaft zur ressourceneffizienten Kreislaufwirtschaft verfolgen. Auf Grundlage der bisherigen und prognostizierten zukünftigen Entwicklungen der Abfallmengen sowie entsprechend dem Erfordernis nach einem effizienten Umgang mit den natürlichen Ressourcen sind die ersten drei Stufen der Abfallhierarchie, Vermeidung, Wiederverwendung und Recycling, prioritär einer verstärkten Umsetzung zu unterziehen. Die dafür erforderlichen Maßnahmen sind in den Bereichen Bewusstseinsbildung, Bildung, zukunftsfähige Sammelinfrastruktur, geeignete Anreizsysteme und innovative Technologieentwicklungen zu setzen.

1 EINLEITUNG

Der Landes-Abfallwirtschaftsplan Steiermark ist gemäß den Vorgaben des Steiermärkischen Abfallwirtschaftsgesetzes 2004 (StAWG 2004) jeweils binnen Jahresfrist nach der Veröffentlichung des Bundes-Abfallwirtschaftsplanes zu evaluieren und fortzuschreiben. Dementsprechend ist der Landes-Abfallwirtschaftsplan Steiermark 2010 (L-AWP 2010) bis spätestens Jänner 2019 als Landes-Abfallwirtschaftsplan Steiermark 2018 (L-AWP 2018) fortzuschreiben.

Der Landes-Abfallwirtschaftsplan Steiermark bezieht sich auf Siedlungsabfälle bzw. über kommunale Strukturen gesammelte Abfälle aus Haushalten und ähnlichen Einrichtungen. Er hat eine Bestandsaufnahme des Abfallaufkommens, eine Darstellung der Behandlungsanlagen, eine Prognose der Entwicklung des Abfallaufkommens, Ziele für eine nachhaltige Abfall- und Stoffflusswirtschaft sowie Strategien zur Abfallvermeidung und Abfallbehandlung zu enthalten.

Die Evaluierung des L-AWP 2010 erfolgt auf Grundlage der abfallwirtschaftlichen Daten bis einschließlich 2016. Für die Erstellung des Landes-Abfallwirtschaftsplans 2018 sind ausgehend von dieser Evaluierung die Strategien und Ziele an die aktuellen Rahmenbedingungen anzupassen. Die langfristigen strategischen Ziele werden in Analogie mit den abfallwirtschaftlichen Zielsetzungen der EU bis 2035 formuliert. Als Zeithorizont für die kurzfristigen Ziele steht jedoch die Periode bis zur nächsten erforderlichen Evaluierung/Fortschreibung des L-AWP im Jahr 2024 im Vordergrund. Übergeordnete Vision ist die Umsetzung einer ressourceneffizienten Kreislaufwirtschaft in der Steiermark.

2 DIE STEIERMARK AUF DEM WEG ZUR RESSOURCENEFFIZIENTEN KREISLAUFWIRTSCHAFT

2.1 Evaluierung der gegenwärtigen Situation

Bereits im L-AWP 2010 wurde - ausgehend vom damals bereits vollzogenen Wandel von einer reinen Abfallbewirtschaftung zur nachhaltigen Stoffflusswirtschaft - die Vision eines nachhaltigen Ressourcenmanagements festgeschrieben. Die strategische Umsetzung wurde in drei Bereichen geplant: nachhaltige Ressourcenschonung zum Schutz der Umwelt, nachhaltige Ressourcenschonung in der Gesellschaft und nachhaltige Ressourcenschonung in der Wirtschaft. Dieser integrative Ansatz der drei Dimensionen der nachhaltigen Entwicklung wurde seinerzeit bewusst gewählt, um dem gesetzlichen Auftrag zur Ausrichtung der Abfallwirtschaft im Sinne des Vorsorgeprinzips und der Nachhaltigkeit bestmöglich zu entsprechen.

Dank der konsequenten Umsetzung befindet sich die Steiermark heute in einer weltweit beachteten Ausgangslage:

Die getrennte Sammlung ist bei Siedlungsabfällen und Verpackungen etabliert und bildet die Grundlage für eine gezielte stoffliche Verwertung (Recycling) der Abfälle. Der Anteil an Restmüll am gesamten Aufkommen von Abfällen aus Haushalten und ähnlichen Einrichtungen konnte von 30,4 % im Jahr 2010 auf 28,2 % im Jahr 2016 gesenkt werden. Im gleichen Zeitraum verringerte sich der Anteil von Rest- und Sperrmüll am gesamten Aufkommen von Abfällen aus Haushalten und ähnlichen Einrichtungen von 37,4 % auf 36,3 %. Die Entwicklung der Gesamtmenge an Siedlungsabfall zeigt seit 2010 keinen einheitlichen Trend. In Summe betrug die Zunahme von 2010 bis 2016 bezogen auf die absolute Masse + 6,2 %, bezogen auf die Masse pro EinwohnerIn + 3,7 %. Die Menge an Restmüll zeigt seit 2010 einen Rückgang um - 1,2 % bezogen auf die absolute Masse bzw. einen Rückgang um - 3,6 % bezogen auf Masse pro EinwohnerIn. Im Vergleich dazu ist das Bruttoregionalprodukt der Steiermark im gleichen Zeitraum um + 17,9 % (absolut) bzw. + 14,7 % (je EinwohnerIn) gestiegen. Eine leichte Entkopplung insbesondere des Restmüllaufkommens vom Wirtschaftswachstum ist somit zu attestieren. Die gemäß Eurostat-Vorgaben berechnete Recyclingquote für steirischen Siedlungsabfall im Jahr 2016 lag bei 61 %. Der thermischen Verwertung wurden ca. 33 % aller Siedlungsabfälle zugeführt. Alle Verbrennungs- bzw. Mitverbrennungsanlagen erfüllen das Kriterium bezüglich Energieeffizienz zur Einstufung als Verwertungsanlage. Einer Deponierung wurden 2016 nur mehr ca. 0,7 % der steirischen Abfälle aus Haushalten und ähnlichen Einrichtungen zugeführt. Dies stellt einen europäischen Spitzenwert dar.

Die Gesamtemissionen an CO₂-Äquivalenten (CO₂e) durch die Sammlung und Behandlung wesentlicher Abfallfraktionen aus Haushalten und ähnlichen Einrichtungen im Jahr 2016 werden mit dem Klimabilanz-Tool 2.0 mit 113.125.870 kg CO₂e berechnet; dem steht eine Gesamtvermeidung durch die Verwertung der Abfälle von 294.006.499 kg CO₂e (Klimabilanz-Tool 2.0) gegenüber (Schwarz & Puchbauer 2017). Im Vergleich zum Jahr 2010 sind die Sammelmengen der beim Klimabilanz-Tool 2.0 berücksichtigten Abfallarten um 3,7 % gestiegen, die damit verbundene Zunahme an CO₂e-Emissionen betrug hingegen nur 2,9 %.

Der Erfolg der steirischen Abfallwirtschaft ist auch in der traditionell guten Zusammenarbeit zwischen Verwaltung, kommunaler Abfallwirtschaft und privaten Unternehmen begründet. In der Steiermark sind 130 private Unternehmen in der Abfallsammlung und -behandlung tätig. Mit 2.900 Arbeitsplätzen, 540 Millionen Euro jährlichem Umsatz und 56 Millionen Euro jährlichen Investitionen stellt diese Branche überdies einen bedeutenden Wirtschaftsfaktor dar (WKO Steiermark 2018).

Die steirischen Unternehmen im Bereich der Energie- und Umwelttechnologien haben sich mit ihren Produkten am Weltmarkt etabliert. Abfallsortier-, Aufbereitungs- und Recyclingtechnologien stellen einen wesentlichen Kompetenzbereich des Green Tech

Clusters Styria dar. Die 200 Partner im Green Tech Cluster erwirtschaften mit ca. 21.700 Beschäftigten im Green Tech Bereich 11 % Anteil am steirischen Bruttoinlandsprodukt. Die gemeinsame Positionierung am Weltmarkt und die effektive Unterstützung bei der Entwicklung neuer Technologien und Produkte durch den Cluster resultiert in einer beeindruckenden Innovationskraft und hervorragenden Wettbewerbsfähigkeit der Green Tech Cluster Styria Betriebe (Green Tech Cluster Styria GmbH 2018).

2.2 Aktuelle Entwicklung der Rahmenbedingungen

Die Abfallwirtschaft befindet sich in einem grundlegenden Wandel. Die aktuellen Trends wachsender Ressourcenverbrauch, voranschreitender Klimawandel, demographische Veränderungen sowie Digitalisierung bestimmen auch die wesentlichen Herausforderungen für die steirische Abfallwirtschaft.

Die Zielsetzungen der Abfallwirtschaft auf europäischer Ebene wurden mit dem Kreislaufwirtschaftspaket festgelegt. Mit der Änderung der Abfallrahmenrichtlinie durch die Richtlinie (EU) 2018/851 sind die Re-Use- und Recyclingquoten für Siedlungsabfälle von 55 % bis spätestens 2025, von 60 % bis 2030 und von 65 % bis 2035 verbindlich zu erreichen. Gleichzeitig sind Maßnahmen zur Abfallvermeidung und Erhöhung der Ressourceneffizienz zu treffen. Darüber hinaus wird ausdrücklich auf die positiven Effekte der Kreislaufwirtschaft für Umwelt und Klima sowie Wirtschaft und Gesellschaft durch ein nachhaltiges und inklusives Wachstum hingewiesen.

Im Überwachungsrahmen zur Kreislaufwirtschaft hat die Europäische Kommission Indikatoren für die Umsetzung der Kreislaufwirtschaft festgelegt (Europäische Kommission 2018). Die besten Praktiken und Benchmarks für die kommunale Abfallwirtschaft wurden vom Joint Research Centre der Europäischen Kommission EU-weit erhoben (Dri et al. 2018); mehrere Maßnahmen und Projekte der steirischen Abfallwirtschaft sind darin bereits exemplarisch abgebildet.

2.3 Handlungsfelder für die steirische Abfallwirtschaft 2018 – 2024

Die kommunale Abfallmengenprognose erstellt ein Zukunftsszenario für die Steiermark bis 2025 auf Grundlage verschiedener sozioökonomischer und abfallwirtschaftlicher Indikatoren (Beigl 2017). Relevant für die Abfallmengenprognose bis 2025 sind neben anderen v.a. der Trend zu kleineren Haushalten und die zunehmende Verstädterung. Für das wahrscheinlichste Trendszenario mit 0,5 % realem Wirtschaftswachstum pro Jahr ist mit einer Zunahme der Abfallmengen von 0,9 % pro Jahr zu rechnen. Dies würde einer Abfallmenge von 597.000 Tonnen im Jahr 2025 in der Steiermark entsprechen. Die Prognoseergebnisse deuten auf starke Mengenzuwächse im Verband Graz-Umgebung und der Landeshauptstadt Graz hin. Beim Pro-Kopf-Aufkommen zeigt sich ein geändertes Bild mit sehr starken relativen Zuwächsen im Verband Schladming und stagnierenden Mengen in der Landeshauptstadt. Diese Ergebnisse zeigen, dass abfallwirtschaftliche Maßnahmen im Kontext der regionalspezifischen Bedingungen geplant und umgesetzt werden müssen. Der Erfolg der regionalen Abfallwirtschaft soll daher verstärkt über belastbare Indikatoren ermittelt werden, um eine Vergleichbarkeit zu gewährleisten und die optimalen Handlungsoptionen ableiten zu können. Die bisher gesetzten Maßnahmen zur Abfallvermeidung, überwiegend im Bereich der Bewusstseinsbildung, zeigen noch nicht die notwendige Wirkung. Der erforderliche Fokus auf Wiederverwendung und Reparatur kann nur unter Einbeziehung von entsprechenden Bildungsangeboten und technischen bzw. logistischen Innovationen zur Verlängerung der Produktnutzungsdauer erfolgreich sein.

Die möglichst sortenreine Erfassung von Abfällen am Entstehungsort ist die Voraussetzung für die Umsetzung der nächsten Abfallhierarchiestufe nach Abfallvermeidung und Wiederverwendung, dem Recycling. Die Rückgewinnung von Wertstoffen aus

den gesammelten Abfällen durch hochwertiges Recycling ist nicht nur ein wesentlicher Bestandteil des nachhaltigen, kreislauforientierten Umgangs mit natürlichen Rohstoffen, sondern leistet durch die Substitution der Primärproduktion auch einen bedeutenden Beitrag zum Klimaschutz. Das Klimabilanz-Tool 2.0 zeigt beispielsweise, dass den Emissionen aus der Aufbereitung des in der Steiermark im Jahr 2016 über kommunale Strukturen gesammelten Wertstoffes Altpapier von ca. 608.000 kg CO₂e eine Vermeidung von ca. 15.703.000 kg CO₂e durch die Substitution von Primärzellstoff alleine in der Steiermark gegenüberstehen. Beim kommunalen Bioabfall stehen z.B. der Emission von 1.125.000 kg CO₂e aus der Aufbereitung 8.852.000 kg CO₂e, welche durch den Ersatz von chemischen Düngemitteln vermieden werden, gegenüber. Diese exemplarischen Berechnungen bestätigen, dass die getrennte Sammlung von Wertstoffen auch aus dem Blickwinkel des Klimaschutzes zu forcieren ist. Nur durch das Anbieten einer attraktiven, dem Stand der Technik entsprechenden und kundenfreundlichen Abfallsammelinfrastruktur, ergänzt durch begleitende bewussteinbildende Maßnahmen zum Wert des Abfalls und geeignete Anreizsysteme, können die Trennschärfe erhöht, der Wertstoffanteil im Rest- und Sperrmüll gesenkt und das unbedachte Wegwerfen von Abfällen in der Natur oder dem öffentlichen Raum („Littering“) verringert werden.

3 SCHLUSSFOLGERUNG BZW. ZUSAMMENFASSUNG

Die Steiermark weist einen international anerkannten Standard der Abfallbewirtschaftung auf, welcher sich durch hohe Erfassungs- und Recyclingquoten auszeichnet. Die Deponierung hat im Bereich der Siedlungsabfälle einen vernachlässigbaren Anteil. Als wesentliche Herausforderung für die nächste Planungsperiode gilt, zielgerichtete Maßnahmen zur Umsetzung einer ressourceneffizienten Kreislaufwirtschaft zu setzen. Dies betrifft im Wesentlichen die drei prioritären Stufen der Abfallhierarchie, Abfallvermeidung, Wiederverwendung und Recycling. Bewussteinbildung, Bildung, Motivation und Weiterentwicklung der Sammelinfrastruktur sind dabei wesentliche Maßnahmenbereiche, welche durch technologische und logistische Innovationen zur Erhöhung der Ressourceneffizienz begleitet werden müssen. Der Landes-Abfallwirtschaftsplan 2018 wird dazu in bewährter Weise eine integrative Strategie unter Berücksichtigung der relevanten Stakeholder-Ebenen enthalten.

LITERATUR

- Beigl, P. (2017) Kommunale Abfallmengenprognose für den Landes-Abfallwirtschaftsplan Steiermark 2018 („KAPS 2025“). Unveröffentlichter Zwischenbericht, Wien, 2017.
- Dri M., Canfora P., Antonopoulos I. S., Gaudillat P. (2018) Best Environmental Management Practice for the Waste Management Sector. JRC Science for Policy Report, EUR 29136 EN, Publications Office of the European Union, Luxembourg, 2018.
- Europäische Kommission (2018) Mitteilung der Kommission an das Europäische Parlament, den Rat, den Europäischen Wirtschafts- und Sozialausschuss und den Ausschuss der Regionen über einen Überwachungsrahmen für die Kreislaufwirtschaft. COM(2018) 29, Straßburg 2018.
- Green Tech Cluster Styria GmbH (2018) Home of Green Innovation. Green Tech Jahresbericht 2017, Graz, 2018.
- Klimabilanz-Tool 2.0: www.klimabilanz.steiermark.at; klima.unileoben.ac.at
- Richtlinie (EU) 2018/851 des Europäischen Parlaments und des Rates vom 30. Mai 2018 zur Änderung der Richtlinie 2008/98/EG über Abfälle. Amtsblatt der EU, L 150, 14.06.2018.
- Schwarz, T., Puchbauer, P. (2017) Klimabilanztool 2.0. Interner Bericht für das Land Steiermark, Leoben, 2017.
- Steiermärkisches Abfallwirtschaftsgesetz 2004 – StAWG 2004 (2004) Gesetz vom 6. Juli 2004 über eine nachhaltige Abfall- und Stoffflusswirtschaft in der Steiermark
- WKO Steiermark (2018) WKO Steiermark - FG Entsorgungs- und Ressourcenmanagement. Factsheet 2018. Steirische Entsorgungswirtschaft. Unveröffentlichter Kurzbericht, Graz, 2018.

Problematik von Feuchttücher-Abfall in Abwasserreinigungsanlagen in der Steiermark

F. Hammer

Gemeinschaft Steirischer Abwasserentsorger, Graz, Österreich

M. Wellacher

Montanuniversität Leoben, Lehrstuhl für Abfallverwertungstechnik und Abfallwirtschaft, Leoben, Österreich

KURZFASSUNG: Das Projekt „WipePlug“ konzentrierte sich auf die Problematik, die Feuchttücher in der Kanalisation bereiten. Diese Thematik ist weltweit bekannt. Ziel dieses Projektes war es, die sich daraus ergebenden Schwierigkeiten von Feuchttüchern in Abwasseranlagen eindeutig zu beweisen, die problematische Konsistenz von Feuchttüchern zu beschreiben und gesicherte Daten zur Problematik zu erarbeiten. Zwei Hauptthemen werden im Detail untersucht: die Reißfestigkeit von Feuchttüchern und deren Anteil im Rechengut. Im folgenden Artikel sollen die Antworten auf die Fragen der Studie, empfohlene Maßnahmen und Herausforderungen diskutiert werden.

1 EINLEITUNG

Die im Zuge dieser Untersuchung zu beantwortenden Fragen betreffen Feuchttücher (FT), die über Toiletten in die Kanalisation gelangen und in weiterer Folge Probleme verursachen, beispielsweise in Pumpstationen vor Kläranlagen. Die bearbeiteten Fragen lauten:

- Kann ein eindeutiger Beweis zur Problematik von Feuchttüchern in Abwasseranlagen erbracht werden?
- Kann die problematische Konsistenz von Feuchttüchern beschrieben werden?
- Welche gesicherten Daten zur Problematik können erarbeitet werden?
- Welche Maßnahmen können zur Problembeseitigung empfohlen werden?

Die Problematik von FT ist weltweit bekannt und beschrieben (z.B. Berger et al. 2017), (Seher 2016), (INDA-MEWEA 2015). Die Zahl belastbarer Veröffentlichungen dazu ist jedoch begrenzt, z.B. (Water UK 2017). FT führen zu Verstopfungen von Abwasserhepumpen in Pumpwerken und Kläranlagen, zu vermehrten Wartungstätigkeiten in Klärbecken und zu Verstopfungen in Faulturmeinrichtungen (Abb. 1).

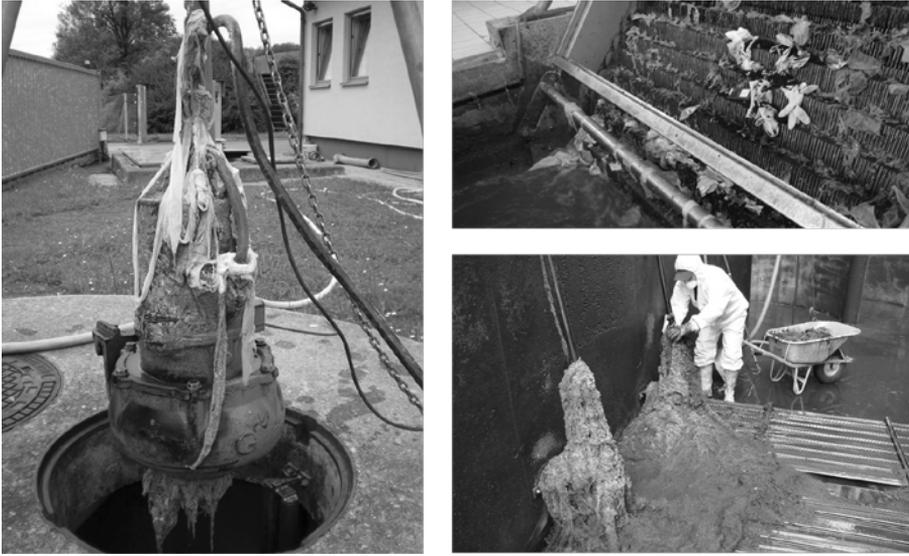


Abb. 1: Problematik von FT in einer Rechenanlage (rechts oben), bei der Verstopfung von Pumpen (links) und technischen Einrichtungen von Klärbecken (rechts unten).

FT finden zunehmend Verwendung als Ersatz für Toilettenpapier, in der Intimpflege aber auch bei der Tierpflege und als allgemeine und spezielle Reinigungstücher.

2 MATERIAL UND METHODEN

2.1 Allgemeines

In mehreren Handelsketten und aus unterschiedlichen Kategorien (Baby-FT, Toiletten-FT, Reinigungs-FT etc.) wurden FT gekauft, um einen Überblick über die verschiedenen Arten von FT zu schaffen (Abb. 2).



Abb. 2: Übersicht über einige der getesteten FT-Marken.

2.2 Reißtest, Schüttelversuch, Faseranalyse

Neben der Ermittlung allgemeiner Daten, wie Gewicht und Abmessungen, wurde auch die Reißfestigkeit längs und quer der FT manuell und mit verschiedenen Gewichten in einer Laboranlage bestimmt. Des Weiteren wurden von den originalen FT die Trockensubstanz und der Wassergehalt bestimmt. Mittels eines Schütteltests wurde die Auflösbarkeit in Wasser innerhalb von 30 Minuten ermittelt. Die Zusammensetzung des Kohlenstoffs ausgewählter FT wurde mit der $C_{\text{biogen/fossil}}$ -Methode im Labor festgestellt, die der Fasern ausgewählter FT mittels spektroskopischer Methoden.

2.3 Verstopfungsversuch

Zum Nachweis der Problematik wurde versucht, mittels originalen FT eine Pumpe, Marke Flygt mit 3,7 kW, zum Verstopfen zu bringen. Um herauszufinden, wie viele FT dazu benötigt werden, wurde zuerst in Allerheiligen/M. der Abwasserkanal geöffnet und die FT direkt bei der Pumpe in den Kanal appliziert. Dazu wurden zwei Arten von FT verwendet. Einerseits Baby-FT der Marke „babylove“, da diese den höchsten Anteil an Kunstfaser aufwiesen, und andererseits Tier-FT der Marke „Kerbel“, die aus Mischfasern bestanden.

Im nächsten Schritt wurde eine kleine Versuchsanlage aufgebaut, die eine Pumpstation simulieren sollte. In einen Wassertank wurde die beschriebene Pumpe montiert, es wurden FT zugegeben und bestimmt ab wie vielen FT die Pumpe verstopft (Abb. 3).



Abb. 3: Versuchsanlage zur Pumpenverstopfung durch FT.

2.4 Anteil der Feuchttücher im Rechengut

Probenahme und Sortierung des Rechenguts wurden jeweils zu drei verschiedenen Tageszeiten an zehn Tagen in den drei Kläranlagen Gössendorf, Kapfenberg und Mautern durchgeführt. Die Anlagen wurden auf Grund ihrer Größe in Einwohnerwerten (EW), der Siedlungsstruktur ihres Einzugsgebietes und der Zugänglichkeit zu ungespresstem Rechengut gewählt. Gössendorf steht mit 500.000 EW für eine große Anlage mit urbanem Einzugsgebiet. Kapfenberg ist mit 49.000 EW eine mittelgroße Anlage und bezieht das Abwasser aus einer kleinstädtischen Siedlungsstruktur. Die Kläranlage Mautern ist mit 4.000 EW eine kleine Anlage und bezieht ihr Abwasser aus einer ländlichen Siedlungsstruktur.

Aus insgesamt 51 Rechengutproben wurden die ganzen, unbeschadeten FT manuell sortiert und in die drei Kategorien, leicht, mittelschwer und schwer zerreißbar unterteilt. Des Weiteren wurde die Trockensubstanz der FT und des Rechenguts bestimmt, um auf den Anteil der FT am Rechengut schließen zu können.

Die Anzahl der FT bzw. Kunstfaser-FT wurde für die gesamte Steiermark hochgerechnet. Dazu wurde zunächst die sortierte Anzahl pro EW berechnet. Dann wurden den drei beprobten Kläranlagen alle 511 steirischen Kläranlagen > 100 EW in drei Gruppen entsprechend der EW-Größenordnung zugeordnet. Die bestimmten FT/(EW*a) der drei Kläranlagen wurden dann über die Summe der EW der jeweiligen Gruppe hochgerechnet und die drei Gruppenwerte addiert, woraus sich der gewichtete Wert für die Steiermark ergab.

3 ERGEBNISSE

3.1 Allgemeines

Der Wassergehalt (d.h. die bei 105 °C verdunstbare Masse) bzw. die Trockenmasse der originalen FT betrug zwischen 52 und 70 % WG/FM bzw. 30 bis 48 % TM/FM. Der Aschegehalt von zwei leicht und zwei schwer zerreibaren FT lag bei < 1 %.

3.2 Reißtest, Schüttelversuch, Faseranalyse

Die Reißkraft unterschied sich bei jedem FT längs und quer zur Faserrichtung. Längs der Faserrichtung war sie höher und betrug zwischen 198 N/10 cm für die Marke „babylove“ und 18 N/10 cm für die Marke „Hakle“ (Abb. 4).

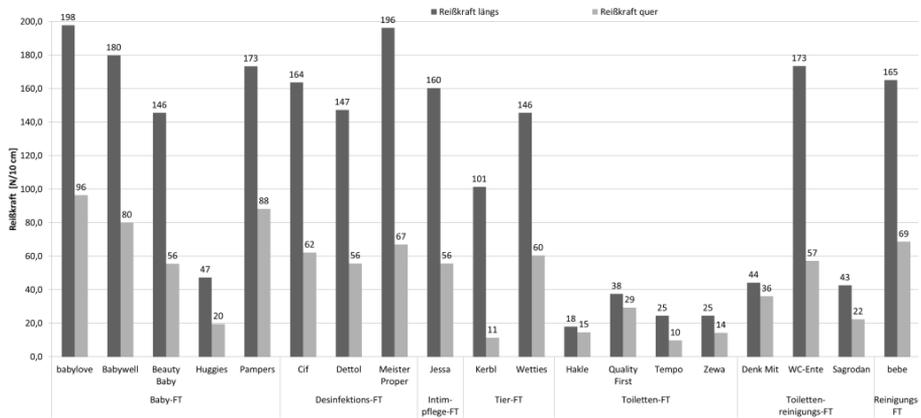


Abb. 4: Vergleich der Reißkraft von 19 originalen FT längs (jeweils linker Balken) und quer (jeweils rechter Balken) der Faserrichtung.

Anhand des durchgeführten Reißtests wurden die FT nach der Reißkraft in drei Kategorien eingeteilt: leicht, mittel und schwer zerreißbar. Für die Einteilung wurde nur die Reißkraft längs betrachtet und die Grenzen wie folgt gezogen:

- schwer zerreibare FT: 151 – 200 N/10 cm,
- mittelschwer zerreibare FT: 50 – 150 N/10 cm und
- leicht zerreibare FT: <50 N/10 cm.

Zu erkennen war, dass alle als Toiletten-FT bezeichneten FT im leicht zerreibaren Bereich lagen. Einzelne Toilettenreinigungs-FT dagegen liegen im schwer zerreibaren Bereich. Die Tier-FT und FT der Marken „Dettol“ und „Beauty Baby“ liegen im mittelschwer zerreibaren Bereich. Bei den Baby-FT hatte die Marke „babylove“ die höchste Reißkraft und alle anderen untersuchten Baby-FT, mit Ausnahme der Marke „Huggies“, lagen im schwer zerreibaren Bereich.

Im Schtteltest lösten sich zwei der acht untersuchten FT-Marken innerhalb einer Stunde auf. Dabei handelte es sich um FT der Marken „Hakle“ und „Zewa“. Auch normales Toilettenpapier löste sich auf. Die untersuchten Kunstfaser-FT neigten zu einer starken Schaumbildung, blieben aber zur Gänze erhalten.

Durch die Faseranalyse wurde festgestellt, dass die leicht zerreibaren FT aus Zellulose- bzw. Viskosefasern, die schwer zerreibaren FT aus Polyester-Fasern und die mittelschwer zerreibaren FT aus einer Mischung von Natur- und Kunstfasern bestanden.

Der Gehalt fossilen und biogenen Kohlenstoffs lag bei FT der Marke „Hakle“ bei 96,7 % C_{biogen} , bei der Marke „Zewa“ bei 97,7 % C_{biogen} . Der fossile C-Gehalt betrug bei den FT der Marke „Babywell“ 54,7 % C_{fossil} und bei den FT der Marke „babylove“ 84,9 % C_{fossil} . Es war unschwer zu erkennen, dass der Anteil an C_{biogen} bei leicht zerreibaren FT überwog und bei den schwer zerreibaren FT umgekehrt. Ausnahmen waren FT der Marke „Babywell“, die fast zur Hälfte aus C_{fossil} bestanden, aber trotzdem schwer zerreißbar waren.

3.3 Verstopfungsversuch

Im Zuge der Begehung der Pumpstationen wurde die FT-Problematik sichtbar. Bei der Pumpstation in Mürzzuschlag war eine von FT und sonstigen Störstoffen gebildete Schwimmschicht deutlich zu erkennen (Abb. 5). In der Pumpstation in Kapfenberg bestand der Zopf einer verstopften Pumpe praktisch ausschließlich aus FT, gegebenenfalls waren Textilien dabei (Fetzen) (Abb. 6). Die untersuchten Zöpfe waren schwierig und nur mit großem Kraftaufwand zu entfernen. Ein händisches Zerreißen war unmöglich.

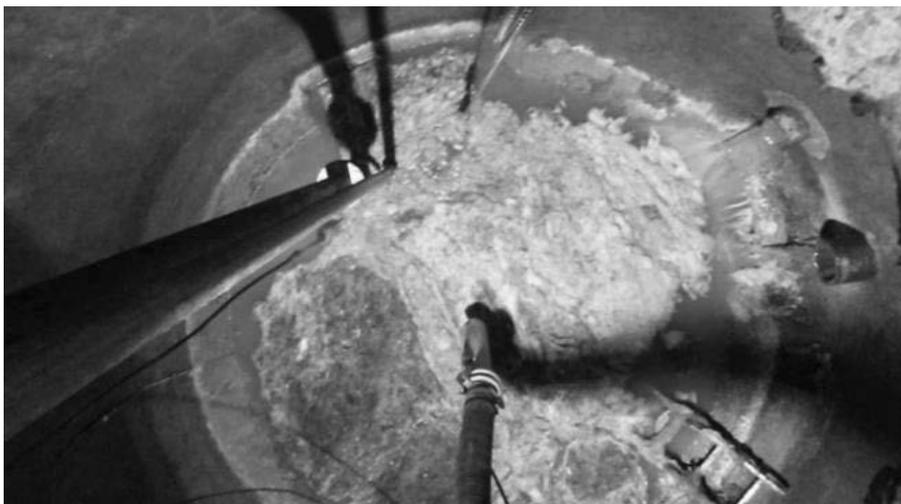


Abb. 5: Blick von oben auf die Schwimmschicht einer Pumpstation in Mürzzuschlag.



Abb. 6: Zerlegte Pumpe mit Verzopfung aus FT aus einer Pumpstation in Kapfenberg.

Das Applizieren von originalen FT in einen Pumpenschacht in St. Marein/M. führte zu keiner Verstopfung einer Pumpe. Die Pumpe zeigte beim Ansaugen von FT zwar kurzfristig erhöhte Stromaufnahme, verstopfte jedoch nicht. So konnte nicht festgestellt werden, ob alleine durch FT eine Verstopfung provoziert werden kann und wie viele FT dazu benötigt werden. Auch blieb unklar, welche Rolle das Kanalsystem spielt und ob die Zopfbildung schon vor der Pumpe beginnt (z.B. durch Hängenbleiben an Umlenkstellen).

Beim Verstopfungsversuch im Wassertank führten die regelmäßigen Pumpspausen zur Simulation des Realbetriebs dazu, dass sich FT in Pumpe und Leitung absetzen konnten, was dann schließlich die Zopfbildung und anschließende Verstopfung hervorrief. Kunstfaser-FT neigen demnach zur Zopfbildung und können Pumpen verstopfen. Es wurden im Durchschnitt 125 Kunstfaser-FT benötigt, bis eine Verstopfung eintrat. Bei Mischfaser-FT kam es zu keiner Zopfbildung bzw. Verstopfung, da diese bei jedem Pumpdurchgang in kleinere Stücke zerrissen wurden.

3.4 Anteil der Feuchttücher im Rechengut

Die Probenahme und Sortierung gebrauchter FT aus Rechengut musste auf Grund der hygienischen Umstände mit großem Aufwand betrieben werden, war aber machbar. Entgegen dem ursprünglichen Plan konnten nur wenige Proben einer kleinen Kläranlage (Mautern) gezogen werden.

Die bei der Probenahme sortierten gebrauchten FT wurden einem manuellem Reißtest unterzogen und anhand dessen den drei Kategorien zugeteilt. Der Anteil der Kunstfaser-FT (schwer zerreißbar) ist im ländlichen Gebiet (Mautern) mit 16 % geringer als im kleinstädtischen (Kapfenberg) und urbanen Gebiet (Gössendorf), wo der Anteil 36 % bzw. 37 % beträgt. Der Anteil an Kunstfaser-FT in der Steiermark betrug 31 % (Abb. 7).

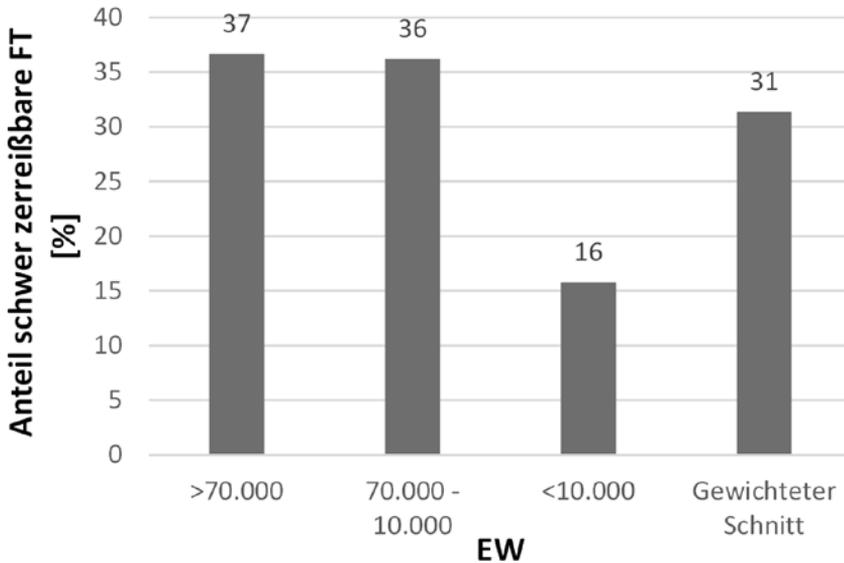


Abb. 7: Vergleiche des Anteils an Kunstfaser FT an allen sortierten FT der drei untersuchten Kläranlagen, die jeweils für eine EW-Größe stehen, und gewichteter Schnitt für die Steiermark.

Aus den aus ungespresstem Rechengut sortierten gebrauchten FT ergab sich für GösSENDorf (urbanes Gebiet) mit 90 FT/(EW*a) der höchste Wert. In Rechengut aus Kapfenberg (kleinstädtisches Gebiet) betrug die Menge 65 FT/(EW*a) und in Rechengut aus Mautern (ländliches Gebiet) wurden mit 43 FT/(EW*a) die wenigsten FT gefunden. Der auf die Steiermark hochgerechnete, nach Kläranlagengröße gewichtete, Verbrauch belief sich auf 68 FT/(EW*a) (Abb. 8).

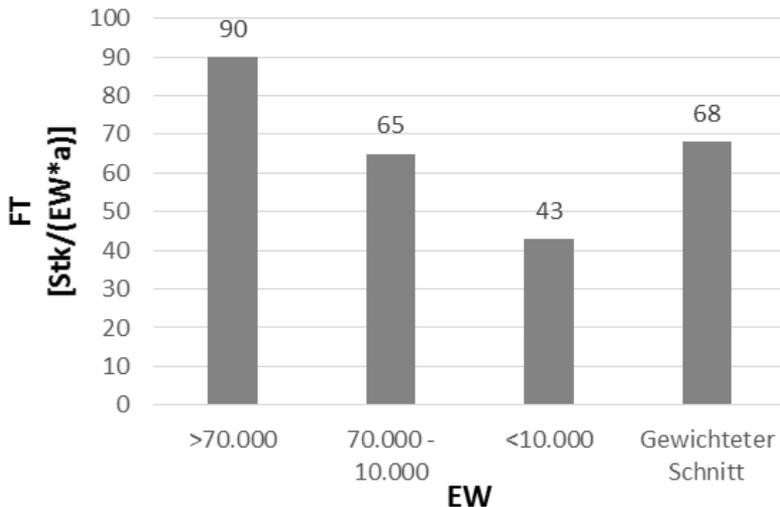


Abb. 8: Vergleich der in Rechengut gefundenen FT/(EW*a) der drei untersuchten Kläranlagen, die jeweils für eine EW-Größe stehen, und gewichteter Schnitt für die Steiermark.

4 ZUSAMMENFASSUNG UND EMPFEHLUNGEN

Die wesentliche Aussage aus der vorliegenden Studie lautet:
Kunstfaser-FT sollen nicht in die Kanalisation gelangen.

Diese Art von FT verursacht dort durch ihre Reißkraft Probleme und Kosten. Die Sorglosigkeit der In-Verkehr-Bringer und Hersteller von Industriewaren wird anhand der vorliegenden FT-Problematik deutlich. Auf Kosten der Allgemeinheit werden Produkte für einen begrenzten Markt (Anteil der Bevölkerung) vertrieben, wobei die Gewinne privatisiert, die End-of-Life-Kosten jedoch auf die gesamte Bevölkerung verlagert (kommunalisiert) werden.

Daraus ergeben sich folgende Empfehlungen:

- Das Gespräch mit FT-Herstellern ist dringendst zu führen, um eine Reduktion der Herstellung von Kunstfaser-FT zu erreichen bzw. die Herstellerverantwortung auf mehreren Ebenen einzufordern.
- Die Reißkraft als Qualitätsparameter zur Spülbarkeit von FT ist einzuführen.
- Eine Reduktion der Herstellung von Kunstfaser-FT bzw. die Herstellerverantwortung auf mehreren Ebenen ist anzustoßen.
- Eine Unterstützung von Normierungsvorhaben, auf die es Hinweise gibt, ist mit Nachdruck zu unternehmen, um eine Reduktion, gegebenenfalls sogar Teilverbote von Kunstfaser-FT zu erreichen.
- Die Studienergebnisse sollten breit gestreut publiziert werden und in Vorträgen und Interviews Politikern, Stakeholdern und der Öffentlichkeit vermittelt werden, um zu deren Bewusstseinsbildung beizutragen.

LITERATUR

- Berger, C., Bröker, S. & Kammerer, R. (2017) Zerreifeste Faserstoffe und Feuchtreinigungstcher zunehmend problematisch bei der Abwasserentsorgung. DWA-Expertengesprch „Zerreifeste Faserstoffe und Feuchtreinigungstcher“. *Korrespondenz Abwasser (KA), Abfall* (1886-0029) 7. URL: www.dwa.de/KA.
- INDA-MEWEA (2015) „Don't Flush Baby Wipes“ Pilot Public Education Campaign. London, ON, May 2015, INDA, 1100 Crescent Green, Suite 115, Cary, NC 27518.
- Seher, D. (2016) Baby-Feuchttcher legen Pumpwerke an der Ruhr lahm. FUNKE MEDIEN NRW GmbH, Friedrichstrae 34 – 38, 45128 Essen, Deutschland. URL: <https://www.waz.de/politik/baby-feuchttuecher-legen-pumpwerke-an-der-ruhr-lahm-id209014385.html>. Letzter Aufruf: 07.02.2018.
- Water UK (2017), Wipes in sewer blockage study. WaterUK, 3rd Floor, 36 Broadway, London, SW1H 0BH, England. Report Ref. No. 21CDP.WS4.WS.

Digitale Bürgerintegration in die Sammel- und Verwertungsprozesse der Abfallwirtschaft

T. Althoff & R. Holzhauer

Westfälische Hochschule, Zentrum für Recyclingtechnik, Gelsenkirchen, Deutschland

KURZFASSUNG: Die fehlende Sortenreinheit bei Siedlungsabfallströmen und der digitale Wandel im Kommunikationsverhalten der Bürger stellt abfallwirtschaftliche Unternehmen vor dem Hintergrund der zirkulären Wertschöpfung vor neue Herausforderungen. Daher müssen für zukünftige Geschäftsmodelle neue Formen der digitalen Bürgerintegration in die Sammel- und Verwertungsprozesse analysiert werden. Die Veröffentlichung gibt einen Überblick über den Stand der Technik, die Möglichkeiten der Bürgerintegration zur Optimierung der Schnittstelle zwischen dem Bürger und dem Sammelsystem und die digitalen Möglichkeiten der Bürgerintegration zur Optimierung der Schnittstelle zwischen dem Bürger und dem Sammelsystem mittels Sensoren. Es wird exemplarisch an dem Forschungsprojekt „Find it – Use it“ dargestellt, wie der Bürger als Sensor fungieren kann und welche Synergien daraus resultieren.

1 EINLEITUNG

Die fehlende Sortenreinheit der Abfallsammelsysteme stellt in Bezug auf das nachhaltige Wirtschaftswachstum ein Hemmnis für den Prozess der zirkulären Wertschöpfung in Nordrhein-Westfalen dar (Scheelhase & Zinke 2016). Eine Herausforderung ergibt sich aus der Segmentierung der Wertschöpfungsketten in der Siedlungsabfallwirtschaft. Diese wird durch die Aufgabenteilung der Akteure der Sammel- und Verwertungsprozesse bedingt. Ein hoher Grad an Verantwortlichkeit in Bezug auf die fehlende Sortenreinheit liegt in der Schnittstelle zwischen dem Bürger und der Gestaltung des Sammelsystems (Kortmann & Smilde-Becker 2017). Um die Sortenreinheit der Sammelsysteme nachhaltig zu optimieren, einen Sicherungseffekt bei der Rohstoffversorgung und ein höheres Wirtschaftswachstum zu erzielen, muss eine intensivere Integration der Bürger in die Wertschöpfungskette erfolgen. Durch den Wandel im Kommunikationsverhalten und die zunehmende Nutzung digitaler Anwendungen, müssen Ansätze erforscht werden, wie die Möglichkeiten der Digitalisierung nachhaltig als Baustein in die Wertschöpfungskette der Siedlungsabfallwirtschaft integriert werden können (Holzhauer 2015).

2 METHODISCHE VORGEHENSWEISE

Bei der methodischen Vorgehensweise handelt es sich um einen empirischen Forschungsansatz basierend auf zwei Datenerhebungsinstrumenten. Durch die Triangulation der zwei methodischen Vorgehensweisen können die Stärken und Schwächen jeweils wechselseitig ausgeglichen werden (Kelle 2008). Als Datenbasis dienen Ergebnisse einer zweistufigen Bürgerbefragung in repräsentativen Versuchsgebieten und ebenfalls zweier Siedlungsabfallanalysen. Den theoretischen Bezugsrahmen bildet die Beschreibung des Standes der Technik in Bezug auf die Sammelprozesse innerhalb der Bundesrepublik Deutschland, die somit den aktuellen Stand der Technik und weitestgehend Forschung darstellt. Weitergehend wird eine Darstellung der existierenden Möglichkeiten der Bürgerintegration in die Sam-

melprozesse der Siedlungsabfallwirtschaft vorgenommen und ein Bezug zum aktuellen Wandel im Kommunikationsverhalten der Bürger durchgeführt. Tiefergehend werden digitale Möglichkeiten der Bürgerintegration in die Siedlungsabfallwirtschaft dargestellt. Es wird ein Fokus auf die digitale Schnittstelle Bürger/Sensor gelegt und an einem exemplarischen Beispiel aus dem laufenden EFRE.NRW-Forschungsprojekt „Find it – Use it“ des Zentrums für Recyclingtechnik der Westfälischen Hochschule in Gelsenkirchen geprüft, ob Effizienzsteigerungen bei der Sortenreinheit der Abfallströme, Erfassungsmengen, Füllgrade und Veränderungen bei den Leerungsintervallen resultieren, wenn der Bürger in die Prozesskette der Siedlungsabfallwirtschaft digital integriert wird.

3 STAND DER TECHNIK

Die Sammlung des Abfalls in Städten und Gemeinden erfolgt durch die öffentlich-rechtlichen Entsorgungsunternehmen bzw. deren beauftragten Dritte. Diese bedienen sich dem Hol- oder Bringsystem. Zu dem Bringsystem zählt die Straßensammlung und zentrale Sammelplätze im Stadtgebiet. Dem Bringsystem werden Einrichtungen wie Depotcontainer für Altkleider, Depotcontainer für Altglas und Wertstoffhöfe zugeordnet. Als Holsystem lassen sich die dezentral und haushaltsnahen Erfassungssysteme wie Restabfall, Bio- und Grünabfall, Leichtverpackungen und Papier, Pappe und Kartonagen bezeichnen. Bei Großwohnanlagen kommen verursachergerechte Systeme zur Abfallerfassung und Abrechnung zum Einsatz. Die Systeme, wie z.B. Müllschleusen, sind mit digitalen Einheiten wie Ident- und Ident-Wiege-Systemen ausgestattet (Bilitewski & Härdtle 2013). Aktuell finden immer mehr Unterflursysteme Verwendung. Unterflursysteme zeichnen sich durch die Benutzerfreundlichkeit und der höheren Sammelvolumina mit der Möglichkeit einer Kombination von automatischen Füllstandssensoren aus (Recyclingportal 2018). Neben den Abfallschleusensystemen und Unterflursystemen existieren in den Einzelhandelsketten Rücknahmeautomaten für Mehrwegflaschen. Die Leerung der Sammelbehälter folgt durch Sammelfahrzeuge wie Hecklader-, Seitenlader- oder Drehtrommel-Sammelfahrzeuge. Dabei erfolgt die Integration der Bürger über dynamische oder statische Tourenplanungen. Einzelne Kommunen verfügen über Sammelfahrzeuge, die an den Schüttungen über Verwiegeeinheiten, um eine gewichtsabhängige Abrechnung über den Entsorgungsvorgang vornehmen zu können, verfügen (Bilitewski & Härdtle 2013). Einige Städte, Gemeinden oder Landkreise verfügen beim Sammelfahrzeug über automatische Störstoff-Detektionssysteme für Bioabfälle, um die Mitnahme von verunreinigten Bioabfällen zu verweigern. Im Bereich der Containerdienstleistungen sind Bestellungen via Online-Shops möglich. Telematiksysteme ermöglichen über das Kundencenter der Abfallwirtschaftsbetriebe eine digitale Einbindung von Kundenaufträgen in die logistische Prozesskette. Eine Siedlungsabfallanalyse aus Bottrop zeigt, dass hohe Fehlwurfanteile in den Sammelssystemen zu finden sind (Althoff et al. 2018). Zur Vermeidung von Fehlwürfen ist eine konsequente Öffentlichkeitsarbeit erforderlich. Im Bereich der Öffentlichkeitsarbeit sind digitale Anwendungen zur Bürgerintegration in Form von Smartphone-Applikationen, E-Mail, E-Mail-Newslettern, Telefon oder auch Kontaktformularen auf den Homepages der öffentlich-rechtlichen Entsorgungsbetriebe existent.

4 EXISTIERENDE MÖGLICHKEITEN ZUR BÜRGERINTEGRATION

Bevor digitale Ansätze eruiert werden, muss beschrieben werden, über welche Möglichkeiten Bürger in die Prozesse der Siedlungsabfallwirtschaft integriert werden. Zur Prozesseinbindung bedienen sich kommunale und private Unternehmen Integrationsmöglichkeiten wie Dialog und digitalen Medien und Printmedien. Dazu zählen im

Bereich Dialog die Mittel Telefon, E-Mail, Sprechzeiten, Schulbesuchen, Betriebsführungen, im Bereich digitalen Medien die Mittel Smartphone-Apps, E-Mail-Newsletter, digitalen Bildungsangebote und Online-Bestellungsmöglichkeiten und im Bereich der Printmedien Mittel wie Abfallkalender, regionaler Medien, Informationsschreiben und Kampagnen. Eine Bürgerbefragung im Mai 2017 in der Stadt Bottrop ergab, dass 59 % der Haushalte im letzten Jahr Kontakt mit dem kommunalen Entsorgungsunternehmen aufnahmen, davon 47 % eher selten mit maximal zwei Kontaktaufnahmen (Kortmann & Smilde-Becker 2017). Eine Veröffentlichung zeigt, dass Smartphone-Apps gerade einmal 13 von 53 Städten und Gemeinden der Metropolregion Ruhr ihren Bürgern für abfallwirtschaftliche Belange zur Verfügung stellen (Althoff 2017).

5 DIGITALER WANDEL IM KOMMUNIKATIONSVERHALTEN

Smartphone-Anwendungen kommen zukunftsnahe eine höhere Bedeutung zu, denn parallel zu den existierenden Möglichkeiten der Bürgerintegration in die Sammel- und Verwertungsprozesse, muss bei einer zukunftsorientierten Gestaltung der Bürgerintegration der Wandel im Kommunikationsverhalten berücksichtigt werden, da der Markt für digitale Anwendungen in den letzten Jahren kontinuierlich gewachsen ist (Althoff 2017). Trotz der wachsenden Anzahl der Nutzer von Smartphones, stagniert die Anzahl der abgehenden und ankommenden Gesprächsminuten in den deutschen Mobilfunknetzen seit dem Jahr 2011 nahezu. Ein Trend zeichnet sich im Bereich der Daten ab, da die Anzahl der regelmäßigen UMTS- und LTE-Nutzer in den letzten Jahren zugenommen hat. Das Datenvolumen im Bereich des Mobilfunks hat sich im Zeitraum 2008 bis 2015 um den Faktor 53,7 von 11 auf 591 Millionen Gigabyte erhöht (Bongartz et al. 2015). Smartphone-Applikationen wie z.B. Lieferheld oder Uber zeigen, dass die Bestellung von Aufträgen via Datenübertragung per Knopfdruck in der App erfolgt. Im Vergleich zu Festnetz-Lösungen ist durch die Anwendung eines Smartphones eine personalisierte Kommunikation möglich, da dem Smartphone ein Endnutzer zugeordnet werden kann. Printmedien verlieren immer mehr an Bedeutung, wie das negative Wachstum der Gesamtauflage der deutschen Tagespresse seit dem Jahr 1992 belegt (Vogel 2014). Aufgrund der Fakten wird der Rückschluss gezogen, dass den digitalen Anwendungen eine immer größer werdende Bedeutung zukommt.

6 DIGITALE MÖGLICHKEITEN DER BÜRGERINTEGRATION

In diesem Abschnitt wird diskutiert, ob digitale Möglichkeiten der Bürgerintegration zu einer Effizienzsteigerung der Sammelsysteme beitragen. Werden die im Kapitel 3 und 4 dargestellten digitalen Möglichkeiten zur Bürgerintegration betrachtet, hat es diesen Bereichen in den letzten Jahren keine nennenswerten technischen Weiterentwicklungen gegeben. Vor dem Hintergrund von logistischen Effizienzsteigerungen sind Weiterentwicklungen aktuell durch den Megatrend der Digitalisierung bei automatischen Füllstandsmessungen wahrnehmbar.

6.1. Vor- und Nachteile einer Bürgerintegration von automatischen Füllstandsmessungen

Automatisierte Füllstandsmessungen verfügen über den Vorteil, dass sie den Füllstand von Sammelbehältern direkt an die logistischen Prozessketten der Abfallwirtschaftsunternehmen weiterleiten. Bei automatischen Systemen ist die „Person“ im Sammelprozess irrelevant, da das System eine automatische Füllstandsmeldung unabhängig von den sozialen und gesellschaftlichen Rahmenbedingungen vor-

nimmt. Der flächendeckende Einsatz von Füllstandssensoren in Behältern der haushaltsnahen Erfassung stellt sich aufgrund des Investitionsbedarfes, der Wartungsintervalle und Austausch von defekten Einheiten als aufwändig und kostenintensiv dar. Durch den Einsatz der automatischen Systeme besteht keine Kommunikations- und Informationsmöglichkeit in Form eines „Rückkanals“ zu den Kunden. Außerdem stehen automatische Füllstandsmessungen in der Kritik bei der Diskussion mit Personal- und Betriebsräten, da eine Datenauswertung auch zu Bewertungen der Mitarbeiter genutzt werden könnte. Je nach Messverfahren und Sammelsystem bestehen auch technische Hemmnisse, die eine repräsentative Messung wie z.B. Schwankungen bei Füllstandsoberflächen, verursacht durch Schüttkegel oder Wellen, oder durch widrige Umgebungsbedingungen oder wegen einer überdurchschnittlichen Vielzahl von Störsignalen erschweren. Exemplarisch lassen sich hier Ultraschallsensoren in Verbindung mit Depotcontainer für Altglas, bedingt durch den integrierten Fallschutz, nennen (Tränkler & Reindl 2014).

6.2 Der Bürger als manueller Füllstandssensor als Alternative zu automatischen Füllstandsmessungen

Aufgrund der dargestellten Nachteile und Hemmnisse bei den automatischen Füllstandsmessungen kommt der Bürger als Informationsquelle in den Fokus. Es stellt sich die Frage, ob und wie der Bürger als manueller Füllstandssensor als Alternative zu den automatischen Füllstandsmessungen in die Prozesskette der Abfallsammlung integriert werden kann. Bei einer Pilotphase in den drei raumkategorischen Versuchsgebieten Urban, Suburban und Ländlich in der Stadt Bottrop wurde die manuelle Füllstandsübermittlung bei 550 Haushalten unter Einbindung von 952 Einwohnern im Realbetrieb in den Monaten April bis Juni 2018 in Kombination mit einem Sack-im-Behälter-Sammelsystem für die Abfallfraktionen Restabfall, Speise- und Nahrungsmittelreste, Leichtverpackungen, Papier, Pappe und Kartonagen, Alttextilien und Elektrokleingeräte praktiziert. Die Festlegung der Versuchsgebiete in die drei genannten Kategorien erfolgte mittels Indikatoren wie Kaufkraft, Ausländeranteil, Arbeitslosenquote, Anteil an Ein- und Mehrfamilienhäusern, Grad der Freiraumnutzung und Siedlungsfläche und der Bevölkerungsdichte (Althoff et al. 2018). Innerhalb der Pilotphase wurden die befüllten Sammelbehälter bei den Versuchshaushalten ausschließlich auf Bestellung geleert. Die statische Abfuhr nach dem Abfuhrkalender wurde im Versuchszeitraum für alle Fraktionen ausgesetzt. Die Bestellung der Behälterleerung erfolgte seitens der Bürger über WhatsApp, App, E-Mail oder Telefon. Der Systemvorteil: eine bereits bestehende Kommunikationsstruktur wurde genutzt. Zudem wurde durch die Einbindung der Medien die bestehende Struktur, ein Rückkanal für die Verbreitung von Nachrichten und Informationen gegenüber dem Kunden, geschaffen. Bei der Implementierung eines solchen omnichannel Systems muss eine mehrsprachige Anpassbarkeit des Systems berücksichtigt werden, damit ausländische Mitbürger das System ohne sprachliche Barriere nutzen können. Besonders im urbanen Bereich, wo die sprachlichen und gesellschaftlichen Herausforderungen im Vergleich zu den anderen Versuchsgebieten vergleichsweise hoch sind, kommt dem Hausmeister oder einem Tonnenrausstelldienst eine besondere Bedeutung zu, weil dieser die Bestellung der Leerung des Behälters über die Kommunikationswege vornimmt und neue Säcke an die Mieter bei entsprechendem Bedarf verteilt. Durch das manuelle System der Füllstandsmeldung bzw. durch den Sensor Bürger entfällt eine flächendeckende Installation einer automatischen Füllstandsmessung, regelmäßige Wartungsintervalle in den Siedlungsgebieten und weitere technische Prozesshemmnisse. Somit stellt das manuelle System eine kostengünstige Alternative zur Füllstandsmeldung dar. Die eingehenden Bestellungen von WhatsApp, E-Mail und App werden von einer entwickelten Software automatisch ausgewertet und zu einer Abfuhrliste für den nächsten Abfuhrtag zusammengefasst.

Während des Pilotversuches wurden die eingehenden Telefonnachrichten von einem Anrufbeantworter dokumentiert und einmal täglich in die Abfuhrliste integriert. Die Abfuhrliste wird dem Entsorgungsunternehmen übermittelt. Der Versuch in der Stadt Bottrop zeigte, dass sich die registrierten Bürger im System, wie in Tabelle 1 dargestellt, für die folgenden Nutzungswege entschieden:

Tab. 1: Verteilung der Nutzungswege der registrierten Nutzer.

WhatsApp	Android-App	E-Mail	Telefon	Trash Button
31 %	39 %	5 %	25 %	0 %

Neben dem Befehl der Vollmeldung konnten während der Pilotphase, über die in der Tabelle 1 dargestellten Nutzungswege neue Säcke bestellt, ein defekter Sammelbehälter gemeldet oder E-Schrott zur Abholung angemeldet werden. Zusätzlich konnte eine Beratung durchgeführt werden. Einen Trash Button wollte kein Haushalt nutzen. Außerdem wurde untersucht, wie sich eine dynamische Abfallsammlung im Vergleich zu einem statischen Abfuhrsystem auf den Behälterfüllgrad und die Fehlwurfanteile auswirkt. Bei der Siedlungsabfallanalyse im Mai 2017 wurden die Behälterfüllgrade und der Fehlwurfanteile der Abfallfraktionen dokumentiert und in der folgenden Tabelle 2 zusammengefasst:

Tab. 2: Ergebnisse der Siedlungsabfallanalyse Mai 2017 (Althoff et al. 2018).

Einheit	Restabfall	Bioabfall	PPK	LVP
Füllgrad [%]	51	58	78	75
Fehlwurfanteil [Ma.-%]	65	17	1	47

Die Siedlungsabfallanalyse während der Pilotphase im Juni 2018 zeigt optisch eine Erhöhung des Behälterfüllgrades und eine Reduzierung der Fehlwurfanteile. Die Abbildungen 1a und 1b zeigen einen optischen Vergleich des Behälterfüllgrades von Restabfall-Sammelbehältern im Mai 2017 und Juni 2018:



Abb. 1: a) Füllstand statisches System; b) Füllstand dynamisches System.

Die Abbildungen 2a und 2b zeigen exemplarisch eine optische Reduzierung der Fehlwurfanteile von Bioabfällen aus dem ländlichen Versuchsgebiet im Mai 2017 und Juni 2018:



Abb. 2: a) Bioabfall Mai 2017; b) Bioabfall Juni 2018.

Die Auswertung der Erfassungsmengen und der Leerungshäufigkeiten kann erst im Rahmen der Konferenz präsentiert werden. Bei der Ergebnisaufnahme muss berücksichtigt werden, dass den Bürgern eine zweimonatige System-Eingewöhnungsphase eingeräumt wurde und die Bestimmung der Messwerte im dynamischen Sammelsystem erst im dritten Versuchsmonat erfolgte.

7 SCHLUSSFOLGERUNG

Vor dem Hintergrund der Effizienzsteigerung der Sammelsysteme stellt der Bürger als manueller Füllstandssensor in Kombination mit dem Sack-im-Behälter-Sammelsystem eine Alternative zu dem existierenden Sammelsystem dar. Das neue System führt optisch zu einer Steigerung der Sortenreinheit der Sammelsysteme und trägt zu einer Erhöhung der Füllgrade der Sammelbehälter bei. Es wird davon ausgegangen, dass die neue Form des Sammelsystems zu positiven Effekten in Bezug auf die Leerungshäufigkeiten der Sammelbehälter beiträgt und die Erfassungsmengen durch das unendliche Volumen gesteigert werden. Durch den auswertungsstand der Pilotphase bei der Einreichung des Tagungsbandbeitrages ist die Vorstellung der Ergebnisse und eine Bewertung erst im Rahmen der Konferenz möglich.

LITERATUR

- Althoff, T. (2017) Smartphone-Anwendungen in der Abfallwirtschaft des Ruhrgebietes. In: Holzhauer, R.; Obergassel, C.; Rehorek, A. (Hrsg.): Ressourcen-Wissen: Hebung ungenutzter Potenziale. Tagungsband. Vortragsveranstaltung der Fachgruppe Ressourcen des Graduierteninstitutes NRW. Bochum.
- Althoff, T., Holzhauer, R., Wolters, U., Sußmann, C. (2018) Identifikation von Potenzialen der stofflichen Verwertung mittels einer Siedlungsabfallanalyse in raumstrukturtypischen Gebieten am Beispiel der Stadt Bottrop. In: Müll und Abfall: Fachzeitschrift für Abfall- und Ressourcenwirtschaft 50 (02), S. 53–100.
- Bilitewski, B., Härdtle, G. (2013) Abfallwirtschaft. Handbuch für Praxis und Lehre, 4., aktualisierte und erw. Aufl. Berlin.
- Bongartz, Eul, Reifenberg, Wulff (2015) Jahresbericht 2015. Wettbewerb fördern. Netze ausbauen. Verbraucherinnen und Verbraucher schützen. Berlin.
- Holzhauer, R. (2015) Projektinformation "Find it - Use it". Effizienzsteigerung der Sammelsysteme für die bürgernahe Abfallerfassung - Kreislaufwirtschaft. Gelsenkirchen.
- Kelle, U. (2008) Die Integration qualitativer und quantitativer Methoden in der empirischen Sozialforschung. Theoretische Grundlagen und methodologische Konzepte, 2. Auflage. Wiesbaden.
- Kortmann, K., Smilde-Becker, M. (2017) Bürgerbefragung für das Projekt "Find it - Use it" in der Stadt Bottrop. Ergebnisbericht für das Zentrum für Recyclingtechnik der Westfälischen Hochschule. Mainz.
- Recyclingportal (2018) Marktanteil für Unterflurcontainersysteme in der Abfallentsorgung steigend. URL: <http://www.recyclingportal.eu/artikel/29649.shtml>. Abrufdatum 30.06.2018.
- Scheelhase, T., Zinke, G. (2016) Potenzialanalyse einer zirkulären Wertschöpfung im Land Nordrhein-Westfalen. Düsseldorf.
- Tränkler, H.-R.; Reindl, L. M. (2014) (Hrsg.): Sensortechnik. Handbuch für Praxis und Wissenschaft. Berlin.
- Vogel, A. (2014) Talfahrt der Tagespresse: Eine Ursachensuche. Der Auflagenrückgang der Regionalzeitungen.

Wertstoffscanner – So motivieren wir BürgerInnen!

A. Opelt, M. König, G. Lichtenegger, H. Rauscher, F. Suppan & S. Laske
Saubermacher Dienstleistungs AG, Feldkirchen bei Graz, Österreich

A. Rinnhofer & M. Jaschik
Joanneum Research, Institut für Informations- u. Kommunikationstechnologie, Graz, Österreich

G. Waltner & H. Bischof
Technische Universität Graz, Institut für Maschinelles Sehen und Darstellen, Graz, Österreich

KURZFASSUNG: Immer noch landen viele Wertstoffe in der Restmülltonne. Zusätzlich haben Müllanalysen gezeigt, dass selbst Problemstoffe in nicht unerheblichem Ausmaß im Restmüll entsorgt werden. Seit Jahrzehnten sorgt die unermüdliche Arbeit der Abfallberater im ganzen Land dafür, dass zumindest einigermaßen gut getrennt wird. Jedoch zeigen die letzten Restmüllanalysen, zum Beispiel in der Steiermark, dass mehr als die Hälfte bis zu drei Viertel des Inhalts des Restmülls (je nach Gewichts- oder Volumsbetrachtung) eigentlich nicht in die schwarze Tonne gehört. Dies ist nicht nur aus der Betrachtung der Nachhaltigkeit verbesserungswürdig, sondern auch kommerziell suboptimal. Die Abfallberatung trägt ihren Teil bei, jedoch braucht es alternative Konzepte um hier gezielt, regelmäßig und automatisiert jedem Bürger eine qualitative Rückmeldung zu seiner Trennqualität zu geben. In einem Artikel von A. Kibbe und S. Otto (ReSource, 4/2016) wird für den Fall der Elektrokleingeräte eine dazu passende Feldstudie zur Untersuchung der psychologischen Determinanten für die Motivation der Mülltrennung unserer Bürger vorgestellt. Diese Untersuchung zeigt was möglich und wahrscheinlich notwendig wäre. Wir stellen in diesem Beitrag eine Innovation vor, in der neue Generationen von Sensortechnik mit modernen neuronalen Netzen kombiniert werden. Und das nicht unter Laborbedingungen oder unter kontrollierten Bedingungen einer technischen Anlage, sondern im Echtbetrieb im kommunalen Sammelverkehr. Wir stellen erste Ergebnisse vor wie weit dieser neue Wertstoffscanner brauchbare Ergebnisse liefert, was er verspricht und welche neue Möglichkeiten der Rückmeldung an die BürgerInnen dadurch eröffnet werden.

1 EINLEITUNG

Nach wie vor landen viele Wertstoffe in der Restmülltonne. Müllanalysen zeigen, dass sogar viele Problemstoffe im Restmüll entsorgt werden. Seit Jahrzehnten sorgt die unermüdliche Arbeit der AbfallberaterInnen in (abfall-)wirtschaftlich weit entwickelten Ländern dafür, dass zumindest die Mülltrennung hinreichend gut funktioniert. Die jüngsten Restmüllanalysen in der Steiermark machen jedoch klar, dass ungefähr zwei Drittel des Inhalts des Restmülls (je nach Gewichts- oder Volumenbetrachtung) nicht in die sogenannte „schwarze Tonne“ gehört (Amt der Steir. Landesregierung et. al 2014). Die Entwicklung der Trennmoral stagniert oder ist – je nach Studie – zum Teil sogar leicht rückläufig. Das bringt sowohl für den Umweltschutz als auch für die Wirtschaft große Nachteile mit sich. Aufgrund der Fehlwürfe gehen zum Beispiel nur im Bundesland Steiermark Wertstofflöse in Höhe von ca. 10 Millionen Euro pro Jahr verloren. Gleichzeitig werden Zusatzkosten in ähnlicher Höhe für die - eigentlich unnötige - Entsorgung von Restmüll (der ja keiner ist) generiert. Rechnet man diese Beträge auf ganz Österreich oder weitere Länder mit ähnlichem Entwicklungsstatus

in der Abfallwirtschaft hoch, ergeben sich hunderte Millionen bis Milliarden an unnötigen Kosten. Berücksichtigt man dabei auch noch die mögliche CO₂-Einsparung und Ressourcenschonung, sind auch die Auswirkungen auf die Umwelt erheblich.

Um die Trennqualität zu verbessern, sind gezielte regelmäßige Rückmeldungen direkt an die BürgerInnen notwendig. Die herkömmliche Abfallberatung kann das im herkömmlichen Modell nicht in dem Ausmaß leisten. Es gibt bereits Einzelsysteme, die bei konkreten Spezialfällen, zum Beispiel bei metallhaltigen Fehlwürfen im Biomüll, beinahe in Echtzeit Feedback geben. Das Unternehmen Maier & Fabris hat ein derartiges System entwickelt (Maier 2017). Doch diese Lösungen sind entweder auf manuelle Prozesse oder spezielle Verunreinigungen (z. B. Metall im Biomüll) beschränkt. Eine breitere Identifikation von Wert- oder Problemstoffen im Restmüll während der Sammlung existiert bis dato nicht.

Gleichzeitig schreitet die Entwicklung der Sensorik, der maschinellen Lernalgorithmen und der neuronalen Netze rasch voran. In der Sensorik wurden herkömmliche Graustufen- und Farbsensoren in Größe, Gewicht, Auflösung und Empfindlichkeit wesentlich verbessert. Darüber hinaus wurden neue Methoden entwickelt, um zusätzliche Informationen gewinnen zu können, zum Beispiel die Verkleinerung und kostengünstigere Herstellung von Multispektralkameras. Neuronale Netze, sogenannte Convolutional Neural Networks (CNNs), werden mittlerweile in fast allen Bereichen der Bildverarbeitung verwendet: Zum Erkennen von Gesten (Poier et. al 2018), zur Klassifikation von Bildern in Objektkategorien (Opitz et. al 2017, Waltner et. al 2016), zur Fußgängererkennung (Ertler et. al 2017), für möglichst verlustfreies Vergrößern von Bildern (Superresolution) (Riegler et. al 2015), zur Gesichtserkennung (Opitz et. al 2016) sowie zur Schätzung der Gesichtspose (Jampour et. al 2016).

Dieser Artikel stellt die ersten Ergebnisse eines neuen „Wertstoffscanners“ vor. Der Wertstoffscanner kombiniert die oben angeführten aktuellsten Technologien und Lösungen für die Herausforderungen der Abfallwirtschaft, wie zum Beispiel die große Vielseitigkeit des Mülls, den Verschmutzungsgrad und die extremen Einsatzbedingungen. Doch die Resultate des gescannten Mülls führen noch zu keiner Änderung der Abfalltrennmotivation der BürgerInnen. Ähnliche Studien zeigen (Goetz 2011, Goldsmith 2015, Kibbe und Otto 2016), dass nur ein enger Regelkreislauf zwischen Wertstoffscanergebnissen und der Bevölkerung die gewünschten Erfolge bringt. Wir betrachten nachfolgend die Motivation, die man durch dieses System in die einzelnen Haushalte bringen kann und zeigt die damit verbundenen Herausforderungen auf.

2 WERTSTOFFE UND FEHLWÜRFE IM RESTMÜLL

Restmüll ist die Abfallfraktion, die praktisch alle nicht verwertbaren Abfälle umfasst. Dementsprechend sollten keine Wertstoffe in der schwarzen Tonne landen, da dadurch wichtige Sekundärrohstoffe verloren gehen. Hinzu kommt, dass die Entsorgung von Restmüll im Vergleich zu den anderen Fraktionen wesentlich teurer ist.

Ungefähr alle fünf Jahre wird in den österreichischen Bundesländern die Zusammensetzung des Restmülls manuell analysiert. Am Beispiel der Restmüllanalyse in der Steiermark (Amt der Steir. Landesregierung et. al 2014) ist ersichtlich, dass ca. 60 % des Gewichtsanteils und über 70 % des Volumenanteils des Restmülls Bioabfall oder Wertstoffe darstellen. Alleine das Beispiel Steiermark zeigt damit ein immenses Potential im Restmüll auf. Trotz der leicht unterschiedlichen Resultate je Bundesland kann man überall eine hohe Wertstoffquote im Restmüll feststellen. Hinzu kommt,

dass die Fehlwürfe von Problemstoffen und Batterien ein erhebliches Maß ausmachen und ein großes Gefahrenpotential darstellen. Zum Beispiel befinden sich im Restmüll ca. 0,002 % Li-Batterien. Das entspricht in etwa einer Batterie pro Tonne Restmüll (Nigl 2017).

3 SENSORIK

Für den Wertstoffscanner werden unterschiedlich bildgebende Sensoren verwendet. Das System besteht aus insgesamt vier Kameras, die verschiedene Darstellungen des Abfalles ermöglichen. Der Abfall wird in Echtfarben (RGB-Bild), in 3D (Stereo-Rekonstruktion unter der Verwendung von zwei Kameras) und in verschiedenen spektralen Kanälen (Multispektralanalyse) aufgenommen.

Die 3D-Informationen dienen zur Trennung des Mülls vom Fahrzeughintergrund und liefern zusätzlich Grobinformationen über das Volumen.

Unterschiedliche Stoffe reflektieren und absorbieren Licht unterschiedlicher Wellenlängen. Die Multispektralkamera ermöglicht eine Spektralanalyse des Stoffes. So kann das jeweilige Material klassifiziert werden.

Als Beleuchtung werden zwei Punktprojektoren für das Stereosystem und insgesamt sechs Halogenstrahler für die Farb- und Multispektralaufnahme verwendet. Die Halogenstrahler haben den Vorteil, dass sie ein kontinuierliches Farbspektrum ohne auffälligen Spitzen besitzen. Das Farbspektrum ist nötig, damit die Multispektralkamera in allen Farbkanälen geeignete Informationen liefern kann.

3.1 Stereo System

Zur Ableitung von Höheninformationen erstellen zwei monochromatische Kameras über der Müllschüttung ein Stereobild. Dazu wird ein Punktmuster auf den Müll projiziert. Mit diesem Bild (siehe. Abbildung 1) wird der Müll vom Fahrzeughintergrund getrennt, um in der Weiterverarbeitung nur relevante Bereiche zu klassifizieren.

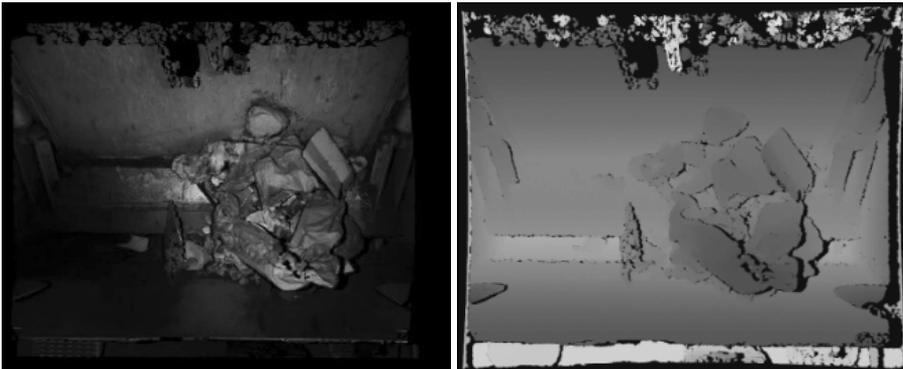


Abb. 1: Beispiel für ein rekonstruiertes 3D Tiefenbild und links davon das Originalbild.

3.2 Farbsystem und Multispektralsystem

Eine hochauflösende Farbkamera erstellt ein Echtfarbbild des Mülls. Dieses Bild entspricht der Mülldarstellung, wie sie für den Menschen ersichtlich ist. Zusätzlich nimmt eine Multispektralkamera den Abfall in verschiedenen spektralen Kanälen auf. Dabei werden im eingesetzten System neun Kanäle getrennt, wobei der letzte Kanal ein Helligkeitsbild liefert. Bei einer klassischen Farbkamera befindet sich zumeist vor dem Sensor ein Filter mit dem Bayer-Filter, bei dem rote, grüne und blaue Filter verwendet werden. Bei der Multispektralkamera wird dieser Filter um mehrere Farbfilter mit unterschiedlichen Spektralbereichen erweitert. Die aufgenommenen Bilder werden in einem anschließenden Schritt aufeinander "gewarpt", um die einzelnen Bilder deckungsgleich in Übereinstimmung zu bringen. Hierzu wurden die Kameras vorab kalibriert. Für die Weiterverarbeitung wird ein Maskenbild erstellt, um lediglich Bereiche mit Müll zu selektieren und anschließend zu klassifizieren.

3.3 Gesamtsetup des Wertstoffscanners

Der Wertstoffscanner besteht aus mehreren Komponenten. Die Bildaufnahme erfolgt durch die beschriebenen Sensoren, die sich hinter dem mittleren Glasfenster befinden. Damit keine Störreflektionen durch die Beleuchtung in dieser Glasscheibe auftreten, sind die sechs Halogenstrahler und die zwei Punktprojektoren hinter zwei separaten Scheiben montiert (siehe Abbildung 2). Das Gehäuse beinhaltet entsprechende Computer- und Übertragungstechnik und ist wasserdicht. So ist die Technik vor den rauen Verhältnissen im Müllwagen geschützt und kann mit einem Hochdruckreiniger gesäubert werden (siehe Abbildung 2). Alle Komponenten sind fest verbaut und gegen mögliche Vibrationen gesichert.

Eine zusätzliche Option zur Öffnung der Müllsäcke wurde im Pressmüllfahrzeug eingebaut. Es besteht somit für die praktische Anwendung die Variante ca. 25 % sichtbaren Abfall im Restmüll zu klassifizieren, oder den „Sackaufreißer“ zu nutzen und die Sichtbarkeit auf ungefähr 50 % zu erhöhen.

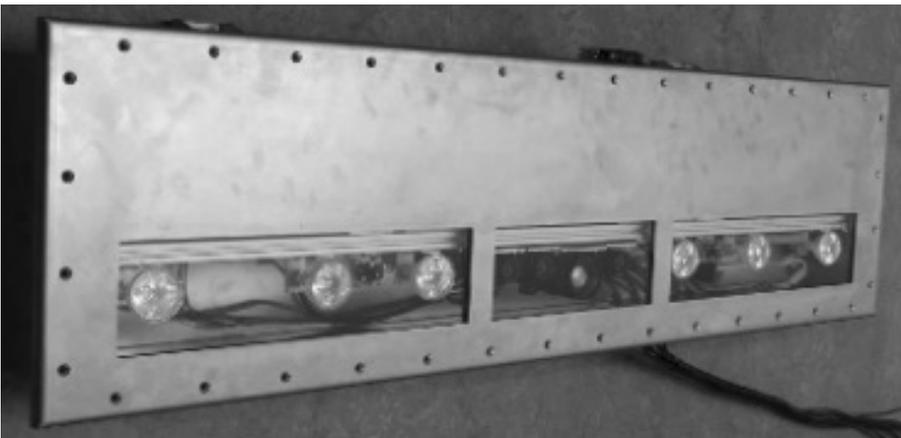


Abb. 2: Wertstoffscanner in ausgebautem Zustand.

4 LERNALGORITHMUS

Zum Erkennen der verschiedenen Wertstoffe wird ein Convolutional Neural Network (CNN) trainiert. Ein CNN ist ein neuronales Netz, das – inspiriert durch biologische Prozesse im Gehirn – durch die spezifische Aktivierung vieler Millionen Parameter den Inhalt von Bildern verarbeiten und feststellen kann. Das Grundgerüst eines CNN sind mehrere hintereinander angeordnete Convolutional Layers, die eine Faltung des Bildes mit einem sogenannten Filterkernel vornehmen. Eine Aktivierungsfunktion steuert den Fluss des Outputs der Faltung in die folgenden Layer. Nach jedem Layer wird ein Pooling Layer eingefügt, der die Information zur Weiterverarbeitung komprimiert. Die ersten Layer eines CNN dienen zum Erkennen von „low level“ Features wie Farbe oder Textur, während die späteren Layer in der Lage sind, größere Konzepte zu bilden, indem sie die komprimierte Information vorhergegangener Layer ausnützen. Am Ende steht einer oder mehrere fully-connected Layer, die beispielsweise entscheiden, welches Objekt (Menschen, Autos, ...) sich im Inputbild befindet. Die Parameter des Netzwerkes werden durch Optimierung gelernt und iterativ verbessert. Einem Segmentierungs-CNN übergibt man neben den mittels entsprechender Sensorik aufgenommenen Bildern auch ein Labelbild, in welchem jeden einzelnen Bildpunkt (Pixel) eine Klasse zugeordnet ist. Das CNN versucht dann mittels Optimierung zu lernen, zu welcher Klasse ein bestimmtes Pixel im Bild zugehörig ist und kann dies dann auf neue, noch nicht klassifizierte, Bilder übertragen.

4.1 Gewählte Methode

In der aktuellen Forschung gibt es einige CNN-Architekturen, die für die Segmentierung von Bildern verwendet werden. Beispielhaft dafür ist das Seg-Net (Badrinarayanan et. al 2017). Der letzte Layer so eines CNN klassifiziert jeden einzelnen Pixel. Die Ausgabe des CNN ist ein weiteres State-of-the-Art CNNs zur Segmentierung wie z.B. DeepLab (Chen et. al 2018) oder U-Net (Ronneberger et. al 2015). Da die Inputmodalitäten des Wertstoffscanners von den üblicherweise verwendeten RGB Bildern abweichen, ist die Verwendung eines vortrainierten Netzwerkes nicht sehr sinnvoll. Es müssen daher die Netzteile so trainiert werden, dass mittels geringen Daten und guter Aufbereitung eine hinreichende Genauigkeit erreicht wird. Es wird ein für die Inputdaten entsprechend angepasstes U-Net verwendet, welches sich für Segmentierungsaufgaben in verschiedenen Gebieten bewährt hat.

4.2 Trainingsaufbau

Um eine angemessene Klassifikationsrate erzielen zu können, ist eine große Menge an Daten, sowie zugehöriger Zuordnung von Labels (Annotierung) nötig. Das manuelle Zuordnen jedes Pixels zu einer Klasse ist sehr arbeitsaufwändig, kann allerdings vereinfacht werden, indem der Müllwagen sortenreine Touren fährt, auf die nur einzelne Fraktionen aufgenommen werden. Damit wird jedem Bild die einzelne Fraktion zugeordnet. Die Annotierung beschränkt sich auf das Maskieren von Fahrzeughintergrund und Fehlwürfen im Müll (andere Fraktionen).

Die Vorbereitung der Inputdaten für das Training eines CNN ist essentiell. Die Bildgröße muss auf ein Maß reduziert werden, welches durch die verwendete Hardware (GPUs) vorgegeben ist. Dadurch ergibt sich die Generation von mehreren Bildern aus einem Bild. Diese Bilder werden anschließend weiter vervielfacht, damit das Netz eine möglichst breite Palette an Bildern zum Trainieren erhält. Zu den Vervielfältigungsmethoden zählen Rotation, vertikale, horizontale und diagonale Spiegelungen, leichte Farbänderungen, Deformierungen, Skalierungen. Aufgrund des Informationsverlustes bei einer Verkleinerung der Auflösung werden sogenannte Patches „ausgestochen“

und als Input verwendet. Für die folgenden Resultate wurden quadratische Patches mit einer Seitenlänge von 300 Pixeln verwendet.

5 ERSTE RESULTATE

Die vorliegenden Resultate stellen eine erste Momentaufnahme des Trainings dar. Der verwendete Datensatz besteht aus etwa 400 Bildern, unterteilt in die Kategorien Batterie, Bioabfall, Metall, Glas, Problemstoffe, Papier, Plastik und Spraydosen.

Folgende Abbildung zeigt ein beispielhaftes Ergebnis der Segmentierung durch unser CNN. In der Abbildung links sieht man das Inputbild, zur besseren Darstellung werden nur die drei Farbkanäle, nicht jedoch die hyperspektralen Kanäle abgebildet. Rechts oben zeigt die manuelle Klassifizierung der Schütte inkl. der automatischen Maskierung. Rechts unten zeigt im Vergleich das automatische Ergebnis der CNN-Segmentierung. Die zugeordneten Labels der Wertstoffe sind eingefärbt, damit man die Unterschiede einfacher erkennen kann.



Abb. 3: Beispielhaftes Ergebnis des vorgestellten Wertstoffscanners.

6 KOMMUNIKATION ALS MITTEL ZUM ERFOLG

Auf Basis von Studien zum Verhalten der BürgerInnen auf direkte und regelmäßige Rückmeldungen zu ihrer Trennmoral, kann man das zukünftige Potenzial eines solchen Wertstoffscanners ableiten. Essentiell für die Änderung des Trennverhaltens der BürgerInnen ist die Nutzung von direkten Kommunikationskanälen zur Ergebnisübermittlung. Das bedeutet, dass der Wertstoffscanner mit einem automatisierten Kommunikationstool kombiniert werden muss, das die entsprechenden Ergebnisse für Gemeinden, Verbände und BürgerInnen aufbereitet. Neue Möglichkeiten der BürgerInnenkommunikation wie zum Beispiel die Daheim App (www.daheim-app.at), automatisch generierte Beiträge für Gemeindezeitungen, sowie sogenannten Heatmaps. Nur wenn diese Kommunikationskanäle zur richtigen Motivation durch „Gaming“-Effekte verstärkt genutzt werden, wird sich das Trennverhalten ändern.

7 SCHLUSSFOLGERUNG BZW. ZUSAMMENFASSUNG

Der Wertstoffscanner ist eine einzigartige, patentierte Kombination einer neuen Sensorik und modernen Lernalgorithmen, die für den Einsatz unter den rauen Bedingungen im Pressmüllfahrzeug entwickelt wurde. Erste Ergebnisse zeigen, dass eine qualitative Aussage zum Wertstoffinhalt möglich ist.

Studien belegen, dass nicht die quantitative Genauigkeit, sondern die Kombination mit einem Kommunikations-/Feedback-Zyklus mit der Bürgerin/dem Bürger die Veränderung im Trennverhalten nach sich zieht. Dieses integrative Kommunikationstool wird auf Basis der Scanergebnisse in den nächsten Monaten in der Praxis weiter erprobt und verfeinert. Eine Reduktion von nur 20 bis 30 % von Wertstoffen im Restmüll hätte eine essentielle umweltpolitische und kommerzielle Folgewirkung.

Wir sind überzeugt, dass diese neuen Technologien gemeinsam mit herkömmlichen Abfallberatungs- und Bewusstseinsbildungsmaßnahmen den nächsten Schritt in der Erhöhung der Trennquoten ausmachen.

LITERATUR

- Amt der Steirischen Landesregierung A14, ARA Altstoff Recycling Austria AG, Ingenieurgesellschaft Innovative Umwelttechnik, Saubermacher Dienstleistungs AG – Sortieranalysen für Restmüll aus der Steiermark, Endbericht – 20. Februar 2014.
- Badrinarayanan V., Kendall A. und Cipolla R. - "Segnet: A Deep Convolutional Encoder-decoder Architecture for Image Segmentation." IEEE Transactions on Pattern Analysis and Machine Intelligence (PAMI), 2017.
- Chen L., Zhu Y., Papandreou G., Schroff F. und Adam H. - Encoder-Decoder with Atrous Separable Convolution for Semantic Image Segmentation - ArXiv:1802.02611. 2018.
- Ertler C., Possegger H., Opitz M. und Bischof H. - Pedestrian Detection in RGB-D Images from an Elevated Viewpoint - Proc. Computer Vision Winter Workshop (CVWW), 2017.
- Goetz, T. - Harnessing the Power of Feedback Loops – Wired Magazine, 2011.
- Goldsmith, M. - Triggers: Sparking Positive Change and Making It Last, New York: Random House, 2015.
- Jampour M., Lepetit V., Mauthner T. und Bischof H. - Pose-Specific Non-Linear Mappings in Feature Space towards Multiview Facial Expression Recognition - Image and Vision Computing, 2016.
- Kibbe A. und Otto S. – Feldstudie zur Untersuchung psychologischer Determinanten von Elektrokleingeräterecycling - ReSource, 4/2016.
- Maier H. - Automatische Detektion von Fremdstoffen in Bioabfall und Altpapier sowie von Metallwertstoffen im Restabfall am Sammelfahrzeug – Berliner Recycling- und Rohstoffkonferenz, 2017.
- Nigl T. - Der Anteil von Geräte- und Lithium-Batterien im Restmüll, eine Analyse – Poster ÖWAV Tagung 2017.
- Opitz M., Waltner G., Possegger H. und Bischof H. - BIER - Boosting Independent Embeddings Robustly - International Conference on Computer Vision (ICCV), 2017.
- Opitz M., Waltner G., Poier G., Possegger H. und Bischof H. - Grid Loss: Detecting Occluded Faces - Proc. European Conference on Computer Vision (ECCV), 2016.
- Poier G., Schinagl D. und Bischof H. - Learning Pose Specific Representations by Predicting Different Views - Proc. Conference on Computer Vision and Pattern Recognition (CVPR), 2018.
- Poier G., Roditakis K., Schulter D, Michel D., Bischof D. und Argyros A. - Hybrid One-Shot 3D Hand Pose Estimation by Exploiting Uncertainties - Proc. British Machine Vision Conference (BMVC), 2015.
- Riegler G., Schulter S., Rüter M. und Bischof H. - Conditioned Regression Models for Non-Blind Single Image Super-Resolution - Proc. International Conference on Computer Vision (ICCV), 2015.

- Ronneberger O., Fischer P. und Brox T. - "U-Net: Convolutional Networks for Biomedical Image Segmentation" - International Conference on Medical Image Computing and Computer Assisted Intervention (MICCAI), 2015.
- Waltner G., Opitz M. und Bischof H. - BaCoN: Building a Classifier from only N Samples - Proc. Computer Vision Winter Workshop (CVWW), 2016.

Recycling Logistik 4.0 - Möglichkeiten und Grenzen von Industrie 4.0 für die Recyclingwirtschaft

M. Krupp

Hochschule Augsburg, Forschungsgruppe für optimierte Wertschöpfung HSA_ops, Augsburg, Deutschland

S. Kreibe

bifa Umweltinstitut GmbH, Augsburg, Deutschland

KURZFASSUNG: Im vorliegenden Papier werden grundlegende Erkenntnisse aus der betriebswirtschaftlichen Logistik auf die Recyclingwirtschaft bezogen. Zudem werden Verbesserungspotenziale der Digitalisierung bzw. von Industrie 4.0 Technologien in diesem Bereich beispielhaft dargestellt aber auch die organisatorischen und technischen Grenzen aufgezeigt. Dies sind Ergebnisse des aktuellen Projektes „ILESA - Edel- und sondermetallhaltige Abfallströme intelligent lenken: Bündelung, Zwischenlagerung, Rückgewinnungsgrad“. Das Projekt wird im Auftrag des Umweltbundesamtes federführend durch das bifa-Umweltinstitut gemeinsam mit der Forschungsgruppe für optimierte Wertschöpfung HSAOps der Hochschule Augsburg und avocado Rechtsanwälte bearbeitet.

1 WERTSCHÖPFUNGS- UND RECYCLINGPROZESSE AUS SICHT DER BETRIEBSWIRTSCHAFTLICHEN LOGISTIK

In der betriebswirtschaftlichen Logistik werden Wertschöpfungssysteme als Fließsysteme von Objekten durch Netzwerke bestehend aus Knoten (z.B. Lager, Produktions- oder Demontageeinrichtungen) und Kanten (Transportverbindungen) verstanden. Diese Netze haben mehrere Ebenen. Die hier fokussierten sind die physische Ebene bestehend aus Strömen von Objekten und Stoffen sowie die Informatorische Ebenen bestehend aus Informationsnetzen. Die Informatorische Ebene dient dazu Prozesse auf der physischen Ebene zu steuern und zu kontrollieren – kurz: zu managen. Auf eben diese informatorische Ebene beziehen sich aktuelle Innovationen die unter den Begriffen der Digitalisierung und Industrie 4.0 zusammengefasst werden. Potenziale aber auch Grenzen werden in diesem Papier diskutiert.

Zentrum der Optimierungsansätze ist dabei meist nicht das einzelne Unternehmen, sondern kooperierende Unternehmensverbände. Dies baut auf einem Verständnis von Wertschöpfungsketten nach dem Supply Chain Management auf. Nach diesem Ansatz gilt als erwiesen, dass übergreifende Optimierungsansätze bessere Resultate erbringen als die Optimierung lokaler Abschnitte einer Wertschöpfungskette. Verbesserungsansätze sind z.B.: Organisation und Abstimmung von Arbeitsteiligkeit, von Kapazitäten, Definition und Standardisierung von Objekten und Informationen entlang der Kette, Lokalisierung von Beständen etc.

Dabei gelten Prozesse als umso effizienter je

- aktueller die Informationen sind,
- dichter die I-Punkte liegen,
- genauer Informationen sind,
- umfänglicher Informationen sind und
- genutzt werden können (entlang der Kette). (Klaus 2002)

2 DIGITALISIERUNG UND INDUSTRIE 4.0 VERWANDTE ANSÄTZE ZUR PROZESSOPTIMIERUNG

Eine Lösung zur deutlichen Effizienzsteigerung bei genau diesen Ansätzen zeichnet sich durch die Digitalisierung und Technologien der Industrie 4.0 ab. Eine allgemein akzeptierte Definition ist für beide Begriffe bisher nicht gegeben. (Fraunhofer IOSB 2017), (VDI/VDE 2017) Allerdings werden diese Entwicklungen meist mit der Vision verknüpft, dass zukünftig Anlagen miteinander kommunizieren können und ihre Kapazitäten für bestimmte Wertschöpfungsprozesse aufeinander abstimmen und ggf. auch umplanen, wenn Störungen auftreten (Plattform Industrie 4.0 2017). Diese Visionen sind nicht wirklich neu sondern spiegeln nur Ideen wieder die bereits in den 1990er Jahren unter dem Begriff Supply Chain Management (SCM) und Computer Integrated Manufacturing (CIM) schon einmal diskutiert wurden. (Wannewetsch 2005), (Prockl 2012) Dies soll nicht heißen, dass die Vorstellungen falsch oder unerreichbar sind, soll aber verdeutlichen, dass diese auch heute noch in weiter Ferne liegen und mitunter auch keine technischen sondern eine sozioökonomische und gesellschaftliche Herausforderung darstellen.

Dennoch bieten die Technologien hinter den beiden Schlagworten Lösungsansätze, die neu sind und auch entsprechende Effizienzsprünge versprechen. Die Entwicklungen beziehen sich dabei quasi immer auf die eingangs erläuterte informatorische Ebene (Ausnahme ist der 3D Druck bzw. die additive Fertigung, der/die je nach Quelle zu Industrie 4.0 hinzu gezählt wird oder genau wegen seines physischen Charakters eines Produktionsverfahrens eben nicht.) und die Koordination kooperativer Tätigkeiten zwischen Teilleistungen, die heute noch nicht optimal aufeinander abgestimmt sind.

Nicht genau deckungsgleich verbergen sich hinter Digitalisierung und Industrie 4.0 folgende technische Neuerungen:

- Internet der Dinge und Dienste (Siepmann 2016),
- Intelligente Sensornetze (Glöckler et al. 2017),
- Cyberphysische Systeme (Hausladen 2016),
- Assistenzsysteme (Glass 2017),
- Digitale Fabrik und
- Big Data Analysis/Management.

Von diesen technischen Neuerungen ausgehend kann in kleinen Schritten in Richtung der eingangs erwähnten Visionen einer Industrie 4.0 und im vorliegenden Fall einer digitalen Recyclingkette gedacht werden. Einige Schritte erscheinen dazu nahezu immer nötig:

- Die Bereinigung der IT-Systemlandschaft,
- Bereinigung der Stammdaten,
- Strukturierte, effiziente Prozesse und
- IT-Sicherheit.

3 NUTZENPOTENZIALE TECHNISCHER INNOVATIONEN FÜR DIE RECYCLINGLOGISTIK - AUF DEN KANTEN

Für die Optimierung von Prozessen entlang der logistischen Kanten, also der Transportabläufe lassen sich folgende Ansatzpunkte grob umreißen.

Prognosen lassen sich heute bereits grob und zukünftig aufgrund einer besseren Datenlage aus Abverkaufdaten in Kombination mit Produktionsinformation und Verbrauchsverhalten (Gebrauchsdauer und Entsorgungspräferenzen) erstellen. Eine so generierte Datenbasis könnte sehr vielversprechende Ansätze zur Optimierung des

Systems liefern. Mögliche Nutzer wären Sammelstellen (für Kapazitätsplanung) und/oder Systembetreiber.

Für eine Automatisierung von Füllstandmeldungen kommt die Nutzung von Sensorik in Frage. Mittels Sensorknoten kann unterschiedliche Sensorik auch dezentral z.B. in/an Behältern zum Einsatz kommen. Sensorknoten sind Kleinstcomputer etwa in Größe einer halben Zigarettenschachtel. Diese können über Licht- oder Drucksensorik Füllstände von Behältern ableiten und per Funkschnittstelle in ein übergeordnetes System melden. Füllstandorientierte Entleerung von Sammelbehälter bietet Freiheitsgrade für eine dynamische Tourenplanung. Dieser Ansatz ist auch durch Teilautomatisierung z.B. mittels einer Scansystematik mit QR-Code oder Barcode möglich.

Eine Optimierung der Stoppzeiten kann durch vorzeitige Anmeldung erfolgen. Hinter diesem Ansatz verbirgt sich die Idee, die Ankunft einer Abholung auf dem Sammelplatz anzukündigen. Dann können dort notwendige Maßnahmen eingeleitet werden, um die Stoppzeit so gering wie möglich ausfallen zu lassen. Im Detail müssten diese Maßnahmen zwischen den beteiligten Parteien und je nach örtlichen Gegebenheiten kooperativ ausgearbeitet werden. Die Voranmeldung der Ankunft kann zweistufig erfolgen: Zunächst am Vortag durch die Anmeldung der Tour bei allen angesteuerten Adressen. Dies kann automatisiert per SMS auf das Handy des verantwortlichen Ansprechpartners in der Sammelstelle erfolgen. Eine entsprechende Erweiterung von Tourenplanungssoftware ist mit überschaubarem Aufwand möglich.

Die digitale Meldung von Füllständen und eine Abholungsbenachrichtigungen wäre auch Basis komplett neuer Spotmarkt Konzepte für die Vergabe logistischer Dienstleistungsaufträge. Das Unternehmen wastebox.biz bietet eine entsprechende Lösung an, bei der Abholaufträge an Logistik-Unternehmen vergeben werden, die aktuell Fahrzeuge im näheren Umfeld haben und kurzfristig zur Abholung kommen können. (Wastebox 2017) So werden Anfahrtswege gespart und Aufträge kostengünstig abgewickelt.

Alle angesprochenen Ansätze könnten umgesetzt werden, wenn Sammelstellen digital in eine Recycling-Kette integriert werden. Dazu fehlt heute die entsprechende Software mit geeigneten Schnittstellen zu nachgelagerten Stufen der Recyclingkette: die Entwicklung eines „Warenwirtschaftssystems“ für Sammelstellen. Warenwirtschaftssystem ist dabei als Oberbegriff für Software zu verstehen, die Warenbewegungen in Unternehmen abbildet.

4 NUTZENPOTENZIALE TECHNISCHER INNOVATIONEN FÜR DIE RECYCLINGLOGISTIK – IN DEN

Im Bereich der Knoten, also der Punkte im Netzwerk in welchen gelagert wird oder Objekte transformiert/manipuliert werden, werden zur Steuerung der Sortierung und Demontage im Wesentlichen zwei Informationen benötigt: Welche Stoffe sind in welchen Bauteilen verbaut? Und wie sind diese verbaut.

Nach dem Ansatz des Internet der Dinge, ist davon auszugehen dass in absehbarer Zeit nahezu alle Objekte mit einer eindeutigen Nummer, einer kleinen Recheneinheit, einem Speicher und Kommunikationsmöglichkeiten ausgestattet werden. Diese technischen Möglichkeiten bieten das Potenzial, dass Informationen zu verbauten Stoffen und Demontage auf den Objekten selber und frei zugänglich gespeichert, also auch abrufbar sind. Damit könnten Demontageanlagen, oder auch Sortieranlagen gesteuert werden. Die damit verbundenen Potenziale zur Effizienzsteigerung sind enorm

und sollten auch dringen weiter verfolgt werden. Dennoch ist es wichtig auch die heutigen Grenzen solcher Systeme aufzuzeigen um die Diskussion auf ein machbares Niveau zu „erden“.

5 GRENZEN DER TECHNISCHEN MÖGLICHKEITEN AUS HEUTIGER SICHT

Diese Informationen liegen beim Hersteller des Produktes. Allerdings sind diese Informationen auch den Herstellern nicht immer für alle Stoffe und alle Bauteile bekannt. Es besteht also ein gewisser Graubereich, in dem nicht sicher ist welche Teile genau verbaut wurden. Rückrufaktionen scheinen dies zu wiederlegen sind aber in der Regel so angelegt, dass bei Unsicherheit auf „Nummer sicher“ gegangen wird und auch beachtliche Chargen zurückgerufen werden. Das Problem wird bei der Ersatzteillogistik deutlich. Es ist in der Regel klar welches Teil für ein defektes Teil eingebaut werden muss, aber es ist eben nicht klar welches das genau identische Teil ist.

Sowohl in der Automobilindustrie, also auch in der Aviation Branche und im Maschinenbau ist das sogenannten Konfigurationsmanagement eine bisher ungelöste Herausforderung. Für die genaue Identifikation der Bauteile und auch der Wertstoffe in den Bauteilen eines Produktes wäre genau dieses Konfigurationsmanagement nötig. Mit der Konfiguration wird die exakte aktuelle Zusammensetzung eines Produktes bezeichnet bis auf die Ebene kleiner Bauteile. Die Schwierigkeit beim Konfigurationsmanagement beginnt schon bei der Erstkonfiguration und wird durch Ersatzteilwechsel und spätere Modifikationen erschwert. Letztlich ist bisher keinem Hersteller gelungen serienmäßig ein Konfigurationsmanagement zu etablieren, das über den gesamten Lebenszyklus die Konfiguration aktuell hält und zugänglich macht. (Bamberger et al. 2010)

Um für das Konfigurationsmanagement Ein- und Ausbuchungen von Bauteilen /Ersatzteilen effizient zu ermöglichen werden immer wieder Auto-ID Lösungen diskutiert. Vorteil ist, dass hier schnell eindeutige Nummern das Bauteil identifizieren und aus dem Produkt ausbuchen bzw. in die Konfiguration einbuchen könnten. Für das Konfigurationsmanagement kommen bevorzugt RFID-Etiketten der UHF-Technologie (sog. UHF Tags) in Frage. Hintergrund ist die Möglichkeit der Bulk-Erfassung mehrerer hundert Tags auf einmal. So könnte theoretisch die Konfiguration eines Produktes auf einmal ausgelesen werden. Allerdings ist dies in der Regel wegen des meist herrschenden metallischen Umfeldes nicht möglich. UHF Tags funktionieren auf Metall nur wenn der Abstand zum Metall gehalten wird. Dies wird bei sog. Metallmount-Tags durch eine Folie oder ähnliches Material erreicht das den Abstand zum Metall herstellt. Allerdings sind solche Tags erheblich teurer, da das Housing, also der Aufbau des Tags durch die Abstandhalter aufwändiger ist.

Wenn auf Bulk-Erfassung verzichtet wird, kann auch andere Technologie zum Einsatz kommen. Dann muss in der Regel der RFID Tag aus der Nähe oder sogar fast mit Berührung ausgelesen werden. Der Tag trägt dabei eine eindeutige Nummer, die das Produkt repräsentiert. Die Information zum Produkt kann auf dem Tag direkt gespeichert werden oder in einem übergeordneten System zur Nummer hinterlegt werden. Der RFID Tag ersetzt oder unterstützt bei letztgenannter Lösung lediglich das Lesen der Produktnummer. Das Auslesen des Tags reduziert Fehler und geht schneller als die manuelle Eingabe einer Nummer.

Gerade für das Konfigurationsmanagement werden immer wieder Lösungen diskutiert, die für metallische Umgebungen entwickelt wurden. Sogenannte Schlitzantenn-

nen werden hinter einem Schlitz im Metall verbaut und können durch den Schlitz ausgelesen werden. Aber auch hier ist nahezu eine Berührung des Tags nötig. Funken durch Metall ist physikalisch nicht möglich. Alle Lösungen, die das Versprechen, werden in den Metallkörper verbaut und mit einer außenliegenden Antenne verbunden oder haben einen offenen Zugang nach Außen durch den ausgelesen wird. Solche Lösungen sind technisch möglich aber heute sehr teuer.

Ein funktionierendes Konfigurationsmanagement könnte alle Informationen liefern um eine zielgerichtete Sortierung und Demontage nach Wertstoffen in den einzelnen Bauteilen zu ermöglichen. Diese Lösung scheint sehr attraktiv, allerdings sprechen – Stand heute - einige Aspekte gegen diese Lösung. In der folgenden Tabelle werden die kritischen Punkte aufgezeigt, daneben Entwicklungen, die zur Lösung des jeweiligen Aspekts nötig wären.

Tab. 1: Notwendige Entwicklungen zur Nutzung von Auto-ID Systemen für Wertstoffidentifikation in Sortierung und Demontage.

Kritik heute	Notwendige Entwicklung
Die Marktdurchdringung von Produkten, die heute mit Auto-ID Systemen ausgestattet werden würde je nach Produkt und Markt 10 – 30 Jahre dauern. Welche Wertstoffe dann relevant sind und welche Rückgewinnungstechnik dann möglich ist, ist heute nicht absehbar.	Attraktive Lösung zur Nachrüstung (extrem unwahrscheinlich, da Informationen zum Teil nicht verfügbar sind)
RFID Tags sind heute noch zu teuer; bei Metallmount-Tags ist mit einem Preis von 80ct zu rechnen. Bei einem Tagging von einem Drittel der ca. 10.000 Bauteile eines Autos ist mit dem Verbau mit Mehrkosten pro Auto von ca. 3.000€ pro Fahrzeug zu rechnen. Im Massenmarkt stellt dies ein Problem dar.	Kosten für RFID-Tags müssten deutlich reduziert werden. Diese Kosten haben eine natürliche Untergrenze, die aus den Materialkosten für die verbauten Materialien in einem Tag besteht. Bei ganz einfachen Tags liegt diese Untergrenze bei ca. 8ct. Allerdings dürfte diese Grenze bei Metallmount Tags deutlich höher liegen. Produktionsprozesse, die diese Kostensenkung ermöglichen sind in Erprobung. Ergänzende Motivation zum Einbau der Tags durch Nutzenargumente entlang des Produktionsprozesses und des Produktlebenszyklus für die Hersteller.
Bei Produkten mit Lebenszyklen von 30 Jahren und mehr muss sichergestellt werden, dass die Tags a) selber überleben b) nach Entsorgung noch ausgelesen werden können. <i>(Anm.: vor 30 Jahren wurden Magnetbandkassetten als Speicher eingesetzt, vor 50 Jahren Lochkarten)</i>	Eine standardisierte Schnittstelle zum Tag muss etabliert werden, die dauerhaft verlässlich genutzt werden kann. <i>(Anm.: UHF Tags nutzen heute in Europa Frequenzen die in Asien nicht genutzt werden dürfen und umgekehrt)</i> Die Lebensdauer der RFID Tags muss über einen langen Zeitraum nachgewiesen werden. Die ältesten Tags stammen aus den 1970er Jahren und wurden zur Warensicherung genutzt. Tags nach dem EAN Com Standard existieren seit 2003.
Die Datenhaltung in Form eines Produktinformationskatalogs zu den Produktnummern ist auch bei Speicherung von Informationen auf dem Tag zur Sicherung notwendig. Dies ist über einen Zeitraum von 30 Jahren und mehr für alle Bauteile sehr schwer zu organisieren.	Ein Standard zur Datenhaltung sowie eine organisatorische Lösung, um Daten zugänglich zu halten.

6 EIN OPEN SOURCE ANSATZ ALS MÖGLICHES LÖSUNGSKONZEPT

Alternative Lösung wären offene Informationsplattformen auf welchen Hersteller Produktinformationen einstellen können, aber auch Interessenten z.B. Erfahrungen zur Zugänglichkeit von Bauteilen während der Demontage bereitstellen können. Vergleichbar mit einer Wiki-Plattform könnte so kollektives Wissen genutzt werden. Entscheidend ist eine kritische Masse an (Freizeit-) Experten die ihre Erfahrungswerte und Informationen zu Verfügung stellen. Generell ist die Motivationslage bei der Unterstützung von Recyclingprozessen positiv zu bewerten. Ob die kritische Masse an Interessenten erreicht würde ist wohl nur nach einem echten „Go-Life“ einer solchen Plattform zu beantworten.

Ähnlich wie bei anderen Open Source Projekten könnte die Sicherung, Aufbereitung und Validierung von Zugänglichkeits- und Demontage-Informationen ein Geschäftsmodell darstellen. So vertreibt die SUSE LINUX GmbH das open Source Produkt Linux professionell und bietet zusätzliche Services wie Support und geprüfte Updates an. (Suse 2017), (PC-Welt 2009)

LITERATUR

- Bamberger, R., König, A., Pflaum, A. (2010) „*Mobile Servicewelten im Maschinenbau*“; VDMA Verlag, 2010.
- Fraunhofer IOSB (2017) „*Begriffsdefinitionen rund um Industrie 4.0*“; online: <https://www.iosb.fraunhofer.de/servlet/is/48960/>.
- Glass (2017) „Glass“; online: <https://www.x.company/glass/>.
- Glöckler, M., Linke, P., Heinrich, B. (2017) „*Grundlagen Automatisierung: Sensorik, Regelung, Steuerung*“; Springer Verlag.
- Hausladen, I. (2017) „*IT-gestützte Logistik: Systeme – Prozesse – Anwendungen*“; Springer Verlag.
- Klaus, P. (2002) „*Die dritte Bedeutung der Logistik*“, DVV, Hamburg.
- PC-Welt (2009) „*Open-Source Geschäftsmodelle*“ online: <https://www.pcwelt.de/ratgeber/Open-Source-Geschaeftsmodelle-Ratgeber-Linux-104245.html>.
- Plattform Industrie 4.0 (2017) „*Was ist Industrie 4.0*“; online: <http://www.plattform-i40.de/140/Navigation/DE/Industrie40/WasIndustrie40/was-ist-industrie-40.html>.
- Prockl, G. (2012) „*Supply Chain Software*“; In: Klaus, Krieger, Krupp (Hrsg.) (2012): „*Gabler Lexikon Logistik*“, Gabler, Wiesbaden, 2012, S. 562 – 566.
- Siepmann, D. (2016) „*Industrie 4.0 – Struktur und Historie*“; In: Roth (Hrsg.) (2016) „*Einführung und Umsetzung von Industrie 4.0: Grundlagen, Vorgehensmodell und Use Cases aus der Praxis*“; Springer Verlag, Seite 17-34.
- Suse (2017) „*Geschichte von Suse*“ online: <https://www.suse.com/de-de/company/history/>.
- VDI/VDE (2017) „*Glossar Industrie 4.0*“; online: https://www.vdi.de/fileadmin/vdi_de/redakteur_dateien/gma_dateien/2017-04_GMA_-_Industrie_4.0_Begriffe-Terms_-_VDI-Statusreport_Internet.pdf.
- Walther, G. (2010): „*Nachhaltige Wertschöpfungsnetzwerke: Überbetriebliche Planung und Steuerung von Stoffströmen entlang des Produktlebenszyklus*“.
- Wannenwetsch, H. (2005) „*Vernetztes Supply Chain Management*“, Springer.
- Wastebox (2017) „*Das ist Entsorgung 2.0*“ online: <https://www.wastebox.biz/>
- Weber, J., Baumgarten, H. (Hrsg.)(1999) „*Handbuch Logistik: Management von Material- und Warenflussprozessen*“, Schäffer-Poeschel Verlag, Stuttgart 1999.

Leitfaden zur Analyse von EAG-Aufkommen und Zusammensetzung – Entwicklung und Anwendung

P. Beigl, R. Ottner & S. Salhofer

Universität für Bodenkultur Wien, Institut für Abfallwirtschaft, Wien, Österreich

KURZFASSUNG: Aufgrund des ungebrochenen Wachstumstrends, des Wertstoffgehaltes sowie der Umweltrelevanz von Elektroaltgeräten (EAG) verstärkt sich weltweit der Handlungsbedarf bezüglich effizienter EAG-Sammlung und Verwertung. Zur Beurteilung der EAG-Sammelmengen und deren Zusammensetzung nach Gerätetypen sowie deren Gehalt an Wert- und Schadstoffen geben Fachliteratur als auch bestehende Normen wenig Hilfestellung. Im Rahmen von zwei FFG-Projekten wurde eine systematische Methodik zur Probenahmeplanung, Probenahme, Geräteklassifizierung, -zählung und -demontage sowie zur Auswertung entwickelt und in einem Leitfaden zusammengefasst. Das Hauptziel der Leitfadenentwicklung war es, die zu planenden Analysen in Abhängigkeit von regional unterschiedlichen Untersuchungsfragen (z.B. Auswahl und Verbesserung geeigneter Sammelschienen, Abschätzung des Wertstoffgehalts) effizient auszulegen. Die Anwendung des entwickelten Leitfadens erfolgte im Rahmen einer Machbarkeitsstudie in Südafrika.

1 CHARAKTERISIERUNG VON ELEKTROALTGERÄTEN

1.1 Fragestellungen und Anforderungen

Die Charakterisierung von Elektroaltgeräten ist aus der Perspektive von Sammlern und Verwertern von kommunaler und gewerblicher Sammelware zur Klärung konkreter Fragestellungen erforderlich, wie zum Beispiel

- wie groß das Optimierungspotential für ein Sammelsystem im Sinne von Fehlwürfen oder Abschöpfungsgraden ist,
- welche Anteile an Wertstoffen (z.B. Leiterplatten, Metalle) oder Schadstoffen (z.B. Batterien) in bestimmten Sammelschienen zu erwarten sind, oder
- ob und wie stark sich die Zusammensetzung von bestimmten Gerätegruppen aufgrund von Technologie- oder Konsumtrends verändert hat.

Diese und weitere Fragestellungen erfordern stets eine quantitative Abschätzung sowie Hochrechnung auf Sammelmengen von festzulegenden Sammelsystemen einer Region. In der Praxis erfolgen Abschätzungen auf Basis einer beurteilenden Probenahme (wörtlich *judgemental sampling*), die laut CEN/TR 15310-1 (CEN 2006) als Probenahme einer praktisch verfügbaren (vielleicht relativ kleinen) Teilmenge definiert wird, die nicht in voller Übereinstimmung mit statistischen Prinzipien der Probenahme durchgeführt wird. Trotz praktischer Widrigkeiten und Mehraufwand ist die probabilistische Probenahme nach diversen Normen zu bevorzugen. „Die Grundlage der probabilistischen Probenahme besteht darin, dass für jeden Bestandteil in der zu beurteilenden Grundgesamtheit dieselbe Möglichkeit besteht, im Prozess der Probenahme ausgewählt zu werden“ (ÖNORM EN 14899, ASI 2004).

1.2 Heterogenität von Elektroaltgeräten

Kernelement der probabilistischen Probenahme ist die Beurteilung, ob Stoffströme als heterogen einzustufen sind, und, wenn zutreffend, wie die Heterogenität prak-

tisch beurteilt oder – idealerweise als Maßzahl – abgeschätzt werden kann. „Der Grad der Heterogenität ist der bestimmende Faktor bei der Probenahmeunsicherheit“ (ÖNORM EN 14899). „Homogen sind in der Regel jene Abfälle, bei denen aufgrund der vorhandenen Information (Produktionsprozess, Herkunft, Beschaffenheit des Abfalls, Ergebnisse vorangegangener Untersuchungen u. dgl.) und einer Sichtkontrolle davon ausgegangen werden kann, dass sie [...] eine einheitliche Zusammensetzung aufweisen“ (ÖNORM S 2123, ASI 2003). ÖNORM S 2097 (ASI 2005) weist auf den Zusammenhang mit externen Faktoren (z.B. Konsum- und Entsorgungsverhalten) hin. Bestehen Zweifel an der Homogenität, ist von Heterogenität auszugehen.

Für Elektroaltgeräte besteht allein aufgrund der uneinheitlichen Stückform- und Stückgrößenverteilung (vgl. LAGA PN 98, LAGA 2001) kein Zweifel an der Heterogenität. Definiert man die kleinste nicht weiter zerteilbare Einheit (z.B. ein Bauteil als sogenannte ‚Elementareinheit‘ einer Grundgesamtheit (Zwisele 2004), können einzelne Altgeräte als Klumpen bzw. Gruppen von Elementareinheiten gesehen werden. Der Umstand der Klumpenbildung, der auch Bauteilgruppen innerhalb von Elektroaltgeräten betrifft (z.B. eine Festplatte innerhalb eines Personal Computers) erschwert die Messbarkeit bzw. Ableitung eines Heterogenitätsmaßes und somit der gesamten, probabilistischen Schätzung.

Bestehende Normen bieten besonders für Elektroaltgeräte keine praktikablen Anhaltspunkte, wie die Heterogenität und somit die erforderliche Probenmasse sowie die erreichbaren Genauigkeiten konkret geschätzt werden können, wobei noch weitere Unsicherheiten hinzukommen, wie

- das breite Spektrum der Produktpalette,
- die Veränderung der Produkte bezüglich Produktsortiment, Stückmasse und Zusammensetzung im Zeitverlauf,
- die Wertstoff- bzw. Schadstoffanteile der Bauteilkomponenten auf elementarer Ebene (auf Basis pyro- oder hydrometallurgischer Analytik) und
- das Fehlen von Vorinformation mangels Probenahmestandard für Elektroaltgeräte inklusive geeigneter, standardisierter Klassifikationen.

1.3 Methodenentwicklung in aktuellen Untersuchungen

Herausforderungen für die Methodenentwicklung betreffend Probenahme und Hochrechnung umfassen

- die Etablierung einer Systematik für Geräte-, Bauteil- und Materialklassifikation,
- die Entwicklung einer validierbaren und planungstechnisch umsetzbaren Kalkulationsgrundlage für die Ermittlung von erforderlichen Probenmassen und Genauigkeiten der Schätzung und
- die Schaffung einer technischen Anleitung für Sortierung und Demontage von Elektroaltgeräten

unter Einhaltung eines Kompromisses aus Kostenaufwand und Informationsgewinn.

Im Rahmen von zwei FFG-Projekten wurde eine systematische Methodik zur Probenahmeplanung, Probenahme, Geräteklassifizierung, -zählung und -demontage sowie zur Auswertung entwickelt und in einem Leitfaden zusammengefasst. Das Hauptziel der Leitfadenentwicklung war es, die zu planenden Analysen in Abhängigkeit von regional unterschiedlichen Untersuchungsfragen (z.B. Auswahl und Verbesserung geeigneter Sammelschienen, Abschätzung des Wertstoffgehalts) effizient auszulegen, wobei der Probenahmeplanung, insbesondere der Abschätzung der erforderlichen Probenmasse, besondere Bedeutung zukommt.

2 SCHÄTZUNG DER OUTPUTSTRÖME EINER AUFBEREITUNGSANLAGE MITTELS CHARAKTERISIERUNG VON ELEKTROKLEINGERÄTEN (EKG)

2.1 Ausgangspunkt

Die Steuerung und Optimierung des Betriebs von Aufbereitungsanlagen wurde in der Vergangenheit im Wesentlichen erfahrungsbasiert und durch Beurteilung der Outputströme vorgenommen, wobei trotz starker Heterogenität von Elektroaltgeräten stets von einer gleichbleibenden Zusammensetzung des Inputs ausgegangen wurde (Beigl und Salhofer 2016). Bezüglich Heterogenität nehmen EKG in der Abfallwirtschaft eine Sonderrolle ein, da dieser Abfallstrom betreffend Stückmasse (z.B. Computermaus vs. Mikrowellenherd), Bauteilkomplexität (z.B. Multifunktionsdruckern) und Wertstoffgehalt (z.B. Kaffeemaschine vs. Receiver) gegenüber anderen Abfallarten besonders deutliche Variation aufweist und damit die Abschätzung von Metall- oder Wertstoffgehalten erschwert.

2.2 Zielsetzung und Datenbasis

An der Universität für Bodenkultur Wien wurde ein neuer Ansatz zur Charakterisierung von EKG entwickelt, der eine Prognose der Zusammensetzung des Outputs der Aufbereitungsanlagen auf Basis der Beurteilung des Inputmaterials (Sammelware) ermöglicht. Das entwickelte stochastische Schätzmodell baut auf einer breiten Datenbasis und einer detaillierten Klassifikation nach 216 Gerätetypen und nach 123 Materialien, d.s. Monomaterialien (Fe, Cu, Kunststoffe), Verbunde (z.B. Kabel) und komplexe Bauteile (z.B. Motoren, Lüfter, Laufwerke), auf (Beigl und Salhofer 2016). Die geschaffene Datenbasis sowie damit verbundene Praxiserfahrungen stammen von Sortierkampagnen in drei Ländern mit insgesamt mehr als 50 Tonnen an gezählten Elektroaltgeräten. Als zusätzlicher Grundstein für die Datenbasis wurden umfangreiche Zerlegeversuche durchgeführt, um Daten über die Materialzusammensetzung von relevanten Gerätearten (beispielsweise PCs, Staubsauger, ...) zu gewinnen. Derzeit liegen über 1.300 Datensätze dazu vor. Zusätzlich zu gerätespezifischen Zerlegungen wurde die Materialzusammensetzung von komplexen Bauteilen wie Festplatten, CD/DVD-Laufwerken und Elektromotoren separat analysiert (Jandric 2017).

2.3 Anwendung des Schätzmodells bei Batchversuchen

Nachfolgend wird auf die mechanische Aufbereitung von 315 Tonnen an Elektrokleingeräten aus österreichischen Haushalten näher eingegangen, die im Zeitraum der Jahre 2015 und 2016 in drei Batchversuchen (jeweils mit ca. 100 t) verarbeitet wurden. Die Datengrundlage umfasst die erhobene Masse und Zusammensetzung von Input- und allen Outputflüssen. Der Input wurde mittels Gerätezahlungen, die für jeden Batch durchgeführt wurden (ca. 4 t pro Batch), charakterisiert und die Zusammensetzung der Sammelware nach Gerätearten bestimmt. Anschließend wurde das Material aufbereitet und die Outputströme ebenfalls einer detaillierteren Analyse (im Wesentlichen Sortieranalyse) zugeführt. Outputseitige Daten des gesamten Prozesses umfassen Ergebnisse von Handklaubungen und chemischen Analysen zu über 50 Outputströmen sowie deren Verwertung. Verwertungsrouten umfassen das Materialrecycling für Kupferroute (inkl. anschließender Edelmetallschmelze) zur Gewinnung von Kupfer, Blei, Nickel, Zink, Gold, Silber und Palladium, Eisen- und Stahlrecycling, Aluminiumrecycling, das Kunststoffrecycling zur Rückgewinnung von Polystyrol, Polypropylen und ABS sowie Batterierecycling. Zusätzlich wird Energie aus der thermischen Verwertung gewonnen. Ein kleiner Anteil des Outputs wird deponiert (Unger et al. 2017).

Die Auswertung der in der mechanischen Aufbereitung erhobenen Daten hat gezeigt, dass mit 41,0 % der Großteil in EKG enthaltenen Materialien ins Eisen- und Stahlrecycling geht. Weitere 21,3 % gehen ins Kunststoffrecycling, 19,3 % in die thermische Verwertung, 13,5 % in die Kupferverwertungsrouten (inkl. Edelmetallrückgewinnung), 4,3 % ins Aluminiumrecycling und 2,9 % ins Batterienrecycling. 2,4 % der in EKG enthaltenen Materialien werden deponiert.

Für einzelne Materialströme, wie Eisen und Stahl, Kunststoffe sowie Leiterplatten wurde mit Hilfe eines stochastischen Modells die modellbasierte Prognose des Outputs mit der tatsächlichen, vor Ort erhobenen Outputzusammensetzung validiert. Das erlaubt die Abschätzung des Anlagenoutputs auf Basis der Zusammensetzung der Sammelware (d.h. Mix nach Gerätetypen) sowie der Gerätezusammensetzung. Beispielsweise wurde bei Sammelware aus dem gewerblichen Bereich (hoher Anteil IT-Ware) ein Leiterplattengehalt von 5,7 % prognostiziert und 5,2 % im Output wiedergefunden. Bei EKG aus Haushalten wurde ein Leiterplattenanteil von 2,9 % prognostiziert bzw. 2,5 % erhoben. Bei Eisen/Stahl sowie Kunststoffen wurden ebenfalls Ergebnisse mit zufriedenstellender Genauigkeit erzielt. Abb. 1 zeigt die Relationen von erhobenen und prognostizierten, modellbasierten Materialanteilen des Anlagenoutputs, jeweils bezogen auf den tatsächlichen Materialanteil in EKG aus Haushalten (Index=100).

Dieser Abgleich ist allerdings noch nicht für alle Fraktionen möglich. Insbesondere Materialien, die überwiegend im Verbund in komplexen Bauteilen eingesetzt sind (wie Al/Mg), erfordern noch detailliertere Untersuchungen.

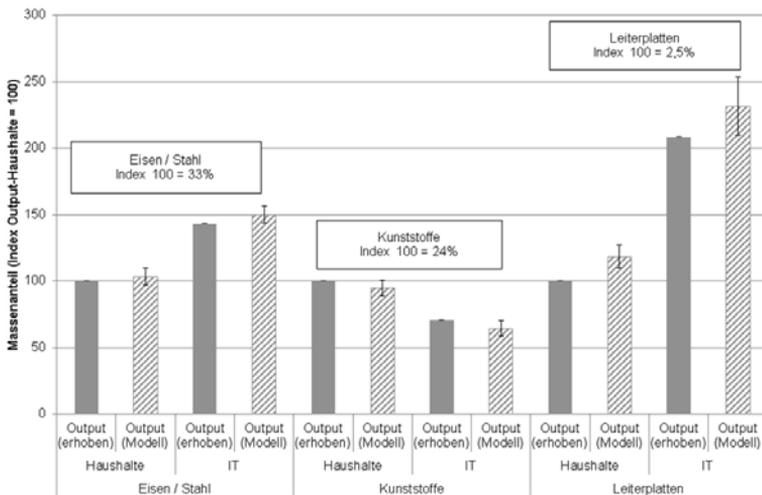


Abb. 1: Prognostizierte und erhobene Massenanteile im Output für Eisen/Stahl, Kunststoffe und Leiterplatten bezogen auf den jeweiligen Output der EKG Aufbereitung aus Haushalten.

3 LEITFADEN FÜR DIE ANALYSE VON EAG-AUFKOMMEN UND -ZUSAMMENSETZUNG

Auf Basis der umfassenden Praxiserfahrungen mittels Sortieranalysen, Demontageversuchen und begleitender Laboranalytik wurde ein Leitfaden entwickelt, der technische Hilfestellung für die Beprobung von EAG-Sammelware, für die praxisnahe Ermittlung der Gerätezusammensetzung mittels Demontagen und den darauf aufbauenden Schätzverfahren zur Hochrechnung bieten soll.

Der Leitfaden beinhaltet vier Abschnitte, nämlich

- die Rahmenbedingungen für die Analyseplanung, die auf die Konkretisierung der Untersuchungsfragen und die Dimensionierung und Kombination von Sortieranalysen und Demontageversuchen unter Kosten-Nutzen-Betrachtung abzielt,
- die Untersuchung gemischter EAG-Ströme mittels Sortieranalysen unter Berücksichtigung der Stichprobeneinheiten, Zugriffsebenen (d.h. Ziehung aus Behältern, Sammelzentren oder Sammelfahrzeugen), einheitlicher Geräteklassifikationen (je nach passender Sortiertiefe) mit Beschreibung von typischen Abgrenzungsproblemen, der Ermittlung der erforderlichen Probenmasse und Checklisten für die operative Durchführung,
- die Untersuchung der Gerätezusammensetzung mittels Demontage mit Fokus auf einheitliche Klassifikation von Bauteiltypen und Materialien, heuristische Regeln für die Einschätzung der erforderlichen Probenanzahl und Anleitungen zur fachgerechten Zerlegung, und
- die Hochrechnung der Ergebnisse von Sortier- und Demontageuntersuchungen auf die Grundgesamtheit unter Angabe von Konfidenzintervallen und möglichen Validierungsmethoden.

Mit dem Anspruch einer technischen Anleitung richtet sich der Leitfaden an technische Büros und Wissenschaftler mit Anwendungsmöglichkeiten im internationalen Kontext. Die Praxisnähe wird mit zahlreichen Fall- und Rechenbeispielen sowie gerätespezifischen Benchmarks zum z.B. mittleren Stückgewicht bzw. der Zusammensetzung nach Materialgruppen demonstriert (Beigl et al. 2018).

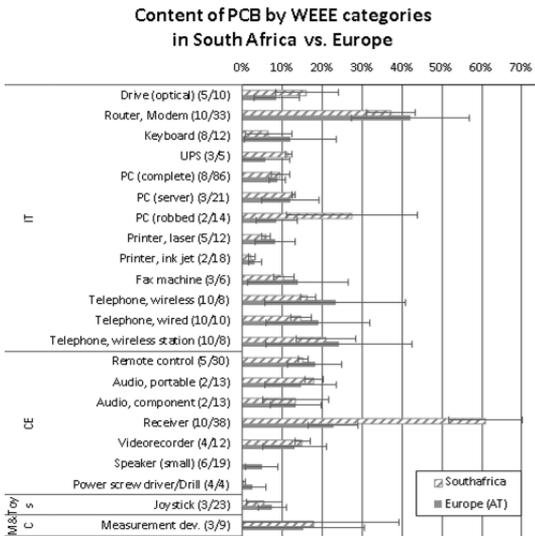


Abb. 2: Median und Spanne von Leiterplattenanteilen von ausgewählten Elektroaltgeräten in Südafrika und Europa.

4 ANWENDUNG DES EAG-LEITFADENS FÜR DIE SAMMELSYSTEM- UND ANLAGENPLANUNG IN DER REPUBLIK SÜDAFRIKA

Die Anwendung des entwickelten Leitfadens erfolgte im Rahmen einer Machbarkeitsstudie in Südafrika, die unter anderen Zielen (v.a. Technologietransfer) die Verbesserung sowie den Ausbau des bestehenden EAG-Sammel- und Verwertungssys-

tems zum Ziel hatte (Salhofer et al. 2017). Praktische Aufgabe war die Identifikation von geeigneten Sammelschienen in Hinblick auf die Gerätezusammensetzung auf Gerätetyp-, Bauteil- und Materialebene. Als Leitfraktionen bei der Demontage von ausgewählten Geräten wurden Leiterplatten und Batterien herangezogen. Ein Vergleich mit den EAG-Analysen in Österreich zeigte deutliche Unterschiede bezüglich der Zusammensetzung der Sammelware, jedoch sehr gute Vergleichbarkeit auf der Ebene der einzelnen Geräte mit vergleichbaren Gerätetypen (Abb. 2).

5 AUSBLICK

Aufgrund des steigenden Aufkommens sowie des Schadstoff- und Wertstoffgehalts sind Elektroaltgeräte als hochprioritärer Abfallstrom einzustufen, der intensive Maßnahmen im Bereich der Sammlung und Verwertung erfordert. Die Analyse dieses Abfallstroms ist mit besonderen abfalltechnischen und methodischen Herausforderungen verbunden. Die Weiterentwicklung von praxisnahen und robusten Methoden für diesen komplexen Abfallstrom ist daher zu forcieren.

6 DANKSAGUNG

Die Projekte „Rohstoffe aus EAG“ bzw. „E-waste South Africa“ wurden durch die Österreichische Forschungsförderungsgesellschaft (FFG) im Rahmen der FTI-Initiativen „Produktion der Zukunft“ bzw. „Beyond Europe“ gefördert.

LITERATUR

- Beigl, P., Salhofer, S. (2016) *Untersuchung der Zusammensetzung von Elektrokleingeräten und Entwicklung einer Demontagedatenbank*. In: Pomberger, R., et al. (Hrsg.): *Recy & DepoTech 2016*. Tagungsband zur 13. Recy & DepoTech Konferenz, Montanuniv. Leoben, 8. - 11. 11. 2016.
- Beigl, P., Ottner, R., Salhofer, S. (2018) *Guideline for e-waste analysis*. Journal for Waste Management and Material Cycles. Paper in preparation.
- Comité Européen de Normalisation (CEN) (2006) *CEN/TR 15310-1 Characterization of waste. Sampling of waste materials. Guidance on selection and application of criteria for sampling under various conditions*.
- Jandric, A. (2017) *Material composition of complex components in WEEE*. Master thesis at University for Natural Resources and Life Sciences, Vienna.
- Länderabfallgemeinschaft Abfall (LAGA) (2001) *LAGA PN 98 Richtlinie für das Vorgehen bei physikalischen, chemischen und biologischen Untersuchungen im Zusammenhang mit der Verwertung/Beseitigung von Abfällen*. Länderarbeitsgemeinschaft Abfall (LAGA) 32.
- Austrian Standards Institute (ASI) (2004) *ÖNORM EN 14899 Charakterisierung von Abfällen: Probenahme von Abfällen: Rahmen für die Vorbereitung und Anwendung eines Probenahmeplans*.
- Austrian Standards Institute (ASI) (2005) *ÖNORM S 2097-2 Sortieranalyse von Abfällen - Teil 2: Probenahme*.
- Austrian Standards Institute (ASI) (2003) *ÖNORM S 2123-1 Probenahmepläne für Abfälle - Teil 1: Beprobung von Haufen*.
- Salhofer, S., Kopacek, B., Gericke M. (2017) *Developing a roadmap for e-waste management in South Africa*. Sardinia 2017 - 16th Int. Waste Management and Landfill Symposium, S. Margherita di Pula - Cagliari, Sardinia, Italy, OCT 2-6,2017.
- Unger, N., Beigl, P., Salhofer, S. (2017) *Elektrokleingeräte – Von der Sammlung zur Sekundärressource*. Österr Wasser- und Abfallw (2017) 69: 428.
- Unger, N., Beigl, P., Höggerl, G., Salhofer, S. (2017) *The greenhouse gas benefit of recycling waste electrical and electronic equipment above the legal minimum requirement: An Austrian LCA case study*. Journal of Cleaner Production, 164, pp. 1635-1644.
- Zwiese, B. (2004) *Entwicklung einer neuen Probenahmemethode für heterogene Abfälle geringer Schüttdichte*. Dissertation, TU Berlin.

Steuerung einer ressourceneffizienten Vorbereitung zur Wiederverwendung von Elektroaltgeräten

N. von Gries & H. Wilts

Wuppertal Institut für Klima, Umwelt, Energie, Forschungsbereich Kreislaufwirtschaft, Wuppertal, Deutschland

S. Bringezu

Universität Kassel, Center for Environmental Systems Research, Kassel, Deutschland

KURZFASSUNG: Eine Verlängerung der Nutzungsdauer von Produkten verspricht signifikante Ressourceneffizienzpotenziale. Der Beitrag zeigt anhand einer stoffstromorientierten Fallbeispielanalyse den Status Quo und Potenziale einer Steuerung der Vorbereitung zur Wiederverwendung von Elektro- und Elektronikaltgeräten in Richtung Ressourceneffizienz auf. Kenntnisse über Fehlerstatistiken und Ressourcenaufwendungen für Reparaturen sind Beispiele für wichtige Voraussetzungen, um eine informierte und ressourceneffiziente Förderung der Vorbereitung zur Wiederverwendung von Produkten zu ermöglichen (z.B. Zugang zu gebrauchten Ersatzteilen, Fokussierung auf bestimmte Produkte).

1 EINLEITUNG

Elektro- und Elektronikaltgeräte sind mit einem Wachstum von drei bis fünf Prozent pro Jahr einer der am schnellsten anwachsenden Abfallströme in Europa (Eurostat 2015). Reparatur und Wiederverwendung können durch Verlängerung der Produktnutzungsdauer dazu beitragen, dass weniger Abfall anfällt und Ressourcen durch Vermeidung von Neuproduktion eingespart werden.

Das Beitrag zielt darauf ab, ein Verständnis dafür zu entwickeln, wie spezifische abfallwirtschaftliche Kontexte die sogenannte Vorbereitung zur Wiederverwendung (gemäß EU-Abfallrecht die Abfallbehandlungsmaßnahme mit höchster Priorität) von Elektro- und Elektronikaltgeräten steuern und welche Ressourcennutzungen im Zusammenhang mit den beeinflussten Stoffströmen stehen.

2 VORGEHEN

Methodisch basiert die Untersuchung auf einer stoffstromorientierten Analyse von Fallbeispielen. Betrachtet werden die Aktivitäten von zwei Wiederverwendungsbetrieben in unterschiedlichen europäischen Regionen (Flandern in Belgien und Nordrhein-Westfalen in Deutschland) am Beispiel von vier Elektro- und Elektronikgeräten (Waschmaschinen, Lautsprecherboxen, Kaffeemaschinen, Flachbildmonitore). Zentrale Datenerhebungsinstrumente sind die Auswertung betriebseigener Dokumentationen (z.B. wurden in dem deutschen Betrieb über 1.000 handgeschriebene Seiten mit Listen getesteter Produkte analysiert), Sammelversuche, Beobachtungen von Reparaturmaßnahmen (z.B. wurden in dem flämischen Betrieb 32 Maßnahmen beobachtet) und Interviews mit involvierten Akteuren.

3 ERGEBNISSE

Die Ergebnisse zeigen inwieweit durch die Reparatur und Wiederverwendung Ressourcen eingespart werden können. Zum Beispiel wurden 2015 im Rahmen der Ak-

tivitäten eines flämischen Wiederverwendungszentrums 25 % der gesammelten Waschmaschinen für die Wiederverwendung aufbereitet und verkauft. Der Indikator „Gesamter Materialaufwand“ für die Reparatur der defekten Bauteile der im Jahr 2015 verkauften gebrauchten Waschmaschinen beträgt nur etwa 7 Gramm pro Einwohner, während für die Produktion der äquivalenten Menge an Neugeräten über 4.400 Gramm pro Einwohner Ressourcen aufgewendet werden müssten (vorläufige Ergebnisse). Die Ressourcenaufwendungen für die Produktion einzelner Ersatzteile sind sehr unterschiedlich (vgl. Abb. 1). Ähnlich verhält es sich mit der Anzahl der ausgetauschten Bauteile zwecks Reparatur im untersuchten Wiederverwendungsbetrieb: Die Fehlerstatistiken zeigen, dass manche Bauteile deutlich häufiger als andere Bauteile ausgetauscht werden. Bis auf Kohlebürsten und Stoßdämpfer, die als Verschleißteile in dem flämischen Wiederverwendungszentrum stets durch neue Ersatzteile ersetzt wurden, kamen 2015 nur gebrauchte Ersatzteile zum Einsatz.

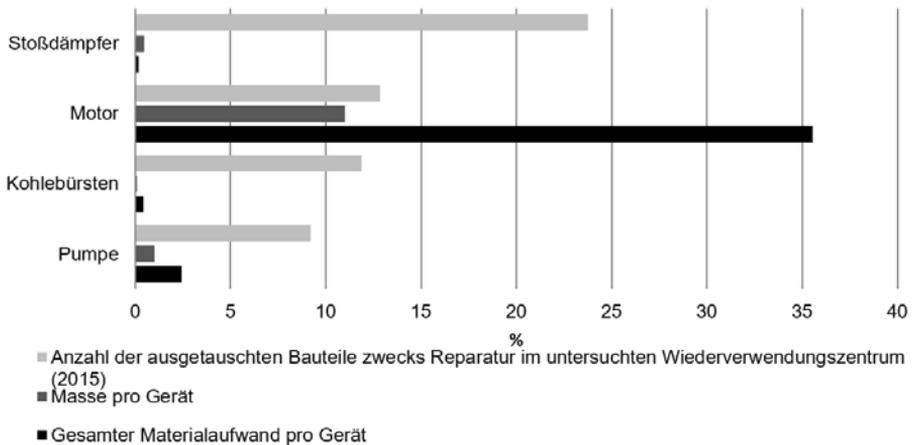


Abb. 1: Massen- und Ressourcenanteile der am häufigsten reparierten Waschmaschinen-Bauteile in einem flämischen Wiederverwendungszentrum im Jahr 2015 (Quelle: Eigene Darstellung).

4 SCHLUSSFOLGERUNG

Die Ergebnisse verdeutlichen, dass der Ressourcenaufwand für die Reparatur erheblich reduziert werden kann, wenn defekte Bauteile durch gebrauchte Ersatzteile ersetzt werden, die andernfalls entsorgt würden. Umgekehrt kann der Ressourcenaufwand auch deutlich höher ausfallen, z.B. dann wenn neue Ersatzteile eingesetzt werden. Die Reparatur muss daher nicht per se ressourceneffizient sein. Kenntnisse über Fehlerstatistiken und Ressourcenaufwendungen für Reparaturen sind daher Beispiele für wichtige Voraussetzungen, um eine informierte und ressourceneffiziente Förderung der Vorbereitung zur Wiederverwendung von Produkten zu ermöglichen (z.B. Zugang zu gebrauchten Ersatzteilen, Fokussierung auf bestimmte Produkte).

LITERATUR

Eurostat (2015) *Elektro- und Elektronikaltgeräte*. Abgerufen von <http://ec.europa.eu/eurostat/web/waste/key-waste-streams/weee>

Erstmalige Ermittlung der auftretenden Belastungen bei der Sammlung, dem Transport und der Entladung von Elektro(nik)altgeräten

R. Brüning & J. Wolf

Dr. Brüning Engineering UG, Brake, Deutschland

KURZFASSUNG: In Elektro(nik)altgeräten (EAG) können vielfältige gefährliche Stoffe enthalten sein. Besonders problematisch sind in diesem Zusammenhang Bildschirme, in denen Quecksilber (in TFT Flachbildschirmen) oder eine Leuchtschicht enthalten ist, die u.a. Schwermetalle (in analogen Bildschirmen) enthalten kann. Bei Logistikkvorgängen und Abkippvorgängen können insbesondere Bildschirme in der Praxis zerstört oder beschädigt werden und Schadstoffe, wie z.B. Quecksilber, aus Flachbildschirmen freigesetzt werden. Um Logistikkvorgänge zu optimieren und den Austritt von Schadstoffen aus EAG in der Praxis zu vermeiden, wurden erstmals wissenschaftliche Messungen durchgeführt, mit deren Hilfe festgestellt wurde, welche Belastungen bei häufig vorkommenden Logistikkvorgängen auftreten. Die Ergebnisse sollen jetzt u.a. in der Neu- und Weiterentwicklung von Sammel- und Transportbehältern genutzt werden.

1 EINLEITUNG

In Deutschland werden pro Jahr mehr als 700.000 Tonnen Elektr(on)ikaltgeräte (EAG) gesammelt. Der größte Teil dieser EAG wird in ca. 40 Kubikmeter großen Abrollcontainern gesammelt und transportiert. EAG können vielfältige Stoffe enthalten, die bei unsachgemäßer Behandlung ein erhebliches Risiko für die Umwelt und die menschliche Gesundheit darstellen können. Dazu gehören beispielsweise Quecksilber, Schwermetalle, Tonerstaub, Batterien etc.

Gleichzeitig unterscheiden sich Logistikkvorgänge im Recyclingbereich erheblich von denen bei Neuware. Witterungsschutz, Verpackungen der Güter und schonende Umschlagvorgänge sind im Recyclingbereich nicht die Regel. Während neue Elektro- und Elektronikgeräte als Stückgüter transportiert werden, weist die Logistik im Recyclingbereich Ähnlichkeiten mit Schüttguttransporten auf. Beispielsweise ist das Abkippen von Altgeräten aus dem Abrollcontainer auf Betonboden aus ein bis zwei Metern Höhe alltägliche Praxis. Dabei sind die Geräte i.d.R. nicht verpackt. Der Witterungsschutz ist zwar gesetzlich vorgeschrieben, in der Praxis allerdings selten vorhanden.

Wenn bei Logistikkvorgängen EAG beschädigt werden, können Schadstoffe, wie z.B. Quecksilber aus Flachbildschirmen, freigesetzt werden. Durch den Austritt von Schadstoffen wie Quecksilber, Schwermetalle in Leuchtschicht etc. kann die Umwelt in großen Maße geschädigt werden. Neben den negativen Umweltauswirkungen können durch den Austritt von Schadstoffen Mitarbeiter gefährdet werden. Obwohl dies vermieden werden muss, werden EAG in der Praxis immer wieder durch Logistikkvorgänge zerstört.

2 UNTERSUCHUNGEN VON LOGISTIKVORGÄNGEN BEI EAG

2.1 Identifizierung typischer Transport- und Umschlagprozesse

Da in der Praxis immer wieder Schadstoffe aus EAG durch die sehr hohen mechanischen Belastungen freigesetzt werden, sollte in diesem Forschungsprojekt durch den Einsatz von Datenloggern festgestellt werden, welche Belastungen bei häufig vorkommenden Logistikvorgängen i.d.R. auftreten.

In einem ersten Schritt wurden bei mehreren öffentlich-rechtlichen Entsorgungsträgern (örE) und Recyclingbetrieben die Transport- Umschlag- und Lagerungsprozesse (TUL) dokumentiert. Dabei wurden typische Abläufe identifiziert, die in dem Projekt mit Hilfe von Datenloggern genauer untersucht werden sollten.

Abb. 1 zeigt beispielsweise einen Abkippvorgang, der in der Praxis immer wieder typischerweise vorkommt.



Abb. 1: Abkippen von EAG in der Praxis.

Ggf. vorkommende Varianten, wie z.B. die Beladung von Hand bzw. die mechanisierte Beladung, wurden bei der Untersuchung der Logistikvorgänge berücksichtigt, um bei der späteren Auswertung von Messergebnissen ggf. Daten vergleichen zu können.

2.2 Auswahl geeigneter Messinstrumente

Nach der Identifizierung der zu untersuchenden Prozesse war es wichtig, Datenlogger auszuwählen, die hohe Beschleunigungen aufnehmen können, da u.a. auch der Fall von EAG beim Abkippvorgang abgebildet werden sollte. Zusätzlich sollten die Datenlogger Beschleunigungen in allen drei Achsen aufzeichnen können, da es sich bei den Beladungs- und Abkippvorgängen nicht um gerichtete Bewegungen handelt. Darüber hinaus mussten die Datenlogger auch für die raue Umgebung in der Recyclingbranche einsetzbar sein und sollten die Aufzeichnung von Messwerten über mind. 24 Stunden ermöglichen, um Transportprozesse in der Praxis abbilden zu können. Im Rahmen des Projektes wurden die Datenlogger MSR 165 eingesetzt (Details siehe <https://www.msr.ch/de/>).

2.3 Versuchsdurchführung

Für die praktischen Versuche wurden die Datenlogger in Netzteilen fest verschraubt, um einen zusätzlichen mechanischen Schutz gewährleisten zu können (s. Abb. 2).



Abb. 2: Befestigung der Datenlogger.

Zum Witterungsschutz wurden die Altgeräte zusätzlich in Plastikbeutel verpackt. Um das Wiederfinden in Haufwerken zu erleichtern, wurden sie mit ca. zwei Meter Absperrband markiert (s. Abb. 3).



Abb. 3: Schutz und Markierung.

Für die Messungen wurden mehrere Datenlogger an verschiedenen Stellen in Abrollcontainer eingebracht. Damit durchliefen sie dieselben typischen TUL-Prozesse, wie die EAG in den Containern. Es wurden sowohl Transportvorgänge als auch Umschlagvorgänge, wie z.B. das Abkippen von Containern, aufgezeichnet. Bei den Umschlagvorgängen wurden Belastungsspitzen erwartet. Aufgezeichnet wurden insbesondere folgende Vorgänge:

- Beladung der Container von Hand,
- Beladung der Container mechanisiert (z.B. Radlader),
- Aufziehen der Container auf das Transportfahrzeug,
- Straßentransport über verschiedene Distanzen (ca. 100 – 300 Kilometer),
- Abkippen der EAG aus dem Abrollcontainer und
- Abkippen der EAG aus dem aufgesetzten Abrollcontainer.

3 ERSTE ERGEBNISSE

Mit Hilfe der Datenlogger konnten erstmals die Belastungen bestimmt werden, denen EAG bei den o.g. Logistikvorgängen ausgesetzt sind. Die durchgeführten Versuche zielten auf die Bestimmung der Beschleunigung in allen drei Ebenen und die jeweilige Einwirkzeit ab.

Erwartungsgemäß zeigen die Messungen zum Teil sehr hohe Beschleunigungswerte, mit Spitzenwerten von nahezu 200 g. Erste Ergebnisse deuten darauf hin, dass die EAG bei einem Einwurf bzw. der Verladung von oben in die Container den höchsten Beschleunigungen ausgesetzt sind. Die Belastungswerte während des Transports fallen dagegen deutlich geringer aus.

In weiteren Versuchen soll ermittelt werden, ab welchen Belastungen welche Geräte wie beschädigt werden und ab wann Schadstoffe austreten. Die Ergebnisse können u.a. in der Entwicklung und Verbesserung von Sammel- und Transportbehältern genutzt werden.

Die durchgeführten Messungen haben somit die Grundlage gelegt, dass die beschriebene Umweltproblematik weiter erforscht werden kann. Langfristiges Ziel soll es sein, zukünftig die Umwelt und die Mitarbeiter besser vor dem Austritt von Schadstoffen schützen zu können.

Remanufacturing – Ressourceneffizienzpotenziale der industriellen Aufarbeitung von Altteilen

U. Lange

VDI Zentrum Ressourceneffizienz GmbH, Berlin, Deutschland

KURZFASSUNG: Das Remanufacturing ist eine zentrale Maßnahme zur Steigerung der Ressourceneffizienz. Die Materialkosten belaufen sich im verarbeitenden Gewerbe durchschnittlich auf mehr als 40 Prozent und stellen häufig den größten Kostenblock im Unternehmen dar. Durch das Remanufacturing können Material- sowie Energieaufwendungen und damit Kosten gesenkt werden. Um die Ressourceneffizienzpotenziale des Remanufacturing vollends auszuschöpfen, ist bereits bei der Produktentwicklung auf ein aufarbeitungsgerechtes Produktdesign zu achten. Dazu zählen u. a. ein modularer Aufbau, ein Ermöglichen von Technologieweiterentwicklungen durch die Aufrüstbarkeit des Produkts oder auch die Gewährleistung einer hohen Produktqualität. Doch nicht nur auf technischer Ebene, sondern auch auf strategischer Ebene kann das Remanufacturing gefördert werden. Hier hat sich gezeigt, dass weitere Forschungs- und Entwicklungspotenziale bestehen.

1 EINLEITUNG

Das Remanufacturing ist ein standardisierter industrieller Aufarbeitungsprozess, der Materialverbräuche mindert, Kosten einspart und die Wertschöpfung auf hoher Stufe erhält. Es ist eine Schlüsselkomponente der Kreislaufwirtschaft und verfügt über ein hohes Ressourceneffizienzpotenzial. Gemäß der Abfallhierarchie kann das Remanufacturing der zweiten Ebene der Vorbereitung zur Wiederverwendung zugeordnet werden und ist so dem Recycling als Option zur Stoffstromschließung vorzuziehen. Gerade große Unternehmen binden das Remanufacturing bereits in die eigene Produktion ein (u. a. Bosch, Liebherr, Ricoh etc.). Aber auch für kleine und mittlere Unternehmen (KMU) eröffnen sich diverse Optionen und Vorteile. Einerseits können aufgearbeitete Altteile für einen günstigeren Einkaufspreis beschafft werden. Andererseits können Remanufacturing-Prozesse in die eigenen Unternehmensabläufe integriert werden (beispielsweise aufgearbeitete Wasserzähler der Firma Lorenz GmbH, VDI ZRE 2018). Dazu sind verschiedene technische und strategische Voraussetzungen notwendig, um die Ressourceneffizienzpotenziale des Remanufacturing zu erschließen. Das VDI Zentrum Ressourceneffizienz (VDI ZRE) hat dazu eine Kurzanalyse veröffentlicht, die insbesondere KMU Ideen und Anregungen bietet und Gute-Praxis-Beispiele über die Implementierung von Remanufacturing-Prozessen vorstellt.

2 RESSOURCENEFFIZIENZ DURCH REMANUFACTURING

2.1 *Status Quo des Remanufacturing – Treiber und Hemmnisse*

Das Remanufacturing ist eine Abfolge standardisierter Prozessschritte, die ein Altteil mindestens auf das Qualitätsniveau eines Neuprodukts heben (BMU 2016). Gleiche Qualitätssicherungsmaßnahmen wie in der Neuproduktion sowie eine zu gewährleistende Garantie stellen dieses Qualitätsniveau sicher. Die standardisierten Prozessschritte umfassen die Demontage, die Reinigung, die Prüfung, den Aufarbeitungs-

prozess und eine Remontage der aufgearbeiteten Produkte sowie weitere vor- und nachgelagerte Prozessschritte (Abb.1).

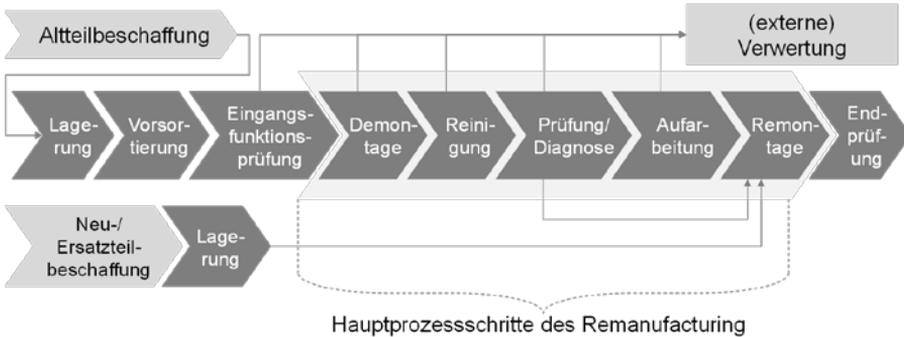


Abb. 1: Allgemeine Prozesskette des Remanufacturing.

Über die Hauptprozessschritte werden mechanische, elektrische, elektromechanische und hydraulische Systeme (z. B. Kupplungen, Starter oder Lichtmaschinen) aufgearbeitet (Steinhilper 1998, Butzer 2016). Eine vorgelagerte Eingangsfunktionsprüfung findet hauptsächlich bei mechatronischen, elektronischen und hybriden Systemen statt. Diese Prüfung und Fehlerdiagnose ist beispielsweise wesentlich bei Fahrzeugkomponenten, die zu einem Großteil aus Elektronikbaugruppen bestehen (Steinhilper und Freiburger 2010). Der zunehmende Anteil an Elektronik und die steigende Komplexität der Bauteile stellen das Remanufacturing dabei vor Herausforderungen. Auch die sinkende Verfügbarkeit von qualitativ hochwertigen Ersatzteilen und gut ausgebildetem Personal oder der problematische Zugang zu Produktinformationen werden aktuell als hemmende Wachstumsfaktoren eingeschätzt. Die Technologie des 3D-Drucks bietet hier eine erfolgversprechende Option, um auf mögliche Engpässe in der Ersatzteilbeschaffung zu reagieren. Auch steigt die positive Wahrnehmung des Remanufacturing und bietet dem Markt weitere Wachstumschancen (Butzer und Schötz 2016). Gerade im Bereich der Forschung und Entwicklung wird der Bereich des Remanufacturing gefördert. Das Deutsche Ressourceneffizienzprogramm II legt beispielsweise die konzeptionelle Berücksichtigung der Thematik in der Substitutionsforschung fest (BMU 2016).

2.2 Ressourceneffizienz durch Remanufacturing - Ökologische und ökonomische Wirkungen

Aufgearbeitete Produkte werden durch das Remanufacturing im Kreislauf gefahren. Am Ende der Nutzungsphase oder zu Beginn der Entsorgungsphase werden Altteile in den Remanufacturing-Prozess gegeben. Folglich entfällt der Primärrohstoff- und Primärenergieaufwand für eine Neuproduktion für mindestens einen Lebenszyklus. Die Höhe des eingesparten Materials, der Energie und der Emissionen wurde bereits in diversen ökobilanziellen Bewertungen (Life Cycle Assessment, LCA) ermittelt. Ausgewählte Studienergebnisse von drei durchgeführten LCAs unterschiedlicher Remanufacturing-Fallbeispiele zeigen, dass bis zu 89 % weniger Emissionen und Material sowie bis zu 56 % weniger Energie durch die Refabrikation von Altteilen im Vergleich zu einer Neuproduktion benötigt werden (Tab. 1). Das Remanufacturing besitzt daher als Kreislaufführungsoption eines der höchsten Ressourceneffizienzpotenziale (Steinhilper 1998, Lindahl et al. 2006, Dando 2016). Insbesondere im Vergleich zum Recycling zeichnet es sich durch eine geringere Umweltbelastung aus. Der Energieaufwand für die Altteilaufarbeitung liegt meist unter dem eines Pro-

duktrecyclings und der erneuten Produktherstellung aus den resultierenden Sekundärrohstoffen (Nasr und Thurston 2006).

Tab. 1: LCA-Ergebnisse neu- und refabrizierter Produktteile – Fallbeispiele.

	Neufertigung	Refabrikation	Einsparung
Fallbeispiel 1: DIESELMOTOR (Dias et al. 2013)			
Energieverbrauch in MJ	6.016,68 MJ	3.620,16 MJ	40 %
Ressourcenverbrauch Kohle in kg	2.200 kg	590 kg	73 %
Ressourcenverbrauch Erdöl in kg	59,5 kg	48,5 kg	18 %
CO ₂ -Emissionen in t	3,9 t	1,02 t	74 %
Fallbeispiel 2: KOMPRESSOR (Biswas et al. 2013)			
Emissionen in kg CO ₂ -Äquivalente	1,590 kg CO ₂ -eq	168 kg CO ₂ -eq	89 %
Fallbeispiel 3: STARTER (Bartel 2015)			
Energieverbrauch in MJ-Äquivalente	281,03 MJ _{-eq}	122,73 MJ _{-eq}	56 %
Materialverbrauch in kg	3,49 kg	0,43 kg	88 %
Emissionen in kg CO ₂ -Äquivalente	17,01 kg CO ₂ -eq	8,03 kg CO ₂ -eq	53 %

Die ursprüngliche Wertschöpfung, also die in die Herstellung eingebrachten Rohstoffe und die aufgewendete Energie, bleibt durch die Aufarbeitung von Altteilen erhalten (Walther 2010). Diese Material- und Energieeinsparungen verringern die Unternehmenskosten bzw. erhöhen die Gewinnspannen und können nach Möglichkeit über reduzierte Verkaufspreise an Kunden weitergegeben werden. Ein wirtschaftliches Remanufacturing setzt dabei bestimmte Marktkonditionen voraus. In den Vereinigten Staaten hat sich beispielsweise die Remanufacturing-Branche aus rein wirtschaftlichen Anreizen heraus entwickelt und besaß im Jahr 2011 bereits eine Marktgröße von ca. 43 Milliarden US Dollar (Parker et al. 2015, Nasr und Thurston 2006). Die notwendigen Voraussetzungen können drei Bereichen zugeordnet werden: dem Rücknahmesystem für Altteile, dem Remanufacturing-Prozess und der Vermarktung der Refabrikate (Tab. 2).

Tab. 2: Voraussetzung für die Wirtschaftlichkeit des Remanufacturing.

Voraussetzungen für die Wirtschaftlichkeit für die Bereiche		
Rücknahmesystem für Altteile	Remanufacturing-Prozess	Vermarktung der Refabrikate
- angemessener Verbreitungsgrad der Altteile	- angemessener technischer Aufwand	- angemessener Produktwert der Altteile und Refabrikate
- Sicherung kontinuierlicher Rücknahme über die Zeit	- ausreichende technische Qualifikation	- Überprüfung eines bereits etablierten Aftermarkets
- Sicherung konstanter Rücknahmemengen	- adäquate, effiziente Prozessgestaltung	- Überprüfung des Effekts des Produktkannibalismus
- Qualitätssicherung der Altteile	- adäquates, effizientes Logistiksystem	- Vermarktungs- und Vertriebskanäle
- kontinuierliches Beschaffungsmanagement/Akquise		kontinuierlich prüfen und erweitern (siehe Tab. 4)

Ermöglichen die Marktbedingungen ein wirtschaftliches Remanufacturing, können sich die ökonomischen Effekte positiv auf die Bilanz eines Unternehmens auswirken. Im Vergleich zu einer Neuproduktion eines äquivalenten Produkts können so in der Regel geringere Beschaffungskosten von ca. 40 bis 80 % erreicht werden. Ein Hersteller von Wasserzählern konnte beispielsweise durch das Remanufacturing eines Teils dieser ca. 1,6 Millionen Euro an Materialkosten pro Jahr einsparen (VDI ZRE 2018). Unternehmen profitieren dabei zusätzlich von einer erhöhten Wettbe-

werbsfähigkeit durch eine variabelere Preispolitik bei gleichzeitig größerer Produktpalette.

2.3 Design for Remanufacturing

Wird die Produktgestalt bereits auf eine Altteilaufarbeitung angepasst, können die ökologischen und ökonomischen Effekte des Remanufacturing noch verstärkt werden. Das sogenannte „Design for Remanufacturing“ (DfRem) ist eine Komponente des Ökodesigns und kann über zwei Wege erwirkt werden: einerseits durch das strategische Design, z. B. den Verkauf, das Marketing, den Service-Support, das Rücknahmesystem oder die Analyse des Aftermarket, und andererseits auf der technischen Ebene (Nasr und Thurston 2006). In den vergangenen Jahren stand fast ausschließlich die Analyse und Entwicklung der technischen Ebene im Zentrum, d. h. die Optimierung der physischen Produktgestalt zugunsten des Remanufacturing (Prendeville et al. 2016). Dazu gehören z. B. eine einfache Zerlegbarkeit, ein modularer Aufbau oder eine Verschleißfestigkeit von Komponenten (Tab. 3).

Tab. 3: Elemente des DfRem – Technische Ebene (Lange 2017).

Produktgestaltung unter Beachtung adaptiver bzw. adäquater		
Technologie	Materialien	Konstruktion
- Einsatz dauerhafter Technologie über einen Lebenszyklus hinaus	- Korrosionsresistenz	- einfache Zerlegbarkeit
- austauschbarer Technologieeinsatz bei gleichbleibender Produktgestalt	- Verschleißfestigkeit	- einfache Reinigung
	- Dauerhaftigkeit	- modularer Produktaufbau mit geringer Komplexität
	- Oberflächenbeständigkeit (funktionelle u. Deckschichten)	- adäquate Fügeverfahren (Stecken, Schrauben etc.)
		- Standardisierung des Aufbaus u. a. bei Produktfamilien

Eine dauerhafte und adaptionsfähige Technologie, belastbare Materialien und eine zerlegbare, modulare und teilweise standardisierte Produktkonstruktion sind wesentliche Eigenschaften von aufarbeitungsgerechten Produkten. Den größten Nutzen können Unternehmen dabei erzielen, wenn der Produktbesitz über den gesamten Lebensweg bei diesen verbleibt (Nasr und Thurston 2006). Neue Geschäftsmodelle wie die Kombination von Produkt und Dienstleistungen (Produkt-Service-Systeme) bieten an dieser Stelle Möglichkeiten einer wirtschaftlichen Umsetzung. Unter Umständen können sich jedoch Zielkonflikte während der Produktentwicklungsphase einstellen. Im Leichtbau kann beispielsweise die Einsparung von möglichst viel Gewicht (u. a. im Automobilsektor zur Reduktion des Benzin- bzw. Dieserverbrauchs) die Haltbarkeit eingesetzter Materialien beeinflussen und einer Produktnutzung über mehrere Lebenszyklen und damit dem Remanufacturing entgegenstehen. Auch hier sind eine umfassende Lebenswegbetrachtung des Produkts sowie eine genaue Zieldefinition unabdingbar.

Neben der technischen Auslegung von Produkten auf das Remanufacturing wird angeraten, dass die Auslegung der operativen und organisatorischen Faktoren (strategisches Design) eine größere Rolle spielen sollte (Hatcher et al. 2011). Diese beinhaltet die Definition der Strategie hinsichtlich der Kundenbedürfnisse bzw. des Verbraucherverhaltens, einer angemessenen Kommunikations- und Öffentlichkeitsarbeit, optimaler Preisstrategien, effizienter Rücknahmesysteme oder der Analyse existenter Märkte für aufgearbeitete Altteile (Prendeville und Bocken 2016) (Tab. 4). Die organisatorische und operative Gestaltung beeinflusst ein erfolgreiches Remanufacturing maßgeblich. Die VDI-Richtlinie 2343, Blatt 2, präzisiert beispielsweise die Sammel- und Entsorgungslogistik. Untersuchungen dazu bedürfen dennoch ei-

ner Intensivierung, um das Design for Remanufacturing auf strategischer Ebene voranzutreiben (VDI 2343 2010, Govindan 2016).

Tab. 4: Elemente des DfRem – Strategische Ebene.

Betriebswirtschaftliche Gestaltung unter Beachtung der Faktoren			
Marktanalyse	Verbraucherverhalten	Marketingstrategie	Logistik
- existente Aftermarkets	- Verbrauchergruppen	- Preispolitik	- effiziente Gestaltung von
- Marktvolumen und Marktpotenzial	- hauptsächliche Kaufmotive/ Kaufabsichten	- Produktpolitik	- Rücknahmesystemen
- Marktwachstum und Dynamik	- einflussnehmende Faktoren auf bestehende Kaufmotive/-absichten	- Vertriebspolitik	- effiziente Gestaltung von
- Marktanteile	- Einfluss der Produktkategorie auf Zahlungsbereitschaft	- Werbepolitik	- Transport und Infrastruktur
- gesetzlicher Rahmen	- Einfluss der Art und Weise der Informationsbereitstellung auf die Zahlungsbereitschaft		- Lieferanten

3 FAZIT

Unter adäquaten Voraussetzungen kann das Remanufacturing von Produkten enorme Ressourceneffizienzpotenziale erschließen und zu verminderten Materialverbräuchen und Kosteneinsparungen und damit zu Wettbewerbsvorteilen führen. Bis zum Jahr 2030 wird unter aktuellen Konditionen mit einem Wachstum der europäischen Remanufacturing-Branche um mehr als 50 % auf 46 Milliarden Euro gerechnet. Vergünstigen sich politische sowie wirtschaftliche Konditionen, wird sogar ein Wachstum auf mehr als das Dreifache prognostiziert (Parker et al. 2015). Dies unterstreicht die steigende Bedeutung des Remanufacturing für die industrielle Produktion.

LITERATUR

- Bartel, P. (2015) *Aktuelle Herausforderungen und Strategien des Remanufacturing von Automobilteilen*. Spieth, H: Vom Jetzt in die Zukunft. Remanufacturing – Ein zweites Leben für Investitionsgüter. Ressourceneffizienz- und Kreislaufwirtschaftskongress 2015.
- Biswas, K. W.; Duong, V.; Frey, P. und Islam, M. N. (2013): *A comparison of repaired remanufactured and new compressors used in Western Australian small- and medium-sized enterprises in terms of global warming*. In: Journal of Remanufacturing 3 (4), Springer Open Journal, 2013.
- Bundesministerium für Umwelt, Naturschutz und nukleare Sicherheit (BMU) (2016) *Deutsches Ressourceneffizienzprogramm II. Programm zur nachhaltigen Nutzung und zum Schutz der natürlichen Ressourcen*. 1. Auflage, BMUB, Berlin.
- Butzer, S. (2016) *Remanufacturing – Ein wichtiger Beitrag zur Circular Economy*. Ressourceneffizienz Kongress BW Kreislaufwirtschaft, 6. Okt. 2017, ZKM Karlsruhe.
- Butzer, S., Schötz, S. (2016) *D3.3 – D3.4 Map of Remanufacturing Processes Landscape*. European Remanufacturing Network (ERN), Projektbericht, Juni 2016.
- Dando, R. (2016) *Remanufacturing Opportunities for Home Appliances*. In: Make-New-Again by Remanufacturing, Rebuilding or Refurbishing, Fernand J. Weiland (2016).
- Dias, A. S., Kim, H., Sivakumar, P. K., Liu, Z.-C., Zhang, H.-C. (2013) *Life Cycle Assessment: A Comparison of Manufacturing and Remanufacturing Processes of a Diesel Engine*. In: Re-engineering Manufacturing for Sustainability, Proceedings of the 20th CIRP International Conference on Life Cycle Engineering, Singapore 17-19 April, 2013, Springer Singapore, S. 675 – 678.

- Govindan, K. (2016) *Marketing issues for remanufactured products*. Call for papers for Journal of Cleaner Production, Elsevier.
- Hatcher, G. D., Iljomah, W.L., Windmill, J. F. C. (2011) *Design for remanufacture: a literature review*. In: Journal of Cleaner Production, 19 (17-18), Elsevier, Nov./Dec. 2011, S. 2004-2014.
- Lange, U. (2017) *Ressourceneffizienz durch Remanufacturing – Industrielle Aufarbeitung von Altteilen*, VDI Zentrum Ressourceneffizienz GmbH, Berlin, August 2017.
- Lindahl, M., Sundin, E., Östlin, J. (2006) *Environmental Issues within the Remanufacturing Industry* In: Proceedings of LCE2006. 13th CIRP International Conference on Life Cycle Engineering, 447-452.
- Nasr, N., Thurston, M. (2006) *Remanufacturing: A Key Enabler to Sustainable Product Systems*. In: Proceedings of the 13th CIRP International Conference on Life Cycle Engineering (LCE), 2006, Leuven, Belgium.
- Parker, D., Riley, P., Robinson, S., Symington, H., Tewson, J., Jansson, K., Ramkumar, S., Peck, D. (2015) *Remanufacturing Market Study*. European Remanufacturing Network, Projektbericht, Oktober 2015.
- Prendeville, S., Peck, D., Balkenende, R., Cor, E., Jansson, K., Karvonen, I. (2016) *Map of Remanufacturing Product Design Landscape*. European Remanufacturing Network, Projektbericht, Januar 2016.
- Prendeville, S. und Bocken, N. (2016) *Design for Remanufacturing and Circular Business Models*. In: Sustainability through Innovation in Product Life Cycle Design, Part III, Springer Singapore, 269 – 283.
- Steinilper, R. (1998) *Remanufacturing: The Ultimate Form of Recycling*. Fraunhofer-IRB-Verlag, Stuttgart, 1998.
- Steinilper und Freiberger (2010) *Neue Qualifikation zur Kfz-Ersatzteilversorgung durch Austauschteilproduktion (Remanufacturing) von mechatronischen Baugruppen*. Berufsbildungswissenschaftliche Schriften, Leuphana-Seminar-Schriften zur Wirtschaftspädagogik, Band 4: Die BBS Friedenstraße auf dem Weg zu einer nachhaltigen Entwicklung, VDI 2343, Blatt 2 (2010) *Recycling elektrischer und elektronischer Geräte – Logistik*. Beuth Verlag GmbH, Berlin.
- VDI Zentrum Ressourceneffizienz (ZRE) (2018) *Ressourceneffizienz durch Remanufacturing – Aus Alt mach Neu* WebVideomagazin der VDI Zentrum Ressourceneffizienz GmbH, Berlin.
- Walther, G. (2010) *Nachhaltige Wertschöpfungsnetzwerke – Überbetriebliche Planung und Steuerung von Stoffströmen entlang des Produktlebenszyklus*. Springer-Verlag, Berlin Heidelberg, 2010.

Projektverbund zur Steigerung der Ressourceneffizienz in der bayerischen Wirtschaft - ForCYCLE II

M. Mocker

Ostbayerische Technische Hochschule Amberg-Weiden, Amberg, Deutschland

P. Hense & J. Neidel

Fraunhofer-Institut für Umwelt-, Sicherheits- und Energietechnik UMSICHT, Institutsteil Sulzbach-Rosenberg, Sulzbach-Rosenberg, Deutschland

KURZFASSUNG: Zur Fortschreibung des erfolgreich abgeschlossenen Projektverbundes ForCYCLE finanzierte das Bayerische Staatsministerium für Umwelt und Verbraucherschutz (StMUV) die Konzeption eines neuen Verbundes zur Steigerung der Ressourceneffizienz in der bayerischen Wirtschaft, insbesondere für KMU und Handwerk, ForCYCLE II. Diese Vorarbeiten wurden von der Ostbayerischen Technischen Hochschule Amberg-Weiden (OTH Amberg-Weiden) und Fraunhofer UMSICHT Sulzbach-Rosenberg ausgeführt. Ein wesentliches Element bestand darin, die Anforderungen und möglichen Hemmnisse der bayerischen Wirtschaft in diesem Themenfeld aufzuzeigen und den resultierenden Forschungsbedarf zu ermitteln. Mithilfe einer Online-Umfrage wurden diese Anforderungen und Hemmnisse untersucht und analysiert. Auf Grundlage dieser Ergebnisse hat ein Expertenpanel vier Themenschwerpunkte für den neuen Projektverbund ForCYCLE II festgelegt.

1 EINLEITUNG

Die Steigerung der Ressourceneffizienz stellt eine wichtige gesellschaftliche Aufgabe dar. Durch ressourceneffiziente Produkte und Prozesse können Unternehmen die Abhängigkeit von Rohstoffimporten und die mit dem Rohstoffverbrauch verbundenen Umweltauswirkungen entscheidend verringern. Die betrieblichen Effizienzgewinne, die Anstrengungen der öffentlichen Hand und die Veränderungen im privaten Konsumverhalten tragen außerdem dazu bei, die auf nationaler und internationaler Ebene formulierten Nachhaltigkeitsziele in Bezug auf die Ressourceneffizienz zu erreichen (Bundesregierung 2017).

Das Bundesland Bayern misst dem Thema seit vielen Jahren hohe Bedeutung bei. In diesem Zusammenhang finanzierte das Bayerische Staatsministerium für Umwelt und Verbraucherschutz von 2013 bis 2017 im Vorgängerprojektverbund ForCYCLE die Entwicklung vielversprechender Technologien zur Steigerung der Ressourceneffizienz unter Federführung von Hochschulen und Forschungseinrichtungen (Reller et al. 2017). In einer Fortschreibung des Verbundes wird der Fokus auf die Verankerung solcher Technologien in der bayerischen Wirtschaft gelegt, mit besonderem Augenmerk auf KMU und Handwerksbetrieben. Der geplante Projektverbund ist Teil des Umweltpaktes Bayern, einer Vereinbarung für kooperativen Umweltschutz zwischen der Bayerischen Staatsregierung und der bayerischen Wirtschaft.

Zur Fortschreibung des Projektverbundes finanzierte das StMUV ein Vorprojekt. Projektnehmer war ein Konsortium aus der OTH Amberg-Weiden und dem Fraunhofer-Institut UMSICHT in Sulzbach-Rosenberg. Im folgenden Beitrag werden ausgewählte Inhalte und Ergebnisse dieses Vorprojektes dargestellt.

2 VORBEREITUNG DES PROJEKTVERBUNDES FORCYCLE II

Das Vorprojekt beinhaltete mehrere Arbeitspakete, die sich in nachfolgend beschriebene Kategorien einteilen lassen.

2.1 Akteursanalyse

Im Rahmen dieser Analyse wurden bayerische Institutionen zusammengestellt, die die sich in einem überdurchschnittlichen Maß mit dem Themenbereich der Ressourceneffizienz auseinandersetzen. Geprüfte Aspekte waren z.B. die Mitgliedschaft in einschlägigen Clustern, Nachhaltigkeitsinitiativen etc. oder themenspezifische Auszeichnungen (z.B. Innovationspreis Bayern, Rohstoffeffizienzpreis). Im Ergebnis wurden rund 600 Akteure erfasst, die sich folgendermaßen auf die verschiedenen Institutionen verteilen:

- Kleine und mittelständische Unternehmen (KMU): über 200 Akteure,
- Großunternehmen: über 200 Akteure,
- Wissenschaft: ca. 150 Akteure,
- Verbände und eingetragene Vereine: ca. 35 Akteure und
- sonstige Initiativen, Zusammenschlüsse etc.: ca. 30 Akteure.

2.2 Online-Umfrage zur Ressourceneffizienz

Anforderungen, Hemmnisse und Forschungsbedarf bezüglich betrieblicher Ressourceneffizienzmaßnahmen wurden mit Hilfe einer Online-Umfrage erfasst. Diese Datenerhebung zur Ermittlung des Stellenwertes von Ressourceneffizienzmaßnahmen in der bayerischen Wirtschaft fand im Herbst 2017 statt. Die anonymisierte Umfrage konnte in etwa 5 Minuten durch die Unternehmen beantwortet werden. Neben allgemeinen unternehmensspezifischen Daten zu Branche, Mitarbeiteranzahl und Jahresumsatz wurden spezifische Fragen in den folgenden vier Kategorien gestellt:

- Werkstoffe und Materialien,
- Produkte,
- Prozessgestaltung und
- Organisation.

Je nach Kategorie wurden spezifische Aspekte abgefragt, die im Einzelnen aus den Abbildungen 1 bis 4 hervorgehen. Die Antwortmöglichkeiten folgten stets einem gleichbleibenden Muster:

- Zu diesem Thema sind in den letzten 5 Jahren Maßnahmen zur Steigerung der Ressourceneffizienz in unserem Unternehmen unternommen worden.
- Zu diesem Thema sehen wir in den kommenden 5 Jahren Potenziale zur Steigerung der Ressourceneffizienz in unserem Unternehmen.
- Bei diesem Thema sehen wir Hindernisse / Hemmnisse zur Umsetzung von Ressourceneffizienzmaßnahmen.
- Bei diesem Thema sehen wir Forschungsbedarf.

Sofern eine entsprechende Antwortmöglichkeit ausgewählt war, gelangten die Bearbeiter zum Teil in ein Untermenü, in dem weitere spezifischere Abfragen erfolgten, beispielsweise ob sich Maßnahmen bei Materialien auf Kunststoffe, Massenmetalle oder Technologierohstoffe bezogen. Weiterhin konnten Anmerkungen in Freitextfeldern vorgenommen werden.

2.2.1 Bekanntmachung, Beteiligung und Rücklauf

Der Link zur Online-Umfrage wurde den Unternehmen über verschiedene Kanäle zur Kenntnis gebracht, insbesondere dienten dazu Mailing-Aktionen bzw. Newsletter von Wirtschaftsverbänden und Netzwerkitiativen (z.B. Ressourceneffizienz-Zentrum Bayern), die das Anliegen freundlicherweise unterstützten.

Im aktiven Zeitraum wurden der Link 292-mal aufgerufen und der Fragenkatalog 62-mal ganz oder teilweise bearbeitet. Die meisten Antworten kamen aus den Branchen „verarbeitendes Gewerbe“, „Handel, Verkehr, Gastgewerbe und Dienstleistungen“ sowie „Baugewerbe“. Damit waren die Wirtschaftszweige mit relevantem Ressourceneinsatz adäquat vertreten. Erfreulicherweise beschränkte sich die Teilnahme nicht nur auf Großunternehmen, selbst Kleinunternehmen mit weniger als 10 Mitarbeitern unterstützten das Anliegen.

2.2.2 Ergebnisse der Umfrage

Die Abbildungen 1-4 enthalten auszugswise Ergebnisse der Online-Umfrage

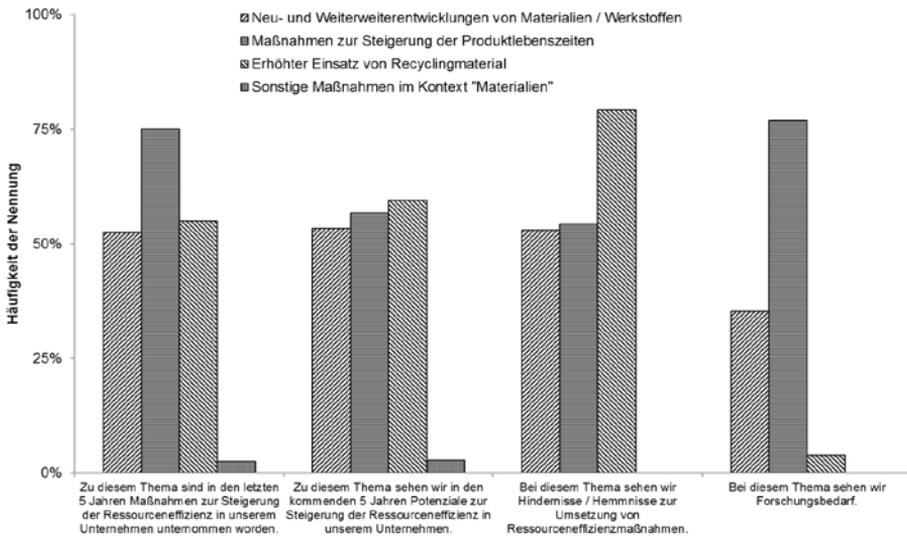


Abb. 1: Umfrageergebnisse im Kontext „Werkstoffe und Materialien“.

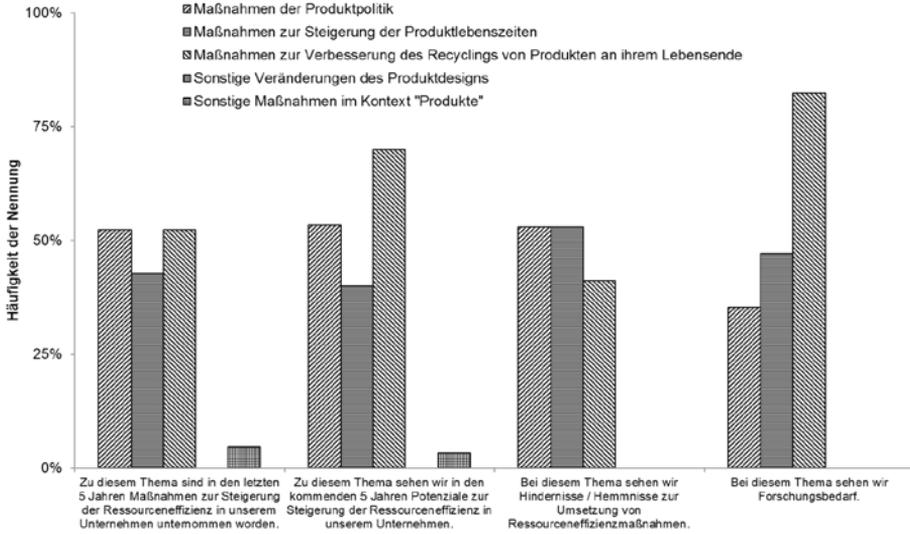


Abb. 2: Umfrageergebnisse im Kontext „Produkte“.

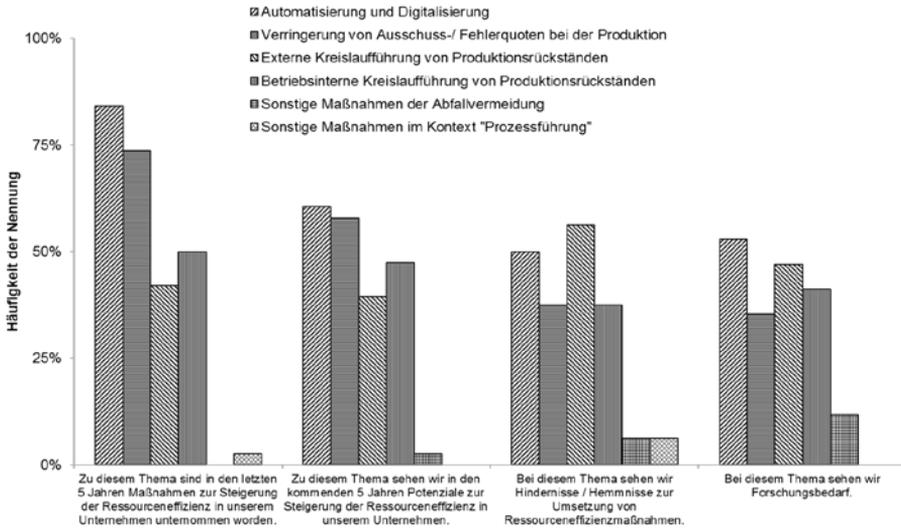


Abb. 3: Umfrageergebnisse im Kontext „Prozessführung“.

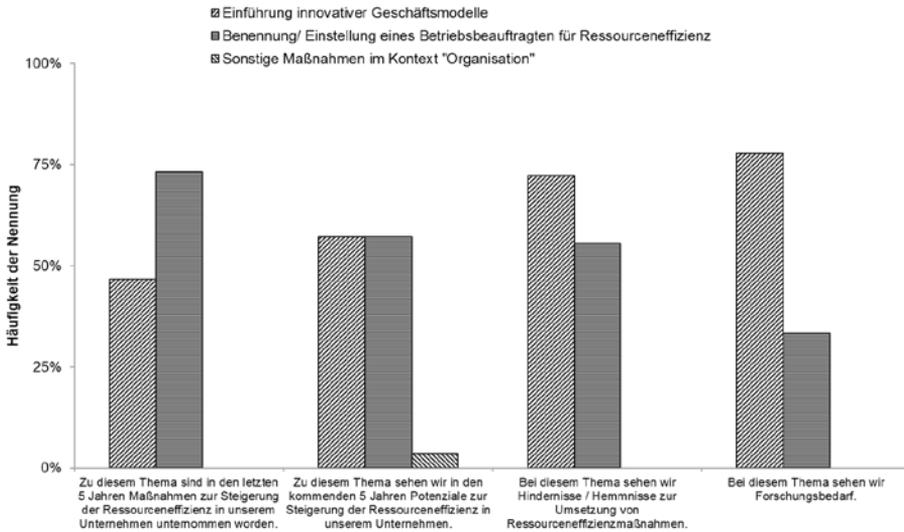


Abb. 4: Umfrageergebnisse im Kontext „Organisation“.

Die Erhebung zeigte, dass viele Potenziale bereits erschlossen wurden oder auch ohne steuernde Eingriffe in nächster Zeit gehoben werden sollen, da fast immer mindestens die Hälfte aller Teilnehmer diesbezügliche Absichten äußerten. Von besonderer Relevanz sind allerdings weiterhin die folgenden Interessensbereiche:

- externe Kreislaufführung und Recycling von Produkten,
- Einführung innovativer Geschäftsmodelle sowie
- Substitution von Werkstoffen / Materialien.

Interessanterweise bezogen sich hinsichtlich der Substitution mehr Nennungen auf Kunststoffe, Verbundwerkstoffe und Naturprodukte anstatt auf Massen- und Technologie- bzw. Edelmetalle. In der Fachwelt diskutierte Knappheiten dieser Rohstoffgruppen scheinen sich also im betrieblichen Alltag (noch) kaum auszuwirken. Weiterhin fällt auf, dass rund drei Viertel der Unternehmen Hindernisse und Hemmnisse beim Einsatz von Recyclingmaterialien sehen, aber offensichtlich kein Forschungsbedarf in dieser Richtung zu bestehen scheint (vgl. Abb. 1). In der Zwischenzeit geführte Gespräche mit Wirtschaftsvertretern legen den Schluss nahe, dass die Hemmnisse vor allem in rechtlichen Vorgaben bzw. durch die fehlende Markakzeptanz begründet liegen und deshalb nicht primär durch wissenschaftlich-technische Fortschritte zu überwinden sind. Umrahmt werden die drei vorgenannten Interessensbereiche vom Megatrend Automatisierung und Digitalisierung (vgl. Abb. 3).

2.3 Projektausschreibung

Auf Grundlage dieser Ergebnisse hat ein Expertenpanel vier Themenschwerpunkte für den neuen Projektverbund ForCYCLE II festgelegt. Das StMUV hat einen Aufruf zur Einreichung von Projektskizzen veröffentlicht. Aus einer Vielzahl von eingereichten Projektskizzen hat ein Expertenpanel 10 Projektskizzen zur Abgabe von Vollanträgen empfohlen. Aktuell laufen die Vorbereitungen für einen einheitlichen Beginn aller ausgewählten Projekte Mitte 2019.

3 SCHLUSSFOLGERUNG

In enger Zusammenarbeit mit einem Expertenpanel und dem StMUV wurden Themenschwerpunkte abgeleitet, welche die inhaltliche Basis des Projektverbundes ForCYCLE II bilden:

- Erhöhung der Ressourceneffizienz durch Automatisierung und Digitalisierung
Infolge eines verstärkten Einsatzes automatisierter und digitalisierter Komponenten sowie Prozesssteuerungen lassen sich signifikante Steigerungen der Ressourceneffizienz im produzierenden Gewerbe aber auch in der Aufbereitung von Produktionsrückständen und Abfällen realisieren.
- Integrierte Produktpolitik – Betrachtung des gesamten Produktlebenszyklus
In diesem Themenbereich fällt die Etablierung und/oder Verstärkung des Recyclings von Produkten, Nebenprodukten und Abfällen zu einer Steigerung der Ressourceneffizienz entlang des gesamten Lebenswegs. Darunter fällt ein verstärktes Recycling bzw. Upcycling ebenso wie die Entwicklung und Effizienzsteigerung von Trenn- und Sortierverfahren oder die Vermeidung von Schadstoffverschleppungen in bestehenden Recyclingverfahren. Neben einem ressourceneffizienteren Recycling im Allgemeinen spielt der Wiedereinsatz erzeugter Rezyklate und Produktionsrückstände in Produktionsprozessen eine wichtige Rolle bei der Steigerung der Ressourceneffizienz.
- Erhöhung der Ressourceneffizienz durch innovative Geschäftsmodelle
Neben technischen Aspekten kann der Fokus von Neuerungen auch auf die Einführung innovativer Geschäftsmodelle gelegt werden. In diesem Zusammenhang konnten bereits vielversprechende Steigerungen der Ressourceneffizienz durch Sharing-und/oder Leasing-Modelle sowie Konzepte des „Nutzen statt Besitzen“ gezeigt werden.
- Substitution von Werkstoffen / Materialien
Die Substitution von Werkstoffen und Materialien kann zu einer signifikanten Steigerung der Ressourceneffizienz führen. Hier sind vor allem Materialien zu nennen, mit denen signifikante Umweltauswirkungen verbunden sind. So zeigen beispielsweise Massen- und auch Technologie- sowie Edelmetalle starke Umweltauswirkungen im Zuge ihrer Bereitstellung, während Kunststoffe und Verbundwerkstoffe insbesondere infolge eines unvollständigen Recyclings mit negativen Einflüssen auf die Umwelt verbunden sein können. Ein weiterer wichtiger Baustein zur Steigerung der Ressourceneffizienz durch Substitution von Werkstoffen und Materialien ist der verstärkte Einsatz von biobasierten Werkstoffen, beispielsweise Verbunde unter Zuhilfenahme nachwachsender Rohstoffe.

4 DANKSAGUNG

Die Autoren danken dem Bayerischen Staatsministerium für Umwelt und Verbraucherschutz für die Finanzierung des Vorhabens.

LITERATUR

- Bundesregierung (2017) Deutsche Nachhaltigkeitsstrategie, Neuauflage 2016, Kabinettsbeschluss vom 11. Januar 2017, Berlin 2017.
- Reller, A., Fendt, J., Böckenholt, C. (2017) Bericht zur Ressourcenstrategie für Bayern, Universität Augsburg, Wissenschaftszentrum Umwelt / Lehrstuhl für Ressourcenstrategie, Augsburg 2017.

Edelstahl Recycling – Urban Mining Potentialanalyse für die Schweiz

C. Stadler, B. Stäubli, L. Morf, B. Hürlimann & E. Kuhn
Baudirektion Kanton Zürich, Schweiz

G. Meylan
ZHAW, Winterthur, Schweiz

KURZFASSUNG: Die Potentialanalyse zur Rückgewinnung von Edelstahl aus ausgewählten Abfällen stellt eine fundierte Zusammenfassung verschiedenster relevanter Bereiche sowohl im funktionellen wie auch nicht-funktionellen Recycling dar. Der Rohstoff Edelstahl wurde hinsichtlich Bedeutung, Massenflüsse, Potential als Sekundärrohstoff, Ökobilanz, Recycling-Technologien, Ökonomie und Einfluss gesellschaftlicher Entwicklungen untersucht. Edelstahlrecycling bietet im Vergleich zur Primärproduktion klare Vorteile, die Sortiertechnologien sind allerdings noch verbesserbar, um das nicht-funktionelle Recycling oder eine Deponierung der Abfälle zu minimieren.

1 EINLEITUNG

Abfälle sind die Rohstoffe der Zukunft. Im Sinne von Urban Mining werden diese verwertet und in Stoffkreisläufen gehalten. Durch die gezielte und optimierte Nutzung von Abfällen werden unsere Rohstoffe und unsere Umwelt geschont und Deponieraum gespart.

Mithilfe einer Potentialanalyse wurde der Rohstoff Edelstahl eingehend auf folgende Faktoren untersucht: Bedeutung, Massenflüsse, Potential als Sekundärrohstoff, Ökobilanz, Recycling-Technologien, Ökonomie und Einfluss gesellschaftlicher Entwicklungen.

2 STOFFDOSSIER EDELSTAHL RECYCLING

Edelstahl ist die branchenspezifische und umgangssprachliche Bezeichnung für nichtrostende Stähle. 2013 machte Edelstahl zwei bis vier Prozent der globalen Stahlproduktion aus (ISSF 2015, World Steel Association 2014). Die wichtigsten Ausgangsmaterialien sind Eisen und Ferrochrom. Bei nichtmagnetischen Edelstählen wird Nickel zur Erhöhung der Widerstandsfähigkeit gegenüber hohen und tiefen Temperaturen eingesetzt. Zahlreiche weitere Elemente wie z.B. Mn, Mo, Cu, Ti, Se, Nb, Si oder Co werden als Legierungen dem Edelstahl beigemischt, um Eigenschaften wie Hitzebeständigkeit, Festigkeit, Verarbeitbarkeit, Korrosionsbeständigkeit und Oxidationsbeständigkeit zu optimieren. Diese Elemente können nur bei einem funktionellen Recycling genutzt werden. Wird Metallschrott nicht als Ersatz eines entsprechenden Primärprodukts eingesetzt, gehen diese wertvollen Ressourcen verloren.

2.1 Systemverständnis

Die größte Quelle von Edelstahl in der Schweiz ist der Import von flachen und langen Halbzeugen sowie die Einfuhr von Edelstahlprodukten, da in den beiden

Schweizer Stahlwerken kein hochlegierter Edelstahl hergestellt wird. Die größte Senke stellt die Menge dar, die jährlich in Gebrauch geht (Abb. 1).

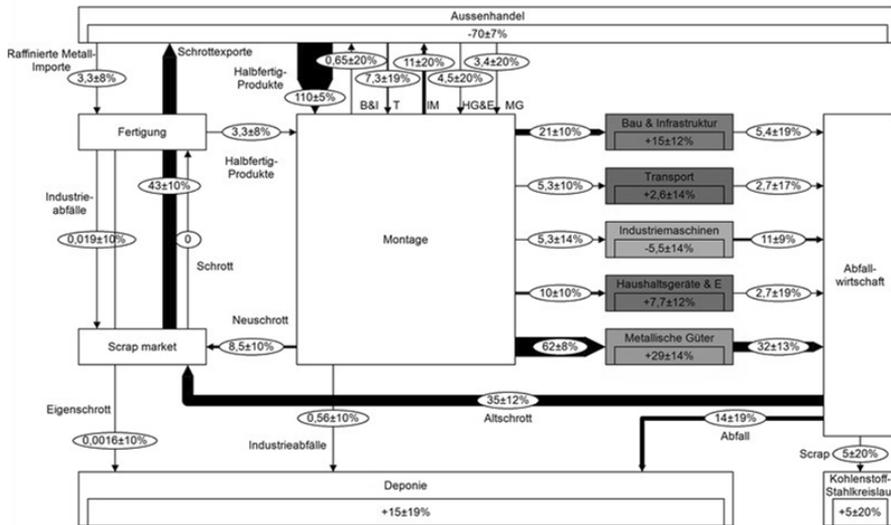


Abb. 1: Edelstahl 2005 [1.000 t/a]. B&I: Bau u. Infrastruktur, T: Transport, IM: Industriemaschinen, HG&E: Haushaltsgeräte und Elektronik, MG: Metallische Güter.

Die Schweizer Edelstahl-Lagerstätte kann in fünf Kategorien eingeteilt werden (Reck et al. 2010): Bau- und Infrastruktur, Transport, Industriemaschinen, Haushaltsgeräte und Elektronik sowie Metallwaren und Deponien. Aufgrund der sehr hohen Edelstahlgehalte der Metallwaren stellt diese Verwendungskategorie die größte potentielle Quelle von sekundärem Edelstahl in der Schweiz dar, gefolgt von Industriemaschinen wie Gas- und Dampfturbinen (Abb. 2).

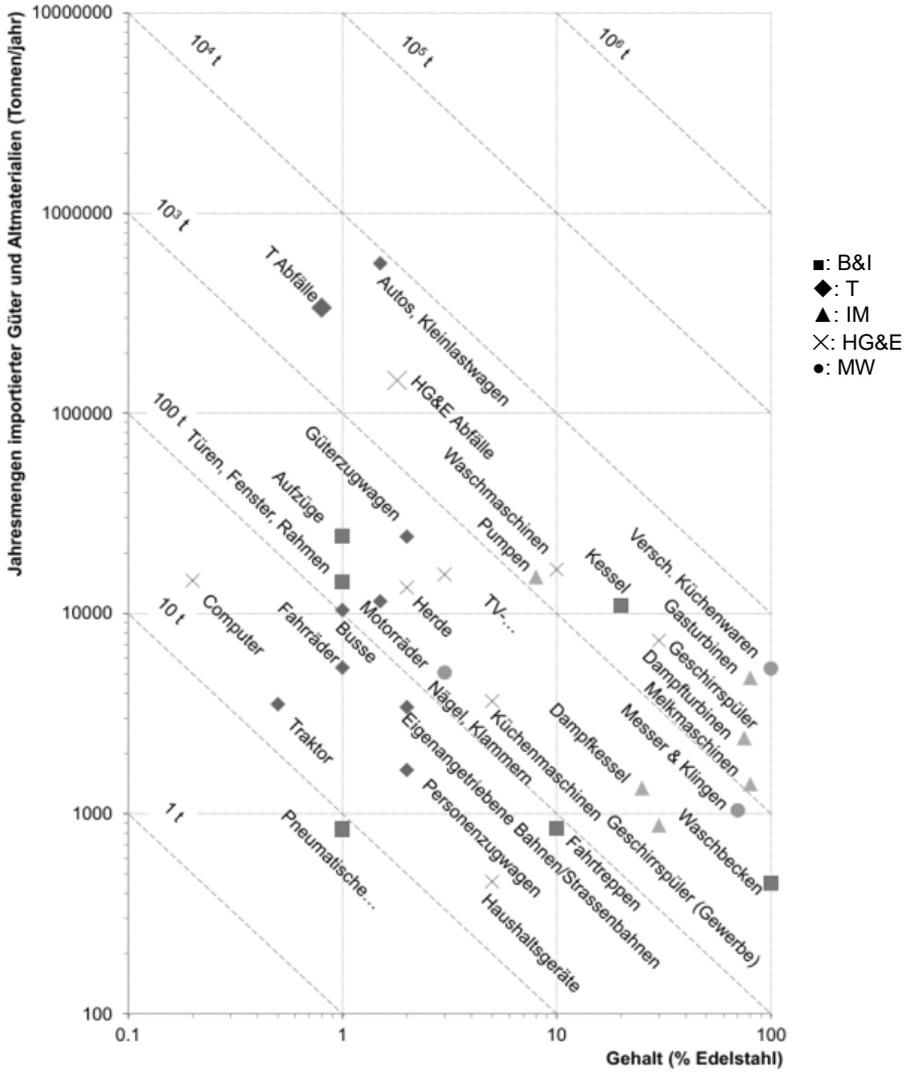


Abb. 2: Edelstahlgehalt importierter Waren und Abfallgruppen.

Im Pro-Kopf-Verbrauch liegt die Schweiz mit 14,1 Kilogramm Edelstahl/Jahr (2005) über dem Durchschnitt industrialisierter Länder. Die Sammelrate von Edelstahlschrott liegt mit 71 % deutlich über der Recyclingrate mit 62 %. Der Unterschied entspricht dem Edelstahl, der dem Kohlenstoffstahlkreislauf zugeführt wird. Dabei gehen Nickel und Chrom mit deren Eigenschaften verloren.

Eine massive Verbesserung in der Metallrückgewinnung aus Kehrrichtschlacke haben neue Technologien erreicht. Derzeit werden schweizweit ca. 1.500 Tonnen Edelstahl pro Jahr in unterschiedlicher Qualität aus Schlacke zurückgewonnen. Seit wenigen Jahren wird im Kanton Zürich in einer Kehrrichtverbrennungsanlage (KVA) dank Infrarot-Sortierung Edelstahl aus trocken ausgetragener Schlacke in großen Mengen und in hoher Qualität zurückgewonnen. Damit wurde eine Steigerung der

Rückgewinnungsrate innerhalb dieser KVA um den Faktor drei erreicht. Auf die gesamte Schweiz angewendet würde dies den Stoffstrom an Edelstahl, der von den KVA auf eine Deponie geht, um 25 % vermindern.

2.2 Ökobilanz

Der Produktionsprozess von Edelstahl aus primären Rohstoffen ist sehr energieaufwändig. Insbesondere die Verhüttung und die Veredelung führen zu einem hohen Energieverbrauch. Eine vergleichende Ökobilanz für drei Edelstahl-Klassen zeigt, dass die Sekundärproduktion wesentlich besser abschneidet. Gemäß einer 2010 durchgeführten Studie (Oryx Stainless 2010) werden pro Tonne Edelstahlschrott 4,5 Tonnen CO₂ eingespart. Dies offenbart das enorme ökologische Optimierungspotential, das in der Ausdehnung des Edelstahlschrott-Recyclings liegt.

2.3 Technologie

Die Schließung des Edelstahlkreislaufs erfolgt hauptsächlich durch sortenreiche Sammlung. Die physikalische Form des Stahlschrotts kann durch die Verarbeitung in Shredder-Anlagen oder durch Scheren verändert werden. Gewisse Materialien bedürfen der Reinigung und der Sortierung vor dem Recycling (Javaid & Essadiqi 2003). Nach etablierten Verfahren wie der Magnet- und Wirbelstromabscheidung ermöglichen drei Technologien die Sortierung einzelner Edelstahl-Klassen (Yellishetty et al. 2011): (i) mobile/portable optische Emissionsspektrometer, (ii) Farbsortierung und (iii) Laser-Emissionsspektrometrie. Die anschließende Verarbeitung des Edelstahlschrotts erfolgt heute über zwei Wege. Nickelreicher Schrott wird in Elektrolichtbogenöfen direkt eingesetzt. Nickelreiche Produktionsabfälle aus Spezialstahlunternehmen werden einer Umschmelzung zugeführt. Eine kaum untersuchte Alternative dazu stellt das sogenannte „Remanufacturing“ dar. Darunter versteht man den Einsatz ganzer Edelstahl-haltiger Altteile in neuen Fahrzeugen, Gebäuden und Maschinen.

2.4 Ökonomie

Die Rohstoffpreise für die Herstellung von Edelstahl sind grundsätzlich einer hohen Volatilität unterworfen. In der Zeitspanne von 2005 bis 2016 ist Edelstahl und Nickel ca. 50 % günstiger geworden, während der Preis für Ferrochrom um das Doppelte gestiegen ist. Einfluss auf die Preisgestaltung haben sowohl geopolitische Faktoren wie z.B. Exportbeschränkungen als auch schwankende Energiepreise. Dementsprechend sind auch die Edelstahlschrottexport-Preise stark volatil (EZV 2017) (Abb.3).

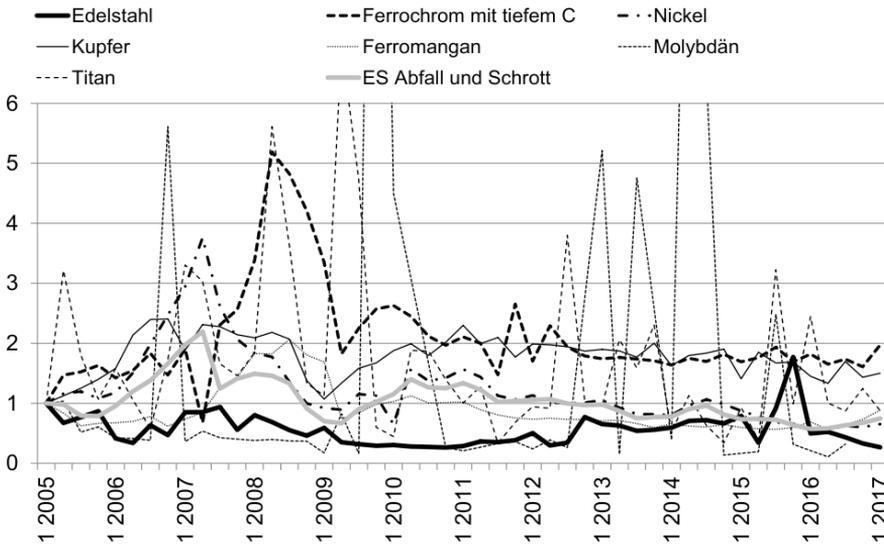


Abb.3: Indexierte Schweizer Quartalimportpreise von Edelstahl und ausgewählten Legierungselementen sowie Exportpreise von Edelstahlschrott von 2005 bis 2016.

Der Preisunterschied zwischen Edelstahl und Kohlenstoffstahl bildet die Basis für eine sortenreine Sortierung der beiden Stahllarten. Haupttreiber könnte künftig der Rückgang von Primärressourcen sein. Bei Nickel rechnet man heute von einer statischen Reichweite von 35 Jahren (USGS, 2017).

2.5 Ressourcenmanagement

Eine Beurteilung des Urban-Mining Potentials von Edelstahl durch qualitative Experteneinschätzungen zeigt auf, dass durchaus noch Handlungsbedarf in diesem Bereich besteht. Zur Verbesserung der Sammelquote von Edelstahl wird von Seite des Verbands Stahl- und Metall-Recycling Schweiz vermehrt auf Aus- und Weiterbildung zum effizienten Umgang mit Edelstahlschrott gesetzt. Auch mit der Ausbildung zum „Recyclisten“ wird ein wesentlicher Beitrag zu höherer Fachkompetenz geleistet. Eine Optimierung im Edelstahlrecycling wäre durch einen flächendeckenden Einsatz von neuen Sortiertechnologien zu erreichen.

3 SCHLUSSFOLGERUNG BZW. ZUSAMMENFASSUNG

Im Zuge der Erarbeitung dieses Faktenblatts haben sich fünf Fragen herauskristallisiert:

- Wie sehen die Umweltauswirkungen der primären und sekundären Edelstahlproduktion neben dem kumulierten Energieaufwand aus?
- Wie kann das nicht-funktionelle Recycling von Edelstahl-Metallwaren zugunsten des funktionellen Recyclings reduziert werden und wie teuer wäre dies?
- Wie können KVA-Betreiber angehalten werden, flächendeckend die Edelmehlrückgewinnung aus Nass- und Trockenschlacke zu optimieren?
- Wie kann den zur Verfügung stehenden Sortiertechnologien zum Durchbruch verholfen werden?
- Welche Beiträge können die Altmetallentsorger zur verbesserten separaten Sammlung von Edelstahl leisten?

Zusammenfassend kann gesagt werden, dass Edelstahlrecycling im Vergleich zur Primärproduktion klare Vorteile bietet, die Sammelquote und die Sortiertechnologien hingegen noch verbessert werden müssen, um ein nicht-funktionelles Recycling oder eine Deponierung der Abfälle zu minimieren. Ein bedeutendes Potential liegt in der Rückgewinnung von Edelstahl aus trocken ausgetragener Schlacke. Aus den in diesem Bereich erfolgten Abklärungen und den bereits gewonnenen ersten Erfahrungen sollen nun Maßnahmen abgeleitet und eine kohärente Strategie entwickelt werden.

LITERATUR

- EZV (2017) *Swiss Impex*. Eidgenössische Zollverwaltung, Bern.
- ISSF (2015) *Stainless Steel in Figures 2015*. International Stainless Steel Forum Brussels.
- Javaid, A., Essadiqi E. (2003) *Final Report on Scrap Management, Sorting and Classification of Steel*. Report No 2003-23 (CF). Environment Canada.
- Oryx Stainless (2010) *CO₂-Reduktion durch intelligentes Recycling von Edelstahlschrott*. Oryx Stainless, Müllheim an der Ruhr/Dordrecht.
- Reck, B.K., Chambon, M., Hashimoto, S., Graedel, T.E. (2010) *Global Stainless Steel Dytle Exemplifies China's Rise to Metal Dominance*. Environmental Science & Technology 44, 3940-3946.
- USGS (2017) *Mineral commodity summaries*. Nickel. U.S. Geological Survey, Reston, VA.
- World Steel Association (2014) *Steel Statistical Yearbook 2014*. World Steel Association, Brussels.

Recycling in der Ökobilanz - Wie adressieren wir Multifunktionalität?

C. Dierks & G. Homm

Fraunhofer-Projektgruppe für Wertstoffkreisläufe und Ressourcenstrategie IWKS, Alzenau, Deutschland

KURZFASSUNG: Die Ökobilanz ist die am weitesten verbreitete Methode zur Bewertung der potenziellen Umweltwirkungen von Produkten und Prozessen. Auch im Rahmen der Kreislaufwirtschaft ist diese Methode bereits als Bewertungswerkzeug etabliert. Die Betrachtung von Recyclingkonzepten oder -prozessen stellt aufgrund der inhärenten Multifunktionalität eine besondere Herausforderung im Fachgebiet der Ökobilanzierung dar. Es besteht eine Verbindung zu mehreren Produktsystemen, die entweder Altmaterial bereitstellen oder Sekundärrohstoffe nutzen, wodurch die Definition der Systemgrenzen erschwert wird. Diese Problemstellung wird im vorliegenden Beitrag kurz erläutert. Weiter wird der Umgang damit an einem aktuellen Beispiel, der Verwertung von Katalysatorschlacke, dargestellt.

1 EINLEITUNG

Ressourcenknappheit ist in der heutigen Gesellschaft zu einem zentralen Thema geworden. Recycling spielt eine wichtige Rolle im Bereich der Kreislaufwirtschaft, trägt zur Schließung von Stoffkreisläufen und zur Schonung der natürlichen Ressourcen bei und verringert die Menge an Abfall, der sonst deponiert oder verbrannt werden müsste.

Die Ökobilanz (Life Cycle Assessment, LCA) ist eine etablierte Methode zur Quantifizierung und Bewertung potenzieller Umweltauswirkungen von Systemen (z.B. Produkte, Prozesse, Entscheidungen) über ihren gesamten Lebenszyklus hinweg. Das generelle Vorgehen bei Ökobilanzen ist in ISO 14040/44 (ISO 2006a, 2006b) standardisiert und umfasst vier Phasen: Definition von Ziel und Untersuchungsrahmen, Sachbilanz, Wirkungsabschätzung und Auswertung. Damit können die direkten und indirekten Umweltauswirkungen des Recyclings von End-of-Life-Produkten und Produktionsausschüssen sowie der Verwertung von Nebenprodukten untersucht werden.

Ökobilanzen folgen dem Systemansatz. Um die Vergleichbarkeit verschiedener Systeme herzustellen, werden alle Umweltwirkungen auf die gemeinsame Funktion bezogen. Die Ökobilanz erörtert die Frage, welche Umweltwirkungen durch die Erfüllung einer bestimmten Funktion durch ein definiertes System entstehen. Diese Funktion ist z.B. für Kraftwerke die Bereitstellung von Strom und für einen Stift das Beschreiben von Papier.

2 HERAUSFORDERUNG MULTIFUNKTIONALITÄT

Recyclingprozesse sind multifunktionelle Prozesse, da sie zwei integrale Funktionen erfüllen. Aus der Perspektive des End-of-Life-Produkts sind sie ein Mittel zur Abfallentsorgung. Gleichzeitig werden Sekundärrohstoffe produziert, die primäre Materialien ersetzen können. Bei Produktökobilanzen stehen Recyclingprozesse hierdurch in Verbindung mit den Systemen, in denen Altmaterial anfällt, und den

Systemen, in denen die Sekundärrohstoffe als Rohstoffe eingesetzt werden. Eine tatsächliche Kreislaufführung von Materialien in einem Produktsystem ist sehr selten, da ein Recycling von Produkten an deren End-of-Life nur im Ausnahmefall vom Hersteller durchgeführt wird und viele Rohstoffe langfristig in Produkten (z.B. in Fahrzeugen oder Gebäuden) gebunden sind. Auch treten bei vielen Recyclingprozessen Qualitätsverluste auf, die den mehrfachen Einsatz in der gleichen Anwendung nicht zulassen (z.B. Auflegung von Aluminium). Dies wirft die Frage auf, wie die Umweltwirkungen und mögliche Gutschriften des Recyclings zwischen dem recycelten Produkt und dem Produktsystem, das die recycelten Materialien verwendet, im Rahmen einer Ökobilanz verteilt werden sollten.

Für das etablierte Modellierungsmodell für Produktökobilanzen, bei dem der gesamte Lebenszyklus eines Produktes angenähert als Zustand beschrieben wird (Attributional LCA), gehört diese Frage bezüglich der Wahl der Systemgrenzen zu den in der Literatur am kontroversesten diskutierten Herausforderungen. Eine einheitliche Lösung existiert bislang nicht, es wurde allerdings eine Vielzahl an Modellierungsansätzen zur Harmonisierung von Rohstoffgewinnungsphasen und End-of-Life-Phasen von Produktsystemen entwickelt. Diesen Methoden liegen unterschiedliche Philosophien zugrunde und es ergeben sich je nach Ansatz unterschiedliche Ergebnisse für das gleiche Produktsystem. Eine gerechte Verteilung der Umweltwirkungen ist schwierig zu ermitteln, da Gerechtigkeit subjektiv ist und von den Wertvorstellungen des Erstellers der jeweiligen Ökobilanz abhängt (Curran 2008). Van der Harst et al. (2016) und Nicholson et al. (2009) bieten einen umfassenden Überblick über die vorhandenen Modellierungsansätze, deren Philosophien sowie Stärken und Schwächen.



Abb. 1: Systemgrenzen bei separater Betrachtung des Recyclings

Bei der Bewertung von Recyclingprozessen mit Ökobilanzen besteht eine ähnliche Herausforderung (siehe Abb. 1). Hier stellt sich die Frage, ob und wann Umweltwirkungen aus der vorherigen Verwendung des Altmaterials dem Recycling angerechnet werden sollten, da dieses einen Rohstoff des Recyclingprozesses darstellt. Auch stellt sich die Frage, ob und in welchem Umfang die vermiedene Produktion an Primärmaterial, welches evtl. durch den produzierten Sekundärrohstoff ersetzt wird, und ggf. die vermiedene Entsorgung des Altmaterials dem Recyclingprozess als Gutschrift angerechnet werden sollten.

3 DISKUSSION

Für konkrete Fragestellungen lassen sich diese Herausforderungen umgehen, wenn die Konsequenzen bestimmter Entscheidungen abgeschätzt werden sollen (Consequential LCA). In diesem Fall werden die Prozesse berücksichtigt, die durch eine Entscheidung voraussichtlich betroffen wären.

Wird untersucht, welche Umweltwirkungen zu erwarten wären, wenn ein Material, welches aktuell deponiert oder verbrannt wird, stattdessen aufbereitet und wiederverwendet wird, dann würden der Aufwand für die Entsorgung und die damit verbundenen Umweltwirkungen wegfallen und deshalb als Gutschriften berücksichtigt

werden. Werden verschiedene Recyclingoptionen verglichen oder ein mögliches Optimierungspotenzial bestehender Prozesse bezüglich ihrer Umweltwirkungen erforscht, ist eine alternative Entsorgung nicht relevant, weshalb in diesem Fall auch keine Gutschrift gewährt wird.

Auch für die produzierten Sekundärrohstoffe werden nur dann Gutschriften angerechnet, wenn dies für die konkrete Fragestellung relevant ist. Hier müssen die Substitutionseffekte untersucht werden, um abzuschätzen, welche Primärmaterialien in welchem Umfang durch einen bestimmten Sekundärrohstoff ersetzt werden. Hierbei reicht eine Substituierbarkeit auf Basis der physikalischen Eigenschaften nicht aus. Zusätzlich müssen z.B. Marktverhältnisse sowie politische und rechtliche Rahmenbedingungen beachtet werden.

4 BEISPIEL KATALYSATORSCHLACKE

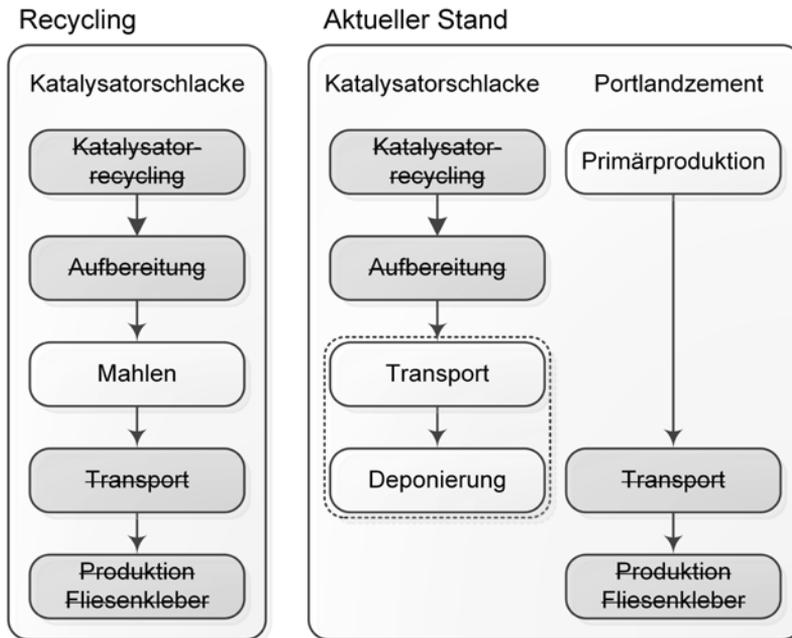


Abb. 2: Systemrahmen der Verwertung von Katalysatorschlacke mit Substitutionseffekten

Ein aktuelles Beispiel für die Betrachtung von Substitutionseffekten in einer Ökobilanz ist die Verwertung von Katalysatorschlacke, der metallurgischen Schlacke, die beim Recycling von Abgaskatalysatoren anfällt. Diese besitzt – entsprechend aufbereitet – zementartige Eigenschaften und eignet sich, ähnlich wie Flugasche und Hütensand, für den Einsatz als Supplementary Cementitious Material (SCM). Im konkreten Fall kann bei der Produktion von Fliesenkleber Portlandzement ersetzt werden, welcher durch die energieintensive Herstellung einen großen ökologischen Fußabdruck mit sich bringt. Untersucht wurde, ob der Aufbau einer Recyclinganlage für Katalysatorschlacke im Vergleich zur aktuellen Deponierung ein Umweltentlastungspotenzial birgt. Aus diesem Grund wurden nur die Konsequenzen dieser Änderung betrachtet. Abb. 2 zeigt, welche Prozesse durch die Änderung betroffen wären (weiß) und welche Prozesse sich nicht signifikant ändern würden (grau). Das Mah-

len der Katalysatorschlacke wurde der vermiedenen Deponierung der Schlacke sowie der vermiedenen Primärproduktion des substituierten Portlandzements entgegengestellt, welche als Gutschriften dem Recyclingprozess angerechnet wurden. Es hat sich gezeigt, dass sich durch die Einführung eines Recyclingprozesses für Katalysatorschlacke ein nicht zu unterschätzendes Umweltentlastungspotenzial ergibt. Weitere Informationen zu diesem Beispiel sind dem Abschlussbericht des BMBF-geförderten Projektes r4-MinSEM (FKZ 033R141A-F) zu entnehmen.

5 SCHLUSSFOLGERUNG

Die Ökobilanz ist ein effektives Werkzeug zur Erfassung und Bewertung von Umweltwirkungen. Mit dieser Methode können nicht nur Produkte untersucht werden, sondern auch Konsequenzen von bestimmten Entscheidungen. Die besondere Herausforderung der Multifunktionalität von Recyclingprozessen kann durch Präzisierung der Systemgrenzen im Einzelfall gelöst werden, wie am Beispiel der Verwertung von Katalysatorschlacke dargelegt wurde. Entscheidend ist hierfür eine konkrete Fragestellung, die auf eine Änderung eines Systems abzielt, anstatt einen Zustand zu beschreiben.

LITERATUR

- Curran, M. A. (2008) *Development of life cycle assessment methodology. A focus on co-product allocation*. Dissertation.
- International Organization for Standardization (2006a) *ISO 14040:2006 – Environmental management – Life cycle assessment – Principles and framework*.
- International Organization for Standardization (2006b) *ISO 14044:2006 – Environmental management – Life cycle assessment – Requirements and guidelines*.
- Nicholson, A. L.; Olivetti, E. A.; Gregory, J. R.; Field, F. R.; Kirchain, R. E. (2009) *End-of-life LCA allocation methods: Open loop recycling impacts on robustness of material selection decisions*. In: 2009 IEEE International Symposium on Sustainable Systems and Technology. Fachtagung, 18.-20.05.2009.
- Van der Harst, E.; Potting, J.; Kroeze, C. (2016) *Comparison of different methods to include recycling in LCAs of aluminium cans and disposable polystyrene cups*. Waste management 48, 565–583.

Sustainability Assessment for Advanced Biofuel from Waste Wood Integrated in the Steel Industry

G. Jungmeier, I. Kaltenecker & M. Hingsamer

JOANNEUM RESEARCH Forschungsgesellschaft mbH, LIFE – Centre for Climate, Energy & Society, Graz, Austria

P. Königshofer & M. Hadler

Karl-Franzens-Universität Graz, Institute of Sociology, Graz, Austria

ABSTRACT: Within the EU project TORERO (**TO**Rrefying wood with **E**thanol as a **R**enewable **O**utput: large-scale demonstration), a cost-, resource-, and energy-efficient technology concept for producing bioethanol from a wood waste feedstock, fully integrated in a large-scale, industrially functional steel mill will be demonstrated. Wood waste is converted to bio-coal by torrefaction. Bio-coal replaces fossil powdered coal in a steel mill blast furnace. Carbon monoxide and hydrogen in blast furnace exhaust fumes is microbially fermented to bioethanol, while material and energy loops of the process are closed to a very large degree. Every steel mill that implements this concept will be able to produce at least 80 million litres of bioethanol per year by using 250,000 t of waste wood by year. This project creates a value chain for wood waste, which currently has no high value applications. TORERO is add-on technology that can be used to upgrade existing facilities of the steel sector. To assess the sustainability, a Life Cycle Assessment (LCA) will be used for the environmental assessment, furthermore a social Life Cycle Assessment (s-LCA) will be applied, providing scientific indicators for social aspects of this new value chain.

1 INTRODUCTION

The global steel production is the neck of the industrial civilization. Almost any produced good and service needs inputs that are directly or indirectly made of steel. However, the production of steel has not only major impacts on the overall economy. Through its massive material inputs and outputs and production process emissions, the steel industry is in need of a management framework to monitor, analyse and improve its impacts and societal relations.

Steel is an essential raw material that affects directly or indirectly any sector of the economy. About half of the world's production of about 1,665 Mt in 2015 went into the construction sector while 16 % were used to produce mechanical machinery. Another 13 % were used in the automotive sector, 11 % were processed to metal products (Worldsteel 2016). The world steel industry is also a big employer, according to Worldsteel (2015), about 8 million people were employed in 2014, the EU accounted for 328,000 jobs in 2015 (EC 2016).

2 PURPOSE OF WORK

TORERO demonstrates the first implementation of a technology concept for creating and using torrefied wood for the production of bioethanol, fully integrated in a large-scale, industrially functional steel mill (Figure 1):

- Wood waste is converted to bio-coal by torrefaction,
- Bio-coal replaces fossil powdered coal in a steel mill blast furnace,

- Carbon monoxide in blast furnace exhaust fumes is microbially fermented to bio-ethanol, and
- Material and energy loops of the process are closed to a very large degree.

TORERO diversifies the technological options available for producing bioethanol by implementing a torrefaction-based production technology. The outcomes will be of great interest to both the bioethanol end-users but also to Europe as a whole through the reduction of the usage of fossil fuel and thus significantly reducing GHG emissions.

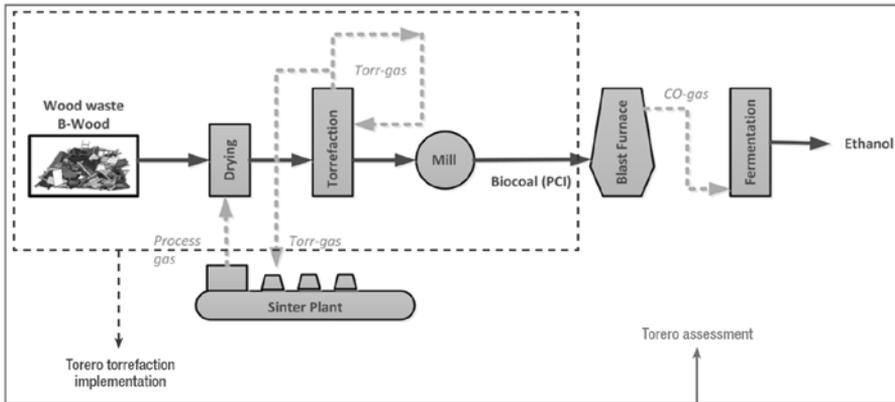


Fig. 1: TORERO process scheme.

To prove the environmental sustainability of this new process, a LCA will be applied. Furthermore, besides environmental issues, a focus will be laid on social issues (including health and safety) which will be considered in the whole life-cycle. The s-LCA will be tailor-made for this new process within the steel sector and will be assessed at a district and regional level at the demonstration plant location. Besides environmental and economic issues, a special focus will be laid on social issues (including health and safety) which will be considered in the whole life-cycle and will be assessed at a district and regional level at the demonstration plant location.

3 APPROACH, SCIENTIFIC INNOVATION AND RELEVANCE

To assess the sustainability along the whole value chains, life cycle-based methodologies have been developed over the last years. Life Cycle Assessment (LCA) considers mainly environmental impacts along supply chains, from extraction of raw materials to end-of-life of products. LCA is also a key tool for the steel industry as well as for biorefineries.

According to ISO 14040:2006 "Environmental management – Life cycle assessment – Principles and framework" a LCA addresses the environmental aspects and potential environmental impacts (e.g. use of resources and the environmental consequences of releases) throughout a product's life cycle from raw material acquisition through production, use, end-of-life treatment, recycling and final disposal (i.e. cradle-to-grave). In the LCA, all relevant auxiliary materials and processes are considered.

Similarly to LCA, social Life Cycle Assessment (s-LCA) integrates traditional life cycle assessment methodological steps while having social impacts as focus (Sala et al. 2015). The social Life Cycle Assessment (s-LCA) is a rather novel method that follows in principle the ISO 14040 framework and complements the environmental LCA. It is used to assess the social and sociological aspects of products, their actual and potential positive as well as negative impacts along the life cycle, from the extraction of raw-materials, till the final disposal. In 2009, the UNEP/SETAC s-LCA Guidelines (Benoît & Mazijn 2009, Benoît et al. 2011) were issued, which aims at providing a general guidance on the use of s-LCA, facilitating a more uniform performance of this technique. However, further development is needed to get a really usable tool. Compared to LCA, the level of methodological development, application, and harmonisation of social LCA is still in a preliminary stage and experience with product assessments focusing on social aspects is still limited.

4 PRELIMINARY RESULTS AND CONCLUSIONS

Based on the integrated process design for TORERO the LCA methodology is adapted to the specific challenges and framework conditions of the project. The different sectors (e.g. steel industry, wood waste chain and the recycling, waste industry) and the circular economy approach are included and linked to each other in the assessment. Within the LCA the environmental effects of the whole value chain of the TORERO process are analyzed. The key environmental effects for the assessment (e.g. GHG emissions, GHG emission reduction potential, primary energy demand) are quantified and compared with LCA of conventional reference products e.g. gasoline, electricity from waste wood. Figure 2 provides the comparison of the TORERO value chain (left side) with the actual situation (right side). The most relevant systems are identified, for which then the environmental effects are assessed. Alternative uses of waste wood and the actual situation in the steel industry are part of the conventional reference system.

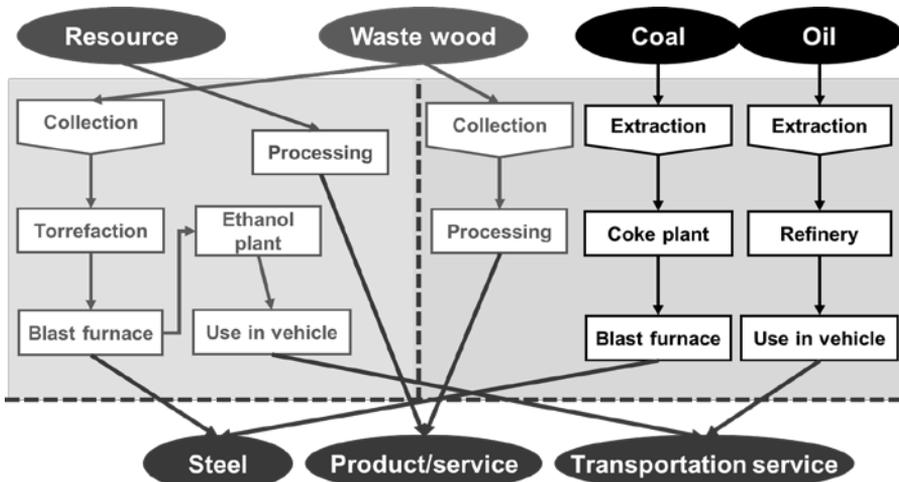


Fig. 2: Comparison of the TORERO value chain (left side), with the actual situation (right side).

In TORERO, the s-LCA (Social Life Cycle Assessment) methodology is being adapted to the specific challenges and framework conditions of the project (e.g. key social parameters and aspects) and will be done to identify and describe the most

relevant social effects (e.g. labour practices and working conditions, regional corporate citizenship, product responsibility). Coupling the assessment of environmental and socio-economic issues may support more comprehensive sustainability assessment of impacts, benefits, and related trade-offs.

The attempt of a s-LCA is to get a complete picture of the situation, meaning

- which stakeholders are relevant,
- which topics are of interest (define subcategories),
- define indicators to describe these topics, and
- assessing these indicators.

A s-LCA primarily has 2 objectives:

- to enable a comparison of products/services and processes for decision making;
- to attempt to identify improvements potentials in the system in order to slash social impacts.

Social impacts will be analysed quantitatively and qualitatively according to a checklist for different stakeholder categories (e.g. workers, local communities, society), different subcategories (e.g. health and safety, working conditions, equal opportunities) and related relevant indicators. Furthermore, a matrix, which has been already elaborated, will be applied to identify social “hot spots” and the options for reducing the potential negative impacts and risks through different measures. Finally, the elements of the matrix are checked according to their relevance in the different production steps for an initial qualitative analysis.

TORERO demonstrates for the first time a technology concept for creating and using torrefied wood for the production of bioethanol in a steel mill, fully integrated in a large-scale, industrially functional steel mill. The installation of the new process is currently in progress; therefore, more results will be available in the next years. The demonstrated use of biomass in the steel mill to produce advanced biofuels will also transform steel sector into a biorefinery to become a relevant part in the future bio-economy.

LITERATUR

- Benoît, C., Mazijn, B. (Eds.) (2009) *Guidelines for social life cycle assessment of products - A social and socio-economic LCA code of practice complementing environmental LCA and Life Cycle Costing, contributing to the full assessment of goods and services within the context of sustainable development*. United Nations Environment Programme.
- Benoît Norris, C., Traverso, M., Valdivia, S., Vickery-Niederman G., Franze, J., Azuero, L., Ciroth, A., Mazijn, B., Aulisio, D. (2013) *The Methodological Sheets for Subcategories in Social Life Cycle Assessment (S-LCA)*. United Nations Environment Programme and SETAC.
- European Commission Fact Sheet (2016) *Steel: Preserving sustainable jobs and growth in Europe*. [HTTP://EUROPA.EU/RAPID/PRESS-RELEASE_MEMO-16-805_EN.HTM](http://europa.eu/rapid/press-release_memo-16-805_en.htm)
- ISO 14040:2006 (2006) “Environmental management – Life cycle assessment – Principles and framework”
- Sala, S., Vasta, A., Mancini, L., Dewulf, J., Rosenbaum, E. (2015) *State of the art and challenges for supporting product policies*. JRC Technical Report.
- World Steel Association (2015) *Sustainable Steel. Policy and Indicators 2015*.
- World Steel Association (2016) *World Steel in Belgium Figures*.

LCA Modelling for the Development of a Simplified Assessment Tool for Wood Waste Valorisation and Disposal

N. Unger & S. Scherhauser

University of Natural Resources and Life Sciences, Institute of Waste Management, Vienna, Austria

J. Davis, E. Holtz & K. Östergren

Research Institutes of Sweden, Agrifood and Bioscience, Sweden

F. De Menna & M. Vittuari

University of Bologna, Department of Agricultural and Food Sciences, Bologna, Italy

P. Metcalfe

Quadram Institute, Quadram Institute Bioscience, Norwich, UK

M. Loubiere

Deloitte Sustainability, Paris, France

ABSTRACT: Life cycle analysis (LCA) modelling for the development of a simplified assessment tool for food waste valorisation and disposal faces several challenges. Aspects such as theoretical robustness, data availability and communicative capacity from the view of the users of the tool are determining factors to agree on a modelling framework, but which are not always obvious. The contribution presents the iterative journey of finding an appropriate framework for a generic and simplified spreadsheet tool to assess greenhouse gas emissions and costs of valorisation and disposal of food side-flows such as apple pomace, animal blood, brewer spent grain and whey permeate. Different approaches of modelling frameworks (attributional, consequential small-scale, consequential large-scale) were tested in its applicability to fulfil the requirements of the spreadsheet tool.

1 INTRODUCTION

Food waste is an increasing concern in Europe. Each step in the food supply chain generates side-flows that can be valorised and recycled (e.g. processed to animal feed, producing methane gas in anaerobic digestion) or disposed (e.g. landfilled, discarded to land). These side-flows can have positive or negative economic value, depending on market demand. The routes of side-flows as well as their impact depend on intrinsic (e.g. composition of food waste, quantities valorised) and extrinsic factors (e.g. technological feasibility, access to infrastructure, economic incentives and costs or markets for valorised products).

The assessment of prevention, valorisation and disposal of side-flows from the food supply chain is part of the EU H2020 funded project called REFRESH. Unger, Davis, Loubiere, and Östergren (2016) showed that a gap between method development and application in LCA case studies on food waste is still apparent. For this reason, a framework categorising such side-flow routes (REFRESH situations) was developed in Davis et al. (2017) and to help classifying specific circumstances and giving targeted guidance for some key methodological challenges in the application of environmental Life Cycle Assessment (LCA) and Life Cycle Costing (LCC). Further, the term “side-flow” has been defined in the REFRESH project as a material flow of food and inedible parts of food from the food supply chain (FSC) of a driving product. The stakeholder

in the FSC producing this flow tries to have as little as possible of it, e.g. ‘the less, the better’ principle applies to this flow (Davis et al. 2017).

Building on this work, a spreadsheet tool is being developed to illustrate the greenhouse gas (GHG) emissions and costs of side-flow valorisation and disposal routes and thus to support stakeholders in their decision-making process. With this contribution, the authors want to highlight the journey of identifying challenges arising when developing a generic simplified tool considering theoretical robustness, data availability and the communicative capacity in a user perspective.

2 MATERIALS AND METHODS

2.1 Goal and Scope

The aim is to develop a spreadsheet tool that should encourage stakeholders in exploring the environmental effects and costs of treatment of side-flows. Specific side-flows for the assessment were selected based on their availability and potential for valorisation (Sweet et al. 2016): apple pomace, blood from slaughtering, brewer spent grain, tomato pomace, whey permeate and rape seed press cake. The target audience for the tool are businesses, policy makers, researchers and other stakeholders interested in a principal understanding of the life cycle environmental impacts and costs for selected valorisation routes.

The initial requirements for the spreadsheet tool were the following:

- Allow the GHG and cost assessment of specific interventions of six predefined side-flows,
- Be suitable for users who have no or only limited knowledge of LCA and LCC,
- Be easy and quick to use,
- Provide some default (background) data,
- Be applicable for users across the European Union,
- Raise awareness of trade-offs,
- Illustrate the relevance of local circumstances in this type of assessment, e.g. the national electricity mix and
- Serve as a complement to the food use hierarchy taking into account local circumstances and costs.

2.2 Modelling Framework

In principle, two types of life cycle inventory modelling are possible for the purpose of the REFRESH spreadsheet tool: consequential LCA (CLCA) and attributional LCA (ALCA). The choice is depending on the research question and the target audience of the tool.

Consequential modelling covers the impacts related to an interference within a system. It is rewarding a high recyclability and also valuable resources (European Commission 2010), i.e. in this study valorised side-flows.

Attributional modelling depicts the potential environmental impacts that can be attributed to a system as it is or was (or is forecasted to be) with fact-based, measurable data over its life cycle and is therefore also called e.g. ‘accounting’ (European Commission 2010).

Following the decision tree of European Commission (2010) and Laurent et al. (2014) as well as the guidance document of Davis et al. (2017) on prevention, valorisation and disposal of food side-flows, it was agreed to frame an intervention study in the spreadsheet tool to show impacts of a current route compared to a future route. The

applicability of using this type of modelling in the tool was tested considering its theoretical robustness, data availability and communicative capacity.

3 APPLICATION OF THE MODELLING FRAMEWORK

3.1 Two attributional LCAs in comparison

The first attempt was linked to the following research question: *What is the GHG impact of a current route compared to an alternative route?*

The research question demands an attributional approach. As the target audience is most likely farmers or small companies, it is assumed that they do not have a wider effect on the economy. In the case of apple pomace the current route could for example be land spreading and the future route could be pectin production. The impacts of those different routes are compared. The feedstock, in this case apple pomace, is the same in both routes, but the end product is different.

There is a raft of GHG tools available, however, most of them compare the production of a specific product through different routes. For instance, one might compare the production of electricity from solar power, gas turbine or coal power stations. The product is comparable but the production and processing steps are different and have different impacts. Systems that produce different outputs cannot be compared directly but need to be made comparable either by 'giving credits' or by applying the 'common basket of benefits' approach. Both are forms of system expansions, one time subtracting, one time adding impacts. In the context of end of life assessments system expansion is frequently used (Laurent et al. 2014).

The problem that authors faced in this case study is that there is no common end-product, but a common feedstock to start with. Thus several valorisation routes lead to different outputs: In the case of apple pomace being landspread – no product, if treated in an anaerobic digestion plant – energy, and pectin if being provided to a pectin plant. For system expansion the equivalent product that is added or removed needs to be known. However, if the valorisation route is the same as the production route of the typical product on the market then that is challenge. Equally, if there are many different routes in providing the typical market product, the production mix of this needs to be known.

This type of assessment is different to the more typical use of system expansion in end of life treatment routes, where for instance one system produces recycled plastics compared to primary plastics (assuming same functionality), or systems where one route produces electricity e.g. from AD compared to national electricity grid power. Consequently, another approach had to be tested.

3.2 Consequential LCA with small-scale interventions

Another approach goes back to the research question: *What is the effect of an intervention to a side-flow valorisation route?*

European Commission (2010) and Laurent et al. (2014) distinguish between large scale and small scale interventions. As the focus is still on stakeholders with limited reach, a modelling framework for small-scale interventions is appropriate.

The modelling framework of a consequential LCA with small-scale interventions assesses the change within one system in a dynamic approach for a certain amount and set time period. It is assumed that changes are so small that no additional equipment is needed and there are spare capacities on all treatment routes. Due to small-scale interventions there are no effects on the markets (changes are buffered by market elasticity). Therefore, there are also no changes in the background system of products/technologies (the required infrastructure is not affected). As no contributor to the

market is forced to produce more or less due to the additional amount of valorised material, the valorised side-flow only substitutes the market average. The assessment covers the consequences of moving from one valorisation option to the market mix of a valorised product and excludes what happens with the valorised product.

In the end, the technology used by a stakeholder to arrive at this first intermediate product is compared to the technology mix of the market average. Again, this works well for products like electricity (electricity from AD vs market mix) but is difficult to establish for other less well documented technologies.

The drawback of such an assessment is that the user is not informed if a valorisation route as such is better or worse than another, but instead learns if the technology used in the valorisation route has higher or lower impact than the market average. This approach rewards options which are better than the market average but does not differ between products (as background systems are not covered in the assessment, the LCA is limited only to the technology in this case). The educational aspects are therefore limited with this approach.

3.3 Consequential LCA with large-scale interventions

The intention when applying large-scale consequential LCA for the tool was to allow generalisation and to assess wide effects of interventions.

A consequential LCA with large-scale interventions is more suitable for policy making and gives general guidance (principle: many people are making the same decision). The difference to CLCA with small-scale interventions is that a wider effect in the economy is assessed, markets are affected and there are changes to the background system. Therefore, system boundaries are bigger as more processes are affected. The effect on the market is determined by the scale of the intervention. Depending on the scale either the market mix or specific products or technologies can be substituted. End point of the system is determined by the modelling framework and need to be consistent for all modelled options.

As all consequences need to be assessed, not just one or two, this type of modelling is very extensive. There might be many applications for certain materials. This includes information on market mixes for intermediate products, typical substitution products etc. This information would need to be available on EU, national and even regional level for all EU countries. Data availability is therefore a crucial point for CLCA of large-scale. Furthermore, a good understanding of the markets is required. This can be obtained by industry knowledge or also economic models, such as equilibrium modelling.

For the purpose of the tool this type of modelling is not feasible. As many different side-flows and options shall be covered in the tool (and many different applications as well as many different substituted products), the system boundaries for data collection would explode. The efforts to cover all consequences in the tool is far too high for a research project as this. This type of modelling is rather suitable for one side-flow and two options within a specific region. However, then a tool would not be necessary.

3.4 Attributional LCA

After elaborating different options and having had many internal discussions it was concluded, that the learning aspect has highest priority. Users of the tool should get a principal understanding of the impacts associated with a valorisation route. The results obtained from the tool should provide an indication of environmental effects and costs, however, the tool should not be used as a decision support tool as such. The research question in this context is: *What is the impact of a valorisation route?*

With attributional modelling a static system of one valorisation route can be assessed. It can be used for comparison of two or more static but separate systems. The systems

do not interfere with each other. The end point is not determined by the modelling framework as compared to CLCA but by the assessor and the developers of the tool. From a system boundary point of view, this brings the challenge on how to deal with different allocation shares towards the side-flow, depending on the valorisation route. As economic allocation is the most common and appropriate allocation rule, the impact of the driving product will also be affected, but not assessed. Therefore, these assessments need to be seen as single assessments, not as comparisons. This drawback was, in the end, accepted.

This type of modelling is limited to use for decision making as it only assesses a static system, not a change. However, it can point towards areas of high impact (hotspots) and can support decisions for interventions. Users of the tool can gain an understanding of a system from an environmental and cost view. A stakeholder that generates or utilises a side-flow can interpret the results regarding the effects of interventions themselves, as they are also often the ones who know the market conditions best. For example, the spreadsheet tool provides results for using brewer spent grain as animal feed and an indication of impacts related to some other types of feed. Thus, the user of the tool has the possibility to compare static systems which are reasonable to consider.

4 CONCLUSIONS

The LCA process is iterative in its nature and that needs to be embraced by LCA practitioners as well as recognised by users and receivers of LCA information.

Making a tool that uses a consistent approach for such diverse feedstock as here is a challenge itself. Trying to be a specific decision support tool for small-scale stakeholders (in a consequential approach) as well as being scalable to EU level is challenging. LCA is a powerful tool but it is also closely interwoven with economic mechanisms and data. Trying to include these in a simple, quick to use tool which does not require the user to collect a large set of data is difficult. The pragmatic solution was to build the spreadsheet tool on attributional modelling as it is feasible from data availability and to focus on the learning function. For each valorisation route, areas of high impact are shown as well as the GHGs and costs of some alternative products. While developing the spreadsheet tool the team has been facing several challenges in finding the most suitable approach for the modelling:

Is valorisation a form of recycling? Some side-flows are already well utilised. Although the spreadsheet tool is made in the context of food waste, the methodological approach is very different from other end-of-life considerations. Side-flow valorisation is not always 'waste valorisation' but often a valorisation of a by-product. The borderline between waste and by-product lies in the system, is it used or not (aside from legal definitions) but not a property of the material. Valorisation is often not recycling as no secondary material is created, thus typical methodological choices used in modelling waste management do not necessarily apply.

How can the market value be considered, markets are dynamic systems? The market value of the side-flow is often the determining factor whether it is used for valorisation or disposed and is influenced by supply and demand. However, it may influence the environmental impact since the environmental impacts can be allocated to the economic value (economic allocation). The challenge is how to consider the market value under fair conditions for all options. For instance, average prices in EU level are different to local prices.

How can different systems be compared to each other? Having only the feedstock at the beginning of a processing route in common makes setting system boundaries in a meaningful manner challenging. Where does a route end? How to deal with different outputs and functions? The tool shall provide several options for the user to choose from: From options of side-flow valorisation with outputs that replaces a marketable product or service (RS2), to options where valorisation is part of waste management (e.g. Anaerobic digestion plant on site) (RS3) and finally to the end-of-life treatment (incineration without energy recovery, landfilling etc.) (RS4) (Davis et al. 2017). The system boundaries need to be consistent within the assessment in case of a comparison.

How can a tool be specific but general in the same time? These are partly conflicting requirements as guidance under specific local conditions might be different from that on a larger scale. Particularly for small stakeholders, access to large supply chains might be difficult if they only have small quantities they want to valorise. There might also be access barriers these supply chains in form of requirements, which can be costly for small stakeholders.

The development of the spreadsheet tool was an interesting learning experience for those involved as the task was more complex than expected. It was achieved to integrate methodological correctness and data robustness in a learning tool for stakeholders to understand the dynamics and mechanism in environmental and economic assessment. The authors hope to put some light on the winding road people involved in LCA take which are often hidden from the project reports. It is our view that these need to be shared more widely to encourage common practises and open discussion amongst LCA scientists and practitioners.

5 ACKNOWLEDGEMENTS

The work is based on the EU project REFRESH (Resource Efficient Food and dRink for the Entire Supply cHain) which is funded by the Horizon 2020 Framework Programme of the European Union under Grant Agreement no. 641933 (www.eu-refresh.org). All partners within the REFRESH consortium who provided their reviews in the course of the work are gratefully acknowledged.

REFERENCES

- Davis, J., De Menna, F., Unger, N., Östergren, K., Loubiere, M., & Vittuari, M. (2017). *Generic strategy LCA and LCC - Guidance for LCA and LCC focused on prevention, valorisation and treatment of side flows from the food supply chain*. Retrieved from <https://eu-refresh.org/generic-strategy-lca-and-lcc>
- European Commission. (2010). *International Reference Life Cycle Data System (ILCD) handbook. General Guide for Life Cycle Assessment. Detailed Guidance*. Retrieved from Luxembourg:
- Laurent, A., Clavreul, J., Bernstad, A., Bakas, I., Niero, M., Gentil, E., . . . Hauschild, M. Z. (2014). Review of LCA studies of solid waste management systems--part II: methodological guidance for a better practice. *Waste Manag.* 34(3), 589-606. doi:10.1016/j.wasman.2013.12.004
- Sweet, N., Bygrave, K., Moates, G., & Waldron, K. (2016). *Valorisation appropriate waste streams*. Retrieved from <https://eu-refresh.org/medium-list-waste-streams-appropriate-valorisation>
- Unger, N., Davis, J., Loubiere, M., & Östergren, K. (2016). *Methodology for evaluating environmental sustainability*. Retrieved from <https://eu-refresh.org/methodology-evaluating-environmental-sustainability>

Enticing Consumers to Avoid Waste - Digital and Analogue Ways of Raising their Awareness

U. Gelbmann & M. Zimek

University of Graz, Institute of Systems Sciences, Innovation, and Sustainability Research, Graz, Austria

ABSTRACT: Waste prevention is a top priority of waste management. It takes mainly place outside the waste regime, although it is a duty of waste management authorities. They have to encourage producers of products and goods to engage in waste prevention. Still, in official documents strategies directed at waste prevention at the consumer level are either very generic or at a very operational level. This paper argues that a change of actions at consumers' level cannot be achieved by applying a "one-kind-serves-all" strategy of measures but rather has to be tailored appropriately to the consumers' level of experience. Consumers who have not yet become acquainted with an issue need to be approached by other measures than those who have already nearly reached the tipping point of changing their way of acting. We build on concepts taken from attitudes' research, sustainable education and from marketing to devise an MA-AIDA (Modification of Acting - Attention, Interest, Desire, Action) Model to define measures aiming at the particular consumers' needs. We use cases and examples taken from secondary research and from our own action research experience to fill the model with respective examples.

1 INTRODUCTION

The top priority of waste management in accordance with the Austrian Waste Management Act is waste prevention (§ 1 (2) AWG), which takes place largely outside the waste regime. Still, it is a prime task of waste management authorities to encourage the actual actor, producers of goods and products and consumers, to engage in waste prevention. While new waste management documents (Circular Economy Action Plan [EC 2015], Federal Waste Management Plan 2017 [BMLFUW 2017]) devote more space to the producers, strategies aimed at consumer action are rather scarce in both the 2017 Waste Avoidance Program (BMLFUW 2017) and the United Nations Sustainable Development Goals (SDG) (2017). For example, the 2017 waste prevention program simply lists measures aimed at households. SDG 12 refers to current consumption patterns that contribute to waste generation, and SDG 4 explicitly calls for education for sustainable development (UN 2015), but there are no concrete indications of education for waste prevention. Knowledge and information are an important first step in raising awareness, but they are not enough for a sustainable change in action (Arbuthnott 2009, Brand 2008, Stenmarck et al. 2011). Innovative digital instruments (social media, mobile phone apps etc.) as well as analogue instruments (courses, games, trade fairs etc.) must be developed here.

1.1 *Research Gap and Aim*

This contribution intends to fill the gap in research concerning the raising of awareness for waste avoidance. It is aimed primarily at actors from education, public administration and waste management associations, but also at waste management companies who want to assume responsibility in the area of waste prevention. It develops an educational concept aimed at stimulating essential changes in the attitude and actions

of the general public. We examine measures already implemented to prevent waste at the consumer level and analyze and categorize them in relation to a model for advertising research. The following research questions are central:

- Which approaches deal with changing of mental models ("attitudes") and transforming of courses of action?
- How can these approaches be applied to waste prevention measures to lead consumers to sustainable action?
- At what levels of perception can sustainability education measures begin?
- Which measures are suitable for this?
- What concrete measures are there to prevent waste at the consumer level and which are still missing?

1.2 Method

Although the contribution is conceptually designed, a large number of preparatory work is included. In addition to areas that have already been scientifically researched (e.g. Zimek 2014), the authors have recourse to an extensive secondary analysis. They were also often involved in the conception, implementation and evaluation of training measures in the waste management sector, which were accompanied in the form of action research (Bradbury Huang 2010) (cf. Tab. 1). The examples from action research were used as cases for the present paper (Yin 2013)

Tab. 1: Overview of the Cases analysed.

Interdisciplinary practical training (IP) „Feeding the 5k“, SS 2014, master level	
Content	23 students and five teachers organize the event "Restl-Festl - Graz is eating up" to raise awareness among the Graz population against food waste as a mixture of information fair, tasting, moderated information program and distribution of "saved" food to the visitors.
Goal	Saving of food, involvement of experienced actors, activating of the Graz population, imparting knowledge on the topic, action orientation by giving away food
Output	15 exhibitors, 1500 visitors, including 300 school children, 1300 portions of food, great response in classical and social media and 1.5 tons of food saved
IP „Sustainability Groups in Graz“, WS 14/15, bachelor level	
Content	16 students and three teachers identify sustainability groups dealing with aspects of sustainable development (Nachhaltigkeitsgruppen NaHaGru), six of which are actively accompanied by the students for one semester. Besides experiencing and exploring motives, goals, actions etc. of the NaHaGru through action research of the studies or focus group interviews. A sustainability group forum terminated the
Goal	Creation of knowledge and action orientation among students, action orientation (networking) among already activated actors through a discussion forum with NaHaGru members to examine the goals and cooperation potential of NaHaGrus
Output	Results of the research activities, strengthening the motivation of the NaHagru and several students have since been permanently involved in NaHaGrus (Repair Cafe, OIKOS)

IP „Global T-Shirt“, SS 2017, master level	
Content	25 students and 4 teachers prepare information on the social and ecological effects of textiles, from the production of raw materials to their reuse for the general public in Graz in social media, actively participate in NGOs, organise a clothing exchange and a fashion show with sustainable fashion, design and print a T-shirt themselves, attend activation workshops in a clothing shop and set up the Fair Fashion Fest! in the Landhaushof in Graz.
Goal	Activating the general public through interesting social media design and the event as well as activation workshops, provision of cognitive information about the blog, preparation for action by the students through active cooperation in NGOs, T-shirt design and print workshops as well as addressing the public through activating design of the Fair Fashion Festival, action through active participation of the visitors in the clothing exchange.
Output	35 blog posts, approx. 9000 hits on Facebook and blog, 200 working hours of volunteer work in clothes sorting or re-use, 2 workshops, 20 T-shirt designs, 80 printed T-shirts, approx. one ton of collected textiles, almost 500 visitors at the Fair Fashion Festival

From this experience and from literature we create a model for structuring educational/awareness raising measures for waste prevention according to their impact on the recipients. To this end, we collect respective measures using the snowball method and evaluate them against the criteria of the model defined. The result is an overview of measures that can be used to different ends

2 THEORETICAL APPROACH

2.1 *The Significance of Awareness Raising in Waste Prevention*

Waste prevention has been part of the waste management concepts since their beginnings and it was implemented as a top priority in the EU Waste Framework Directive in 2008 (EC 2008). Still, despite all relevant documents list a lot of actions directed at preventing waste, awareness itself is not addressed at all or only in a very generic context.

The Circular Economy Action Plan (EC 2015) deems awareness raising campaigns partly successful, but does not address the issue more in depth, nor does it put special emphasis on awareness building. The Austrian Waste Prevention Plan (part of the Waste Management Plan 2018, BMNT 2018) lists several measures like

- providing increased information to trigger sustainable buying,
- providing information on waste prevention in households,
- developing and implementing information and motivation also within the population of migrants,
- controlling of social media (especially the reaction time with false information) and
- designing campaigns to raise awareness on multi-use packaging, single-use shopping bags and coffee capsules, avoiding unsolicited and junk mail and finally on taking into account the environmental label when shopping (BMNT 2018).

2.2 *Awareness and its Changing*

Unlike in German language, English distinguishes two kinds of “Bewusstsein”: “Conscience” refers to a mental or moral state, whereas “awareness” means knowledge or perception of a situation or factor or a concern about and well-informed interest in a particular situation or development (Oxfors Dictionaries 2018). Both notions conform with what is required for informed, conscious acting in a respective situation.

According to Sissa, Damiani (2015) awareness does not necessarily coincide with information. The transfer of information and knowledge is an important first step in raising awareness, but it is not enough for a sustainability-oriented change in action (Arbuthnott 2009, Brand 2008, Stenmarck et al. 2011). Accordingly people might have plenty of information, but no real awareness, which makes awareness rather a social aptitude which is “learned and shaped in a social context” (Sissa & Damiani 2015). Awareness is influenced by interaction with neighbors in a certain radius or by a certain green aptitude within a community and by social reinforcement mechanisms. “Awareness changes by local interactions and by global social influences” (Sissa 2015).

2.3 From Awareness to Acting

It is essential to link awareness to acting. This in turn requires the acquisition so called “Gestaltungskompetenz”, a form of skills which, in addition to building cognitive knowledge, include the ability to act in a reflected, committed and independent way (de Haan et al. 2007). The term “action” replaces that of “behavior” and it is defined as justified, responsible action (Holzkamp 1995). Our actions are determined by mental models (Piaget 1975). Illeris (2003) defines four types of learning that are characterized by “schemes” (existing cognitive structures): Cumulation creates previously unknown schemata, assimilation adapts new information to existing schemata, accommodation changes schemata to approximate non-adaptable information, and transformation creates completely new schemata in response to crisis situations. In a similar vein, Bateson (1981) distinguishes learning 0, 1, 2 and 3. So if people are to change their ways of acting, they must first change their mental patterns. This is where training measures must begin in order to first generate attention (activation) for new problems, which is then converted into interest in the question (attention to the topic). When interest is high enough and the accommodation or even transformation of mental schemes is complete, action orientation and active action are generated. This refers to attitudes, which by definition promote adaptation to the environment (Eagly & Chaiken 1998). As a three-dimensional construct, attitudes comprise an affective (i.e. activating), a cognitive (convictions, opinions, ideas) and a conative component (cf. the overview of attitude models and their relation to action in Ajzen 2001).

3 RESULTS: DEVELOPING AN MA-AIDA-MODELL (MODIFICATION OF ACTING-AIDA-MODEL)

We have now stated that waste prevention does not only need a change of awareness, but in the first place a raise thereof. Triggering a change in human ways of acting cannot be accomplished by a single set of measures, but rather requires a differentiated approach: People who are already motivated must be addressed in a different way from those who have not yet come into contact with a topic. Different topics of waste management topics (food, packaging materials, etc.) also require different methods of changing mindsets. It is furthermore not enough to provide information, but educational measures must spark specific and concrete attention for a problem. In addition, they must add to arousing interest, offer action orientation and finally generate active (more sustainable) action. Lavidge & Steiner (1961, 2002) explain that without information and with initial disinterest consumers do not immediately become potential buyers (Mayer & Illmann 2000). It is therefore important to identify educational measures and assign them to the individual levels in order to set them concretely and appropriately and to persuade consumers to act sustainably. Therefore, the identified measures are assigned to the four-stage AIDA model known from advertising impact research (Meffert 2000):

- **Attention:** In the first step, consumers are given attention for new problems with simple actions with a wide reach. In order for consumers to deal with a problem or start dealing with a topic, the attention of the target group must first be attracted. Both classical media and contributions on social media that are spread virally are suitable for this purpose. During this phase, classical media strategies are appropriate, as are teasers that draw attention to them. To target a big group of people, films, documentaries and film presentations (with panel discussions) offer a good option to get attention of consumers. Besides these information boards on disposal points or stickers on waste bins can be used to gain attention.
- **Interest (cognitive interest in the topic):** In a second step, attention must be increased, knowledge built up (Quested et al. 2013) and interest in concrete questions must be awakened. Besides the use of books, folders, flyers, etc., methods are above all active social media work or excursions. During this phase, rather new instruments like gamification come into play. Gamification aims at “increasing user activity, social interaction, (...) as a result of positive, intrinsically motivating (...), “gameful” experiences (...) affordances implemented into a service (Hamari et al. 2014). Events and fairs (e.g. “Restlfest!” Graz) are suitable to gain and increase interest of consumers for specific topics (such as waste prevention).
- **Desire:** In the third step, the desire for a change in action is consolidated by consumers’ learning to associate positive associations with it. This is also connected to the idea of psychological ownership, i.e. a part of the human condition, in which people develop feelings of ownership toward material or (in our case) immaterial that can have important behavioral, but also emotional, and psychological consequences (Pierce et al. 2001). Methods are waste diaries, district actions or action days but also nudging, which is defined as providing small and easy to implement environmental changes that increase the chance that an individual will behave in a particular way (Saghai 2013). An identification of the personal waste volume is a good method as people often are not aware of their (huge) amount of waste. Once they realize their waste volumes, they “desire for change” and start reducing their waste; (which is already connected to the next step: Action).
- **Action:** After all, action must change sustainably. This can be fostered by providing tailored information, help in setting accurate goals, and feedback on the effect of the action (Abrahamse et al. 2007). Action can also be triggered by social proof, when people see (numerous) others act in a certain way and assume these actions reflect the correct behavior in a respective situation. This is valid even more when a situation is loaded with uncertainty about the correct situation, if multiple sources suggest a special solution is correct, and people feel a similarity towards people surrounding them (Cialdini 2007). Transferred to concrete action this can involve e.g. courses on different topics related to waste prevention, active participation via social media, and methods from social norm marketing.

Waste prevention activities sometimes focus on particular waste materials and products, however dependent on these specific activities, these can be adapted to different waste materials and products. The following examples within the MA-AIDA-Model (Fig. 1) give first insights on how to transform consumers’ behavior from Attention to Action.

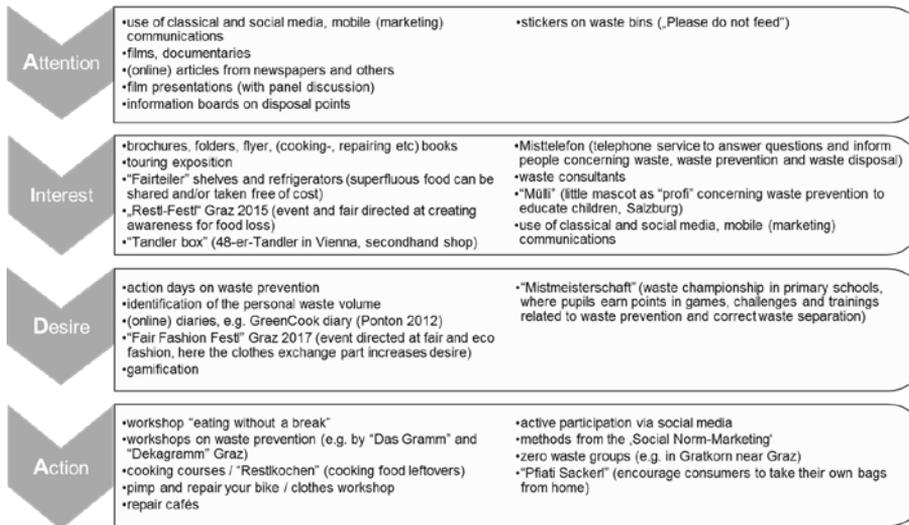


Fig. 1 MA-AIDA Model.

4 CONCLUSION

Analysis shows that awareness is not a singular and one-dimensional concept that can be approached by using a “black-box model”. Rather a balanced mix of digital and analogous measures is likely to have the most impact, with analogous measures being particularly important in the first (attention) and last (action) phases. The results of the present contribution provide those responsible with an overview of measures suitable for transforming consumers’ courses of action.

To this end, mental models have to be transformed in a first step. These mental models include attitudes as the basis of acting. Mental schemes have to be altered either to conform with mental models that have already been developed (assimilation) or have to be altered (adaptation) or completely newly established (transformation). As for waste prevention this means that people who have already developed an understanding or knowledge and maybe even a feeling of responsibility for avoiding waste, can be approached with measures building on this understanding, knowledge, or responsibility. They can be addressed with concepts like courses, trainings, workshops, guide books, and via various information provided on social media. Gentle nudging activities and creating psychological ownership (e.g. by fostering Zero Waste groups) will add to driving these already motivated people to action as well as might various kinds of competitions or self-experiments.

People, however, who have not yet been in contact with waste prevention ideas must be approached with other measures to create first an interest and then an understanding. In this case, information campaigns, gamification of activities, triggering interest by using strong appeals (maybe even appeals to fear, like on the plastics islands in the ocean) can be strong motivators to create new mental models and accordingly attention and an interest in activities.

The MA-AIDA Model structures these activities not only by building on scientific knowledge on awareness and its changing. It also aims to support authorities and NGOs who are in charge or willing to increase the level of action related to waste

avoiding develop a multi-facetted mix of measures to reach out for people of all levels of awareness in order to entice them to avoid waste.

REFERENCES

- Abrahamse, W., Steg, L., Vlek, C., Rothengatter, T. (2007): The effect of tailored information, goal setting, and tailored feedback on household energy use, energy-related behaviors, and behavioral antecedents. *Journal of Environmental Psychology* 27(4), 265-276
- Ajzen, I. (2001): Nature and operation of attitudes. *Annual review of psychology*, 52(1), S. 27-58.
- Arbuthnott, K.D. (2009): Education for sustainable development beyond attitude change. *International Journal of Sustainability in Higher Education*, 10(2), S. 152-163.
- Bateson, G. (1981): *Ökologie des Geistes: Anthropologische, psychologische, biologische und epistemologische Perspektiven*. Frankfurt am Main: Suhrkamp Verlag.
- Bilharz, M. Gräsel, C. (2006). *Gewusst wie: Strategisches Umwelthandeln als Ansatz zur Förderung ökologischer Kompetenz in Schule und Weiterbildung*. *Bildungsforschung* 3, S. 1-32.
- BMNT – Bundesministerium für Nachhaltigkeit und Tourismus (2018): *Österreichischer Bundesabfallwirtschaftsplan*. Wien.
- Bradbury Huang, H. (2010): What is good action research? Why the resurgent interest? *Action Research* 8(1), S. 93-109.
- Brand, K.W. (2008): Konsum im Kontext. Der „verantwortliche Konsument“ – ein Motor nachhaltigen Konsums? In: H. Lange, ed. *Nachhaltigkeit als radikaler Wandel – Die Quadratur des Kreises? Wiesbaden: VS Verlag für Sozialwissenschaften*, 71-93.
- Cialdini R.B. (2006): *Influence: The Psychology of Persuasion*. Harper Business
- de Haan, G. et al. (2007): *Orientierungshilfe. Bildung für nachhaltige Entwicklung in der Sekundarstufe I. Begründungen, Kompetenzen, Lernangebote*. de Haan, G. (Hrsg.): Berlin: FU Berlin.
- EC European Commission (2008): *Waste Frame Work Directive*. Brussels.
- EC (2015): *Communication from the Commission to the European Parliament, the Council, The European Economic and Social Committee and the Committee of the regions: Closing the loop - An EU action plan for the Circular Economy COM/2015/0614 final*.
- Eagly AH, Chaiken S. (1998): Attitude structure and function. In: D.T. Gilbert, D.T.; Fiske, S.T.: *The Handbook of Social Psychology*. 4th ed. Boston: McGraw-Hill, 269-322.
- Hamari, J., Koivisto, J., & Sarsa, H. (2014,). Does gamification work?--a literature review of empirical studies on gamification. In *System Sciences (HICSS)*, 2014 47th Hawaii International Conference on, 3025-3034. IEEE.
- Holzkamp, K. (1995): *Lernen. Subjektwissenschaftliche Grundlegung*. Frankfurt am Main, New York: Campus.
- Illeris, K. (2018): A comprehensive understanding of human learning. In: Illeris, K.: *Contemporary Theories of Learning: Learning Theorists ... In Their Own Words*. 2nd ed. Abingdon and New York: Routledge, s.p.
- Lavidge, R. J., Steiner, G. A. (1961). A Model for Predictive Measurements of Advertising Effectiveness. *Journal of Marketing*, 25(6), 59-62.
- Lavidge, R. J., Steiner, G. A. (2000). A model for predictive measurements of advertising effectiveness. *Advertising & Society Review*, 1(1), w.p.
- Mayer, H., Illmann, T. (2000). *Markt- und Werbepsychologie*, 3. Auflage, Stuttgart: Schäffer-Poeschel Verlag.
- Meffert, H. (2000): *Marketing: Grundlagen marktorientierter Unternehmensführung*, 9. Auflage, Wiesbaden: Springer Gabler Verlag.
- Oxford Dictionaries (2018): Definitions of „awareness“ in English. Retrieved from <https://en.oxforddictionaries.com/definition/awareness>, June 22nd 2018.
- Piaget, J. (1975): *Nachahmung, Spiel und Traum: Die Entwicklung der Symbolfunktion beim Kinde*. Stuttgart: Klett-Cotta.
- Pierce J.L., Kostova T., Dirks K.T. (2001): Toward a Theory of Psychological Ownership in Organizations. *The Academy of Management Review* 26(2), 298-310
- Quesed, T.E., Marsh, E., Stunell, D., Parry, A.D. (2013). Spaghetti soup: The complex world of food waste behaviours. *Resources, Conservation and Recycling*, 79, S. 43-51.
- Saghai, Y (2013). "Salvaging the concept of nudge". *Journal of Medical Ethics*. 39, 487-493.

- Sissa, G. (2015). "A model of environmental awareness spread and its effect in resource consumption reduction" (Version 1.2.0). CoMSES Computational Model Library. Retrieved from: <https://www.comses.net/codebases/4637/releases/1.2.0>, June 21st 2018.
- Sissa, G., Damiani E. (2015): An Agent Based Model for Awareness-based Sustainability, In: Liu, X (ed.) Green Services Engineering, Optimization, and Modeling in the Technological Age. Hershey, PA: IGI Global, 149-165
- Stenmarck, A., Hanssen, O.J., Silvennoinen, K., Katajajuuri, J., Werge, M. (2011): Initiatives on prevention of food waste in the retail and wholesale trades, Stockholm: IVL Swedish Environmental Research Institute Ltd.
- UN United Nations General Assembly (2015): Resolution adopted by the General Assembly on 25 September 2015: 70/1. Transforming our world: the 2030 Agenda for Sustainable Development. New York.
- UN United Nations (2017): Progress towards the Sustainable Development Goals. E/2017/66.
- Yin, R. K. (2013). Case study research: Design and methods. Thousand Oaks: Sage Publications Inc.
- Zimek, M. (2014). Initiativen zur Lebensmittelabfallvermeidung auf der Konsumentenebene - Qualitative und quantitative Analyse der Initiativen in der Steiermark zwischen den Jahren 2011 und 2013 und Handlungsempfehlungen für die Zukunft, Graz 2014.

Auswirkung von optimierter Verpackung auf das Lebensmittelabfallvermeidungspotential bei Konsumenten

G. Obersteiner, M. Cociancig, J. Mayerhofer, & S. Schwödt
 Universität für Bodenkultur, Institut für Abfallwirtschaft, Wien, Österreich

KURZFASSUNG: In den letzten Jahren kam es im Lebensmitteleinzelhandel nicht zuletzt um die Haltbarkeit von Lebensmitteln zu verlängern, vermehrt zum Einsatz von optimierten Verpackungssystemen. Studien konnten ein großes Potential zur Lebensmittelabfallvermeidung durch Einsatz dieser optimierten Verpackungen im Handel nachweisen. Inwiefern sich optimierte Verpackungen auch auf das Lebensmittelabfallaufkommen bei Haushalten auswirken ist bisher ungeklärt. Mittels unterschiedlicher Methoden soll versucht werden herauszufinden, ob Verpackungssysteme, die theoretisch die Haltbarkeit bestimmter Lebensmittel verlängern, auch tatsächlich zu einer Abfallreduktion auf Konsumentenebene führen.

1 EINLEITUNG

Die Problematik der Lebensmittelverschwendung ist heutzutage in aller Munde. Alleine im österreichischen Handel fallen jährlich rund 75.000 Tonnen Lebensmittelabfälle an, die nicht verkauft werden sowie zusätzlich rund 35.000 Tonnen an Brot und Gebäck, welche an die Lieferanten retourniert werden (Lebersorger und Schneider, 2014). Die in Haushalten anfallende Menge an vermeidbaren Lebensmittelabfällen wird gar auf rund 207.000 Tonnen pro Jahr geschätzt (Schneider et al., 2012).

Eine wichtige Möglichkeit dem frühzeitigen Verderb einer Vielzahl unterschiedlicher Lebensmittelproduktgruppen vorzubeugen sind eigens optimierte Verpackungssysteme. Diese sind in der Lage das Lebensmittel möglichst gut zu schützen sowie auch die Haltbarkeit aktiv zu verlängern. Der zunehmende Einsatz innovativer, aktiver und intelligenter Verpackungssysteme für Lebensmittel ist daher durchaus zu begrüßen. Deshalb werden im Zuge des im FFG Basis Programm geförderten Collective Research Projektes „Stop Waste Save Food“ neue Verpackungssysteme für ausgewählte Lebensmittelgruppen (z.B. Fleisch, Obst/Gemüse) entwickelt/identifiziert werden, welche zu einer längeren Haltbarkeit bei hoher Produktqualität und folglich zu einem niedrigeren Abfallaufkommen führen.

Doch auch wenn neu entwickelte Verpackungssysteme ein großes Potential zur Abfallreduktion im Handel aufweisen (Pilz, 2016), bleibt ungewiss, ob diese auch auf Konsumentenebene Anklang finden und tatsächlich zur Abfallvermeidung in Haushalten beitragen. Mittels unterschiedlicher Methoden soll versucht werden herauszufinden, ob Verpackungssysteme, die theoretisch die Haltbarkeit bestimmter Lebensmittel verlängern, auch tatsächlich zu einer Abfallreduktion auf Konsumentenebene führen.

Dazu werden folgende Fragestellungen erörtert:

- Nimmt der Konsument die optimierte Verpackung wahr? (positiv oder negativ)
- Beeinflusst die optimierte Verpackung die Kaufentscheidung?
- Nutzt der Konsument die optimierte Verpackung richtig?
- Analyse der üblichen Lagerung (Ort und Art) beim Konsumenten.

2 METHODE

Zur Erhebung des abfallrelevanten Verhaltens von Konsument/innen stehen grundsätzliche reaktive und nicht reaktive Messverfahren zur Auswahl (Kroeber-Riel & Weinberg, 2003). Bei reaktiven Messverfahren wissen die betroffenen Personen, dass sie Teilnehmer an einer Untersuchung sind. Dadurch hat das Messverfahren Einfluss auf die zu messende Größe. Zu den reaktiven Verfahren zählen u.a. Befragungen (Interviews). Als nicht reaktive Verfahren können Beobachtungen, „Registrieren materieller Spuren“ (z.B. Sortieranalysen) oder Auswertungen von sekundärstatistischen Daten herangezogen werden.

Die Erhebung von Effekten von Abfallvermeidungsmaßnahmen generell wird von Experten als schwierig eingeschätzt (z.B.: Zorpas & Lasaridi, 2013; Read, 2009). Zentrale Probleme, die sich hier ergeben, sind zum einen, dass man Vermeidungsmaßnahmen nicht sehen kann und eine Teilnahme daran visuell nicht beobachtbar ist, im Gegensatz zu Recyclingmaßnahmen. Zum anderen ist es schwierig, eine Reduktion der Abfallmenge der Vermeidung zuzuschreiben und nicht etwa anderen Umständen, wie der wirtschaftlichen Situation. Gängige Erhebungsmethoden zu Effekten der Abfallvermeidung sind u.a. Analysen zum Abfallaufkommen, vergleichende Analysen mittels Kontrollgruppen, Analysen mittels spezifischer zumeist räumlich abgegrenzter Kampagnen, Analysen von Verhaltensänderungen mittels Befragungen, teilnehmende Beobachtungen und andere. All diese Methoden haben Stärken aber auch Schwächen. Sehr oft sind die Methoden zu aufwändig, personal- und kostenintensiv um sie ausführlich genug für repräsentative Ergebnisse zu gestalten.

Erhebungen zu Lebensmittelabfällen generell und deren Vermeidung im Speziellen beinhalten neben den oben genannten Verfahren zumeist (personalintensive) Sortieranalysen, um Effekte anderer Abfälle ausschließen zu können, oder das Führen von sogenannten Lebensmitteltagebüchern, wobei von ausgewählten Haushalten sämtliche Lebensmittel, die weggeworfen werden, minutiös nach Art und Masse erfasst werden. Hier liegt die Schwierigkeit u.a. darin verlässliche Teilnehmer/innen für derartige Studien zu bekommen, aber auch darin, dass durch den „Selbstversuch“ es automatisch zu Verhaltensänderungen kommt.

Um den dargestellten Problemen bei den Analysen auf Konsumentenebene bestmöglich entgegenzuwirken, wird auf mehrere methodische Ansätze zurückgegriffen bzw. die generelle Methode der Triangulation gewählt. Nachdem eine direkte Messbarkeit der Effekte der neuartigen Verpackungen auf das Lebensmittelabfallaufkommen beim Konsumenten nicht gegeben ist, soll diese Forschungsstrategie auch der empirischen Sozialforschung, bei der verschiedene Methoden oder Sichtweisen auf das gleiche Phänomen angewendet werden, um mit den Stärken der jeweils einen Vorgehensweise die Schwächen der jeweils anderen auszugleichen, helfen eine höhere Validität der Forschungsergebnisse zu erreichen und systematische Fehler zu verringern.

Die Erhebungen werden demnach auf drei Ebenen vorgesehen. Mittels genereller Befragungen werden die übliche Lagerungsdauer und übliche Lagerungsorte für diese Untersuchung relevanter Lebensmittel erhoben. Unter anderem wird dabei auf den Aspekt angebrochener Verpackungen eingegangen. Die zweite Erhebungsebene ist direkt für den Point of Sales geplant, wo Kund/innen, die zu den optimiert verpackten Lebensmitteln greifen, gezielt zu ihren Kenntnissen über die Verpackung sowie über deren spezifische Lagerung bzw. Haltbarkeit befragt werden. Die zum Teil subjektiven Ergebnisse aus den Befragungen werden unterstützt durch objektive Lagerungsversuche, wo unterschiedliche Lagerorte und -dauern für ausgewählte

originalverpackte und angebrochene Lebensmittel im direkten Vergleich getestet werden. Als weitere Methode wird versucht über sogenannte Lebensmitteltagebücher die Lebensmittelabfallmengen beim Konsumenten zu erheben.

Abgesehen von haltbarkeitsverlängernden Verpackungen, die im Rahmen des Projekts neu entwickelt werden, wurde der Fokus auf Produkte gelegt, die in identer Form in unterschiedlichen Verpackungen im Handel angeboten werden. Eine eingehende Recherche in österreichischen Supermärkten führte in Zusammenarbeit mit den Industriepartnern zu folgender Produktauswahl:

- Erdbeeren (inkl. optimierte Verpackung sofern verfügbar),
- Tomaten (inkl. optimierte Verpackung sofern verfügbar),
- Schinken (Fokus Wiederverschließbar),
- Bresso (Fokus kleinere Verpackungseinheit),
- Camembert (Fokus kleinere Verpackungseinheit),
- Marmelade (Verpackungsgröße),
- Kräuter (noch offen) und
- Fleisch (unterschiedliche Verpackungsvarianten).

Im Folgenden werden erste Ergebnisse zur Online Befragung präsentiert.

3 ERGEBNISSE

Um erste Erkenntnisse bezüglich allgemeiner Einstellung zu Verpackungen, Kaufentscheidung, Lagerung und Kaufverhalten von Konsumenten zu generieren, wurde anfangs Dezember eine Online-Umfrage gestartet. Die Laufzeit betrug 16 Wochen, ein Soll von über 1000 Teilnehmern war angestrebt. Durch gezielte Bewerbung der Umfrage in unterschiedlichen Kanälen (Versand an und durch (strategische) Partner inklusive deren Netzwerke, diverse Social-Media-Plattformen; Online- und Printmedien, etc.) konnten insgesamt über 1480 Personen zur Umfrageteilnahme gewonnen werden. Im Detail wurden 1150 Fragebögen vollständig ausgefüllt und 335 teilweise abgeschlossen.

Wie zu erwarten spielt die Verpackung bei der Produktauswahl nur eine untergeordnete Rolle. Nur annähernd 19 % der Befragten gaben an, dass die Verpackung bei der Wahl eines Lebensmittels kaufentscheidend ist. Hier überwiegen Gründe wie Herkunft/Regionalität (82 %) sowie der Preis (54 %). Den höchsten Einfluss auf die Kaufentscheidung hat das Verpackungsmaterial. Verbraucherfreundlichkeit, gute Sicht auf das Produkt sowie die optimale Verpackungsgröße spielen auch eine Rolle bei der Kaufentscheidung (Abb. 1). Haltbarkeitsverlängerung wird nur von 20 % der Befragten genannt.

Um die haltbarkeitsverlängernden Eigenschaften eines Produktes nutzen zu können, muss dieses Produkt selbstverständlich in der Originalverpackung und entsprechend den Hinweisen auf der Verpackung gelagert werden. Bei der Gegenüberstellung von Tomaten und Erdbeeren, die ähnliche Verpackungstypen aufweisen, zeigt sich, dass nur etwa ein Drittel der Tomatenkäufer die Ware in originalverpackten Zustand lagert, während dies immerhin 42 % bei Erdbeeren tun. Ein nicht unbeachtlicher Anteil der Konsumenten dieser Gemüse- und Obstprodukte (25 % bzw. 34 %) öffnet die Verpackung unmittelbar nach dem Einkauf zuhause. Der Großteil der Tomatenkäufer (rund 43 %) bewahrt die Ware unverpackt auf. Bei Erdbeeren sind dies mit 17 % deutlich weniger Personen. Das Umverpacken direkt nach dem Einkauf spielt bei beiden Produkten eine sehr untergeordnete Rolle.

Frage [4/27]: Welche dieser Verpackungseigenschaften hat bereits Ihre Kaufentscheidung beeinflusst?

n=1117



Abb. 1: Kaufentscheidende Verpackungseigenschaften.

Sowohl bei den Tomaten (über 88 %), als auch bei den Erdbeeren (91 %) geben die Konsumenten an, dass ihnen keine Lagerungshinweise auf der Verpackung aufgefallen sind. Nur ein geringer Anteil (Tomaten 7 %, Erdbeeren 5 %) befolgt auch die empfohlene Lagerung. Das spiegelt sich auch bei der Frage nach der bevorzugten Lagerung wider: 43 % der Befragten bewahren ihre Tomaten im Kühlschrank auf, mehr als die Hälfte (53 %) lagern sie außerhalb (z.B. Vorratsraum, Küche). Erdbeeren geben immerhin 67 % der Befragten in den Kühlschrank, etwa 20 % lagern sie jedoch bei Raumtemperatur. Die Ergebnisse lassen vermuten, dass der Großteil jener Personen, die Tomaten bzw. Erdbeeren nicht ordnungsgemäß aufbewahren, nicht über die richtige Lagerung informiert ist. Bei sensiblen Produkten wie Fleisch und Wurstwaren wird dagegen eher auf Lagerungshinweise geachtet. Immerhin 45 % der Befragten sind Lagerungshinweise bei Wurstwaren aufgefallen und die Hinweise werden auch befolgt (Abb.2).

Frage [12/27]: Bei welchen ausgewählten Produkten sind Ihnen Lagerungshinweise auf der Verpackung aufgefallen und befolgen Sie auch diese?

am Bsp. Tomaten (n=1008); Wurstwaren (n=843)

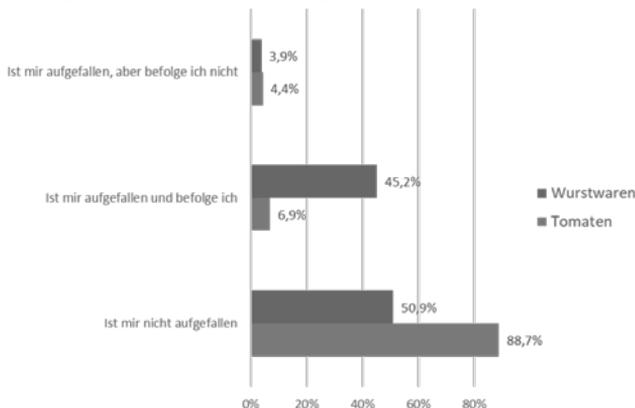


Abb. 2: Antworten auf die Frage nach der Wahrnehmung von Lagerungshinweisen bei Tomaten und Wurstwaren.

Nur 11 % der Befragten gaben an, ihre Lagerungsgewohnheiten aufgrund von Verpackungshinweisen geändert zu haben. Jene, die infolge von Verweisen die Lagerung eines Produkts umgestellt haben, nennen als Beispiel hauptsächlich Tomaten. Auch Kartoffel, Zitrusfrüchte, Bananen und andere Obst- und Gemüsesorten wurden angegeben.

Nur 36 % der Befragten sehen als Hauptvorteil von Verpackungen die längere Haltbarkeit. Die Schutzfunktion vor Beschädigung beim Transport (61 %) sowie hygienische Aspekte (47 %) werden als Hauptvorteile von Verpackungen genannt.

Auf den ersten Blick fällt auf, dass die Kunden Lebensmittel allgemein als „überverpackt“ wahrnehmen, gleichzeitig aber auch über 60 % ihre Notwendigkeit anerkennen. Über 70 % geben an, dass die Verpackung einen „doch“ wesentlichen Einfluss auf die Kaufentscheidung hat. Ebenso zeigt sich in dieser Frage, dass 60 % der Befragten eine Haltbarkeitsverlängerung durch die Originalverpackung zutreffend oder zumindest eher zutreffend befinden, der Umgang mit Verpackung sieht jedoch in der Realität ganz anders aus. So bevorzugen mehr als 57 % der Konsumenten beim Einkauf von Fleisch das offene Angebot an der Theke. Die Hauptgründe dafür sind vor allem die frei wählbare Menge, der geringere Anfall an Verpackungsmaterial, sowie die Frische und Qualität. Die Präferenzen gegenüber den übrigen Verpackungsvarianten für Fleisch (Vakuum-SKIN, MAP- und Kunststoffschale mit Dehnfolie) unterscheiden sich nur in geringen Prozentpunkten (< 2 %). Gründe für den bevorzugten Kauf von SKIN- und MAP-Verpackung. sind hauptsächlich die längere Haltbarkeit und die Schutzfunktion durch die Verpackung, bei der Kunststoffschale mit Dehnfolie vorwiegend die gute Sicht auf das Produkt.

Im Anschluss sind einige Aussagen zu Verpackungen aufgelistet. Bitte geben Sie an, wie sehr diese für Sie zutreffen. [26/27]-Lebensmittel...x

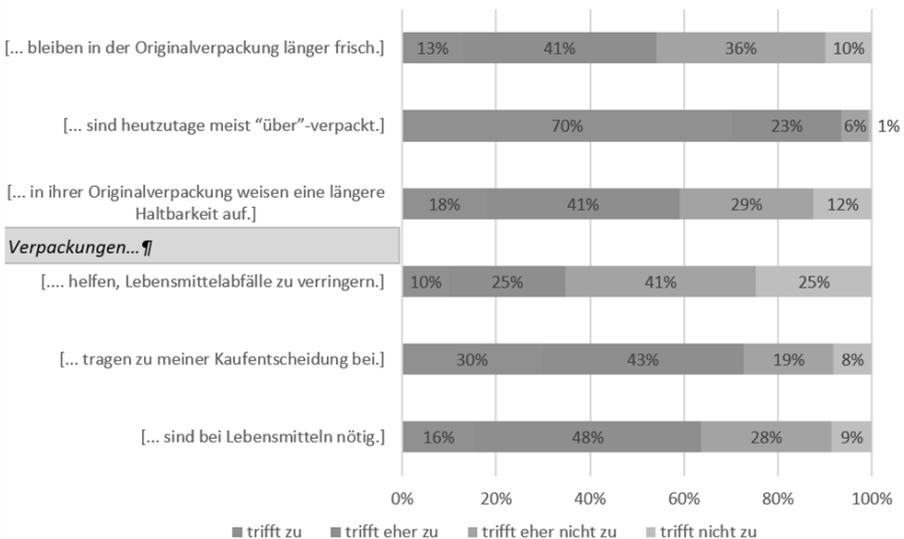


Abb. 3: Wahrnehmung von Verpackung beim Konsumenten.

4 SCHLUSSFOLGERUNG BZW. ZUSAMMENFASSUNG

Erste Ergebnisse lassen vermuten, dass haltbarkeitsverlängernde Verpackung, wenn überhaupt, einen nur geringen Einfluss auf das Lebensmittelabfallaufkommen beim Konsumenten hat. Optimierte Verpackung wird als solche (z.B. Fleisch) zwar zum Teil wahrgenommen, hat aber nur einen geringen Einfluss auf die Kaufentscheidung. Obwohl sich Hinweise zur richtigen Lagerung auf der Verpackung befinden werden diese kaum wahrgenommen. Vor allem bei Obst und Gemüse werden von den Haushalten nicht optimal gelagert. Oft werden Produkte nach dem Kauf ausgepackt und offen gelagert, wodurch die haltbarkeitsverlängernden Eigenschaften der Verpackung natürlich nicht zu tragen kommen.

LITERATUR

- Kroeber-Riel, W. & P. Weinberg (2003): Konsumentenverhalten. 8., aktualisierte und ergänzte Auflage 2003. XVIII, 825 S.: Vahlen ISBN 978-3-8006-2931-2
- Lebersorger, S., Schneider, F., 2014. Aufkommen an Lebensmittelverderb im österreichischen Lebensmittelhandel. Endbericht im Auftrag der ECR-Arbeitsgruppe Abfallwirtschaft 2014.
- Pilz H., Aspalter K., Hutterer H., Schweighofer J., Krainz M. 2014. Vermeidung von Lebensmittelabfällen durch Verpackung. Kooperationsprojekt mit Partnern aus den Bereichen Rohstoffherstellung, Verpackungsproduktion, Handel, Verpackungsverwertung und Forschung, denkstatt GmbH, Wien
- Read, M., Gregory, M., Phillips, P. 2009. An evaluation of four key methods for monitoring household waste prevention campaigns in the UK Resources, Conservation and Recycling 54 (2009) 9–20
- Schneider F., Part F., Lebersorger S., Scherhauser S., Böhm K. (2012): Sekundärstudie Lebensmittelabfälle in Österreich. Endbericht, im Auftrag des Bundesministeriums für Land- und Forstwirtschaft, Umwelt und Wasserwirtschaft, Wien, November 2012.)
- Zorpas, A. Lasaridi, K. 2013. Measuring waste prevention. Waste Management 33 (2013) 1047–1056

BauKarussell - Social Urban Mining

M. Meissner & C. Pladerer
pulswerk GmbH, Wien, Österreich

M. Neitsch
Re-Use und Reparaturnetzwerk, Wien, Österreich

T. Romm
Romm/Mischek ZT, Wien, Österreich

KURZFASSUNG: BauKarussell ist der erste österreichische Anbieter für den verwertungsorientierten Rückbau mit einem Fokus auf Wiederverwendung (=Re-Use) für großvolumige Bauobjekte. In Zusammenarbeit mit Bauherren werden re-Use-fähige Bauteile und Komponenten ausgebaut und für die Wiederverwendung zur Verfügung gestellt. Parallel dazu werden recyclingfähige Baustoffe manuell getrennt und der stofflichen Verwertung zugeführt. Diese Arbeiten werden von benachteiligten Arbeitskräften aus sozialwirtschaftlichen Unternehmen durchgeführt, die damit Qualifizierung, Jobtraining und bessere Chancen auf dem Arbeitsmarkt erhalten. BauKarussell schafft Beschäftigung und setzt das Konzept der Kreislaufwirtschaft im Rückbau um. Seit 2016 wurden in zwei Pilotobjekten zumindest rund 450.300 kg Abfälle vermieden, weitere 74.000 kg sortenrein getrennt der stofflichen Verwertung zugeführt und rund 171.000 kg Störstoffe aus den Rückbauobjekten entfernt. Die Wertstofflöse sowie die Kostenersparnis durch den Einsatz von Re-Use-Materialien erlaubten den sozialwirtschaftlichen Partnern insgesamt rund 7.600 Arbeitsstunden zu leisten und stellen damit eine wesentliche Finanzierungsquelle dar.

1 EINLEITUNG

BauKarussell ist das erste österreichische Projekt für Re-Use im großmaßstäblichen Baubereich. Das Konsortium arbeitet mit Bauträgern und Projektentwicklern im Feld des verwertungsorientierten Rückbaus, um Bauteile und Komponenten auszubauen und für den erneuten Einsatz im Zuge des Neu- oder Umbaus zur Verfügung zu stellen und so das Re-Use-Potential zu heben. Die sozialwirtschaftlichen Partner Caritas Wien und VHS Wien/DRZ setzen ihre Arbeitskräfte ein, die damit Qualifizierung, Jobtraining und bessere Chancen auf dem Arbeitsmarkt erhalten.

Der Ausgangspunkt von BauKarussell ist dabei, dass der rechtskonforme Rückbau (und die damit verbundenen Vorteile für die Umwelt) mit arbeitsmarktpolitischen Zielen (wie Qualifizierung und Beschäftigung) verbunden werden kann und soll (vgl. RecyclingbaustoffVO (BMLFUWW 2015)).

BauKarussell, als Kooperation von sozialwirtschaftlichen Einrichtungen für arbeitssuchende Personen, schafft mit einem Bauplanungsbüro geeignete Strukturen, um im Fall des Rückbaus Bauteile und Komponenten, noch bevor diese zu Abfall werden, in erneute Verwendung zu bringen. Bei BauKarussell werden die vormals arbeitslosen Mitarbeiter_innen in den Arbeitsfeldern Abfallwirtschaft und Baunebengewerbe qualifiziert. Eine Ausbildungsmöglichkeit in diesem Bereich ist ein langfristiges Ziel von BauKarussell.

2 PROJEKTAKTIVITÄTEN

Eine Recherche von nationalen und internationalen Projekten zeigt, dass das Potential für Wiederverwendung von Bauteilen und Komponenten vorhanden ist und in Europa auf vielfältige Art und Weise bearbeitet wird (Neitsch et al. 2017). Die bisherigen Projekterfahrungen in Österreich zeigen, dass es möglich ist Bauteile und Komponenten für die Wiederverwendung bereit zu stellen und sortenreine Abfallfraktionen im verwertungsorientierten Rückbau zu generieren, welche in der stofflichen Verwertung Einsatz finden. Die Chancen hierfür steigen, wenn es gelingt, möglichst frühzeitig in die Planung des Rückbaus eingebunden zu werden (siehe auch Abschnitt 2.2).

Ein wesentlicher Aspekt zum Funktionieren eines Netzwerks von so unterschiedlichen Partnern ist das Entwickeln gemeinsamer Inhalte und Sprache. Gemeinsame Arbeitstreffen sind ein effizientes und geeignetes Mittel um, neben der Projektsteuerung im engeren Sinn, die Vision von BauKarussell Stück für Stück zu konkretisieren. Die Analyse der maßgeblichen Verwaltungsrechtsmaterien (Abfallrecht, Gewerberecht, Arbeitsrecht etc.) und die sich daraus ergebenden Vorgaben sind ein Grundpfeiler der Entwicklung von BauKarussell als neuer Partner im verwertungsorientierten Rückbau. (Meissner et al. 2018)

2.1 Ergebnisse der operativen Pilotaktivitäten

Bei bislang 20 konkreten Rückbauobjekten bzw. Rückbaugebieten wurde BauKarussell in unterschiedlichem Ausmaß aktiv. Bei der Kontaktaufnahme wurde eine Begehung vor Ort vereinbart, um einen unmittelbaren Eindruck des Objektes zu bekommen und damit die Abschätzung möglicher Arbeiten durchführen zu können. Operativ zum Einsatz kamen Mitarbeiter_innen bislang bei zwei großen Rückbauobjekten:

Coca-Cola- Gelände (Triesterstr. 91, 1100 Wien)

- Durch die Re-Use-Rückbauarbeiten konnten für die verschiedenen Bauträger mehr als 450.000 kg Bauteile und Komponenten für den Wiedereinsatz bereitgestellt werden.
- 3.000 m² extensive Dachbegrünung, welche als Substrat im Nachfolgeprojekt Biotope City wieder zum Einsatz kommen soll, wurde bereitgestellt. Der Abtrag geschah manuell mit Schaufel und Zange. Die Lagerung erfolgte in sog. Big Bags auf der Baustelle. Aus dem Verkauf von Granulat sind Minderkosten für den Bauherrn zu erwarten.
- Rund 5.000 m² XPS-Dachplatten wurden manuell abgetragen und zur Wiederverwendung als Perimeterdämmung vor Ort bereitgestellt. Wieder ergaben sich Minderkosten für den Bauherrn. Die Lagerung der XPS-Platten erfolgt bis zum geplanten Wiedereinsatz vor Ort.
- Durch die Kabelentfrachtung und den Verkauf des Kupfers konnte ein beachtlicher Wertstofflös erzielt werden.
- Zusammengekommen leisteten die Mitarbeiter_innen der Caritas, des DRZ VHS Wien und des WUK mehr als 4.200 Arbeitsstunden.

Rechenzentrum der Stadt Wien (Rathausstraße 1, 1010 Wien)

- Die Kooperation mit HarvestMAP war der Testlauf für ein gemeinsames Vermarktungsmodell. Der Ausbau einer Trennwand, sowie die Weitergabe von Pflanzentrögen an HarvestMAP konnten bewerkstelligt werden (Masse rund 300 kg). Die Trennwand wurde den Planern der Großküche von „Magdas Hotel“, einem Social Business der Caritas, zur Verfügung gestellt. Die Pflanzentröge werden von den Architekten der HarvestMAP einem neuen Nutzen zugeführt.

- Während dem Zeitraum der Tätigkeit für den Bauherrn im Objekt „Rathausstraße 1“ war es möglich 3.500 m² Doppelbodenelemente auszubauen und zu Entfrachten. Dabei wurden die Doppelböden-Elemente in ihre einzelnen Komponenten sortenrein getrennt. Durch die sortenreine Trennung dieser und weiterer Materialien in mehr als 15 Fraktionen wurde nicht nur die stoffliche Verwertung von 74.000 kg erleichtert, sondern auch eine höhere Wertschöpfung bei der Weitervermarktung erzielt. Weitere 171.000 kg Störstoffe wurden als sperrige Abfälle aus dem Gebäude entfernt.
- Zusammengekommen leisteten die Mitarbeiter_innen der Caritas und des DRZ VHS Wien mehr als 3.400 Arbeitsstunden.

2.2 Entwicklung der Kreislaufwirtschaft im verwertungsorientierten Rückbau

Seit Projektbeginn erläutern Vertreter des Konsortiums in vielen Veranstaltungen und Konferenzen (vgl. (Meissner 2016), (Meissner 2017), (Romm 2018), (Meissner 2018a) oder (Meissner 2018b)) den BauKarussell-Ansatz und schaffen Bewusstsein für diese Veränderung. Wie im Folgenden beschrieben, wird das Konzept der Kreislaufwirtschaft im Bereich des verwertungsorientierten Rückbaus unter Einbeziehung sozialer Einrichtungen realisiert.

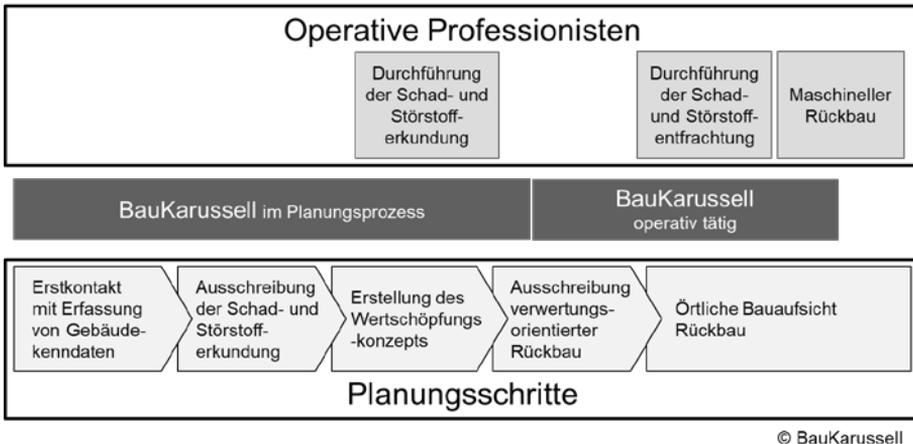


Abb. 1: Integration des Konzepts der Kreislaufwirtschaft in den verwertungsorientierten Rückbau unter Einbeziehung von BauKarussell.

Schritt 1: Erstkontakt und Ausschreibung der Schad- und Störstofferkundung

Für den Bauherrn/Projektentwickler wird nach dem Erstkontakt eine Ausschreibung mit konkreten Leistungspositionen durchgeführt, um die Angebote verschiedener beauftragter Anbieter vergleichbar zu machen. In Bauvorhaben mit mehr als 3.500 m³ umbauten Raums handelt es sich dabei um eine umfassende Schad- und Störstofferkundung (vgl. (BMLFUWW 2015) und (ON B 3151 2014)). In der Ausschreibung wird bspw. festgelegt, wie viele Kernbohrungen zur Erkundung von Deckenaufbauten durchgeführt werden sollen. Nach Einlagen der Angebote wird ein Preisspiegel erstellt und der Bestbieter ermittelt. Das ausgearbeitete Schad- und Störstoffgutachten zeigt welche Schad- und Störstoffe wo und in welchem Ausmaß im Rückbauobjekt vorkommen. Damit ist es eine wichtige Planungsgrundlage zur Ausarbeitung des Wertschöpfungskonzepts und zur Ausschreibung des Rückbaus (siehe Schritt 2 und 3).

Schritt 2: Wertschöpfungskonzept zum verwertungsorientierten Rückbau

Für das Rückbauobjekt wird anhand eines Building Information Modells (BIM) ein Wertschöpfungskonzept erarbeitet, um den vorliegenden Ressourcen einen möglichst hochwertigen erneuten Einsatz zuordnen zu können. Der Einsatz kann eine Wiederverwendung oder eine stoffliche Verwertung sein. Potentiell wiederverwendbare Bauteile werden katalogisiert. Besonders werthaltige Fraktionen (wie z.B. Buntmetalle) führen zu Gutschriften, wenn diese während des Rückbaus möglichst sortenrein gesammelt werden. Schon während dieses Arbeitsschrittes kann mit der Vermarktung der wiederverwendbaren Bauteile begonnen werden. Dieses Vorgehen reduziert jedenfalls die Entsorgungskosten. Das Wertschöpfungskonzept dient gleichzeitig als Rückbaukonzept gem. RecyclingbaustoffVO.

Schritt 3: Ausschreibung des verwertungsorientierten Rückbaus

Die Ausschreibung für den verwertungsorientierten Rückbau wird ausgearbeitet und abgewickelt. Nach Einlagen der Angebote wird der Bestbieter ermittelt. In diese Ausschreibung fließt das Wissen über das Rückbauobjekt (z.B. aus dem BIM-Modell und dem Schad- und Störstoffgutachten) ein. Wieder ist darauf zu achten, dass die Leistungen in den Angeboten für den Bauherrn vergleichbar bleiben. Ggf. werden Minderkosten für vorab entfernte Bauteile/Störstoffe abgefragt (siehe Schritt 4).

Schritt 4: Wertstoffbesicherung durch BauKarussell

Schon während Schritt 3 kann BauKarussell durch eine separate Beauftragung des Bauherrn operativ beginnen und Wertstoffe (wie z.B. Buntmetalle) aus dem Rückbauobjekt sichern sowie Bauteile für die Wiederverwendung demontieren. Abgestimmt auf das Rückbauobjekt können dabei auch bereits verschiedene Störstoffe entfernt werden. Im Sinne eines Open Book-Ansatzes werden erzielte Erlöse dem Bauherrn gegenüber offen gelegt und so die vorhandenen Werte des Rückbauobjekts sichtbar gemacht.

Schritt 5: Örtliche Bauaufsicht Rückbau

Die örtliche Bauaufsicht stellt sicher, dass die Inhalte des Wertschöpfungskonzeptes von den Auftragnehmern ordnungsgemäß umgesetzt werden. Regelmäßige Baubesprechungen erlauben die Koordination der Arbeiten.

Das BauKarussell-Konsortium steht in einer Reihe von Rückbauobjekten in Verhandlung für weitere Aufträge und wird als kompetenter Partner wahrgenommen. Beispielsweise konnte eine Kooperation mit einem gemeinnützigen Wohnbauträger hinsichtlich des Rückbaus von zwei ehem. Gärtnereisandorten in Wien abgeschlossen werden.

3 SCHLUSSFOLGERUNG BZW. ZUSAMMENFASSUNG

BauKarussell ist als reiner Betrieb mit der Dienstleistung „Bereitstellung von Bauteilen und Komponenten für die Wiederverwendung bevor Produkte zum Abfall werden“ nicht realisierbar. Diese anfänglich eng gesteckte Dienstleistung wird von den betroffenen Bauherrn, Projektentwicklern, Abbruchunternehmern nicht angenommen und die Wirtschaftlichkeit erscheint nicht gegeben. Die Projektarbeiten zeigen jedoch, dass das BauKarussell-Portfolio als Kombination von abfallvermeidenden Dienstleistungen vor den eigentlichen Rückbauaktivitäten (= Ausbau und Bereitstellung von Bauteilen) und Dienstleistungen im Rahmen des verwertungsorientierten Rückbaus (wie er in der ON B 3151 beschrieben wird) sehr wohl auf Interesse stößt und in der Wertschöpfungskette anschlussfähig ist. Für BauKarussell liegt in der Synergie beider Aspekte die Chance in den jeweiligen Bauprojekten auch wirtschaftlich operieren zu

können. BauKarussell positioniert sich als fachlich kompetenter Partner für die Bereitstellung von Bauprodukten für die Wiederverwendung (= Abfallvermeidung) und für Leistungen von der Entrümpelung bis hin zur Schadstoffentfrachtung. Die frühzeitige Zusammenarbeit mit Bauherrn im Planungsprozess zeigt die Re-Use-Potentiale auf. Gleichzeitig kooperiert BauKarussell (als befugter Abfallbehandler) mit Bauunternehmen, Abbruchunternehmen und Fachentsorgern um die Arbeit im verwertungsorientierten Rückbau zu beschleunigen.

Seit 2016 wurde erstmals im großvolumigen Rückbau der Aspekt der Wiederverwendung in zwei Rückbauobjekten mitgeplant und umgesetzt. In zwei Pilotobjekten wurden zumindest rund 450.300 kg Abfälle vermieden, weitere 74.000 kg sortenrein getrennt der stofflichen Verwertung zugeführt und rund 171.000 kg Störstoffe aus den Rückbauobjekten entfernt. Die Pilotaktivitäten haben gezeigt, dass keine pauschalen Beurteilungen möglich sind. Eine genaue Abwägung der Wirtschaftlichkeit muss für jedes Rückbauobjekt erfolgen. Für jeden Einzelfall ist zu klären, ob Bauteile und Komponenten im Sinne der Abfallvermeidung direkt für die Wiederverwendung gewonnen werden können oder ob juristisch Abfall vorliegt und Arbeiten innerhalb des Abfallregimes als Schad- oder Störstoffe erfolgen müssen.

Auf Basis der bisherigen Projektarbeiten ziehen die Autor_innen folgende Schlüsse:

- Re-Use im großvolumigen Rückbau ist möglich und leistet einen Beitrag zur Kreislaufwirtschaft und zum Abfallvermeidungsprogramm des Bundes (BMNT 2017). Um in die Planungen einbezogen zu werden, ist bauwirtschaftliches Fachwissen notwendig. Die Verbindung mit der abfallwirtschaftlichen Kompetenz von BauKarussell schafft rechtliche Sicherheit für den Bauherrn.
- Verwertungsorientierter Rückbau ist ein Einsatzfeld für sozialwirtschaftliche Einrichtungen, denn er schafft sozialwirtschaftliche Beschäftigung. Die Wertstofflöse sowie die Kostenersparnis durch den Einsatz von Re-Use-Materialien erlaubten den sozialwirtschaftlichen Partnern insgesamt rund 7.600 Arbeitsstunden zu leisten und stellten damit eine wesentliche Finanzierungsquelle dar.
- Die oft knapp bemessene Zeit zwischen Auftragserteilung und möglichem Auftragsbeginn und die damit verbundene Problematik der kurzfristigen Personalbereitstellung durch sozialwirtschaftliche Betriebe ist offensichtlich.
- Eine Vielzahl an Einladungen zu Gesprächen mit Bauherrn und Projektentwicklern zeigt deren Interesse. Die platzierten Botschaften stießen also auf Interesse in der Branche. Weitere Planungsaufträge wurden bereits erteilt.
- Es bestehen noch große Wissenslücken bzgl. der Möglichkeiten und Chancen des verwertungsorientierten Rückbaus. Generell überwiegt bei Stakeholdern die Meinung, dass die Vorgaben der RecyclingbaustoffVO den Rückbau erschweren.
- Relevante Anspruchsgruppen sind neben den Bauherrn und Projektentwicklern auch die Bauwirtschaft (Baufirmen und Abbruchfirmen) selbst.
- Die Beachtung der Entscheidungsprozesse und Abläufe bei Bauherrn ist kritisch für den Erfolg. Je frühzeitiger eine Einbindung erfolgt, desto höher stehen die Chancen, vorhandene Potentiale tatsächlich zu heben. Der verwertungsorientierte Rückbau beginnt in der Planung zum Abbruch. Die bisherigen Gespräche mit Bauträgern und Projektentwicklern führten zu einem für BauKarussell optimalen Ablauf einer Rückbauplanung.
- Für Bau-Re-Use bedarf es eines entsprechend spezialisierten Anbieters, der sich aktiv und offensiv in die klassischen Abläufe einbringt.
- Re-Use betrifft nicht ausschließlich historische Bauteile und Einzelstücke.
- Re-Use kann im großvolumigen Wohnbau und bei Industrie- und Gewerbe-Rückbauten mit großen Stückzahlen und großen bzw. technisch anspruchsvollen Ein-

bauten (Haustechnik) Wirtschaftlichkeit und Arbeitsmarktrelevanz aufweisen. Höhere Wirtschaftlichkeit wird mit steigender Kontinuität und Anzahl der Rückbauprojekte erreicht werden („Economy of Scale“).

- Viele Rückbauobjekte weisen eine relativ kurze Nutzungsdauer auf.
- BauKarussell muss sich als juristische Rechtsperson konstituieren.
- Ein klares Schema für die Freigabe von gebrauchten Bauteilen und Komponenten für die Wiederverwendung ist unerlässlich.

Die Projektentwicklung wird von der Stadt Wien (Initiative natürlich weniger Mist) mitfinanziert und durch die Abfallvermeidungsförderung der österreichischen Sammel- und Verwertungssysteme für Verpackungen sowie das Bundesministerium für Digitalisierung und Wirtschaftsstandort gefördert.

LITERATUR

- BMLFUWW (2015) *Verordnung über die Pflichten bei Bau- oder Abbruch Tätigkeiten, die Trennung und die Behandlung von bei Bau- oder Abbruch Tätigkeiten anfallenden Abfällen, die Herstellung und das Abfallende von Recycling-Baustoffen (Recycling-Baustoffverordnung – RBV)*. StF: BGBl. II Nr. 181/2015 idGF.
- BMNT (2017). Bundesabfallwirtschaftsplan 2017, Wien (BMNT).
- Meissner, M. (2016) *BauKarussell: Wiederverwendung von Bauprodukten*. Vortrag am Aktionstag Nachhaltige Beschaffung am 7. November 2016, im Auftrag des Bundesministeriums für land-, Forstwirtschaft, Umwelt und Wasserwirtschaft, St.Pölten (Österreichisches Ökologie-Institut).
- Meissner, M. (2017) *BauKarussell - Wiederverwendung und Re-Use im Rückbau*. Poster auf der Österr. Abfallwirtschaftstagung 10.-12.5.2017, Graz (pulswerk GmbH).
- Meissner, M. (2018a) *BauKarussell - Social Urban Mining*. Poster auf der Österr. Abfallwirtschaftstagung 17.-18.4.2018, Salzburg (pulswerk GmbH).
- Meissner, M. (2018b) *Gesetz und Machbarkeit - eine abfallwirtschaftliche Herausforderung für alle Akteure*. Keynote auf der Fachtagung "Forum und Baustelle - Entsorgung und Recycling", im Auftrag von imh GmbH, 25.-26.4.2018, Wien.
- Meissner, M., Neitsch, M., Pawlowsky, A., Smith, E., Romm, T. (2018) *BauKarussell Abfallvermeidung im Gebäuderückbau Projektdokumentation*. In Kooperation mit caritas Wien, DRZ VHS Wien, RepaNet, Romm/Mischek ZT und WUK, mitfinanziert in Zusammenarbeit mit der Initiative natürlich weniger Mist und gefördert von der Abfallvermeidungsförderung der Sammel- und Verwertungssysteme für Verpackungen und dem Bundesministerium für Digitalisierung und Wirtschaftsstandort (pulswerk GmbH).
- Neitsch, M., Meissner, M., Grünberger, M. (2017) *Re-Use von ganzen Bauteilen aus dem Bau-sektor in Österreich*. RepaNet und pulswerk GmbH, im Auftrag von Bundesministerium für ein lebenswertes Österreich (Wien).
- ON B 3151 (2014) *Rückbau von Bauwerken als Standardabbruchmethode*. Austrian Standards, Ausgabe 1.12.2014.
- Romm, T. (2018) *Logistik der Kreislaufwirtschaft im urbanen Bauen*. Vortrag auf der Fachtagung "Forum und Baustelle - Entsorgung und Recycling", im Auftrag von imh GmbH, 25.-26.4.2018, Wien.

MehrWert durch MehrWeg – Coffee to go in Innsbruck

J. Knapp & A. Bockreis

Universität Innsbruck, Arbeitsbereich Umwelttechnik, Innsbruck, Österreich

KURZFASSUNG: Getränke und Lebensmittel to go spielen eine immer größere Rolle in der Gesellschaft, verbunden mit einem erhöhten Anfall an Einweg- und Verpackungsabfall. In Innsbruck haben sich sechs Partner - verschiedene Bäckereien und Coffeeshops sowie die Mensa und die Universität - gemeinsam entschlossen, diesem Trend etwas entgegenzusetzen. Seit September 2018 wird in Innsbruck in über 60 Filialen ein gemeinsam entworfener Mehrwegbecher zum Kauf angeboten. Die Einführung wurde von verschiedenen Aktionen begleitet, um sowohl die Nutzer als auch die Innsbrucker Bevölkerung für die Problematik des Einwegabfalls zu sensibilisieren. Die Kampagne zum Thema „Auswirkungen der Verwendung von Einwegbechern und mögliche Alternativen“ wird gemeinsam mit der Stadt Innsbruck, dem Land Tirol und weiteren Akteuren durchgeführt. Begleitet wird die Kampagne von Befragungen, in denen das generelle Kaffeetrinkverhalten analysiert wird, um daraus auch Rückschlüsse für die Kampagne und Bewerbung ziehen zu können.

1 EINLEITUNG

Immer mehr Menschen greifen zum Einwegbechern, um ihren Kaffee unterwegs zu trinken. Doch dieser Trend hat negative Folgen für die Umwelt. Neben dem Ressourcenverbrauch verschmutzen viele der weggeworfenen Einwegbecher Straßen, öffentlichen Plätze und die Natur. Die Deutsche Umwelthilfe hat 2015 ermittelt, dass in Deutschland stündlich 320.000 Coffee to go Becher verbraucht werden. Pro Jahr sind das 2,8 Milliarden Stück Einwegbecher. Umgerechnet auf die Einwohnerzahl von Österreich sind das ca. 300 Mio. Einwegbecher pro Jahr. (DUH 2015). In Städten werden im Vergleich deutlich mehr Wegwerfbecher konsumiert als in ländlichen Regionen. Der geschätzte Verbrauch in Berlin liegt z.B. bei täglich 460.000 Einwegbechern (DUH 2015). Für Innsbruck lässt sich damit ein Verbrauch von ca. 12.000 – 17.000 Einwegbechern pro Tag abschätzen!

Nach Angaben der Verbraucherzentrale Nordrhein-Westfalen (NRW) hat sich die Menge aller Unterwegs-Getränkebecher für heiße und kalte Getränke seit der Jahrtausendwende verdreifacht: 106.000 Tonnen Abfall fielen in Deutschland für to go Getränkeverpackungen inklusive Zubehör - Deckel, Strohalm, Rührstab - an. Damit hat der Becher die Plastiktüte als Abfallverursacher im Alltag überholt. Von den Tüten werden in Deutschland rund 95.000 Tonnen jährlich verbraucht. (NRW 2018)

In Deutschland gibt es inzwischen einige Initiativen, die diesen Trend stoppen wollen, z.B. mit dem Verkauf von Mehrwegbechern oder durch die Einführung eines Pfand- oder Poolsystems für Coffee to go Becher. So gibt es z.B. in Freiburg den Pfandbecher „Freiburg Cup“, in Hamburg das Pfandsystem „Refill it - El Rojito“, auch in Berlin und weiteren Städten gibt es ähnliche Projekte. Mehrwegbecher zum Wiederbefüllen werden u.a. in München und z.B. an verschiedenen Universitäten, wie der Universität Tübingen, der Universität Hohenheim und der Hochschule Weihenstephan-Triesdorf, angeboten.

In Österreich gibt es - soweit bekannt - bisher noch keine derartigen, städtischen Initiativen. Da das Problem der Einwegbecher in Österreich aber ebenso präsent wie in Deutschland ist, hat die Universität Innsbruck im Oktober 2016 gemeinsam mit der Österreichischen Mensen Betriebsgesellschaft mbH, den zwei Tiroler Bäckereiketten Baguette/MPPreis und Ruetz, den Innsbrucker CoffeeKult-Coffeeshops und dem In-

nsbrucker Kaffeehaus Brennpunkt ein Mehrwegbecher-Projekt für Innsbruck gestartet, in Zusammenarbeit mit der Stadt Innsbruck sowie dem Land Tirol.

2 DAS PROJEKT „MEHRWERT FÜR INNSBRUCK - COFFEE-TO-GO IM MEHRWEGBECHER“

Das Projekt startete im Herbst 2016 mit einer umfangreichen Recherche zur Thematik „Abfallvermeidung durch Mehrwegsysteme“. Nach ersten Ergebnissen wurde gemeinsam entschieden, dass in Innsbruck folgendes System umgesetzt werden soll: Es wird ein Mehrwegbecher zum Kauf angeboten und bei der Wiederbefüllung des Bechers erhält der Kunde einen Rabatt auf den Kaffee. Der Mehrwegbecher wird relativ günstig angeboten, z.B. für ca. 5 € inklusive der ersten Füllung. Die Verteilung erfolgt im ersten Schritt in Innsbruck über die beteiligten Projektpartner (in insgesamt über 60 Innsbrucker Filialen).

Nachdem bei der Lebensmittelaufsicht des Landes Tirol abgeklärt wurde, dass keine hygienerechtlichen Bedenken gegen die Verwendung von Mehrweggefäßen im Heißgetränkereich bestehen, haben sich die Projektpartner mit der Auswahl eines geeigneten Bechers für das geplante System befasst. Dazu wurde viel recherchiert und verschiedene Becher wurden von den Projektmitgliedern getestet. Der gesuchte Becher soll möglichst ressourcenschonend hergestellt werden (ideal: Produktion aus nachwachsenden Rohstoffen in Österreich oder Nachbarländern). Er muss geschmacksneutral und lebensmittelecht sein und darf keine Schadstoffe an das Produkt (Heißgetränk) abgeben. Er soll günstig, angenehm in der Handhabung, abdichtbar, beständig/bruchsicher und spülmaschinengeeignet sein. Außerdem muss er modern und ansprechend („trendy“) wirken. Dafür ist unter anderem auch das Branding entscheidend, das die Vorteile durch die Nutzung der Mehrwegbecher aufzeigen und durch eine positive „Message“ Menschen motivieren soll, auf Mehrweg umzusteigen. Für die Kampagne wurde eine junge Agentur beauftragt, die in Abstimmung mit den Projektpartnern ein gemeinsames Becherdesign für alle Partner und eine übergeordnete Kampagne mit dem Kampagnen-Slogan „Besser Kaffeetscheln mit dem Bessercup“ entwickelt hat. Abgestimmt darauf wird eine Informationskampagne zur Einführung der Becher entwickelt. Diese wird gemeinsam mit der Stadt Innsbruck, dem Land Tirol und möglichst verschiedenen Akteuren aus der Abfall- und Verpackungswirtschaft lanciert werden, u.a. mit einer gemeinsamen Pressekonferenz zum Kampagnenstart kombiniert mit (Guerillamarketing-)Aktionen. Die Kampagne ist ein zentraler Bestandteil des Projektes, denn darüber sollen nicht nur die direkten Kunden, sondern alle InnsbruckerInnen erreicht und für das Thema Einwegverpackungsabfälle und insbesondere für to go Becher sensibilisiert werden. Wesentlich für das Projekt ist außerdem die wissenschaftliche Begleitung der Mehrwegbechereinführung durch Nutzerbefragungen und Effizienzüberprüfungen.

2.1 Ausgewählter Becher

10/2017 wurde entschieden, für das Projekt den Treecup 400 der Firma NOWASTE zu verwenden (NOWASTE 2018). Der Becher fasst 400 ml und wird aus nachwachsenden Rohstoffen und natürlich vorkommenden Mineralien in Deutschland hergestellt. Er besteht aus Stärke, Glucose, Lignin (Baumharze), pflanzliche Öle und Wachse sowie mineralischen Füllstoffen. Der Deckel ist aus Silikon und die Manschette aus Wollfilz. Jeder Innsbrucker Bessercup ist mit dem Slogan „Besser Kaffeetscheln“ und dem entworfenen „Bergemotiv“ bedruckt. Je nach Verkaufs-/Ausgabeort ist der Becher mit dem Logo des jeweiligen Projektpartners individualisiert.



Abb. 1: Mehrwegbecher der Universität Innsbruck.

2.2 Befragungen

Um Abfall besser vermeiden zu können, muss man verstehen, welche Stoffströme wann und warum anfallen. Daher wurde bereits vor dem Kampagnenstart eine Umfrage von Studierenden durchgeführt, in der das generelle Kaffeetrinkverhalten analysiert wurde. So wurde abgefragt, wie häufig und wo Kaffee getrunken wird und wenn unterwegs, dann mit welcher Bezugsquelle. Weiterhin wurde diskutiert, unter welchen Voraussetzungen die Bereitschaft, zum Umstieg von Einweg- auf Mehrwegbecher gegeben ist. Die Umfrage beruht auf 278 ausgefüllten Fragebögen. Darunter waren 117 Teilnehmerinnen mit einem Durchschnittsalter von 28,2 Jahren und 161 Teilnehmer mit einem Durchschnittsalter von 27,0 Jahren.

Die Häufigkeit des Kaffeetrinkens der Befragten ist in Abbildung 2 dargestellt. Sowohl bei den Frauen als auch bei den Männern gaben über 35 % der Befragten an, täglich mehrmals Kaffee zu konsumieren.

Als Hauptgrund für das Kaffeetrinken wurde von ca. 70 % der Befragten das „Kaffeetrinken als Genuss“ (66 % weiblich, 75 % männlich) angegeben im Gegensatz zu ca. 30 % „Kaffeetrinken als Notwendigkeit“.

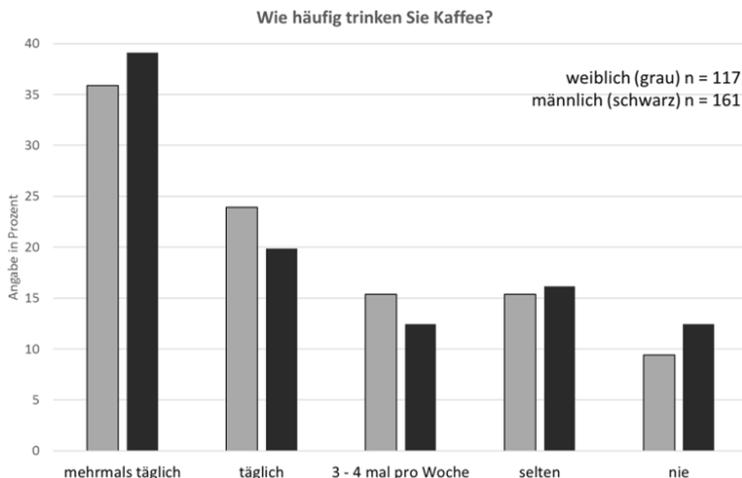


Abb. 2: Häufigkeit des Kaffeetrinkens.

Interessant für die Erfassung der Menge an Einwegbechern ist, wo denn Kaffee getrunken wird. Die Ergebnisse sind in Abbildung 3 dargestellt – Mehrfachnennungen

waren möglich. Das Ergebnis belegt eindeutig, dass nur ein geringer Teil der Befragten angibt, Kaffee unterwegs zutrinken. Damit würden die meisten der Befragten nicht Zielgruppe des Projektes sein.

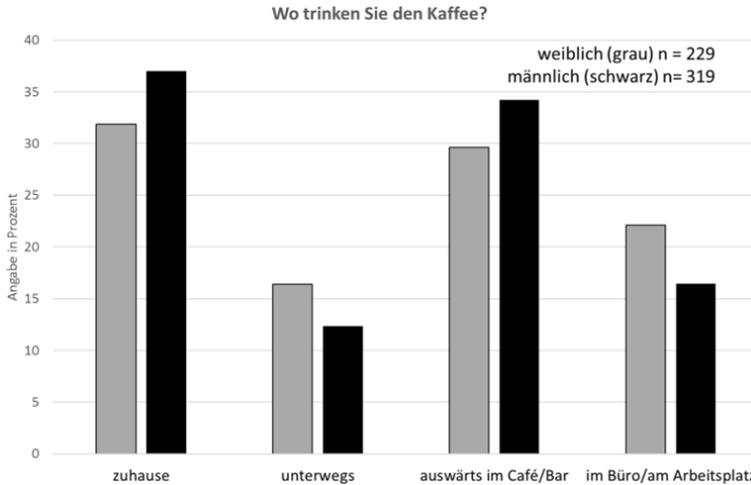


Abb. 3: Ort des Kaffeetrinkens.

Weiterhin wurde abgefragt, wo der Coffee to go geholt wird und was der Hauptgrund für Coffee to go bzw. Coffee to stay ist. Die Ergebnisse sind in nachfolgender Tabelle 1 dargestellt. Sowohl bei Frauen als auch Männern ist der Hauptbezugsort von Coffee to go das Café, wogegen die wenigsten Befragten ihren Kaffee an der Tankstelle kaufen. Weiterhin überwiegt in beiden Gruppen der praktische Nutzen für Coffee to go, gefolgt von der Zeitersparnis und der Bequemlichkeit. Das Argument „billiger“ ist für die wenigsten Befragten ein Grund für den Kauf von Coffee to go. Der Hauptgrund für Coffee to stay ist sowohl bei Frauen als auch Männern die Verabredung mit Freunden. Mit je ca. 20 - 25 % folgen die Gründe des Geschmacks sowie die bewusste Entscheidung zur Pause. Umweltbewusstsein wird nur von 13 % der Frauen sowie nur 9 % der Männer als Grund für Coffee to stay angegeben.

Tab. 1: Befragungsergebnisse der Umfrage.

	Weiblich	Männlich
Wenn unterwegs...?	n = 147	n = 195
• aus einem Café	45 %	36 %
• am Automaten	24 %	33 %
• in der Bäckerei	27 %	25 %
• von einer Tankstelle	3 %	6 %
Hauptgrund für Coffee to go	n = 117	n = 132
• praktisch	42 %	46 %
• aus Zeitersparnis	32 %	25 %
• Bequemlichkeit	21 %	20 %
• Billiger	6 %	8 %
Hauptgrund für Coffee to stay	n = 180	n = 211
• Verabredung m. Freunden	42 %	43 %
• Geschmack	26 %	24 %
• bewusste Entscheidung zur Pause	19 %	25 %
• Umweltbewusstsein	13 %	9 %

Abschließend wurden noch Fragen zum Nutzungsverhalten von Mehrweg-Kaffeebechern gestellt, welche in nachfolgender Tabelle dargestellt sind. Mehr als 2/3 der Befragten verwenden Einwegbecher. Mehrwegbecher verwenden bei den Befragten mehr Frauen (37 %) als Männer (29 %). Bei der Frage nach dem Grund, was am meisten bei der Nutzung von Mehrwegbechern stört gaben mehr als 40 % der Befragten den Transport über längere Zeit an. Je ¼ der Befragten stört die notwendige Rückgabe bzw. die Reinigung des eigenen Bechers. Befragt nach den Umständen für einen Umstieg auf einen Mehrwegbecher gab ca. die Hälfte der Befragten die Einführung eines Mehrwegbecher-Pfandsystems an. Mit 38 % sprachen sich mehr Frauen für einen eigenen Mehrwegbecher mit Preisreduktion beim Kaffeekauf aus als Männern (30 %). Männer bevorzugen mit 19 % eher den Zuschlag bei der Verwendung von Einwegbechern. Bei den Frauen sind das 15 %.

Tab. 2: Befragungsergebnisse zum Nutzungsverhalten von Mehrwegbechern.

	Weiblich	Männlich
Wenn unterwegs...?	n = 81	n = 121
• Einwegbecher	63 %	71 %
• Mehrwegbecher	37 %	29 %
Was würde Sie bei der Nutzung von Mehrweg-Kaffeebechern am meisten stören?	n = 111	n = 154
• Transport über längere Zeit	47 %	44 %
• Notwendige Rückgabe	26 %	27 %
• Reinigung des eigenen Bechers	23 %	23 %
• Sonstiges	5 %	6 %
Unter welchen Umständen würden Sie auf einen Mehrwegbecher umsteigen?	n = 109	n = 153
• Einführung eines Mehrwegbecher-Pfandsystems	48 %	51 %
• Eigener Mehrwegbecher mit Preisreduktion beim Kaffeekauf	38 %	30 %
• Zuschlag bei der Verwendung von Einwegbechern	15 %	19 %

Weitere Befragungen, die einen Einblick in die Wirkung der Kampagne und die Motivation der Kunden geben sollen, sind geplant, zu Beginn der Kampagne direkt nach Einführung des Innsbrucker Mehrwegbechers und nochmal ca. sechs Monate später.

2.3 Auswirkungen und abfallwirtschaftliche Relevanz

Durch die gemeinsame Informationskampagne zur Einführung des Innsbrucker Mehrwegbechers soll bei der Bevölkerung ein Bewusstsein für die mit dem Verbrauch von Einwegverpackungen verbundenen Probleme geschaffen werden, und es sollen Alternativen aufgezeigt werden. Im besten Fall führt das auch in anderen Bereichen zu einer Vermeidung von Einweg- und zu einer Stärkung von Mehrwegverpackungen (Trinkflasche, Stoffbeutel, Box für Lebensmittel, etc.)

Die am Projekt beteiligten Betriebe verbrauchen derzeit in Innsbruck jährlich insgesamt ca. 1,2 Mio. Einweg-Pappbecher und ca. 700.000 Einweg-Plastikdeckel. Zusammen mit den anfallenden Transportverpackungen ergibt das über 15 Tonnen

Abfall pro Jahr. Bei einem Umstieg von geschätzten 25 % der Kunden auf Mehrwegbecher reduziert sich der Verbrauch um insgesamt 3,8 Tonnen.

Weitere positive Effekte sind, dass durch die Vermeidung von Einwegbechern die Menge an weggeworfenen Einwegbecher auf Straßen, öffentlichen Plätzen und in der Natur abnimmt (weniger Littering!). Außerdem nimmt auch die Menge der korrekt entsorgten Einwegbecher in öffentlichen Abfallbehältern ab, so dass diese weniger schnell überfüllt sind und evtl. vor allem in der Innenstadt an stark frequentierten Plätzen seltener geleert werden müssen.

Durch die Vermeidung von Einwegbechern werden Ressourcen (Papier (Holz), Kunststoff (PE, PS), Wasser und Energie und damit auch CO₂-Emissionen eingespart, die für die Produktion dieser Becher benötigt werden.

Auf der anderen Seite werden auch für die Produktion der Mehrwegbecher Ressourcen, Wasser und Energie benötigt. Außerdem werden für die Reinigung nach Gebrauch Wasser und Energie benötigt. Mehrwegbecher verbrauchen durch die häufige Wiederbefüllung über den gesamten Lebensweg deutlich weniger Ressourcen als Einwegbecher. Bei der Herstellung von Mehrwegbechern sind die Aufwendungen im Vergleich zu Einwegvarianten zwar höher, allerdings werden diese durch hohe Wiederverwendungsraten mehr als kompensiert.

3 SCHLUSSFOLGERUNG UND AUSBLICK

Je häufiger ein Mehrwegbecher verwendet wird, desto geringer wird der Einfluss der Produktion auf die Umweltauswirkungen. Für jeden Mehrwegbecher kann eine sogenannte Nutzenschwelle (Breakeven-Point) errechnet werden, der die Anzahl der Wiederbefüllungen angibt, ab der der Mehrwegbecher geringere Umweltauswirkungen verursacht als der Einwegbecher.

D.h. ein Mehrwegbecher schont Ressourcen, Wasser und Energie im Vergleich zu einem Einwegbecher nur dann, wenn er häufig (Anzahl > Breakeven-Point) verwendet wird! Daher ist die Informationskampagne ein wesentlicher Bestandteil des Projekts. Denn Mehrwegbecher, die gekauft werden, schonen die Umwelt nur, wenn sie auch regelmäßig verwendet werden.

Die beteiligten Partnerbetriebe haben daher die jährlichen Verbrauchsmengen an Einwegbechern und -deckeln vor Einführung der Mehrwegbecher ermittelt. Zwölf Monate nach Einführung der Mehrwegbecher werden wieder Verbrauchsmengen an Einwegbechern und -deckeln ermittelt. Dadurch kann eine Veränderung des Einwegbecherverbrauchs ermittelt werden.

Die Anzahl der verkauften Mehrwegbecher wird über das Kassensystem der Betriebe erfasst. Auch die Anzahl der Getränke, die in Mehrwegbecher ausgeschenkt werden, kann über das Kassensystem genau ermittelt werden, da hier immer ein Mehrweg-Rabatt in der Registrierkasse erfasst wird. Dadurch kann die Nutzung der Mehrwegbecher genau überprüft werden.

Es ist geplant, weitere Kaffeeanbieter für das System zu gewinnen und es somit auf ganz Innsbruck auszuweiten bzw. den Becher bestenfalls sogar tirolweit anzubieten.

LITERATUR

Deutsche Umwelthilfe (DUH) (2015) *Hintergrundpapier der Deutschen Umwelthilfe. Coffee to go-Einwegbecher – Umweltauswirkungen und Alternativen*. Online: http://www.duh.de/uploads/tx_duhdownloads/DUH_Coffee-to-go_Hintergrund_01.pdf. Zugriff am 26.05.2018.

NOWASTE (2018) *Homepage*. NOWASTE GmbH, Hanau, Online: www.nowaste.eu.

NRW (2018) *Coffe to go: Einweg-Becher vermeiden*. Online-Beitrag, Verbraucherzentrale Nordrhein-Westfalen e.V., Düsseldorf, Online: <https://www.verbraucherzentrale.nrw/wissen/umwelt-haushalt/abfall/coffee-to-go-einwegbecher-vermeiden-12332>.

Monitoring von Lebensmittelabfällen in Deutschland

D. Leverenz, P. Pilsl, G. Hafner & M. Kranert

Universität Stuttgart, Institut für Siedlungswasserbau, Wassergüte- und Abfallwirtschaft, Stuttgart, Deutschland

KURZFASSUNG: Die Vereinten Nationen haben die Vermeidung von Lebensmittelabfällen in die Agenda 2030 für nachhaltige Entwicklung aufgenommen. Ziel ist die Halbierung der entstehenden Lebensmittelabfälle auf Einzelhandels- und Verbraucherebene sowie die Reduzierung der Lebensmittelabfälle entlang der Produktions- und Lieferkette. Vor diesem Hintergrund erarbeitet das nationale Forschungsvorhaben REFOWAS (Pathways to Reduce Food Waste) unter anderem eine belastbare Datengrundlage, die eine Berichterstattung über das Aufkommen und die Entwicklung von Lebensmittelabfällen in Deutschland ermöglicht. Vorläufige Ergebnisse zeigen, dass in Deutschland jährlich rund 15,1 Millionen Tonnen an Lebensmittelabfällen entlang der Wertschöpfungskette entstehen. Anwendbare Vermeidungsansätze wurden entwickelt und in Zusammenarbeit mit relevanten Akteuren und Unternehmen im laufenden Betrieb getestet. Die Gründe für die Entstehung von Lebensmittelabfällen sind vielfältig, z. B. Überproduktion, qualitative Mängel, Verluste durch falsche Lagerung und Transport, Übersättigung des Angebots. Messmethoden und Optimierungsansätze werden am Beispiel der Außer-Haus-Verpflegung vorgestellt. Die Autoren entwickelten das Messinstrument RESOURCEMANAGER-FOOD, um eine vergleichbare Erfassung von Lebensmittelabfällen in gastronomischen Betrieben zu ermöglichen. In einem Hotelbetrieb wurden die Lebensmittelabfälle über einen neunmonatigen Untersuchungszeitraum gemessen und Vermeidungsmaßnahmen abgeleitet. In diesem Fallbeispiel wurden dadurch etwa 1.754 kg an Lebensmittelabfällen eingespart, dies korrespondiert mit einem Warenwert von rund 6.840 EUR.

1 EINLEITUNG

Im Jahr 2011 untersuchte die Ernährungs- und Landwirtschaftsorganisation der Vereinten Nationen (FAO) das weltweite Aufkommen von Lebensmittelabfällen. Demnach gehen etwa ein Drittel der Lebensmittel, die für den menschlichen Verzehr produziert wurden, auf dem Weg vom Feld bis auf den Teller verloren (Gustavsson et al. 2011). Laut Zielvorgabe der Vereinten Nationen soll das weltweite Aufkommen an Lebensmittelabfällen bis ins Jahr 2030 deutlich reduziert werden (UN 2015). Hierfür sollen die Lebensmittelabfälle auf nationaler Ebene erfasst und deren Entwicklung kontinuierlich dokumentiert werden. Dies erfordert zunächst eine möglichst einheitliche und transparente Datenerfassung von Lebensmittelabfällen entlang der gesamten Lebensmittelwertschöpfungskette sowie deren Schnittstellen. Dieses Vorhaben wird derzeit unter anderem in dem BMBF-Forschungsprojekt REFOWAS umgesetzt. Im Rahmen dieses nationalen Verbundvorhabens wird die Entstehung von Lebensmittelabfällen im Agrar- und Ernährungssektor sowie im Handel und auf Konsumerebene untersucht. Ziel ist die Schaffung einer nationalen Datengrundlage, die als Ausgangsbasis für ein späteres Monitoring von Lebensmittelabfällen in Deutschland herangezogen werden kann.

2 METHODE

2.1 Bilanzierung und Datenerhebung

Die derzeit einzige globale Anleitung für die Definition, Messung und Berichterstattung von Lebensmittelverlusten und -abfällen ist der „Food Loss and Waste Accounting and Reporting Standard“ (kurz: FLW Standard), der 2016 von einer internationalen Expertengruppe (Food Loss and Waste Protocol) herausgegeben wurde (FLW Protocol 2016). Es handelt sich um allgemeine Handlungsempfehlungen und die Festlegung von Grundanforderungen an die Datenerhebung und die Berichterstattung. Zur Unterstützung der nationalen Datensammlung für internationale Berichtspflichten von Lebensmittelabfällen sollen Leitfäden herausgegeben werden. Der erste diesbezügliche Leitfaden wurde im April 2018 von der *Global Strategy to improve agricultural and rural statistics (GSARS)* für Getreide veröffentlicht (GSARS 2018). Weitere Leitfäden für Obst und Gemüse, Milch, Fleisch, Fisch und deren Produkte zur Berechnung der Abfälle sollen bis November 2018 vor ihrer Veröffentlichung auf ihre Praxistauglichkeit getestet werden (Fabi & Lomax 2018). Ein wichtiger Beitrag zur Verbesserung der verfügbaren Datenbasis auf Ebene deutscher Haushalte wurde mit der Veröffentlichung einer Tagebuchstudie geleistet (GfK 2017). In der Fachzeitschrift „Müll und Abfall“ wurde eine Methode zur Bilanzierung von Lebensmittelabfällen auf nationaler Ebene vorgestellt (Hafner et al. 2013, Hafner et al. 2016). Das Vorgehen bei diesem methodischen Ansatz zur Bilanzierung von Lebensmittelabfällen in Deutschland orientiert sich an dem FLW Standard, welcher an einigen Stellen durch Hafner et al. (2016) eine Konkretisierung erfährt. Für die Bilanzierung der Lebensmittelabfälle in Deutschland wurden unterschiedliche Datenquellen und Datentypen verwendet:

- Amtliche Statistiken: Das Statistische Bundesamt erhebt regelmäßig eine Reihe von Statistiken (z. B. Erntestatistik, Verbrauch von Lebensmitteln, Abfallstatistik),
- Semi-kontinuierliche Erhebungen: z. B. *Nationale Verzehrsstudie (NVS 2008)*,
- Zusatzerhebungen: z.B. Paneluntersuchungen zur Erfassung von Lebensmittelabfällen in Haushalten,
- Abfallanalysen zur Ableitung von Koeffizienten,
- Datenbanken für Standardparameter,
- Befragungen und Fragebogenerhebungen,
- Erhebung physischer Daten: Messungen in Betrieben,
- Unternehmens- und Verbandsdaten: z. B. Studie zu Lebensmittelverlusten im Einzelhandel (EHI 2011) und
- Ergebnisse einzelner Forschungsvorhaben, bzw. ergänzende Fachliteratur und Studien.

Die Vorgehensweise strebt hierbei die Kompatibilität zu vergleichbaren europäischen, bzw. internationalen Studien an. Damit wird einerseits die Vergleichbarkeit der Studien untereinander gewährleistet, andererseits können die Ergebnisse auf europäischer Ebene aggregiert werden und somit in ein mögliches europäisches Monitoring von Lebensmittelabfällen eingespeist werden. Dieser methodische Ansatz bildet die Grundlage für die Datenerhebung im Rahmen des BMBF-Forschungsprojekt REFO-WAS, die vorläufigen Ergebnisse werden nachfolgend auszugsweise dargestellt.

2.2 Entwicklung von Lösungsansätzen am Beispiel der Außer-Haus-Verpflegung

Die Entwicklung von Lösungsansätzen zur Vermeidung von Lebensmittelabfällen wird exemplarisch anhand ausgewählter Beispiele der Außer-Haus-Verpflegung vorgenommen. Grundlage für die Entwicklung von Lösungsansätzen ist zunächst die Kenntnis über die Abfallmengen, deren Entstehungsort sowie deren Ursachen.

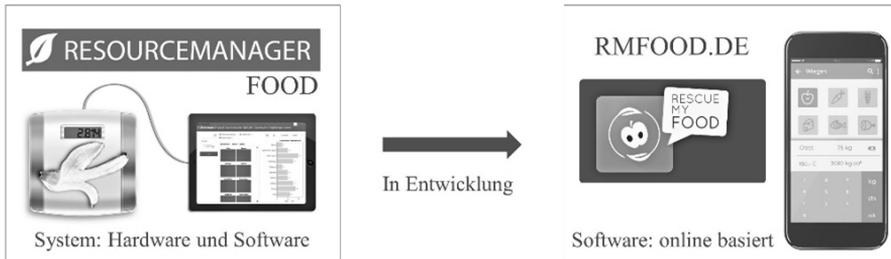


Abb. 1: RESOURCEMANAGER-FOOD, Messinstrument zur Erfassung von Lebensmittelabfall.

Zur Erfassung dieser Informationen in Einrichtungen der Außer-Haus-Verpflegung wurde ein Messinstrument entwickelt, das eine Wiegung der Lebensmittelabfälle noch am Ort der Entstehung ermöglicht. Der RESOURCEMANAGER-FOOD automatisiert die Wiegung der Lebensmittel durch direkte Anbindung einer elektronischen Waage an einen Touch-PC um die Mengen an weggeworfenen Lebensmitteln noch am Anfallort zu erfassen. Die Bestimmung der Abfallzusammensetzung wurde bisher in ca. 20 verschiedenen Einrichtungen mit dem RESOURCEMANAGER-FOOD durchgeführt. Inzwischen wurde eine Online-Version des Messinstrumentes mit ähnlichen Funktionen entwickelt (www.rmfood.de). Dies soll die Reichweite, bzw. den unkomplizierten und großflächigen Einsatz in Betrieben der Außer-Haus-Verpflegung ermöglichen (vgl. Abb. 1).

3 ERGEBNISSE UND DISKUSSION

3.1 Bilanzierung und Datenerhebung

Erste Hochrechnungen zeigen ein jährliches Aufkommen an Lebensmittelabfällen von rund 15,1 Millionen Tonnen in Deutschland. In der landwirtschaftlichen Erzeugung entstehen etwa 1,8 Millionen Tonnen Ernteverluste und 0,9 Millionen Tonnen tierische Aufzuchtverluste. Hinzu kommen Nachernte und Transportverluste in Höhe von ca. 1,2 Millionen Tonnen pro Jahr. In Verarbeitungsprozessen des Ernährungsgewerbes entstehen jährlich Lebensmittelabfälle in Höhe von ca. 1,6 Millionen Tonnen. Der Lebensmittelhandel verursacht ca. 0,5 Millionen Tonnen an Lebensmittelabfällen pro Jahr, von denen etwa 200.000 Tonnen an karitative Einrichtungen gespendet werden. In der Außer-Haus-Verpflegung entstehen jährlich etwa 2,2 Millionen Tonnen Lebensmittelabfälle und in Haushalten ca. 6,7 Millionen Tonnen pro Jahr. In Abbildung 2 ist eine stark vereinfachte Bilanz der Lebensmittelströme in Deutschland von der Landwirtschaft bis zur Konsumebene dargestellt (vgl. Abb. 2).

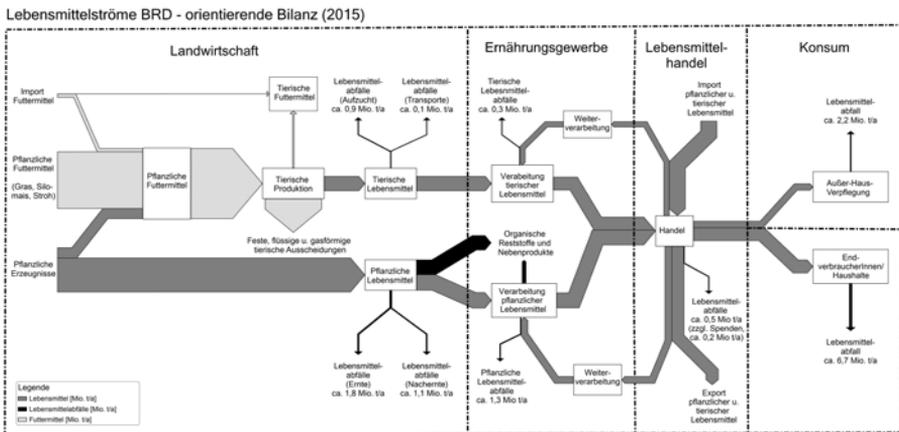


Abb. 2: Lebensmittelströme in Deutschland - orientierende Bilanz (Bezugsjahr 2015).

Bei der Bilanzierung dieser Lebensmittelströme wurden unter anderem unterschiedliche amtliche Statistiken ausgewertet, die sich in der Erhebungsmethode sowie dem Aggregationsgrad teilweise signifikant voneinander unterscheiden. Die abgebildeten Stoffströme sind aus diesem Grund als eine grobe Annäherung zu verstehen und werden derzeit einer Plausibilitätsprüfung unterzogen, abschließende Ergebnisse sind Anfang 2019 zu erwarten. Neben den Unsicherheiten in den Daten muss beachtet werden, dass es durch externe Einflussfaktoren (wie Erntebedingungen, Konjunktur, weltweite Nachfrage nach Lebensmitteln, Lebensmittelskandale etc.) zu mehr oder weniger Lebensmittelabfällen auf allen Stufen der Wertschöpfungskette kommen kann, die nicht auf Vermeidungsmaßnahmen zurückzuführen sind.

3.2 Beispiel Außer-Haus-Verpflegung

Das Potential zur Einsparung an Lebensmittelabfällen unterscheidet sich in den jeweiligen gastronomischen Einrichtungen sowohl im Umfang als auch in der Ursache. Die Messungen haben gezeigt, dass es individueller Potenzialbestimmungen bedarf, welche mit dem RESOURCEMANAGER-FOOD jedoch schnell und unkompliziert vorgenommen werden können. Die Ableitung von geeigneten Vermeidungsstrategien erfolgt aufbauend auf den hinzugewonnenen Erkenntnissen aus den Messungen. Die Entwicklung der Vermeidungsstrategien variiert dabei in Abhängigkeit von standort-spezifischen Gegebenheiten wie der Betriebsgröße oder der Küchenausstattung und wird von weiteren Faktoren beeinflusst, wie z.B. dem Zubereitungsverfahren (Warmverpflegung, Cook and Chill, etc.) oder dem Speisenangebot (à la carte, Buffet, Menü, etc.).

Tab. 1: Lebensmittelabfälle am Frühstücksbuffet eines Hotelbetriebs - neun Messmonate (MM).

Kategorie	MM1 in kg	MM2 in kg	MM3 in kg	MM4 in kg	MM5 in kg	MM6 in kg	MM7 in kg	MM8 in kg	MM9 in kg
Aufschnitt	20,2	11,7	9,2	15,0	12,8	7,3	2,9	5,9	3,9
Backwaren	76,1	30,2	29,8	2,6	0,6	0,9	1,1	1,2	3,1
Beilagen	1,4	0,4	1,9	0,9	0,0	0,4	0,3	10,6	0,2
Fisch	14,0	5,6	6,8	0,4	0,2	0,4	4,2	2,5	3,1
Frischsalate	14,8	14,7	6,5	4,6	4,5	2,9	7,9	2,7	8,4
Käse	10,4	13,0	9,3	7,9	2,0	3,5	0,6	1,0	2,5
Molkereiprodukte	36,4	8,5	5,5	7,5	10,1	5,4	7,6	9,2	2,2
Obst	48,4	36,7	20,8	17,5	9,7	2,7	12,0	4,4	7,5
Warme Speisen	65,7	38,3	30,5	11,7	4,4	15,7	3,2	1,0	3,6
Summe	287,3	159,2	120,8	68,2	44,2	39,2	39,7	38,6	34,6

Die gemessenen Lebensmittelabfälle am Frühstücksbuffet eines Hotelbetriebs betragen im ersten Messmonat (MM1) ca. 287,3 kg, wobei Backwaren mit 76,1 kg, warme Speisen mit 65,7 kg und Obst mit 48,4 kg die größten Anteile an den Abfällen ausmachen. Diese Mengen sind in den ersten sechs Messmonaten stetig reduziert worden, bei annähernd gleichbleibendem Gastzahlaufkommen. Ab dem sechsten Messmonat (MM6) wurde ein konstant niedriges Niveau an Lebensmittelabfällen erreicht, welches mit einer Reduzierung der Abfälle um mehr als 85 % im Vergleich zum ersten Messmonat korrespondiert (vgl. Tab. 1). Die eingesparten Mengen an Lebensmittelabfällen betragen im Untersuchungszeitraum etwa 1.754 kg. Dies entspricht einem Wareneinsatz von rund 6.840 EUR (Hafner et al. 2012).

Eine Reduzierung der Abfallmengen wurde in diesem Fallbeispiel durch Umsetzung verschiedener Maßnahmen bei der Buffetplanung und Zubereitung erreicht. So wurde gegen Ende des Frühstücksbuffets deutlich weniger produziert als zuvor, um der schwächeren Nachfrage gegen Buffetende gerecht zu werden. Einige Lebensmittel sind dauerhaft in ihrer Ausgabemenge oder Portionsgröße verkleinert worden (z.B. Backwaren, Obst, warme Speisen, Salate und weitere). Demnach konnten sowohl die Abfallmenge als auch der Wareneinsatz reduziert werden.

4 FAZIT

Eine erste Datengrundlage, die eine Berichterstattung über das Aufkommen und die Entwicklung von Lebensmittelabfällen in Deutschland ermöglicht, wurde erarbeitet. Anwendbare Vermeidungsansätze wurden entwickelt und in Zusammenarbeit mit relevanten Akteuren und Unternehmen im laufenden Betrieb getestet. Das Messinstrument RESOURCEMANAGER-FOOD bietet Betrieben in der Außer-Haus-Verpflegung

die Möglichkeit der Messung ihrer Abfälle im laufenden Betrieb. Darauf aufbauend können individuelle Vermeidungsstrategien und Lösungsansätze entwickelt und umgesetzt werden. Durch bedarfsgerechte Planung und Speisenerzeugung sowie angepasste Portionsgrößen und Ausgabemengen können am Frühstücksbuffet signifikante Einsparungen erzielt werden. Durch die Vermeidung von Lebensmittelabfällen werden Ressourcen geschont und gleichzeitig monetäre Einsparungen erzielt.

LITERATUR

- EHI, Retail Institute (2011): *Nahrungsmittelverluste im Lebensmitteleinzelhandel*. Köln: s.n., 2011.
- Fabi, C., Lomax, J. (2018) *Monitoring SDG 12.3 – Measuring progress*. Präsentation bei der EU Platform on Food Losses and Food Waste meeting, 24. Mai 2018, Vilnius, verfügbar unter https://ec.europa.eu/food/sites/food/files/safety/docs/fw_eu-platform_20180524_flw_pres-03.pdf (Zugriff 19.06.2018).
- FLW Protocol (2016): *Food Loss and Waste Accounting and Reporting Standard*. Final report, 160 Seiten, ISBN 978-1-56973-892-4, verfügbar unter www.wri.org/sites/default/files/REP_FLW_Standard_0.pdf (Zugriff 28.11.2017).
- GfK (2017) *Systematische Erfassung von Lebensmittelabfällen der privaten Haushalte in Deutschland*. Schlussbericht zur Studie. verfügbar unter https://www.bmel.de/Shared-Docs/Downloads/Ernaehrung/WvL/Studie_GfK.html (Zugriff 20.06.2018).
- GSARS (2018) *Guidelines on the measurement of harvest and post-harvest losses - Recommendations on the design of a harvest and post-harvest loss statistics system for food grains (cereals and pulses)*. Global Strategy improving agricultural and rural statistics, April 2018, available at <http://gsars.org/en/guidelines-on-the-measurement-of-harvest-and-post-harvest-losses/>.
- Gustavsson, J.; Cederberg, C.; Sonesson, U.; van Otterdijk, R.; Meybeck, A. (2011). *Global Food Losses and Food Waste*. Rom : Food and Agriculture Organization of the United Nations, 2011.
- Hafner, G.; Barabosz, J.; Schuller, H.; Leverenz, D.; Kölbig, A.; Kranert, M. (2012): *Ermittlung der weggeworfenen Lebensmittelmengen und Vorschläge zur Verminderung der Wegwerfrate bei Lebensmitteln in Deutschland*.
- Hafner, G.; Barabosz, J.; Leverenz, D.; Maurer, C.; Kranert, M.; Göbel, C.; Friedrich, S.; Ritter, G.; Teitscheid, P.; Wetter, C. (2013): *Analyse, Bewertung und Optimierung von Systemen zur Lebensmittelbewirtschaftung – Teil I. Definition der Begriffe „Lebensmittelverluste“ und „Lebensmittelabfälle“*. In: Müll und Abfall, 11/2013.
- Hafner, G.; Leverenz, D.; Pils, P. (2016): *Analyse, Bewertung und Optimierung von Systemen zur Lebensmittelbewirtschaftung – Teil II: Systemmodellierung, Teil III: Vorgehensweise bei Datenerfassung und Bilanzierung*. In MÜLL UND ABFALL (08/16), Seite 392–402.
- NVS (2008) *Nationale Verzehrsstudie II. Ergebnisbericht, Teil 2*. Karlsruhe: s.n., 2008 b. verfügbar unter http://www.was-esse-ich.de/uploads/media/NVSII_Abschlussbericht_Teil_2.pdf.
- UN (2015): *Resolution der Generalversammlung, verabschiedet am 25. September 2015 – 70/1. Transformation unserer Welt: die Agenda 2030 für nachhaltige Entwicklung*. Deutsche Fassung, verfügbar unter <http://www.un.org/Depts/german/gv-70/band1/ar70001.pdf> (Zugriff 28.11.2017)

Die Reduktion von Lebensmittelabfällen und ihr Beitrag zum Klimaschutz

S. Scherhauser & G. Obersteiner

Universität für Bodenkultur Wien, Institut für Abfallwirtschaft, Wien, Österreich

KURZFASSUNG: Dieser Beitrag zeigt das Potenzial zur Reduktion der Treibhausgas-(THG)-Emissionen auf EU-Ebene durch Lebensmittelabfallvermeidung- und -reduktion. Die Umweltauswirkungen wurden mittels Bottom-up Analyse aus über 130 Ökobilanz-Studien für neun sogenannte Indikatorprodukte ermittelt. Emissionen in jedem Sektor entlang der Wertschöpfungskette wurden zusammengeführt und auf die konsumierte Menge und die Abfallmenge an Lebensmittelabfällen auf EU-Ebene hochgerechnet. Die meisten Lebensmittelabfälle entstehen im Bereich der Konsumenten. Das THG-Potenzial aus diesem Bereich könnte durch Maßnahmen zur Abfallvermeidung um maximal 60 Millionen Tonnen CO₂-Äquivalente reduziert werden, dies entspricht der Menge an CO₂-Emissionen von ganz Finnland.

1 EINLEITUNG

In der Europäischen Union (EU) werden etwa 88 Millionen Tonnen Lebensmittel pro Jahr weggeworfen (Stenmarck et al. 2016). Die EU hat sich im neuen Kreislaufwirtschaftspaket zur Reduktion von Lebensmittelabfällen verpflichtet und möchte somit auch den Zielen der Vereinten Nationen folgen, wonach bis 2030 die Menge an Lebensmittelabfällen aus Handel und Endverbraucher zu halbieren ist und des weiteren Abfälle aus den anderen Sektoren zu reduzieren sind. Auch Plattformen wie das Consumer Goods Forum gehen diese Verpflichtung ein. Die Bedeutung zur Identifikation von geeigneten Maßnahmen zur Vermeidung und Reduktion von Lebensmittelabfällen wächst.

Lebensmittelabfälle fallen entlang der gesamten Wertschöpfungskette an; von der landwirtschaftlichen Produktion bis zum Konsumenten. Je später in der Kette Lebensmittelabfall anfällt, desto mehr Emissionen sind diesem Abfall hinzuzurechnen. Emissionen aus der Produktion, Verarbeitung, Transport, Verpackung, Verteilung etc. sind vergebens, wenn das Lebensmittelprodukt am Ende nicht, wie für den ursprünglichen Zweck produziert, gegessen wird, sondern weggeworfen wird. Im Hinblick auf das Pariser Abkommen, hat sich die EU weiters dazu verpflichtet die Treibhausgas (THG)-Emissionen zu reduzieren um die globale Erwärmung auf weniger als 2 °C zu limitieren. Die Vermeidung von Lebensmittelabfällen kann einen wesentlichen Beitrag zur Abschwächung der globalen Erwärmung liefern. Der Sektor wo die meisten Emissionen anfallen, ist bei vielen Lebensmittelprodukten, vor allem bei Fleisch und Molke-reisprodukten, die landwirtschaftliche Produktion (Scherhauser et al. 2018). Können daher diese Produkte beim Aufkommen von Lebensmittelabfällen vermieden werden, können auch erhebliche Treibhausgas-Emissionen eingespart werden.

Die Vermeidung und Reduktion von Lebensmittelabfällen kann durch eine große Anzahl von Maßnahmen unterstützt werden; von besseren Erntetechniken im landwirtschaftlichen Bereich zu Bewusstseinsbildung im Haushaltsbereich. All diese Maßnahmen zielen auf den vermeidbaren Anteil der Lebensmittelabfälle ab. Die Herstellung und Verwendung von Lebensmitteln erzeugt jedoch auch Nebenprodukte und Abfälle, die nicht vermieden werden können (z.B. Apfeltrester bei der Apfelsaftproduktion, Kartoffelschalen beim Zubereiten). Es ist daher unumgänglich, auch zwischen vermeidbaren und nicht-vermeidbaren Lebensmitteln zu unterscheiden (die Klassifikation von

Lebensmittelabfällen kann bei Lebersorger & Schneider (2011) nachgelesen werden). EU-Daten zum Aufkommen von Lebensmittelabfällen in dieser Tiefe sind leider immer noch lückenhaft. Der Anteil vermeidbarer und nicht vermeidbarer Lebensmittelabfälle kann von Sektor zu Sektor aber auch innerhalb eines Sektors stark variieren. In einer Studie von Schneider et al. (2012) wurde festgestellt, dass mehr als die Hälfte der Lebensmittelabfälle im Restmüll aus Haushalten vermeidbar bzw. teilweise vermeidbar sind. Im Gastronomiebereich schwankt der vermeidbare Anteil von Lebensmittelabfällen von 51 % in Hotels und Restaurants bis 87 % in Großküchen, wie in einer Studie von Hrad et al. (2016) im Zuge der Initiative „United Against Waste“ erhoben. Der Anteil der nicht vermeidbaren Abfälle ist davon abhängig ob Küchen halbfertige Waren oder frische Waren kochen. Buffetreste, Tellerreste und Getränkereste, welche alle zu den vermeidbaren Lebensmittelabfällen zählen, waren insbesondere im Hotelbereich ausschlaggebend. Diese Beispiele zeigen, dass viele Faktoren das Ausmaß an vermeidbaren und nicht vermeidbaren Anteilen beeinflussen. Außerdem muss die Interpretation von Studienergebnissen immer im Hinblick auf die zugrundeliegende Definition von Lebensmittelabfällen erfolgen (z.B. zählen verfütterte Lebensmittel zum Abfall oder nicht). Trotz der unsicheren Datenlage auf europäischer Ebene ist klar, dass der vermeidbare Anteil an Lebensmittelabfällen ein hohes Ausmaß erreicht hat und reduziert werden muss. In Vanham et al. (2015) wird der vermeidbare Anteil in Europa auf etwa 80 % geschätzt. Der Sektor wo die meisten Lebensmittelabfälle entstehen, ist der Haushalt. Etwa 47 Millionen Tonnen Lebensmittelabfälle werden jährlich in europäischen Haushalten weggeworfen (Stenmarck et al. 2016). Dieser Beitrag soll das Potenzial zur Reduktion der THG-Emissionen auf EU-Ebene durch Lebensmittelabfallvermeidung zeigen. Ergebnisse aus Scherhauer et al. (2018) werden adaptiert und werden aus der Perspektive des Abfallerzeugers dargestellt, d.h. die Emissionen, die mit Lebensmittelabfällen in Verbindung gebracht werden, werden dem Sektor hinzugerechnet, der die Abfälle erzeugt („Polluter-Pays-Principle“). Das Einsparpotenzial an THG-Emissionen kann im Hinblick auf umgesetzte Vermeidungsmaßnahmen beim Abfallerzeuger gezeigt werden und hilft Entscheidungsträgern bei der Identifikation von Umsetzungsschwerpunkten.

2 METHODE

Die klimarelevanten Umweltauswirkungen wurden mittels Bottom-up Analyse aus über 130 Ökobilanz-Studien für neun sogenannte Indikatorprodukte ermittelt. Die Indikatorprodukte decken die wichtigsten Lebensmittelproduktgruppen im Abfall ab. Für die Kategorie Obst steht das Indikatorprodukt Apfel, für Gemüse steht Tomate und Kartoffel, für Molkereiprodukte steht Milch, für Getreide Brot, für Fleisch stehen Rind-, Schweine- und Hühnerfleisch und für Fisch weißer Fisch. Emissionen in jedem Sektor entlang der Wertschöpfungskette wurden zusammengeführt und auf die konsumierte Menge und die Abfallmenge an Lebensmittelabfällen auf EU-Ebene hochgerechnet. Abbildung 1 zeigt die Systemgrenzen der Erhebung. Inkludiert sind die Umweltauswirkungen für einzelne Sektoren entlang der Wertschöpfungskette und jene der Abfallwirtschaft. Die Abbildung 1 verdeutlicht außerdem jene Auswirkungen, die den Lebensmittelabfällen hinzugerechnet werden am Beispiel eines Apfels. Wenn 1 kg Äpfel von EU-Bürger gegessen werden, müssen durchschnittlich 1,30 kg in der Landwirtschaft produziert werden. Im Laufe der Wertschöpfungskette werden daher etwa 300 g Apfel weggeworfen (110 g in der landw. Produktion, 10 g in der Verarbeitung nochmals 10 g bei der Verteilung und im Handel und 170 g im Haushaltsbereich). Werden nun die Umweltauswirkungen, die durch die Herstellung eines Lebensmittelproduktes anfallen, den jeweiligen Abfallerzeugern zugeschrieben ergeben sich die lebensmittelabfallbezogenen Emissionen. Der Menge von 170 g im Haushaltsbereich werden alle Emissionen von der Produktion bis zum Haushalt plus Abfallwirtschaft

hinguzerechnet. Den 10 g im Handel und der Verteilung werden nur jene Emissionen bis zum Handel hinzugerechnet plus den Emissionen aus der Abfallwirtschaft und so weiter.

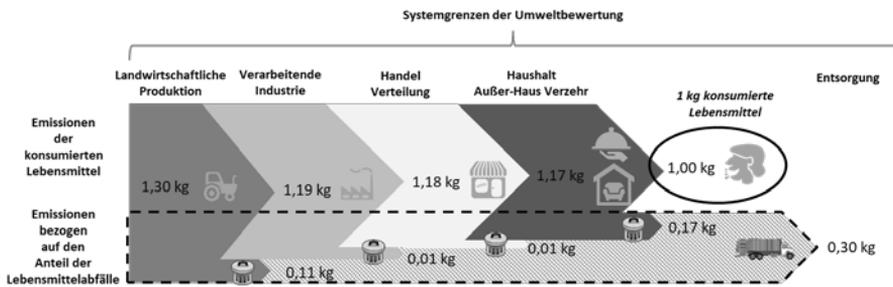


Abb. 1: Systemgrenzen der Umweltbewertung – Emissionen entlang der Wertschöpfungskette und lebensmittelabfall bezogene Emissionen aus Sicht des Abfallerzeugers.

3 ERGEBNISSE

Das Treibhausgaspotenzial beläuft sich auf etwa 997 Millionen Tonnen (MT) CO₂-Äquivalente (CO₂-Äqu.) für die konsumierte Menge an Lebensmittel und auf 186 MT CO₂-Äqu. für weggeworfene Lebensmittel in Europa (Abbildung 2). Wenn die Emissionen jenen Sektor hinzugerechnet werden, wo die Abfälle entstehen, so zeigt sich, dass der Haushaltssektor 65 % aller Emissionen einnimmt. Wird nun angenommen, dass etwa 50 % der Lebensmittelabfälle im Haushaltsbereich vermeidbar sind, ergibt dies ein Vermeidungspotenzial von 60 MT CO₂-Äqu. Das ist mit der Summe an CO₂-Emissionen von Finnland vergleichbar.

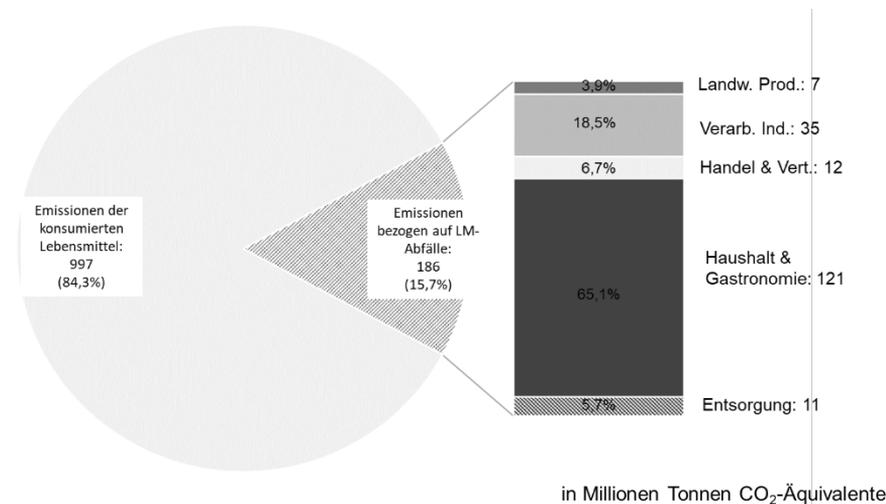


Abb. 2: Treibhausgaspotenzial der Lebensmittelwertschöpfungskette von konsumierten und weggeworfenen Lebensmittelprodukten (Emissionen aus der Perspektive des Abfallerzeugers).

Verglichen mit den Emissionen aus den anderen Bereichen der Lebensmittelwertungskette nimmt die Abfallwirtschaft mit 5,7 % nur einen geringen Teil ein. Dennoch bestehen große Differenzen zwischen den einzelnen Recycling- und Entsorgungsoptionen hinsichtlich der Treibhausgase. Lebensmittelabfälle werden in den einzelnen EU-Mitgliedstaaten oft noch über den Haushaltsrestmüll entsorgt und nicht getrennt erfasst. Folglich wird noch ein Großteil der Lebensmittelabfälle aus dem Haushaltsbereich deponiert oder über die Hausmüllverbrennung entsorgt. Biogenes Material verursacht in einer Deponie um 27-mal mehr Emissionen als im Vergleich zur Kompostierung oder Vergärung, welche Produkte wie Strom, Wärme und Düngemittel erzeugen und folglich Emissionen aus der Produktion von Primärenergieträgern oder -material (Künstdünger) vermeiden (Scherhauser et al. 2015). Die Verwertung von Lebensmittelabfällen, welche eine getrennte Erfassung der Abfälle voraussetzt, kann eine erhebliche Einsparung an Emissionen im Abfallwirtschaftsbereich mit sich bringen.

4 SCHLUSSFOLGERUNG

Abfallvermeidung hat oberste Priorität in der Abfallhierarchie. Die EU Kommission aber auch die EU-Plattform für Lebensmittelabfälle widmen sich der Abfallvermeidung (Andriukaitis 2017). Anstrengungen im Bereich der Abfallvermeidung können erheblich zur Verminderung von Treibhausgas-Emissionen beitragen und damit der globalen Erwärmung entgegenwirken. Dennoch können nicht alle Anteile von Lebensmittelabfällen vermieden werden, deshalb ist ein durchdachtes Abfallmanagement in Bezug auf Valorisierung und Verwertung von nicht vermeidbaren Lebensmittelabfällen ebenfalls von Bedeutung.

LITERATUR

- Andriukaitis, V. (2017) Keynote speech at REFRESH Food waste 2017. EU Commission, Commissioner Health and Food Safety, Berlin.
- Hrad, M., Ottner, R., Lebersorger, S., Schneider, F., Obersteiner, G. (2016) *Vermeidung von Lebensmittelabfall in Gastronomie, Beherbergung und Großküchen – Erweiterung weitere Betriebe*. University of Natural Resource and Life Sciences BOKU Vienna - Institute of Waste Management.
- Lebersorger, S., Schneider, F. (2011) *Discussion on the methodology for determining food waste in household waste composition studies*. Waste Management 31, 1924-1933.
- Scherhauser, S., Lebersorger, S., Pertl, A., Obersteiner, G., Schneider, F., Falasconi, L., De Menna, F., Vittuari, M., Hartikainen, H., Katajajuuri, J.-M., Joensuu, K., Timonen, K., van der Sluis, A., Bos-Brouwers, H., Moates, G., Waldron, K., Mhlanga, N., Bucatariu, C.A., Lee, W.T.K., James, K., Eastel, S. (2015) *Criteria for and baseline assessment of environmental and socio-economic impacts of food waste*. Report of the project FUSIONS (contract number: 311972) granted by the European Commission (FP7). ISBN : 978-3-900932-32-9. 203.
- Scherhauser, S., Moates, G., Hartikainen, H., Waldron, K., Obersteiner, G. (2018) *Environmental impacts of food waste in Europe*. Waste Management 77, 98-113.
- Schneider, F., Part, F., Lebersorger, S., Scherhauser, S., Böhm, K. (2012) *Sekundärstudie Lebensmittelabfälle in Österreich*. Im Auftrag des Bundesministeriums für Land- und Forstwirtschaft, Umwelt und Wasserwirtschaft, Universität für Bodenkultur Wien, Institut für Abfallwirtschaft, Wien.
- Stenmarck, Å., Jensen, C., Quedsted, T., Moates, G. (2016) *Estimates of European food waste levels*. Report of the project FUSIONS (contract number: 311972) granted by the European Commission (FP7). ISBN 978-91-88319-01-2.
- Vanham, D., Bouraoui, F., Leip, A., Grizzetti, B., Bidoglio, G. (2015) *Lost water and nitrogen resources due to EU consumer food waste*. Environmental Research Letters 10, 084008.

Abfallvermeidung in der österreichischen Lebensmittelproduktion

P. Hietler & C. Pladerer

Österreichische Ökologie-Institut, Abteilung Ressourcenmanagement, Wien, Österreich

KURZFASSUNG: Vermeidbare Lebensmittelabfälle fallen entlang der gesamten Wertschöpfungskette an: von der Landwirtschaft, Produktion, Handel, Gastronomie bis hin zu den Haushalten. In Österreich sind das laut derzeitigem Wissenstand jährlich 577.000 Tonnen. Davon entfallen 121.800 Tonnen auf die österreichische Lebensmittelproduktion. Fast die Hälfte aller vermeidbaren Lebensmittelabfälle in der Lebensmittelproduktion fallen in der Branche Backwaren an (51.700 Tonnen). 35.600 Tonnen davon sind Brot und Gebäck, die der Lebensmitteleinzelhandel im Zuge von freien Retourwaren an die Produzenten zurückschickt. Die wenigsten vermeidbaren Lebensmittelabfälle entstehen in der Branche Fette und Öle mit rund 200 Tonnen pro Jahr.

1 EINLEITUNG

Lebensmittelabfälle entstehen entlang der gesamten Wertschöpfungskette – Landwirtschaft, Produktion, Handel, Gastronomie und Haushalt. Bis zur Erstellung dieser Studie wurde in Österreich von jährlich rund 756.700 Tonnen Lebensmittelabfällen ausgegangen, davon galten 491.000 Tonnen als vermeidbar. Bisher gab es noch keine fundierten Daten zu Landwirtschaft und Lebensmittelproduktion sowie bestimmten Entsorgungswegen in Haushalten (Eigenkompostierung, Kanal, ...).

Drei internationale Studien aus Deutschland, Schweden und der Schweiz ließen eine grobe Abschätzung über Mengen und Gründe von Lebensmittelabfällen in der österreichischen Lebensmittelproduktion zu. Eine einfache Umlegung der Zahlen auf Österreich würde 153.000 bis 374.000 Tonnen Lebensmittelabfälle in diesem Bereich ergeben.

Die Notwendigkeit einer fundierten Studie über die Menge und Zusammensetzung der Lebensmittelabfälle in der österreichischen Lebensmittelproduktion war bereits ein zentrales Ergebnis des Stakeholderdialogs „Lebensmittel sind kostbar“ des BMLFUW. Das Interesse der ProduzentInnen, entlang der gesamten Wertschöpfungskette nachhaltig verantwortungsvoll zu agieren und zu produzieren, steigt.

Die Studie „Abfallvermeidung in der österreichischen Lebensmittelproduktion“ ist die erste in Österreich, die valide Zahlen zum Status Quo der Abfallvermeidung in der Lebensmittelproduktion mittels qualitativer sowie quantitativer Erhebungen ermittelt hat.

2 ERGEBNISSE UND METHODE

Die österreichische Lebensmittelproduktion erwirtschaftet jährlich zwischen 13,5 Mrd. Euro und 20 Mrd. Euro, besteht aus 3.500 Unternehmen (davon zählen 250 zur Lebensmittelgroßproduktion – Unternehmen ab 50 MitarbeiterInnen und/oder über 250

Mio. Euro Umsatz) und beschäftigt 70.000 MitarbeiterInnen. Die 250 Großunternehmen setzten zwischen 90 bis 95 % der Waren um. Die Lebensmittel- und Genussmittelindustrie lässt sich in 10 Branchen einteilen (Backwaren, Bier, Feinkost/Gewürze, Fette/Öle, Fleisch, Gemüse- und Obstveredelung, Getränke, Milch/Molkerei, Tiefkühlkost, Zucker/Süßwaren).

2.1 Methode und Definitionen

Die vorliegende Studie „Abfallvermeidung in der österreichischen Lebensmittelproduktion“ erhob erstmals belastbare Daten bezüglich vermeidbarer Lebensmittelabfälle, nicht vermeidbare organische Materialien sowie den Wareninput und -output für Österreich pro Jahr. Die Studie wurde durchgeführt vom Österreichischen Ökologie-Institut, in Kooperation mit FH Wiener Neustadt für Wirtschaft und Technik GmbH - Campus Wieselburg, Lebensmittel-Cluster Oberösterreich, Lebensmittel Cluster Niederösterreich und der pulswerk GmbH, gefördert von der Abfallvermeidungsförderung der Sammel- und Verwertungssysteme, mit Unterstützung von Reclay UFH.

Im Rahmen der Studie wurden in 10 Branchen der Lebensmittelproduktion in ausgewählten Unternehmen Abfallanalysen zur quantitativen Datenerhebung durchgeführt. Durch die Abfallanalyse des Restmülls der Unternehmen konnte festgestellt werden, wie viele Lebensmittel sich im Restmüll befinden.

Des Weiteren wurde eine qualitative Datenerhebung mit 60 teilnehmenden Unternehmen, mit einem Marktanteil von rd. 22 % durchgeführt.

In einer Hochrechnung wurden die durchschnittlichen vermeidbaren Lebensmittelabfälle sowie die organischen Nebenprodukte auf Tonnen pro Unternehmensumsatz erfasst und anschließend mit den einzelnen Branchenumsätzen hochgerechnet. Die Sicherheit dieser Hochrechnung liegt bei 95 %. In einzelnen Fällen standen keine Branchenumsätze für Österreich zur Verfügung. Hier erfolgte eine Umlegung der Branchenumsätze aus Deutschland auf Österreich mit Hilfe eines EinwohnerInnen-schlüssels.

Bei der Erhebung wird unterschieden:

- Nicht vermeidbare organische Nebenprodukte/Reststoffe/Abfälle, die im Zuge der Lebensmittelproduktion entstehen und für den menschlichen Verzehr nicht geeignet sind (z.B. Knochen, Blut, Schlachtabfälle, Sauermolke, Trester, ...). Diese müssen entsprechend entsorgt, verwertet oder weiter verarbeitet werden.
- Vermeidbare Lebensmittelabfälle wie beispielsweise fertig verpackte Produkte, überlagerte Lebensmittel, Retourware oder verzehrfähige Rohprodukte, die als Abfall anfallen und entsorgt werden müssen. Als Retourwaren gelten Produkte, die vom Handel bei Nicht-Verkauf zum Produzenten zurücktransportiert und gegenverrechnet werden.

2.2 Ergebnisse

In Summe fallen in der Lebensmittelproduktion 121.800 Tonnen (+/- 6 %) vermeidbare Lebensmittelabfälle pro Jahr an. Fast die Hälfte aller vermeidbaren Lebensmittelabfälle fallen in der Branche Backwaren an (51.700 Tonnen +/-12 %). 35.600 Tonnen davon sind Brot und Gebäck, die der Lebensmitteleinzelhandel im Zuge von freien Retourwaren an die Produzenten zurückschickt. Die wenigsten vermeidbaren Lebensmittelabfälle entstehen in der Branche Fette und Öle mit rund 200 Tonnen pro Jahr.

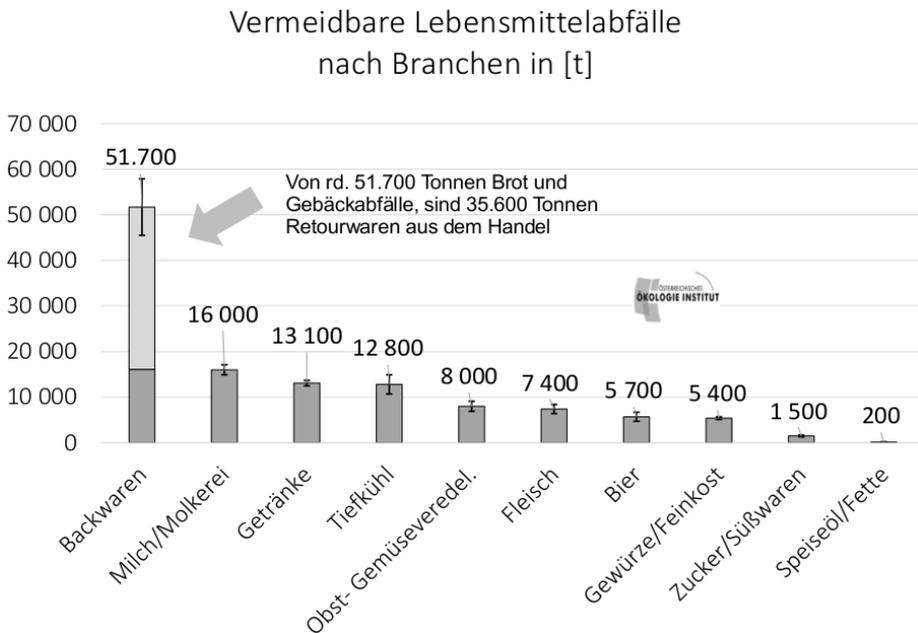


Abb. 1: Grafische Darstellung der vermeidbaren Lebensmittelabfälle in der österreichischen Lebensmittelproduktion nach Branchen in Tonnen.

Abzüglich der Retourwaren Brot und Gebäck, die vom Handel zurücktransportiert werden zur Produktion, ergeben sich rund 86.200 Tonnen (+/-6%) vermeidbare Lebensmittelabfälle in der Lebensmittelproduktion.

Tab. 1: Vermeidbare Lebensmittelabfälle und organische Nebenprodukte, Reststoffe oder Abfälle in der österreichischen Lebensmittelproduktion.

Branche	vermeidbare Lebensmittelabfälle [Tonnen]	nicht vermeidbare organische Materialien [Tonnen]
Backwaren	51.700	62.700
Bier	5.700	186.300
Feinkost/Gewürze	5.400	62.400
Fette/Öle	200	900
Fleisch	7.400	182.300
Gemüse- und Obstveredelung	8.000	74.900
Getränke	13.100	72.500
Milch/Molkerei	16.000	419.500
Tiefkühlkost	12.800	41.800
Zucker/Süßwaren	1.500	234.700
SUMME	121.800	1.338.000

In der österreichischen Lebensmittelproduktion entstehen im Zuge des Herstellungsprozesse rund 1,3 Mio. Tonnen (+/-1 %) nicht vermeidbare organische Nebenprodukte/Reststoffe/Abfälle pro Jahr.

In Österreich werden rd. 10 Mio. Tonnen an Waren in der Lebensmittelproduktion eingesetzt und im Zuge des Herstellungsprozesses gehen rd. 1,5 Mio. Tonnen verloren, davon gelten rd. 121.800 Tonnen als vermeidbare Lebensmittelabfälle. Dies entspricht rd. 14% des eingesetzten Wareninputs, 1,2% davon wären vermeidbar.

Eine Zusammenschau der in Österreich anfallenden und nach derzeitigem Wissensstand vermeidbaren Lebensmittelabfälle ergibt somit eine Abschätzung von rd. 577.000 Tonnen pro Jahr entlang der ganzen Wertschöpfungskette exklusive der Mengen aus Landwirtschaft, Großhandel und bestimmten Entsorgungswegen im Haushalt (Gartenkompostierung, Kanal, etc.):

- Produktion: 86.200 Tonnen,
- Retourwaren Brot und Gebäck: 35.600 Tonnen,
- Handel: 74.100 Tonnen,
- Außer-Haus-Verpflegung: 175.000 Tonnen und
- Private Haushalte: 206.000 Tonnen.

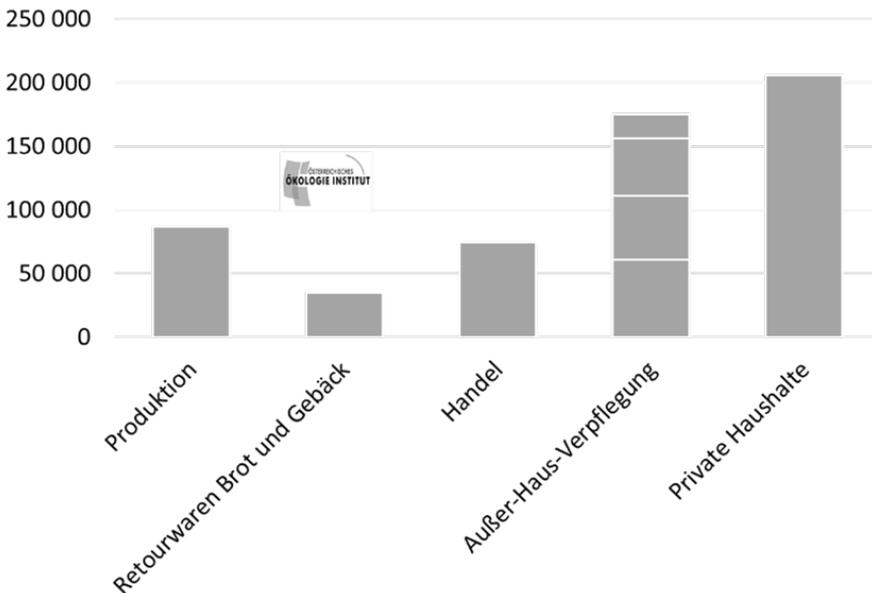


Abb. 2: Vermeidbare Lebensmittelabfälle entlang der Wertschöpfungskette.

Die Retourwaren Brot und Gebäck sind gesondert dargestellt und weder dem Handel noch der Produktion zugerechnet. In der obigen Darstellung wird ersichtlich, dass die größte Menge an vermeidbaren Lebensmittelabfällen in den privaten Haushalten anfallen. Dann folgt die Außer-Haus-Verpflegung, die sich in Gemeinschaftsverpflegung, Beherbergung, Gastronomie und sonstige Gastronomie unterteilt (in der Darstellung von unten nach oben). Weiterhin unbekannt sind die Menge und Zusammensetzung der Lebensmittelabfälle in der Landwirtschaft und im Lebensmittelgroßhandel.

3 SCHLUSSFOLGERUNG

Die Ergebnisse zeigen, dass Unternehmen aus der Lebensmittelproduktion durchaus effizient arbeiten und im Verhältnis zum Wareninput ein geringer Teil (14 %) verloren geht. Von diesen 14 % sind 1,2 % vermeidbare Lebensmittelabfälle. Die nicht vermeidbaren Nebenprodukte/ Reststoffe/ Abfälle betragen jährlich 1,3 Mio. Tonnen und müssen von den Unternehmen entsprechend verwertet, entsorgt oder anderweitig verwendet werden. Im Zuge von Betriebsbesuchen und Gesprächen wurde ersichtlich, dass es in manchen Branchen teilweise schwierig ist, biogene Materialien entsprechend zu verwerten. Insbesondere bei flüssigen Stoffen, die über Biogasanlagen oder Kläranlagen verwertet werden müssen, können Unternehmen Probleme bekommen.

Original verpackt Lebensmittel bzw. überlagerte Ware oder Überschussproduktion, die bei den Unternehmen anfallen und nicht mehr verkaufsfähig sind, eignen sich potentiell für eine Weitergabe an soziale Einrichtungen. Produzierende Unternehmen aus dem Lebensmittelsektor können bzw. wollen zum Teil Produkte nicht spenden, da entweder dies der Kunde (Handelsmarken) nicht erlaubt oder die Skepsis über den weiteren Weg der eigenen Produkte vorherrscht. Ein weiterer Grund, warum Produkte nicht weitergegeben werden ist, dass die Marke nicht gerne in Sozialmärkten von den Unternehmen gesehen wird, bzw. diese keine Assoziation zu minderer Qualität herstellen möchten.

Brot und Gebäck stellen den größten Anteil an vermeidbaren Lebensmittelabfällen dar. Allerdings nur, weil die Retourwaren vom Handel zurück zur Produktion mit 35.600 Tonnen pro Jahr sehr hoch ist. Ohne diese freien Retouren, würden sich die vermeidbaren Brot- und Gebäckabfälle im Bereich der anderen Branchen bewegen. Grundsätzlich läuft das Geschäft der freien Retouren wie folgt ab:

Tiefgekühlte Teiglinge werden von den Bäckereien an die Handelsfilialen geliefert und dort weiter eingefroren gelagert. Nach Bedarf werden nach und nach die Teiglinge in den Backstationen der Filialen aufgebacken und in die Verkaufsvitrine gelegt. Sollten die Waren dann nicht verkauft werden, werden diese an die Bäckereien zurücktransportiert und gegenverrechnet. Im Grunde hat somit der Handel kein Risiko beim Aufbacken bzw. Einkauf von Backwaren.

LITERATUR

- Baier U. et al. (2016) *Schlussbericht Organische Verluste aus der Lebensmittelindustrie in der Schweiz - Massenflussanalyse nach Branchen und Beurteilung von Vermeidung/Verwertung*. Hrsg: ZHAW - Zürcher Hochschule für Angewandte Wissenschaften, Zürich, 2016.
- Hietler Ph. und Pladerer C. (2018) *Lebensmittelabfälle in Österreich - Aktualisierung des Lageberichts mit neuen Daten, rechtlichen Rahmenbedingungen und konkreten Handlungsempfehlungen*, im Auftrag von WWF Österreich, Wien, 2018.
- Hrad M. et al. (2016) *Vermeidung von Lebensmittelabfall in Gastronomie, Beherbergung und Großküchen – Erweiterung weiterer Betriebe*, in Kooperation mit United Against Waste; Universität für Bodenkultur, Department für Wasser, Atmosphäre und Umwelt, Institut für Abfallwirtschaft, Wien 2016.
- Jensen, Carl, et al. *Matavfall (2010) från jord till bord, Norrköping: s.n., 2011. Svenska Miljö EmissionsData (SMED); Sveriges Meteorologiska och Hydrologiska Institut, Norrköping, 2010.*
- Kranert, M. et al. (2012) *Ermittlung der weggeworfenen Lebensmittelmengen und Vorschläge zur Verminderung der Wegwerfrate bei Lebensmitteln in Deutschland*; Bundesanstalt für Landwirtschaft und Ernährung, Institut für Siedlungswasserbau, Wassergüte- und Abfallwirtschaft, Stuttgart, 2012.
- Lebersorger S. und Schneider F. (2014) *Aufkommen an Lebensmittelverderb im österreichischen Lebensmittelhandel*, im Auftrag der ECR Arbeitsgruppe, Wien, 2014.

- Pladerer C. und Hietler Ph. (2017) „*Abfallvermeidung in der österreichischen Lebensmittelproduktion*“, Österreichisches Ökologie-Institut, in Kooperation mit FH Wiener Neustadt für Wirtschaft und Technik GmbH Campus Wieselburg, Lebensmittel-Cluster Oberösterreich, Lebensmittel Cluster Niederösterreich, pulswerk GmbH, gefördert von der Abfallvermeidungsförderung der Sammel- und Verwertungssysteme, mit Unterstützung von Reclay UFH; Wien, 2017.
- Schneider F. et al. (2012) *Sekundärstudie Lebensmittelabfälle in Österreich*, im Auftrag des BMLFUW, 2012.

Alles in Bio – Das österreichische Bio-Kreislauf-Sackerl

R. Tulnik, H. Seiringer & S. Uschnig

Kompost & Biogas Verband Österreich, Fachbereich Kompost, Wien

KURZFASSUNG: Wo man auch hinsieht, es ist da. Plastik verschmutzt unsere Umwelt. Gerade für Kompost- und Biogasanlagen stellen Plastiksackerl ein Problem dar, da diese vor der Behandlung mühsam aussortiert werden müssen. Zur Lösung trägt das österreichische Bio-Kreislauf-Sackerl bei. Dieses wird aus einem kompostierbaren Biokunststoff hergestellt und ersetzt die konventionellen Knotenbeutel in der Obst- und Gemüseabteilung. Des Weiteren kann nun der Bioabfall im Haushalt in demselben Sackerl gesammelt und anschließend in der Biotonne entsorgt werden. Außerdem sollten in Österreich nur noch biologisch abbaubare und kompostierbare Biokunststoffsackerl gem. EN 13432 (ASi 2008) in Verkehr gebracht werden dürfen, wie es in zahlreichen anderen Ländern bereits der Fall ist.

1 EINLEITUNG

Problemfall „Plastiksackerl“

Wir finden sie überall: im Wald, auf unseren Wiesen und Äckern, in unserem Wasser und als Mikroplastik leider auch in unseren Lebensmitteln! Technologisch ist das Problem mit biologisch abbaubarem Kunststoff jedoch längst lösbar. Laut einer Studie des italienischen Kompost & Biogas Verbandes repräsentieren Kunststoffe mit 62 % den größten Störstoffanteil im Bioabfall. Von dem gesamten Störstoffanteil stellen Plastiksackerl und Kunststofffolien mit 55 % mehr als die Hälfte dar.

2 DIE LÖSUNG – DAS BIO-KREISLAUF-SACKERL

Alle leichten Knotenbeutel aus der Obst- und Gemüseabteilung sollen bundesweit nur mehr aus einem leicht abbaubaren Kunststoff bestehen („ok-compost-home“) und mit einem einheitlichen Logo als Bio-Kreislauf-Sackerl gekennzeichnet sein. So werden diese Sackerl zusätzlich für die Bioabfallsammlung genutzt, die getrennte Bioabfallsammlung gefördert und der Restmüll nachhaltig reduziert. Das Bio-Kreislauf-Sackerl ermöglicht somit allen, auf eine einfache Weise täglich etwas Gutes für unsere Umwelt zu tun! Das Bio-Kreislauf-Sackerl besteht aus einem Stärkeblend, der als biologisch abbaubarer und kompostierbarer Werkstoff klassifiziert ist. Es handelt sich dabei um Polymere, die sowohl Bestandteile aus nachwachsenden Rohstoffen, wie z.B. Stärke, Pflanzenöle, Zucker, als auch aus fossilen Quellen enthalten. Stärke-Blends sind zu 25–100 % biobasiert und gut bioabbaubar.



Abb. 1: Bio-Kreislauf-Sackerl (KBVÖ 2017).

Eine Mischlösung mit einerseits kompostierbaren Bio-Sackerl und andererseits konventionellen Kunststofftaschen für andere Anwendungen ist sinnlos, da es einerseits den Konsumenten verwirrt und andererseits die Störstoffbelastung im Bioabfall erhöht. Wie es bereits in vielen anderen Ländern der Fall ist (dunkelgefärbte Länder haben bereits generelle oder teilweise Verbote für Plastik-Tragtaschen) soll es auch in Österreich eine Verpflichtung geben, dass nur mehr nach EN13432 (ASI 2008) zertifizierte Einwegtragetaschen in Verkehr gebracht werden dürfen.



Abb. 2: Landkarte Regionen mit Plastiksackerl Verboten (KBVÖ 2017).

3 BIO IST NICHT GLEICH BIO

Der Begriff Biokunststoff ist uneinheitlich definiert. Die Rohstoffherkunft (nachwachsende Rohstoffe oder fossilbasiert) gibt keine Auskunft über die biologische Abbaubarkeit. Beispielsweise sind rein biobasierte Kunststoffe nicht notwendigerweise auch abbaubar. Problematisch ist auch die Verwechslungsgefahr durch Laien mit den oxoabbaubaren Kunststoffen. Diese zerfallen zwar, sind aber nicht biologisch abbaubar, das bedeutet sie wandeln sich nicht zu CO₂, Wasser und Biomasse um.

Die europäische Norm für die Kompostierbarkeit ist die EN 13432 (ASI 2008). Der Standard, EN 13432: Verpackung – Anforderungen an die Verwertung von Verpackungen durch Kompostierung und biologischen Abbau – Prüfschema und Bewertungskriterien für die Einstufung von Verpackungen ist geeignet für die Kompostierung bei Temperaturen von bis zu 70 °C. Der Prüfungsumfang besagter Norm beinhaltet

- eine chemische Prüfung mit der Offenlegung aller Inhaltsstoffe,
- der Anteil an organischer Substanz bestimmt als flüchtige Feststoffe muss mindestens 50 % sein,
- die biologische Abbaubarkeit: es muss nachgewiesen werden, dass mindestens 90 % des organischen Materials in 6 Monaten in CO₂ umgewandelt werden,
- die Desintegration in Kompost: Nach einer Kompostierung von 3 Monaten und folgender Siebung durch ein 2mm Sieb dürfen nicht mehr als 10 % Rückstände (bezogen auf die Originalmasse) verbleiben,
- die praktische Prüfung der Kompostierbarkeit im Technikumsmaßstab: es dürfen keine negativen Einwirkungen auf die Kompostierbarkeit erfolgen und
- die Kompostanwendung: untersucht wird der Effekt von Komposten auf das Pflanzenwachstum sowie ein Ökotoxizitätstest (Frischenschlager et al. 2018).

Der Abbau passiert wie folgt (Chinaglia et al. 2018): Der Kohlenstoff des Polymers wird durch Mikroorganismen assimiliert und dann entweder zu CO₂ und H₂O mineralisiert oder für das Wachstum und die Reproduktion genutzt, wie folgende Formel (1) veranschaulicht:



Das heißt, vollständig bedeutet hier nicht 100 % Umwandlung zu CO₂, da ein Teil des organischen Kohlenstoffs für das mikrobielle Wachstum (Bildung von Biomasse) verwendet wird. Die 90 % Angabe der EN 13432 (ASI 2008) (siehe oben) führt oft zur falschen Annahme, dass Reste oder gar Mikroplastik im Kompost verbleiben, dabei wird vernachlässigt, dass beim Abbau Biomasse gebildet wird. Der Ertrag von Biomasse reicht von 10 bis 40 %, abhängig vom Substrat (OWS 2017).

4 LABELS UND KENNZEICHNUNG

Das Bio-Kreislauf-Sackerl entspricht der Norm EN 13432 (ASI 2008) und ist mit folgenden Labels gekennzeichnet.

4.1 „Keimling“ – „products made of compostable materials“

Der „Keimling“ gehört European Bioplastics, wird verwaltet von DIN CERTCO und basiert auf: DIN EN 13432, ASTM D 6400, DIN EN 14995 und ISO 17088 (ISO 2008). Die Kennzeichnung stellt sicher, dass nicht nur der Kunststoffanteil eines Produktes vollständig biologisch abbaubar und für die Kompostierung geeignet ist, sondern auch die dazugehörigen Bestandteile, wie Farben, Kleber, Etiketten (Frischenschlager et al. 2018, ASI 2008, ASTM 2012, DIN 2007, ISO 2008).

4.2 Ok compost

Basiert auf der EN 13432 (ASI 2008) und wird vergeben für das Kompostieren in industriellen Kompostieranlagen (zwischen 55 °C und 60 °C). Hier gibt es auch Zertifikate für die Heim-Kompostierung („OK compost HOME“), welche Kompostierung auch unter schwierigen Bedingungen (z.B. geringen Temperaturen) garantieren (Frischenschlager et al. 2018).

5 UND DIE ANDEREN PLASTIKSACKERL?

Ein kleiner Teil der Bevölkerung wird dennoch das Bio-Kreislauf-Sackerl ignorieren und auch die größeren „Plastiksackerl“ zur Bioabfallsammlung verwenden. Daher müssen auch diese Sackerl und Tragtaschen zumindest der Norm EN 13432 (ASI 2008) entsprechen, dürfen aber nicht als „kompostierbar“ oder „abbaubar“ gekennzeichnet sein. Der Konsument wird dadurch nicht unnötig verwirrt. Rund 255.000 t Organik sind österreichweit im gemischten Siedlungsabfall enthalten (BMNT 2017) und stellen somit ein Potential für die getrennte Sammlung bzw. Kompostierung dar.

- Bio-Kreislauf-Sackerl: Knotenbeutel aus 100 % abbaubaren Kunststoff („ok-compost-home“),
- Bundesweit müssen alle Einweg-Plastiksackerl der EN13432 (ASI 2008) entsprechen und
- Nur Knotenbeutel mit einheitlichem Design als „kompostierbar“ gekennzeichnet.

6 SCHLUSSFOLGERUNG UND ZUSAMMENFASSUNG

Vom Plastikmüll in unserer Landschaft und in unseren Lebensmitteln sind alle betroffen. Der Kompost & Biogas Verband Österreich hat das „Bündnis für das österreichische Bio-Kreislauf-Sackerl“ initiiert und möchte diese Idee gemeinsam mit vielen Bündnispartnern voranbringen.

Alle Details zum Bio-Kreislauf-Sackerl finden Sie unter www.biosackerl.at sowie auch die dazugehörige Petition zum online Unterzeichnen.



Abb. 5: Bündnispartner (KBVÖ 2018)

LITERATUR

- Austrian Standards International (ASI) (2008) ÖNORM EN 13432: 2008 02 01: Verpackung – Anforderungen an die Verwertung von Verpackungen durch Kompostierung und biologischen Abbau - Prüfschema und Bewertungskriterien für die Einstufung von Verpackungen.
- ASTM International (ASTM) (2012) ASTM D 6400: 2012 05 01: Standard Specification for Labeling of Plastics Designed to be Aerobically Composted in Municipal or Industrial Facilities.
- Bundesministerium für Nachhaltigkeit und Tourismus (BMNT) (2017) Bundes-Abfall-Wirtschaftsplan. Online unter: <https://www.bmnt.gv.at/umwelt/abfall-ressourcen/bundes-abfallwirtschaftsplan/BAWP2017-Final.html> [Abfrage am 02.07.2018]
- Chinaglia, S., Tosin, M., Degli-Innocenti, F. (2018) Biodegradation rate of biodegradable plastics at molecular level. In: Polymer Degradation and Stability 147, 237-244. Novara: Novamont S.p.A.
- Deutsches Institut für Normung (DIN) (2007) DIN EN 14995: 2007-03: Kunststoffe – Bewertung der Kompostierbarkeit – Prüfschema und Spezifikationen.
- Frischenschlager, H., Reinberg, V. und Kisser, J. (2018) Roadmap 2050 Biobasierter Kunststoff – Kunststoff aus nachwachsenden Rohstoffen. In: Nachhaltigwirtschaften, 6/2018. Wien: BMVIT. Online unter: https://nachhaltigwirtschaften.at/resources/nw_pdf/schriftenreihe/201806_bbks-szenario.pdf [02.07.2018]
- International Organization for Standardization (ISO) (2008) ISO 17088:2008: Specifications for compostable plastics.
- Kompost und Biogas Verband Österreich (KBVÖ) (2018) Forderung an die österreichische Bundesregierung: EN 13432-Pflicht für alle Einweg-Sackerl und Einweg-Tragtaschen.
- Organic Waste Systems (OWS) (2017) Expert Statement (Bio)degradable Mulching Films. Belgium: OWS. Online unter: http://docs.european-bioplastics.org/publications/OWS_Expert_statement_mulching_films.pdf [18.07.2018]

In situ Sanierung organischer Schadstoffe in bindigen Böden mittels Injektion chemischer/biologischer Agenzien

B.T. Bogolte & R. Philipp
TERRA Umwelttechnik GmbH, Wien, Österreich

KURZFASSUNG: In einem mehrjährigen Forschungsprojekt untersuchen die Partner TERRA Umwelttechnik GmbH und Montanuniversität Leoben die in situ Dekontamination organischer Schadstoffe in dichten Bereichen von alluvialen Sedimenten, auch „Schlufflinsen“ genannt. Da sich eine Vielzahl von Altschäden in Österreich in flussnahen Bereichen befinden, ist dieses Setting sehr relevant, da ungenügend sanierte Bereiche das Potential haben den Sanierungserfolg einer Altlast insgesamt in Frage zu stellen bzw. scheiden Standorte mit relevanten Anteilen an kontaminierten Schlufflinsen von vorne herein für in situ Sanierungen aus.

Es wurden daher mehrere Transportmechanismen untersucht, um chemisch/biologische Agenzien in hinreichend kurzen Zeiträumen in diesen Böden zu verteilen. Des Weiteren wurden Abbaumechanismen getestet, welche das Potential haben, langfristig den Schadstoffabbau in den sehr bindigen Bodenbereichen zu unterstützen.

1 EINLEITUNG

Bei der Sanierung von organisch kontaminierten Altlasten werden in der Praxis zunehmend in situ Verfahren eingesetzt. Allerdings finden diese Verfahren gewisse Einschränkungen auf Standorten mit stark heterogenen, geologischen Schichtaufbau des Untergrundes, wie sie häufig in alluvial geprägtem Umfeld vieler österreichischer Städte zu finden sind. Diese Standorte weisen meist einen raschen horizontalen Wechsel von gut durchlässigen Bodentexturen gefolgt von sehr feinkörnigen, dichten Bereichen auf, welche für die üblichen in situ Sanierungstechnologien schwer zugänglich sind. Als Folge verbleibt in solchen dichten Bereichen eine größere Schadstoffmenge, was den Sanierungserfolg insgesamt gefährdet.

Im Rahmen des Forschungsprojekts LISA (**L**eistungsgesteigerte **I**n situ **S**anierung) wurden daher zwei Zielsetzungen verfolgt. Erstens, eine Degradation der Schadstoffe durch mikrobiologisch-metabolischen Umsatz bzw. mittels Einsatz oxidierender Chemikalien direkt in den bindigen Ablagerungen zu initiieren. Aufgrund des dort vorherrschenden limitierten Stofftransports sollte dabei als besondere Randbedingung die Degradation möglichst nach einmaliger Applikation der chemisch/biologischer Agenzien weitgehend autonom fortschreiten. Und zweitens, eine Applikationstechnologie zu entwickeln, die eine rasche und homogene Verteilung jener Agenzien in die bindigen Bodenbereiche gewährleistet.

2 METHODEN UND MATERIALIEN

Auszugehen war von stark anaeroben Milieubedingungen im Inneren der bindigen Ablagerungen. Dementsprechend wurde für den mikrobiologischen Schadstoffabbau die anaerobe Degradation mittels Zugabe des Elektronenakzeptors Nitrat (NO) als Agens ausgewählt. Für die chemische Degradation wurden die Agenzien Persulfat (PS) und Permanganat (PM) verwendet. Beides sind Oxidationsmittel mit einer mitt-

leren bis hohen Zerfallszeit, wodurch eine homogenere Verteilung im gesamten bindigen Bereich auch bei zeitlich längeren Stofftransport erzielt werden kann, bevor die Oxidationskraft der eingesetzten Chemikalien merklich schwindet.

Gegenstand der Untersuchung waren die zugrundeliegenden Einflussfaktoren im speziellen Umfeld sehr feinkörniger Bodenstrukturen, um gegebenenfalls Informationen über die Einsatzrandbedingungen eines zukünftigen Sanierungsverfahrens zu gewinnen. Hierbei waren insbesondere die Interaktionen zwischen den Oxidantien und der organischen Bodensubstanz bei unterschiedlichen Bodentexturen von Interesse. Dafür wurde vorab die Abbaueffizienz aller Agenzien in geschlossenen Reaktorversuchen unter anoxischen Bedingungen untersucht. Als Substrat dienten drei typische Vertreter bindiger alluvialer Ablagerungen: Versuchsböden aus dem Spektrum der Auelehme und Schwemmsande mit Dieselkontaminationen von bis zu 5000 mg/kg. Der Gehalt an organischer Bodensubstanz (TOC) in diesen Böden wurde mit Huminsäure eingestellt. Des Weiteren wurden unterschiedliche Konzentrationen der Agenzien sowie zwei unterschiedliche Behandlungsdauern betrachtet (90 und 180 Tage). Zur Untersuchung der etwaigen Einflussfaktoren auf die Degradationsreaktionen wurde das statistische Versuchsdesign des Griechisch-Lateinischen Quadrats gewählt.

Tab. 1: Untersuchte Faktoren (links) und statistisches Versuchsdesign (rechts).

Faktoren		Faktorstufen			Einheit	Faktoren				
		-1	0	+1		Versuche				
A	Textur									
	Sand	76	51	27	[%]	1	0	-1	1	-1
	Schluff	22	44	66	[%]	2	0	1	0	1
	Ton	2	5	7	[%]	3	0	0	-1	0
B	TOC	0,6	1,2	1,8	[%]	4	-1	1	-1	-1
						5	-1	-1	0	0
C	Agenzie	Persulfat	Permanganat	Nitrat		6	-1	0	1	1
						7	1	0	0	-1
D	Konz. Agenzie	25	50	100	[g/kg]	8	1	1	1	0
E	Zeit	60	180		[d]	9	1	-1	-1	1

Für die Injektion der Agenzien wurden im Rahmen von Gefäß- und Feldversuchen wurden drei Technologien getestet:

Unter der **Subfrac**-Methode wurde eine kontrollierte Druckspülung unterhalb der Bruchspannung des behandelten Bodens verstanden. Diese wurde sowohl hinsichtlich des chemisch-physikalischen Schadstoffaustrags (Extraktion) untersucht, als auch alternativ nach Eignung zur Einbringung (Injektion) von Behandlungsmitteln hin getestet. In Vorbereitung der Feldversuche wurde hierzu der Bruchmechanismus und Bruchdruck in einer beispielhaften Situation modelliert. Als Modellsituation diente eine Schlufflinse mit wenigen Metern Durchmesser, in einer geringen Tiefe unter Gelände, umgeben von Kies. Appliziert wurde in der Mitte dieser Schlufflinse aus einem Kleinpegel (DN 50mm) mit einem Meter Filterlänge.

Die **Frac**-Methode diente zur Herstellung (horizontaler) Bruchebenen im Abstand von etwa zwei bis drei Ebenen je Laufmeter. In diesen Bruchebenen lässt sich unter Druck sehr gut ein Fluss von wassergelösten Agentien etablieren. Der Bruchdruck entsprach in etwa den Modellrechnungen der Subfrac Methode, jedoch unterscheidet sich das Bruchbild massiv durch eine Variation der Versorgungslanze. Hierbei bilden sich annähernd gleichmäßige parallele Bruchebenen, welche als Wegigkeiten

dienten. Dadurch sollte sich die Transportstrecke in die Schlufflinse extrem verkürzen und der diffusive Agenzientransport massiv beschleunigt werden.

Als dritte Variante wurde in der **Invers-Thermischen**-Methode eine Trocknung des feinkörnigen Bodenmaterials mittels Festkörper-Heizelementen vorgenommen. Da eine Verdampfung hochsiedender Kontaminanten (Diesel ab 300 °C) nicht energieeffizient durchführbar ist, wurde zur Schaffung von Wegigkeiten das Porenwasser verdampft und abgeführt. So war nachgeschaltet die Einbringung von Behandlungsmitteln unter Ausnutzung der so induzierten kapillaren Saugspannung der Bodentextur zu möglich.

3 ERGEBNISSE

Insgesamt zeigten alle betrachteten Faktoren einen statistisch signifikanten Einfluss auf das Abbauverhalten von organischen Schadstoffen in bindigem Bodenmaterial. Die Behandlungsmittel scheinen dabei den größten Einfluss auszuüben, gefolgt von der Konzentration der jeweiligen Agenzien und der Einwirk- bzw. Behandlungszeit. Der TOC scheint sich lediglich auf die oxidative Behandlung auszuwirken, hier jedoch in einem weitaus geringeren Ausmaß als zuvor erwartet. Die Textur hingegen scheint einen nur noch marginalen Einfluss auf die gewählten Behandlungen zu haben.

Der Einsatz chemischer Oxidantien zeigte eine gute Wirksamkeit, etwa 50 % Abbaurrate nach 180 Tagen Versuchsdauer. Der größte Unterschied bei den verwendeten Oxidantien Permanganat und Persulfat lag in der Wirkkonzentration. Persulfat (PS) zeigte einen raschen Abbau bei hohen Oxidkonzentrationen, welcher jedoch stark vom TOC beeinflusst wurde und dessen Wirksamkeit bei längerer Behandlungsdauer deutlich nachließ. Permanganat (PM) zeigte einen initial langsameren Abbau, der mit fortschreitender Behandlungsdauer wohl eine synergistische Wirkung mit einem parallel verlaufenden mikrobiellen Abbau entwickelte. Der anaerob mikrobielle Abbau unter Nitrat reduzierenden Bedingungen (NO) zeigte zunächst eine mittlere Wirksamkeit mit einer 36 prozentigen Abbaurrate nach 180 Tagen, schritt bei längerer Behandlungsdauer jedoch stetig fort und erreichte mit Abbauraten unter 50 % schließlich das beste Ergebnis.

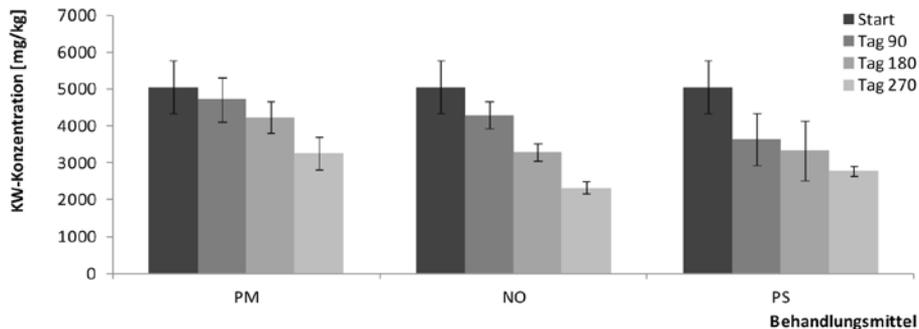


Abb. 1: Zeitliche Entwicklung des TOC-Abbaus der getesteten Agenzien.

Bei den Applikationstechnologien zeigte sich für das Subfrac-Verfahren ein konisches Bruchbild und der berechnete Bruchdruck lag nach einer Reihe von Variationen bei nur etwa 0,6 bar. Das bedeutet, dass bei einer Lage der Applikationslanze in etwa 7m unter Gelände dieser Druck bereits aufgebracht wird, wenn der Pegel nur

bis zum Rohrende gefüllt wird. Des Weiteren folgt daraus, dass ab diesem Zeitpunkt eine homogene Durchströmung des Schluffbereichs nicht mehr möglich ist! In Feldversuchen konnte dieses Modellergebnis bewiesen werden, wobei in Abhängigkeit der Überlagerung und der Bodeneigenschaften, Feldbruchdrücke von 0,6 bis 0,8 bar gemessen wurden. Unterhalb dieses Drucks fand tatsächlich eine annähernd homogene Stoffverteilung durch Porenströmung statt – sofern die Kapillarspannung des Bodens nicht höher war. Dieser Bodenkennwert ist vorab zu ermitteln. Oberhalb des Bruchdrucks brach der Boden entsprechend den Modellvorhersagen und die Verteilung der Agenzien verläuft nur entlang der so entstandenen Bruchlinien.

Zu den Transportmechanismen ist zu sagen, dass die Subfrac-Methode bei Böden mit nicht zu niedrigen Durchlässigkeitsbeiwerten (bisher getestet K_f bis 10^{-6}) auf einfache und effiziente Weise den Medientransport in hinreichender Geschwindigkeit gewährleistet. Von immanenter Bedeutung ist hier eine deutliche Unterschreitung des Bruchdrucks, weil ab einem eingetretenen Bruch kein anderes Verfahren mehr applizierbar scheint.

Die Fracmethode scheint nach ersten Ergebnissen ebenfalls in der Lage hinreichend dichte Versorgungswege in der Schlufflinse zu erzeugen, um eine vollständige diffusive Versorgung mit Agenzien zu gewährleisten. Hier ist noch eine Versuchsreihe ausständig um besser abgesicherte Aussagen treffen zu können.

Die Anwendung der Invers-Thermischen-Methode scheint nach ersten Ergebnissen ungenügend vorhersagbar. Während die Bodentrocknung sehr gut funktioniert und hervorragend steuerbar ist, erscheinen jedoch in Summe mehr Effekte der Wiederbenetzung – auch bei unterschiedlichen Trocknungsgraden – dem entgegenzu stehen als diese zu begünstigen. Aus diesem Grund wurde diese Methode nicht im Feld getestet.

4 SCHLUSSFOLGERUNGEN

Alle drei untersuchten Agenzien (PM, NO, PS) waren in der Lage, unter den gewählten Einsatzbedingungen, einen Schadstoffabbau in sehr bindigen Böden zu initiieren. Generell wurde eine längere Degradationsdauer wie z.B. gegenüber aeroben Verfahren festgestellt. Es scheint, dass die Behandlung mit Nitrat diesen langfristigen Abbauprozess sehr stetig unterstützen kann. Die Wirkung chemischer Oxidantien hingegen schwindet aufgrund ihrer reaktiven Zersetzung nach einer Behandlungszeit über 180 Tagen merklich.

Bei den Applikationstechnologien ermöglichten die Subfrac- als auch die Frac-Methode eine genügend steuerbare und vorhersagbare Einbringung der Agenzien. Daher werden diese Technologien in weiteren Versuchen untersucht, um Kenntnisse über die Grenzen der Anwendungen und deren Randbedingungen zu gewinnen.

Innovative in situ Sanierung am Standort der Altlast N16 „Tuttendorfer Breite“ – 9 Jahre Betrieb

G. Luschin

Bundesaltlastensanierungsgesellschaft m.b.H. (BALSA GmbH), Wien, Österreich

A.P. Loibner

Universität für Bodenkultur, Wien, IFA-Tulln, Institut für Umweltbiotechnologie, Tulln, Österreich

KURZFASSUNG: Im Juli 2009 sind die Anlagen zur Sanierung der Altlast N16 „Tuttendorfer Breite“ in Betrieb gegangen. Seitdem erfolgt an diesem ehemaligen Raffineriestandort eine Dekontamination des mit Mineralölkohlenwasserstoffen verunreinigten Grundwassers und Untergrundes mit unterschiedlichen Sanierungsmaßnahmen. In einem ersten Schritt wurde die Altlast mit einer v-förmigen Dichtwand (Funnel) teilweise umschlossen, um die weitere Ausbreitung von Schadstoffen aus dem 18 ha großen Areal dauerhaft zu unterbinden. Dabei wird der gesamte, in die Altlast fließende Grundwasserstrom erfasst und durch mit Aktivkohle gefüllte Filterfenster (Gates) geleitet. Im Schutz des Funnel & Gate - Systems wurden Ölabsaugbrunnen errichtet, aus denen die auf dem Grundwasser aufschwimmende Mineralölphase abgesaugt wird. Als weitere Sanierungsmaßnahme wird eine mikrobiologische in situ Sanierungsanlage betrieben. Dabei wird durch das Einbringen von Nährstoffen und Luftsauerstoff der Schadstoffabbau im Untergrund durch natürlich vorhandene Mikroorganismen forciert. Die Wirksamkeit der Sanierungsmaßnahmen wird während des Betriebes durch umfangreiche hydraulische und chemische Untersuchungen innerhalb und außerhalb der Altlast überprüft.

1 EINLEITUNG

Die Altlast N16 „Tuttendorfer Breite“ befindet sich ca. 10 km nördlich von Wien, am südlichen Stadtrand von Korneuburg, ca. 450 m vom linken Donauufer entfernt. Die Fläche der Altlast beträgt rund 18 ha.

Im Jahr 1927 wurde am Gelände der heutigen Altlast eine Mineralölraffinerie errichtet, die bis zu ihrer Schließung 1961 von verschiedenen Unternehmen betrieben wurde. Durch die Kriegseinwirkungen im 2. Weltkrieg kam es zur Zerstörung von Anlagenteilen und in Folge zum Austritt von Mineralöl bzw. Mineralölprodukten in den Untergrund. Heute wird ein Großteil des Geländes gewerblich genutzt und ist mit Bürogebäuden, Lagerhallen und Verkehrsflächen überbaut.

Im November 1992 wurde die Verdachtsfläche „Tuttendorfer Breite“ als Altlast mit der Prioritätenklasse I ausgewiesen. Das Schadensbild umfasst vorwiegend Mineralölkohlenwasserstoffe (MKW), die gelöst im oder als Phase auf dem Grundwasser auftreten bzw. an der Bodenmatrix im ungesättigten und gesättigten Bereich adsorbiert sind.

Die Bauarbeiten zur Herstellung des Sanierungssystems der Altlast N16 „Tuttendorfer Breite“ wurden im Juli 2008 begonnen und innerhalb eines Jahres abgeschlossen. Die Betriebsphase startete im Juli 2009 und dauert bis dato an. Seit Mai 2013 ist die Altlast N16 „Tuttendorfer Breite“ gemäß Altlastenatlas-Verordnung-Novelle 2013 als gesichert ausgewiesen.

2 BESCHREIBUNG DER SANIERUNGSMASSNAHMEN

Zur Sanierung der Altlast N16 „Tuttendorfer“ Breite wurden folgende Sanierungsanlagen hergestellt.

2.1 Funnel & Gate - System

Das Funnel & Gate - System besteht aus einer im Grundwasserabstrom der Altlast befindlichen 1.165 m langen und 60 cm starken v-förmigen Einphasenschlitzwand, welche den gesamten durch die Altlast fließenden Grundwasserstrom erfasst. Dieser strömt aufgrund des natürlichen Grundwassergefälles durch aktivkohlegefüllte Filterfenster (Gates). Entsprechend der hydraulischen Dimensionierung wurden 7 Gates in die Dichtwand integriert. Ein Gate besteht aus 3 GFK-Filterelementen mit einem Durchmesser von je ca. 1,8 m und einer Höhe von 11 - 15 m. Pro Gate wurden ca. 18 t Aktivkohle verfüllt.



Abb. 1: Lage des Funnel & Gate – Systems.



Abb. 2: Blick in ein Filterelement.

2.2 Ölabsaugbrunnen

In hochkontaminierten Bereichen wurden 8 Ölabsaugbrunnen zur Entfernung der am Grundwasser aufschwimmenden Ölphase hergestellt.

2.3 Mikrobiologische in situ Sanierung

Auf Basis der Ergebnisse der Voruntersuchungen von 2002 und der während der Bauphase festgestellten Kontaminationssituation bzw. Schadstoffverteilung am Altlastenareal wurde im Schutz des Funnel & Gate - Systems eine Anlage zur mikrobiologischen in situ Sanierung errichtet. Die Voruntersuchungen zeigten einen Mangel an Sauerstoff und Stickstoff, wodurch der MKW-Abbau nachhaltig beeinträchtigt wurde. Die technische Umsetzung erfolgte durch Errichtung einer Anlage zur Einbringung einer Stickstoffquelle in die gesättigte Bodenzone (NaNO₃-Dotation) sowie zur Sauerstoffversorgung der ungesättigten Zone (Bodenluftabsaugung bzw. Bioventing). Auf einer Fläche von 38.000 m² wurden 4 Versorgungsstränge mit insgesamt 41 Versickerungs- bzw. Belüftungslanzen hergestellt. Sämtliche Lanzenstränge und Lanzen können einzeln geregelt bzw. abgesperrt werden.

2.4 Messstellennetz zur Grundwasserbeweissicherung

Zur Überprüfung der Wirksamkeit der Sanierungsmaßnahme wurden für qualitative und quantitative Grundwasseruntersuchungen insgesamt 34 Grundwasserpegel installiert. Davon sind 18 Grundwasserpegel mit automatischen Messaufnehmern ausgestattet. Die Daten können von einem Server online abgerufen werden.

3 ZUSAMMENFASSENDE ERGEBNISSE DES BETRIEBES 2009 - 2018

3.1 Funnel & Gate - System

Der Betrieb des Funnel & Gate - Systems umfasst im Wesentlichen nachfolgend angeführte Wartungs- und Kontrolltätigkeiten:

- qualitative und quantitative Grundwasserbeweissicherung zur Überprüfung der Funktionsfähigkeit der Gates,
- jährliche Kamerabefahrung der Gates zur visuellen Kontrolle der Filteroberflächen insbesondere auf biologischen Bewuchs,
- monatliche Kontrolle der Gatepegel auf Zutritt von Ölphase und
- zonierte Aktivkohlebeprobung aus Rammkernsondierungen und chemische Analyse zur Überprüfung der Beladung der Aktivkohle mit MKW.

Ergebnisse aus dem Betrieb des Funnel & Gate - Systems:

In den inneren, altlastenseitigen Grundwassermessstellen der Gates kommt es regelmäßig zu Überschreitungen der Sanierungszielwerte. Maßgebende Parameter sind KW-Index, PAK (16) und Benzol. In den Außenpegeln konnten die behördlich vorgeschriebenen Sanierungszielwerte seit Jänner 2013 eingehalten werden. Die Analyseergebnisse zeigen, dass die Funktionsfähigkeit der Gates gegeben ist und die im Grundwasser vorhandenen Kontaminanten in den Aktivkohlefiltern adsorbiert werden. Bei den jährlichen Kamerabefahrungen der Gates konnte erwartungsgemäß zu Beginn des Betriebes eine Zunahme des biologischen Bewuchses auf den altlastenseitigen Filteroberflächen festgestellt werden, der sich mit fortlaufendem Betrieb stabilisierte. Monatliche Messungen der Grundwasserspiegel vor und nach den Aktivkohlefiltern weisen geringe Differenzen auf, die hydraulischen Durchlässigkeiten werden somit durch die biologischen Aktivitäten nicht reduziert.

In Abbildung 3 und 4 sind Kameraaufnahmen des Aussteifungsgitterrotes eines Aktivkohlefilters am Beginn des Betriebes (Juli 2010) und nach dem 7. Betriebsjahr (Juli 2017) ersichtlich.



Abb. 3: Filteroberfläche Juli 2010.

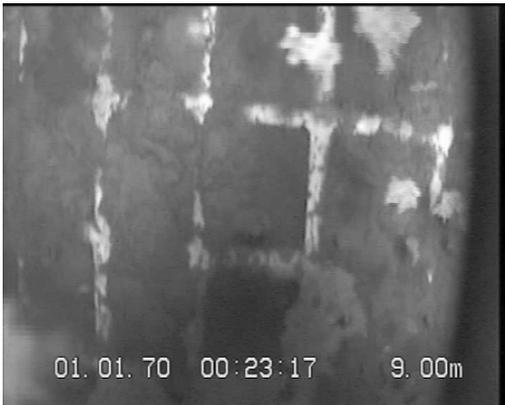


Abb. 4: gleiche Filteroberfläche Juli 2017.

Im bisherigen Betrieb wurde in den Gates keine Ölphase festgestellt. Die Beladung der Aktivkohle liegt derzeit in den am stärksten durchströmten Gates (Gates quer zur Grundwasserströmungsrichtung) bei ca. 20 % der maximalen Beladekapazität. Im Betriebszeitraum 2009 - 2018 konnte über das Funnel & Gate - System eine Entfrachtung von ca. 0,14 t an MKW erzielt werden.

3.2 Ölabsaugbrunnen

Am Gelände der Altlast N16 werden insgesamt 8 Ölabsaugbrunnen betrieben. In den Brunnen erfolgt monatlich eine Überprüfung und Messung der Ölphasenstärke. Während des Betriebes hat sich gezeigt, dass nur in 2 Brunnen der Ölzutritt ausreichend stark ist, dass sich eine abpumpbare Phase ausbildet. Die Ölabsaugbrunnen werden intermittierend betrieben. Zusätzlich zur Ölabsaugung wird der Grundwasserspiegel im Sanierungsbrunnen abgesenkt um den Ölandrang zu steigern. Das abgepumpte Grundwasser wird über einen nächstgelegenen Brunnen rückversickert.

Ergebnisse aus dem Betrieb der Ölabsaugbrunnen:

Im Mittel bildet sich in den beiden oben genannten Brunnen eine Ölphasenstärke von ca. 10 cm aus. Eine Reduktion des Phasenandranges konnte im bisherigen Betriebszeitraum nicht festgestellt werden.

Insgesamt wurden in den bisherigen 9 Jahren Betrieb der Ölabsaugbrunnen ca. 5,5 t Öl abgepumpt.

3.3 Mikrobiologische in situ Sanierung

Im Zuge des Betriebes der Sanierung der Altlast N16 wurden mikrobielle Verfahren sowohl für die gesättigte als auch ungesättigte Zone zum Abbau von MKW eingesetzt.

3.3.1 Mikrobiologische in situ Sanierung in der gesättigten Zone (NaNO₃-Dotation)
Stickstoff wurde in Form von gelöstem Natriumnitrat in die gesättigte Zone infiltriert und mit dem Grundwasserstrom innerhalb des Funnel & Gate - Systems verteilt. Die zugegebenen Mengen wurden derart gewählt (8 bis 100 kg/Tag), dass im Anstrom der Gates keine erhöhten Nitratkonzentrationen zu erwarten waren. Zwischen November 2009 und April 2011 wurden über Versickerungslanzen insgesamt 20,87 t Natriumnitrat in die gesättigte Bodenzone eingebracht. Stickstoff ist jedenfalls zur Bildung mikrobieller Biomasse schadstoffabbauender Mikroorganismen erforderlich. Durch die Nitratdotation konnte die am Standort vorhandene Stickstofflimitierung umgangen werden. Darüber hinaus fungiert Nitrat als im Grundwasser sehr gut löslicher terminaler Elektronenakzeptor und trägt so zum mikrobiellen MKW-Abbau bei. Im Zuge der unter diesem Punkt beschriebenen Sanierungsmaßnahme konnte in der gesättigten Bodenzone eine Entfrachtung an MKW von ca. 6,8 t erzielt werden.

3.3.2 Mikrobiologische in situ Sanierung in der ungesättigten Zone (Bioventing)
Durch Schwankungen des Grundwasserspiegels wurde gelöstes Nitrat vertikal verteilt, wodurch die hoch kontaminierte Zone des Schwankungsbereichs mit ausreichend Stickstoff versorgt wurde und hier eine maximale Entfrachtung durch aeroben Abbau ermöglicht wurde.
Seit Betriebsbeginn erfolgt am Standort der Altlast N16 eine permanente Absaugung von Bodenluft aus der ungesättigten Bodenzone. Die einzelnen Belüftungsstränge werden intermittierend betrieben. Im störungsfreien Betrieb werden 140 bis 210 m³/h an Bodenluft abgesaugt. Das über einen Zeitraum von 9 Betriebsjahren abgesaugte Luftvolumen beträgt in Summe 11,5 Mio. m³. Mehrmals wöchentlich wird der Sauerstoffgehalt der abgesaugten Bodenluft gemessen. Die mittlere Sauerstoffzehrung lag im gesamten Betriebszeitraum bei 5 - 6 %-Punkten.
Durch den Betrieb der Bioventinganlage konnten in den vergangenen 9 Betriebsjahren 669 t an MKW abgebaut werden.

3.3.3 Beurteilung des MKW-Abbaus durch mikrobielle in situ Sanierungsmaßnahmen

Zur Überprüfung des Sanierungsfortschrittes wurde im Oktober und November 2016 eine Serie von 6 in situ Respirationstests durchgeführt. Dies ermöglichte einerseits die Prüfung auf aktuell stattfindenden mikrobiellen MKW-Abbau, andererseits lässt sich ausgehend von den ermittelten Respirationraten die abgebaute Menge an MKW annähern. Der Abschätzung liegt ein Betriebszeitraum von nahezu 7 Jahren zugrunde (Juli 2009 bis Mai 2016). Sie beruht auf der Annahme, dass sich die Schadstoffabbauraten im Betriebszeitraum nicht maßgeblich verändert haben. Diese Einschätzung wird durch vergleichbare Sauerstoffzehrungsraten, wie sie im Zuge des siebenjährigen Sanierungsbetriebes bestimmt wurden, gestützt. Weiters wurde vorausgesetzt, dass sich die erfassten Kubaturen nicht wesentlich verändert haben und der belüftete Untergrund hinsichtlich Porosität und Dichte weitgehend homogen aufgebaut ist.

In situ Respirationstests dienen der Ermittlung des Sauerstoffverbrauchs in der Bodenluft eines kontaminierten Standortes. Dazu wird die ungesättigte Zone rund um

eine Sonde durch Einbringung von Luft mit Sauerstoff angereichert. Nach Beendigung des Luftertrags wird der Verlauf der Sauerstoffkonzentration über die Zeit gemessen und die Respirationsrate bestimmt. Dieser Sauerstoffverbrauch resultiert aus dem mikrobiellen Abbau von MKW sowie aus weiteren matrixassoziierten sauerstoffzehrenden Prozessen. Diese sogenannte Hintergrundatmung wird durch Bestimmung der Respirationsrate in einem nicht kontaminierten Bereich ermittelt. Sie ist dem Betriebszeitraum der Bioventingsanierung indirekt proportional. Die Differenz aus der Atmungsrate im kontaminierten Bereich und jener im nicht kontaminierten Bereich ergibt die schadstoffassoziierte Atmungsrate. Sie liegt üblicherweise um ein bis zwei Zehnerpotenzen über der Respirationsrate des Hintergrunds.

In Abbildung 5 und 6 sind Respirationsraten, wie sie aus dem Verlauf der Sauerstoffkonzentration errechnet wurden, für einen kontaminierten als auch für den Hintergrundpegel exemplarisch dargestellt.

Respirationsrate S1 neu geodata

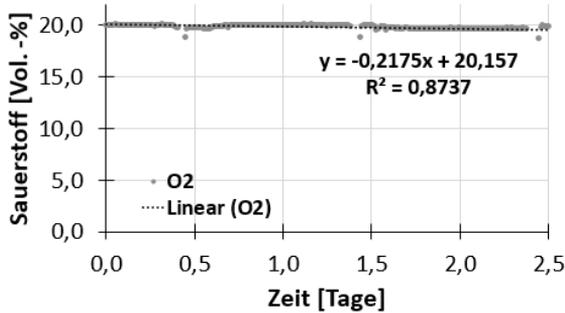


Abb. 5: Hintergrundpegel S1; O₂-Verbrauch und lineare Regression; Sauerstoffverbrauchsrate 0,22 %-Punkte pro Tag.

Respirationsrate Strang 1 Lanze 5

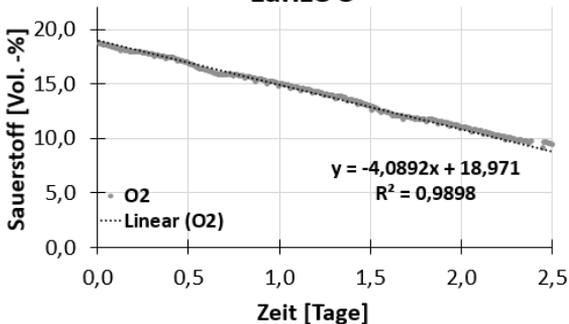


Abb. 6: Respirationstest Pegel 1/5; O₂-Verbrauch u. lineare Regression, Sauerstoffverbrauchsrate 4,09 %-Punkte pro Tag.

Die höchste Sauerstoffverbrauchsrate lag bei 13,5 %-Punkte/Tag (Abnahme der Sauerstoffkonzentration um 13,5 %-Punkte pro Tag), die Hintergrundrespiration nahm

einen Wert von 0,22 %-Punkte/Tag ein. Daraus lässt sich ableiten, dass in der belüfteten Zone der Altlast aktuell noch immer ein erheblicher MKW-Abbau stattfindet, der einer Konzentrationsabnahme von 2.500 mg/kg und Jahr entspricht. Die tatsächliche Entfrachtung an MKW im Zuge der Bioventingisanierung am Standort N16 wurde aus den hintergrundkorrigierten Sauerstoffverbrauchswerten der abgesaugten Bodenluft und der Mineralisationsrate ermittelt, die aus Ergebnissen von Säulenversuchen abgeleitet wurde. Daraus ergibt sich ein MKW-Abbau von 0,81 kg MKW pro kg Sauerstoff. Dieser Wert findet sich in guter Übereinstimmung mit dem Faktor von 0,76 kg MKW pro kg Sauerstoff, welcher theoretisch abgeleitet wurde (Basis Stellungnahme der chemischen Bauaufsicht vom 26.04.2011). Zur Berechnung der Entfrachtung durch die Bioventingmaßnahme wurde ein Faktor von 0,785 kg MKW pro kg Sauerstoff (arithmetisches Mittel beider Werte) herangezogen.

4 SANIERUNGSERFOLG

Die Ergebnisse der Grundwasserbeweissicherung belegen, dass das errichtete Funnel & Gate - System eine wirksame Sicherung der Altlast N16 darstellt und dadurch eine weitere Ausbreitung von Schadstoffen unterbunden werden konnte (keine Überschreitung der Sanierungszielwerte außerhalb der Altlast in den letzten 5 Jahren).

Die Grundwasseruntersuchungen aus den innerhalb der Altlast situierten Pegeln zeigen, dass die Sanierungszielwerte teils massiv überschritten werden. Die MKW-Konzentrationen weisen jedoch einen fallenden Trend auf (siehe exemplarisch folgende Abbildungen).

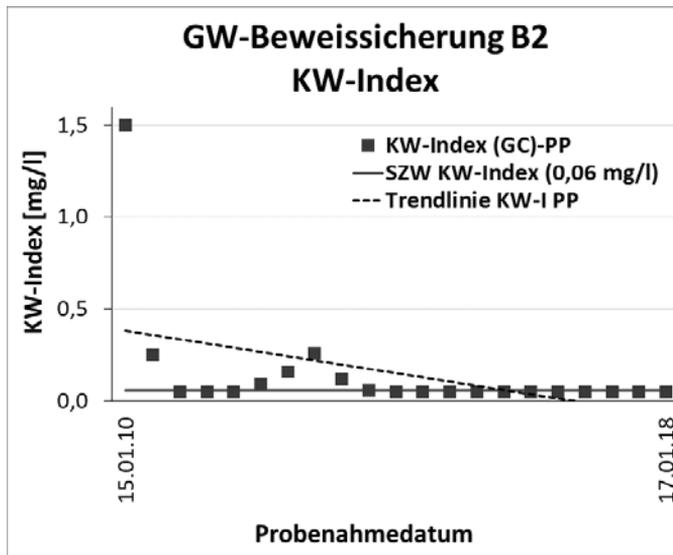


Abb. 7: Pegel B2 aus dem Zentralbereich der Altlast, Verlauf KW-Index und lineare Regression.

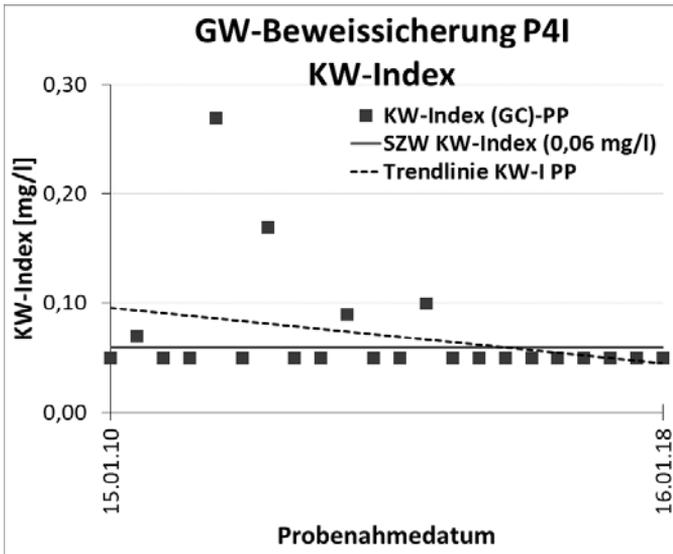


Abb. 8: Gate-Innenpegel P4I; Verlauf KW-Index und lineare Regression.

Durch die Errichtung und den Betrieb des Sanierungssystems der Altlast N16 konnten bis dato erhebliche Mengen MKW aus dem Untergrund entfernt werden. In Summe beläuft sich die Entfrachtung auf 1.068 t MKW, die sich wie folgt zusammensetzt.

Tab. 1: Entfrachtung 2008-2018.

Bauphase:	
Aushubentsorgung aus Herstellung der Ölabsaugbrunnen	338,22 t
Ölabsaugung von der frei gelegten Grundwasseroberfläche im Zuge der Herstellung der Ölabsaugbrunnen	48,38 t
Summe Entfrachtung Bauphase	386,60 t
Betriebsphase:	
Gates	0,14 t
Ölabsaugbrunnen	5,50 t
NaNO ₃ -Dotation	6,80 t
Bioventing	669,00 t
Summe Entfrachtung Betriebsphase	681,44 t

Elektronenakzeptoren und mikrobielle Gemeinschaften in der anaeroben Aktivierung von Mineralölkohlenwasserstoffen

M. Kern & K.E. Brandstätter-Scherr

Universität für Bodenkultur Wien (BOKU), Department IFA-Tulln, Institut für Umweltbiotechnologie, Tulln, Österreich

KURZFASSUNG: Die komplexen Mineralölkohlenwasserstoffe (MKW) stellen häufige Kontaminanten von Boden, Grund- und Oberflächenwasser dar. In der Umwelt unterliegen MKW insbesondere unter anaeroben Bedingungen vielfältigen, nicht vollständig charakterisierten mikrobiellen Transformationsprozessen. Der Nachweis unterschiedlicher Aktivierungsmechanismen und assoziierter initialer Transformationsprodukte mit Biomarkerfunktion sind überaus relevant für die korrekte Einschätzung von *Natural Attenuation* und Bioremediationsmaßnahmen. In der vorliegenden Studie wurden Aquifermikrokosmen mit Nitrat, Nitrat und Natriummolybdat und Sulfat/Nitrat als Terminale Elektronenakzeptoren (TEA) inkubiert. Lithotrophe TEA-Recyclingprozesse wurden mittels Stabilisotopenanalyse (^{15}N und ^{34}S) identifiziert. Mittels Kanonischer Korrespondenzanalyse (CCA) konnte der Zusammenhang zwischen grundwasserchemischen Umweltfaktoren und (i) der mikrobiellen Gemeinschaft sowie (ii) dem Vorhandensein von Aktivierungspfad-spezifischen alkanbürtigen Biomarkern hergestellt werden.

1 EINLEITUNG

Mineralölkohlenwasserstoffe (MKW) sind sehr häufige Schadstoffe in Boden und Wasser, die eine große Vielfalt von Einzelsubstanzen umfassen. Der möglichst vollständige mikrobielle MKW-Abbau *in situ* soll in Bioremediations-Verfahren erzielt werden. Der MKW-Abbau ist mit unterschiedlichen Terminalen Elektronenakzeptoren (TEA) möglich, mit molekularem Sauerstoff, Nitrat, Sulfat, Fe(III), Mn(IV) und Kohlendioxid.

Der biologische Abbau von Alkanen, der meist größten MKW-Massenfraktion, wird durch die Aktivierung der (sub-)terminalen C-H Bindung initiiert. Hierfür werden derzeit mindestens vier Aktivierungsmechanismen diskutiert, z.B. Fumarat-addition, Carboxylierung, Hydroxylierung und Intra-Hydroxylierung und wird durch das verfügbare Enzymsystem und den vorherrschenden TEA bestimmt (Aitken et al. 2013), (Callaghan et al. 2008), (So et al. 2003). Spezifische MKW-bürtige Metaboliten entstehen in den ersten Schritten der Aktivierung, die dadurch Biomarker-Funktion erlangen. Ein spezifischer Aktivierungsmechanismus wurde für vereinzelt Organismen identifiziert, wie die Carboxylierung für *Desulfococcus oleovorans* Hxd3 (So et al. 2003), aber die Verteilung der Alkan-Aktivierungsfähigkeiten innerhalb komplexer mikrobieller Gemeinschaften und die Abhängigkeit von Umweltbedingungen wurde noch nicht umfassend charakterisiert.

Die Kenntnis der vorherrschenden Aktivierungsprozesse *in situ* kann jedoch die Interpretation der grundwasserchemischen Daten hinsichtlich des Verlaufes, der Vollständigkeit und etwaiger mikrobieller Bottlenecks im Rahmen von Bioremediationsverfahren stark erleichtern.

2 STUDIENDESIGN, ERGEBNISSE UND DISKUSSION

2.1 Betrieb von Aquifermikrokosmen

Im Rahmen der Studie wurden Langzeitversuche im Labormaßstab durchgeführt. Dabei wurden anaerobe Mikrokosmen mit MKW-belastetem Aquifermaterial an (i) Nitrat (NIT-Versuch), (ii) Nitrat+Sulfat (MIX) und (iii) Nitrat+Natriummolybdat (MOL) als TEA inkubiert. Zur Identifizierung der in den Mikrokosmen vorhandenen Eubacteria und Archaea wurde 16S rDNA Sequenzierung mittels Illumina-Miseq durchgeführt. Das Monitoring der TEA-Konzentrationen erfolgte laufend mittels Ionenchromatographie (IC), der Gesamtgehalt und die qualitative Zusammensetzung an MKW wurde mittels Gaschromatographie/Flammenionisationsdetektion (GC-FID) erhoben. Zur Untersuchung der polareren Abbauprodukte wurden Proben mittels N,O-Bis(trimethylsilyl)trifluoroacetamide (BSTFA) derivatisiert und anschließend via Massenspektrometrie analysiert. Der Einfluss der Grundwasserchemie auf die Zusammensetzung der mikrobiellen Gemeinschaft und auf Alkan-Biomarker wurde mittels kanonischer Korrespondenzanalyse (CCA) mittels R® untersucht.

2.2 Transformationsverhalten von Elektronenakzeptor (TEA) und -donor (MKW)

Der Verlauf der MKW und TEA im Zuge der anaeroben Inkubation der Sedimente ist in Abb. 1 dargestellt. Nach acht Monaten Inkubationszeit wiesen die Experimente eine durchschnittliche Abnahme der unpolaren MKW-Fraktion von 33 % auf. Nitrat wurde am schnellsten in Kombination mit Natriummolybdat konsumiert (MOL), insbesondere in den ersten zwei Monaten. Bei gleichzeitiger Zugabe von Nitrat und Sulfat wurde Nitrat schneller konsumiert; dies wird im Allgemeinen durch die höhere Energieausbeute in der Nitrat- über der Sulfatfraktion erklärt. Die graduelle Akkumulation von Nitrit (0.84 und 1.1 mM in NIT und MIX) wurde beobachtet, blieb jedoch unter Denitrifizierungs-inhibitorischen Konzentrationen für z.B. *Pseudomonas* (Thorgersen et al. 2015). Rayleigh-Isotopenanreicherungsfaktoren wurden modelliert und beliefen sich auf -16,7, -18,0, -6,0 und -4,1 ‰ für $\epsilon_{N,NIT}$, $\epsilon_{N,MOL}$, $\epsilon_{N,MIX}$ und $\epsilon_{S,MIX}$ (Kern et al. 2017). Die geringe Stickstofffraktionierung unter gemischten TEA wurde lithotrophen, Sulfid-abhängigen Denitrifizierungsprozessen zugeordnet. Diese werden durch *Thiobacillus* vermittelt, bei einer gegenläufigen Auffüllung des Pools an reduzierten Schwefelverbindungen durch *Desulfovibrio* via anaerober Oxidation von MKW-Metaboliten, z.B. TEA-Recycling von unter gemischten TEA-Verhältnissen (Kern et al. 2017).

2.3 Mikrobielle Funktionalitäten

Die Zusammensetzung der mikrobiellen Gemeinschaft unter unterschiedlichen TEA-Bedingungen nach vier Monaten Inkubationszeit ist in Abb. 2 dargestellt. Unter gemischten TEA-Bedingungen konnte eine höhere mikrobielle Diversität als unter Nitrat-Bedingungen festgestellt werden, mit Werten um 3700 und 5,9 für NIT und MOL, verglichen mit 5950 und 8,0 für Chao1 und Shannon-Wiener-Indices (Kern et al. 2017), unter Formation von ähnlichen Populationsstrukturen. Die Fähigkeit von *Pseudomonas* und *Acidovorax*, unter nitratreduzierenden Bedingungen Kohlenwasserstoffe zu aktivieren (Singleton et al. 2009), (Zhang et al. 2012) macht diese zu den wahrscheinlichen Treibern der MKW-Transformation. Unter gemischten Bedingungen sind vermutlich jeweils *Desulfovibrio* und *Thiobacillus* für die sulfatabhängige Metabolitentransformation und die sulfidabhängige chemolithotrophe Denitrifizierung verantwortlich (Cypionka et al. 1998), (Hosono et al. 2015), als Treiber des Schwefel- und Stickstoffkreislaufes.

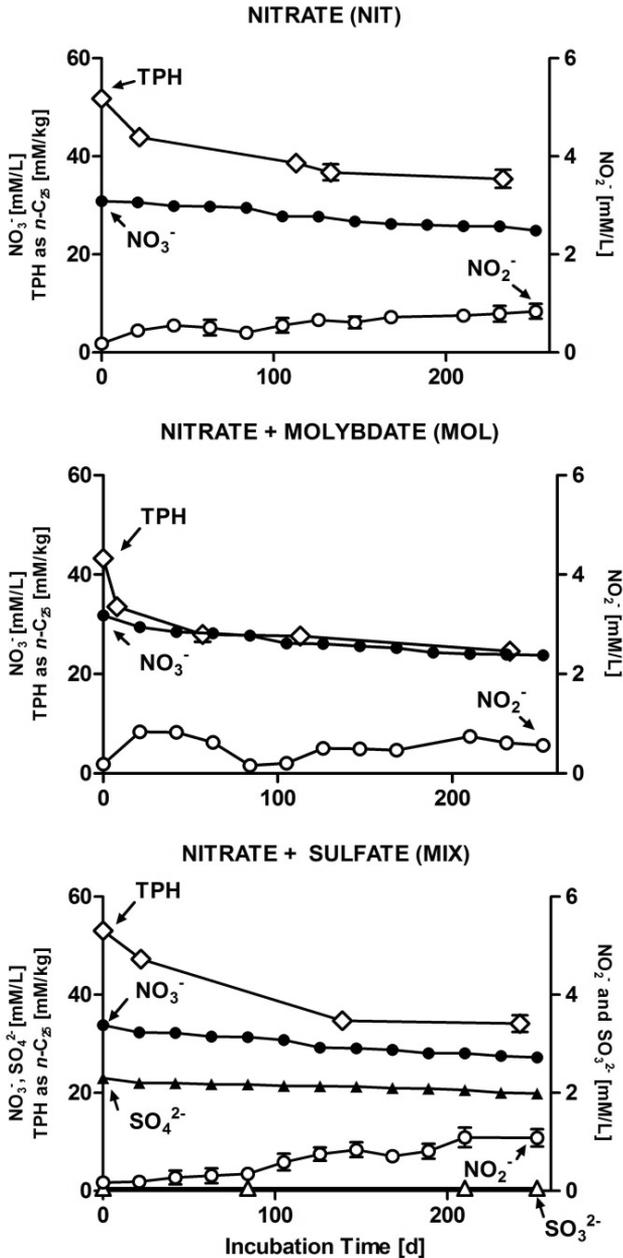


Abb. 1: Konzentration von Mineralölkohlenwasserstoffen (MKW, hier als TPH bezeichnet) und Terminalen Elektronenakzeptoren (TEA) während der anaeroben Inkubation mit Nitrat (NIT), Nitrat und Molybdän (MOL) und Nitrat und Sulfat (MIX) in Aquifer-Mikrokosmen. Balken repräsentieren eine Standardabweichung ($n = 3$ für MKW und Sulfit, $n \geq 30$ für TEA und Nitrit). Aus (Kern et al. 2017), mit freundlicher Genehmigung von Elsevier B.V..

2.4 Umweltfaktoren, mikrobielle Gemeinschaft und Aktivierungspfad-Biomarker

2.4.1 Bestimmung der MKW-bürtigen Metaboliten und Biomarker

Im Verlauf der Inkubationszeit wurden silylierte Ethyl-Acetatextrakte der wässrigen Überstände der Mikrokosmen mittels GC-MS auf ihren Gehalt an polaren MKW-Transformationsprodukten untersucht. Die Identifizierung erfolgte mittels Spektrenvergleich sowie authentischer Standards für ausgewählte Substanzen. Basierend auf qualitativen und semi-quantitativen Daten konnten mindestens drei der vier diskutierten anaeroben *n*-Alkan Aktivierungspfade unter nitrat- bzw.- sulfatreduzierenden Bedingungen nachgewiesen werden.

2.4.2 Grundwasserchemische Umweltfaktoren und mikrobielle Gemeinschaft

Die ersten beiden Achsen dieses CCA-Modells beschreiben jeweils 92,8 (Eigenwert = 0,288) und 6,8 % (EW = 0,021) der Gesamtvarianz. Sulfat und RedOx-Potential sind stark mit der ersten Achse korreliert und der Gehalt an Molybdän mit der zweiten Achse. Vier Gruppen an taxonomischen Einheiten können, basierend auf ihrer Beziehung zu den Umweltfaktoren, unterschieden werden. Zunächst finden sich in einer Gruppe, assoziiert mit hohen Mo- und RedOx-Werten, Einheiten wie *Bordetella* und andere Genera innerhalb der Klasse der Acidimicrobiales, Cellulomonadaceae, Hydrogenophilales und Xanthomonadales, gefolgt von *Pseudomonas*. Gene, die für unterschiedliche Mo-Enzyme codieren, können in allen Mitgliedern dieser Gruppe festgestellt werden; diese sind jedoch innerhalb der Prokarya weit verbreitet (Zhang & Gladyshev 2008). Gruppe 2 ist assoziiert mit hohen Sulfat/niedrigen RedOx-Werten, mit den Sulfatreduzierern *Desulfovibrio* (Devereux et al. 1990), Schwefeloxidierern *Thiobacillus* (Beller et al. 2006), und *Sandaracinobacter*. Ähnliche hohe Sulfatkonzentrationen sind auch *Parvibaculum* und Sphingobacteriales sowie *Lactobacillus* zuträglich. Die dritte Gruppe besteht aus Mo-unabhängigen Nitratreduzierern. Gruppe 4 befindet sich im Zentrum der CCA und inkludiert *Proteiniphilum*, *Thermomonas* und *Acidovorax*, und suggeriert deren relative Unabhängigkeit von extremen Werten der untersuchten Parameter.

2.4.3 Alkan-Aktivierungspfad-Biomarker und Grundwasserchemie

Das beschränkte CCA-Modell erklärt 72,1 %, mit den ersten beiden CCA-Achsen korrespondierend zu 52,0 % (EW = 0,138) und 37,5 % (EW = 0,099) der totalen Varianz. Während die steigende Gesamtpeakfläche des Silyl-Derivates im NIT-Versuch auf die Akkumulation der Metaboliten hinweist, ist das Gegenteil unter Mo-Supplementierung zu beobachten. Dies suggeriert den frühen Beginn der Aktivierung mittels Hydroxylierung, mit sekundären Alkoholen als Biomarkern. Diese bleiben größtenteils konstant über die Inkubationszeit, mit der Ausnahme des rapide abnehmenden 2-Dodecanols. Dieses weist die größte Abhängigkeit von der Inkubationszeit auf.

Im Gegensatz dazu ist 1-Dodecanol ein Biomarker für die Aktivierung mittels Intrahydroxylierung, der ubiquitär vorhanden war. Lineare Alkohole sind jedoch nicht besonders persistent. Sekundäre C_n Alkohole aus der Alkan-Hydroxylierung werden zu den korrespondierenden linearen C_{n-1} Fettsäuren umgebaut, die im Zuge von allen Aktivierungspfaden produziert werden (kein Biomarkercharakter).

4-Methyl-Fettsäuren, Biomarker für die Aktivierung *via* subterminaler Fumarataddition, korrespondieren zu mittleren Werten von Mo und RedOx-Potential, aber ausschließlich mit Nitrat als TEA, insbesondere unter Mo-Zugabe.

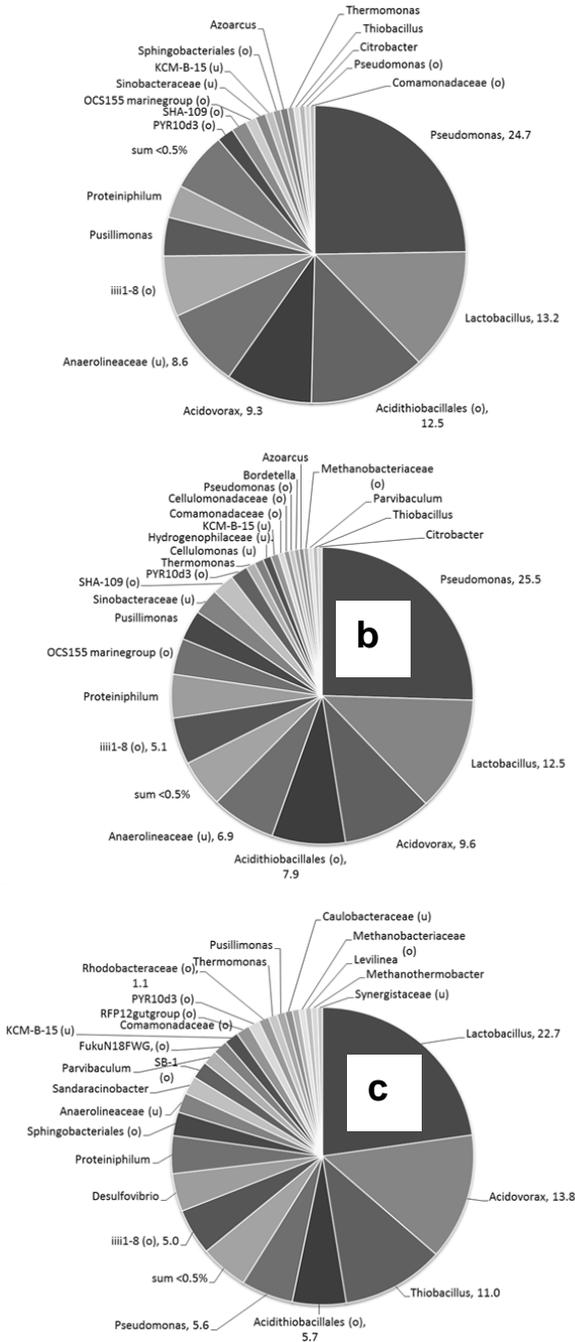


Abb. 2: Zusammensetzung der mikrobiellen Gemeinschaft (Anteile > 0.5 %) in Aquifermikrokosmen, basierend auf der Analyse der 16S rDNA in Mikrokosmen-Triplikaten, relativer Beitrag an der gesamten bestimmten Population in %: Nitrat als TEA (oben, 113 Tage Inkubationszeit), Nitrat plus Natriummolybdat (Mitte, 139 Tage), und Nitrat plus Sulfat (unten, 139 Tage). Daten aus (Kern et al. 2017), mit Genehmigung von Elsevier B.V..

3 DANKSAGUNG

Die vorliegende Arbeit wurde im Rahmen des Projektes IsoMon durch den European Regional Development Fund (EFRE) zusammen mit dem Amt der Niederösterreichischen Landesregierung (WST3-T381/029/2011 und WST3-T81/034/2014) ermöglicht.

LITERATUR

- Aitken, C. M., Jones, D. M., Maguire, M. J., Gray, N. D., Sherry, A., Bowler, B. F. J., Ditchfield, A. K., Larter, S. R., Head, I. M. (2013) *Evidence that crude oil alkane activation proceeds by different mechanisms under sulfate-reducing and methanogenic conditions*. *Geochimica et Cosmochimica Acta*, 109, 162-174.
- Beller, H. R., Letain, T. E., Chakicherla, A., Kane, S. R., Legler, T. C., Coleman, M. A. (2006) *Whole-genome transcriptional analysis of chemolithoautotrophic thiosulfate oxidation by Thiobacillus denitrificans under aerobic versus denitrifying conditions*. *Journal of Bacteriology*, 188, 7005-7015.
- Callaghan, A. V., Austin, R. N., Groves, J. T., Kukor, J. J., Rabus, R., Widdel, F. (2008) *The complete genome sequence of Desulfococcus oleovorans Hxd3, a sulfate-reducing, alkane-degrading bacterium*. American Society for Microbiology, 108th General Meeting.
- Cypionka, H., Smock, A. M., Böttcher, M. E. (1998) *A combined pathway of sulfur compound disproportionation in Desulfovibrio desulfuricans*. *FEMS Microbiology Letters*, 166, 181-186.
- Devereux, R., He, S., Doyle, C. L., Orkland, S., Stahl, D. A., Legall, J., Whitman, W. B. (1990) *Diversity and Origin of Desulfovibrio Species: Phylogenetic Definition of a Family*. *Journal of Bacteriology*, 172, 3609-3619.
- Hosono, T., Alvarez, K., Lin, I. T., Shimada, J. (2015) *Nitrogen, carbon, and sulfur isotopic change during heterotrophic (Pseudomonas aureofaciens) and autotrophic (Thiobacillus denitrificans) denitrification reactions*. *Journal of Contaminant Hydrology*, 183, 72-81.
- Kern, M., Watzinger, A., Scherr, K. E. (2017) *¹⁵N-nitrate and ³⁴S-sulfate isotopic fractionation reflects electron acceptor 'recycling' during hydrocarbon biodegradation*. *New Biotechnology*, 38, 91-100.
- Singleton, D. R., Guzmán Ramirez, L., Aitken, M. D. (2009) *Characterization of a Polycyclic Aromatic Hydrocarbon Degradation Gene Cluster in a Phenanthrene-Degrading Acidovorax Strain*. *Applied and Environmental Microbiology*, 75, 2613-2620.
- So, C. M., Phelps, C. D., Young, L. Y. (2003) *Anaerobic Transformation of Alkanes to Fatty Acids by a Sulfate-Reducing Bacterium, Strain Hxd3*. *Applied and Environmental Microbiology*, 69, 3892-3900.
- Thorgersen, M. P., Lancaster, W. A., Vaccaro, B. J., Poole, F. L., Rocha, A. M., Mehlhorn, T., Pettegnato, A., Ray, J., Waters, R. J., Melnyk, R. A., Chakraborty, R., Hazen, T. C., Deutschbauer, A. M., Arkin, A. P., Adams, M. W. W. (2015) *Molybdenum availability is key to nitrate removal in contaminated groundwater environments*. *Applied and Environmental Microbiology*, 81, 4976-4983.
- Zhang, M. M., Gladyshev, V. N. (2008) *Molybdoproteomes and evolution of molybdenum utilization*. *Journal of Molecular Biology*, 379, 881-899.
- Zhang, X., Xu, D., Zhu, C., Lundaa, T., Scherr, K. E. (2012) *Isolation and identification of biosurfactant producing and crude oil degrading Pseudomonas aeruginosa strains*. *Chemical Engineering Journal*, 209, 138-146.

Die Förderung der Altlastenforschung im UFG-Regime

T. Wirthensohn

Kommunalkredit Public Consulting GmbH, Abteilung Wasser & Altlasten, Wien, Österreich

KURZFASSUNG: Seit 1993 wurden 157 ausgewiesene Altlasten saniert und gelten nun als dekontaminiert oder gesichert. Die innerhalb der nächsten Generation notwendigen Sanierungen werden ein Vielfaches davon betragen, bei sich ändernden Bedingungen. Daher ist die Entwicklung und Verbesserung von Sanierungstechnologien erforderlich. Die Altlasten-Forschungsförderung im UFG-Regime unterstützt die Entwicklung und Verbesserung dieser Methoden. Seit 2010 wurden 11 Projekte gefördert, besonderer Wert liegt dabei auf dem Praxisbezug. Die Forschungsszene ist weiterhin aufgerufen, durch Innovation ökologische und ökonomische vorteilhafte Methoden zu etablieren, die gleichzeitig das Erreichen der Maßnahmenziele gewährleisten.

1 EINLEITUNG

Altlastensanierung erfolgt üblicherweise ohne große öffentliche Aufmerksamkeit, was durchaus im Sinn von Altlastenbesitzern und -sanierern ist. Bei den betroffenen Stakeholdern gibt es jedoch das klare Bekenntnis, alle Altlasten innerhalb von 30 Jahren zu sanieren. Im Vergleich zur Anzahl der bisher sanierten Altlasten stellt dies eine vielfach größere Aufgabe dar zu deren Erledigung entsprechende Werkzeuge entwickelt werden müssen.

2 ALTLASTENFORSCHUNG IM UFG-REGIME

Das Altlastensanierungsgesetz (ALSAG 1989) schafft durch die zweckgewidmeten ALSAG-Beiträge nicht nur die finanzielle Basis der Altlastensanierung, es beinhaltet auch explizit einen Forschungsauftrag „...Studien und Projekte, einschließlich solcher zur Entwicklung von Sicherungs- und Sanierungstechnologien“. Das Umweltförderungsgesetzes (UFG) 1993 wiederum begründet das Förderungssystem in seiner heutigen Form.

2.1 *Kommunalkredit Public Consulting als Abwicklungsstelle – rechtliche Grundlagen*

Im Umweltförderungsgesetzes (UFG) 1993 wurde die Kommunalkredit Austria AG, ab 2004 Kommunalkredit Public Consulting GmbH (KPC), mit der Abwicklung der Umweltförderungen des Bundes betraut. In diesem Aufgabenpaket ist auch die Förderung der Altlastensanierung enthalten. Neben der eigentlichen Sanierung - Dekontamination oder Sicherung - wird auch die diesbezügliche Forschung gefördert. Diese Forschung soll die Methoden entwickeln, die zur Zielerreichung lt. Förderungsrichtlinien (FRL 2016) notwendig sind, nämlich eine ökologisch und ökonomisch sinnvolle Dekontamination oder – wo dies nicht möglich ist – eine Sicherung bei vertretbarem Gefährdungspotential. In Zahlen formuliert: seit 1993 wurden 293 Flächen als Altlasten in der Altlasten-Verordnung ausgewiesen. Davon wurden bereits 157 Altlasten auf der gesetzlichen Grundlage des ALSAG und des UFG saniert oder gesichert (Stand 01.01.2018). Diesen Sanierungserfolgen stehen ca. 2.000 weitere anerkannte Verdachtsflächen gegenüber, bei denen der begründete Verdacht einer erheblichen Ge-

fähdung besteht, die in Folge zu einer Ausweisung als Altlast führen kann. Zielsetzung ist es, alle Altlasten innerhalb einer Generation zu sanieren. Erstrebenswert ist dabei eine Dekontamination gegenüber einer Sicherung, allerdings ist letztere oft kostengünstiger. Aufgrund der hohen Zahl an zu sanierenden Altlasten wird der Aufwand bis 2050 auf 5 – 6 Mrd. Euro geschätzt. Um die Prämissen „ökologisch“ und „ökonomisch“ zu berücksichtigen, ist die Notwendigkeit der Weiterentwicklung und die technische und wirtschaftliche Optimierung von Sanierungsmethoden evident. Die Altlasten-Forschungsförderung im UFG-Regime bewegt sich dabei im Rahmen von national und EU-weit geltenden Forschungsgesetzen (Forschungs- und Technologieförderungsgesetz FTFG, Forschungsorganisationsgesetz FOG, Allgemeine Gruppenfreistellungsverordnung AGVO).

2.2 Altlasten-Forschungsförderung: Budget, Voraussetzungen und Förderungsintensität

Die Forschung zur Altlastensanierung – genauso wie die eigentliche Altlastensanierung – werden aus einem eigenen Fördertopf bedient, der sich aus den dafür zweckgewidmeten Altlastenbeiträgen speist. Diese Einnahmen belaufen sich auf jährlich ca. 50 Mio. Euro. Die von der Altlasten-Kommission beschlossene Hausordnung empfiehlt, dass 2 % dieses Betrages, also jährlich rund 1 Mio. Euro, für einschlägige Forschungsprojekte verwendet werden soll. Durch Verschieben von Förderungsgeldern ist die KPC bestrebt, diesen Betrag bei Bedarf zu erhöhen um ausreichend Forschungsmittel zur Verfügung zu stellen.

Angesprochen sind Institutionen, Betriebe und Personen, die zur Durchführung eines einschlägigen Forschungsvorhabens qualifiziert sind und über entsprechend erfahrendes Personal verfügen. Gefördert werden Projekte zur Entwicklung von Sanierungstechnologien und deren Studien. Die Forschungsschwerpunkte werden alle 3 Jahre gemeinsam vom Bundesministerium für Nachhaltigkeit und Tourismus (BMNT), dem Umweltbundesamt (UBA) und der KPC neu definiert. Für die Periode 2016 – 2018 wurden drei Schwerpunkte definiert:

- Weiterentwicklung und Optimierung von Dekontaminationstechnologien, speziell in-situ Technologien,
- Kombination von (in-situ) Dekontaminationsstechnologien zur zeitlichen Beschleunigung und
- Forcierung internationaler Projektpartnerschaften.

Bei allen Schwerpunkten gibt es ein klares Bekenntnis zur anwendungsnahen Forschung, damit die entwickelten Methoden baldmöglichst in der Praxis genutzt werden können. Im online verfügbaren Informationsblatt sind weitere Förderungsvoraussetzungen genannt, am wichtigsten dabei sind der innovative Charakter des Projekts und die potentielle Relevanz für die Altlastensanierung in Österreich. Im mittelbaren Fokus stehen daher solche Standorte, die in der Altlastenatlas-Verordnung ausgewiesen sind.

Die gesetzlichen Grundlagen unterscheiden 3 Arten der Forschung mit jeweiliger Förderungsintensität:

Tab. 1: Forschungskategorien.

Forschungskategorie	Förderungssatz
Grundlagenforschung	Bis zu 100 %
Angewandte (industrielle) Forschung	50 % (Zuschl. bis max. 80 % möglich)
Experimentelle Entwicklung (Vorind. Technologieentw.)	25 %

Aufgrund des Bekenntnisses zur praxisnahen Forschung steht die Grundlagenforschung nicht im Fokus der Altlasten-Forschungsförderung, die Anträge sind üblicherweise der angewandten Forschung zuzuordnen und haben folglich eine Förderungsintensität von 50 %. Allerdings gibt es Zuschlagsmöglichkeiten für KMUs, für Kooperationen und für entsprechende Veröffentlichung. Dadurch kann die Förderungsintensität auf maximal 80 % erhöht werden.

2.3 Ablauf und Antragseinreichung

Auf der Homepage umweltfoerderung.at stellt die KPC die relevanten Informationen zur Förderung der Forschung der Altlastensanierung bereit. Neben dem Informationsblatt und den Forschungsschwerpunkten stehen auch Formulare zur Verfügung. Grundsätzlich können Forschungsanträge für die Altlastensanierung ständig eingereicht werden. Die Förderungsentscheidung fällt in der Kommissionssitzung, die zweimal jährlich stattfindet. Die Termine dieser Sitzungen und die entsprechende Vorlaufzeit zur Antragseinreichung werden ebenfalls auf der Homepage veröffentlicht. Die Forschungsförderung der Altlastensanierung im UFG-Regime ist eine vergleichsweise kleine Nische. Dies erlaubt der KPC eine enge, individuelle Begleitung der Projekte, beginnend bereits in der recht formlosen Antragsphase. Üblicherweise erfolgt ein sonderender Erstkontakt telefonisch. Nach Zusendung einer kurzen Projektskizze treffen sich die potentiellen Förderungswerber mit Vertretern von KPC und UBA, um die Forschungsidee zu diskutieren. Dadurch wird vermieden, dass im Vorfeld viel Zeit und Aufwand in einen Projektantrag gesteckt wird, der dann womöglich nicht den Zielen des Programms entspricht und negativ beurteilt werden muss. Zusätzlich kann in der Diskussion auf Schwächen oder Änderungen hingewiesen werden, wodurch sich die Chancen auf eine positive Beurteilung des eigentlichen Antrags erhöhen.

2.4 Bisherige Bilanz der UFG-AL-Forschungsförderung

Für eine Bilanz wurden die Jahre 2010 – 2017 betrachtet. In diesem Zeitraum wurden 11 Anträge positiv beurteilt, somit wurden pro Jahr etwa 1 – 2 Anträge eingereicht. Gemittelt über alle 11 Anträge sind die durchschnittlichen Kosten eines Antrags ca. 596.666 Euro: Bei einer mittleren Förderungsintensität von 77 % werden im Durchschnittsfall ca. 454.536.000 Euro Förderung ausbezahlt.

Tab. 2: F&E-Projekte (2010-2017) – Kosten und Förderung.

11 Projekte (2010 – 2017) ¹	Mittelwert	Min.	Max.	Gesamt
Kosten [€]	ca. 600.000	307.907	1.530.000	6.563.327
Förderbarwert [€]	ca. 455.000	250.954	994.500	4.999.900
Förderungssatz [%]	ca. 77	52	100	-

Die Einreicher sind einerseits Forschungsinstitutionen (AIT, Uni Wien, BOKU, MUL), andererseits auch Firmen (ferroDECONT, Keller, Terra). Im Konsortium der Antragseinreicher befinden sich weitere Forschungsinstitute und Unternehmen aus dem In- und Ausland.

Tab. 3: F&E-Projekte (2010-2017) – Förderwerber und Kurzbeschreibung.

Förderwerber	Kontakt	Titel und Kurzbeschreibung
Universität für Bodenkultur - Department für Agrarbiotechnologie Tulln	Scherr K.	F&E HetReMed - In situ Oxidation von Poly- und Heterozyklischen Teerölkontaminanten
Universität Wien	Schmid D.	F&E NanoSan - Grundwassersanierung unter Verwendung von Nanotechnologie
Keller Grundbau Ges.m.b.H.	Freitag P.	F&E Halocrete - Düsenstrahlverfahren zur Behandlung von CKW-Schäden
AIT Austrian Institute of Technology GmbH Health & Environment Department	Reichenauer T.	F&E - BIOSAN - Biostimulation und bepflanzte Bodenfilter zum Abbau von Mineralölkohlenwasserstoffen
Montanuniversität Leoben – Abfall-verwertungstechnik und Abfallwirtschaft	Vollprecht D.	F&E "ChromSan" - Weiterführende Untersuchungen zur in-situ Sanierung von Chromschäden über Reduktionsprozesse
AIT Austrian Institute of Technology GmbH	Reichenauer T.	F&E BIANO - Unterstützung von mikrobiellem CKW-Abbau durch nullwertiges Nanoeisen
Universität Wien	Hofmann T.	F&E KOKOSAN - Kombinierte in-situ Sanierung von PAK und Schwermetallen mit Hilfe von Biokohle und Kompost
TERRA Umwelttechnik GmbH	Philipp R.	F&E LISA – Leistungsgesteigerte in-situ Sanierung mittels Verfahrenskombination
AIT Austrian Institute of Technology GmbH Health & Environment Department	Reichenauer T.	F&E KOMBO - Verfahrenskombination zur verbesserten Einbringung von Oxidationsmitteln in inhomogenen Grundwasserleitern
ferroDECONT GmbH	Müller P.	F&E ZEROS - Zerstörung organischer Schadstoffe in Wässern mittels innovativer Verfahrenskombinationen
AIT Austrian Institute of Technology GmbH Health & Environment Department	Reichenauer T.	F&E PULS-WASSER - Impulse und Oszillation zur Optimierung von Grundwasserzirkulationsbrunnen

2.5 Ausblick: Förderungsschwerpunkte 2019 - 2021

Die eingangs erwähnte Zielsetzung, die Sanierung, idealerweise Dekontamination, von ca. 2.000 Altlasten innerhalb von einer Generation bei größtmöglichem ökologischen Nutzen und vertretbarem Kostenaufwand, ist ambitioniert. Dazu sind nicht nur zusätzliche Anstrengungen notwendig, auch zusätzliche Methoden müssen zur Zielerreichung beitragen, diese müssen jedoch erst entwickelt, verbessert und praxistauglich gemacht werden und vor allem den Beweis erbringen, dass sie die Maßnahmenziele erreichen können. Um diesen Anforderungen zu genügen, sind einige Änderungen in Aussicht. Zunächst ändert sich die generelle Situation durch die Überarbeitung des ALSAG als grundlegendes Gesetz. Künftig wird mehr Wert auf nutzungsabhängige Anforderungen von Standorten gelegt, um Flächen nach ihrer Sanierung wieder in den Wirtschaftskreislauf einzubringen– die erneute Nutzung ist als Maßnahme gegen den zunehmenden Flächenverbrauch zu sehen. Außerdem wird ein verstärkter Fokus auf Untersuchungen, Beobachtungen und Erkundungen gelegt, was sich auch auf die Forschungsaktivitäten auswirken kann.

Auch die spezielle Situation der AL-Forschungsförderung im UFG-Regime ändert sich durch die künftigen Forschungsschwerpunkte 2019 – 2021. In Besprechungen zwischen BMNT, KPC und UBA wurden erste Weichen gestellt. Um die Meinung der Stakeholder einzuholen, wurde Ende 2017 eine Online-Umfrage an über 200 überwiegend österreichische Experten und Praktiker aus der Altlastenszene versandt (Rücklauf: 38 Beantwortungen).

Die Umfrage ergab eine relative Reihung, welchen Methoden das größte Potential zugetraut wird:

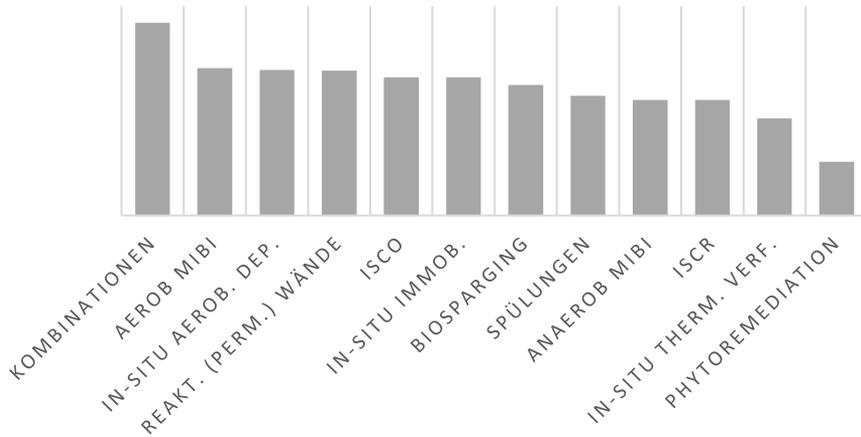


Abb. 1: Umfrageeinschätzung: künftige Wichtigkeit verschiedener Sanierungstechnologien.

Ebenfalls aus der Umfrage lassen sich zwei Vorschläge ableiten, die bei der Anwendung von innovativen Methoden beansprucht werden können und damit ein attraktives Gesamtpaket ergeben:

- Erhöhte Förderungssätze für die Sanierung mittels innovativer Methoden und
- Zusätzliche Vorfelduntersuchungen und begleitendes Monitoring sowie Beweis-sicherung durch eine wissenschaftlich qualifizierte Institution – Förderung bis zu 100 %.

Definiert wird ebenfalls eine Selektion an vielversprechenden Methoden, die weiterentwickelt und zur Anwendungsreife gebracht werden sollen. Die Voraussetzung für den Genuss von erhöhten Förderungen bei der Sanierung ist daher die Anwendung einer innovativen Technologie aus dem definierten Methodenkatalog bei gleichzeitiger geförderter Begleitung durch eine qualifizierte Forschungseinrichtung bzw. Unternehmen.

Für die Forschungsschwerpunkte 2019 – 2021 zeichnen sich folgenden Trends ab bzw. setzen sich fort:

- Dekontamination statt Sicherung,
- In-Situ-Dekontamination statt Aushub,
- Noch mehr Praxisnähe durch entsprechende Konsortialpartner und Feldanwendungen und
- Trend zu Verfahrenskombinationen.

Unverändert bleiben die relevanten Schadstoffe: innerhalb der ausgewiesenen Altlasten sind Chlorkohlenwasserstoffe (CKW), gefolgt von Mineralölen, die häufigsten Schadstoffe.

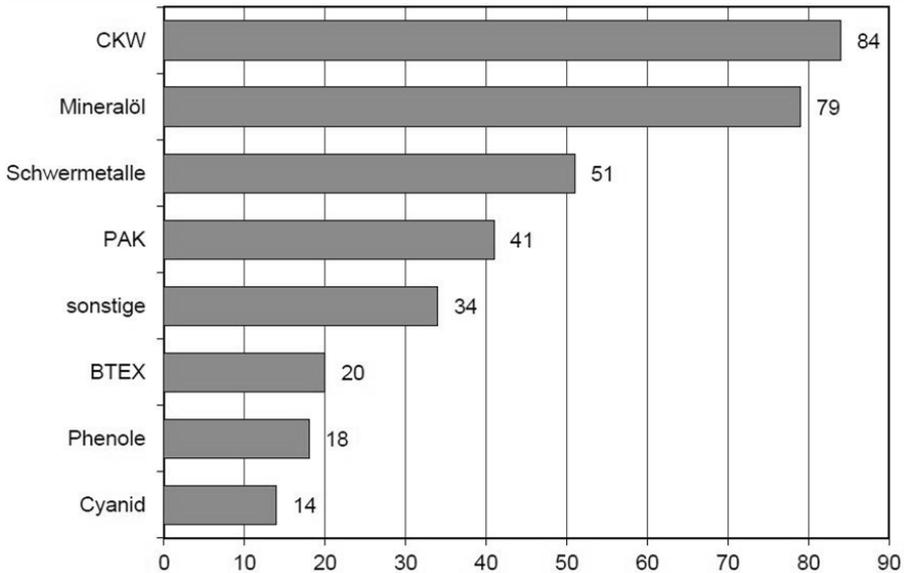


Abb. 2: Häufigkeit von Schadstoffen, die bei Altlasten in erheblicher Menge festgestellt wurden (Mehrfachzuweisungen möglich); Quelle: UBA, Stand 01.01.2018.

3 SCHLUSSFOLGERUNG BZW. ZUSAMMENFASSUNG

Derzeit liegen ungefähr 2.000 Verdachtsflächen vor, die einer Gefährdungsabschätzung unterzogen werden müssen, was in der Folge zu einer Ausweisung in der österreichischen Altlastenverordnung führen kann. Bis 2050 sollen alle ausgewiesenen Altlasten saniert werden, der geschätzte Aufwand beträgt 5 – 6 Mrd. Euro. Förderungen unterstützen die Entwicklung innovativer Methoden zur Altlastensanierung. Diese Methoden sollen ökologische, ökonomisch und zeitliche Vorteile bewirken.

LITERATUR

- ALSAG (1989) *Bundesgesetz vom 7. Juni 1989 zur Finanzierung und Durchführung der Altlastensanierung (Altlastensanierungsgesetz)*. BGBl. Nr. 299/1989.
- Förderungsrichtlinien (2016) *für die Altlastensanierung oder –sicherung: Richtlinie des Bundesministers für Land- und Forstwirtschaft, Umwelt und Wasserwirtschaft aufgrund der §§ 13 und 29 ff des Umweltförderungsgesetzes (UFG [2])*, BGBl. Nr. 185/1993, idF BGBl. I Nr. 40/2014.
- Kommunalkredit Public Consulting GmbH (KPC GmbH) (2018) *Informationsblatt Altlastenforschung* - <https://www.umweltfoerderung.at/betriebe/altlastenforschung/navigator/atlasten/forschung-altlasten-2.html>.
- Kommunalkredit Public Consulting GmbH (KPC GmbH) (2018) *Informationsblatt Forschungsschwerpunkte* - <https://www.umweltfoerderung.at/betriebe/altlastenforschung/navigator/altlasten/forschung-altlasten-2.html>.
- Ortmann, M. (2012) *Die österreichische Bundesförderung zur Altlastensanierung*, RFG 2012/04, 189-192.
- UFG (1993) *Bundesgesetz über die Förderung von Maßnahmen in den Bereichen der Wasserwirtschaft, der Umwelt, der Altlastensanierung, zum Schutz der Umwelt im Ausland und über das österreichische JI/CDM-Programm für den Klimaschutz (Umweltförderungsgesetz - UFG)*. BGBl. Nr. 185/1993.
- Umweltbundesamt GmbH (UBA) (2018) *Verdachtsflächenkataster und Altlastenatlas*. Report, Wien.

Biokohle und Kompost als organische Bodenadditive für die Stabilisierung von Altlastenstandorten

G. Sigmund, T. Hüffer & T. Hofmann

Universität Wien, Department für Umweltgeowissenschaften, Wien, Österreich

G. Soja

Austrian Institute of Technology, Department Health and Environment, Tulln, Österreich

KURZFASSUNG: Flächen mit hohen Schadstoffbelastungen (Hot Spots) werden in der Sanierungspraxis, sofern möglich, häufig ausgebaggert. Die umliegenden Flächen können dabei niedrig und diffus kontaminiert zurückbleiben, da Ausgrabung, Abtransport und Abfallbehandlung für wenig belastete großflächige Kontaminationen unverhältnismäßig teuer sein können. Biokohle, ein Produkt aus der Pyrolyse von Biomasse, kann als Sorbent zur Immobilisierung von Schwermetallen und organischen Restkontaminantionen eingesetzt werden. Biokohle ist zudem ein Bodenhilfsstoff, der bei sandigen Böden der Auswaschung von Nährstoffen entgegenwirkt, die Bodenwasserhaltekapazität steigert und bei versauerten Böden den pH-Wert anhebt. Das Einmischen von Biokohle in diffus verunreinigte Böden kann daher auch zur Immobilisierung von Schwermetallen und zur ökologischen Stabilisierung solcher Standorte beitragen. Um den Abbau von organischen Schadstoffen zu fördern kann an restkontaminierten Standorten zusätzlich Kompost eingemischt werden. Im Rahmen von KOKOSAN konnte gezeigt werden, dass Biokohle und Kompost sehr gut für die Zurückhaltung von anorganischen und organischen Schadstoffen und Sanierung leicht bis mittelbelasteter Standorte geeignet sind. Die wesentlichen Biokohle Eigenschaften für die schadstoffabhängige Biokohlenauswahl für den Sanierungseinsatz umfassen dabei physikalische Eigenschaften (Porengrößenverteilung und spezifische Oberfläche), sowie chemische Eigenschaften (Oberflächenchemie, Einfluss auf Boden-pH). Die Ergebnisse aus KOKOSAN haben des Weiteren gezeigt, dass die Sorptionsfähigkeiten von Biokohle und Kompost in Abhängigkeit von Standorteigenschaften unterschiedlich stark beeinflusst werden. Die zur Erreichung eines Zielwertes benötigte Kohle-Applikationsrate hängt dabei von einer Vielzahl an Faktoren ab, wobei Schadstoffart, Bodentyp sowie die Schadstoffkonzentration im Boden von zentraler Bedeutung sind. Die vorgestellte Kombination der beiden Bodenhilfsstoffe Biokohle und Kompost für die nachhaltige Sanierung von Restkontaminationen war Gegenstand des Forschungsprojektes KOKOSAN Gefördert aus Mitteln des Bundesministeriums für Land- und Forstwirtschaft, Umwelt und Wasserwirtschaft (Projektnummer B420004 Management durch Kommunalkredit Public Consulting GmbH).

1 EINLEITUNG

Die KOKOSAN Methode zielt auf die Sanierung von leicht bis mittel kontaminierten Böden ab, welche häufig als Restkontaminationen nach einer erfolgten Sanierung von „Hotspots“ auftreten. Über die Einmischung von Biokohle in verunreinigte Böden können prinzipiell sowohl organische als auch anorganische Schadstoffe immobilisiert werden, der Abbau von verbleibenden frei gelösten organischen Schadstoffen kann daraufhin zusätzlich durch das Einmischen von Kompost beschleunigt werden. Relevante Schadstoffgruppen sind hierbei Mineralölkohlenwasserstoffe (z.B. Rohöle,

Kraftstoffe), polyzyklische aromatische Kohlenwasserstoffe (PAK), sowie Schwermetalle (z.B. Blei (Pb) und Zink (Zn)), welche an einer Vielzahl von Standorten in Österreich präsent sind.

Die im Verdachtsflächenkataster am häufigsten erfassten Branchen sind dabei Kfz-Betriebe, Metallindustrie und Tankstellen, bei welchen entsprechend des KOKOSAN Konzeptes behandelbare Restkontaminationen vorkommen können. Die Restkontaminationen können dabei verschieden tief in den Boden vermischt sein. Für die Einbringung von Kohle bieten sich daher verschiedene technische Einsatzmöglichkeiten an (Abb. 1).

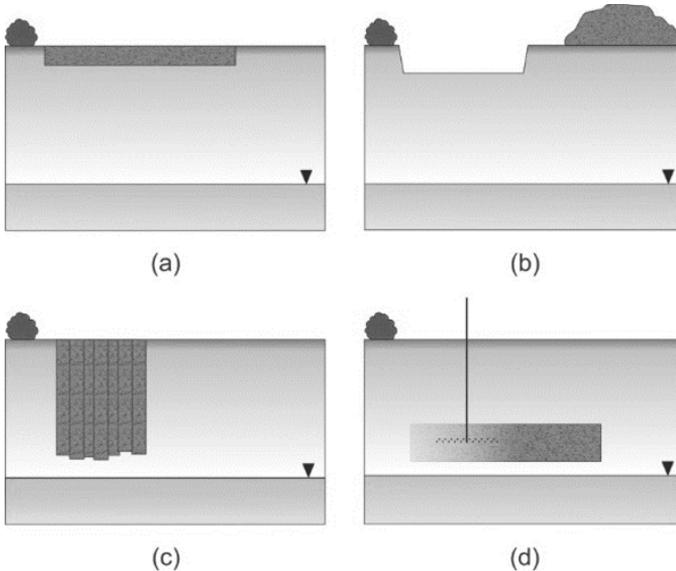


Abb. 1: Die Kohle kann (a) in den kontaminierten Boden eingemischt, oder (b) der Boden on-site behandelt werden. Kontaminationen in tieferen Bodenschichten lassen sich (c) durch „Deep Soil Mixing“ mit Hilfe von sich überschneidenden Bohrungen im Boden oder (d) dem Einsatz von Strahldüsen aus der Tiefbaupraxis behandeln.

Ziel des KOKOSAN Verfahrens ist es, die Mobilität und die Bioverfügbarkeit von Schadstoffen, welche für den restkontaminierten Standort relevant sind, auf ein minimales Maß zu reduzieren. Dabei wird durch das Einmischen von Biokohle und Kompost der Schadstoff immobilisiert und die Auswaschung der Schadstoffe ins Grundwasser wesentlich reduziert. Des Weiteren wird durch die verbesserte Bodenqualität eine Nachnutzung des Standortes mit einem guten gesamtökologischen Fußabdruck ermöglicht. Entscheidend für die erfolgreiche Durchführung des Verfahrens ist die nachhaltige Wirkung der Bodenadditive Biokohle und Kompost. Ist diese nicht gegeben, so wird eine Nachbehandlung notwendig, die eine wirtschaftlich sinnvolle Anwendung von KOKOSAN infrage stellt. Es ist daher unbedingt erforderlich, die Erreichung des Verfahrenszieles durch zuverlässige und aussagekräftige Monitoring-Verfahren zu kontrollieren.

2 BIOKOHLE FÜR DEN SANIERUNGSEINSATZ

2.1 Eigenschaften von Biokohle

Biokohle ist ein kohlenstoffreiches Material, welches bei der **Pyrolyse von Biomasse** entsteht und wird üblicherweise bei Temperaturen zwischen 350 °C und 1.000 °C hergestellt. Moderne Pyrolyseanlagen können dabei aus einer Vielzahl unterschiedlicher Rohstoffe Biokohle produzieren. Generell führt die Erhöhung der Pyrolysetemperatur zu einer Erhöhung des Kohlenstoffgehalts, der Aromatizität, der Porosität, des Aschegehalts, des pH-Werts, der spezifischen Oberfläche und der Mikroporosität und einer Abnahme im Wasserstoffgehalt, Sauerstoffgehalt und Polarität der Biokohle. Durch die Variation von Einsatzmaterial und Produktionsbedingungen können Biokohlen mit sehr unterschiedlichen Eigenschaften produziert- und an unterschiedliche Anwendungen angepasst werden.

Bei der Pyrolyse von Biomasse entsteht eine graphenähnliche Struktur von aromatischen Kohlenstoffringen, welche nur sehr schwer abgebaut werden können. Durch die Produktion von Biokohlen kann hierbei Kohlenstoff langfristig (bis zu Tausende von Jahren) gebunden- und somit der Atmosphäre entzogen werden. Biokohle kann daher als klimafreundliche **Kohlenstoffsenke** verstanden werden. Auf Basis bisheriger Forschungsergebnisse in der Landwirtschaft bestehen Hinweise, dass Biokohle in der Lage ist, insbesondere auf sandigen land- und forwirtschaftlichen Böden die **Wasserspeicherfähigkeit** und den Boden-pH zu erhöhen, sowie die Lachgasemissionen (N₂O) und die Nitratauswaschung in das Grundwasser zu verringern. Biokohle ohne sonstige Additive kann aber den Stickstoff immobilisieren und die Mikronährstoffe im Boden weniger pflanzenverfügbar machen. Daher ist für die landwirtschaftliche Nutzung eine Kombination mit Düngung (z.B. Kompost) üblich, um potenzielle Nachteile wie etwa eine Verschiebung des C:N-Verhältnisses oder Sorptionskonkurrenz um Nährstoffe zu vermeiden (Bohner et al. 2017).

Bei der Pyrolyse von Biomasse bei Temperaturen > 500 °C können Biokohlen mit hohen spezifischen Oberflächen und Porenvolumen entstehen, welche ein **hohes Sorptionspotenzial** für Schadstoffe haben. Je nach Ausgangsmaterial und Produktionsverhältnis weisen Biokohlen sehr verschiedene Eigenschaften auf, welche unterschiedlich für die jeweilige Schadstoffimmobilisierung geeignet sind. Wesentlich bekannter als Biokohle ist in der Sanierungspraxis die **Aktivkohle**, welche durch den aufwendigeren Produktionsprozess im Vergleich zu Biokohlen ressourcenintensiver und generell weniger umweltfreundlich ist. Insbesondere Aktivkohlen, welche aus fossilen Kohlen hergestellt werden, stehen durch ihren negativen Umweltfußabdruck im Widerspruch zum Konzept der nachhaltig umweltfreundlichen Sanierung. Aktivkohlen, die durch umweltschonende Methoden wie beispielsweise Dampfaktivierung aus nachwachsenden Rohstoffen hergestellt werden, können jedoch eine wertvolle Rolle für die umweltfreundliche Bodensanierung spielen.

2.2 Wirkungsweise von *in situ* Stabilisierung mit Biokohle

Das Ziel der Immobilisierung ist die dauerhafte Veränderung des Verhältnisses zwischen mobilem und adsorbiertem Schadstofffallanteil zugunsten des Letzteren. Dies wird vor allem dadurch erreicht, dass Sorptionsträger wie Biokohle zugesetzt werden, an denen es zur starken **Adsorption von organischen Schadstoffen** kommt. Wesentliche Bedeutung hat die gleichzeitige Veränderung bodenchemischer Einflussfaktoren, durch welche die **Spezierung und Adsorption von Schwermetallen** und ionisierbaren organischen Schadstoffen verändert wird. Eine Erhöhung des pH-Wertes kann durch das Einmischen von Biokohle erzielt werden, wodurch die Mobilität von

Zn, Cadmium (Cd) und Nickel (Ni) deutlich absenkt werden kann. Kompost kann durch die Komplexierung von Schwermetallen ebenfalls zur Immobilisierung verwendet werden, ist jedoch wegen der geringeren Stabilität im Vergleich zu Biokohle schlechter zur langfristigen Immobilisierung von Schwermetallen geeignet. Elemente, die als Anionen vorliegen (Arsen (As), Molybdän (Mo)) verhalten sich aufgrund von elektrostatischen Wechselwirkungen umgekehrt; sie werden bei niedrigen pH-Werten stärker gebunden und die üblicherweise hohen pH-Werte von Biokohle sind hier nicht für die Immobilisierung geeignet. Hierfür wurden unlängst mit Eisen modifizierte Biokohlen produziert, welche kationische Bindungsstellen für die anionischen Schadstoffe enthalten.

2.3 Einsatzbereiche und Einsatzrahmenbedingungen

Ein Stabilisierungsverfahren im Zuge der Sanierung eines Altstandortes wird vor allem für jene Bereiche des Standortes sinnvoll anwendbar sein, welche nicht den Quellbereich der Schadstoffe darstellen und wo durch Verlagerung oder Diffusion moderate Schadstoffkonzentrationen entstanden sind, welche aber dennoch einer Sanierung bedürfen.

Anwendungsbeispiele für die Effekte der Stabilisierung sind hierbei:

- Boden mit erhöhten mobilen Spurenelement-Konzentrationen: bei Auswahl des passenden Additivs (Biokohle je nach kationischer / anionischer Schadstoff-Spezies nicht modifiziert bzw. oberflächenmodifiziert) wird die Porenwasserkonzentration und Eluierbarkeit reduziert.
- Boden mit erhöhten Konzentrationen organischer Schadstoffe: es ist nach biologisch gut abbaubaren (z.B. niedermolekulare PAK) und nicht oder sehr langsam abbaubaren organischen Verbindungen (hochmolekulare oder halogenierte Verbindungen) zu unterscheiden. Bei guter Abbaubarkeit ist die Rolle von Kompost als Lieferant von Mikroorganismen-Konsortien und Nährstoffen wichtig. Die Biokohle-Komponente eines Additivs dient der Immobilisierung von mobilen Zwischenprodukten oder nicht abgebauten Komponenten im Zuge des Abbaus.
- Mischkontaminierte Böden mit erhöhten Konzentrationen sowohl an Schwermetallen als auch an organischen Schadstoffen: die Biokohlen-Komponente eines Additivs erfüllt Immobilisierungsfunktionen, die Kompost-Komponente verbessert den biologischen Abbau-Erfolg.
- Boden mit Geruchsemissionen: je nach flüchtiger Verbindung, die für die Geruchsemission verantwortlich ist, kann Biokohle dafür optimiert werden, gasförmige Verbindungen aus der Bodenluft zu sorbieren. Die Auswahl der Biokohle hängt von den Ergebnissen von Vorversuchen ab und kann fallweise Oberflächenmodifikation oder Wasserdampfaktivierung erfordern.

Die Einsatzrahmenbedingungen bestimmen dabei die prinzipielle Sinnhaftigkeit eines Einsatzes organischer Additive zur Stabilisierung von Bodenschadstoffen.

Als **ungeeignet** müssen Standorte angesehen werden,

- deren Quellzonen der Schadstoffbelastung noch nicht behandelt oder entfernt worden ist,
- an welchen Schadstoffe ohnehin schon fest an Tonminerale gebunden und dadurch nicht mobil sind,
- an denen die Schadstoffe vor allem in der gesättigten Zone oder im Grundwasserschwankungsbereich vorliegen,
- wo der Großteil der Schadstoffbelastung sich bereits in die Klüfte von massivem Ausgangsgestein als C-Horizont verlagert hat und

- deren Schadstoffe nicht stark an Biokohlen sorbieren.

2.4 Wechselwirkungen für die Schadstoffimmobilisierung

Das Sorptionsverhalten von **ungeladenen organischen Schadstoffen** wird von was-sermeidenden und spezifischen Wechselwirkungen mit dem Kohlenstoffgerüst der Kohlen bestimmt. Für aromatische Verbindungen sind dabei Wechselwirkungen zwischen Elektronen der Kohlenoberfläche und der organischen Schadstoffe besonders wichtig. Dabei kann der Schadstoff in Abhängigkeit von seiner Polarisierbarkeit als unterschiedlich starker π -Elektronendonator, und die Graphen-ähnliche Kohlenoberfläche als π -Elektronakzeptor verstanden werden. Die resultierenden starken π - π Elektron Donor-Akzeptor Wechselwirkungen wurden diesbezüglich unter anderem für PAK, polychlorierte Biphenyle und Dibenzofurane beobachtet. Untersuchungen haben zudem gezeigt, dass Bindungen hydrophober organischer Schadstoffe an kohlige Substrate sehr dauerhaft sind (Yang et al. 2008).

Das Sorptionsverhalten von **polaren oder ionisierbaren organischen Schadstoffen**, welche in Abhängigkeit von pH-Wert und Ionenstärke ihr Sorptionsverhalten ändern, kann durch zusätzliche Mechanismen, wie elektrostatische Wechselwirkungen und die Bildung von Wasserstoffbrücken wesentlich beeinflusst werden. Für **negativ geladene** Schadstoffe (z.B. viele Pflanzenschutzmittel) ist allgemein eine niedrigere Sorption zu erwarten, da elektrostatische Abstoßungen von negativ geladenen Sauerstoffgruppen an der Kohlenoberfläche der Sorption entgegenwirken. Diese Schadstoffgruppe gerät wegen ihrer tendenziell hohen Mobilität und ökotoxikologischen Bedeutung zunehmend in den Fokus der wissenschaftlichen Gemeinschaft. Trotz ihrer allgemein hohen Mobilität konnte für negativ geladene Schadstoffe bereits unerwartet starke Sorption an verschiedene Kohlen beobachtet werden (Kah et al. 2017), (Sigmund et al. 2016). Ähnlich wie bei ungeladenen Schadstoffen, können anionische Schadstoffe als n -Elektronendonator, und die Graphen-ähnliche Kohlenoberfläche als π -Elektronakzeptor an starken n - π Elektron Donor-Akzeptor Wechselwirkungen teilhaben. Bei Vorkommen von bivalenten Kationen (z.B. Ca^{2+}) können anionische Schadstoffe auch durch Kationenbrückenbildung gebunden werden, wobei das bivalente Kation als Brückenbildner zwischen dem negativ geladenen Anion und negativ geladenen funktionellen Gruppen an der Kohlenoberfläche agiert. Das Vorkommen von bivalenten Kationen in der jeweiligen Umweltmatrix ist daher auch für die standortabhängige Sorptionsabschätzung relevant. Wenn sich die Dissoziationskonstante des negativ geladenen Schadstoffes sehr nahe an der Dissoziationskonstante einer negativ geladenen Oberflächengruppe befindet, können sehr starke Wasserstoffbrücken gebildet werden (charge assisted H-bond), wodurch sich an entsprechenden Standorten ein ansonsten unerwartet hohes Sorptionspotenzial von Kohlen für anionische organische Schadstoffe ergibt. Für **positiv geladene** organische Schadstoffe (z.B. viele Farbstoffe) ist allgemein eine hohe Sorption zu erwarten, da elektrostatische Anziehung an negativ geladene Sauerstoffgruppen an der Kohlenoberfläche vorkommen können.

Das Immobilisationsverhalten von **Schwermetallen** wird ebenfalls von verschiedenen Wechselwirkungen bestimmt: Durch den Einfluss der Kohlen auf den pH-Wert kann sich die Spezierung von Schwermetallen ändern, was sich in Abhängigkeit der gegebenen Umweltbedingungen in einer verminderten Mobilität und höheren Rückhaltung widerspiegeln kann. Durch die hohe Kationenaustauschkapazität, insbesondere durch negativ geladene funktionelle Gruppen an Kohlenoberflächen, ergibt sich ein hohes Sorptionspotenzial für kationische Schwermetalle, welche elektrostatisch gebunden werden können. Zusätzlich können in der Biokohle enthaltene Phosphate und Karbonate zur Ausfällung von bestimmten Schwermetallen führen (z.B. Ni, Zn und

Cd). Für die Immobilisierung anionischer Schwermetalle (z.B. As, Chrom, Selen, Wolfram, Vanadium) haben speziell mit Eisenpartikeln funktionalisierte Biokohlen vielversprechende erste Ergebnisse gezeigt (Ahmad et al. 2014), (Mohan et al. 2014).

2.5 Eigenschaften für die Biokohleauswahl

Neben den im Folgenden genannten Biokohle Eigenschaften sollte bei der Biokohlenauswahl darauf geachtet werden, dass die zu verwendende Biokohle den Qualitätsstandards des EBC bzw. der ÖNORM S2211 entspricht.

Organische Schadstoffe

Biokohlen mit hohen **spezifischen Oberflächen und Porenvolumen** sind gut für die Immobilisierung von organischen Schadstoffen geeignet. Entsprechend der IUPAC Einteilung kann dabei zwischen Mikroporen (Porendurchmesser < 2 nm) und Mesoporen (Porendurchmesser 2 - 50 nm) unterschieden werden. Für die Sorption von niedermolekularen Schadstoffen wie beispielsweise Acenaphthen oder 2-4 D sind dabei Mikroporen relevante Sorptionsstellen, wohingegen für höhermolekulare Schadstoffe wie beispielsweise Methyleneblau lediglich Mesoporen relevant sind. Gasphysorption kann hierbei verwendet werden, um Parameter für die Abschätzung von Porenvolumen bzw. spezifischen Oberflächen für die jeweiligen Porengrößen zu bestimmen. Die Messung mit Stickstoff (N₂) ist dabei für Mesoporen geeignet, wohingegen die Messung mit Kohlenstoffdioxid (CO₂) den Mikroporenraum erfassen kann (Sigmund et al. 2017).

Für ungeladene organische Schadstoffe nimmt des Weiteren die Sorption mit der **Aromatizität** der Biokohlen zu. Die Aromatizität kann mit H/C, dem elementaren Wasserstoff-Kohlenstoff Verhältnis, angenähert werden, wobei die Aromatizität größer wird, wenn H/C kleiner wird. Für ionisierbare organische Schadstoffe, welche in Abhängigkeit des pH-Wertes dissoziieren, sind die **Pufferkapazität sowie die Oberflächenladung** der Biokohle von besonderer Bedeutung. Um zu bestimmen, wie eine Biokohle den pH-Wert im Boden verändert, sollten geeignete Biokohlen unter Berücksichtigung des pH-Wertes der Biokohlensuspension ausgewählt werden. Die ausgewählten Biokohlen sollten daraufhin in den zu behandelnden Boden gemischt – und der pH-Wert erneut gemessen werden. Die Hydrophobizität der ionisierbaren organischen Schadstoffe sollte daraufhin mit Hilfe des pH-Abhängigen Dow Konzeptes abgeschätzt werden und nicht mit dem klassischen K_{ow} Ansatz.

Zur **Abschätzung von Sorption** organischer Schadstoffe an Biokohlensuspensionen wurden bereits verschiedene einfache Modelle entwickelt. Dabei wurden solide Sorptionsvorhersagen für ungeladene organische Schadstoffe wie beispielsweise PAK durch eine Kombination von K_{ow}, H/C und spezifischer Oberfläche erreicht (Hale et al. 2016), (Kah et al. 2016), wohingegen für saure organische Schadstoffe wie beispielsweise 2,4-D eine Kombination aus Dow und spezifischer Oberfläche verwendet werden kann (Sigmund et al. 2016). Für zwitterionische Verbindungen und Kationische Verbindungen gestaltet sich die Vorhersage komplizierter und bedarf weiterer Untersuchungen. Für die Vorhersage der Sorption in Biokohle-Boden Gemischen sind ebenfalls weitere Untersuchungen nötig, da Untersuchungen gezeigt haben, dass unterschiedliche Böden die Sorptionskapazität von Biokohlen unterschiedlich stark vermindern.

Schwermetalle

Zum Sorptionsvermögen von Biokohlen für Schwermetalle tragen die **hohe spezifische Oberfläche**, die **hohe Kationenaustauschkapazität** und die **lange Verweilzeit** von Biokohle im Boden bei. Die Oberflächen von Biokohle können aber auch schon

während der Pyrolyse oder durch Nachbehandlung des Produktes mit Reagenzien (z.B. Oberflächenmodifikation mit Eisen oder Mangan) oder durch künstliche Alterung (Teiloxidation) modifiziert werden, um ein besseres Bindungsvermögen bei speziellen Einsatzzwecken zu erzielen (Lehmann & Joseph 2015).

Immobilisierung von Schwermetallen kann durch **elektrostatische Wechselwirkungen** zwischen positiv geladenen metallischen Kationen und negativ geladenen Oberflächengruppen und delokalisierten π -Elektronen an den aromatischen Strukturen der Biokohle auftreten. Da bei zunehmender Pyrolyse-Temperatur die aromatische Kondensation der Biokohle steigt während die oxygenierten funktionellen Gruppen abnehmen, nimmt der Anteil der durch elektrostatische Bindungen sorbierten Kationen zu. Biokohle, die bei niedrigeren Temperaturen unvollständiger pyrolysiert worden ist, behält mehr funktionelle Gruppen, die aber im Lauf der Zeit im Boden wieder ab- oder umgebaut werden können. Daher, können auf diese Weise sorbierte Metalle auch wieder freigesetzt werden. Jedoch werden über den Verlauf von Monaten weiterhin negativ geladene funktionelle Gruppen geschaffen, welche den eventuellen Verlust von KAK durch Mineralisierung von residualer organischer Masse nach der Pyrolyse ausgleichen (Lehmann & Joseph 2015).

Das Einmischen von Biokohle in den Boden hat häufig – je nach Pufferkapazität des Bodens - **pH-Änderungen** zur Folge. Nicht modifizierte, pflanzenbasierte Biokohle weist oft pH-Werte von 8-9,5 auf und reduziert die **Löslichkeit** von Metallen durch die Bildung von Metallhydroxiden (z.B. $ZnOH^+$). Zusätzlich können durch den hohen pH von Biokohle Metalle wie Kupfer, Cd, Pb oder Zn als Phosphate oder Karbonate an der Oberfläche der Biokohle **ausgefällt** werden. Anders ist die Situation bei Metalloiden wie z.B. As, Antimon (Sb) und Mo deren Löslichkeit und Verfügbarkeit häufig mit dem pH steigt. Kationische Metalle, welche an negativ geladene Oberflächen im Boden gebunden sind, erhöhen hingegen bei niedrigem pH ihre Löslichkeit, da KAK und pH miteinander in positiver Beziehung stehen.

3 SCHLUSSFOLGERUNG

Im Rahmen von KOKOSAN konnte erfolgreich gezeigt werden, dass Biokohle und Kompost sehr gut für die Zurückhaltung von anorganischen und organischen Schadstoffen und Sanierung leicht bis mittelbelasteter Standorte geeignet sind. KOKOSAN ist eine umweltfreundliche und kostengünstige Strategie, um Restkontaminationen zu behandeln, den Eintrag von Schadstoffen in die Umwelt zu minimieren und eine Nachnutzung des Standortes mit einem guten gesamtökologischen Fußabdruck durch den Einsatz von Kompost und Biokohle zu ermöglichen.

Für die langfristige Stabilisierung von diffus kontaminierten Standorten ist Biokohle dem Kompost vorzuziehen, da die Untersuchungen aus KOKOSAN zwar eine gute kurzfristige Schwermetallimmobilisierung durch Kompost zeigten, Biokohle im Vergleich zu Kompost jedoch wesentlich langzeitstabiler ist. Hierdurch ist die Schadstoffimmobilisierung für einen längeren Zeitraum als gesichert anzusehen, da Biokohle eine Stabilität im Bereich von Jahrhunderten und darüber hinaus hat. Zusätzlich ist Biokohle als Kohlenstoffsenke ökologisch positiv zu beurteilen und verringert die CO_2 -Gesamtemissionen im Rahmen von Sanierungsvorhaben.

Die Ergebnisse aus KOKOSAN können zu einer schadstoffabhängigen Biokohlenauswahl für den Sanierungseinsatz verwendet werden. Im Rahmen des Projektes wurden technische Grundlagen erarbeitet, welche diese Auswahl anwendungsbezogen beschreiben. Die Ergebnisse aus KOKOSAN haben des Weiteren gezeigt, dass die

Sorptionsfähigkeiten von Biokohle und Kompost in Abhängigkeit von Standorteigenschaften unterschiedlich stark beeinflusst werden. Die zur Erreichung eines Zielwertes benötigte Kohle-Applikationsrate hängt dabei von einer Vielzahl an Faktoren ab, wobei Schadstoffart, Bodentyp sowie die Schadstoffkonzentration im Boden von zentraler Bedeutung sind. Die ausführliche Darstellung von KOKOSAN erfolgte im Projektabschlussbericht, das Projekt wurde mit Mitteln des Bundesministeriums für Land- und Forstwirtschaft, Umwelt und Wasserwirtschaft (Management durch Kommunal-kredit Public Consulting GmbH) unter der Projektnummer B420004 gefördert.

LITERATUR

- Ahmad, M., Rajapaksha, A.U., Lim, J.E., Zhang, M., Bolan, N., Mohan, D., Vithanage, M., Lee, S.S., Ok, Y.S., 2014. Biochar as a sorbent for contaminant management in soil and water: a review. *Chemosphere* 99, 19–33. <https://doi.org/10.1016/j.chemosphere.2013.10.071>
- Bohner, A., Bruckman, V.J., Dunst, G., Friesl-Hanl, W., Greutter, G., Höltinger, S., Hofmann, T., Hüffer, T., Huber, M., Hupfuf, B., Keiblinger, K., Kitzler, B., Klinglmüller, M., Kremser, U., Mitterböck, N., Moser, A., Pfeifer, C., Pfundtner, E., Rech, T., Schindecker, S.M., E. Schmid, Schragner, S., Sigmund, G., Soja, G., Spiegel, H., Spann, C., Wallner, R.M., Zehetner, F., 2017. Biokohle – Potential Und Grenzen Der Anwendung in Der Land- Und Forstwirtschaft. Vienna.
- Hale, S.E., Arp, H.P.H., Kupryianchyk, D., Cornelissen, G., 2016. A synthesis of parameters related to the binding of neutral organic compounds to charcoal. *Chemosphere* 144, 65–74. <https://doi.org/10.1016/j.chemosphere.2015.08.047>
- Kah, M., Sigmund, G., Xiao, F., Hofmann, T., 2017. Sorption of ionizable and ionic organic compounds to biochar, activated carbon and other carbonaceous materials. *Water Res.* 124, 673–692.
- Kah, M., Sun, H., Sigmund, G., Hüffer, T., Hofmann, T., 2016. Pyrolysis of waste materials: Characterization and prediction of sorption potential across a wide range of mineral contents and pyrolysis temperatures. *Bioresour Technol* 214, 225–233. <https://doi.org/10.1016/j.biortech.2016.04.091>
- Lehmann, J., Joseph, S., 2015. *Biochar for Environmental Management - Science, Technology and Implementation*, 2nd ed. Routledge, London Sterling VA.
- Mohan, D., Sarswat, A., Ok, Y.S., Pittman Jr., C.U., Pittman, C.U., 2014. Organic and inorganic contaminants removal from water with biochar, a renewable, low cost and sustainable adsorbent - A critical review. *Bioresour Technol* 160, 191–202. <https://doi.org/10.1016/j.biortech.2014.01.120>
- Sigmund, G., Hüffer, T., Hofmann, T., Kah, M., 2017. Biochar total surface area and total pore volume determined by N₂ and CO₂ physisorption are strongly influenced by degassing temperature. *Sci. Total Environ.* 580, 770–775. <https://doi.org/10.1016/j.scitotenv.2016.12.023>
- Sigmund, G., Sun, H., Hofmann, T., Kah, M., 2016. Predicting the sorption of aromatic acids to noncarbonized and carbonized sorbents. *Env. Sci Technol* 50, 3641–3648. <https://doi.org/10.1021/acs.est.5b06033>
- Yang, Y., Hofmann, T., Pies, C., Grathwohl, P., 2008. Sorption of polycyclic aromatic hydrocarbons (PAHs) to carbonaceous materials in a river floodplain soil. *Env. Pollut* 156, 1357–1363. <https://doi.org/10.1016/j.envpol.2008.02.024>

Kombination von Mikroorganismen und nullwertigem Nanoeseisen zum Abbau von CKW im Grundwasser

T.G. Reichenauer, D. Summer, P. Schöftner & B. Wimmer

AIT Austrian Institute of Technology, Environmental Resources and Technologies, Tulln, Österreich

T. Kostic & A. Sessitsch

AIT Austrian Institute of Technology, Bioresources, Tulln, Österreich

KURZFASSUNG: Im Projekt BIANO (Sanierung von CKW-Altlasten durch Unterstützung des mikrobiellen Abbaus mit nullwertigem Nanoeseisen) wurden Batchversuche und Lysimeterexperimente durchgeführt in denen die Auswirkungen von nullwertigem Eisen auf die mikrobielle Dechlorierung von Perchlorethen (PCE) durch den Mikroorganismus *Dehalococcoides* untersucht wurde. In den Batchversuchen wurde eine inhibierende Wirkung von nanopartikulärem Eisen, jedoch nicht von mikropartikulärem Eisen auf den mikrobiellen PCE-Abbau festgestellt. Der Abbau von toxischen Zwischenprodukten *cis*-DCE und VC wurde durch mikropartikuläres Eisen beschleunigt. Die Ergebnisse des Lysimeterversuches zeigen eine deutlich höhere Konzentration von dechlorierten Abbauprodukten in der Kombinationsbehandlung im Vergleich zur rein mikrobiellen Behandlung. Außerdem war in der Kombinationsbehandlung auch nach dem Stopp der Zufuhr der Kohlenstoffquelle die geringste PCE-Fracht messbar. Die Durchführung eines Feldversuches zur Kombination von nullwertigem Eisen und mikrobiellem Abbau mit *Dehalococcoides* erscheint auf Basis der erarbeiteten Ergebnisse als sinnvoller nächster Schritt.

1 EINLEITUNG

Leichtflüchtige chlorierte Kohlenwasserstoffe (LCKW), wie Perchlorethen (PCE), repräsentieren sehr häufige, toxische Schadstoffe im Grundwasser. Bisher werden LCKW-Schäden hauptsächlich mit Hilfe von Bodenluftabsaugung im ungesättigten Bereich, sowie mit Pump&Treat im Grundwasser behandelt. Diese konventionellen Sanierungsverfahren sind auf Grund ihrer teilweise sehr langen Laufzeit (mehrere Jahrzehnte) in Summe sehr teuer und werden mit zunehmender Laufzeit immer ineffizienter (Kosten pro entfernter Schadstofffracht). Darüber hinaus befinden sich zahlreiche LCKW-Kontaminationen im städtischen Bereich, somit unter zum Teil noch genutzten Gebäuden, wodurch häufig Sanierungsmaßnahmen, die mit großen baulichen Maßnahmen verbunden sind, nicht, oder nur mit extrem großem Aufwand machbar sind. Deshalb macht der Einsatz von In-situ Sanierungsverfahren Sinn, da auf diese Weise Schadstoffherde unterhalb von Gebäuden und anderer Infrastruktur (z.B. Gleisanlagen) saniert werden können bzw. auch Kosten für teure Aushubmaßnahmen eingespart werden können.

2 KOMBINATION VON EISEN UND MIKROORGANISMEN ZUM PCE-ABBAU

Nullwertige Eisenpartikel (Fe(0); engl.: Zero Valent Iron (ZVI); nanoskalige Partikel: nFe(0), nZVI) wurden international bereits vielfach zur Sanierung von chlorierten Schadstoffen im Grundwasser eingesetzt. Der Schadstoffabbau erfolgt über eine reduktive Dechlorierung wodurch unhalogenierte Substanzen entstehen, die sehr gut

mikrobiell mineralisierbar sind. Allerdings reagiert Fe(0) nicht nur mit dem Zielschadstoff, sondern auch mit Wasser unter der Bildung von Wasserstoff (H_2). In diese anaerobe Korrosion können je nach verwendetem Eisenprodukt bis zu 97% der übertragenen Elektronen verbraucht werden (Schöftner et al. 2015) wodurch die Effizienz der Schadstoffreduktion durch das Eisen erheblich vermindert wird. Außerdem werden ZVI-Partikel im Untergrund kaum transportiert, da sie stark an die Untergrundmatrix adsorbieren und auf Grund von Agglomeration rasch sedimentieren.

LCKW, insbesondere PCE können unter geeigneten anaeroben Bedingungen auch sehr gut mikrobiell abgebaut werden. Der Abbau von höher chlorierten LCKW wie etwa PCE kann durch eine Vielzahl von Bakterien erfolgen. Oftmals kommt der Dechlorierungsprozess allerdings bei geringer chlorierten Verbindungen wie cis-Dichlorethen (*cis*-DCE) oder Vinylchlorid (VC) zum Erliegen. Lediglich Bakterien der Gattung *Dehalococcoides* sind in der Lage, PCE vollständig ohne Akkumulation von toxischen Zwischenprodukten zu dechlorieren. Diese Bakterien sind strikt anaerob und beziehen ihre Energie ausschließlich aus der Chlororespiration, indem sie H_2 als Elektronendonator und LCKW als Elektronenakzeptoren benutzen (He et al. 2003, McCarty 1997). Zusätzlich benötigen *Dehalococcoides* ausreichend Kohlenstoffquellen (z.B. Laktat oder Acetat) und Koronoide wie Vitamin B12 (Men et al. 2013) und reagieren sehr sensibel auf Sauerstoff (Amos et al. 2008).

In diesem Projekt wurde untersucht, ob eine Kombinationsbehandlung mit ZVI und Mikroorganismen, die *Dehalococcoides* enthalten Vorteile gegenüber der Behandlung mit nur einer der beiden Methoden bringen kann.

3 ERGEBNISSE UND DISKUSSION

Da es sich hier um die Abschlusspräsentation eines dreijährigen Forschungsprojektes handelt, werden in diesem Beitrag nur die durchgeführten Arbeiten und die wichtigsten Ergebnisse zusammenfassen dargestellt. Für eine detailliertere Darstellung wird auf den Vortrag selbst und auf die in Ausarbeitung befindlichen Publikationen verwiesen.

2.1 Batchexperimente

Zur Untersuchung der Kombinationswirkung wurden zunächst mehrere Eisenmaterialien und kommerziell erhältliche *Dehalococcoides*-Kulturen in Batch-Experimenten unter anaeroben Bedingungen getestet. Hierzu wurden der PCE-Abbau sowie die Bildung von Zwischenprodukten und von vollständig dechlorierten Endprodukten untersucht. Für die Durchführung von Kombinationsversuchen wurden ein Nano-eisen, ein Mikro-eisen und zwei *Dehalococcoides*-Kulturen ausgewählt. Die Ergebnisse zeigten im Batch-Experiment eine inhibierende Wirkung von nanopartikulärem Eisen (nZVI) auf den mikrobiellen Abbau von PCE, wogegen mikropartikuläres Eisen (μ ZVI) keine inhibierende Wirkung zeigte. Durch die Kombination von Mikroorganismen und μ ZVI wurden die gebildeten Zwischenprodukte *cis*-DCE und VC rascher wieder abgebaut, also bei alleiniger Behandlung mit Mikroorganismen. Der Wasserstoff, der in der anaeroben Korrosion gebildet wurde, wurde von den Mikroorganismen konsumiert, wobei mit etwas Zeitverzögerung Methan gebildet wurde, wodurch die Methankonzentration in den Batches linear zunahm.

2.2 Lysimeterexperimente

Um eine Kombinationsanwendung von ZVI und *Dehalococcoides* unter naturnahen Bedingungen zu testen wurde ein Lysimeterexperiment durchgeführt. Als Vorbereitung zum Lysimeterexperiment wurde zunächst in einem Box-Versuch der Aufbau eines künstlichen Aquifers mit Hilfe unterschiedlich verdichteter Sandschichten, sowie

die Einbringung von PCE, einer Eisensuspension und von Mikroorganismen getestet. In diesem Box-Versuch konnte das Funktionieren des experimentellen Aufbaus sowie der Abbau von PCE durch nZVI nachgewiesen werden. Nach Zugabe der Mikroorganismen wurde der Abbau weiter verstärkt.

Das Altlastenlysimeter des AIT besteht aus einem überschütteten Stahlbetonbauwerk mit einem Kellerniveau 1,2 m unter dem Umgebungsniveau. Ein zentraler Kreuzgang trennt die vier Kammern der Lydimeteranlage voneinander (Abbildung 1) und ermöglicht die gezielte Einbringung diverser Sensoren und Probenahmestellen in unterschiedlichen Tiefenstufen. Die Kammern haben eine Grundfläche von jeweils 4 m² und sind 3 m hoch.

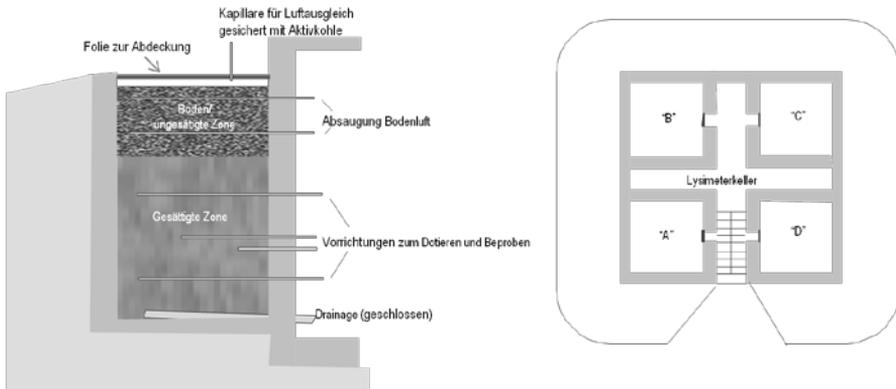


Abb. 1: Schematische Darstellung der Altlastenlysimeteranlage am Areal des AIT Austrian Institute of Technology in Seibersdorf.

Im Altlastenlysimeterexperiment wurden die folgenden vier Varianten miteinander verglichen:

- Kontrolle (keine Behandlung),
- Einbringung von ZVI,
- Einbringung von Mikroorganismen (mit einer Kohlenstoffquelle (Melasse)) und
- Kombinierte Einbringung von ZVI und Mikroorganismen (mit einer Kohlenstoffquelle (Melasse)).

Durch die Inokulation von Mikroorganismen wurde das PCE im Lydimeter deutlich stärker abgebaut, als durch die Inokulation mit Eisensuspension. In der Kombinationsbehandlung war die Konzentration an vollständig dechlorierten Abbauprodukten (Ethan + Ethen + Ethin) deutlich höher als die Summe der Konzentrationen in den Behandlungen mit Eisensuspension und Mikroorganismen. In beiden Behandlungen mit Mikroorganismen konnte über die Zeit eine Zunahme der Mikroorganismen *Dehalococcoides* und von *Geobacter* nachgewiesen werden.

Wurde die Zufuhr der Kohlenstoffquelle (Melasse) gestoppt, so stieg die PCE-Fracht im Abfluss der Kammer die nur mit Mikroorganismen inokuliert war an, wogegen in der Kombinationsbehandlung von Eisen und Mikroorganismen kein Wiederanstieg der PCE-Fracht feststellbar war.

4 SCHLUSSFOLGERUNG BZW. ZUSAMMENFASSUNG

Die Ergebnisse des Projektes zeigen einerseits große Unterschiede in der Reaktivität verschiedener Produkte (sowohl Eisenmaterialien, wie auch Mikroorganismen). Insgesamt zeigten die Untersuchungen ausgezeichnete Abbauergebnisse von PCE mit ausgewählten *Dehalococcoides*-Kulturen sowie eine Verstärkung des Abbaus bei einer Kombinationsbehandlung mit nullwertigem Eisen und *Dehalococcoides*. Auf Basis der gewonnenen Erkenntnisse erscheint es sinnvoll in einem nächsten Schritt einen Feldversuch durchzuführen in dem die Wirksamkeit der Kombinationswirkung unter natürlichen Bedingungen untersucht wird.

5 DANKSAGUNG

Das Projekt BIANO (Projekt Nr. B420003) wurde aus Mitteln des ALSAG vom Bundesministerium für Nachhaltigkeit und Tourismus (vormals Bundesministerium für Land- und Forstwirtschaft, Umwelt und Wasserwirtschaft) gefördert. Fördermanagement by Kommunalkredit Public Consulting (KPC).

LITERATUR

- Amos, B.K., Ritalahti, K.M., Cruz-Garcia, C., Padilla-Crespo, E., Löffler, F.E. (2008) *Oxygen effect on Dehalococcoides viability and biomarker quantification*. Environ. Sci. Technol. 42, 5718–5726.
- He, J., Ritalahti, K.M., Yang, K.-L., Koenigsberg, S.S., Löffler, F.E. (2003) *Detoxification of vinyl chloride to ethene coupled to growth of an anaerobic bacterium*. Nature 424, 62–65.
- McCarty, P.L. (1997) *Breathing with Chlorinated Solvents*. Science 276, 1521–1522.
- Men, Y., Lee, P.K.H., Harding, K.C., Alvarez-Cohen, L. (2013) *Characterization of four TCE-dechlorinating microbial enrichments grown with different cobalamin stress and methanogenic conditions*. Appl. Microbiol. Biotechnol. 97, 6439–6450.
- Schöftner, P., Waldner, G., Lottermoser, W., Stöger-Pollach, M., Freitag, P., Reichenauer, T.G. (2015) *Electron efficiency of nZVI does not change with variation of environmental parameters*. Science of the Total Environment 535, 69–78.

ZEROS - Zerstörung organischer Schadstoffe in Wässern mittels innovativer Verfahrenskombination (Teil 2)

K.P. Sedlazeck, D. Vollprecht, J. Gill & M. Hartl

Montanuniversität Leoben, Lehrstuhl für Abfallverwertungstechnik und Abfallwirtschaft, Leoben, Österreich

P. Müller, R. Mischitz

ferroDECONT GmbH, Leoben, Österreich

W. Trois

ECOCAN GmbH, Leoben, Österreich

I. Maunz

envionix engineering GmbH, Graz, Österreich

R. Frate

pro aqua Diamantelektroden Produktion GmbH, Niklasdorf, Österreich

KURZFASSUNG: Im Projekt ZEROS (Zerstörung organischer Schadstoffe in Wässern mittels innovativer Verfahrenskombination) hieß das Ziel verschiedene Verfahren zu kombinieren, um ein alternatives Pump & Treat-Verfahren zum Abbau organischer Schadstoffe in Wässern im Bereich der Altlastensanierung zu finden. Für die Verfahrenskombination wurden die Behandlung mittels Fe(0) im Fließbettreaktor (ferrodecont®-Verfahren), der Einsatz ultravioletter Strahlungsquellen sowie der Einsatz einer Diamantelektrode ausgewählt. In einer Vielzahl an Versuchen wurde die Wirkungsweise der Verfahren einzeln, in Zweierkombination und in Kombination von allen drei Verfahren mit diversen Schadstoffen untersucht. Hierfür wurden nach Möglichkeit Original-Wässer aus österreichischen Altlasten verwendet. Falls dies nicht möglich war, wurde das lokale Leitungswasser mit dem Schadstoff versetzt. Im vorliegenden Artikel werden die Ergebnisse am Beispiel Tetrachlorethen vorgestellt. Die Ergebnisse zeigen, dass die Verfahren alleine schon wirkungsvoll sind, diese Wirkung jedoch durch die Kombination verstärkt wird. Besonders durch Verwendung der Dreierkombination unter Zugabe von H₂O₂ bzw. H₂O₂ + H₂SO₄ konnte die Schadstoffkonzentration effektiv gesenkt werden.

1 EINLEITUNG

Ziel des Projekts ZEROS ist es, eine Verfahrenskombination zu entwickeln, die Wässer mit organischen Schadstoffen effektiv und schonend reinigen kann. Die Verfahrenskombination zielt darauf ab, ein breites Schadstoffinventar anzusprechen, um möglichst viele organische Verbindungen abzubauen und als Alternative bzw. Ergänzung zur Aktivkohle fungieren zu können. Als potentielle Verfahren für die Verfahrenskombination wurden nullwertiges Eisen (Fe(0)) im Fließbettreaktor (ferrodecont®-Verfahren), ultraviolette Strahlung sowie die Bor-dotierte Diamantelektrode (BDD) ausgewählt. Unter der Leitung der ferroDECONT GmbH untersucht das Projektkonsortium, bestehend aus der EcoCan GmbH, der envionix engineering GmbH, der pro aqua Diamantelektroden GmbH sowie des Lehrstuhls für Abfallverwertungstechnik und Abfallwirtschaft der Montanuniversität Leoben, die Wirkung der verschiedenen Verfahren auf den Abbau der organischen Substanzen alleine und in allen möglichen Kombinationen.

Der gegenständliche Artikel baut auf den Ausführungen von Müller et al. (2018, File Nr. 3.1 im vorliegenden Konferenzband) auf, in dem zugrundeliegende Reaktionsmechanismen, der Anlagenbau etc. detailliert beschrieben sind.

Im Folgenden wird kurz auf den jeweiligen Versuchsaufbau sowie die Versuchsbedingungen eingegangen und Ergebnisse anhand des Beispiels Tetrachlorethen beschrieben und diskutiert.

2 MATERIAL UND METHODEN

Basierend auf der Häufigkeitsverteilung der Schadstoffe in Altlasten in Österreich sowie weiteren umweltrelevanten Gesichtspunkten wurde eine Auswahl an Schadstoffen für die Versuche getroffen. Hierbei wurden zunächst die Schadstoffe Tetrachlorethen, Trichlorethen, Methyl-tert-butylether (MTBE), Cyanid, polyzyklische aromatische Kohlenwasserstoffe (PAK), BTEX (Benzol, Toluol, Ethylbenzol und Xylol), Phenol und das Herbizid Clopyralid ausgewählt. Aufgrund der Komplexität der Versuche und resultierender Analytik, wurde die Auswahl zum späteren Zeitpunkt auf Tetrachlorethen, MTBE, PAK, BTEX und Clopyralid eingegrenzt. Die Ergebnisse der Versuche werden in weiterer Folge exemplarisch an dem Schadstoff Tetrachlorethen vorgestellt.

2.1 Versuchsaufbau

Bevor die in Müller et al. (2018) beschriebene „große“ Anlage konzipiert und realisiert wurde, ist zu Projektbeginn die Wirkungsweise der Verfahren alleine und in jeglichen Kombinationen vorab mit einer „kleinen“ Laboranlage untersucht worden (Versuche 1 – 3). Der Anlagenaufbau für diese Vorabversuche wurde so simpel wie möglich gehalten. Er bestand aus einem Probenbehälter, einer Pumpe (Durchsatz: 600 L/h) und den Behandlungsaggregaten. Je nach Versuch wurden diese angesteuert oder ausgelassen. Die Probe wurde von dem Probenbehälter durch die Anlage gepumpt und anschließend wieder in den Vorratsbehälter geleitet. Folglich ergibt sich bei einer Probenmenge von 10 Liter und der angegebenen Pumprate eine Umwälzung pro Minute. Zu gewünschten Zeiten wurden Teilproben aus dem Vorratsbehälter entnommen. Die in Müller et al. (2018) dargestellte Anlage wurde für Versuch 4 verwendet.

2.2 Probenbeschreibung

2.2.1 Versuche 1 – 3

Für Versuche wurden nach Möglichkeit originale, mit Schadstoffen belastete Grundwässer aus Altlasten verwendet, um somit eine realistische Matrix im Wasser vorliegen zu haben. Vorabanalysen zeigten jedoch, dass zum Zeitpunkt der Versuche nur noch geringe Konzentrationen an Tetrachlorethen (3,33 µg/L) im originalen Wasser vorhanden waren. Deshalb wurde entschieden, die Schadstoffkonzentration künstlich zu erhöhen, indem das Tetrachlorethen der Originalprobe vor Versuchsbeginn beigelegt wurde. Anschließend wurde eine Nullprobe entnommen und die Anfangskonzentration bestimmt.

Da die Abbauversuche mit den Zweierkombinationen chronologisch gesehen nach den anderen Versuchen durchgeführt wurden und zu diesem Zeitpunkt das originale Wasser verbraucht war, wurde für diese Versuche Leitungswasser aus Niklasdorf verwendet und der Schadstoff künstlich hinzugegeben. Während dieser Versuche wurde zusätzlich H₂O₂ dem System hinzugegeben.

Bei der Verwendung der Dreierkombination wurde ebenfalls die Zugabe von H₂O₂, bzw. H₂O₂ + H₂SO₄ untersucht.

2.2.2 Versuch 4

Für den Versuch 4 wurde eine weitere originale, verunreinigte Grundwasserprobe aus einer Altlast verwendet; für diesen Versuch wurde kein Schadstoff künstlich hinzugegeben, jedoch wurde nach einer Umwälzung der pH-Wert durch Zugabe von H_2SO_4 auf 3 herabgesenkt.

2.3 Probenkonservierung und -analytik

Die Proben wurden nach ISO 5667-3 genommen und gekühlt sowie UV-geschützt zum Analyselabor ESW Consulting WRUSS ZT GmbH nach Wien transportiert, wo die Tetrachlorethen-Konzentrationen nach DIN EN ISO 10301 bestimmt wurden. Dabei kam ein Gaschromatograph (Clarus 500) der Fa. Perkin Elmer mit zwei Säulen, ECD-Detektoren und Stickstoff 5.0 als Trägergas zum Einsatz. Außerdem wurde ein Turbomatrix 110 Headspace Autosampler von Perkin Elmer verwendet. Bei den beiden Kapillarsäulen handelt es sich um eine Restek RTX-Volatiles (60 m, 0,32 mm ID, 3,0 μm df) und eine HP-624 (60 m, 0,32 mm ID, 1,8 μm df). Neben der Tetrachlorethen-Konzentration wurde ebenfalls die Konzentration an 1,1-Dichlorethen, Dichlormethan, trans-1,2-Dichlorethen, 1,1-Dichlorethan, cis-1,2-Dichlorethen, Trichlormethan, 1,1,1-Trichlorethan, Tetrachlormethan, 1,2-Dichlorethan, Trichlorethen, 1,2-Dichlorpropan, Bromdichlormethan, cis-1,3-Dichlorpropen, trans-1,3-Dichlorpropen, 1,1,2-Trichlorethan, Dibromchlormethan, Tribrommethan bestimmt.

3 ERGEBNISSE UND DISKUSSION

Um die Anlage optimal konzipieren zu können, wurden die einzelnen Verfahren vorab getestet (Versuch 1) und anschließend in Kombination aus jeweils zwei der verschiedenen Verfahren (Versuch 2), um so die Synergieeffekte zu identifizieren und in weiterer Folge ausnutzen zu können. Die Ergebnisse sind in Abb. 1 dargestellt.

Durch die Behandlung der Verfahren alleine konnte der Schadstoff abgebaut werden, jedoch wurden die Grenzwerte (10 $\mu\text{g/L}$ für $\Sigma\text{Tri-}$ und Tetrachlorethen (Altmayer et al. 2004, TWV 2015) und 6 $\mu\text{g/L}$ (Prüfwert; ÖNORM S 2088-1) nicht durch die reduktive Behandlung mittels $\text{Fe}(0)$ erreicht. Die BDD konnte das Tetrachlorethen am effektivsten abbauen, allerdings wurden einhergehend mit der Behandlung auch Metabolite (speziell: Trichlormethan) gebildet.

Für die Versuche mit den Zweierkombinationen unter Zugabe von H_2O_2 (Versuch 2), ebenfalls dargestellt in Abb. 1, wurden höhere Anfangskonzentrationen verwendet. Die Behandlung zeigt sich besonders in den ersten Minuten, bei den höheren Konzentrationen, als sehr effektiv. In weiterer Folge konnten alle Kombinationen sämtliche Grenzwerte erreichen, wobei die Kombination aus $\text{Fe}(0)$ + BDD die vollen 30 Minuten Behandlungszeit benötigte. Die Versuche zeigen bereits deutliche positive Effekte die durch Kombination der Verfahren hervorgerufen werden.

Dieselbe Probe wurde in Versuch 3 mit der Dreierkombination behandelt. Außerdem wurde die Zugabe von H_2O_2 , bzw. H_2O_2 + H_2SO_4 untersucht; die Ergebnisse sind in Abb. 2 dargestellt. Die Dreierkombination ohne Zugabe weiterer Chemikalien konnte die Konzentration an Tetrachlorethen binnen 30 Minuten auf 2,1 $\mu\text{g/L}$, also unterhalb jeglicher Grenzwerte, herabsenken. Nach 10 Minuten waren noch ca. 20 % der Anfangskonzentration vorhanden.

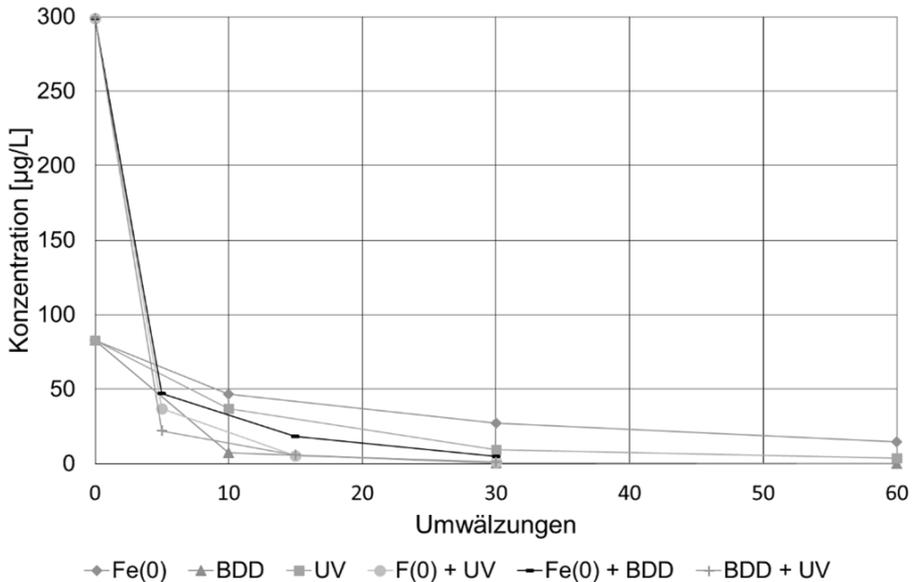


Abb. 1: Abbau von Tetrachlorethen durch die Behandlung mit den einzelnen Verfahren (Versuch 1) und mit den Zweierkombinationen unter Zugabe von H_2O_2 (Versuch 2).

Die Effizienz der Dreierkombination konnte durch die Zugabe von H_2O_2 , bzw. $H_2O_2 + H_2SO_4$ beträchtlich gesteigert werden. Die Konzentration lag nach zehn Minuten Behandlung mit der Dreierkombination und H_2O_2 bei $0,22 \mu\text{g/L}$ bzw. bei $0,1 \mu\text{g/L}$ bei zusätzlichem Herabsenken des pH-Wertes. Während der Verwendung der Dreierkombination wurde keine signifikante Metabolitbildung nachgewiesen.

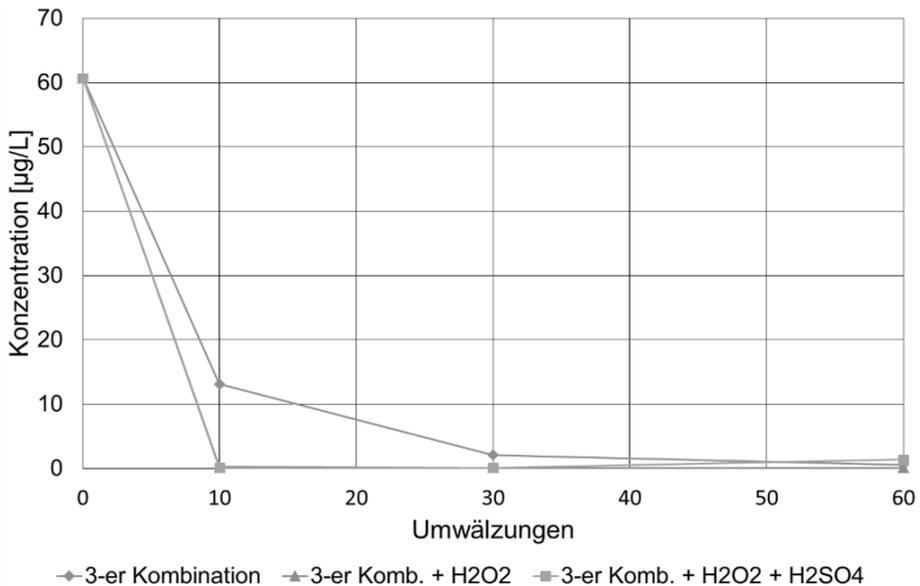


Abb. 2: Abbau von Tetrachlorethen durch die Behandlung nur mit der Kombination der drei Verfahren und unter Zugabe von H_2O_2 und $H_2O_2 + H_2SO_4$ (Versuch 3).

Für den Versuch 4 wurde eine zusätzliche Probe aus einer Altlast verwendet, es wurden keine Schadstoffe künstlich hinzugegeben. In der Nullprobe wurden 1530 µg/L Tetrachlorethen, 697 µg/L Trichlorethen, 69 µg/L Tetrachlormethan, 29,9 µg/L Trichlormethan, 19,5 µg/L Tribrommethan sowie wenige µg/L an trans-1,2-Dichlorethen und cis-1,2-Dichlorethen nachgewiesen, was zu der Summe 2350 µg/L an LHKW führt. Diese Probe wurde mit der „großen“ Versuchsanlage behandelt und nach einer Umwälzung wurde die Probe zusätzlich durch die Zugabe von H₂SO₄ angesäuert. Das Ergebnis dieser Behandlung ist in Abb. 3 dargestellt.

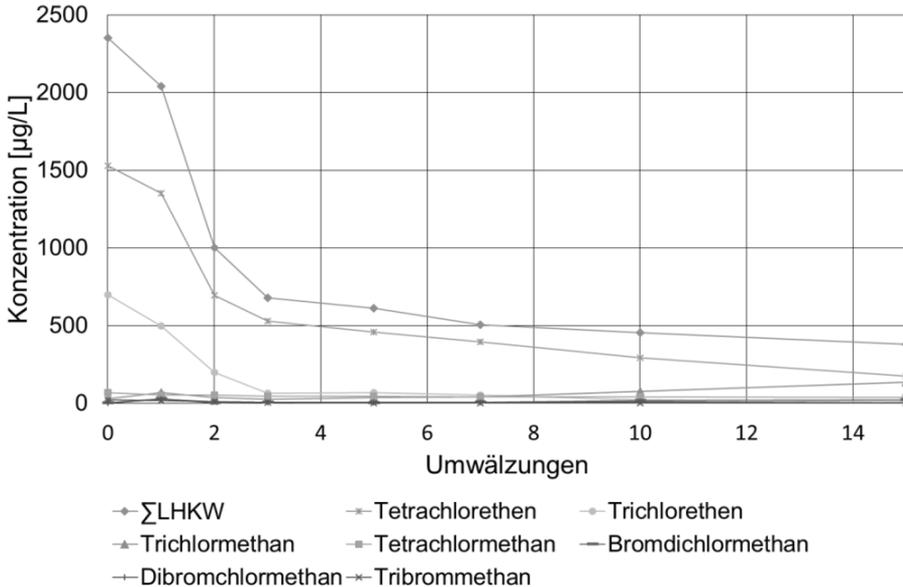


Abb. 3: Schadstoffabbau durch die Behandlung eines originalen Wassers aus einer Altlast unter Verwendung der in Müller et al. (2018) beschriebenen „großen“ Anlage mit Zugabe von H₂SO₄ nach einer Umwälzung.

Die Konzentration an LHKW konnte durch eine Umwälzung um ca. 300 µg/L gesenkt werden. Dieser Rückgang ist besonders auf den Abbau von Tetra- und Trichlorethen zurückzuführen. Die Abbaurate konnte enorm durch das Absenken des pH-Werts von 7 auf 3 gesteigert werden. Während der nächsten Umwälzung wurden die LHKW um 1000 µg/L abgebaut. Diese hohe Abbauwirkung stagniert in weiterer Folge des Versuchs. Nach 15 Umwälzungen waren noch 380 µg/L an LHKW im Wasser vorhanden. Die Ergebnisse zeigten außerdem, dass diverse Metabolite während des Versuchs gebildet wurden. Wie auch schon während der Vorversuche beobachtet, kam es besonders zu einem Anstieg der Trichlormethan-Konzentration (Abb. 3). Zwar wurde während Versuch 4 eine signifikante Menge an Trichlormethan gebildet, jedoch wurde in den Vorversuchen, bei geringerer Primärschadstoffkonzentration, eine noch größere Menge an Trichlormethan mit der Diamantelektrode produziert. Dies zeigt, dass die Verfahrenskombination auch in der Lage ist die untersuchten Metabolite direkt wieder abzubauen und es ist davon auszugehen, dass die Schadstoffkonzentrationen bei weiterer Versuchsdauer auch abgebaut worden wären.

Durch eine Absenkung des pH-Wertes konnte die Effektivität der Anlage gesteigert werden. In den Vorversuchen konnte diese Effektivität zusätzlich durch die Zugabe von H₂O₂ gesteigert werden. Dies zeigt, dass die in-situ Produktion von H₂O₂ durch die Behandlung mit der Diamantelektrode noch nicht zum gewünschten Fe(II) zu H₂O₂

Verhältnis für die Fenton-Reaktion (siehe dazu Müller et al. 2018) führt. In der „großen“ Anlage wurde eine stärkere Diamantelektrode verwendet um die in-situ Produktion von H_2O_2 zu steigern und somit den Chemikalieneinsatz verringern zu können. Die Abbauraten während der Versuche zeigen jedoch, dass die verwendete Zelle nach wie vor noch nicht den gewünschten Effekt hat.

4 SCHLUSSFOLGERUNG & AUSBLICK

Sowohl die Vorversuche mit der „kleinen“ Anlage als auch jene Versuche mit der „großen“ Anlage zeigen das enorme Potential sowohl der einzelnen Verfahren als auch in deren Kombination auf. Die Schadstoffkonzentrationen konnten teilweise bis unter die Grenzwerte gesenkt werden. Die Versuche zeigen jedoch auch, dass die Zugabe von Chemikalien die Abbauraten deutlich steigern konnten.

Zusätzlich wurde durch weitere Versuche gezeigt, dass die Kombination auch bei anderen Schadstoffen für einen raschen Abbau sorgt.

Da die Zugabe von Chemikalien kostspielig ist und somit nach Möglichkeit vermieden werden soll, stellt der Bereich der chemikalienfreien Anwendung der Verfahrenskombination neue Forschungsmöglichkeiten dar. Die grundlegende Eignung der Verfahrenskombination zum Abbau organischer Schadstoffe konnte im Projekt nachgewiesen werden, jedoch ist ein Optimierungspotential vorhanden um den Chemikalieneinsatz bei gleichbleibender oder gesteigerter Effektivität zu erreichen. Diese Aufgabe, aber auch zum Beispiel die Anwendung in einer Pilotanlage „im Feld“ stellen attraktive Herausforderungen für ein Folgeprojekt dar.

5 DANKSAGUNG

Das Projektteam bedankt sich beim Bundesministerium für Nachhaltigkeit und Tourismus sowie bei der Kommunalkredit Public Consulting GmbH für die Fördergelder zur Durchführung des Projekts. Eine weitere Danksagung gilt der ESW Consulting Wruss ZT GmbH sowohl für die durchgeführte Analytik als auch für Hilfestellung bei aufgetretenen Fragen zur Versuchsdurchführung.

LITERATUR

Altmayer, M., Bach, T., Hermann, D., Häfner, K., Leuchs, W., Moll, B., Siegert, G., von der Trenck, K. Theo, Six, E., Wollin, K.-M. (2004) Ableitung von Geringfügigkeitsschwellenwerten für das Grundwasser. Düsseldorf.

DIN EN ISO 10301:1997-08 (1997) *Wasserbeschaffenheit - Bestimmung leichtflüchtiger halogenierter Kohlenwasserstoffe - Gaschromatographische Verfahren* (ISO 10301:1997).

DIN EN ISO 5667-3:2013-03 (2013) *Wasserbeschaffenheit - Probenahme - Teil 3: Konservierung und Handhabung von Wasserproben* (ISO 5667-3:2012)

Müller, P., Mischitz, R., Binder, B., Krois, L.M., Sedlazeck, K.P., Vollprecht, D., Trois, W., Maunz, I., Frate, R. (2018) *ZEROS - Zerstörung organischer Schadstoffe in Wässern mittels innovativer Verfahrenskombination (Teil 1)*. Recy & DepoTech Konferenzband File 3.1.

ÖNORM S 2088-1 - Österreichisches Normungsinstitut (2004) *Altlasten - Gefährdungsabschätzung für das Schutzgut Grundwasser*.

TWV - Bundesministerium für soziale Sicherheit und Generationen (2015) *Verordnung des Bundesministers für soziale Sicherheit und Generationen über die Qualität von Wasser für den menschlichen Gebrauch: Trinkwasserverordnung - TWV*.

Anpassung des IPCC-Gasprognosemodells an mitteleuropäische Verhältnisse

G. Rettenberger

HS Trier, Ingenieurgruppe RUK GmbH, Deutschland

KURZFASSUNG: Es hat sich in den letzten Jahren gezeigt, dass die internationalen Prognosemodelle für Deponiegas die Situation an mitteleuropäischen Deponien nur unvollkommen beschreiben. In einem Forschungsvorhaben für das Umweltbundesamt in Deutschland wurden daher Modifikationen untersucht. Dies wurde mittels einer Parameterstudie und einer Literatursichtung, durch Auswertungen von Deponieproben sowie Laboruntersuchungen (-simulationen) vorgenommen. Über die Ergebnisse wird im Folgenden berichtet. Als Resultat wird ein modifizierter Parametersatz vorgeschlagen, mit dem in Testberechnungen eine nahezu vollständige Übereinstimmung mit den tatsächlichen Daten von realen Absauganlagen erzielt werden konnte.

1 EINLEITUNG

Obwohl seit dem 1. Juni 2005 die Ablagerung biologisch abbaubarer Abfälle in Deutschland nicht mehr zulässig ist, sind Methanemissionen aus Deponien auf absehbare Zeit eine Hauptquelle für Treibhausgasemissionen im Abfallbereich. Methanemissionen aus Deponien werden für den Nationalen Inventarbericht zum Deutschen Treibhausgasinventar (NIR) nach der First Order Decay-Methode (FOD-Methode) gemäß den Vorgaben der IPCC Guidelines for National Greenhouse Gas Inventories berechnet. Die Berechnung erfolgt aufgrund von Daten und Faktoren, die den Abfällen zum Zeitpunkt der Ablagerung zugeordnet werden, sowie durch Modellierung des biologischen Abbaus über die Ablagerungsdauer. Für die Berechnung werden sowohl nationale Daten als auch Default-Faktoren (Standardwerte) des IPCC genutzt.

Von der gebildeten Methanmenge ist die erfasste Methanmenge abzuziehen. Auf Basis von in den Jahren 2012 und 2014 vom Statistischen Bundesamt abgefragten Daten zur erfassten Methanmenge für den gesamten Deponiebestand liegen die durchschnittlichen Erfassungsraten bei etwa 25 %, was im internationalen Vergleich sehr wenig ist. Vor diesem Hintergrund stellte sich beim Umweltbundesamt die Frage, ob die mit der FOD-Methode berechnete gebildete Methanmenge realistisch ist. Hierzu wurde von der Ingenieurgruppe RUK GmbH ein Sachverständigengutachten (RUK 2014) erstellt, in welchem die Ergebnisse einer mit der FOD-Methode berechneten Gasprognose an gut abgedichteten und entgasten Deponien überprüft wurde, also an Deponien, für die angenommen werden konnte, dass nahezu 100 % des gebildeten Methans erfasst werden.

Das Sachverständigengutachten wurde vorläufig zu einem derzeit durchgeführten UF-OPLAN-Projekt erstellt. Dieses wird von der Ingenieurgruppe RUK GmbH Stuttgart in Arbeitsgemeinschaft mit der IFAS - Ingenieurbüro für Abfallwirtschaft Hamburg im Auftrag des Umweltbundesamt durchgeführt. Das UFOPLAN-Projekt hat folgende Aufgabenstellung:

- Weitere Überprüfung des Berechnungsansatzes der Deponiegasbildung. Hierzu sollen die Arbeiten des vorlaufenden Sachverständigengutachtens überprüft, fortgeschrieben und untersetzt werden. Dies beinhaltet die Überprüfung an weiteren Standorten und Untersuchungen im Labor.

- Abhängig von den ermittelten Ergebnissen soll eine Anpassung der Berechnung mit der FOD-Methode an die tatsächlichen Gasmengen durchgeführt werden. Hierzu sind die Ergebnisse zu verifizieren und danach begründete Vorschläge für angepasste Default-Werte zu erarbeiten und die Unsicherheiten abzuschätzen.

Der aktuelle Erkenntnisstand aus dem UFOPLAN-Vorhaben wird vorgestellt. Grundlage sind u.a. derzeit noch laufende Laborversuche. Des Weiteren wird anhand von Beispielen die Nutzung der Erkenntnisse aus dem UFOPLAN-Vorhaben als Bemessungsgrundlage für die Planung der weiteren Entgasung an verschiedenen Standorten dargestellt.

2 GRUNDLAGE - GASPROGNOSE GEMÄSS FOD-METHODE DER IPCC

Für das Methanbildungspotenzial L_o eines deponierten Abfalls gilt gemäß den Vorgaben der IPCC Guidelines for National Greenhouse Gas Inventories folgende Formel:

$$L_o = W * DOC * DOC_i * MCF * F * 16/12 \quad (1)$$

L_o = Methanbildungspotenzial in Gg CH₄

W = Masse des deponierten Abfalls in Gg Abfall

DOC = Anteil des abbaubaren organischen Kohlenstoffs am deponierten Abfall im Jahr der Deponierung in Gg C / Gg Abfall

mit:

DOC_i = Anteil an abbaubarem organischem Kohlenstoff im Abfalltyp i bezogen auf die Feuchtmasse in Gg C / Gg Abfall

W_i = Anteil des Abfalltyps i am Deponiegut bezogen auf die Feuchtmasse

DOC_i = Anteil des abbaubaren organischen Kohlenstoffs, der unter den in der Deponie herrschenden Bedingungen anaerob zersetzt wird.

- Restlicher Kohlenstoff = Kohlenstoff, der über lange Zeit im Deponiekörper verbleibt, ohne anaerob abgebaut zu werden.

MCF = Methan-Korrektur-Faktor;

1 - MCF = Anteil des abbaubaren organischen Kohlenstoffs, der im Ablagerungsjahr aerob abgebaut wird

F = Methankonzentration im gebildeten Deponiegas (0,5)

16/12 = Molekulargewichtsverhältnis CH₄/C

DDOC_m = W * DOC * DOC_i * MCF

= Kohlenstoff, der unter den in der Deponie herrschenden Bedingungen zersetzt wird in Gg

Die pro Jahr anaerob abgebaute Kohlenstoffmenge ergibt sich wie folgt:

$$DDOC_{m \text{ decomp}T} = DDOC_{maT-1} * (1 - e^{-k})$$

T = Jahr, für das die Kalkulation durchgeführt wird

DDOC_{maT-1} = zum Ende des Jahres T-1 im Deponiekörper vorhandenes DDOC_m in Gg

DDOC_{m decompT} = im Jahr T anaerob abgebautes DDOC_m in Gg

k = Abbaukonstante in 1/a

= ln(2) / t_{1/2} mit: t_{1/2} = Halbwertszeit in a

Aus dem abgebauten organischen Kohlenstoff (DDOC_{m decompT}) lässt sich das gebildete Methangas wie folgt berechnen:

$$CH_4 \text{ generated}T = DDOC_{m \text{ decomp}T} * F * 16/12 \quad (3)$$

$\text{CH}_4^{\text{generatedT}}$ = im Jahr T gebildete Methanmenge in Gg Methan
Die im betrachteten Jahr emittierte Methangasmenge ergibt sich bei Anwendung des FOD-Modells wie folgt:

$$\text{CH}_4^{\text{emittedT}} = (\text{CH}_4^{\text{generatedT}} - \text{RT}) * (1 - \text{OXT})$$

$\text{CH}_4^{\text{emittedT}}$ = im Jahr T emittierte Methangasmenge in Gg Methan

RT = gefasste und verbrannte Methanmenge in Gg Methan

OXT = Anteil von in der Deponiedeckschicht oxidiertem Methan

Folgende Werte wurden für die Berechnungen im deutschen NIR des Jahres 2016 verwendet:

F = 0,5 (entspricht IPCC-default)

DOC_f = 0,5 (entspricht IPCC-default)

MCF =

- 0,6 für die ehemalige DDR und für die BRD vor 1972
- 1,0 für die BRD ab 1972, für die ehemalige DDR ab 1990

Abfallzusammensetzung für die jeweiligen Ablagerungsjahre: Die Ansätze beruhen auf einer Literaturrecherche.

DOC: Die Ansätze liegen innerhalb dem von IPCC zugelassenen Bereich und beruhen auf einer Literaturrecherche wie folgt:

- Organik (Food waste) 0,18
- Garten- und Parkabfälle (Garden) 0,2
- Papier und Pappe (Paper) 0,4
- Holz und Stroh (Wood and straw) 0,43
- Textilien (Textiles) 0,24
- Windeln (Disposable nappies) 0,24
- Klärschlamm (Sewage sludge) 0,05
- Verbundmaterialien 0,1

$t_{1/2}$: Die Ansätze entsprechen jenen der IPCC wie folgt:

- Organik (Food waste) 4 Jahre
- Garten- und Parkabfälle (Garden) 7 Jahre
- Papier und Pappe (Paper) 12 Jahre
- Holz und Stroh (Wood and straw) 23 Jahre
- Textilien (Textiles) 12 Jahre
- Windeln (Disposable nappies) 12 Jahre
- Klärschlamm (Sewage sludge) 4 Jahre
- Verbundmaterialien 12 Jahre

Folgende Anpassungen erfolgten im Sachverständigengutachten RUK 2014:

DOC_f =

- Organik (Food waste) 0,8
- Garten- und Parkabfälle (Garden) 0,4
- Papier und Pappe (Paper) 0,4
- Holz und Stroh (Wood and straw) 0,1
- Textilien (Textiles) 0,4
- Windeln (Disposable nappies) 0,4
- Klärschlamm (Sewage sludge) 0,8
- Verbundmaterialien 0,4
- $t_{1/2}$ = Organik (Food waste) 3 Jahre
- Garten- und Parkabfälle (Garden) 4 Jahre
- Papier und Pappe (Paper) 7 Jahre

- Holz und Stroh (Wood and straw) 50 Jahre
- Textilien (Textiles) 7 Jahre
- Windeln (Disposable nappies) 7 Jahre
- Klärschlamm (Sewage sludge) 3 Jahre
- Verbundmaterialien 7 Jahre

Begründung der Anpassung:

- DOC_r -Wert: Der Ansatz von einheitlich 0,5 (50 %) für alle Fraktionen ist unrealistisch. Bei leicht abbaubaren Abfällen ist der Anteil wesentlich größer als bei schwer abbaubaren Abfällen. Zudem wurden leicht abbaubare Abfälle häufig mit hohem Wassergehalt abgelagert. Eine Austrocknung ist unwahrscheinlicher als beispielsweise bei Holz in Sperrmüllablagerungen.
- Halbwertszeit: Erfahrungswerte zeigen, dass in Phasen mit noch hohem Abbaupotenzial bei deutschen Deponien von Halbwertszeiten zwischen 4 (zu Beginn dieser Phase) und 7,5 Jahren auszugehen ist.

3 BEWERTUNG DER ANSÄTZE AUS DEM SACHVERSTÄNDIGEN-GUTACHTEN

Im UFOPLAN-Vorhaben wurde festgestellt, dass die Ansätze im Sachverständigen-gutachten nicht weitgehend genug waren. Bei gut abgedichteten und entgasten Standorten werden immer noch keine nahezu 100 % Erfassungsgrade ermittelt. Dies soll im Folgenden an anonymisiert dargestellten Beispielen gezeigt werden. Hierzu sind jeweils Jahreswerte der im gefassten Deponiegas vorhandene Kohlenstoffmenge dem jährlichen Kohlenstoffabbau gemäß der im Sachverständigengutachten verwendete Gasprognose gegenübergestellt, woraus die Fassungsgrade berechnet werden können (siehe Abb. 1).

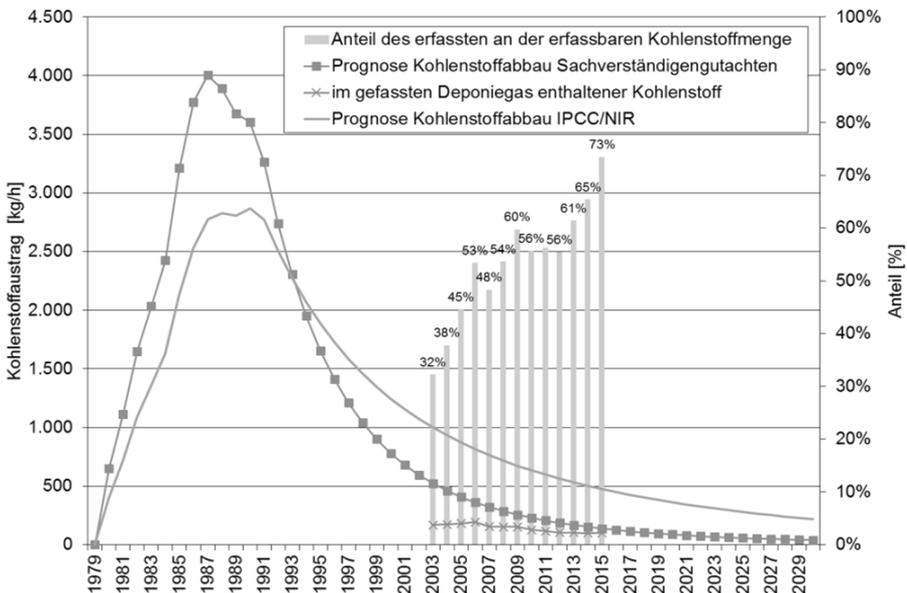


Abb. 1: Mit dem Deponiegas ausgetragener Kohlenstoff.

In der Tab. 1 ist angegeben, welcher Anteil des Gases bei der Prognose mit dem FOD-Modell im Jahr 2016 aus Holz bzw. aus Papier und Pappe stammt. Angegeben ist dies jeweils für die im NIR und für die im Sachverständigengutachten verwendeten Eingabewerte.

Tab. 1: Bei der Prognose mit dem FOD-Modell für das Jahr 2016 ermittelte Anteile des Gases aus Holz bzw. Papier und Pappe.

Parameter	Papier und Pappe	Holz	Gesamt
nach IPCC/ NIR	88	53	213
Methanentste- hung pro Jahr [Mg]	38 (43 % ggü. IPCC)	8 (15 % ggü. IPCC)	77 (36 % ggü. IPCC)
nach IPCC/ NIR	41 %	25 %	100 %
Anteil an der gesamten Me- thanentste- hung	49 %	10 %	100 %

4 ZWISCHENERGEBNISSE ZU GASPOTENZIALBESTIMMUNGEN UND ABFALL-FESTSTOFFANALYSEN

Es wurden Langzeitgärversuche GB200 mit jeweils 500 Gramm synthetisch hergestellten Abfallproben für 7 Proben mit je 3 Parallelansätzen durchgeführt.

Zu Beginn der Versuche wurden Parallelproben durch Absiebung(en), Sortieranalysen, Wassergehaltbestimmungen sowie stoffgruppenspezifische Aufschlüsse untersucht. Für den direkten Vergleich ist die Durchführung des gleichen Untersuchungsumfangs nach Abschluss der Langzeitgärversuche beim Gärrest Ende Februar 2017 vorgesehen. Bei der Sortieranalyse erfolgte und erfolgt eine Fraktionierung anhand der Unterteilung der Abfälle nach den IPCC Guidelines unter näherer Betrachtung des Inertanteils.

Die Festlegung der Zusammensetzung der Abfallproben erfolgte mit dem Ziel, folgende Parameter zu ermitteln:

- Anteil des potenziell abbaubaren organischen Kohlenstoffs, welcher unter anaeroben Bedingungen abbaubar ist und
- Halbwertszeit des anaeroben Abbaus der einzelnen Abfallfraktionen im Verhältnis zu den anderen Abfallfraktionen.

Die Probe 1 entspricht einer mittleren Abfallzusammensetzung der Deponien AR bis PR. Folgende weiteren Vorgaben wurden für die Probenherstellung gemacht:

- Holz = 40 % Schrankholz, 40 % Bauholz und 20 % Palettenholz und
- Schlamm = ausgefauter Klärschlamm mit TM = 35 %.

In Abb. 2 ist der bei den Langzeitgärversuchen ermittelte Zeitverlauf der Gasbildung bezogen auf die oTM bis zum 19.10.2016 grafisch dargestellt. Für die Summe der Gasbildung zeigt sich u. a. Folgendes:

- Wie erwartet: Stärkste Gasbildung bei Probe 7, welche nur Organik enthält.
- Vergleichbare Gasbildung und phasenweise höhere Abbaugeschwindigkeit bei Probe 4, welche neben 2/3 Organik 1/3 PPK (Papier und Pappe) enthält. Hintergrund dürfte die Versuchsdurchführung mit einer Abfallmischung und Impfschlamm sein.

- Aus den Ergebnissen für die Probe 5, welche neben 2/3 Organik 1/3 Holz enthält, wurde berechnet, dass maximal 5 % der Gasbildung aus Holz stammen kann.

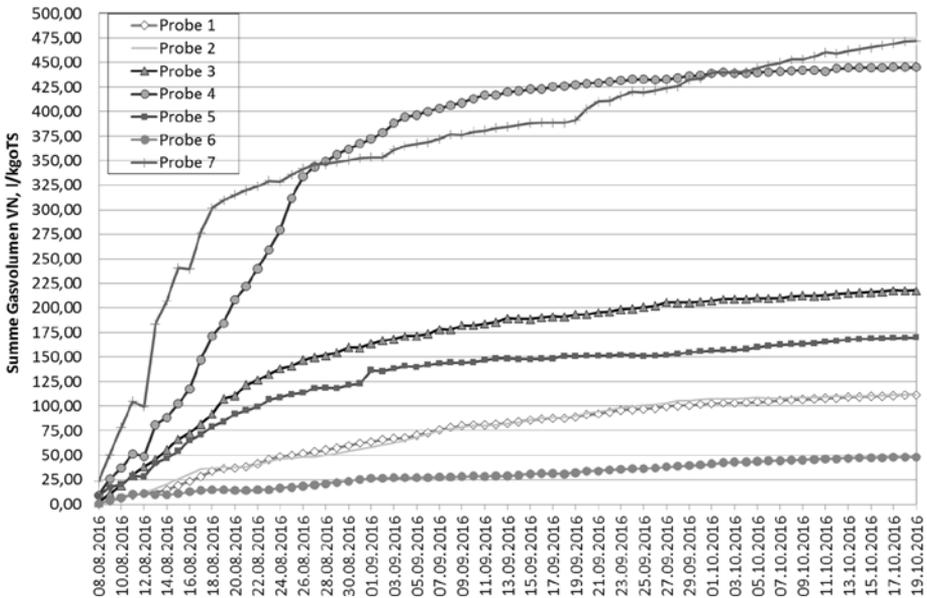


Abb. 2: Zeitverlauf der Gasbildung bei den Langzeitgärversuchen bezogen auf die oTM.

LITERATUR

- DESTATIS (2014, 2016) Umwelt. Abfallentsorgung 2012 und 14. Fachserie 19 Reihe 1. Statistisches Bundesamt. 29. Juli 2014.
- Ingenieurgruppe RUK GmbH (2014) *Überprüfung der Emissionsfaktoren für die Berechnung der Methanemissionen aus Deponien - Sachverständigengutachten im Auftrag des Umweltbundesamtes*. Projektnummer 29180, vom Januar 2014, Berlin.
- IPCC (2006a) *2006 IPCC Guidelines for National Greenhouse Gas Inventories, chapter 3 des volume 5*. Verfügbar unter: http://www.ipcc-nggip.iges.or.jp/public/2006gl/pdf/5_Volume5/V5_3_Ch3_SWDS.pdf.
- IPCC (2006b) *2006 IPCC Guidelines for National Greenhouse Gas Inventories, spreadsheet*. Verfügbar unter <http://www.ipcc-nggip.iges.or.jp/public/2006gl/vol5.html> unter Chapter 3
- Kuratorium für Technik und Bauwesen in der Landwirtschaft (KTBL) (2013) *Faustzahlen Biogas*, 3. Ausgabe.
- Umweltbundesamt (2016) . Nationaler Inventarbericht zum Deutschen Treibhausgasinventar 1990 – 2014, Berlin, verfügbar unter: https://www.umweltbundesamt.de/sites/default/files/medien/378/publikationen/climate_change_23_2016_nir_2016_berichterstattung_unter_der_klimarahmenkonvention.pdf; aufgerufen am 01.11.2016.

Planfeststellung von Sonderabfall- und DK II-Deponien unter Berücksichtigung der TA Luft und der FFH-Richtlinie

C. Weiler

Sweco GmbH, Gutachten & Genehmigungsmanagement, Köln, Deutschland

U. Bartl

Sweco GmbH, Abfall und Geotechnik, Köln, Deutschland

B. Dieker

Sweco GmbH, Energie, München, Deutschland

KURZFASSUNG: Die Sweco GmbH hat als Behördengutachter die Planfeststellung einer Sonderabfalldeponie in Rheinland-Pfalz begleitet. Insbesondere die Immissionsprognose nach TA Luft (TA Luft 2002) sowie die FFH-Verträglichkeitsuntersuchung (FFH-Richtlinie 1992) wurden im Rahmen des Verfahrens nachgebessert und ein Fachgutachten zur Grundwassergefährdung erstellt. Weiterhin haben wir im Zeitraum 2012 - 2016 die Planfeststellungsunterlagen für die Erweiterung einer DK II-Deponie in NRW technisch planerisch mit allen Fachgutachten erstellt und bis zum Erhalt des Planfeststellungsbeschlusses begleitet. Die Deponie befindet sich in unmittelbarer Nachbarschaft zu einem FFH-Gebiet. Der Umgang mit derartigen Konfliktlagen und die Berechnung und Bewertung hierzu werden erläutert und vorgetragen. Die Verfahren wurden 2017 und 2018 abgeschlossen. Die Sweco GmbH erläutert im folgenden Artikel sowie im Vortrag die aufgetretenen Probleme und deren Behandlung im Rahmen der Planfeststellung.

1 EINLEITUNG

Die Sweco GmbH ist mit mehr als 1.100 Architekten und Ingenieuren an über 30 Standorten in Deutschland auch im Bereich der Abfallwirtschaft und Geotechnik im Geschäftsfeld Wasser und Energie tätig. Hierin ist auch die Deponietechnik angesiedelt. Neben der Deponieplanung gehören auch die Erstellung von Fachgutachten und das Genehmigungsmanagement sowie die Öffentlichkeitsarbeit zum Aufgabenspektrum.

2 BEHÖRDENGUTACHTER SAD FLOTZGRÜN

Im Jahr 2014 hat die Sweco den Auftrag erhalten, für die Erweiterung der Sonderabfalldeponie (SAD) Flotzgrün als Behördengutachter tätig zu werden.

2.1 Kurzdarstellung des Vorhabens und der Leistungen der Sweco

Die Sonderabfalldeponie und der Abschnitt 8 sind in der folgenden Abbildung wiedergegeben:

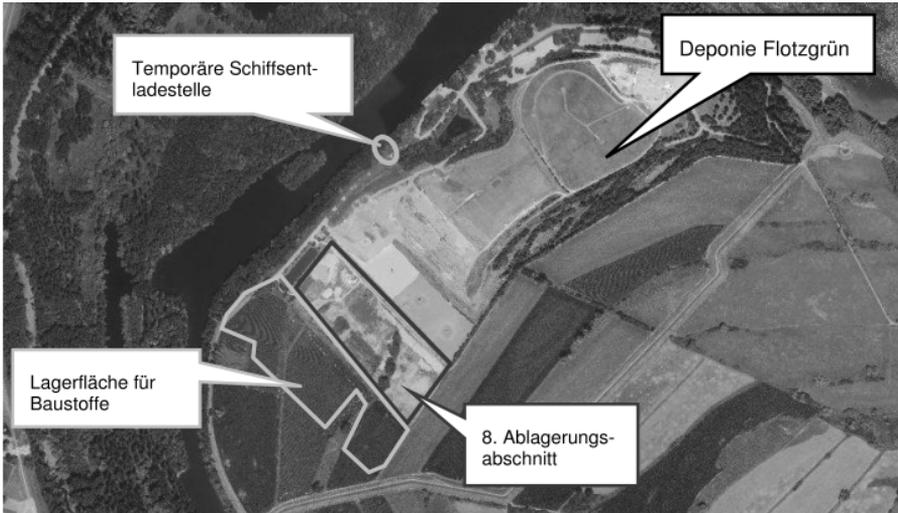


Abb. 1: Lage der Deponie Flotzgrün Abschnitt 8.

Die Sweco hat als Behördengutachter folgende Leistungen erbracht:

- Prüfung der Immissionsprognosen Luftschadstoffe und Lärm,
- Ergänzung der Immissionsprognose Luftschadstoffe (Schwermetalle),
- Prüfung aller Antragsunterlagen FFH- und Umweltverträglichkeit,
- Veranlassung und Begleitung eines Gutachtens zu den Auswirkungen des Altdeponiekörpers,
- Auswertung der Einwendungen und Stellungnahmen,
- Teilnahme am Erörterungstermin als Gutachter der Behörde,
- Erstellung eines Kurzprotokolls für die Behörde,
- Darstellung der Umweltauswirkungen für die Behörde,
- Bewertung der Umweltauswirkungen sowie der Maßnahmen zu deren Vermeidung, Verminderung und Ausgleich für die Behörde,
- Beurteilung der FFH-Verträglichkeit (§ 34 Abs. 1 Satz 1 BNatSchG),
- Darstellung und Bewertung der naturschutzrechtlichen Eingriffsregelung,
- Artenschutzrechtliche Bewertung,
- zusammenfassende Gesamtbewertung,
- Erarbeitung und Abstimmung von Vorschlägen zu Nebenbestimmungen und
- Prüfung des Planfeststellungsbeschlusses auf Basis eines Entwurfs.

2.2 Immissionsprognose und Ergänzungen

Die Zusatzbelastungen für PM₁₀ und Staubbiederschlag an den zu betrachtenden Immissionsorten des Vorhabens konnten als irrelevant bewertet werden.

Zur Immissionsprognose für Luftschadstoffe wurden von uns allerdings Abschätzungen zu PM_{2,5} sowie zu den Schwermetallen im Staub eingefordert. Diese Forderungen wurden auch von den Umweltverbänden vorgebracht. Bei den Schwermetallkonzentrationen konnte auf Daten aus der Datenbank Abanda zurückgegriffen werden.

Tab. 1: Zusatzbelastungen an Schwermetallen im Schwebstaub aus dem Vorhaben.

Stoff	Konzentration an den Immissionsorten		Irrelevanzwert
	ANP_1	ANP_3	
	ng/m ³	ng/m ³	ng/m ³
Arsen	0,0036	0,0024	0,18
Blei	0,0160	0,0107	15
Chrom ges.	0,0073	0,0048	0,51
Kupfer	0,0104	0,0069	3
Zink	0,0339	0,0226	30

Tab. 2: Zusatzbelastungen an Schwermetallen in der Staubdeposition.

Stoff	Deposition an den Immissionsorten			Irrelevanzwert
	ANP_1	ANP_3	LA	
	µg/(m ² *d)	µg/(m ² *d)	µg/(m ² *d)	µg/(m ² *d)
Arsen	0,010034	0,01505	0,853	0,2
Blei	0,044392	0,06659	3,773	5
Chrom ges.	0,020164	0,03025	1,714	4,1
Kupfer	0,028776	0,04316	2,446	4,95
Zink	0,094290	0,14143	8,015	16,5

Alle Zusatzbelastungen an den Immissionsorten liegen unterhalb der Irrelevanzschwellen. Nur auf einer benachbarten Ackerfläche zur Deponie wurde für Arsen eine Zusatzbelastung oberhalb der Irrelevanzschwellen im Staubniederschlag mit 0,84 µg/(m²*d) ermittelt. Mit einer Vorbelastung von 0,26 µg/(m²*d) ergab sich eine Gesamtbelastung von 1,1 µg/(m²*d), die deutlich unter dem Beurteilungswert der TA Luft von 4 µg/(m²*d) lag. Auf der Deponie selbst werden sämtliche Anforderungen des Arbeitsschutzes für die Mitarbeiter eingehalten.

2.3 FFH-Verträglichkeit und Ergänzungen

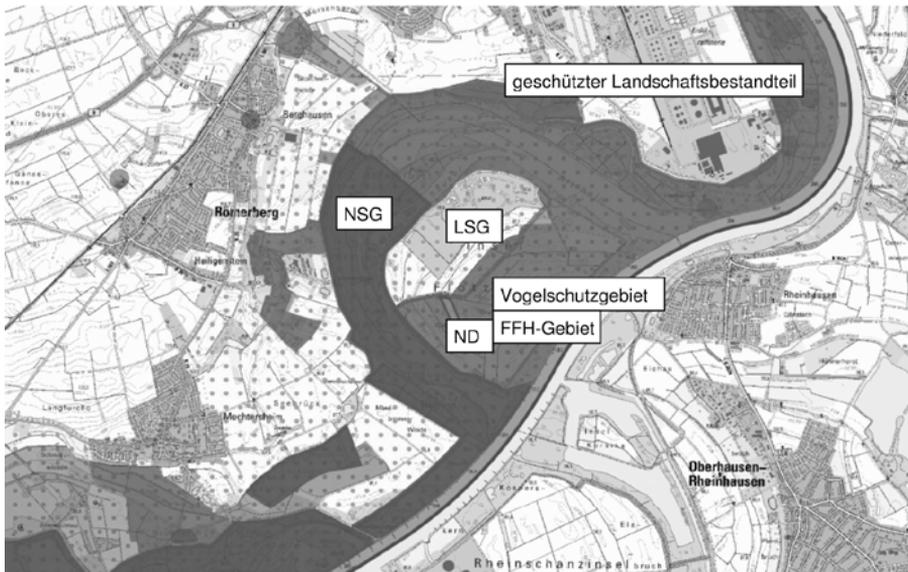


Abb. 2: Lage der Deponie Flotzgrün und umgebende FFH- und Vogelschutzgebiete.

Die Deponie ist im Norden und Osten direkt von einem FFH- und Vogelschutzgebiet umgeben. Eine FFH-Verträglichkeitsuntersuchung wurde daher erstellt. Diese wurde im Hinblick auf Eutrophierung und Versauerung aus dem Fahrzeugverkehr ergänzt. Für das FFH-Gebiet DE 6716-301 „Rheinniederung Germersheim-Speyer“ ergaben sich folgende Ergebnisse: Der Zusatzeintrag für das Vorhaben für Stickstoff in den stickstoffempfindlichen Lebensraumtypen liegt unter $1 \text{ kg N}/(\text{ha} \cdot \text{a})$ bei einer Vorbelastung von $8 - 11 \text{ kg N}/(\text{ha} \cdot \text{a})$. Die zulässigen critical loads von $10 - 25 \text{ kg N}/(\text{ha} \cdot \text{a})$ werden daher auch künftig unterschritten. Die zusätzlichen Säureeinträge liegen zwischen ca. $9 \text{ eq}/(\text{ha} \cdot \text{a})$ und $10 \text{ eq}/(\text{ha} \cdot \text{a})$. Das Abschneidekriterium von $30 \text{ eq}/(\text{ha} \cdot \text{a})$ gemäß LANUV NRW wird daher deutlich unterschritten und weitere Betrachtungen konnten entfallen.

2.4 Gutachten zur Grundwassergefährdung

Wegen der geschickten Einwendung von Umweltschutzverbänden war es erforderlich, die Auswirkungen des Altdeponieteils auf die Trinkwassergewinnung in Speyer-Süd näher zu ermitteln und die zu erwartenden Änderungen durch den Deponieabschnitt 8 in diesem Zusammenhang zu erläutern. Hierzu wurde ein eigenes Gutachten von Prof. Rettenberger und der AHU Aachen erstellt.

2.5 Begleitung bis Erhalt Planfeststellungsbeschluss

Die Behörde wurde im Hinblick auf das Verfassen von Nebenbestimmungen und im Rahmen der Erstellung des Planfeststellungsbeschlusses von Sweco unterstützt. Der Planfeststellungsbeschluss ist am 25.01.17 ergangen.

3 PLANER UND FACHGUTACHTER SOWIE GENEHMIGUNGSMANAGEMENT SÜDERWEITERUNG DEPONIE HUBBELRATH

Sweco wurde im Jahr 2012 mit der Planung und der Erstellung von Fachgutachten für die Süderweiterung der Deponie Hubbelrath (DK II-Deponie) beauftragt.

3.1 Kurzdarstellung des Vorhabens und Leistungen der Sweco

Die Lage und der Umfang der Süderweiterung sind in der folgenden Abbildung ersichtlich:



Abb. 3: Lage der Deponie Hubbelrath und der Süderweiterung sowie Immissionsorte mit Wohnnutzung.

Die Süderweiterung umfasst 10,5 ha neu beanspruchte Fläche. Das neue Verfüllvolumen beträgt 2,6 Mio. m³. Zusätzlich ist im Südwesten ein temporäres Bodenlager. Die Maßnahme wird in 4 Ausführungsphasen umgesetzt.

Die Sweco hat im Rahmen des Projekts folgende Leistungen erbracht:

- gesamte technische Planung,
- Erstellung abfallwirtschaftlicher Bedarfsnachweise,
- Erstellung der Immissionsprognose nach TA Luft (Staub),
- Erstellung der Prognose zu Eutrophierung und Versauerung,
- Immissionsprognose nach TA Lärm für Bau und Betrieb,
- FFH-Vorprüfung für die FFH-Gebiete,
- Umweltverträglichkeitsuntersuchung (inzwischen UVP-Bericht),
- Koordination der anderen Fachgutachten,
- Durchführung einer frühzeitigen Öffentlichkeitsbeteiligung vor Antragsabgabe,
- Erstellung des Planfeststellungsantrags,
- Auswertung der Einwendungen und Stellungnahmen, Erörterungstermin,
- verfassen von Stellungnahmen (Kompensation abiotische Bodeneigenschaften) und
- Prüfung des Planfeststellungsbeschlusses im Entwurf.

3.2 Immissionsprognose nach TA Luft 2002 insbesondere für PM₁₀ und PM_{2,5}

Die Immissionsprognose nach TA Luft 2002 wurde von Sweco für die unterschiedlichen Ausführungsphasen der Deponie erstellt. Es wurden gemäß den Ausführungsphasen Bau und Betrieb der Deponie jeweils in Summe betrachtet. Besonderheit war die Irrelevanzschwelle von 0,4 µg/m³ für PM₁₀ und NO₂ auf Grund des Luftreinhalteplans der Stadt Düsseldorf. Alle Verkehrsbewegungen des Vorhabens wurden mitberücksichtigt. Die Immissionsorte liegen z. T. näher als 400 Meter am Vorhaben. Staubminderungsmaßnahmen wie z. B. nasses Kehren und die Staubauwirbelung durch Fahrzeuge wurden berücksichtigt.

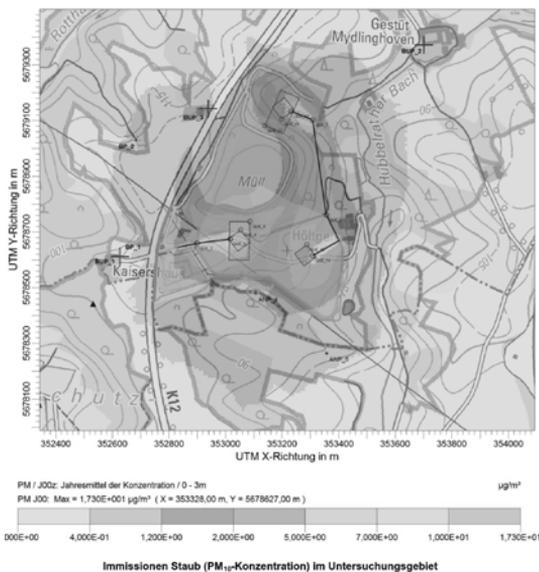


Abb. 4: Ergebnisse für PM₁₀.

Alle Ergebnisse lagen unter den Irrelevanzschwellen nach TA Luft 2002. Unter Berücksichtigung des Luftreinhalteplans lag die Zusatzbelastung lediglich für PM₁₀ nur am BUP Erkrather Landstraße mit 0,48 bis 0,63 µg/m³ über der 0,4 µg/m³ Irrelevanzschwelle. Mit der Vorbelastung von 19 µg/m³ konnte jedoch klar gezeigt werden, dass der Immissionswert von 40 µg/m³ weit unterschritten wird.

Für die Vegetation wurde auch NO_x als NO₂ bewertet. Die Zusatzbelastung lag unter 1,7 µg/m³ und ist daher irrelevant (unter 3 µg/m³). Die Zusatzbelastung für SO₂ war ebenfalls mit 0,002 µg/m³ irrelevant.

3.3 Berechnung von Eutrophierung und Versauerung sowie FFH-Verträglichkeit

Die FFH-Gebiete liegen z. T. weniger als 300 Meter vom Rand des Vorhabens entfernt. Eine FFH-Vorprüfung war daher nach den Vorgaben in NRW zwingend notwendig. Die Lage der FFH-Gebiete, die stickstoffempfindlichen Lebensraumtypen und die zu wählenden Beobachtungspunkte sind in der folgenden Abbildung ersichtlich:



Abbildung 15: Lage der Beobachtungspunkte im FFH-Gebiet „Rotthäuser und Morper Bachtal“

Legende



Standort



Untersuchungsgebiet 3 km Radius

Lebensraumtypen



6430 Feuchte Hochstaudenfluren



9110 Hainsimsen-Buchenwald



9130 Waldmeister-Buchenwald



9160 Stieleichen-Hainbuchenwald



91E0 Erlen-Eschen- und Weichholz-Auenwälder

Abb. 5: FFH-Gebiete - stickstoffempfindliche Lebensraumtypen und Beobachtungspunkte.

Die Berechnung wurde mit AUSTAL2000N mit nasser Deposition durchgeführt. Bestimmend für den Stickstoffeintrag sind hierbei NO und für den Säureeintrag NO und NO₂. Es ergaben sich folgende Ergebnisse.

Tab. 4: Eutrophierung Deponie Hubbelrath.

BP	Lebensraumtyp Erhaltungszustand	Beurteilungswert Standort- konkreter CL (empirischer CL)	Vor- belastung	Zusatz- belastung	Anteil Zusatz- belastung an CL	Erheblichkeit
		[kg N/(ha*a)]	[kg N/(ha*a)]	[kg N/(ha*a)]	%	
1	9110 A	15,15 ^(*)	29,0	0,0184	0,1212	Unerheblichkeit eingehalten - Sonderfall - Irrelevanzschwelle von 3% unterschritten
2	9110 A	15,15 ^(*)	29,0	0,0095	0,063	Unerheblichkeit eingehalten - Sonderfall - Irrelevanzschwelle von 3% unterschritten
3	91E0* A	25,6 ^(*)	29,0	0,0045	0,018	Unerheblichkeit eingehalten - Sonderfall - Irrelevanzschwelle von 3% unterschritten
4	6430	17,28	25,0	0,0099	0,057	Unerheblichkeit eingehalten - Sonderfall - Irrelevanzschwelle von 3% unterschritten

Tab. 5: Versauerung Deponie Hubbelrath.

BP	Lebensraumtyp Erhaltungszustand	Beurteilungswert Standort- konkreter CL	Vor- belastung	Zusatz- belastung	Anteil Zusatz- belastung an CL	Erheblichkeit
		[eqN+S/ (ha*a)]	[eqN+S/ (ha*a)]	[eqN+S/ (ha*a)]	%	
1	9110 A	1638 ^(*)	3495	1,32	0,081	Unerheblichkeit eingehalten - Sonderfall - Irrelevanzschwelle von 3% unterschritten
2	9110 A	1638 ^(*)	3495	0,69	0,042	Unerheblichkeit eingehalten - Sonderfall - Irrelevanzschwelle von 3% unterschritten
3	91E0* A	2721 ^(*)	3558	0,33	0,012	Unerheblichkeit eingehalten - Sonderfall - Irrelevanzschwelle von 3% unterschritten
4	6430	1581	2933	0,71	0,045	Unerheblichkeit eingehalten - Sonderfall - Irrelevanzschwelle von 3% unterschritten

Die critical loads wurden von Öko-Data berechnet. Alle Zusatzeinträge aus dem Vorhaben sind irrelevant (Abschneidekriterien 50 g N/(ha*a) sowie < 5 eq N+S/(ha*a). Eine weitere Betrachtung war daher nicht erforderlich. Weiterhin wurden critical level und entstehender Lärm im Hinblick auf lärmempfindliche Vogelarten untersucht.

3.4 Öffentlichkeitsarbeit und Kompensation der abiotischen Bodeneigenschaften

Sweco hat vor Antragseinreichung eine frühzeitige Öffentlichkeitsarbeit im Internet und ein öffentliches Hearing durchgeführt. Die Resonanz war positiv und eine größere Anzahl der Anwesenden hat keine Einwände gehabt.

Die Nachbarkommune hatte jedoch zum Bedarfsnachweis und zur erhöhten Auflast auf den Altdeponiekörper eingewendet. Dies wurde ausführlich erörtert. Der geologische Dienst NRW und die Stadt Düsseldorf hatten eine zusätzliche Bewertung der abiotischen Bodeneigenschaften (besondere Bodenfruchtbarkeit) und deren Kompensation eingefordert. Diese Bewertung wurde von uns zum eintägigen Erörterungstermin nachgereicht.

3.5 Begleitung bis Erhalt Planfeststellungsbeschluss

Der Planfeststellungsbeschluss ist am 18.04.18 (164 Seiten) erlassen worden. Die Nachbarkommune hat eine Klage angekündigt und hierzu im Mai 2018 einen Beschluss gefasst.

4 SCHLUSSFOLGERUNG BZW. ZUSAMMENFASSUNG

Auch Deponien werden in Deutschland künftig als Emissionsquellen für Staub und Feinstaub konsequent betrachtet werden. Die Immissionsermittlung nach TA Luft ist erforderlich und möglich. Entsprechende Programme zur Berechnung liegen vor. Für Deponien für gefährliche Abfälle sind auch die Staubinhaltsstoffe näher zu betrachten. Wenn Flora-Fauna-Habitate oder Vogelschutzgebiete weniger als 1 km (300 Meter in NRW) entfernt liegen, sind Gutachten zur FFH-Verträglichkeit immer zu erstellen. Dies erfordert auch die Betrachtung von Eutrophierung und Versauerung aus dem Fahrzeugverkehr. Auch hierzu steht Berechnungssoftware zur Verfügung. Die Bewertung ist allerdings im Hinblick auf die Abschneidekriterien zur Kumulation mit anderen Vorhaben im Raum vor Gericht noch strittig.

Generell sind diese Untersuchungen in Planfeststellungsverfahren mit durchführbar und entscheidungserheblich, erfordern jedoch zusätzlichen Aufwand auch bereits in der Planungsphase.

Sowohl im Planfeststellungsverfahren für die Deponie Flotzgrün als Behördengutachter als auch im Planfeststellungsverfahren für die Süderweiterung der Deponieklasse II-Deponie Hubbelrath wurden von uns die Probleme im Umgang mit der TA Luft und der FFH-Richtlinie an Deponien bewältigt und gelöst. Dies gelang auch, obwohl in beiden Fällen FFH-Gebiete an die Deponie nahezu unmittelbar angrenzen. Die Planfeststellungsbescheide liegen in beiden Verfahren vor. Im Falle Hubbelrath hat allerdings die Nachbarkommune ein Klageverfahren angekündigt und hierzu einen Beschluss gefasst.

Die Sweco kann Sie gezielt und umfassend planerisch und gutachterlich sowie in der Öffentlichkeitsarbeit bei der Umsetzung Ihrer Deponievorhaben unterstützen. Die Autoren stehen für eine Kontaktaufnahme gerne jederzeit zur Verfügung.

LITERATUR

- FFH-Richtlinie (1992) Richtlinie 92/43 des Rates vom 21. Mai 1992 zur Erhaltung der natürlichen Lebensräume sowie der wildlebenden Tiere und Pflanzen (Fauna, Flora, Habitat-Richtlinie), Abl. Nr. L 206 vom 22.07.92 S. 7, geändert über EG-Richtlinie 97/62 EG Abl. Nr. L 305 vom 08.11.97 S. 42
- TA Luft (2002) Erste Allgemeine Verwaltungsvorschrift zum Bundesimmissionsschutzgesetz. (Technische Anleitung zur Reinhaltung der Luft – TA Luft). vom 24. Juli 2002

Geophysikalische Bildgebung zur Charakterisierung von Deponien und der internen Abfallzusammensetzung

A. Flores-Orozco, M. Steiner, J. Gallistl, & A. Ivanova

Technische Universität Wien, Geodäsie und Geoinformation – Forschungsbereich Geophysik, Wien, Österreich

KURZFASSUNG: Deponien sind hochkomplexe Systeme, bei denen das Abfallvolumen sowie die Abfallzusammensetzung heterogen verteilt und teilweise innerhalb weniger Meter stark variieren können. Wir präsentieren moderne geophysikalische Bildgebungsmethoden, welche die quasi-kontinuierliche Erhebung der physikalischen Eigenschaften einer Deponie ermöglichen. Insbesondere demonstrieren wir kombinierte Anwendungen von Induzierter Polarisation, Elektromagnetischer Induktion und Transienter Elektromagnetik. Die Kombination dieser geophysikalischen Methoden erlaubt es, Daten in verschiedenen Auflösungs- und Größenskalen zu bestimmen und Synergien hinsichtlich der Interpretation und Modellierung zu nutzen. Unsere Ergebnisse zeigen, dass die kombinierte Analyse und Interpretation der geophysikalischen Bildgebungsmethoden, im Vergleich zu klassischen Direktmethoden, zu einem verbesserten Verständnis von Deponien und deren internen Prozessen führt.

1 EINLEITUNG

Die wirtschaftliche Erschließung von Deponien, beispielsweise zur Energieerzeugung oder zur Gewinnung von Rohstoffen, erlangte insbesondere in den letzten Jahren immer größer werdende Bedeutung. Die Beurteilung der Wirtschaftlichkeit und Planbarkeit solcher Vorhaben setzt Kenntnisse über die interne Zusammensetzung des Deponiekörpers (Volumen und Materialzusammensetzung) in hoher räumlicher Auflösung voraus. Diese Informationen bilden darüber hinaus die Grundlage für Risikoabschätzungen hinsichtlich möglicher Undichtigkeiten und dem Austritt von Umweltschadstoffen. Bisher wird die räumliche Charakterisierung von Deponiekörpern meist mit direkten Messungen in Boden-, Wasser- und Gasproben durchgeführt. Derartige Untersuchungen liefern direkt die benötigten Kenngrößen (z.B. das Volumen und die Schadstoffkonzentrationen), jedoch ist insbesondere die räumliche Auflösung der Ergebnisse stark von der Vorgangsweise bei der Probenahme abhängig. Darüber hinaus sind die Eigenschaften von Deponien auch signifikanten zeitlichen Variationen unterworfen, die im Zusammenhang mit saisonalen Änderungen und meteorologischen Ereignissen stehen (Ngyuen et al. 2018). Der Nachweis und die Quantifizierung dieser zeitlichen Variationen durch herkömmliche Beprobungen von Deponien stellen einen wesentlichen Kostenfaktor dar. Die Untersuchung von Deponien erfordert daher die Entwicklung von Methoden, welche eine kontinuierliche Überwachung unterschiedlicher Eigenschaften einer Deponie mit hoher zeitlicher und räumlicher Auflösung ermöglichen. Die eingesetzten Methoden sollten darüber hinaus empfindlich auf texturale Kenngrößen (z.B. die Größe der Abfallpartikel), die Abfallzusammensetzung und geochemische Parametern (z.B. der pH-Wert) reagieren.

Geophysikalische Methoden erlauben die zerstörungsfreie Abbildung des Untergrundes und dessen Eigenschaften in nahezu beliebiger zeitlicher und räumlicher Auflösung. Die bereits hohe und stetig steigende Anzahl an Publikationen, welche die Anwendbarkeit von geophysikalischen Methoden für die Beschreibung und die

Überwachung von Deponien untersuchen (Nguyen et al. 2018), bestätigt die Relevanz der Geophysik in diesem Bereich. So kann beispielweise mittels der ERT die räumliche Verteilung der spezifischen elektrischen Leitfähigkeit im Untergrund bestimmt werden. Diese wird hauptsächlich von Porosität, Sättigung, Salinität des Porenfluids, sowie dem Metallgehalt im Boden und der Temperatur bestimmt (Flores Orozco et al. 2012) und weist somit eine hohe Sensitivität hinsichtlich Kenngrößen auf, welche für die Untersuchung von Deponien von Relevanz sind. ERT-Messungen erfordern einen galvanischen Kontakt zwischen dem Boden und den Messelektroden, was die Anwendung für große Bereiche und Deponien mit Geomembran limitiert. Komplementäre, punktuell erhobene Informationen hinsichtlich der Deponieeigenschaften (z.B. Bohrungen oder Direktmessungen) ermöglichen eine präzise quantitative Interpretation der ERT-Ergebnisse.

In dieser Fallstudie präsentieren wir die Ergebnisse von drei weiteren geophysikalischen Methoden, mit potentieller Eignung für die Untersuchung von Deponien: (1) elektromagnetische Induktion bei kleiner Induktionszahl (EMI), (2) transiente Elektromagnetik (TEM) und (3) Bildgebung mittels induzierter Polarisation (IP). Die Kombination komplementärer Methoden erlaubt die großflächige Charakterisierung eines Deponiekörpers mit hoher Auflösung und reduziert den Einfluss von Ambiguitäten auf die Interpretation.

2 GEOPHYSIKALISCHE BILDGEBUNG UND INTERPRETATION

2.1 Untersuchungsgebiet

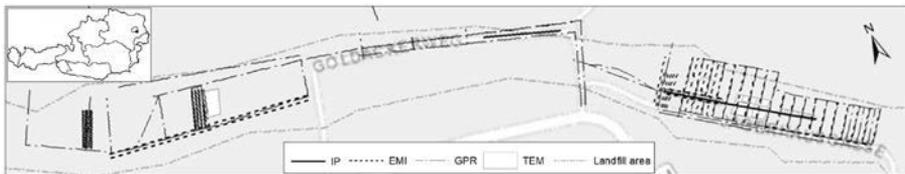


Abb: 1: Lage der Deponie Heferlbach in Niederösterreich, Österreich. Die Linien zeigen die Lage und Orientierung der geophysikalischen Messungen.

Im Zeitraum von 15.05.2017 bis 31.05.2017 wurden in verschiedenen Bereichen der Deponie Heferlbach (Abbildung 1) am Nordrand von Mannswörth in Niederösterreich geophysikalische Messungen zum Zwecke der Charakterisierung des Deponiekörpers durchgeführt. Der Deponiebereich ist ein ehemaliger Altarm der Donau (Heferlbach), der zwischen 1965 und 1972/73 auf einer Länge von ca. 950 Meter (Breite zwischen ca. 50 und 150 Meter) mit Hausmüll, Bauschutt und Aushubmaterial verfüllt wurde (Umweltbundesamt 2005). Das geschätzte Volumen der Abtlagerungen beträgt etwa 240.000 m³, wobei davon ca. 150.000 m³ auf Hausmüll entfallen (Umweltbundesamt, 2005). Die Mächtigkeit der Deponiematerialien wird auf 3 bis 4 Meter geschätzt. Technische Maßnahmen zum Grundwasserschutz sind nicht bekannt.

2.2 Elektrische Widerstandstomographie (ERT)

ERT Messungen basieren auf Vierpunktanordnungen, bei denen je ein Elektrodenpaar für die Stromspeisung und die Spannungsmessung verwendet werden. Die Division der gemessenen Spannung durch den eingespeisten Strom ergibt den sogenannten Transferwiderstand. Bei tomographischen Messungen werden zudem eine Vielzahl von Elektroden und Vierpunktanordnungen zur Messung von hunderten bis tausenden Transferwiderständen verwendet. Messungen bei größeren Elektrodenabständen führen zu einer höheren Eindringtiefe, während mit kleineren Elektro-

denabständen eine höhere Auflösung erreicht wird. Die Inversion dieser Transferwiderstände liefert Modelle des spezifischen elektrischen Widerstandes (ρ) bzw. der spezifischen elektrischen Leitfähigkeit ($\sigma = 1/\rho$).

Im Rahmen der Heferlbach-Kampagne wurden mehrere Profile (Abbildung 1) mit unterschiedlichen Elektrodenabständen gemessen. Abbildung 2 zeigt das Inversionsergebnis in Form des spezifischen elektrischen Widerstandes für ein repräsentatives Profil. Die Messung wurde mit 144 Elektroden (Elektrodenabstand 1 Meter) unter Verwendung einer Dipol-Dipol-Messkonfiguration durchgeführt. Die Dipollängen des Strom- und Spannungsdipols wurden hier schrittweise von 1 auf 12 Meter gesteigert, um das Signal-Rausch-Verhältnis für Messungen mit größerer Eindringtiefe zu erhöhen. Als Messsystem wurde ein Syscal Pro (von IRIS Instruments) mit 10 Kanälen verwendet, dass die gleichzeitige Messung von 10 Spannungen zu einer Stromein-speisung ermöglicht. Für das Widerstandsmodell in Abbildung 2 wurden 4332 Transferwiderstände invertiert.

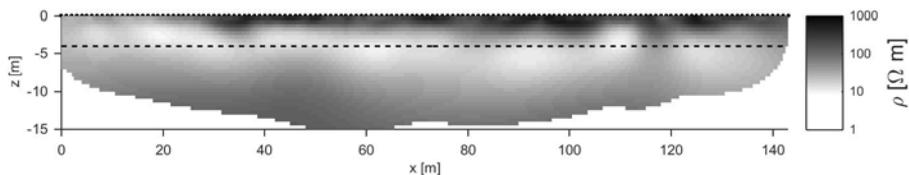


Abb. 2: Modell des spezifischen elektrischen Widerstands aus ERT Messungen entlang eines repräsentativen Profils. Die strichlierte Linie zeigt die vermutete Deponieunterkante.

Das Widerstandsmodell zeigt drei Haupteinheiten: (1) eine seichte Einheit (zwischen ~ 1 und 1.5 Meter) mit hohen elektrischen Widerständen ($\rho > 500 \Omega\text{m}$), (2) eine Zwischenschicht mit einer Mächtigkeit von ~ 4 - 5 Meter und den niedrigsten beobachteten Widerständen ($\rho < 10 \Omega\text{m}$) und (3) eine tiefe Einheit gekennzeichnet durch mittlere Widerstandswerte ($\rho \sim 80 \Omega\text{m}$). Der Übergang von hohen auf niedrige elektrische Widerstände (Übergang von der Deckschicht zur Zwischenschicht) zeigt die Oberkante des Deponiematerials an. Die Abnahme des elektrischen Widerstands kann hier durch das Vorhandensein von organischem Abfall (Flores Orozco et al. 2012) und/oder metallischen Materialien erklärt werden. Der Bioabbau von organischem Abfall wird mit einer erhöhten Produktion von Kohlensäure assoziiert, welche durch ihre hohe Salinität zu einer Verringerung des elektrischen Widerstandes führt. Demgegenüber sind metallische Materialien durch eine hohe elektrische Leitfähigkeit aufgrund von Elektronenleitung gekennzeichnet, welche im Widerstandsmodell durch niedrige elektrische Widerstände zu erkennen sind. Laterale Änderungen im Widerstandsmodell weisen auf Variationen in der Zusammensetzung des Deponiematerials hin. Der Kontakt zur tiefen Einheit wurde in größerer Tiefe detektiert als erwartet (vermutete Deponieunterkante in 4 Meter Tiefe). Diese Beobachtung könnte auf ein Entweichen von hochsalinen Sickerwässern in das Material unter der Deponie hinweisen.

2.3 Kartierung mit elektromagnetischer Induktion bei kleiner Induktionszahl (EMI)

Messungen basierend auf elektromagnetischen Feldern benötigen keinen Kontakt zwischen dem Boden und dem Messgerät. Daher ist das EMI-Verfahren im Vergleich zu ERT-Messungen gut geeignet große Flächen mit geringem zeitlichen Aufwand abzudecken. Das Verfahren basiert auf Messungen mit zwei Spulen, von denen eine als Sender und die andere als Empfänger fungiert. Der Sender erzeugt durch Wechselstrom im Frequenzbereich zwischen 10 und 100 kHz ein elektromagnetisches Feld (Primärfeld). Durch das zeitlich variable primäre Magnetfeld wer-

den Wirbelströme im Untergrund erzeugt, welche wiederum ein sekundäres Magnetfeld induzieren. Der Empfänger zeichnet sowohl das Signal des primären als auch des sekundären Magnetfeldes auf, wodurch die scheinbare elektrische Leitfähigkeit (σ_a) fast in Echtzeit berechnet werden kann (Everett 2012).

Die Untersuchungstiefe wird durch den Abstand zwischen Sender- und Empfängerspule sowie durch die für die Erzeugung des Primärfeldes verwendete Kreisfrequenz (ω) bestimmt.

Im Rahmen der Heferlbach-Kampagne wurden EMI-Messungen mit einem GF Instruments CMD-MiniExplorer durchgeführt. Dieses System arbeitet mit einer Frequenz von 30 kHz und verwendet drei Empfängerspulen in unterschiedlichen Abständen zur Senderspule. In Abhängigkeit von der Orientierung der Spulen kann σ_a simultan in 0,5, 0,9 und 1,8 Meter (vertikaler Dipol) bzw. in 0,3, 0,6 und 1,2 Meter (horizontaler Dipol) bestimmt werden. Eine Inversion der Daten wäre nötig, um den vertikalen Kontakt zwischen den elektrischen Einheiten korrekt zu lösen. In dieser Studie werden die EMI-Daten nicht invertiert verwendet, um laterale Variationen der elektrischen Eigenschaften zu bestimmen. Die EMI-Messungen wurden mit dem Ziel durchgeführt, Variationen der elektrischen Eigenschaften in den oberflächennahen Bodenschichten zu kartieren, welche auf Versickerungszonen von Oberflächenwasser in den Deponiekörper hinweisen. Des Weiteren können aus den EMI-Karten Lage und Form von Rohr- und Leitungssystemen rekonstruiert werden. Diese Informationen sind essentiell für die Planung der ERT-Messungen.

Exemplarische EMI Daten, welche in der Nähe des ERT Profils aufgenommen wurden, sind in Abbildung 3 für die σ_a in 2 Meter Untersuchungstiefe dargestellt. Abbildung 3 zeigt eine starke Variation in der Verteilung von σ_a , insbesondere von West nach Ost gesehen. Des Weiteren sind zeigen Bereiche mit sehr hohen σ_a ($\sigma_a > 50$ mS/m) die Lage von Belüftungsrohren oder ähnlicher Infrastruktur an.

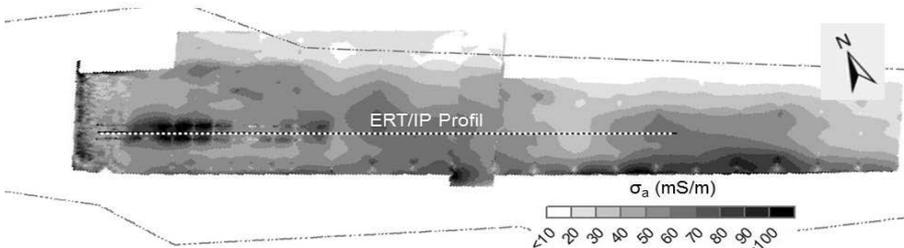


Abb. 3: EMI Bild der σ_a in 2 Meter Tiefe für Daten, die um den Bereich des ERT / IP Profils aufgenommen wurden.

2.4 Transiente Electromagnetik (TEM)

TEM-Sondierungen liefern Informationen über die vertikalen Variationen der elektrischen Eigenschaften an einem bestimmten Punkt. Bei dieser Messmethode wird ein Kabel in Form eines Rechteckes oder eines Kreises auf der Oberfläche so platziert, dass eine Spule gebildet wird. Das Kabel kann dabei sowohl als Senderspule als auch als Empfängerspule verwendet werden. Für die Messung wird für kurze Zeitspannen (10 – 100 ms) Gleichstrom an die Spule angelegt wodurch ein primäres Feld erzeugt wird. Ähnlich zur bereits beschriebenen EMI-Methode führt dieses Primärfeld zur Induktion eines sekundären Magnetfeldes. Die Spule an der Oberfläche zeichnet die Amplitude dieses sekundären Feldes und deren zeitliche Variationen auf. Da der elektrische Widerstand des Untergrundes die Diffusion dieses sekundären Magnetfeldes beeinflusst, kann die Abnahme des sekundären Magnetfeldes nach der Stromabschaltung verwendet werden, um vertikale Variationen des spezifischen elektrischen Widerstands zu modellieren. Im Allgemeinen gilt, je länger die Erfassungszeit der Abklingkurve ist, desto größer ist die (theoretisch) erreichbare

Sondierungstiefe. In späteren Zeiten kann das Signal-Rausch-Verhältnis jedoch sehr schlecht sein, was den Einsatz einer stärkeren Stromquelle und/oder einer größeren Spule erfordert. Für weitere Details siehe Christiansen et al. (2009).

Im Rahmen der Heferlbach-Kampagne wurden Messungen mit einer Stromstärke von 1 A durchgeführt, wobei eine quadratische Schleife mit einer Seitenlänge von 5 Meter verwendet wurde. Für die Spule wurden fünf Windungen verwendet, um das Signal-Rausch-Verhältnis zu verbessern. Messungen der Abklingkurve wurden im Bereich zwischen 4 und 1000 μs durchgeführt. Abbildung 4 zeigt die TEM-Sektion nach der Inversion der unabhängigen 1D-Sondierung. Die Evaluierung der TEM-Ergebnisse zeigt, dass eine eindeutige Übereinstimmung mit den ERT-Ergebnissen (siehe Abbildung 2) besteht. Konsequenterweise zeigt Abbildung 4 drei Schichten, wobei die leitende Schicht (d.h. niedrige Werte für ρ) zwischen 2 und 6 Meter Tiefe den Deponiekörper kennzeichnet. Die Abnahme der elektrischen Widerstandswerte kann dabei durch eine Zunahme der Salinität des Porenfluids erklärt werden. Wie auch bei der Widerstandstomographie können die niedrigen Werte des spezifischen elektrischen Widerstands unterhalb der erwarteten Tiefe der Deponie (~ 4 Meter) durch den Transport hochsaliner Deponiesickerwasser und extremer Veränderungen des Grundwasserspiegels erklärt werden.

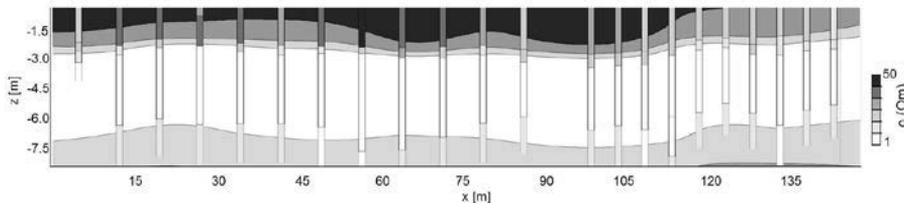


Abb. 4: TEM Sektion in Form des spezifischen elektrischen Widerstands (ρ) auf Basis der TEM Sondierungen entlang des ERT / IP Profils.

2.5 Bildgebung mittels induzierter Polarisation (IP)

Die IP ist eine Erweiterung der ERT-Methode, die es ermöglicht Informationen über die elektrische Leitfähigkeit (Energieverlust) und die kapazitiven Eigenschaften des Untergrundes (Energiespeicherung) zu erhalten. Die IP-Messungen im Rahmen der Heferlbach-Kapagne wurden im Zeitbereich durchgeführt. Bei der Zeitbereich-IP wird neben den Messungen der Widerstände (Spannungs-Strom-Verhältnis) auch der transiente Spannungsabfall nach der Stromabschaltung gemessen. Dies erfolgt typischerweise in Form eines Integrals der Abklingkurven über ein vordefiniertes Zeitfenster und liefert die sogenannte integrale Aufladbarkeit (für weitere Details siehe Flores Orozco et al. 2018). IP-Messungen wurden unter Verwendung des Syscal Pro Systems (IRIS Instruments) mit einer Rechteckwellen-Stromeinspeisung und einer Pulslänge von zwei Sekunden aufgenommen. Die integralen Aufladbarkeitsmessungen wurden unter Verwendung von 20 Fenstern während des Spannungsabfalls zwischen 240 und 1840 ms nach der Stromabschaltung durchgeführt. Um einen besseren Vergleich der Bildgebungsergebnisse zu ermöglichen, wurden IP-Daten an den genau gleichen Elektrodenpositionen aufgenommen, die auch für die ERT Messungen verwendet wurden.

Abbildung 5 zeigt die Phasenverschiebung (φ) des komplexen spezifischen elektrischen Widerstands. Die Phasenverschiebung (φ) spiegelt die Stärke elektrochemischer Polarisationsprozesse wieder, die an der Grenzfläche zwischen Porenfluid und mineralischer Gesteinsmatrix ablaufen (Bücker et al. 2017). Um Redundanzen zu vermeiden, werden die Bildgebungsergebnisse für den komplexen spezifischen elektrischen Widerstand ($|\rho|$) hier nicht gezeigt, da sie den ERT-Ergebnissen (Abbil-

dung 2) entsprechen. Die IP-Bildgebungsergebnisse zeigen einen Bereich zwischen etwa 1 und 4 Meter Tiefe, welcher durch ungewöhnlich hohe Phasenwerte ($|\varphi| > 25$ mrad) gekennzeichnet ist. Der Anstieg der gemessenen Polarisierungseffekte lässt sich auf Veränderungen der chemischen Zusammensetzung des Grundwassers zurückführen, insbesondere den Redoxzustand des Grundwasserleiters. Hohe Polarisierungseffekte kennzeichnen jenen Bereich, der eindeutig mit der Geometrie der Mülldeponie in Zusammenhang steht, wobei laterale Variationen mit Änderungen in der Verteilung und Zusammensetzung der Abfälle zusammenhängen.

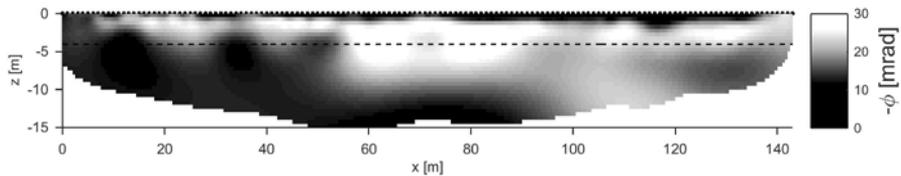


Abb. 5: Bildgebungsergebnisse für IP-Messungen, ausgedrückt als Phasenverschiebung (φ) des komplexen spezifischen elektrischen Widerstands, aufgenommen entlang des ERT Profils. Die strichlierte Linie repräsentiert die erwartete Tiefe der Deponieunterkante.

3 SCHLUSSFOLGERUNG

Unsere Studie zeigt, dass Deponieuntersuchungen durch die kombinierte Anwendung von elektrischen und elektromagnetischen geophysikalischen Methoden verbessert werden können. Während EMI-Methoden es erlauben, Informationen über laterale Variationen der elektrischen Eigenschaften zu gewinnen, können mittels TEM-Sondierungen, Informationen über vertikale Änderungen des spezifischen elektrischen Widerstandes mit der gleichen Auflösung erhalten werden wie sie auch die etablierte ERT-Methode liefert. Darüber hinaus ermöglichen die Ergebnisse der IP-Bildgebung eine verbesserte Interpretation, da diese primär auf Änderungen der Geometrie des Porenraumes, verursacht durch das Vorhandensein unterschiedlicher Abfallarten (Bauschutt und Hausmüll), reagiert. Die hier präsentierten Ergebnisse zeigen ein schwächeres IP-Signal, aufgrund des vorhandenen Deponiesickerwassers. Dies ermöglichte eine verbesserte Abgrenzung der Deponiestruktur und Interpretation der ERT- und TEM-Ergebnisse.

LITERATUR

- Bücker, M., Flores Orozco, A., Kemna, A. (2018) Electrochemical polarization around metallic particles – Part 1: The role of diffuse-layer and volume-diffusion relaxation. *Geophysics* 83(4), E203-E217
- Christiansen A.V., Auken E., Sørensen K. (2009) The transient electromagnetic method. In: Kirsch R. (eds) *Groundwater Geophysics*. Springer, Berlin, Heidelberg, p.p. 179-226
- Everett, M.E. (2012) Theoretical developments in electromagnetic induction geophysics with selected applications in the near surface. *Surveys in geophysics*, 33(1), 29-63
- Flores Orozco, A., Gallistl, J., Bücker, M., Williams, K. H. (2018) Decay curve analysis for data error quantification in time-domain induced polarization. *Geophysics* 83 (2), E75 – E86
- Flores Orozco, A., Kemna, A., Oberdörster, C., Zschornack, L., Leven, C., Dietrich, P., Weiss, H. (2012) Delineation of subsurface hydrocarbon contamination at a former hydrogenation plant using spectral induced polarization imaging, *J. of Cont. Hydrology* 136-137, 131-144.
- Nguyen, F., Ghose, R., Isunza Manrique, I., Robert, T., Dumont, G. (2018). Managing past landfills for future site development: A review of the contribution of geophysical methods. In: *Proceedings of the 4th International Symposium on Enhanced Landfill Mining*, pp. 27-36
- Umweltbundesamt (2005) Bericht 58, Altablagerung Heferlbach. Gefährdungsabschätzung und Prioritätenklassifizierung (§13 und §14 Altlastensanierungsgesetz), Wien.

Komplexer Ansatz für eine belastbare Grundwassergefährdungs- und -risikobewertung von Altlasten

P. Dost, F. Kurzius, K. Hellmann & C. Nitsche
BGD ECOSAX GmbH, Migrationslabor, Dresden, Deutschland

KURZFASSUNG: Belastbare Prognosen der Kontaminationsausbreitung werden im Rahmen der Detailerkundung und der Erstellung von *Monitored Natural Attenuation* (MNA)- und *Enhanced Natural Attenuation* (ENA)-Konzepten sowie der daraus resultierenden Notwendigkeit den Umfang von Sanierungsmaßnahmen abzuleiten benötigt. Der dafür vorhandene Kenntnisstand ist oft nicht ausreichend, um belastbare Prognosen zur Ausbreitung von Kontaminanten im Boden und Grundwasserbereich erzielen zu können. Daraus ergeben sich erhebliche Unsicherheiten in deren Bewertung. Im Ergebnis des praxisorientierten Forschungsvorhabens des BMWi „Entwicklung eines verfahrenstechnischen Laborsystems für die automatisierte Ermittlung von Migrationsparametern für den Boden und Grundwasserbereich“ (FKZ: KF3294101SA4) haben wir gemeinsam mit der TU Dresden und IUP Ingenieure eine Lösung entwickelt, die eine Feststellung der Erfordernis einer Gefährdungsabschätzung sowie der Kosten für Sanierungsmaßnahmen mit einer im Vergleich zum jeweiligen Erkundungsstand bisher nicht erreichten Prognosequalität, Kostensicherheit und behördlichen Akzeptanz ermöglicht.

1 EINLEITUNG

Bei der Planung von MNA- und ENA-Konzepten sowie der Sanierungsplanung ist die repräsentative Ermittlung von Quell- und Transporttermparametern als Grundlage unerlässlich.

Für die Parametrisierung werden in der Modellierungspraxis zum gegenwärtigen Zeitpunkt die folgenden zwei Ansätze verfolgt: 1) Alle Parameter und deren komplexen Wirkungen sind über theoretische Zusammenhänge ableitbar und 2) Alle Parameter und deren komplexen Wirkungen sind aus Ergebnissen von objektspezifisch und naturnah durchgeführten Laborversuchen ermittelbar.

Unter der Annahme von 1) besteht ein deutlich geringerer Zeitbedarf, da keine objektspezifischen Untersuchungen erforderlich sind. Daraus resultieren Parametermodelle mit einer sehr großen Anzahl an Kennwerten und Parametern, die verfügbar sein müssen, jedoch teilweise nicht ermittelbar sind. Die Folge können erhebliche Abweichungen von der Realität sein. Unter der Annahme von Ansatz 2) sind die objektspezifisch zu beachtenden komplexen Wirkungen in den ermittelten Parametern bereits enthalten, resultierende Prognosemodelle sind in ihrer Struktur sehr einfach. Zudem besteht eine mehrfach nachgewiesene sehr gute Übertragbarkeit der im Labormaßstab ermittelten Quell- und Transporttermparameter in den Feldbereich. Ein Nachteil besteht im teilweise hohen Zeitbedarf für einige Laborversuche (Abbauprozesse bis 6 Monate).

2 VERFAHRENSTECHNISCHES LABORSYSTEM FÜR DIE AUTOMATISIERTE ERMITTLUNG VON MIGRATIONSPARAMETERN

2.1 Maßstabsfaktoren

Lange wurde davon ausgegangen, dass die benötigten Parameter (z.B. Elutionsraten, Sorptionskoeffizienten, mikrobielle Abbauraten sowie hydraulisch wirksame Porosität) einschließlich der bodenphysikalischen Kennwerte ausschließlich im Feldbereich zu ermitteln sind. Durch langjährige Erfahrung und Forschung im Bereich der Migrationsparameterermittlung können jedoch belastbare Quell- und Transportparameter mit Hilfe laborativer Untersuchungen ermittelt und verifiziert werden.

Die für die Versuchsdurchführung erforderliche Versuchszeit und Anzahl der Versuchsansätze hängt vor allem von den Maßstabsfaktoren ab, die zwischen dem Labor- und Feldbereich bestehen. Diese sind unabhängig vom Laborversuchsverfahren und bilden die Grundlage für die Übertragung der Laborversuchsergebnisse in den Feldbereich.

Der Maßstabsfaktor für die Versuchszeit ist eins. Daraus folgt, dass die im Labor durchzuführenden Versuche im Vergleich zum Feldbereich zeitlich nicht verkürzt werden können. So werden für die Untersuchungen von Adsorptions- und Desorptionsprozessen Versuchszeiten von 24 h/ Versuchsstufe angesetzt. Bei mikrobiologischen Untersuchungen kann die gesamte erforderliche Versuchszeit unter anaeroben Bedingungen bis zu 6 Monate betragen.

Grundsätzlich müssen die entnommenen Feststoffproben die Übertragbarkeit der Laborversuchsergebnisse in den zu betrachtenden Feldbereich ermöglichen. Voraussetzung dafür ist die Repräsentativität der verwendeten Proben. Nicht die Anzahl der Proben ist entscheidend, sondern die Verteilung der darin enthaltenen prozessbestimmenden Kennwerte. Diese ergeben sich aus den Korrelationsbeziehungen dieser Kennwerte zu den Quell- und Transportparametern. So kann es ausreichend sein, jeweils drei Proben aus dem zu betrachtenden Untersuchungsraum für die Laborversuche zu verwenden: ohne bzw. mit geringem, mit mittlerem und mit dem höchsten Anteil des prozessbestimmenden Kennwerts für Sorptionsprozesse (TOC, Schluff-/ Tonanteil).

Durch eine ungestörte Boden-Linerkernentnahme (Erhaltung der Lagerungsdichte, Vermeidung von Verlusten leichtflüchtiger Schadstoffe) und der Schaffung naturnaher Bedingungen (aerobe oder anaerobe Verhältnisse, Temperatur 10 °C) können die jeweiligen Verhältnisse des Standorts plausibel übertragen werden. Belastbare Ergebnisse bilden die Grundlage für die Erstellung bzw. Anwendung reaktiver Stofftransportmodelle und den daraus resultierenden Sanierungsmethoden.

2.2 Übertragbarkeit zwischen Labor- und Feldbereich

Als Beispiel für die Übertragbarkeit zwischen Labor- und Feldvergleich dient der ENA-Versuch zur Ermittlung der mikrobiellen Abbauraten im Labormaßstab (LfULG 2004), der von der BGD ECOSAX GmbH im Rahmen des LfULG-Auftrages „Laborative Bestimmung der ENA-Abbauraten am Standort Imprägnierwerk Wülknitz durch Sulfatreduktion“ (LfULG 2016) durchgeführt wurde. Von grundlegender Bedeutung ist die erzielte Vergleichbarkeit der im Labormaßstab ermittelten mikrobiellen Abbauraten mit denen aus dem Feldversuch (Tab. 1).

Tab. 1: Vergleich der im Labor und Feld ermittelten mikrobiellen Abbauraten 1. Ordnung.

Kontaminant	Labor	Feld
Summe BTEX	$k = 0,019 \text{ d}^{-1}$	$k = 0,023 \text{ d}^{-1}$
Summe PAK (EPA)	$k = 0,023 \text{ d}^{-1}$	$k = 0,020 \text{ d}^{-1}$

Die Verwendung von Literaturwerten ist stets kritisch zu betrachten, weil die Versuchsbedingungen bzw. Herleitungen meist nicht vollständig nachvollziehbar sind. Inwieweit aus Literaturwerten berechnete und objektspezifisch ermittelte Parameter abweichende Ergebnisse liefern, wird an nachfolgendem Beispiel dargestellt, dass von der BGD ECOSAX GmbH im Rahmen der Sickerwasserprognose erzielt wurde. In Tab. 2 werden Schadstoffkonzentrationen für den Ort der Beurteilung miteinander verglichen, die mittels Prognosemodell HYDRUS und unter Verwendung des in LfULG 2004 beschriebenen Verfahrens (Intermittierend betriebener Säulenversuch - IBSV) ermittelte K_d -Werte berechnet, mittels Prognosemodell HYDRUS und unter Verwendung des K_{OW} -Wertes (Literatur) berechnet und an zwei, am Ort der Beurteilung installierten, Sickerwassermessstellen analysiert wurden (Konzentrationsmittelwerte).

Tab. 2: Exemplarischer Vergleich Schadstoffkonzentrationen berechnet über K_d -Werte, die aus Laborversuchen (Spalte 2) bzw. aus der Literatur (Spalte 3) entnommen wurden, mit Realwerten aus Sickerwasserproben am Ort der Beurteilung.

Kontaminant	Konzentrationen berechnet mit K_d -Werten aus IBSV	Konzentrationen berechnet mit K_d -Werten aus Literatur (K_{OW})	Verhältnis Konzentrationen aus Spalte 3 zu Spalte 2	Feld- daten
	[$\mu\text{g/L}$]	[$\mu\text{g/L}$]		[$\mu\text{g/L}$]
Benzol	18.400	184.000	10	21.780
Toluol	17.400	289.000	17	26.430
Ethylbenzol	6.300	111.000	18	13.860
m,p-Xylol	4.200	112.000	27	9.890
o-Xylol	2.400	65.000	27	5.530
Summe BTEX	48.700	761.000	16	77.480

Daraus folgt, dass bei einer Verwendung der aus den K_{OW} -Werten (Literatur) berechneten K_d -Werte die Quellkonzentrationen um den Faktor 10 bis 27 zu hoch prognostiziert wurden bzw. eine Überschätzung der Sorption im Fahnenbereich im gleichen Faktorenbereich erfolgen würde.

2.3 Softwaregestützte Versuchsplanung, Versuchsdurchführung und Versuchsauswertung von Laborversuchen zur Migrationsparameterermittlung

Durch die Nutzung des entwickelten Laborsystems (Abb. 1) ist es möglich, eine definierte Fragestellung im Boden-Grundwasserbereich unter konkreten Randbedingungen und mithilfe von Versuchsplanung, -steuerung und -auswertung zu beantworten sowie belastbare Kennwerte und Parameter zu ermitteln.

Kennwerte werden für die qualitative Charakterisierung von Bodeneigenschaften für den Vergleich von Böden/Substraten verwendet. Parameter werden für die Quantifizierung von Prozessen im Boden- und Grundwasserbereich benötigt. Unter Beachtung der Definition von Kennwerten und Parametern können alle Migrationsparameter den Teilbereichen Bodenphysik, Organik und Anorganik zugeordnet werden.

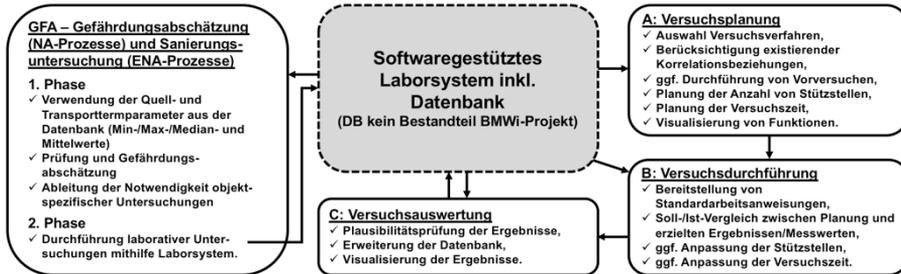


Abb. 1: Schematische Darstellung des Zweiphasenkonzepts und des softwaregestützten Laborsystems einschließlich Datenbank zur Realisierung von Versuchsplanung, Versuchssteuerung und Versuchsauswertung.

Im Labormaßstab wird grundsätzlich zwischen Batch- und Säulenversuchen unterschieden. Dabei ist zu beachten, dass alle Laborversuchsverfahren, bei denen die Bodenprobe durchströmt werden muss, nur bis zu einem hydraulischen Durchlässigkeitskoeffizienten von $k_f \geq 10^{-7}$ m/s verwendet werden können. Bei kleineren k_f -Werten treten zunehmend Randströmungseffekte auf und verhindern damit die Ermittlung von belastbaren Quell- und Transporttermparatern.

Im Laborsystem muss je nach Aufgabenstellung bzw. Ziel der Untersuchungen eine Entscheidung zwischen Batch- und Säulenversuchen sowie deren Untergruppen erfolgen. Grundsätzlich sind nur die Ergebnisse aus Versuchsverfahren (Batch- und Säulenversuche) vergleichbar, wenn deren Versuchsbedingungen identisch sind.

Unterstützt wird das Laborsystem durch eine integrierte Datenbank, welche gegenwärtig ca. 5.000 Kennwerte und Parameter enthält. Die darin enthaltenen Werte wurden über einen Zeitraum von mehr als 20 Jahren objektspezifisch ermittelt. Im Laborsystem erfolgt unter Beachtung des jeweiligen Versuchsverfahrens (Batch- oder Säulenversuch) einschließlich definierter Randbedingungen (z.B.: NA oder ENA) ein Abgleich zwischen Soll- und Ist-Werten mithilfe einer spezifischen Min./Max./Median/Mittelwert-Verteilung des entsprechenden Parameters.

Im Rahmen der Versuchsplanung eines Laborversuches können Erwartungswerte auch mithilfe von Funktionen abgebildet werden, um den Laborversuch in der nachfolgenden Durchführungsphase optimal zu steuern. Dies ist nachfolgend beispielhaft für den mikrobiellen Abbau (ENA) von Benzol dargestellt (Abb. 2).

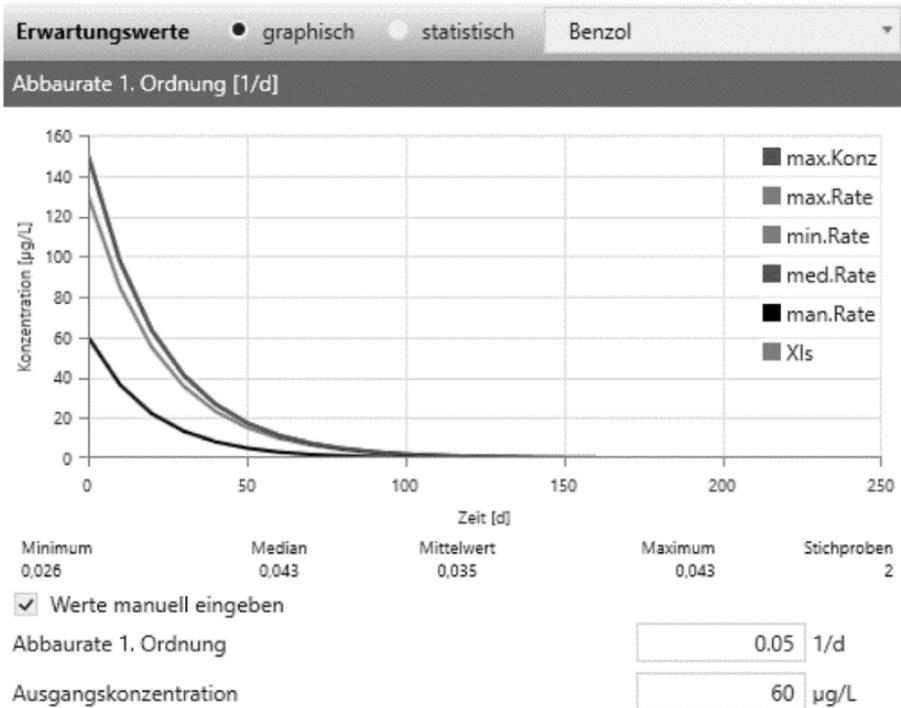


Abb. 2: Versuchsplanung für einen Laborversuch zum mikrobiellen Abbau von Benzol. Mithilfe der integrierten Datenbank kann auf Ebene des Laborsystems eine Visualisierung von Funktionen erfolgen, um in der nachfolgenden Durchführungsphase den eigentlichen Versuch optimal zu steuern.

Nach Versuchsende erfolgt die Auswertung des Laborversuches inklusive der Plausibilitätsbetrachtung. Dafür werden Kennwerte und Parameter stoffunabhängig (Kennwerte und Parameter der Bodenphysik) sowie stoffabhängig (Raten und Koeffizienten aus Organik und Anorganik) ausgewertet und mit den Erwartungswerten der Datenbank verglichen (Abb. 3).

Die Ergebnisse eines abgeschlossenen Laborversuches werden in die Datenbank übernommen und bilden somit die Grundlage für eine verbesserte Planung, Kontrolle und Auswertung der Untersuchungen.

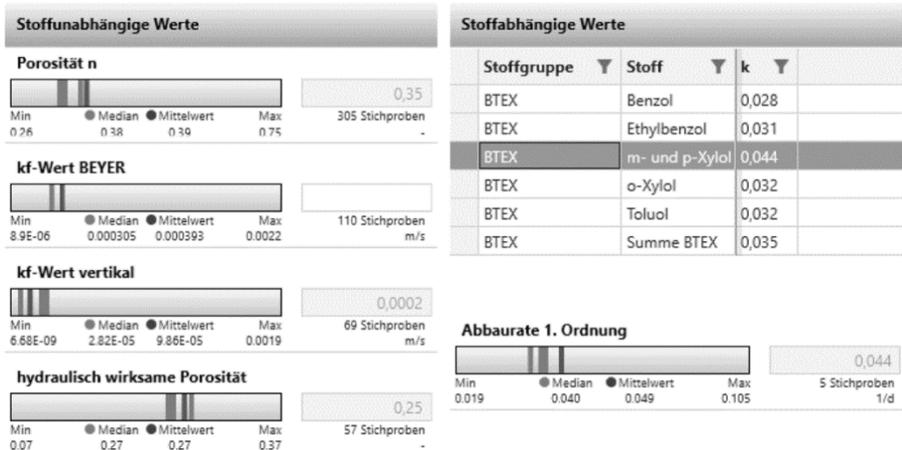


Abb. 3: Plausibilitätsprüfung der im Laborversuch ermittelten Kennwerte und Parameter auf Basis der integrierten Datenbank. Die Auswertung erfolgt dabei für stoffunabhängige Werte (z.B.: Porosität) sowie stoffabhängigen Werten (z.B.: Abbaureate 1. Ordnung für die Stoffgruppe BTEX).

2.4 Vereinfachte, softwaregestützte Prognose für die belastbare Bewertung von Altlasten und Einschätzung zur Grundwassergefährdung

Bei der Entscheidung, ob objektspezifisch ermittelte (geringe Unsicherheit) oder aus der Literatur entnommene Prozessparameter (hohe Unsicherheit) für den Nachweis der Entwicklung der Schadstofffahne verwendet werden, sollte stets berücksichtigt werden, dass aus einer zunehmenden objektspezifischen Aussageunsicherheit der Prognose folgende Nachteile resultieren: 1) die Belastbarkeit der Gefährdungsbewertung der vorläufig festgelegten Sanierungszielwerte und der Verhältnismäßigkeitsprüfung von Sanierungsmaßnahmen nimmt ab und 2) die Unsicherheit, ob und in welchem Umfang eine Sanierung überhaupt erforderlich ist, nimmt genauso zu wie die daraus resultierenden finanziellen Risiken.

Die einfachste Gleichung zur Ermittlung der Länge einer Fahne L_F [m] eines organischen Kontaminanten im hydraulisch stationären Zustand und ohne Berücksichtigung der hydrodynamischen Dispersion ergibt sich aus der Multiplikation der Abstandsgeschwindigkeit v_a [m/a] und der Reaktionszeit t_R [a] (Gleichung 1).

$$L_F = v_a \cdot t_R \quad (1)$$

Die Abstandsgeschwindigkeit errechnet sich aus dem Quotienten von Filtergeschwindigkeit zu hydraulisch wirksamer Porosität, die Filtergeschwindigkeit aus Wasserdurchlässigkeitswert (k_f -Wert) multipliziert mit dem Gradienten. Durch Umstellung der Gleichung für den Abbau 1. Ordnung kann die Reaktionszeit berechnet werden:

$$t_R = - \ln (c_t / c_0) / k \quad (2)$$

Dabei ist k die mikrobielle Abbaureate 1. Ordnung [d^{-1}], c_0 die Ausgangskonzentration eines Stoffes [$\mu g/L$] und c_t die Konzentration eines Stoffes zum Zeitpunkt t [$\mu g/L$].

Die Länge der Fahne ist neben der mikrobiellen Abbaurrate abhängig von der Abstandsgeschwindigkeit und damit vom hydraulischen Gradienten des zu betrachtenden Gebietsabschnitts, dem k -Wert und der hydraulisch wirksamen, effektiven Porosität. Nachfolgendes Beispiel überprüft anhand der laborativ ermittelten Abbaurrate 1. Ordnung die theoretische Fahnenlänge im Feldbereich und vergleicht diese mit der tatsächlichen Entfernung (Abb. 4).

Im Rahmen der softwaregestützten Prognose für die belastbare Bewertung von Altlasten und Grundwassergefährdungen wenden wir ein Zweiphasenkonzept an: Phase 1: Anwendung eines dem Kenntnisstand des zu bewertenden Standortes entsprechenden Prognosemodells (z.B.: Gleichung 1) und Verwendung der entsprechenden Quell- und Transporttermparametern aus unserer Labordatenbank als Min-, Max- und Medianwerte. Die resultierende Prüfung ergibt, ob die Gefährdung des zu betrachtenden Schutzgutes ausgeschlossen, tolerabel oder nicht tolerabel. Ist die Gefährdung nicht tolerabel, so erfolgt die Bearbeitung der 2. Phase: Ermittlung objektspezifischer Quell-/ Transporttermparameter unter Anwendung des Laborsystems.

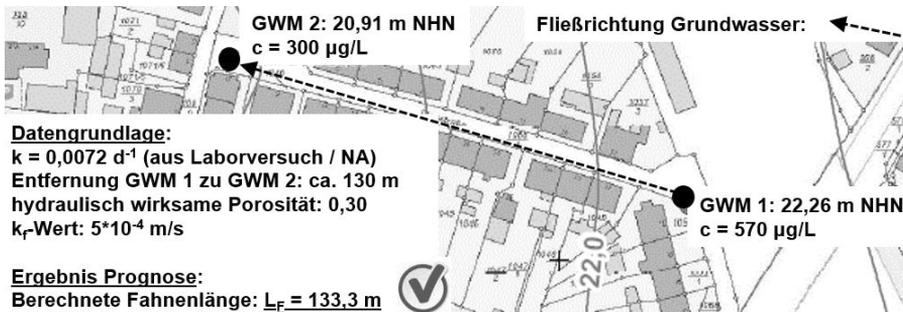


Abb. 4: Vereinfachte Prognose einer Fahnenlänge durch Anwendung der Datenbank des Laborsystems. Im Beispiel wurde bei 130 m Entfernung eine Fahnenlänge von 133,3 m berechnet.

3 ZUSAMMENFASSUNG

Mit dem Laborsystem wurde eine Systemkomponente entwickelt, welche den Nutzer bei der Versuchsplanung, der Versuchsdurchführung und der Versuchsauswertung sowie der vereinfachten bzw. erweiterten modellgestützten Gefährdungsabschätzung maßgeblich unterstützt. Dadurch folgt eine bisher hinsichtlich Wirtschaftlichkeit und Qualitätssicherung weder national noch international erreichte Verbesserung von Untersuchungen im Labormaßstab sowie der darauf begründeten Grundwassergefährdungs- und Risikobewertung von Altlasten.

Die Plausibilität der erzielten Ergebnisse wird durch die entwickelte Datenbank gestützt und gewährleistet eine optimale Ausrichtung eines Laborversuches noch vor dessen Start sowie eine belastbare Grundwassergefährdungs- und Risikobewertung von Altlasten in einem Zweistufenansatz: 1.: Sofortige Bewertung auf der Grundlage der in der Datenbank enthaltenen Quell- und Transporttermparameter einschließlich Prüfung der Gefährdung des zu betrachtenden Schutzgutes. Ist die Gefährdung nicht tolerabel, so erfolgt die Bearbeitung der 2. Phase: Ermittlung objektspezifischer Quell- und Transporttermparameter unter Anwendung des entwickelten Laborsystems.

Die Gefahr einer Über- sowie einer Unterschätzung eines Schadenfalls kann im Vergleich zu oft verwendeten Literaturwerten erheblich reduziert werden, ohne komplexe Stofftransportmodelle anwenden zu müssen.

LITERATUR

- LfULG (2016) *Natürliche Schadstoffminderung am Standort Wülknitz*. Landesamt für Umwelt, Landwirtschaft und Geologie, Schriftenreihe, Heft 22/2016.
- LfULG (2004) Materialienband des LfULG zur Altlastenbehandlung (2004) *Musterleistungsbeschreibung / Musterleistungsverzeichnis: Laborative Untersuchungen zur Sickerwasserprognose im Rahmen der Detailerkundung*. Bearbeitung BGD ECOSAX GmbH unter fachlicher Leitung des LfULG).

20 Jahre Einsatz von Dichtungskontrollsystemen bei der Überwachung von Deponieabdichtungen

A. Rödel

ProGeo Monitoring Systeme und Services GmbH & Co. KG, Großbeeren, Deutschland

KURZFASSUNG: Dichtungskontrollsysteme für die Dichtheitsüberwachung von Deponieabdichtungen wurden in Deutschland seit Ende der 80er Jahre entwickelt und werden seit etwa Mitte der 90er Jahre vor allem bei Oberflächenabdichtungen von Altlasten, Hausmüll- und Sonderabfalldeponien erfolgreich eingesetzt. Mit der Verschärfung der Genehmigungspraxis durch die Deponieverordnung von 2009 ist der Einsatz bei einlagigen, kontrollierbaren Oberflächenabdichtungen weitgehend zum Erliegen gekommen. Bei Sonderabfalldeponien der Deponieklasse 3 ist der Einsatz von Dichtungskontrollsystemen seit 2009 hingegen verbindlich vorgeschrieben und regelmäßige Praxis.

1 EINLEITUNG

Angesichts einer starken Zunahme teils spektakulärer Altlastenfälle bei Deponien, z.B. der Dioxinablagerung in Münchehagen, und vor dem Hintergrund eines steigenden Umweltbewusstseins, in dessen Folge Luft, Boden, Gewässer zu gesetzlich geschützten Schutzgütern erklärt wurden, vollzog sich in Deutschland spätestens seit den frühen 1980er Jahren ein Wandel von der unkontrollierten Verbringung der Abfälle auf Müllkippen hin zu einer gesetzlich geregelten und kontrollierten Abfallwirtschaft mit einer klassifizierten Entsorgung der Abfälle auf geordneten Deponien. Diese Entwicklung ging einher mit einer starken Zunahme des Abfallaufkommens Ende der 80er Jahre, so dass eine große Anzahl neuer Deponien benötigt wurde, um die steigenden Abfallmengen entsorgen zu können. Dabei war es das umweltpolitische Ziel, auf jeden Fall zu verhindern, dass die neuen Deponien nach kurzer Zeit wiederum zu Altlasten werden.

Da der Stand der Deponietechnik angesichts der großen und stetig zunehmenden Zahl von Altlastenfällen offenbar nicht ausreichend war, um neue Umweltschäden durch Deponien dauerhaft und sicher zu verhindern, wurde vom Bundesumweltministerium ein umfangreiches Förderprogramm unter Projekträgerschaft der Bundesanstalt für Materialforschung und Prüfung (BAM) ins Leben gerufen und mit Finanzmitteln ausgestattet, mit dem Ziel, den Stand der Deponietechnik und dabei insbesondere die Sicherheit von Deponien zu verbessern.

Über einen Zeitraum von mehr als 3 Jahren wurden insgesamt 63 Forschungs- und Entwicklungsvorhaben durchgeführt, in deren Ergebnis erstmals ein wissenschaftlich fundiertes Wissen über die Vorgänge innerhalb von Deponien geschaffen und zahlreiche neue Systeme und Verfahren entwickelt wurden, die in weiten Teilen noch heute den Stand der Deponietechnik definieren.

Teilprojekt 61 hatte dabei zum Ziel, ein Verfahren für die Dichtheitskontrolle von Deponieabdichtungen zu entwickeln, das eine unmittelbare, frühzeitige aber auch dauerhafte Überwachung der Deponieabdichtungen ermöglichen sollte, um so das wesentliche Versagensrisiko von Deponien, nämlich das unerkannte und nicht lokalisierbare undicht sein bzw. undicht werden, zu verhindern, das sich bei vielen mittlerweile untersuchten oder bereits in der Sanierung befindlichen Deponiealtlasten

als wesentliche Schadensursache und gleichzeitig als wesentliches Problem für die Schadensbeseitigung herausgestellt hatte.

2 20 JAHRE DICHUNGSKONTROLLSYSTEME AUF DEPONIEEN

Schon damals wie auch heute schreiben das europäische als auch das deutsche Umweltrecht und speziell das Deponierecht das Vorsorgeprinzip für die Bemessung des Schutzniveaus bei der Errichtung, dem Betrieb und der Nachsorge von Deponien fest. Gleichzeitig fordert das europäische Umweltschutzrecht dabei einen dynamischen Stand der Technik und die Anwendung der sogenannten besten verfügbaren Technik als Maßstab der technischen und organisatorischen Ausgestaltung von umweltrelevanten Anlagen und damit auch der Deponien. Dichtungskontrollsysteme stellen dabei, auch nach Meinung der Fachbehörden, ein wirksames Vorsorgeinstrument zur Vermeidung von Umweltschäden dar, denn sie ermöglichen die zeitnahe Überwachung der wichtigsten Sicherheitseinrichtung von Deponien, nämlich ihrer Abdichtungssysteme.

2.1 Dichtungskontrollsysteme für Basisabdichtungen

So schrieb die **Bundesanstalt für Materialforschung und –prüfung (BAM)**, also eben jene Fachbehörde, die als Projektträgerin für die Auswahl der Forschungsthemen innerhalb des Verbundforschungsvorhabens zuständig war und die noch heute in Deutschland alleinig für die Zulassung von Baustoffen und Bauverfahren bei der Abdichtung von Deponien zuständig ist, in einer fachlichen Stellungnahme zu dem im Rahmen des Vorhabens entwickelten und nach erfolgreichem Abschluss der Entwicklung nunmehr unter dem Namen *g e o l o g g e r®* vermarkteten Dichtungskontrollsystem: **„Einem Leckdetektionssystem an der Deponiebasisabdichtung wie auch an Sicherungssystemen für Altlasten, Erdtanks und dergl. ist aus Gründen des Umweltschutzes eine hohe Bedeutung beizumessen, da hierdurch Undichtigkeiten an technischen Barrieren sofort erkannt werden können, wenn sie entstehen, d.h. zeitlich weit bevor weite Bereiche des darunterliegenden Erdreiches bzw. Grundwasserleiters kontaminiert werden könnten.**

Am häufigsten muss als Folge von Herstellungsfehlern und wenig definierten Baustellenbeanspruchungen mit dem Auftreten einer Undichtigkeit an der Deponiebasis während der Bauphase und nach der Abnahme des Dichtungssystems beim Einbringen der untersten Müllschichten gerechnet werden. In diesem Zeitraum sind letztmalig mit vertretbarem Aufwand noch Reparaturen an der Dichtung möglich, vorausgesetzt, dass die Fehler rechtzeitig erkannt werden.“

Im Lichte dieser klaren Worte der BAM für einen Einsatz von Dichtungskontrollsystemen bei Basisabdichtungen von Deponien dauerte es nicht lange, bis mehr oder weniger alle relevanten Stakeholder, die irgendwie mit dem Bau und Betrieb von Deponien in Deutschland ihr Geld verdienten, sich mit allen nur erdenklichen Argumenten und Scheinargumenten gegen den Einsatz derartiger Systeme an der Basis von Deponien zur Wehr setzten.

So lautete zum Beispiel eines der TOP-Argumente, man könne ja ohnehin nichts mehr machen, wenn dann eine Leckage unter einem 20 m hohen Müllberg entstehen würde, da sei es doch besser, das gar nicht erst zu wissen. Machen Sie sich als Leser doch einfach mal den Spaß und übertragen Sie diese Logik auf andere Sicherheitsbereiche kritischer Infrastruktur, sie werden merken, wie lächerlich das Argument ist, wenn man es ernst meint mit der Sicherheit.

Dabei waren eigentlich alle Beteiligten, mit Ausnahme vielleicht derjenigen, die letztlich den Bau der Deponien bezahlen mussten, daran interessiert, den Aufwand für die Errichtung der Deponien mit dem Argument besserer Sicherheit möglichst hoch zu schrauben, denn das war gut für das Geschäft. So bestand denn auch in jenen Jahren kein Mangel an kreativen Ideen, wie man das am besten bewerkstelligen könnte, z.B. indem man große Dächer über die Deponien baut, damit während des Befüllens kein Sickerwasser entsteht. Das Funktionieren des für die Sicherheit wesentlichen Bauteils der Deponie, nämlich ihrer Basisabdichtung, dabei unmittelbar und auch noch längerfristig kontrollierbar zu machen, das war hingegen so gar nicht nach dem Geschmack der Beteiligten.

Und so wurde, gestützt auf die immer wieder zurate gezogene Fachmeinung der beteiligten Kreise und dabei wohl eher im wirtschaftlichen Interesse dieser und nicht des Umweltschutzes, der Einsatz von Dichtungskontrollsystemen an Basisabdichtungen in der fachtechnischen Diskussion zunächst als überregulatorisches Hirngespinnst praxisferner Umweltbürokraten im fernen Berlin diskreditiert und dann, als nach Meinung der hierzu gehörten Experten nicht zweckdienlich, von der Liste der im Sinne der Verbesserung der Sicherheit von Deponien wünschenswerten Technologien gestrichen. Dies ist bis heute so geblieben.

2.2 Dichtungskontrollsysteme für Oberflächenabdichtungen

Tatsächlich war es den Beteiligten dabei offenbar entgangen, dass bereits die Technische Anleitung Abfall (TA Abfall) von 1991 einen vieldeutigen Satz enthielt, wie denn die Dichtheit der nach der Schließung und Rekultivierung der Deponien der Deponieklasse 3 aufzubringenden Oberflächenabdichtungen sicherzustellen sei, möglicherweise, weil die Branche noch allzu sehr mit dem Bau von Basisabdichtungen gutes Geld verdiente und noch niemand an das Geschäft mit der Schließung und Rekultivierung der Deponien dachte.

Dort nämlich hieß es: **„Das Oberflächenabdichtungssystem ist regelmäßig zu kontrollieren, festgestellte Leckagen sind unverzüglich zu reparieren.“**

Dies schien nun endlich die nötige Steilvorlage für den Einsatz von Dichtungskontrollsystemen zu sein, denn wie sollte man eine Abdichtung, die mehr als einen Meter tief unterhalb einer Rekultivierungsschicht im Oberflächenabdichtungssystem der Deponie liegt, nach Stand der Technik anders kontrollieren, um Leckagen festzustellen und diese dann zu reparieren, als mit einem Dichtungskontrollsystem, dessen Funktion und Wirksamkeit ja mittlerweile durch die BAM offiziell bestätigt worden war.

Da man es sich mit der im Jahr 1993 in Kraft getretenen TA Siedlungsabfall (TASI) relativ einfach gemacht hatte, galten übrigens durch einen Rückbezug auf die TA Abfall diese Anforderungen der Kontrollierbarkeit auf einmal auch für die Oberflächenabdichtungen von Siedlungsabfalldeponien. Kaum dass die beteiligten Kreise anfangen, sich der Konsequenzen bewusst zu werden, führte dies zu einer neuerlichen Welle des Widerstands gegen den Einsatz dieser Technologie, diesmal vor allem mit dem wirtschaftlichen Argument, dass ja schon allein die Realisierung des auch an der Oberfläche nach Regelwerk geforderten Kombinationsabdichtungssystems den Deponiebetreiber kostenmäßig vollkommen überfordern würde und ein zusätzliches Dichtungskontrollsystem nicht nur überflüssig, sondern schlichtweg auch nicht zu finanzieren sei.

Und tatsächlich, mit der Einführung des Grünen Punktes und der später hinzutretenden Anforderung, nur noch weitgehend organikfreien Abfall auf den Deponien ablagern zu dürfen, gingen die Mengen an zu deponierendem Hausmüll in Deutschland in kurzer Zeit dramatisch zurück und so auch die Erlöse der Deponiebetreiber, meist kommunale Betriebe, die oft erst wenige Jahre zuvor ihre Deponien großzügig er-

weitert hatten und denen nun die Einnahmen fehlten, um die späteren Rekultivierungsmaßnahmen zu finanzieren.

2.2.1 DICHTUNGSKONTROLLSYSTEME BEI DER SANIERUNG VON ALTLAGEN UND ALTDEPONIEEN

Trotz dieser Widerstände wurden ab etwa 1997 tatsächlich erste Oberflächenabdichtungssysteme von Deponien mit Dichtungskontrollsystemen geplant, genehmigt und gebaut. In der Regel handelte es sich dabei aber um Projekte, die nach Altlastenrecht und nicht nach Deponierecht im Zuge einer Sanierung mit einer kontrollierbaren Oberflächenabdichtung ausgestattet wurden. Meist war bei diesen Deponien bereits eine Verunreinigung des Grundwassers festgestellt worden, was eine Sanierung erforderlich machte. Durch Aufbringen einer Abdichtung sollte die Sickerwasserneubildung möglichst weit reduziert werden, so dass auf eine teure Umlagerung der Abfälle auf eine Deponie nach Stand der Technik verzichtet werden konnte. Das Dichtungskontrollsystem hatte in diesen Projekten dabei neben der technischen Funktion vor allem die Aufgabe, den besorgten Bürgern ein gutes Gefühl bezüglich der Sicherheit der Maßnahme zu geben und so den politischen Druck aus den Projekten zu nehmen. Mithin waren diese ersten Projekte meist politisch getrieben und durch Landes-, Bundes- und/oder EU-Mittel überwiegend soweit kofinanziert, dass die betroffenen Kommunen den Eigenanteil irgendwie tragen konnten.

2.2.2 DICHTUNGSKONTROLLSYSTEME BEI DER REKULTIVIERUNG VON HAUSMÜLLDEPONIEEN

Diese Situation änderte sich grundlegend, als zu Beginn der 2000er Jahre tatsächlich die ersten nach TA Abfall bzw. TASI genehmigten Deponien zur Rekultivierung anstanden, ohne dass die Betreiber der Deponien auf Fördermittel für die Realisierung zurückgreifen konnten.

Aufgeschreckt durch die hohen Kosten des Regelabdichtungssystems begann damit in der Branche die kreative Suche nach neuen, anders als Ende der 80er Jahre nicht vor allem sichereren, sondern diesmal vor allem kostengünstigeren Lösungen. So hatte man fortan als Planer und in dessen Gefolge auch als Baufirma oder als Lieferant von Abdichtungsprodukten die besten Chancen auf einen Auftrag, wenn man seinem Kunden, dem Deponiebetreiber, eine möglichst kostengünstige anbieten konnte.

Um diese Alternativen „hoffähig“ sprich genehmigungsfähig zu machen, wurde dabei in einem ersten Schritt die nach Regelwerk geforderte Kombinationsabdichtung, bestehend aus einer 25 cm starken mineralischen Abdichtung in Kombination mit einer Kunststoffabdichtung als für Oberflächenabdichtungen ungeeignet diskreditiert, obwohl sie dem entsorgungspflichtigen Bürger bis dato an der Deponiebasis zwar als unbestreitbar sehr teuer, dafür aber auch als sicherste von Menschenhand erschaffene Abdichtung verkauft worden war. So kam es den Verfechtern der Alternativabdichtungen gerade recht, dass man in dieser Zeit bei Aufgrabungen an Kombinationsdichtungen von Oberflächenabdichtungen feststellte, dass die mineralische Abdichtung als wesentlicher und dabei auch kostenträchtiger Teil der Kombinationsabdichtung offenbar bereits nach wenigen Jahren austrocknet und damit als Dichtungselement wirkungslos wird – nicht die schlechteste Begründung, um nach Alternativen zu suchen.

Glücklicherweise hatte der Gesetzgeber in weiser Vorahnung bereits bei der Verabschiedung der TASI eine Hintertür für solche alternativen Abdichtungslösungen geschaffen, die es den Genehmigungsbehörden gestattete, diese zu genehmigen, wenn denn durch ein sogenanntes Gleichwertigkeitsgutachten nachgewiesen war, dass die alternative Lösung sicherheitstechnisch gleichwertig zu der eigentlich geforderten Kombinationsabdichtung war.

Ohne hier auf die vielen, zum Teil kuriosen Alternativvorschläge mit ihren teilweise noch kurioseren Gleichwertigkeitsbegründungen, die in der Folgezeit erdacht und sogar gebaut wurden, einzugehen, so entstand in dieser Zeit tatsächlich erstmals auch eine breiter werdende Akzeptanz für den Einsatz von Dichtungskontrollsystemen. Grund dafür, von Ausnahmen abgesehen, nicht etwa ein sicherheitstechnischer Gesinnungswandel bei den Beteiligten, sondern schlicht die nunmehr bestehende Möglichkeit, sich eine einlagige Kunststoffabdichtung in Verbindung mit einem Dichtungskontrollsystem als kontrollierbare Oberflächenabdichtung von TASI-Deponien genehmigen zu lassen, was eben die kostenmäßig günstigste Lösung darstellte, seine Verpflichtungen im Zuge der Rekultivierung zu erfüllen.

Diese Entwicklung verstärkte sich noch, als die BAM ab 2003 anfang, Eignungsgutachten auf Grundlage der von ihr verfassten Richtlinie für den Einsatz von Dichtungskontrollsystemen in Oberflächenabdichtungen von Deponien zu erteilen. Damit wurde es für die Genehmigungsbehörden in den Ländern deutlich einfacher, die materiellen Anforderungen an solche Systeme in den Genehmigungsverfahren zu definieren und deren Einhaltung im Zuge der Realisierung zu überwachen.

In der Folge wurden in Deutschland nun tatsächlich mehr und mehr TASI-Oberflächenabdichtungen unter Einsatz von Dichtungskontrollsystemen geplant und gebaut, darunter nun auch eine zunehmende Zahl sogenannter „Nachrüstungen“ temporärer Oberflächenabdichtungen. Hier wurden durch nachträgliche Installation eines Dichtungskontrollsystems in die Rekultivierungsschicht von oben die sicherheitstechnischen Voraussetzungen für eine Umwidmung in ein Endabdichtungssystem geschaffen. Damit konnte ein Deponiebetreiber auf einen teuren Rückbau der temporären Abdichtung und das Aufbringen einer neuen Endabdichtung verzichten, womit er mehr als 90% der sonst aufzuwendenden Kosten einsparen konnte.

Ändern sollte sich diese Situation erst wieder, als die in den Startlöchern stehenden Bentonitmatten von der Länderarbeitsgemeinschaft Abfall eine Eignungsfeststellung als preiswerte mineralische Abdichtungskomponente von Oberflächenabdichtungssystemen erhielten und in den Markt drängten. Es war die Zeit, in die auch die Diskussion über die Ausgestaltung der neuen Deponieverordnung fällt, mit der die europäische Deponierichtlinie nunmehr in deutsches Recht umgesetzt werden sollte.

Anstelle eines Regelaufbaus mit der Möglichkeit zur Genehmigung gleichwertiger Alternativen wurde nun, mit dem Inkrafttreten 2009, erstmals ein umfassender, aber auch abschließender Katalog der möglichen Abdichtungssysteme für die verschiedenen Deponieklassen festgeschrieben, sowie die Randbedingungen und Voraussetzungen, die an ihren Einsatz geknüpft sind.

Ob nun als Erfolg umfangreich betriebener Lobby- und Gremienarbeit der Geokunststoffindustrie oder tatsächlich als logische Konsequenz sicherheitstechnischer Sachargumente: Mit der Deponieverordnung 2009 wurde die Möglichkeit zum Einsatz von einlagigen kontrollierbaren Oberflächenabdichtungen von Siedlungsabfalldeponien der Deponiekategorie 2 durch den Gesetzgeber stark erschwert, denn die einlagige kontrollierbare Oberflächenabdichtung war fortan als einzige der nun noch möglichen Abdichtungsvarianten nur noch dann zulässig, sofern die abzudichtende Deponie in einer jahrelangen, teuren In-Situ-Maßnahme von ihrer Organik befreit worden war.

Wie wirksam diese Regelung in Hinblick auf die Marktabschottung dabei war, zeigt der Umstand, dass seit dem Inkrafttreten der Deponieverordnung bis heute keine kontrollierbaren Oberflächenabdichtungen für Hausmülldeponien der Deponiekategorie 2 neu projektiert und gebaut wurden. Die Verdrängung erfolgte dabei –es mag wenig wundern – fast ausschließlich zugunsten einer Kombinationsabdichtung aus Bentonitmatte und Kunststoffdichtungsbahn, da diese Lösung nunmehr nach der Verdrängung der Dichtungskontrollsysteme die bis heute kostengünstigste und damit auch vorherrschende Bauweise in dieser Deponiekategorie darstellt.

2.2.3 DICHTUNGSKONTROLLSYSTEME IN OBERFLÄCHENABDICHTUNGEN DER DEPONIEKLASSE 3

Anders als bei der Deponieklasse 2 wurde in der Deponieverordnung von 2009 für Deponien der Deponieklasse 3 auch weiterhin die Kombinationsabdichtung aus mineralischer Abdichtung und Kunststoffabdichtung als Regelabdichtungssystem festgeschrieben.

War in der alten TA Abfall ja noch der bereits erwähnte Passus bezüglich der regelmäßigen Kontrolle des Oberflächenabdichtungssystems enthalten, so war diese Regelung offenbar auf Druck der überwiegend privatwirtschaftlich aufgestellten Deponiebetreiber in der in erster Lesung vom Bundestag verabschiedeten Fassung der Deponieverordnung nicht mehr zu finden und damit das Ende des Einsatzes von Dichtungskontrollsysteme bei Deponien in Deutschland vollständig vollzogen. Erst auf Druck der Bundesländer wurde der Entwurf dann in der zweiten Lesung so geändert, dass nun der Einsatz von Dichtungskontrollsystemen zumindest bei Oberflächenabdichtungen von Deponien der Deponieklasse 3 verbindlich vorgeschrieben war und bis heute ist. Interessant liest sich dabei die von Seiten der Bundesländer vorgetragene Begründung, die sinngemäß so lautete, dass sich Dichtungskontrollsysteme in der Praxis als ein sinnvolles Instrument zur Verbesserung der Sicherheit von Deponien bewährt hätten. Warum man sie dann nicht auch an der Deponiebasis vorgeschrieben hat, wo ihr Einsatz am meisten Sinn macht, wurde dabei nicht ausgeführt.

3 SCHLUSSFOLGERUNG

Insgesamt wurden seit Mitte der 90er Jahre in mehr als 50 Projekten nach Altlastenrecht, TASI, TA-Abfall und Deponieverordnung die langfristig sicherere Funktion von Dichtungskontrollsystemen und die einfache Baubarkeit von kontrollierbaren Abdichtungen nachgewiesen. Eine Vielzahl von Beschädigungen an Abdichtungssystemen konnten dank Einsatz von Dichtungskontrollsystemen frühzeitig erkannt, präzise geortet und mit nur geringem Aufwand beseitigt werden. Dichtungskontrollsysteme haben damit gezeigt, dass sie ein zuverlässiges und langfristig wirksames Mittel zur Verbesserung der Sicherheit von Deponieabdichtungssystemen sind.

Trotz des erzielbaren Sicherheitsgewinns stellt der Einsatz derartiger Systeme bis heute, weit mehr als 20 Jahre nach erfolgreichem Abschluss ihrer technischen Entwicklung und trotz guter Erfahrungen aus ihrem Langzeiteinsatz bezogen auf Anzahl ausgeführter Projekte sowie die Größe der abgedichteten Flächen die absolute Ausnahme dar. Bei Basisabdichtungen wird trotz des erzielbaren Sicherheitsgewinns in Deutschland bis heute vollständig auf den Einsatz derartiger Systeme verzichtet.

Nach Ansicht des Verfassers steht damit das deutsche Deponierecht und die darauf aufbauende Genehmigungspraxis in deutlichem Widerspruch zum Geist des europäischen Umweltrechts, das ausdrücklich einen dynamischen Stand der Technik und die Anwendung der besten verfügbaren (Gefahrenvermeidungs-)Technik bei umweltrelevanten Anlagen fordert. Dass Dichtungskontrollsysteme in diesem Sinne beste verfügbare Technik sind, wurde dabei bereits 1994 durch die Bundesanstalt für Materialforschung und -prüfung (BAM) und damit die oberste deutsche Zulassungsbehörde für Deponiebaustoffe bescheinigt.

Optimierung des Betriebes der Phasenschöpfung für LNAPL/ DNAPL der Altlast O76 – Kokerei Linz

R. Mayr, C. Angermayer & G. Hirsch
voestalpine Stahl GmbH, Umwelt, Linz, Österreich

A. Schönberg
S-PEC e.U, Graz, Österreich

G. Gnjezda
SV-Büro für Boden + Wasser GmbH, Gallneukirchen, Österreich

H. Raupenstrauch
Montanuniversität Leoben, Leoben, Österreich

KURZFASSUNG: Im Rahmen des Sanierungsprojektes der Kokerei Linz werden im Boden vorliegende organische Phasen (LNAPL und DNAPL) entfernt. Ein wesentlicher Anteil der Schadstoffe liegt in der gesättigten Bodenzone vor. Dieser wird durch das Verfahren der Phasenschöpfung über vertikale Filterbrunnen entfernt. Zur Optimierung der Austragsrate für LNAPL/DNAPL sowie der Anlageneffizienz der nachgeschalteten Grundwasserreinigungsanlage wurde ein Transportmodell entwickelt. Dieses Modell basiert auf semianalytischen Lösungsansätzen und betrachtet die Strömungsverhältnisse des Aquifers als quasi-stationär. Für die Transportvorgänge erfolgt eine transiente Betrachtung. Mit Hilfe der laufenden Beweissicherung der Grundwasserreinigungsanlage werden die Modellergebnisse interpretiert und Modell-Parameter laufend angepasst. Somit werden die Vorgaben für optimierte Betriebszustände und -zeiträume berechnet. Zudem werden Austrags-Szenarien mit Varianten der Auswahl von Pegel qualitativ abgeschätzt, um die Schadstoffaustragsraten für den Betrieb zu optimieren und die Grundwasserreinigungsanlage effizient betreiben zu können.

1 SCHADENSBIld DER ALTlast UND SANIERUNG

Die 1942 in Betrieb genommene Kokerei der damaligen Hermann Göring Werke in Linz / Oberösterreich wurde nach den weitgehenden Zerstörungen gegen Ende des Zweiten Weltkriegs wieder aufgebaut und weiter betrieben. Neben Benzol wurde damals auch Teer als Nebenprodukte der Kokserzeugung vor Ort destilliert. Infolge der Kriegseinwirkungen und Zerstörungen diverser Anlagenteile der Kokerei kam es zu massiven Kontaminationen des Untergrundes. Ausgehend von diesen Untergrundverunreinigungen hat sich über die Jahrzehnte im Grundwasser eine Schadstofffahne von mehreren hundert Metern Länge ausgebildet.

In den Jahren 2003 bis 2008 wurden vom Bundesministerium für Land- und Forstwirtschaft, Umwelt und Wasserwirtschaft im Wege des Landeshauptmanns von Oberösterreich ergänzende Untersuchungen gemäß § 13 und 14 AISAG 1989 mit dem Ziel veranlasst, eine Gefährdungsabschätzung an der Verdachtsfläche „Kokerei Linz“ durchzuführen. Dies führte schlussendlich zur Ausweisung des Areals mit einer Gesamtfläche von rd. 351.000 m² als Altlast mit der Prioritätenklasse 1.

Gemäß Sanierungsvariantenstudie von 2009 wird seither unter Berücksichtigung ökologischer und ökonomischer Gesichtspunkte nachstehende Maßnahmenkombi-

nation zur nachhaltigen Sicherung und Sanierung der Altlast O76 „Kokerei Linz“ umgesetzt:

- Funnel & Gate-System zur Grundwasserabstromsicherung,
- Teilräumung der ungesättigten Bodenzone (Hot-Spot Bereiche), Bodenwäsche und Wiederverfüllung,
- Bodenluftabsaugung in der ungesättigten Bodenzone und
- Phasenabschöpfung in der gesättigten Bodenzone.

Die Hauptkontaminanten PAK und BTEX liegen vor allem in den Hot-Spot Bereichen sowohl als aufschwimmende (LNAPL) bzw. aufsitzende (DNAPL) Phasen sowie zudem als Öl-Wasser-Emulsionen im höheren Aquiferbereich des Altlastenstandorts vor. Im Zuge einer umfangreichen Detailplanung wurde eine ökonomisch-ökologisch effiziente Anlage zur Abreinigung des mit organischen Schadstoffen (PAK & BTEX) belasteten Grundwassers am Standort der Altlast O76 errichtet, die somit folgende Anforderungen an den Altlastenstandort ganzheitlich erfüllt:

- Abschöpfung und Trennung von DNAPL und
- Abschöpfung von Öl-Wasser-Emulsionen sowie LNAPL und mehrstufige ex-situ Aufbereitung des Wasser-Phasengemisches.

Der Betrieb der Anlage erfolgt durch zahlreiche auf zwei Pegelfeldern situierte, durchgängig verfilterte, vertikale Pegel. Um die Grundwasserströmung am Standort nicht maßgeblich zu beeinflussen, können gemäß dem ausgearbeiteten numerischen Grundwassermodell für den Altlastenstandort maximal drei Pegel mit einer Förderrate von je zwei l/s gleichzeitig betrieben werden.

Durch den Betrieb der Abschöpfpegel erfolgt eine von der Bodendurchlässigkeit abhängige Grundwasserabsenkung und folgend eine kontinuierliche Mobilisierung und Verschiebung der Schadstoffhotspots.

Für die Optimierung der Austragsrate und Anlageneffizienz wurde zur Abschätzung der Schadstoffmobilisierung im Grundwasser ein Transportmodell entwickelt.

2 TRANSPORTMODELL

Das Rechenmodell verwendet selbst geschriebene Algorithmen mit Finite-Differenzen-, sowie Finite-Volumen-Methoden und ist in einer MS-Excel Oberfläche implementiert. Es ermöglicht die Eingabe von ausgewählten Schöpfbrunnen und Pumpmengen um den zu erwartenden Schadstoffaustrag zu errechnen. Dafür werden Ansätze zur mathematischen Darstellung von Wasserströmung und Schadstofftransport angewandt. Die Beschreibung des Schadstofftransportes erfolgt über Lösung ins Wasser, Adsorption des gelösten Schadstoffes am Boden sowie dispersen Transport mit der Strömung (verzögert in Form von Partikeln). Dadurch können vorab das Austragsverhalten unterschiedlicher Pump-Anordnungen aufgezeigt werden.

2.1 Konzept und Aufbau

Um den Schadstoffaustrag im gesättigten Boden zu ermitteln, ist es notwendig die vorherrschenden Strömungsverhältnisse zu beschreiben. Das Strömungsbild ergibt sich aus der Anordnung der Schöpfbrunnen, deren Pumpleistung und der vorliegenden Grundwasserströmung. Dazu wird hier ein semianalytisches Strömungsmodell verwendet welches die auftretenden Strömungsverhältnisse abbildet.

Ausgehend von diesem Strömungsmodell können die Transportmechanismen angesetzt und in das numerische Strömungsmodell eingefügt werden. Als Resultate er-

geben sich die Verläufe der Schadstoffausträge und die verbleibenden Schadstoffmengen. In Abb. 1 ist der Aufbau des Rechenkonzeptes dargestellt.

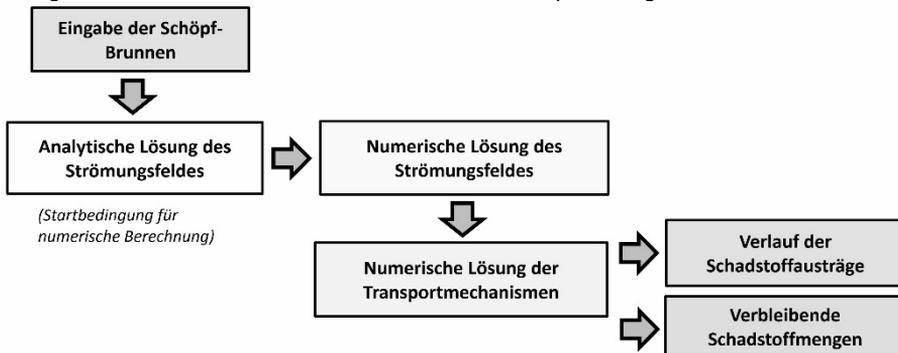


Abb. 1: Konzept und Aufbau des Rechenmodells.

2.2 Beschreibung des Transportes

Das Rechenmodell beschreibt den Transport der Schadstoffe zu den Schöpfbrunnen mit Hilfe dreier Mechanismen:

- Lösung des Schadstoffes in Wasser,
- Adsorption des gelösten Schadstoffes am Boden und
- disperser Transport der Schadstoffphase mit Wasserströmung.

Der in das Wasser übergehende Schadstoffstrom ergibt sich aus einer Beziehung der Oberfläche des Schadstoffes, dem Stoffübergangskoeffizienten und der vorherrschenden Konzentrationsdifferenz:

$$\frac{dm}{dt} = A_S \cdot \beta \cdot (c_{W_{\text{sat}}} - c) \quad (1)$$

A_S ... Oberfläche der Schadstoffphase
 β ... Stoffübergangskoeffizient

Für den aus dem Wasser an den Boden adsorbierenden Stoffstrom eignet sich eine analoge Beziehung. Dabei wird als Gleichgewichtskonzentration der adsorbierten Schadstoffmenge die Grenzflächenkonzentration der wässrigen Phase herangezogen. Ist die Konzentration in der wässrigen Phase größer als die, zur der am Boden bereits vorhandenen zugehörigen Gleichgewichtskonzentration, so kann ein Stofftransport aus der gelösten Phase an den Boden erfolgen. Diese Gleichgewichtskonzentration errechnet sich aus den Adsorptionsisothermen für den jeweiligen Schadstoff und Boden. Da bei der Altlast auch Bereiche mit hohen Konzentrationen vorkommen, wird das Modell nach Langmuir verwendet (vgl. Mohrlök 2009).

$$\frac{dm}{dt} = A_{\text{Boden}} \cdot \beta_{\text{Boden}} \cdot (c_A - c_{\text{ads}}^*) \quad (2)$$

A_{Boden} ... Oberfläche des Bodens
 β_{Boden} ... Stoffübergangskoeffizient
 c_{ads}^* ... Gleichgewichtskonzentrationen der adsorbierten Schadstoffmengen

Abbildung 2 zeigt den Mechanismus von Lösung und Adsorption.

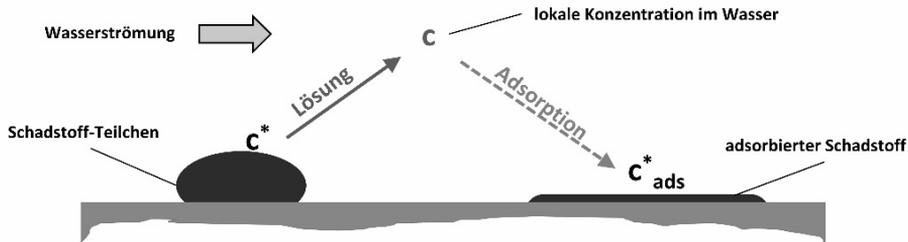


Abb. 2: Transportmodell für Lösung und Adsorption.

Zudem erfolgt vor allem für stärker kontaminierte Bereiche ein disperser Transport von Schadstoff mit der Wasserströmung. Der disperse Transport von Schadstoffpartikeln (Tröpfchen) ist abhängig von der Strömungsgeschwindigkeit des Wassers und von der Konzentration des Schadstoffes selbst. Der hier beschriebene Ansatz rechnet mit einem Proportionalitätsfaktor, welcher den Anteil des dispers transportierten Schadstoffes beschreibt. Abhängig von Konzentration des Schadstoffes und der vorherrschenden Strömungsgeschwindigkeit lässt sich der disperse Schadstoffstrom mit Hilfe dieses Faktors errechnen.

$$\frac{dm}{dt} = m_{\text{Schadstoff}} \cdot v_{\text{Poren}} \cdot k_{\text{dispers}} \quad (3)$$

k_{dispers} ...Faktor für dispersen Austrag aus Schadstoffmatrix

Zusammengefasst erfolgt eine numerische Betrachtung der einzelnen Zellen unter Verwendung aller dreier Transportmechanismen mit den zugehörigen Daten aus dem Strömungsmodell.

2.3 Anwendung des Rechenmodells

Über eine Auswahlliste können für einen Bereich die gewünschten Brunnen ausgewählt und deren Förderraten eingegeben werden. Das daraus errechnete Strömungsfeld wird mittels Potentiallinien dargestellt (vgl. Abbildung 3).

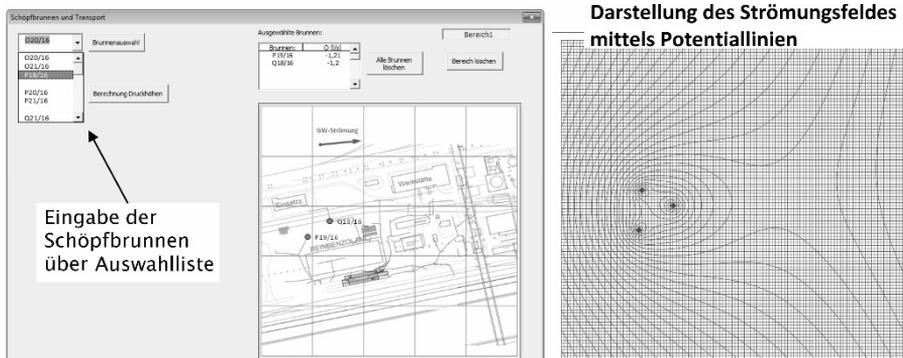


Abb. 3: Eingabebereich für Strömungsfeld (links), Errechnetes Strömungsfeld (rechts) (S-PEC 2018).

Für den Schadstoffaustrag aus den Schöpfbrunnen wird eine Betrachtungsdauer gewählt (vgl. Abbildung 4). Nach der Berechnung wird der bereichsbezogene und kumulierte Schadstoffaustrag angezeigt.

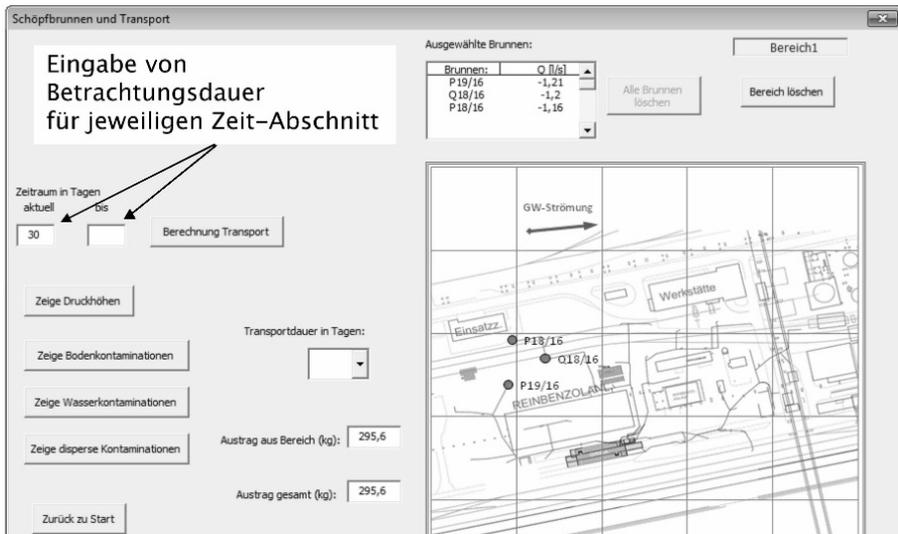


Abb. 4: Eingabebereich für den Schadstofftransport.

Die Graphiken der jeweiligen Kontaminationen können unmittelbar erstellt werden. Abbildung 5 zeigt die im Boden und Wasser verbliebenen Kontaminationen nach unterschiedlicher Betrachtungsdauer.

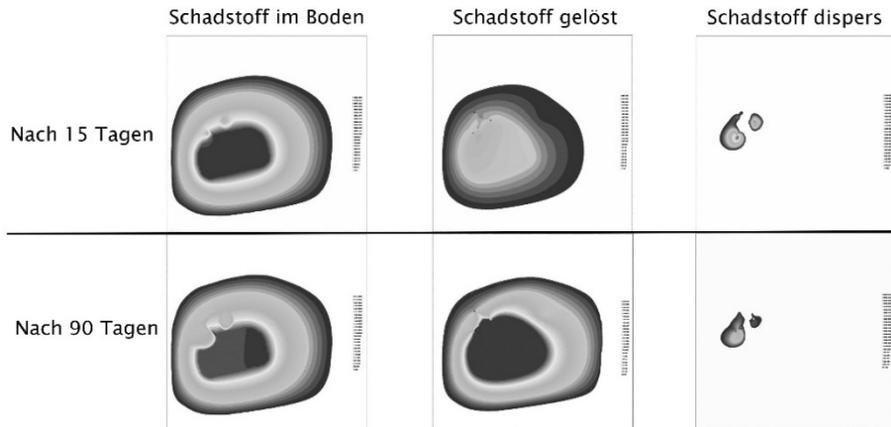


Abb. 5: Schadstoffkontaminationen nach unterschiedlicher Betrachtungsdauer (S-PEC 2018).

Parallel zur Berechnung werden für den jeweiligen Bereich Excel-Dateien erstellt, in denen die Daten der Austräge zusammengefasst und graphisch dargestellt sind.

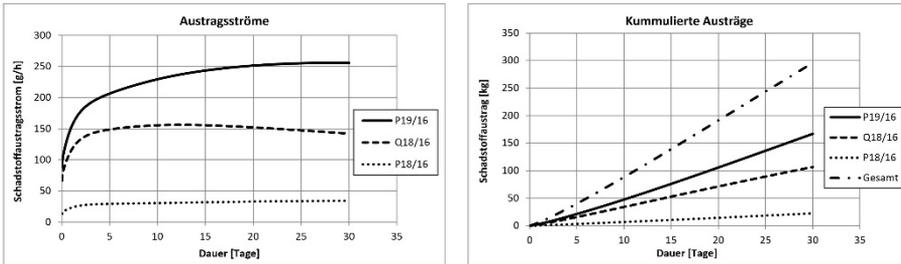


Abb. 6: Graphiken des Schadstoffaustrags in der Ergebnisdatei.

Ist für einen Bereich (Anordnung von Brunnen) der gewünschte Austragerfolg erreicht, kann ein neuer Bereich erstellt werden. Dafür wählt man wiederum eine neue Anordnung von Brunnen und deren Förderraten. Jeder neue Bereich schließt sinn gemäß an den vorherigen an. Dadurch wird als Startbedingung für einen neuen Bereich das Ergebnis des letzten Bereichs herangezogen. Dies betrifft nicht nur die aktuell errechneten Kontaminationen im Boden, sondern auch die jeweiligen Schadstoffkonzentrationen im Wasser (gelöst und dispers).

Für eine gewünschte Anordnung und Pumpdauer kann man somit den Verlauf des Schadstoffaustrags und die zu erwartenden Schadstoffmengen für jeden Bereich vorab abschätzen und das Modell langfristig kalibrieren.

LITERATUR

- Mohrlok, U. (2009) Bilanzmodelle in der Grundwasserhydraulik. Karlsruhe, Universitätsverlag Karlsruhe
- Sachverständigenbüro für Boden+Wasser GmbH (Sept. 2009) Sanierungsvariantenstudie zur Erlangung von Fördermitteln nach UFG für die Altlast „Kokerei Linz“
- S-PEC (2018) Homepage: <https://www.s-pec.at/Altlastensanierung/Remediation/>
- Umweltbundesamt (Mai 2009) Altstandort „Kokerei Linz“, Gefährdungsabschätzung und Prioritätenklassifizierung (§13 und §14 Altlastensanierungsgesetz)

Verfahrensoptimierung der in-situ Belüftung am Beispiel der Deponie „Heferlbach“

R. Prantl & C. Brandstätter
blp GeoServices gmbh, Wien, Österreich

J. Fellner
Institut für Wassergüte, Ressourcenmanagement und Abfallwirtschaft, Technische Universität Wien, Österreich

KURZFASSUNG: Seit 2012 wird das Verfahren der in-situ Belüftung an der Altablagerung Heferlbach in Schwechat bei Wien angewandt. Dabei wurde eine wissenschaftliche Begleitung durchgeführt, die unter anderem die Verfahrensoptimierung zum Ziel hatte. Dazu wurden zunächst in einem Teilbereich der Deponie über ein Jahr zahlreiche verschiedene Betriebsvarianten angewandt und evaluiert. Aus diesen Erkenntnissen und den Auswertungen des bisherigen Sanierungsverlaufes wurden individuell für jeden der 8 Teilbereiche der Deponie optimierte Betriebsführungsparameter entwickelt und umgesetzt. Ein Jahr nach der Optimierung erfolgte eine Evaluierung und erneute Anpassung, wo es erforderlich und sinnvoll war. Dieser Evaluierungs- und Optimierungsschritt wurde und wird in weiterer Folge jährlich durchgeführt, um die Effizienz des Verfahrens bis zum Betriebsende möglichst hoch zu halten.

1 EINLEITUNG

Das Verfahren der in-situ Belüftung hängt stark von mikrobiellen Abbauprozessen ab. Diese zeigen bei zunehmender Verfahrensdauer unweigerlich eine abnehmende Tendenz. Daher ist es bei längerer Sanierungsdauer wichtig, den Betrieb kontinuierlich anzupassen. Im Falle der in-situ Belüftung ist das im Wesentlichen die Kontrolle der Sauerstoffzufuhr für den aeroben Abbau. Die Zuführung des Sauerstoffs benötigt Energie durch den Betrieb der eingesetzten Verdichter, die zum Einblasen von Umgebungsluft und dem Absaugen des Reaktions-Gasgemisches benötigt werden.

Das gewünschte „Endprodukt“ bei der in-situ Belüftung ist die Mineralisierung organischer Substanz und dessen Austrag in Form von CO₂, der möglichst hoch sein sollte. Ein höherer CO₂-Anteil bedeutet eine bessere Ausnutzung des eingeblasenen Sauerstoffs. Der Faktor Kohlenstoff-Austrag (C-Austrag) pro aufgewendeter Energie ist somit aus ökonomischer und ökologischer Sicht eine wesentliche Größe für das Verfahren.

2 DEPONIE HEFERLBACH

Die Deponie Heferlbach wurde 1974 geschlossen und ist relativ geringmächtig (im Mittel ca. 3,5 Meter) bei einer vergleichsweise großen Fläche (ca. 6,5 Hektar) und einer länglichen Form (etwa 950 Meter lang). Seit 2012 wird das Verfahren der in-situ Belüftung angewandt. Die Maßnahme wird durchgeführt, um eine potentiellen Deponiegasmigration in benachbarte Kellerräumlichkeiten dauerhaft auszuschließen.

Aufgrund der besonderen geometrischen Situation konnte das Verfahren der Niederdruck-Belüftung nicht wie meistens üblich mit vertikalen Belüftungspegeln umgesetzt werden. Stattdessen wurden Horizontal-Bohrungen für den Einbau von Belüftungs- und Absaugsträngen durchgeführt. Aufgrund der großen Länge der Ablagerung wurde die Belüftungsanlage in 8 einzelnen Abschnitte unterteilt (siehe Abb. 1).

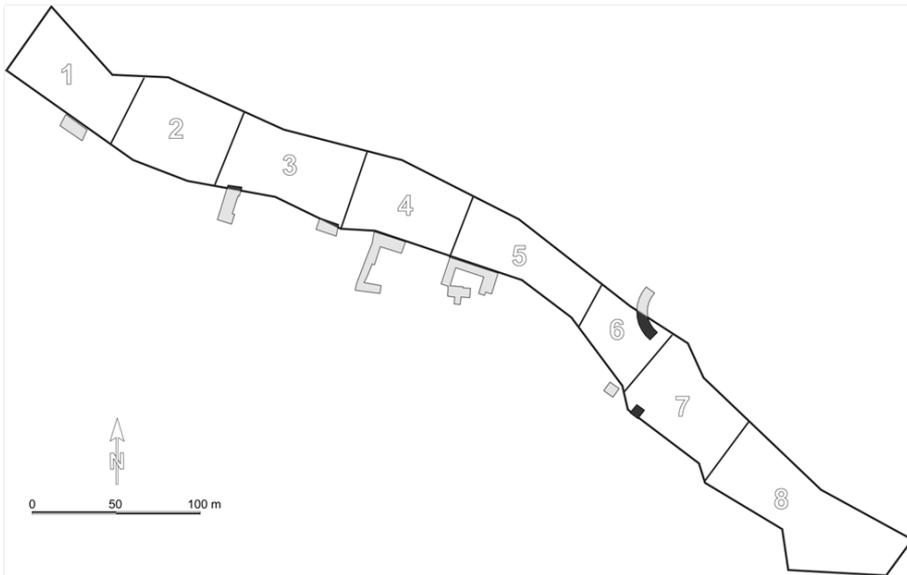


Abb. 1: Übersichtsskizze Altlast Heferlbach.

Diese Konfiguration der Anlage ermöglicht die unabhängige Betriebsweise und Überwachung der einzelnen Belüftungsabschnitte, was für den Betrieb und die Optimierung derselben sehr wichtig ist.

Parallel zum Betrieb wurde eine wissenschaftliche Begleitung durchgeführt, die die Bestimmung des realisierbaren Stabilisierungsgrads, eine kontinuierliche Evaluierung des Sanierungsfortschritts und die Verfahrensoptimierung zum Ziel hat (Brandstätter 2017).

3 UNTERSUCHUNG ALTERNATIVE BETRIEBSWEISEN

Um ein stabiles „Einfahren“ der in-situ Belüftungsmaßnahme zu gewährleisten, wurde zunächst für ein Jahr die gesamte Anlage im Standardbetrieb mit den vorab definierten Belüftungs- und Absaugraten betrieben.

Nach diesem ersten Jahr wurden an einem der acht Abschnitte zahlreiche unterschiedliche Betriebsvarianten nacheinander in einem gestaffelten Testlauf durchgeführt. Dabei wurden die folgenden Alternativen temporär (zeitlich hintereinander für die Dauer von jeweils 2 bis 12 Wochen) umgesetzt und in Hinblick auf den C-Austrag und den Energieaufwand untersucht:

- Schrittweise Verringerung der Belüftungs- und Absaugraten bei gleichbleibendem Verhältnis zueinander,
- Schrittweise Steigerung der Belüftungs- und Absaugraten bis zum Maximum,

- Variation des Verhältnisses von Belüftungs- und Absaugrate,
- Intermittierender Betrieb (z.B. zwei Wochen „normale“ Belüftung/Absaugung und anschließend zwei Wochen kompletter Anlagenstopp, usf.),
- Temporärer Wechsel der Belüftungs- und Absaugstränge (Belüftungsstränge werden temporär zu Absaugsträngen und umgekehrt) und
- Kombination aus 4 + 5.

Die Untersuchung der Varianten erfolgte mittels Bodenluftmessungen, FID-Begehungen und vor allem mit der Auswertung der Betriebsdaten inkl. Energieverbrauch der Belüftungsanlage. Dabei wurden Betriebskenngrößen wie kg C / d bzw. kg C / kWh ermittelt. Der C-Austrag wurde über die allgemeine Gasformel aus den Onlinedaten der Anlage bestimmt, und der Energieverbrauch wurde linear über Verbrauchsdaten aus dem ersten Jahr approximiert.

Es zeigte sich, dass die größten Mengen an ausgetragenen Kohlenstoff pro Zeit bei den Varianten mit hohen Absaugraten erreicht wurden. Diese Varianten haben jedoch auch einen hohen Energieverbrauch. Die besten Ergebnisse für die Mengen an ausgetragenen Kohlenstoff pro aufgewendeter Energie wurden bei intermittierendem Betrieb und/oder bei einem temporären Wechsel der Belüftungs- und Absaugstränge erreicht. Bei diesen Varianten wurden Austragsraten von ca. 100 kg C / d bzw. ca. 3,0 kg C / kWh erreicht.

4 UMSETZUNG DER BETRIEBSOPTIMIERUNG UND EVALUIERUNG

Aufbauend auf den Erkenntnissen aus diesen Variantenuntersuchungen sollten nun Empfehlungen für die weitere optimierte Betriebsführung erstellt werden. Dabei zeigte sich zunächst, dass sich die acht einzelnen Belüftungsabschnitte ganz gravierend voneinander unterscheiden bzw. im bisherigen Belüftungsverlauf unterschieden haben. Und zwar hinsichtlich:

- Anteile an Hausmüll und TOC,
- Belüftungs- und Absaugmengen,
- O₂-Verbrauch und O₂-Nutzungsgrad und
- C-Austrag gesamt, C-Austrag pro Tag, C-Austrag pro Energieverbrauch.

Tab. 1: Übersicht über die einzelnen Deponieabschnitte.

Belüftungsabschnitt	Gesamtvolumen	Hausmüll	Belüftung	Absaugung
Einheit	[m ³]	[vol. Anteil %]	[m ³ t ⁻¹ TG HM]	[m ³ t ⁻¹ TG HM]
A01	27.200	40,2	792	1.636
A02	29.700	56,7	452	1.037
A03	31.100	65,3	396	931
A04	31.600	72,2	368	816
A05	26.800	60,0	323	1.078
A06	12.600	45,2	870	1.806
A07	33.500	85,5	332	772
A08	42.200	55,2	273	844

Anmerkung: Datenstand war 31.3.2017, d.h. etwa fünf Jahre Belüftungsbetrieb.

Daraus wurde abgeleitet, dass auch die Empfehlungen für die weitere optimierte Betriebsführung für jeden der 8 Abschnitte einzeln definiert werden müssen. Es wurde für jeden Abschnitt der bisherige Verlauf charakterisiert, das Ziel für die Optimierung definiert und daraus die folgenden Anpassungen abgeleitet:

- Abschnitt 1: Deutliche Reduktion der Raten bei Dauerbetrieb,
- Abschnitt 2 bis 4: Raten gleichbleibend, jedoch Änderung der Betriebsweise auf monatsweise Umkehrung der Belüftungs- und Absaugstränge,
- Abschnitt 5: Geringfügige Erhöhung der Raten bei Dauerbetrieb,
- Abschnitt 6: Raten gleichbleibend, jedoch Änderung der Betriebsweise (monatsweise abwechselnd: Anlage AUS / Umkehrung der Stränge),
- Abschnitt 7: Raten vorerst gleichbleibend hoch bei Dauerbetrieb und
- Abschnitt 8: Raten gleichbleibend, jedoch Änderung der Betriebsweise auf monatsweise Umkehrung der Belüftungs- und Absaugstränge.

Diese Umstellung erfolgte Anfang 2015 und nach einem Jahr mit diesem geänderten Betrieb wurden die 8 Abschnitte wieder hinsichtlich C-Austrag und Effizienz überprüft. Die folgende Abbildung zeigt den Kohlenstoffaustrag in Kilogramm pro Tag (als saisonal bereinigtem Trend).

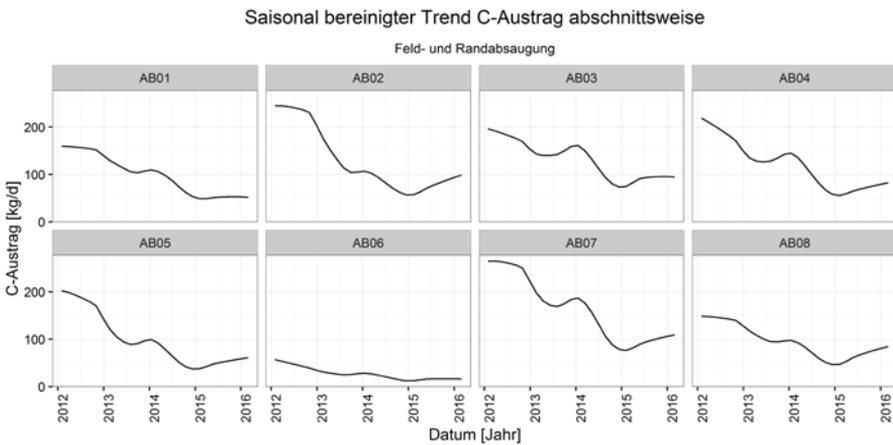


Abb. 2: Saisonal bereinigter Trendverlauf C-Austrag (Stand 1.3.2016).

Dabei zeigte sich zunächst, dass der Austrag vor der Optimierung Anfang 2015 in allen 8 Abschnitten schon stark rückläufig ist (aufgrund der abnehmenden Tendenz bei mikrobiellen Abbauprozessen) und im Mittel bei ca. 50 kg/d lag. Durch die Optimierung der Betriebsweisen ab 2015 konnte dieser Rückgang beim C-Austrag jedoch überall gestoppt, bzw. teilweise sogar umgekehrt werden (evident in den Diagrammen ab 2015). Der C-Austrag steigerte sich wieder auf bis zu 100 kg/d.

Besonders stark war die Verbesserung in AB02, AB04, AB05, AB07 und AB08 zu erkennen. Bei den Abschnitten AB01 und AB06 war nicht mehr eine Steigerung des Austrages das primäre Ziel, sondern eine Steigerung der Effizienz, was durch die Verringerung des Energieaufwandes bei gleichbleibendem Austrag erreicht wurde.

Nach dieser Auswertung im Jahr 2016 erfolgt eine erneute Adaption der Betriebsführung. Diese ist in der folgenden Abb. 3 ab Mitte 2016 gut erkennbar.

Saisonal bereinigter Trend C-Austrag abschnittsweise

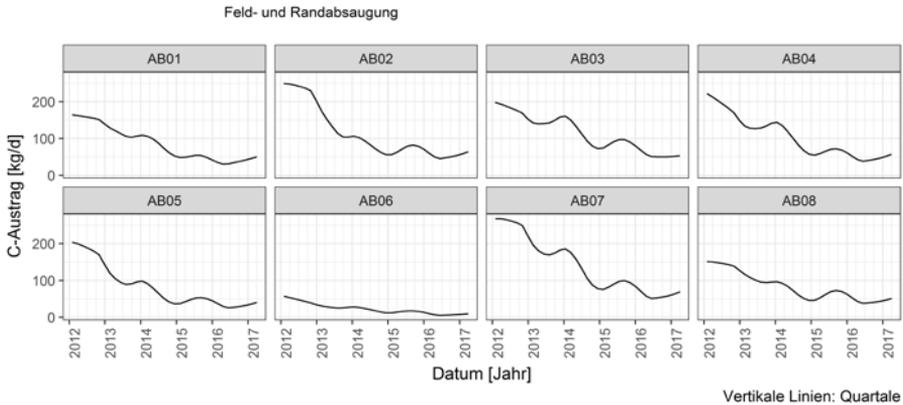


Abb. 3: Saisonal bereinigter Trendverlauf C-Austrag (Stand 31.03.2017).

Auch hier zeigte sich wieder unmittelbar der positive Effekt. Bei den Abschnitten AB01, AB02, AB04 und AB07 konnte eine Steigerung des Austrages erzielt werden. Bei anderen Abschnitten lag wiederum die Steigerung der Effizienz durch eine Verringerung des Energieaufwandes im Vordergrund (z.B. AB03 und AB06).

Um den Erfolg der Optimierung noch besser beurteilen zu können, wurde ein Abbaumodell erster Ordnung - kalibriert (numerisch optimiert) anhand einer etwa 2,5-jährigen Betriebsdauer (vor Beginn der Optimierungsmaßnahme) - herangezogen. Dieser Weg des Vergleichs wurde gewählt, da sich auf der Altablagerung mit zunehmender Mineralisierung der organischen Substanz zwangsläufig eine Reduktion der Abbautätigkeit einstellt. Das Modell wurde anhand der Daten von Februar 2012-Oktober 2014 kalibriert und auf den Zeitraum 2015 bis 2017 angewandt. Bei den meisten Abschnitten liegt der C-Austrag durch die Betriebsoptimierung deutlich über jenem Austrag der gemäß Modellrechnung ohne Optimierung erfolgt wäre. Besonders deutlich ist die Steigerung bei den Abschnitten 01, 02, 05, 07 und 08 erkennbar (siehe Abb. 4).

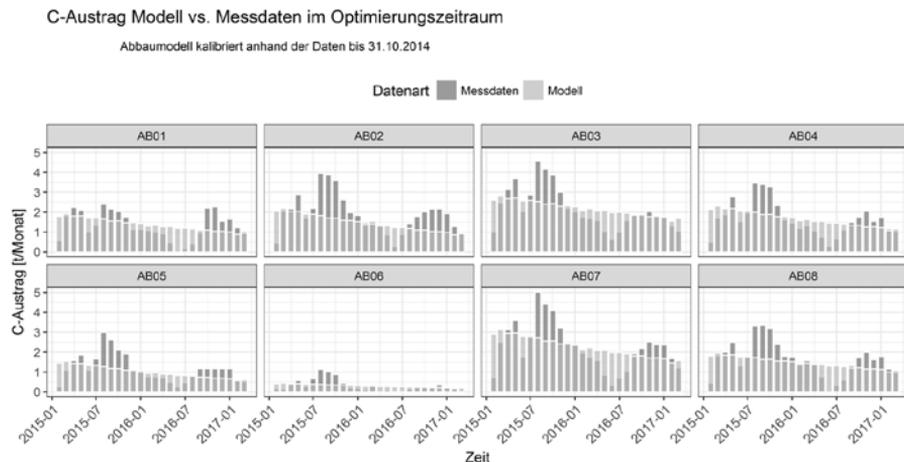


Abb. 4: C-Austrag im optimierten Modell vs. C-Austrag durch Optimierungsmaßnahme.

Betrachtet man den C-Austrag bezogen auf die aufgewendete Energie (Abb. 5) wird ersichtlich dass die Effizienz des Verfahrens in den ersten Jahren massiv abnimmt. Liegen die Werte zu Beginn noch größtenteils bei 5 – 8 kg C / kWh, liegen sie nach 3 Jahren bei ca. 1 - 2 kg C / kWh mit weiterer abnehmender Tendenz.

Durch die beiden Optimierungsschritte 2015 und 2016 kann der C-Austrag erhöht und/oder der Energieverbrauch gesenkt werden, wodurch sich die Werte für den C-Austrag pro Energie in allen Abschnitten nochmals deutlich steigern ließen.

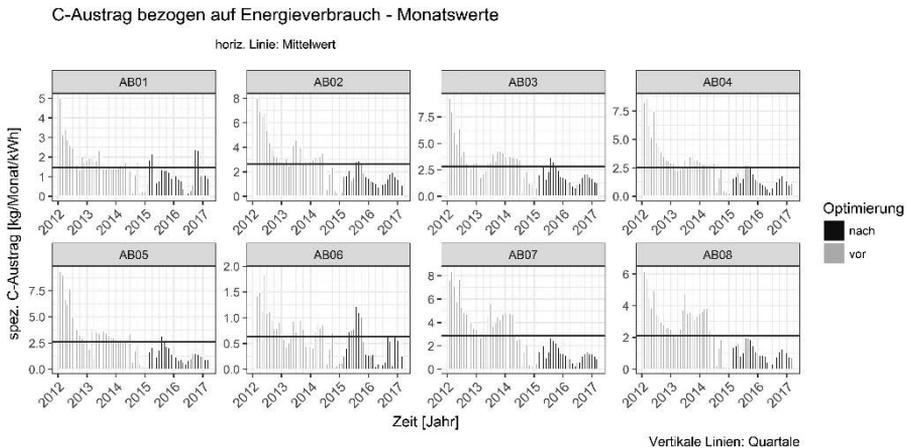


Abb. 5: C-Austrag bezogen auf die aufgewendete Energie.

5 SCHLUSSFOLGERUNG BZW. ZUSAMMENFASSUNG

Die durchgeführten jährlichen Evaluierungs- und Optimierungsschritte führten zu einer deutlichen Steigerung der Effizienz des Verfahrens hinsichtlich C-Austrag pro Zeit bzw. C-Austrag pro Energie. Eine solche laufende Evaluierung sollte auch für andere Belüftungsprojekte zugrunde gelegt werden, um das Verfahren effizient zu halten.

Es wird auch deutlich, dass es sehr hilfreich sein kann, bei der in-situ Belüftung von Deponien, einzelne Teilbereiche einer Deponie getrennt betreiben und steuern zu können. Die Deponie Heferlbach stellt sich (wie alle alten Hausmülldeponien) sehr inhomogen hinsichtlich Organik und deren Abbaubarkeit dar.

LITERATUR

Brandstätter, C., Prantl, R., Laner, D., Fellner, J. (2017) *Planung, Durchführung und Dokumentation von wissenschaftlichen und technischen Untersuchungen zur Betriebsoptimierung der Altlastabsicherung „Heferlbach“*. Abschlussbericht.

Multifunktionale Sicherung der Altlast K20 „Kalkdeponie I/II“ in Brückl, Kärnten

H. Kraiger

Geologie-Wasser-Umwelt GmbH, Salzburg, Österreich

KURZFASSUNG: In der Altlast K20 - rund 1 km südlich von Brückl im unteren Gurktal in Kärnten – wurden 1926 bis 1981 unter anderem Karbidkalk sowie CKW- (Chlorkohlenwasserstoff) und quecksilberbelastete Abfälle abgelagert. Mittels Bescheid wurde 2009 die Räumung der Altlast vorgeschrieben. Nach dem Auffinden von HCB in 11/2014, unter anderem in Lebensmitteln, in der Nähe des mit der Verwertung des belasteten Kalkschlammes beauftragten Zementwerkes, wurde die Räumung der Altlast beendet. Nachdem eine neuerliche europaweite Ausschreibung für die Behandlung des belasteten Kalkschlammes erfolglos geblieben war, musste ein neues Sicherungskonzept entwickelt werden. Dieses sieht vor, die Altlast vor Ort abzudichten. Im Oberflächenbereich wird ein multifunktionales und mehrlagiges Abdichtungssystem aus Geokunststoffen errichtet. Um eine Anreicherung von CKW unterhalb des Dichtungssystems zu verhindern, wird dieser Bereich besaugt. Die abgesaugte Bodenluft wird über Aktivkohlefilter gereinigt. Als zweiter Teil der Sicherung werden allseitig Schlitzdichtwände bis in Tiefen von 33 Meter errichtet. Mittels 20 Brunnen werden rund 62 l/s Grundwasser innerhalb der Dichtwand abgepumpt und mittels Aktivkohle gereinigt. Beprobung und Analytik von 12 Grund- und Oberflächenmessstellen, Immissionskontrollen mittels standardisierter Graskultur sowie die automatisierte Erfassung von Luftschadstoffen vervollständigen das umfassende Beweissicherungsprogramm.

1 EINLEITUNG

In der Altlast K20 rund 1 km südlich von Brückl im unteren Gurktal in Kärnten wurden 1926 bis 1981 unter anderem Karbidkalk sowie CKW- und quecksilberbelastete Abfälle abgelagert. Der abgelagerte Karbidkalk ist ein Nebenprodukt, das bei der Erzeugung von Acetylen durch eine Umsetzung von Kalziumkarbid mit Wasser (Nebenprodukte Kalkmilch bzw. Karbidkalk) entsteht. Zusätzlich wurden CKW-haltige Filtermassen bzw. CKW-haltige Schlämme abgelagert. Als CKW sind vor allem Tetra- und Trichlorethen, Hexachlorbutadien, Hexachlorethan und Hexachlorbenzol (HCB) anzuführen. Die Gesamtmenge der CKW wurde seitens des Umweltbundesamtes auf eine Größenordnung von 100 – 1.000 Tonnen geschätzt. Weiters wurden Bodenaushub, Bauschutt und andere Materialien abgelagert. Die Gesamtkubatur wurde mit 276.000 m³ angeschätzt, die Ablagerungsfläche beträgt rund 27.000 m².

Die Ablagerungen können in einen älteren südlichen/südwestlichen (I) und einen jüngeren nördlichen/ nordöstlichen Abschnitt (II) untergliedert werden. Ab 1926 wurden auf dem natürlichen Gelände Abfälle in Form einer Haldenschüttung abgelagert. Um das Zerfließen des abgelagerten Schlammes zu verhindern, wurden bereichsweise beckenhafte Kompartimente hergestellt.

Die Mächtigkeit der abgelagerten Abfälle kann auf Basis durchgeführter Bohrungen mit 11 bis 15 Meter angegeben werden. Die Deponie wurde nach Abschluss der Ablagerungen mit Erdmaterial abgedeckt und rekultiviert.

Die Deponiesohle liegt lokal im Grundwasser. Der Untergrund besteht aus sandigen Kiesen mit lokal begrenzten feinkörnigeren Zwischenschichten und ist gut durchlässig. Die quartären Sedimente erreichen stellenweise eine Mächtigkeit von über 100 Meter und werden von Phylliten begrenzt.

Im Grundwasser wurden hohe CKW-Gehalte festgestellt, die auf Schadstoffemissionen aus den Ablagerungen zurückzuführen sind. Untersuchungen im Deponiekörper (2008) zeigten darüber hinaus punktuell eine erhebliche Belastung mit Quecksilber. Bereichsweise wurden diese in deutlich auffälligen Horizonten mit Auffüllmaterial nachgewiesen. Erhöhte Quecksilberbelastungen im Grundwasser waren nicht nachweisbar.

Die Altlast K20 wurde seitens des Umweltbundesamtes 2004 in die Prioritätenklasse 1 eingestuft.

Ein wasserpolizeilicher Auftrag aus 1995 führte zu ersten Sicherungsschritten. So wurden im Zeitraum von 1995 bis 2002 Zug um Zug 37 flächendeckend situierte Bodenluftabsaugpegel errichtet und samt Bodenluftreinigungsanlage (Aktivkohlefilter) betrieben. Dabei wurden mehr als 10 Tonnen CKW entfernt.

2 SANIERUNGSPROJEKT

Ende 2009 erfolgte wiederum per Bescheid eine Verpflichtung zur Umsetzung eines Räumungsprojektes. Dieses sah vor, die Altlast binnen 7 - 10 Jahren vollständig zu räumen und alle Anschüttungen je nach Schadstoffgehalt zu verwerten, zu entsorgen oder zu behandeln.

Das Sanierungsprojekt baute auf den Ergebnissen einer Variantenstudie auf. Auf Basis einer Förderzusicherung des Bundesministers für Land- und Forstwirtschaft, Umwelt und Wasserwirtschaft (BMLFUW) wurde ein Fördervertrag zwischen BMLFUW, vertreten durch die KPC, und dem Eigentümer der K20 abgeschlossen.

Einen zentralen Drehpunkt der Räumungsaktivitäten bildete der sogenannte Manipulationsbereich, seitlich parallel zur Altlast angeordnet. Er enthielt ein asphaltiertes Pufferlager zur Zwischenlagerung und Beprobung geräumter Abfälle, ein Pufferbecken zur Retention von Niederschlagswässern sowie einen vom Zwischenlager getrennten Verladebereich, in dem Transportfahrzeuge mit den jeweiligen Abfällen beladen werden (siehe Abb. 1). Insgesamt standen 42 Lagerboxen zur Aufnahme von jeweils bis zu 50 Tonnen Aushubmaterial zur Verfügung.

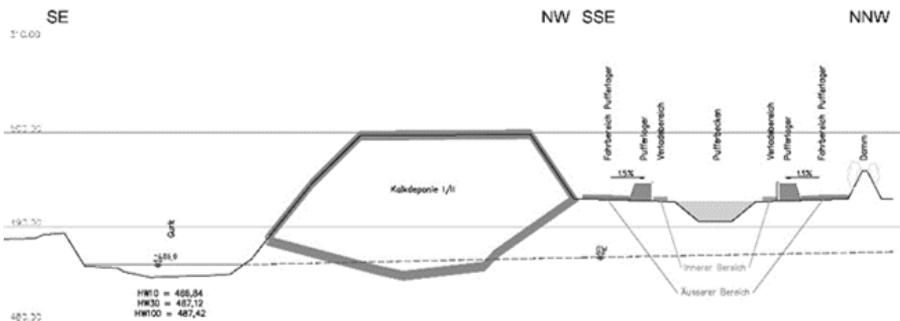


Abb. 1: Systemschnitt Altlast K20 mit Manipulationsbereich.

Der Abtransport von Abfällen erfolgte mittels LKW. Alle geeigneten Kalkschlämme wurden einer stofflichen Verwertung in der Zementindustrie, übrige Abfälle je nach Belastungsausmaß einer Deponie/einer Behandlungsanlage zugeführt.

Im Zuge des Aushubs erfolgte eine sorgfältige Trennung der Abfälle. Dabei wurden die im Erscheinungsbild hellen Kalkschlämme getrennt von sonstigen Abfällen in das

Pufferlager verbracht. Die Zuweisung erfolgte durch einen Chemiker vor Ort. Geruchlich auffällige Bereiche (CKW) wurden bevorzugt kleinräumig ausgehoben. Hochbelastete Kleinmengen wurden sofort in Mulden umgelagert und abgedeckt. Im Pufferlager erfolgte die Beprobung der Abfälle. In Abhängigkeit von den Analyseergebnissen erfolgte die Zuweisung zu deponierbaren oder behandelbaren Abfällen bzw. zu für eine Verwertung vorgesehenem Material.

Ein 2-stufiges EU-weites Vergabeverfahren war Basis für die Umsetzung der Leistungen in zwei Losen:

- Los 1 "Thermische Verwertung Kalkschlamm inklusive Transport" und
- Los 2 "GU Bau-, Entsorgungs- und Transportleistungen".

Nach vorbereitenden Arbeiten im Herbst 2011 sowie im Frühjahr 2012 erfolgte Ende Mai 2012 der Räumungsbeginn. Das Aushubmaterial besaß günstige Eigenschaften, es war sehr feucht, nicht staubend und zeigte eine sehr gute Standfestigkeit. Zudem erfolgte bei Regen praktisch keine Erosion. Um jedoch eine Befahrbarkeit für den Aushub und den Transport zu ermöglichen, musste freigelegter Kalkschlamm generell mit Zwischenbodenmaterial abgedeckt werden.

Die Arbeiten erfolgten zügig, wenngleich mehrere unerwartete Vorkommnisse ständig eine flexible Bearbeitung durch alle Beteiligten erforderlich machte:

2.1 Störstoffentfernung Kalk

Bereits wenige Tage nach Räumungsbeginn wurde aufgrund von Hinweisen des Verwerfers bzw. als Folge aufgetretener Schäden in Förderanlagen festgestellt, dass sich im Kalkschlamm immer wieder Störstoffe (zumeist Steine, tw. auch harte Kalknollen) unterschiedlicher Größe befanden.

Um eine vertragskonforme Mengenerstellung der zu verwertenden Kalkschlämme dauerhaft zu ermöglichen, wurden verschiedene Maschinen zur Störstoffentfernung getestet. Am zweckmäßigsten wurde ein elektrisch betriebenes Fingersieb eingestuft. Dieses wurde ab Mai 2013 innerhalb des Schwarzbereichs teileingehaust betrieben. Die hohe Feuchte des Kalkschlammes verhinderte eine Staubemission gänzlich, zusätzlich wurde zur Hintanhaltung von CKW-Geruch eine Absauganlage samt Aktivkohlefilter eingebaut.

2.2 Gasflaschen und Detektion

Im Sommer 2013 wurden unerwartet inmitten von Kalkablagerungen alte Gasflaschen mit Hinweisen auf Chlorgasbefüllung angetroffen. Untersuchungen ergaben entweder eine belegte Entleerung (Bohrungen in den Flaschen) oder in einem Falle eine Befüllung mit Wasser.

Nachdem nicht vollständig ausgeschlossen werden konnte, dass dennoch zumindest teilweise mit Chlorgas befüllte Flaschen abgelagert wurden und diese bei einer Räumung mit Großgerät beschädigt werden könnten, wurden vorab durchzuführende flächige geomagnetische Messung der Aushubbereiche durch eine sonst mit Kampfmittelauffindung beschäftigte Spezialfirma durchgeführt.

2.3 Weitere Ergänzung der Baustelleneinrichtung

Im zentralen Bereich der Altlast wurde unerwartet ein buntes Ablagerungsgemisch mit tw. hohen Lösungsmittel- und Hg-Gehalten (Holz, Kunststoff, Metallteilen und asbesthaltigen Klingerit-Dichtungen, Steinblöcke) angetroffen. Derartige Ablagerungen werden von externen Behandlungsanlagen nicht übernommen. Es war daher notwendig, eine Störstoffseparation vor Ort vorzuhalten und nach Bedarf zu betreiben.

Die Separation erfolgte durch Siebung in einem modularen Hallensystem (Zelt). Die erfasste Hallenluft wurde mittels Aktivkohlefilter gereinigt.

2.4 Beendigung der Räumung

Nach dem Auffinden von Hexachlorbenzol im November 2014, unter anderem in Lebensmitteln, in der Nähe des mit der Verwertung des belasteten Kalkschlammes beauftragten Zementwerkes, wurde die Räumung der Altlast beendet.

Eine europaweite Ausschreibung für eine erneute Vergabe für Transport und Behandlung des belasteten Kalkschlammes ergab, dass die „Projektsicherheit in rechtlicher, technischer, terminlicher und ökonomischer Hinsicht bei Fortsetzung der Räumung nicht gegeben“ wäre.

3 SICHERUNGSPROJEKT

Zur Abklärung möglicher alternativer Maßnahmen wurde auf die Ergebnisse der durchgeführten Variantenstudie zurückgegriffen. Nachdem die ursprünglich bestgeeignete Sanierungsvariante (Verwertung) aktuell nicht mehr möglich war, wurde eine Sicherung der Altlast vor Ort vorgeschlagen. Die Umstellung von Sanierungsmaßnahmen auf eine Sicherung der verbliebenen Altlast musste höchstmögliche Anforderungen erfüllen. Oberste Behördenvorgabe war die Reduktion der Emissionen in die Luft und in das Grundwasser auf das geringstmögliche Niveau. Hinsichtlich Luft wurden sehr strenge vorsorgliche Immissionsgrenzwerte vorgegeben.

3.1 Geländeprofilierung

Aufgrund der plötzlichen Beendigung der Räumungsmaßnahme sowie der Vorgabe der Behörde alle offenen Bereiche mit Vliesen abzudecken bzw. zu überschütten bestand eine sehr unregelmäßige Morphologie des verbliebenen Altlastkörpers.

In Bereichen mit geringer Neigung, lokalen Mulden oder zu steiler Böschungsneigung erfolgte als Geländeausgleich der Einbau eines gut abgestuften Schüttmaterials.

3.2 Errichtung vertikaler Bodenluftsonden und horizontaler Bodenluftflächenfilter

Auf dieser neu geschaffenen Oberfläche wurden in gleichmäßiger Verteilung 26 vertikale Bodenluftsonden errichtet, so dass auch der gesamte Ablagerungskörper bis knapp oberhalb des Grundwasserspiegels besaugt werden kann. Die Köpfe dieser Bodenluftsonden wurden mittels Saugleitungen (PE-Rohre DA63) an eine Saugstation angeschlossen.

Weiters erfolgte auf der neu hergestellten Oberfläche die Aufbringung einer Kies-schicht (40 cm; 16-32 mm). Innerhalb des Flächenfilters wurden in regelmäßigen Abständen Saugleitungen (PE-Rohre gelocht DA63) verlegt. Diese wurden ebenfalls mittels Saugleitungen an eine Saugstation angeschlossen.

3.3 Errichtung einer multifunktionalen Oberflächenabdichtung

Oberhalb des Bodenluftflächenfilters wurde eine

- Bentonitmatte (11 kg/m²) mit dem langfristig beständigen Ca-Bentonit verlegt. Darüber folgt eine
- Aktivkohlematte/ mit 2 kg/m² Aktivkohlefüllung, sowie eine
- LDPE Membran mit integrierter CKW-dichter Aluminiumfolie.

Diese garantiert auch langfristig aufgrund der integrierten Metallschicht dauerhaft die Abdichtung gegenüber den diffusionsfreudigen chlorierten Kohlenwasserstoffen.

Die gesamte Abfolge bietet in Verbindung mit der Bodenluftabsaugung eine langfristige Sperrwirkung gegenüber CKW. Durch die permanente Absaugung der Bodenluft wird die Anlagerung von CKW am Dichtsystem minimiert. Ein Weiterwandern von CKW wird so langfristig unterbunden.

3.4 Errichtung eines Kontrollflächenfilters und einer Oberflächenentwässerung

Oberhalb der mehrlagigen Dichtungsschicht wurde erneut eine 20 cm starke Kies-schicht (16-32 mm) inklusive Saugleitungen (PE-Rohre gelocht DA63) verlegt. Um ein Abgleiten des Kiesel auf der glatten Oberfläche der LDPE-Membran zu unterbinden, wurden 2 Lagen eines entsprechend dimensionierten Geogitters verlegt. Zu Fassung und Ableitung von unbelasteten Oberflächenwässern wurde oberhalb des Kontrollflächenfilters ein Drainageelement verlegt und mit rund 50 cm Oberboden und Humusaufgabe überschüttet. Der Einbau von Geogittern war auch hier erforderlich.

3.5 Bodenluftabsauganlage

Die in den Kiesflächenfiltern verlegten Absaugleitungen wie auch die vertikalen Bodenluftsonden wurden mit einer außerhalb der Altlast situierten Bodenluftabsauganlage verbunden. Insgesamt wurden 64 Saugleitungen im Bereich der Absauganlage an einzelne Vakuumpumpen angeschlossen. Insgesamt werden so kontinuierlich 64 x 10 m³/h abgesaugt. Die Vakuumpumpen wurden inkl. Steuer-, Mess- und Regeltechnik in einem Container eingebaut. Die Saugleitungen wurden jeweils mit einer Probenahmemöglichkeit und einem Kondensatabscheider ausgestattet. Zur Ermittlung der Druckverhältnisse im Flächenfilter wurden ½-Zoll-Vollrohr-Leitungen parallel zu den Saugleitungen verlegt (Druckerfassung an 38 Punkten).

3.6 Bodenluftreinigung

Bei Betrieb der Absauganlage werden 640 m³/h belastete Luft einer Reinigungsanlage zugeführt. Die Absaugung aus der Altlast und die Weiterführung zur Reinigungsanlage erfolgen durch dieselbe Vakuumpumpe. Bei Abschaltung der Absaugung oder einem Ausfall erfolgt somit auch keine Weiterleitung der Abluft.

Die Filteranlage ist in einem mobilen Container situiert und wird mit 14,0 m³ Aktivkohle befüllt, dies entspricht in etwa 7 Tonnen. Das Reingas wird über eine Leitung DA200 zum Abluftkamin abgeführt.

Die optimale Situierung des Kamins wie auch die erforderliche Höhe wurden durch die TU Graz - Institut für Verbrennungskraftmaschinen und Thermodynamik ermittelt. Die Abluft wird gemäß dieser Berechnung über einen 15 Meter hohen Kamin abgeleitet. Der Kamin ist in Nirostaqualität (DN100) ausgebildet.

3.7 Dichtwandumschließung und Grundwasserhaltung

Die geplante Rückhaltung von belastetem Grundwasser aus dem Bereich der Altlast umfasst folgende Maßnahmen:

- Errichtung einer Dichtwand mit einer Wandfläche von 22.000 m²; Länge 900 Meter,
- Herstellung von 32 Grundwasserbrunnen (20 Absenk-, 4 Schluck- und 8 Kurzschluss-Brunnen),
- Herstellung von 17 Kontrollpegeln zur Überwachung der Spiegeldifferenz zwischen innen und außen,
- Grundwasserhaltung als hydraulische Maßnahme mit Entnahme von 62 l/s,
- Reinigung des gepumpten Grundwassers mittels Aktivkohleanlage,

- Wiederversickerung von 32 l/s gereinigtem Grundwasser in 4 Schluckbrunnen und
- Ableitung von 30 l/s gereinigtem Grundwasser und Verwendung als Kühlwasser.

Basis für die Konzipierung der Umschließungs- und Grundwasserhaltungsmaßnahme waren geologisch-hydrogeologische Erkundungen sowie die Erstellung eines Grundwassermodells. Aus den Bodenaufschlüssen konnte für den Südteil der Altlast ein gering durchlässiger Horizont (Zwischenstauer, schluffig-feinsandige, teilweise feinkiesig Mächtigkeit 4 – 6 Meter) dokumentiert werden.

Aufbauend auf dem kalibrierten Modell wurden 13 Lastfälle gerechnet, in der schrittweise die nunmehr umgesetzte Maßnahme erarbeitet wurde.

Der o.a. Zwischenstauer ermöglichte im Südbereich Schlitzwandtiefen von rund 17 Meter (Wandstärke 60 cm), im übrigen Trassenbereich von 30 – 33 Meter (Wandstärke 80 cm). Die Herstellung erfolgte während der Wintermonate mit 2 Seilbaggern im 24-Stunden-Betrieb (Mo-Fr). Am Südende der Altlast wurde aus technischen Gründen die Dichtwand in Form von DSV-Halbsäulen ausgeführt.

3.8 Grundwasserreinigung

Die Grundwasserreinigungsanlage wird aus Aktivkohlesilos mit einem Fassungsvermögen von jeweils 18 m³ (9 Tonnen) errichtet. Es ergibt sich unter der Annahme eines jährlichen Tausches der CKW-belasteten Kohle das Erfordernis von 5 Silos mit insgesamt 45 Tonnen Aktivkohle. Die Anlage wird 2-stufig errichtet, sodass insgesamt 2 x 5 Silos mit 90 Tonnen Aktivkohle bereitgestellt werden.

Die Reinigung (62 l/s bzw. 224 m³/Std) erfolgt durch den ersten Filter, der nachgeschaltete zweite Filter bildet den Polizeifilter.

3.9 Beweissicherung, Umweltmonitoring

Die Altlast wie auch deren Umfeld wird im Zuge eines detaillierten Beweissicherungsprogramms dokumentiert. Neben der Erfassung der Reinigungswirkung der Bodenluft- und der Grundwasserreinigungsanlage erfolgen die Beprobung und Analytik von 12 Grund- und Oberflächenwassermessstellen, Immissionskontrollen der Luft mittels standardisierter Graskultur sowie die automatisierte Erfassung von flüchtigen Luftschadstoffen.

Obwohl aktuell die Umsetzung aller Maßnahmen noch nicht zur Gänze abgeschlossen ist, zeigen sich bereits in allen Bereichen markante Verbesserungen der Umweltsituation.

4 ZUSAMMENFASSUNG

Die Altlast K20 wurde nach Abbruch der Räumungsmaßnahme durch ein System aus multifunktionalen Oberflächendichtungselementen, einer flächendeckenden Bodenluftabsaugung, einer Umschließung mittels Dichtschlitzwand sowie laufenden Grundwasserhaltungsmaßnahmen gesichert. Die zugehörigen Reinigungsanlagen für abgesaugte Bodenluft und abgepumptes Grundwasser werden im Sommer 2018 in Vollbetrieb gehen in.

Aktuelle Daten aus der umfangreichen Beweissicherung lassen eine markante Verbesserung der Umweltsituation erwarten.

Das ausgeführte bislang einzigartige Sicherungsprojekt wurde von allen beteiligten Auftragnehmern fristgerecht umgesetzt.

Komplexe Grundwassersanierung mittels Airsparging an einem ehemaligen Ölhafen des Militärs

M. Alter & G. Schrauwen

Arcadis Germany GmbH, Darmstadt, Deutschland

P. Sommerhuber

Arcadis Austria GmbH, Wien, Österreich

KURZFASSUNG: Im nachfolgenden Beitrag wird anhand des Beispiels einer Grundwassersanierung von aromatischen Kohlenwasserstoffen (AKW) mittels Airsparging erläutert, welche Randbedingungen und Steuerungsmaßnahmen den Erfolg einer Altlastensanierung beeinflussen. Gleichzeitig wird gezeigt, wie ein solches Projekt zu einem erfolgreichen Abschluss bis hin zur Einstellung der Überwachung geführt werden kann.

1 EINLEITUNG

Der Erfolg von Altlastensanierungen hängt maßgeblich von den Randbedingungen und den sanierungsbegleitenden Steuerungsmaßnahmen ab.

- Ist der Standort gut genug erkundet worden?
- Besteht ein Nutzungskonflikt auf der zu sanierenden Fläche?
- Kann der Sanierungsfortschritt mit den zur Verfügung stehenden Daten hinreichend genau beurteilt werden?
- Ist ein System zur kontinuierlichen Optimierung der Sanierung implementiert und wird nachgehalten?

Das Airsparging-Projekt in Hessen wies im Hinblick auf diese Fragestellungen etliche Herausforderungen auf, deren Berücksichtigung im Folgenden dargestellt und diskutiert wird.

2 AUSGANGSSITUATION

Auf dem Gelände eines ehemaligen Ölhafens des Militärs, einem Nachbargrundstück des Kraftwerks Staudinger in Großkrotzenburg, welches das Kraftwerk im Jahr 2004 erworben hat, lag aufgrund der Vornutzung eine Kontamination des Bodens und des Grundwassers mit AKW vor.

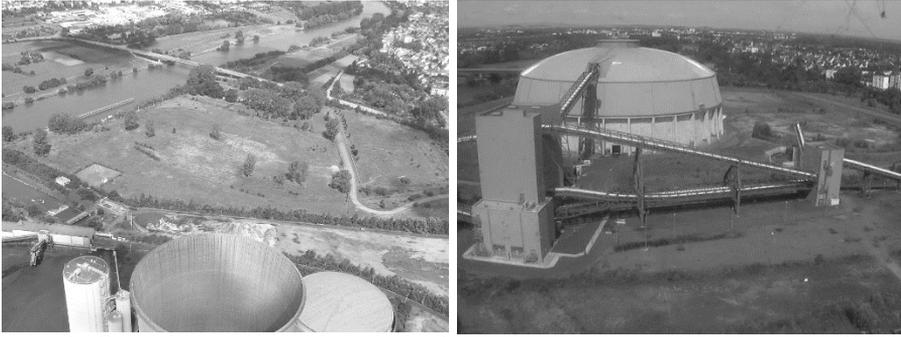


Abb. 1: Standort vor (links) und nach Bebauung mit einem Kreiskohlelager (Quelle: E.ON/Uniper, webcam).

Aufgrund der geplanten Bebauung des Geländes mit einem Kreiskohlelager erfolgte die Erkundung und Sanierungsplanung unter hohem zeitlichem Druck. Zudem musste die parallel zur Sanierung des Areals durchgeführte Bebauung berücksichtigt werden. Weitere Fremdeinflüsse ergaben sich durch eine substanzielle Verringerung der Mächtigkeit der ungesättigten Zone, bedingt durch die erforderliche Schaffung eines Retentionsraumes. Als natürliche Randbedingung war die Flussnähe mit erheblichen Wasserstandschwankungen bis hin zu Hochwässern zu berücksichtigen.

3 HERANGEHENSWEISE

Die Errichtung der Sanierungsinfrastruktur konnte durch ein zweiphasiges Vorgehen mit der parallel ablaufenden Bebauung in Einklang gebracht werden; die Sanierung stand somit einer Neunutzung der Fläche nicht im Weg. Bei der Sanierungsplanung wurde bezüglich der flächigen Abdeckung des Sanierungsareals mit Sanierungsspeigeln und der Kapazität der Anlagentechnik ein Sicherheitszuschlag berücksichtigt. Dabei war man sich bewusst, dass dennoch Nachbesserungen nötig werden können. Für die Überwachung des Grundwassers unter dem Bauwerk wurden Spezialmessstellen konstruiert.



Abb. 2: Leitungsführung unter das Bauwerk (Quelle: PWT, Arcadis).

Letztlich wurde mit der aktiven Sanierung, einer Kombination aus Air-/Biosparging/Bodenluftabsaugung, zu unterschiedlichen Zeiten (Anfang 2008 bzw. Ende 2009) in zwei räumlich benachbarten Bereichen begonnen. Die Sanierungsinfrastruktur bestand aus 64 Airsparging- und 35 Bodenluftabsaugbrunnen. Die laufende Sanierung unterlag vielfachen Optimierungs- bis hin zu ergänzenden Erkundungsmaßnahmen:

- Anpassung der Airspargingraten und flächigen Verteilung je nach Bedarf und Sanierungsverlauf,
- Änderungen der Absaugraten und des abgesaugten Areals bis zur endgültigen Einstellung des Airsparging und
- Nacherkundung im Abstrom und Verdichtung der Airsparging-Infrastruktur (8 zusätzliche Airspargingbrunnen).

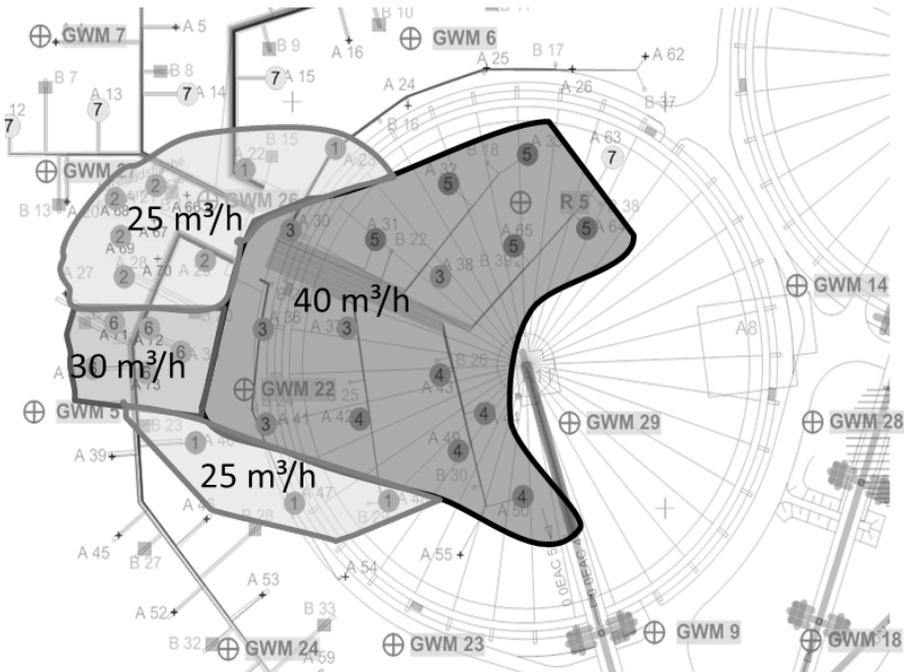


Abb. 3: Optimierte Verteilung der Airsparging-Kapazitäten während der Sanierung.

Ziel war, die aktive Sanierung nach der projektierten Sanierungsdauer von sechs Jahren mit einer circa zweijährigen Nachüberwachung zu beenden. Eine der Herausforderungen war häufig die Bewertung der an den Messstellen gemessenen Schadstoffkonzentrationen, da diese durch starke Grundwasserstandsschwankungen, Fließrichtungsänderungen bis hin zur Fließrichtungsumkehr des Grundwassers (bedingt durch den nahen Main) erheblichen Schwankungen unterlagen. Die Akzeptanz des daher gewählten integrierten Ansatzes zur Bewertung (Berücksichtigung der Hydrogeologie, von AKW-Ganglinien, Redoxmilieu, Bodenluftdaten etc.) konnte auch durch die Anwendung eines Partikeltracking für die AKW erhöht werden.

4 SANIERUNGSERFOLGE

Die Sanierungszielwerte wurden im gesamten nördlichen Bereich und im westlichen Abstrom erreicht. Weiterhin hat die Schadstoffmenge insgesamt deutlich abgenommen. Dies wurde belegt durch:

- eine Verringerung der Größe der kontaminierten Fläche,
- Abnahme der Schadstoff-Fracht (Frachtbetrachtung) und
- Änderungen des Redoxmilieus (Verkleinerung des anaeroben Bereiches).

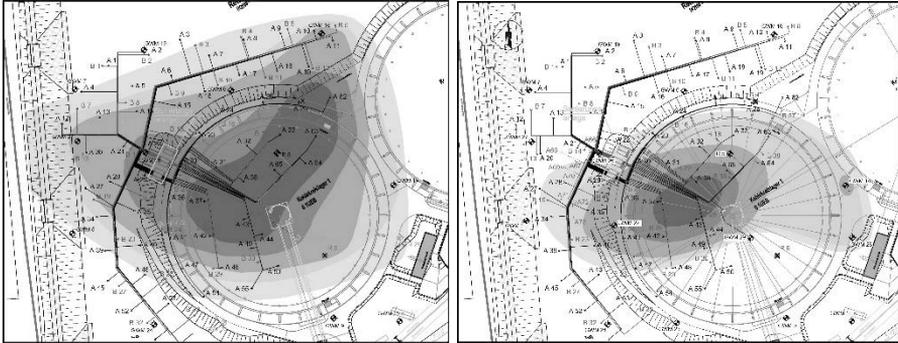


Abb. 4: Ausdehnung der Grundwasserbelastung mit AKW Stand 2009/2010 (links) und 2017/2018 (rechts).

Trotz der genannten Optimierungsmaßnahmen und Sanierungserfolge war im Jahr 2015 absehbar, dass die festgelegten Sanierungsziele nach der vorgesehenen Sanierungsdauer von 6 Jahren nicht vollständig erreicht werden.

5 WEITERE VORGEHENSWEISE

Aufgrund der Teilsanierungserfolge und unter Berücksichtigung der in Hessen angewendeten Prüfkriterien für natürliche Schadstoffminderungsprozesse (NA) konnte mit der Behörde eine einjährige testweise Abschaltung des Airsparging für 2016 abgestimmt werden. Nach erfolgreichem Abschluss der Testphase wurde ein Konzept zur Überwachung der natürlichen Schadstoffminderungsprozesse (MNA-Konzept) aufgestellt, dem die Behörde im Sommer 2017 zustimmte. Das aktuell laufende quartalsweise Grundwassermonitoring bestätigt die positive Entwicklung und damit die ausreichende Wirksamkeit der natürlichen Abbauprozesse. Die für das MNA aufgestellten Kriterien werden eingehalten.

Raffinerierückbau – Ein Exit mit vielen Gewinnern

K. Noé

Arcadis Germany GmbH, Environment Europe Central, Stuttgart, Deutschland

KURZFASSUNG: Der Rückbau eines Raffineriestandortes ist ein komplexes Großprojekt, dessen Erfolg wesentlich davon abhängt, Wertschöpfungspotentiale der rückzubauenden Anlagen und Gebäude, sowie des frei werdenden Geländes zu nutzen. Dies demonstriert das Unternehmen Bayernoil, dem es mit Unterstützung des Beratungs- und Planungsunternehmens Arcadis gelang, Rückbau, Sanierung und Baufreimachung seiner 108 Hektar großen Raffinerie in Ingolstadt/Deutschland fast vollständig mit den Erlösen aus dem Verkauf von Anlagenteilen und Abbruchmaterial sowie aus der Vermarktung der freiwerdenden Flächen zu finanzieren. Dieses Referenzobjekt mit Vorbildcharakter demonstriert, wie nachhaltige und wirtschaftliche Liegenschaftskonversion funktioniert und dass ein Exit viele Gewinner hat: Bayernoil, die den Raffineriebetrieb auf ihre zwei verbliebenen Standorten konzentrieren, die Stadt Ingolstadt, die über neue Optionen der städtebaulichen Entwicklung verfügen und nicht zuletzt der Fußballclub FC Ingolstadt 04 mit seinen Fußballfans, für die der Ball in einem modernen, bundesligataugliches Stadion rollen kann.

1 EINLEITUNG

Seit längerem unterliegen Mineralölraffinerien in Deutschland, wie auch in anderen europäischen Ländern einem Strukturwandel. Nicht nur der volatile Ölpreis und schwankende Raffineriemargen sind die Ursachen dieses Wandels, sondern ebenso energiepolitische Diskussionen zur Minderung von CO₂-Emissionen, mit dem langfristigen Ziel eines Paradigmenwechsels hin zu erneuerbaren Energien und zum kompletten Ausstieg aus fossilen Energieträgern. Diese Entwicklungen veranlassten das Unternehmen Bayernoil bereits Mitte der 2000 Jahre zu eigenen Marktstudien, die für Deutschland eine Verschiebung in der nachgefragten Produktpalette prognostizierten.



Abb. 1: Raffinerie Ingolstadt/Deutschland vor dem Rückbau.

Damit wäre für Bayernoil die Fortführung seines Verbunds aus drei Raffinerien an den Standorten Neustadt, Vohburg und Ingolstadt in der bisherigen technischen Konfiguration ab 2008 nicht mehr wirtschaftlich gewesen. Die Produktion sollte deshalb schrittweise an den Standorten Neustadt und Vohburg konzentriert werden und der Standort Ingolstadt stillgelegt werden. Bayernoil vollzog mit diesen strategischen Maßnahmen einen überlebenswichtigen Rationalisierungsprozess und sicherte sich damit auf einem hartumkämpften Markt weiterhin seinen Platz. Mit der Stilllegung der Raffinerie Ingolstadt hinterließ Bayernoil jedoch keine industrielle Brachfläche. Unmittelbar nach der Stilllegung der Raffinerie startete das Mammutprojekt Rückbau und Sanierung.

2 UMWELTPOLITISCHE RANDBEDINGUNGEN

Die Bundesregierung in Deutschland betreibt eine ambitionierte Umweltpolitik. Eines der anstehenden Umweltprobleme, die damit gelöst werden sollen, ist der zu hohe Flächenverbrauch für neue Siedlungs- und Verkehrsflächen, der zurzeit etwa 69 ha/d beträgt. Daher verfolgt die deutsche Bundesregierung das Ziel, den Flächenverbrauch bis zum Jahr 2020 auf 30 ha/d zu reduzieren. Insbesondere Städte und Gemeinden haben daher ein großes Interesse, bei der Vermarktung stillgelegter Produktionsstandorte aktiv mitzuwirken, um den wachsenden Bedarf an Grundstücken für den Wohn- und Gewerbebau abdecken zu können. Für den Raffineriebetreiber Bayernoil war diese Konstellation ein wichtiger Aspekt für die wirtschaftliche Machbarkeit des Rückbaus und der anschließenden Sanierung. Das im Jahr 2005, drei Jahre vor Beginn der Stilllegung entwickelte Entwicklungsszenario sah eine schrittweise Sanierung und Baufreimachung des 108 ha großen Geländes vor. Der Verkauf einer Fläche sollte dabei die Sanierung und Baufreimachung des jeweils nächsten Flächenabschnittes finanzieren und der Rückbau somit nahezu kostenneutral abgewickelt werden. Das am südöstlichen Stadtrand gelegene Areal bot sich aufgrund seiner Größe und verkehrstechnischen Anbindung hervorragend für unterschiedliche Bauprojekte an. Beispielsweise benötigte die Stadt Ingolstadt dringend ein neues Fußballstadion, so dass für die erste 20 ha große Teilfläche schnell ein neuer Eigentümer gefunden werden konnte.

3 ENTWICKLUNG UND VERMARKTUNG DES STANDORTES

Zusammen mit dem Beratungs- und Planungsunternehmen Arcadis, das über das erforderliche Know-how in Sachen Rückbau, Altlastenerkundung und -sanierung sowie Liegenschaftsentwicklung und -vermarktung verfügt, prüfte Bayernoil bereits im Laufe des Stilllegungsprozesses verschiedene Varianten der Baufreimachung und Vermarktung des Areals. Es wurde untersucht, ob und wie sich Bayernoil mit Investitionen in Rückbau, Sanierung und Entwicklung engagiert: Einerseits galt es, alle rechtlichen und technischen Anforderungen zu erfüllen. Andererseits sollte der Exit-Prozess effizient gestaltet und gleichzeitig den späteren Eigentümern eine möglichst flexible Nutzung des Standortes ermöglicht werden. Die Konversion des ehemaligen Raffineriegeländes erfolgte daher in folgenden drei Etappen:

- Innerhalb der ersten Etappe, von 2008 bis 2010, entstand ein Sportpark mit einem neuen Stadion für den aufstrebenden Fußballverein der Stadt Ingolstadt. Da der Fußballclub bis 2010 ein bundesligataugliches Stadion vorweisen musste, stand dieses Projekt unter immensem Zeitdruck. Innerhalb von nur 1,5 Jahren war eine große Teilfläche aufrei zu machen. Bereits 2008 begann daher der Rückbau der vorhandenen Anlagen und Tanks sowie die Altlastensanierung der für den Stadionbau vorgesehenen etwa 20 ha großen Teilfläche 1, die in den

beiden folgenden Jahren auf der Teilfläche 2, die ebenfalls für den Sportpark vorgesehen war, fortgesetzt wurde. Bayernoil baute die Fläche vollständig zurück und sanierte sie entsprechend eines kurzfristig erstellten Sanierungsplans. Die Überwachung des teils längerfristig laufenden Grundwassermonitorings sowie die öffentlich-rechtliche Haftung für Altlasten verblieben bei Bayernoil.

- Im Laufe der zweiten Etappe wurden für die nächsten Flächen unterschiedliche Szenarien entwickelt und diskutiert. Der 2011 von Bayernoil und der Stadt Ingolstadt initiierte städtebauliche Ideenwettbewerb "European" zeigte in seinen 51 eingereichten Entwürfen interessante Optionen für die Nutzung und Gestaltung der freiwerdenden Flächen. Der Siegerentwurf diente als Grundlage der weiteren Planung, in deren Folge von 2011 bis 2013 die etwa 9 ha große Teilfläche 4 saniert und als Gewerbegebiet an lokale Unternehmen verkauft wurde.
- Die dritte Etappe stellt den größten Entwicklungsabschnitt dar. Die ca. 75 ha großen Teilflächen 3 und 5 wurden an eine Entwicklungsgesellschaft übertragen. Die Fläche wurde ohne Baurecht erworben. Die Entwicklungsgesellschaft sorgt in Abstimmung mit den zuständigen Behörden für die Erarbeitung eines Bebauungsplans, sowie eines darauf abgestimmten Sanierungsplan und führt alle erforderlichen Sanierungs- und unterirdischen Rückbaumaßnahmen durch.

4 UMFASSENDE SCHADSTOFFERKUNDUNG

Eine wesentliche Voraussetzung für die Verhandlungen mit potentiellen Käufern und die Beantragung notwendiger Genehmigungen bei den zuständigen Umwelt- und Baubehörden war die Kenntnis der Schadstoffbelastung von Boden und Grundwasser sowie die daraus resultierenden Maßnahmen der Sanierung. In enger Kopplung an die Liegenschaftsentwicklung begann Arcadis daher bereits 2007 noch während des Raffineriebetriebs mit der Schadstofferkundung und den sich anschließenden umwelttechnischen Untersuchungen. Zuerst wurde im Rahmen der historischen Untersuchung festgestellt, welche Stoffe in welchem Umfang, in welchen Prozessen/Aggregatzuständen und in welchen Anlagen eingesetzt wurden. In die Betrachtung einbezogen wurden raffinerietypische Schadstoffe, im Raffineriebetrieb verwendet Hilfsstoffe wie Katalysatoren und Additive, Nebenprodukte der Raffinerieprozesse wie Disulfide, aber auch Herbizide, die im Bereich der Rohrtrassen eingesetzt worden waren. Auch die bereits zunehmend als umweltrelevant diskutierten per- und polyfluorierten Tenside (PFT), die in speziellen Feuerlöschschäumen enthalten sind, wurden vorausschauend in die Untersuchungen aufgenommen. Berücksichtigung fanden außerdem bereits bekannte Bodenverunreinigungen und deren Sanierungsstatus. Aus den Ergebnissen der Recherchen wurde eine Klassifizierung von Flächenteilen nach Kontaminations- und Risikopotentialen zur Planung und Vorbereitung technischer Untersuchungsmaßnahmen erarbeitet.

5 SYSTEMATISCHE BODEN- UND GRUNDWASSERUNTERSUCHUNG

Der Schadstofferkundung folgten orientierende Untersuchungen sowie Detailuntersuchungen, die in den Jahren 2007 und 2008 in drei Kampagnen durchgeführt wurden. Aufgrund der unmittelbaren Nähe der Raffinerie zum Fluss Donau lag der Schwerpunkt der Untersuchungen auf dem Wirkungspfad Boden-Grundwasser. In Abhängigkeit der früheren Nutzung wurde ein Untersuchungsraaster festgelegt, dessen Rasterdichte in Abhängigkeit vom Kontaminations- bzw. Risikopotential der Schadstoffe variierte. Die Erfassung der Schadstofffracht im Grundwasser erfolgte entlang von Transekten. Zum Einsatz kamen bei diesen Untersuchungen alle klassischen, wie auch neuere, innovative Erkundungsmaßnahmen, wie Erkundungsbohrungen, Grundwasserproben in mehreren Beprobungsrunden, chemische und hydraulische

Pumpversuche, tiefenzionierte Entnahme von Grundwasserproben, Quantifizierung des mikrobiellen Schadstoffabbaus durch Isotopenuntersuchung, Untersuchungen nach dem Direct-Push-Verfahren zur Ölphasendetektion (Laser Inducted Fluorescence) oder Ölartenuntersuchung mittels GC-/MC-Screening. Alle insgesamt etwa 3.000 entnommenen Boden- und Grundwasserproben wurden im Labor auf raffinerietypische Schadstoffe wie Mineralölkohlenwasserstoffe und leichtflüchtige aromatische Kohlenwasserstoffe untersucht. Stichprobenhaft fanden Analysen auf viele verschiedene anorganische und organische Stoffe statt. Bei entsprechender Indikation wurden weitere Stoffe in die Untersuchung einbezogen. Etwa 20% der ca. 800 durchgeführten Kleinbohrungen wurden zu temporären Messstellen umgebaut, so dass überprüft werden konnte, ob eine aufschwimmende Ölphase vorhanden ist.

6 EFFIZIENTE BODEN- UND GRUNDWASSERSANIERUNG

Das Resultat dieser umfangreichen umwelttechnischen Untersuchungen war die Identifizierung von 50 Belastungsbereichen, für die entsprechend geeignete Sanierungsmaßnahmen ausgewählt werden mussten. In vielen Bereichen lagen zwar erhöhte Konzentrationen an Mineralölkohlenwasserstoffen im Boden vor, aufgrund deren geringer Löslichkeit belasteten diese jedoch das Grundwasser nicht oder nur unwesentlich. Die Untersuchungen zeigten außerdem einen wirksamen mikrobiellen Abbau der Kohlenwasserstoffe im Grundwasser. In großen Bereichen konnte daher "Monitored Natural Attenuation" zur Anwendung kommen. Handlungsbedarf hinsichtlich des Wirkungspfades Boden-Grundwasser und des Grundwasserschutzes bestand daher nur in 16 Bereichen, in weiteren 9 Bereichen eine Überwachungsbedürftigkeit des Grundwassers.

In Abstimmung mit den Behörden wurden für identifizierten Bereiche Sanierungskonzepte erarbeitet. Die Sanierungsziele sollten mit einem optimierten finanziellen und organisatorischen Aufwand Rechtssicherheit sowohl für Bayernoil als auch für die Folgenutzer schaffen. Nach verschiedenen Tests erwiesen sich für die wasserungesättigte Bodenzone Aushub und Entsorgung sowie Bodenluftabsaugung als effizienteste Sanierungsmaßnahmen. Für die wassergesättigte Bodenzone wurde in den meisten Bereichen das "Pump&Treat"-Verfahren favorisiert. Für Bereiche, in denen eine mobilisierbare Ölphase festgestellt worden war, musste die ungesättigte Bodenzone abgetragen und entsorgt, sowie anschließend die Ölphase auf der freigelegten Grundwasser Oberfläche abgeschöpft und entsorgt werden.

7 DEMONTAGE SORGFÄLTIG VORBEREITET

Der Rückbau der vorhandenen Gebäude und Anlagen komplettierte schließlich dieses Megaprojekt Site-Exit und lief parallel zur Liegenschaftsentwicklung und der Sanierung von Boden und Grundwasser ab. Ein Großteil der Anlagenteile war naturgemäß mit Substanzen aus dem Raffineriebetrieb verunreinigt. Der Rückbau musste deshalb so erfolgen, dass keine aktuelle oder zukünftige Gefährdungssituation entstehen konnte. Aus wirtschaftlicher Sicht war es sehr wichtig, vorab eine Wertermittlung der zu demontierenden Anlagenteile vorzunehmen und deren Vermarktung vorzubereiten, um entsprechende Erlöse zur Finanzierung der Sanierungsmaßnahmen zu erzielen. Die umfangreiche Bestandsaufnahme der rückzubauenden Ausrüstungen, die für eine möglichst genaue Quantifizierung durch eine Befliegung mittels Georadar unterstützt wurde, ergab demnach folgende Ausgangslage:

- 3.500 Einzelausrüstungen in unterschiedlichen Höhenniveaus und in komplexer Anordnung, teilweise auf Betonfundamenttischen und durch Stahlträgerkonstruktionen getragen,

- 60 Schwimm- bzw. Festdachtanks mit einem Fassungsvermögen zwischen 1.000 und 115.000 m³, inklusive Tank-Estrich, Tankpolster und Ringfundamenten,
- ca. 140 km oberirdische Rohrleitungen, sowie 20 km unterirdisch verlaufende Rohrleitungen, einschließlich der dazugehörigen Schachtsysteme, teilweise mit Wasserhaltung und Verbauelementen,
- 17 km Gleisanlagen,
- zwei 120 m hohe Schornsteine,
- zwei Kühltürme und
- eine Gasfackel.

Der Rückbau lief in festgelegten Segmenten unter Berücksichtigung der bestehenden Anlagenstandorte, Rohrbrückentrassen und Straßen ab. Es wurden immer nur drei Segmente gleichzeitig bearbeitet, um ein Höchstmaß an Arbeits- und Sicherheitschutz zu garantieren. Wo Gefahrstoffe wie Asbest, künstliche Mineralfasern, polycyclische aromatische Kohlenwasserstoffe und polychlorierte Biphenyle festgestellt worden waren, wurden vor dem eigentlichen Rückbau schadstoffspezifische Dekontaminationsmaßnahmen durchgeführt.



Abb. 2: Rückzubauende Rohrleitungstrassen und Anlagendemontage.

8 WERTSCHÖPFUNG OPTIMIERT

Die Sanierung und der Rückbau in dieser Dimension sind mit einem erheblichen Kostenaufwand verbunden. Für Bayernoil war daher die Wertschöpfung durch Aufbereitung und Verwertung von Baureststoffen, Maschinen und Anlagen, neben den Erlösen aus der Liegenschaftsentwicklung, ein unverzichtbarer Liquiditätsbeitrag, um die Stilllegung und den Rückbau der Raffinerieanlagen nahezu kostenneutral abwickeln zu können. Bei der Kapitalisierung der Rückbaumaterialien ließen sich die größten Einnahmen mit den 45.000 t Stahlschrott erzielen. Aufgrund der volatilen Preisbewegungen für Stahlschrott auf dem Weltmarkt war der richtige Zeitpunkt des Verkaufs dabei entscheidend für die Wirtschaftlichkeit des gesamten Konversionsprojektes.

Nicht immer gingen alle anvisierten Vorhaben zur Wertschöpfung auf. Der Plan, eine komplette Anlage an einen Investor zu verkaufen, scheiterte in letzter Minute an der seinerzeit einsetzenden Finanzkrise. Die Anlage wurde daher in bewährter Weise rückgebaut und nach erfolgter Materialeparierung und Reinigung aus der Wiederverwertung des Stahlschrotts in den Wirtschaftskreislauf entsprechende Erlöse erzielt. Kostenvorteile ergaben sich auch daraus, dass über 10.000 m³ Betonabbruch direkt vor Ort verwertet werden konnten. Für dieses Abbruchmaterial, das zur Bodennivellierung beim Bau des Fußballstadions verwendet wurde, konnten die Entsorgungskosten eingespart werden.

9 SCHLUSSFOLGERUNG

Der Rückbau und die Revitalisierung des Raffineriegeländes ist für Bayernoil, aber auch für das mit dem Rückbau, der Sanierung und Liegenschaftsentwicklung beauftragte Unternehmen Arcadis ein Erfolgsprojekt. Innerhalb von nur acht Jahren nach Stilllegung konnte das gesamte Areal komplett vermarktet und Bayernoil aus dem Erlös weitestgehend alle geleisteten Maßnahmen zur Stilllegung, zum Rückbau, zur Sanierung und zur Baufreimachung finanzieren. Ein ganz wesentlicher Faktor, um dieses hochkomplexe Konversionsprojekt mit einer solch positiven Bilanz abzuschließen, war der ausreichende Planungsvorlauf: Bayernoil begann drei Jahre vor Beginn der Stilllegung der Raffinerie mit den Überlegungen einer sinnvollen Nachnutzung des Geländes. Auch die frühe Einbindung externer Expertise erwies sich als großer Vorteil. Arcadis konnte damit durch einen integrativen Ansatz, Wertschöpfung und Investitionsrisiken zur Revitalisierung des Raffineriestandortes fundiert analysieren und bewerten. Bayernoil hatte damit jederzeit die Übersicht über zu erwartende Erträge und die Kontrolle über notwendige Investitionen. Im Rahmen eines proaktiven Projektmanagements konnten somit Risiken minimiert und die Wertschöpfung optimiert werden. Wichtig für den steten Projektablauf waren kurze Entscheidungswege. Entscheidungen zur Sanierungsstrategie sowie zur Liegenschaftsentwicklung und -vermarktung wurden von Arcadis direkt mit der Geschäftsführung von Bayernoil bzw. mit den Entscheidern der Shareholder abgestimmt. Schließlich trug eine hohe Transparenz und proaktive Öffentlichkeitsarbeit zum Projekterfolg bei. Vor allem der enge Kontakt zur Stadt Ingolstadt, den politischen Gremien, wie auch den Fach- und Verwaltungsbehörden führten zu einer hohen Akzeptanz und einer vertrauensvollen Zusammenarbeit.



Abb. 3: Fußballstadion auf dem ehemaligen Raffineriegelände.

Auf den Spuren von Christo

D. Ulbricht-Sundt

PORR Umwelttechnik GmbH, Österreich

KURZFASSUNG: Beim Bauvorhaben Penzinger Straße handelt es sich um einen Industriestandort, dessen Objekte aus unterschiedlichen Errichtungszeiträumen stammen und im Zuge der Nutzungszeit verschiedenartig verwendet wurden. So wurden beispielsweise ehemalige Werkstätten und Hallen zu einem späteren Zeitpunkt zu Büroflächen adaptiert. Bedingt dadurch sind unterschiedliche Baumaterialien, die heute als Schadstoffe gelten, zur Anwendung gekommen. Ziel der beauftragten Schadstoffsanierung war die Freigabe der Objekte zum Abbruch der Bausubstanz.

1 EINLEITUNG

Beim Bauvorhaben Penzinger Straße handelt es sich um einen ehemaligen Industriestandort im Westen von Wien, dessen Objekte aus unterschiedlichen Errichtungszeiträumen stammen.

Die Gebäude im Norden des Areals stammen aus den 1930er-Jahren und wurden ursprünglich als Werkstätten genutzt, die auch einen Bahnanschluss zur Westbahn hatten. Im Osten und Süden des Areals befanden sich Bürogebäude aus den 60er- und 70er-Jahren.

Das Areal wurde von einer Projektentwicklungsgesellschaft gekauft und der Abbruch bzw. die Entkernung der Objekte 2015 ausgeschrieben. Durch die unterschiedlichen Errichtungszeiträume sind in den Objekten verschiedene schadstoffhaltige Baustoffe zur Anwendung gekommen: in den älteren Objekten speziell auch durch die Nutzung als Werkstätten etwa 5.400 m² stark PAK-belasteter (PAK = polyzyklische aromatische Kohlenwasserstoffe) Industriestöckelböden. Bei den neueren Bürogebäuden hingegen ist aus Gründen des Brandschutzes Spritzasbest verbaut worden, dies unter anderem im Bereich der Fassade auf einer Fläche von etwa 5.700 m².

2 SCHADSTOFFSANIERUNG

In den meisten Fällen, wie auch bei dem gegenständlichen Objekt, sind die schadstoffhaltigen Baustoffe derart verarbeitet, dass es im Zuge der Gebäudenutzung zu keiner Freisetzung und somit zu keiner Gefährdung der Beschäftigten kommt. Bei der gezielten Entfernung dieser Schadstoffe aus dem Objekt ist eine Freisetzung jedoch nur in den seltensten Fällen zu verhindern. Somit sind Maßnahmen zu setzen, um die jeweiligen Arbeitsbereiche abzugrenzen und die freigesetzten Stoffe gezielt zu erfassen, zu behandeln und unschädlich zu machen. Der Schutz umfasst dabei sowohl die ausführenden Facharbeiter als auch Personen im Umfeld sowie der Umwelt.

2.1 Asbestsanierung

Der Umgang mit schwach gebundenen Asbestprodukten, also Baustoffen mit hohem Asbest- und gleichzeitig geringem Bindemittelanteil, ist in Österreich seit 1994 in der ÖNORM M 9406 (ON 1994, ON 2001) geregelt. Diese Norm definiert dabei einerseits

Sanierungsziele, gleichzeitig jedoch auch Methoden und Sicherheitsmaßnahmen. So sind beispielsweise nachfolgende Elemente darin definiert:

- Luftdichte Abgrenzung zu angrenzenden Gebäudebereichen und Umwelt,
- Schleusenanlagen für Personal und Materialtransporte mit integrierten Dekontaminationseinrichtungen,
- Permanente Unterdruckhaltung und Aufzeichnung und
- Definierter 10-facher Luftwechsel pro Stunde, um die Schadstoffkonzentration in der Luft innerhalb der Zone möglichst gering zu halten.

Die Sanierung der Asbestbestände erfolgte auf Basis dieser, 2016 noch gültigen Norm unter Schwarzbereichsbedingungen.

Das Projekt Penzinger Straße stellt im Hinblick auf die Schadstoffsanierung insofern einen Sonderfall dar, da in den meisten Fällen Sanierungen innerhalb des Gebäudes mit eher geringem Abschottungsaufwand, um abgegrenzte Arbeitsbereiche zu schaffen, durchführbar sind. Im Zuge der Errichtung der Aluminium – Fassade ist jedoch Spritzasbest im Bereich der Fenster zwischen Fassade und Innenraum eingesetzt worden. Es handelt sich zudem um eher geringe Mengen an Schadstoffen, die jedoch über große Flächen zur Anwendung gekommen sind. Für die Sanierung war daher der Zugang von beiden Seiten der Fassade erforderlich. Für die fachgerechte Entfernung der schadstoffhaltigen Materialien war eine vollständige Einrüstung der Objekte inklusive entsprechender Einhausung erforderlich. Um die Stabilität der Konstruktion sicherzustellen, es handelte sich immerhin um neugeschossige Objekte mit einer Höhe von annähernd 30 m, wurde das Gerüst speziell verankert und mit Führungsschienen versehen, um sogenannte Kederplanen einzuführen. Um Materialtransporte in den bereits medienfreien Objekten zwischen den Ebenen zu ermöglichen, wurden zusätzlich Fassadenlifte in die Abschottungen integriert.



Abb. 1: Ansicht Südfassade mit Einhausung.

Die Grundform des Gebäudes bestand aus 3 Trakten. In Abb. 1 ersichtlich ist die Hauptfront, in deren Mitte rückseitig zwei weitere Trakte L-förmig situiert waren.

Die Festlegung der Sanierungszonengrößen erfolgte im Wesentlichen in Hinblick auf möglichst geringe Zonenanzahl und geringen Abschottungsaufwand. Dem gegenüber stand jedoch die erforderliche Gerätetechnik. Hier wurde entschieden, vier etwa gleich große Sanierungszonen auszubilden. Die Trennung erfolgte dabei vertikal im Bereich von vorhandenen Brandabschnittstrennungen. So wurde der hier dargestellte Haupttrakt (Abb. 2) im Bereich des zentralen Stiegenhauses getrennt. Limitierend war hier die erforderliche Luftmenge, die pro Stunde abzusaugen war. Diese betrug immerhin ca. 120.000 m³/h pro Zone.



Abb. 2: Arbeiten innerhalb der Zone – Reinigung der Betonflächen.

2.2 PAK - Sanierung

Wie eingangs erwähnt, stammten die Objekte im Norden des Areals aus den 1930er-Jahren, somit einem deutlich früheren Errichtungszeitpunkt. Die ursprüngliche Nutzung beinhaltete im Wesentlichen Werkstätten für Lokomotiven. Zum damaligen Zeitpunkt war die Verwendung von mit PAK behandelten bzw. vergossenen Holzstöckeln sehr häufig. In späteren Jahren wurden diese mit Gussasphalt bzw. Estrich überdeckt und die Räumlichkeiten zu Büros umfunktioniert.

Gleich wie bei asbesthaltigen Baustoffen kommt es auch hier erst zu einer nennenswerten Schadstofffreisetzung im Zuge des Ausbaues. Da es bis dato keine entsprechenden Normen und Richtlinien für die Sanierung PAK-haltiger Materialien in Österreich gibt, erfolgten die Sanierungsarbeiten (Abb. 3), wie auch schon bei anderen Objekten in den letzten Jahren, in Anlehnung an die Asbest- Norm sowie entsprechende Richtlinien aus Deutschland. Die angewendete Sicherheitstechnik bestand dabei aus folgenden Komponenten:

- Luftdichte Abgrenzung zu angrenzenden Gebäudebereichen und Umwelt,
- Schleusenanlagen für Personal und Materialtransporte mit integrierten Dekontaminationseinrichtungen,
- Permanente Luftführung und

- Definierter 10-facher Luftwechsel pro Stunde, um die Schadstoffkonzentration in der Luft innerhalb der Zone möglichst gering zu halten.

Um die Sanierung kosten- und zeitsparend ausführen zu können, wurden sämtliche Baustoffe, die nicht mit den schadstoffhaltigen Materialien in Verbindung standen, vorab aus dem Objekt entfernt. Dies umfasste abgehängte Decken, Zwischenwände, Bodenbeläge sowie die gesamte Haus- und elektrotechnische Ausstattung. Die Sanierung wurde in diesem Bereich geschoßweise ausgeführt, um den Abschottungsaufwand gering zu halten. Gegenüber der Umgebung wirkte die Außenfassade, wie in den meisten Fällen, hier als Abschottung.



Abb. 3: Ausbau des PAK – haltigen Holzstöckelbodens.

3 ZUSAMMENFASSUNG

Die Schadstoffentsorgung der Objekte erfolgte im Wesentlichen in 7 Hauptsanierungszonen, wobei vier Sanierungszonen für die Entfernung der Spritzasbestanwendungen in der Fassade der neueren Gebäude und drei Sanierungszonen für die Entfernung der PAK-haltigen Böden in den älteren Objekten ausgeführt wurden.

Während einer Bauzeit von ca. 12 Monaten wurden somit ca. 5.700 m² Fassadenfläche und ca. 5.400 m² Bodenflächen von schadstoffhaltigen Baustoffen befreit, um den gefahrlosen Abbruch der Objekte zu ermöglichen.

LITERATUR

- Österreichisches Normungsinstitut (ON) (1994) Umgang mit schwach gebundenen asbesthaltigen Produkten.
- Österreichisches Normungsinstitut (ON) (2001) Umgang mit schwach gebundenen asbesthaltigen Produkten.

Das “EU Training Network for Resource Recovery Through Enhanced Landfill Mining” (NEW-MINE)

D. Vollprecht, B. Küppers & R. Pomberger

Montanuniversität Leoben, Lehrstuhl für Abfallverwertungstechnik und Abfallwirtschaft, Leoben, Österreich

L. Machiels

KU Leuven, Department of Chemistry, Leuven, Belgien

E. Bernardo

Universität Padua, Department of Industrial Engineering, Padova, Italien

J. Krook

Universität Linköping, Environmental Technology and Management, Linköping, Schweden

KURZFASSUNG: Die Rückgewinnung von Rohstoffen aus Deponien, Landfill Mining, ist bereits seit Jahrzehnten untersucht worden. Jedoch fokussierten sich frühere nationale Forschungsprojekte, wie das österreichische LAMIS-Projekt (2013 – 2015), auf die Nutzung existierender Technologien für die Erkundung, den Rückbau, die Aufbereitung und die Verwertung des deponierten Abfalls. In den meisten Fällen führte die wirtschaftliche und ökologische Bewertung zum Schluss, dass Landfill Mining zum Zweck der Rohstoffgewinnung nicht wirtschaftlich ist und der Großteil des ausgehobenen Materials wieder deponiert werden muss. Daher zielt das europäische Projekt NEW-MINE (2016 – 2020) darauf ab neue Technologien zu entwickeln. 15 Doktoranden, so genannte Early Stage Researcher, (ESRs), erforschen in vier wissenschaftlichen Arbeitspaketen (AP) die gesamte Wertschöpfungskette von der geophysikalischen Erkundung (ESR 1) über die mechanische Aufbereitung (ESR 2 - 4) und die Plasmavergasung (AP 2, ESR 5 – 8) bis zur Veredlung der Schlacken dieses Prozesses (AP 3, ESR 9 – 12) und bewerten den Prozess wirtschaftlich, ökologisch, sozialwissenschaftlich und politisch (AP 4, ESR 13 – 15).

1 EINLEITUNG

Die Rückgewinnung von Rohstoffen aus Deponien, Landfill Mining, ist bereits seit Jahrzehnten untersucht worden, wobei ein fließender Übergang zur Altlastensanierung besteht und in vielen Projekten weitere Aspekte wie Flächenbedarf und Nachsorgekosten eine Rolle spielen. In diesen Studien zeigte sich, dass Siedlungsabfalldeponien aus rund 50 - 60 Masse-% feinkörniger mineralischer und organischer Substanz, 20 - 30 Masse-% heizwertreichen Fraktionen, 10 % groben mineralischen Anteilen und wenigen Masse-% elementarer Metalle bestehen (Krook et al 2012).

Das EU-Projekt NEW-MINE wurde durch das Europäische Enhanced Landfill Mining Consortium (EURELCO) unter Leitung der KU Leuven entwickelt. Es baut auf nationalen Projekten wie dem österreichischen LAMIS-Projekt (Wolfsberger et al. 2015), dem belgischen Closing-the-Circle-Projekt (Jones et al. 2013) und dem deutschen TönsLM-Projekt (Breitenstein et al. 2016) auf. Das Projekt NEW-MINE unterscheidet sich von seinen Vorgängerprojekten durch den Fokus auf die Entwicklung neuer Technologien wie z.B. der Nahinfrarotsortierung anstelle des Einsatzes bestehender Technologien, sowie durch einen breiteren Ansatz in der Bewertung, welcher neben ökologischen und ökonomischen auch politische und sozialwissenschaftliche Aspekte berücksichtigt.

2 MATERIAL UND METHODEN

2.1 Exploration, Rückbau und Aufbereitung

Im Rahmen des Projekts werden zwei Deponien als Fallstudien untersucht, Halbenrain (Österreich) und Mont-Saint-Guibert (MSG) (Belgien). Die Deponie Halbenrain ist eine aktive Massenabfalldeponie, wobei für das Projekt ein bereits in Nachsorge befindliches Kompartiment ausgewählt wurde, in dem zwischen 1997 und 1999 Siedlungs- und Gewerbeabfälle abgelagert wurden (Küppers et al. 2018). Die Deponie MSG ist eine ebenfalls aktive Deponie, auf der seit 1958 Siedlungs- und Gewerbeabfälle abgelagert wurden (Dumont et al. 2016).

Die geophysikalische Exploration erfolgte im Rahmen des Projekts nur auf der Deponie MSG mittels Magnetik und Elektromagnetik, wobei für die Datenauswertung innovative Inversionsmethoden eingesetzt werden (Bobe et al. 2018), um Informationen hinsichtlich der Abfallzusammensetzung (Lagerstättenquantität), des Zersetzungsgrades (Lagerstättenqualität) und abbautechnisch relevanten Parametern wie der Materialfeuchte (Lagerstättenbonität) zu erhalten.

Der eigentliche Rückbau umfasste rund 5.000 t am Standort Halbenrain (Küppers et al. 2017) (Abb. 1) und vier aufgrund der geophysikalischen Exploration ausgewählte Teilvolumina à 200 m³ am Standort MSG, wobei jeweils ein Bagger zum Einsatz kam (García Lopez et al. 2018).



Abb. 1: Probenahmestelle auf der Deponie Halbenrain (Küppers et al. 2017).

Die mechanische Aufbereitung erfolgte am Standort Halbenrain mittels der dort vorhandenen mechanisch-biologischen Abfallbehandlungsanlage (MBA) (Küppers et al. 2018), während am Standort MSG das Potential eines Ballistikseparators (Steinert STT6000) als erstem Schritt zur Gewinnung von Ersatzbrennstoffen erhoben wurde (García Lopez et al. 2018). Während die Leichtfraktion des Windsichters der MBA in Halbenrain sowie die 2D-Fraktion des Ballistikseparators in MSG bereits heizwertreiche Fraktionen darstellen, welche zumindest nach einer bereits heute etablierten Konditionierung unter Berücksichtigung der nationalen Gesetzgebung und etwaiger Grenzwerte in Rost- oder Wirbelschichtfeuerungsanlagen oder als Ersatzbrennstoff (EBS) in der Zementindustrie energetisch verwertet werden könnten, stellen die Schwerfraktion des Windsichters bzw. die 3D-Fraktion des Ballistikseparators noch ei-

ne aufbereitungstechnische Herausforderung dar, welche im Projekt durch den Einsatz der Farb-, Nahinfrarot- und Induktionssortierung am Versuchsstand für sensorgestützte Sortierung der Montanuniversität Leoben angegangen wird (Küppers & Pomberger 2017). Dasselbe gilt für die Feinfraktion < 14 mm aus der MBA in Halbenrain bzw. < 90 mm aus dem Ballistikseparator in MSG, deren durchaus vorhandenes Rohstoffpotential (Hernández Parrodi et al. 2017) bisher wenig berücksichtigt wurde (Wolfsberger et al. 2015).

2.2 Thermische Behandlung

Im Rahmen des Projekts wird anstelle der klassischen energetischen Verwertungsverfahren heizwertreicher Fraktionen, d.h. der Verbrennung in Rost- oder Wirbelschichtfeuerungen oder der Mitverbrennung vor allem in Zementwerken, alternative Verfahren (Bosmans et al. 2013) untersucht, wobei hier die Plasmavergasung im Fokus steht. Da der entsprechend industrielle Prozess im Projekt aus Kostengründen nicht realisiert werden kann, wird er im Labormaßstab an der RWTH durch Kombination aus einer Pyrolyse mit anschließendem Aufschmelzen und glasigen Erstarren des Rückstandes nachgebildet. In der ersten Projektphase wurden zahlreiche Vorarbeiten für diesen geplanten Technikumsversuch an der RWTH Aachen durchgeführt, in dem ca. 200 kg der 2D-Fraktion des ballistischen Separators eingesetzt werden sollen, bevor aus dessen Ergebnissen eventuell erforderliche weitere Aufbereitungsschritte, z.B. mittels sensorgestützter Sortierung, abgeleitet werden sollen. Die Vorarbeiten umfassen eine kinetische Studie zur Vergasung eines Pyrolyserückstandes eines Ersatzbrennstoffes (Zaini et al. 2017), eine Laboruntersuchung zur Zerstörung von Teeren im Synthesegas, welches bei der Plasmavergasung heizwertreicher Fraktionen deponierter Abfälle entstehen kann (Gomez Rueda et al. 2018) und eine Arbeit zur Nutzung von Sonnenenergie zur Deckung des Energieaufwandes der Plasmavergasung (Gigantino et al. 2018).

2.3 Veredlung der Rückstände der Thermischen Behandlung

Schwerpunkt der Arbeiten im Projekt soll die glasige Schlacke der Plasmavergasung, der so genannte „Plasmastone“, sein, wobei hier das Produkt des im Labor nachgestellten Prozesses eingesetzt werden soll. Da dieser Versuch noch nicht stattgefunden hat, wurde in der ersten Projektphase an anderen Materialien gearbeitet. Zwei Studien befassen sich mit der thermischen Behandlung von MVA-Rostaschen im Elektrolichtbogenofen (Lucas & Friedrich 2018) bzw. mittels Mikrowellen (Fleosura et al. 2018). Zwei weitere Studien verwendeten Plasmastone aus einer früheren Arbeit (Machiels et al. 2017), zum einen zur Erzeugung eines Bindemittels durch alkalische Aktivierung (Ascensão et al. 2018) zum anderen zur Erzeugung poröser Glaskeramiken durch alkalische Aktivierung und thermische Nachbehandlung unter Einsatz spezieller Altglasfraktionen (Rabelo Monich et al. 2018).

2.4 Ganzheitliche Bewertung

Die Ergebnisse der technischen Arbeitspakete sollen anschließend wirtschaftlich, ökologisch, politisch und sozialwissenschaftlich bewertet werden. Da bisher noch keine Ergebnisse vorliegen, wurden zunächst Literaturstudien zur ökologischen und ökonomischen Bewertung (Sauve & van Acker, 2018) (Esguerra et al. 2018) durchgeführt, die sich an der im LAMIS-Projekt entwickelten Methodik (Wolfsberger et al. 2016) orientieren. Deutlich darüber hinaus geht hingegen eine politik- und sozialwissenschaftliche Studie, in der eine Stakeholder-Analyse anhand einer früheren Fallstudie (Remo, Belgien) durchgeführt wird (Einhäupl et al. 2018).

3 ERGEBNISSE UND DISKUSSION

3.1 Exploration, Rückbau und Aufbereitung

Erste Untersuchungen zeigen, dass die elektrische Leitfähigkeit von Siedlungsabfällen deutlich höher als die von anderen Abfallarten ist (Bobe et al. 2018). Bei der Erkundung der Deponie MSG wurden diese Erkenntnisse genutzt, um Bereiche, in denen Baurestmassen abgelagert wurden, von solchen abzugrenzen, in denen Siedlungsabfälle lagerten. Somit konnten vier definierte Volumina à 200 m³ rückgebaut und einer mechanischen Aufbereitung zugeführt werden: B1 (Mischung aus Baurestmassen und Siedlungsabfall), B2 (Mischung aus Baurestmassen und Siedlungsabfall), B3 (Baurestmassen), B4 (Siedlungsabfall).

Der Einsatz des ballistischen Separators ohne jegliche Vorzerkleinerung war erfolgreich und lieferte zwei 2D-Fractionen (90-200 mm und >200 mm), zwei 3D-Fractionen (90-200 mm) und eine Feinfraktion (<90 mm). Da das Projekt NEW-MINE nicht auf eine Mitverbrennung der heizwertreichen Fractionen in Zementwerken abzielt, wie sie im LAMIS-Projekt untersucht wurde (Wolfsberger et al. 2015), sondern eine Plasmavergasung fokussiert, ist nur eine geringere Aufbereitungstiefe erforderlich. Die für die 2D-Fraktion allein durch die ballistische Separation erzielten Heizwerte von mehr als 22 MJ/kg TS (García-Lopez et al. 2018) erscheinen hier bereits so vielversprechend, dass der direkte Einsatz dieser Fraktion in der im Labormaßstab nachgestellten Plasmavergasung geplant ist, wobei evtl. noch eine Pellettierung erforderlich ist.

Das in der anderen Fallstudie, der Deponie Halbenrain, eingesetzte MBA lieferte mit der Windsichter-Leichtfraktion ein vergleichbares Material (Küppers et al. 2018), aus dem ein Ersatzbrennstoff produziert werden könnte, was jedoch in Österreich nicht wirtschaftlich ist und daher nicht erfolgte. Eine Eignungsprüfung für eine Plasmavergasung scheiterte an logistischen Problemen.

Während die 2D-Fractionen des Ballistikseparators bzw. das Windsichter-Leichtgut bereits nach dem Stand der Technik aufbereitet und verwertet werden könnten, stellen die 3D-Fractionen bzw. das Schwergut komplexe Gemische dar, die theoretisch durch sensorgestützte Sortierverfahren (Küppers & Pomberger 2017) aufgetrennt werden könnten. Hierbei stellen jedoch die zahlreichen Verunreinigungen beachtliche Herausforderungen dar.

Erste Ergebnisse zu Feuchtigkeit und Oberflächenrauheit zeigen, dass die Einflüsse dieser Faktoren materialspezifisch sind und somit für eine sensorgestützte Sortierung sowohl die Art der zu trennenden Materialien als auch die Art der spezifischen Verunreinigungen bekannt sein müssen, um entsprechende Algorithmen zur Abtrennung bestimmter Fractionen zu entwickeln. Ein Beispiel hierfür sind die NIR-Spektren (1. Ableitung) von weißem und rotem LDPE (Abb. 2). Um weißes von rotem LDPE zu unterscheiden, können die markierten Wellenlängenbereiche genutzt werden. Werden die Oberflächen beider LDPE-Sorten mechanisch angeraut und die zugehörigen Spektren miteinander verglichen, so bleiben die für die Unterscheidung herangezogenen, charakteristischen Wellenlängenbereiche gleich (Abb. 2). Soll nun glattes weißes von rauem roten LDPE unterschieden werden, so müssen die Spektren beider Sorten miteinander verglichen werden. Die zugehörigen Spektren sind in Abb. 3 dargestellt. Es fällt auf, dass die bisher charakteristischen Wellenlängenbereiche nicht mehr zur Unterscheidung der LDPE-Sorten nutzbar sind. Signifikante Abweichungen treten nun in anderen Wellenlängenbereichen auf (markiert). Eine erfolgreiche Klassifizierung von rauhen und glatten Objekten kann also nur gewährleistet werden, wenn diese Verschiebung berücksichtigt wird.

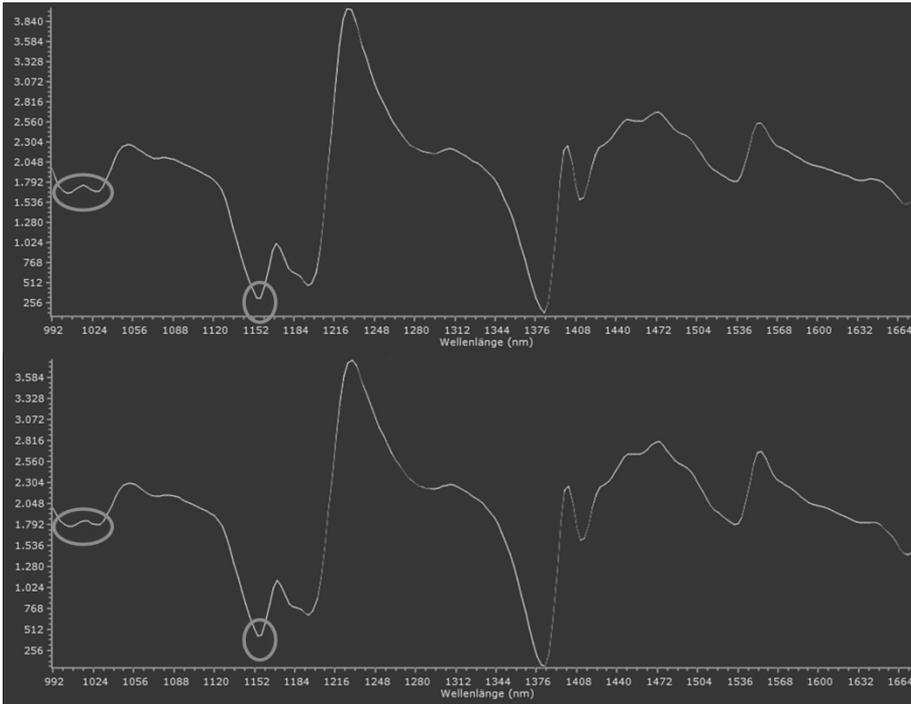


Abb. 2: NIR-Spektren LDPE glatt – weiß vs. rot (oben); LDPE rau (unten).

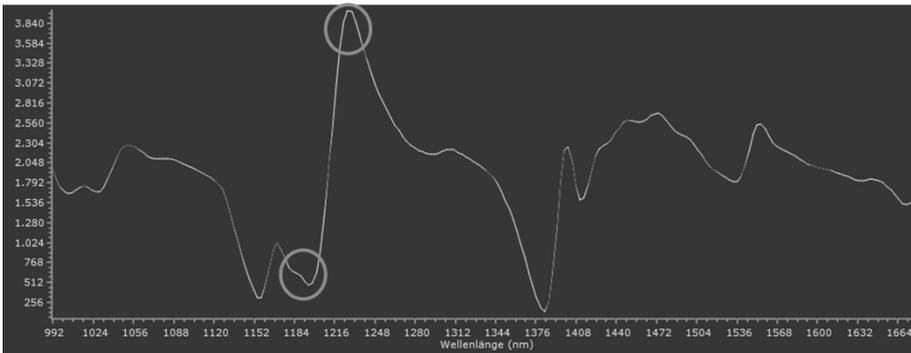


Abb. 3: NIR-Spektren LDPE – weiß glatt vs. rot rau.

Ebenso stellt die Feinfraktion eine aufbereitungstechnische Herausforderung dar, wobei das Ziel im Projekt darin besteht, das Ausbringen der heizwertreichen Fraktionen auch auf Kosten der Qualität zu maximieren, da die Anforderungen für die Plasmavergasung weniger streng sind als für die Mitverbrennung. Gegenwärtig werden nasse und trockene Aufbereitungsaggregate zur Trennung heizwertreicher, mineralischer, metallischer und organischer Fraktionen durchgeführt, für die jeweils spezifische Verwertungswege existieren (Hernández-Parrodi et al. 2018).

3.2 Thermische Behandlung

Erste Versuche zur Pyrolyse zeigen, dass das bei der thermischen Behandlung der heizwertreichen Fraktion der Deponie Halbenrain entstehende Gas geringere H_2 , CO- und CO_2 -Gehalte und höhere Gehalte schwerer, z.T. aromatischer Kohlenwasserstoffe aufweist als das bei der Behandlung zweier kommerzieller Ersatzbrennstoffe entstehende Gas (Zaini et al. 2018). Ebenso sind die Rückstände der Pyrolyse der deponierten Abfälle durch geringere Sauerstoffgehalte gekennzeichnet, ein Effekt der sich durch das höhere Biomasse/Kunststoff-Verhältnis der aus dem deponierten Abfall gewonnenen heizwertreichen Fraktion erklären lässt (Zaini et al. 2018).

Die insbesondere bei der Pyrolyse von LFM-Materialien entstehenden aromatischen Kohlenwasserstoffe wie z.B. Teere, können prinzipiell mit nicht-thermischem Plasma zerstört werden, wofür im Projekt eine Corona-Plasma-Anlage an der KU Leuven errichtet wurde (Gomez Rueda et al. 2018).

Da das vorgeschlagene thermische Verfahren im Unterschied zur (Mit-)Verbrennung einen deutlich höheren Energieaufwand erfordert, kommt der Speicherung der dafür benötigten und idealerweise aus erneuerbaren Quellen gewonnenen Energie eine große Bedeutung zu. Im Projekt wird daher ein Speichersystem entwickelt, bei dem die Energie durch eine reversible Gas-Feststoff-Reaktion gespeichert wird (Gigantino et al. 2018).

3.3 Veredlung der Rückstände der Thermischen Behandlung

Ein erster Versuch zur thermochemischen Veredlung der Rückstände thermischer Prozesse, der in Ermangelung von Plasmastone an einer MVA-Rostasche durchgeführt wurde, zeigte, dass durch eine pyrometallurgische Behandlung das Ausbringen des Eisens im Vergleich zur mechanischen Aufbereitung verdreifacht werden kann und dass die glasig erstarrten Schlacken mittels alkalischer Aktivierung eine Druckfestigkeit von rund 18 bis 23 MPa erreichten (Lucas & Friedrich 2018).

Der Energiebedarf einer solchen thermochemischen Nachbehandlung ist ebenfalls erheblich, so dass eine Studie zur Nutzung von Mikrowellen zur Erzeugung der glasigen Schlacke durchgeführt wurde, die zeigte, dass der erforderliche Energieeinsatz mit zunehmender Korngröße steigt (Fleosura et al. 2018), so dass eine Balance zwischen dem Energieeinsatz für die Mahlung und dem für die thermochemische Behandlung gefunden werden muss.

Dem enormen Energieeinsatz steht jedoch die hohe Qualität der erzeugten Reststoffe gegenüber. So gelang es im Projekt, aus einem in einem früheren Projekt erzeugten Plasmastone mittels alkalischer Aktivierung Bindemittel mit einer Festigkeit von mehr als 100 MPa zu erzeugen (Ascensão et al. 2018).

Eine thermochemische Behandlung von Reststoffen kann auch über die Bildung stabiler Mineralphasen die Auslaugbarkeit umweltrelevanter Elemente verringern, wie im Projekt für die Glaskeramiken gezeigt werden konnte, die ebenfalls aus Plasmastone über eine Kombination aus Hydratations- und Sinterprozess erzeugt wurden (Rabelo Monich et al. 2018).

3.4 Ganzheitliche Bewertung

Die ganzheitliche Bewertung von LFM-Projekten basiert auf dem Vergleich des Deponierückbaus mit dem Stand der Technik, der Nachsorge von Deponien. Im Rahmen letzterer ist eine Behandlung von Deponiegas und Sickerwasser erforderlich, die im Projekt mit einem Lebenszyklusansatz bewertet wurde (Sauve & van Acker 2018). Die ökologisch-ökonomische Bewertung einer früheren Fallstudie in Schweden zeigte, dass Landfill Mining in keinem der sechs untersuchten Szenarien wirt-

schaftlich ist, aber im Hinblick auf die globale Erwärmung, die Versauerung, die Eutrophierung, die photochemische Oxidation und die Verringerung der stratosphärischen Ozonkonzentration der Deponienachsorge vorzuziehen ist (Esguerra et al. 2018). Die Ergebnisse der politik- und sozialwissenschaftlichen Untersuchung im Fall einer belgischen Deponie zeigen eine überwiegend positive Einstellung der Stakeholder zum Thema Landfill Mining, wobei hier auf eine jahrelange Beschäftigung mit dem Thema hingewiesen werden muss und die Ergebnisse daher nicht verallgemeinert werden können (Einhäupl et al. 2018).

4 ZUSAMMENFASSUNG

Das EU-Projekt NEW-MINE untersucht neue Verfahren im Kontext des Landfill Mining, wobei der Fokus auf den dem eigentlichen Deponierückbau vor- und nachgeschalteten Prozessen liegt. Neue Datenverarbeitungsverfahren in der Exploration, der Einsatz der sensorgestützten Sortierung in der Aufbereitung, Pyrolyse- und Plasmaverfahren in der thermischen Behandlung heizwertreicher Fraktionen und thermochemische Veredlungsverfahren der Rückstände dieser thermischen Prozesse können potentiell die Entscheidungsfindung über einen Rückbau erleichtern und hochwertigere Sekundärrohstoffe erzeugen, dem jedoch ein deutlich erhöhter Aufwand gegenüber steht. Die zweite Projektphase wird zeigen, ob und wenn ja unter welchen Rahmenbedingungen der Einsatz innovativer Technologien für Deponierückbauprojekte in Frage kommt.

Es ist hervorzuheben, dass die dem Projekt zugrundeliegenden technischen Entwicklungen und naturwissenschaftlichen Erkenntnisse auch außerhalb des Themenfeldes Landfill Mining von elementarer Bedeutung sind und auch für die Behandlung frischer Abfälle relevant sind. Im Hinblick auf die österreichische Abfallwirtschaft ist hier vor allem die sensorgestützte Sortierung zu nennen, die an der Montanuniversität Leoben weiterentwickelt wird.

5 DANKSAGUNG

Das Projekt NEW-MINE wurde von der Europäischen Union über das Rahmenprogramm für Forschung und Entwicklung, Horizon 2020, mit dem Fördervertrag Nr. 721185 (EU MSCA-ETN NEW-MINE) gefördert.

LITERATUR

- Ascensão, G., Faleschini, F., Marchi, M., Segata, M., Pontikes, Y. (2018) *Influence of microstructure on mechanical strength of alkali-activated Fe-Si-Ca rich materials*. 4th International Symposium on Enhanced Landfill Mining. 5.-6.2.2018, Mechelen.
- Bobe, C., van de Vijver, E., van Meirvenne, M. (2018) *Exploring the potential of electromagnetic measurements for the characterisation of industrial landfills*. 4th International Symposium on Enhanced Landfill Mining. 5.-6.2.2018, Mechelen.
- Bosmans, A., Vanderreydt, I., Geysen, D., Helsen, L. (2013) *The crucial role of Waste-to-Energy technologies in enhanced landfill mining: a technology review*. Journal of Cleaner Production 55, 10-23.
- Breitenstein, A., Kieckhäfer, K., Spengler, T.S. (2016) *TönsLM – Rückgewinnung von Wertstoffen aus Siedlungsabfall- und Schlackendeponien*. Mineralische Nebenprodukte und Abfälle (3), 193-208.
- Dumont, G., Pilawski, T., Dzaomuhlo-Lenieregue, P., Hiligsmann, S., Delvigne, F., Thonart, P., Robert, T., Nguyen, F., Hermans, T. (2016) *Gravimetric water distribution from geoelectrical methods (ERT and EMI) in municipal solid waste landfill*. Waste Management 55, 129-140.
- Einhäupl, P., Krook, J., Svensson N., van Acker, K., van Passel, S. (2018) *Enhanced landfill mining at the Remo site: Assessing stakeholders' perspectives for implementation*. 4th International Symposium on Enhanced Landfill Mining. 5.-6.2.2018, Mechelen.

- Esguerra, J.L., Svensson, N., Krook, J., van Passel, S., van Acker, K. (2018) *The economic and environmental performance of a landfill mining project from the viewpoint of an industrial landfill owner*. 4th International Symposium on Enhanced Landfill Mining. 5.-6.2.2018, Mechelen.
- Fleosura, G., García-Baños, B., Catala-Civera, J.-M., Vleugels, J., Pontikes, Y. (2018) *Dielectric properties measurements of municipal solid waste incinerator bottom ash at high temperatures*. 4th International Symposium on Enhanced Landfill Mining. 5.-6.2.2018, Mechelen.
- García Lopez, C., Hernández Parrodi, J.C., Küppers, B., Clausen, A., Pretz, T. (2018) *The potential of the ballistic separator type STT6000 as a first step for the recovery of refuse derived fuel from landfill material: A case study at Mont Saint Guibert landfill (Belgium)*. 4th International Symposium on Enhanced Landfill Mining. 5.-6.2.2018, Mechelen.
- Gigantino, M., Johanovic, Z.R., Steinfeld, A. (2018) *Thermochemical heat storage development for 24/7 solar-driven gasification of refuse-derived fuel*. 4th International Symposium on Enhanced Landfill Mining. 5.-6.2.2018, Mechelen.
- Gomez Rueda, Y., Agon, N., Helsen, L. (2018) *Cold plasmas for gaseous pollutant control as a benchmark for their use in tar abatement in syngas*. 4th International Symposium on Enhanced Landfill Mining. 5.-6.2.2018, Mechelen.
- Hernández Parrodi, J.C., Höllen, D., Pomberger, R. (2017) *Characterization of fine fractions from Landfill Mining: A review of previous Landfill Mining investigations*. 16th International Waste Management and Landfill Symposium. 2.-6.10.2017, Sardinien.
- Jones, P.T., Geysen, D., Tielemans, Y., van Passel, S., Pontikes, Y., Blanpain, B., Quaghebeur, M., Hoekstra, N. (2015) *Enhanced Landfill Mining in view of multiple resource recovery: a critical review*. Journal of Cleaner Production 55, 45-55.
- Krook, J., Svensson, N., Eklund, M. (2012) *Landfill Mining: A critical review of two decades of research*. Waste Management (32 (3)), 513-520.
- Küppers, B., García Lopez, C., Höllen, D., Pomberger, R., Clausen, A., Pretz, T. (2017) *Das „EU Training Network for Resource Recovery through Enhanced Landfill Mining“ (NEW-MINE)*. DGAW-Wissenschaftskongress, Aachen.
- Küppers, B. & Pomberger, R. (2017) *Entwicklungen in der sensorgestützten Sortiertechnik*. Österreichische Abfallwirtschaftstagung, 10.-12.5.2017, Graz.
- Küppers, B., Muras, A., Höllen, D., Rothschedl, R. (2018) *Landfill Mining of a mixed municipal solid waste and commercial waste landfill: Application of existing processing technology – Opportunities and limitations*. 4th International Symposium on Enhanced Landfill Mining. 5.-6.2.2018, Mechelen.
- Lucas, H. & Friedrich, B. (2018) *Metallurgical concepts for recycling of bottom ashes from municipal waste incinerators*. 4th International Symposium on Enhanced Landfill Mining. 5.-6.2.2018, Mechelen.
- Machiels, L., Arnout, L., Yan, P., Jones, P.T., Blanpain, B., Pontikes, Y. (2017) *Transforming Enhanced Landfill Mining Derived Gasification/Vitrification Glass into Low-Carbon Inorganic Polymer Binders and Building Products*. Journal of Sustainable Metallurgy 3 (2), 1-11.
- Rabelo Monich, P., Rincón Romero, A., Höllen, D., Bernardo, E. (2018) Journal of Cleaner Production 188, 871-878.
- Sauve, G. & van Acker, K. (2018) *To mine or not to mine: A review of the effects of waste composition, time and long-term impacts of landfills in the decision making for ELFM*. 4th International Symposium on Enhanced Landfill Mining. 5.-6.2.2018, Mechelen.
- Wolfsberger, T., Pintel, M., Polansek, S., Sarc, R., Hermann, R., Pomberger, R. (2016) *Landfill Mining: Development of a cost simulation model*. Waste Management and Research 34 (4), 356-367.
- Wolfsberger, T., Aldrian, A., Sarc, R., Hermann, R., Höllen, D., Budischowsky, A., Zöschner, A., Ragošnič, A., Pomberger, R. (2015) *Landfill Mining: Resource potential of Austrian landfills – Evaluation and quality assessment of recovered municipal solid waste by chemical analyses*. Waste Management & Research 33 (11), 962-974.
- Zaini, I.N., Yang, W., Jönsson, P.G. (2017) *Steam Gasification of solid recovered fuel char derived from landfill waste: A kinetic study*. Energy Procedia 142, 723-729.
- Zaini, I.N., Yang, W., Jönsson, P.G. (2018) *Pyrolysis of solid recovered fuel from landfilled waste: Gas and oil product composition*. 4th International Symposium on Enhanced Landfill Mining. 5.-6.2.2018, Mechelen.

Characterization of Fine Fractions from Landfill Mining - A Case Study of a Landfill Site in Belgium

J.C. Hernández Parrodi

Renewi Belgium SA/NV, NEW-MINE project, Lommel, Belgium
 Montanuniversität Leoben, Department of Environmental and Energy Process Engineering,
 Leoben, Austria

C. García López, K. Raulf & T. Pretz

RWTH Aachen University, Department of Processing and Recycling, Aachen, Germany

B. Küppers, D. Höllen & R. Pomberger

Montanuniversität Leoben, Department of Environmental and Energy Process Engineering,
 Leoben, Austria

ABSTRACT: Within the framework of the “EU Training Network for Resource Recovery through Enhanced Landfill Mining – NEW-MINE”, about 370 Mg of waste were excavated from a landfill site in Mont-Saint-Guibert, Belgium. The fine fractions (material < 90 mm) from the excavated waste were obtained through the implementation of a ballistic separation process. An amount of fine fractions of about 80 wt.% (raw state) was obtained with respect to the total amount of excavated material.

The material composition, physico-chemical properties and particle size distribution of the fine fractions were determined and analyzed. Parameters such as bulk density and water content were determined regarding the physico-chemical properties. Grouped material fractions, such as combustibles, inert, metals, agglomerated fines < 10 mm, fine fractions < 10 mm and others, were employed for the classification of the material composition in raw and dry states. This information is of critical importance for designing an efficient mechanical processing for the fine fractions.

1. INTRODUCTION

In general terms, landfill mining (LFM) and enhanced landfill mining (ELFM) aim for the mitigation of the pollution originating from landfill sites, reduction of aftercare and closure costs, land reclaim in urban areas, material recovery and, among many others, regaining landfill capacity (Hull et al., 2005; Jones et al., 2010; Jones et al., 2013; Jones and Tielemans, 2010; Krook et al., 2012).

Particularly, the recovery of materials from the landfill-mined material for recycling and production of alternative fuels has been included into the scope of many recent investigations in an attempt to raise the overall economic feasibility of (E)LFM projects (Hernández Parrodi et al., 2018a, 2018b). Nevertheless, mainly the coarse fractions (material with a particle size > 10 mm to > 60 mm, depending on the investigation) have been used for waste-to-material (WtM) and waste-to-energy (WtE) purposes in those investigations.

Concurrently, it has been identified in previous research that the fine fractions (material with a particle size < 60 mm to < 10 mm, depending on the investigation), which represent about 40 wt.% to 80 wt.% of the total amount of excavated material, can be a relevant source for material and energy recovery (Hernández Parrodi et al., 2018a, 2018b). These fractions have been re-directed to the landfill, to a large extent, with poor treatment or without any treatment at all (Bhatnagar et al., 2017; Münnich et al., 2013) and, therefore, the exploitation of their potential is of utmost relevance to increasing the overall material and energy recovery in (E)LFM projects.

This paper has the main aim to document and disseminate the findings of the material characterization obtained in this investigation.

2. MATERIALS AND METHODS

2.1. Site description

The investigated landfill site in this case study is the “Centre d’enfouissement Technique de Mont-Saint-Guibert (CETeM)” located in the municipality of Mont-Saint-Guibert (MSG), Belgium (Fig. 1). Founded on a former sand quarry, which was exploited from 1937 to 1985, this landfill has served as one of the main disposal sites of municipal solid waste (MSW), non-hazardous industrial waste (IW) and construction & demolition waste (C&D) to the Belgian province of Walloon Brabant since 1958 (Bureau d’études greisch, 2002).



Fig. 1: MSG landfill site (left) and exploration and excavation zones (right).

The MSG landfill site (Fig.1) has a total area of around 44.3 ha (D’Or, 2013), from which 26.5 ha (IGRETEC, 1994) belong to the most recent part (area no.1 in Fig. 1 (left)) and an estimated area of 14 ha to the oldest part of the site (area no. 2 in Fig. 1 (left)). The present investigation was carried out at the oldest part of the landfill, which has an estimated depth between 30 m and 60 m and where at least 5.7 million m³ of waste were deposited between 1958 and 1985 (Gaël et al., 2017; IGRETEC, 1994). This part of the landfill has no bottom-liner and had leachate (lateral collection) and biogas (vertical wells) collection systems, which were removed after the stabilization of the waste. The exploration zone at the landfill (area no. 3 in Fig. 1 (right)) had an area of around 2150 m²; whilst the excavation zone (area no. 4 in Fig. 1 (right)) had an area of about 130 m².

The concessioner for the operation of the landfill site is the private company Renewi Belgium SA/NV, which has operated the site for over 25 years. This investigation was carried out during the months of August and September, 2017.

2.2. Excavation works and material pre-processing

For the extraction of the waste material from the landfill, an excavator with a toothed digging type bucket was employed, while for the manipulation of the excavated material a wheel loader was utilized (Fig. 2). The cover layer was removed, which was mainly composed of clay and had an estimated thickness of about 4 m, in order to keep it separated from the landfill waste. The cover layer material was not further processed. The weight of the material was determined with a weighing bridge (resolution of 50 kg).

The fine fractions were obtained through the implementation of a two-step ballistic separation process (Fig. 2) with simultaneous screening (screening-paddles). The ballistic separator (model STT 6000), supplied by Stadler Anlagenbau GmbH, sorted

the input material into 3-dimensional (3D), 2-dimensional (2D) and under-screen fractions according to density, shape and particle size differences. In the first step the screening-paddles were set to screen the throughput material at 200 mm, whereas in the second step they were set to do it at 90 mm. In this study the fine fractions were defined as the excavated landfill-material with a particle size < 90 mm obtained from the second processing step with the ballistic separator.

2.3. Material samples and laboratory analysis

Due to the large amount of material excavated and pre-processed, representative samples of the output fractions of the ballistic separator were taken for further analysis. For this, the German guideline for procedures for physical, chemical and biological testing in connection with the recovery/disposal of waste (LAGA PN 98) was followed, which specifies the amount and size of the samples to be taken, according to the type, amount and particle size of the material to be sampled.

The sampling of the obtained fine fractions was done directly at the output chute of the ballistic separator and 2 single-samples of 10 l (each) were taken every 7.5 min. in order to accumulate an amount of 16 single-samples per volume of processed material in 1 h. An amount of 8 mix-samples of 20 l (each) was prepared from every 16 single-samples.

Regarding the material characterization, a box sieve (500 mm x 500 mm) with circular reticle sieves of 63 mm, 31.5 mm and 10 mm and a sieve tower (Ø 400 mm) with squared reticle sieves of 6.3 mm, 3.15 mm, 1.0 mm, 0.63 mm, 0.315 mm and 0.16 mm were used to determine the particle size distribution. This was done according to the DIN guideline EN 15415-1:2011.

For the determination of the material composition, manual sorting was performed to the particle size ranges > 10 mm following the procedure described by the German guideline for uniform waste analysis in Saxony (Richtlinie zur einheitlichen Abfallanalytik in Sachsen). Water and dry mass contents were determined according to the DIN guideline EN 14346 (modified: drying at 75 °C ± 5 °C to prevent loss of volatile matter and melting of certain plastics). The drying of the samples was executed with an industrial drying oven. For the determination of the bulk density, the DIN SPEC guideline CEN/TS 15401:2010 was followed. An industrial platform scale (resolution of 1.0 g) and a precision balance (resolution of 0.01 g) were used to determine the corresponding weights of all samples.

3. RESULTS AND DISCUSSION

A total amount of about 370 Mg of waste were excavated and pre-processed at the MSG landfill, from which 290 Mg corresponded to fine fractions. This amount represents about 80 wt.% (raw state) of the total excavated material.

The total excavated volume at the landfill was around 425 m³ (Fig. 2). This volume was divided into 4 sub-volumes, which are henceforth referred to as batches and were: 140 m³, 100 m³, 120 m³ and 65 m³, respectively. The sub-volumes were visually classified in-situ according to their main composition: a volume mostly composed of MSW (batch 4), a volume mostly composed of C&D (batch 3) and two volumes composed of a mixture of both types of materials (batches 1 and 2).



Fig. 2: Excavation works (upper left), material pre-processing (upper right), batch 1 (lower left) and batch 2 (lower right).

The present study focuses on the data obtained from the analysis of batches 1 and 2. The excavated weight of batch 1 was about 110 Mg, whereas batch 2 weighed around 60 Mg (Fig. 2). The bulk density, water content, particle size distribution and material composition were determined from the mix-samples. These parameters are of critical importance for the design of an optimal mechanical processing.

3.1. Bulk density and water content

An amount of 8 mix-samples ($n = 8$) were used to determine the bulk density (raw state) and water content of each batch. Due to the similarities presented by batches 1 and 2, the obtained results were also analyzed as a whole (hereafter batches 1 & 2). The 25th, 50th (median) and 75th percentiles were found to be the most useful percentiles for depicting the variation of each parameter. These results are shown as box-and-whisker plots in Fig. 3.

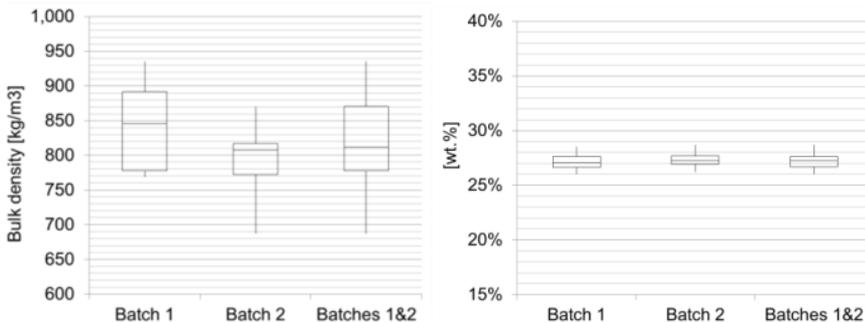


Fig. 3: Bulk densities in raw state (left) and water contents (right) of batches 1 and 2.

Results show that the bulk density of the excavated batches 1 & 2 varied between 780 kg/m³ and 870 kg/m³ with a median of about 810 kg/m³. Regarding the water content, the data presented a narrower variation range, in which the three calculated percentile values were located between 26 wt.% and 28 wt.%. Hence, a bulk density range of 750 - 900 kg/m³ and a water content range of 25 - 30 wt.% can be used to describe the fine fractions analyzed in this study.

3.2. Particle size distribution

The particle size distribution of the material batches 1 and 2 was determined in raw and dry states, in which 4 mix-samples (n = 4) from each batch were analyzed for each state. Analogously as for the bulk density, the obtained data from both batches were analyzed as a whole (batches 1 & 2) to produce and analyze the particle size distribution curves for the material in raw and dry states in an extensive way. Fig. 4 presents the particle size distribution curves using the 25th, 50th and 75th percentiles in order to show the median and variation range of the particle size distribution, as well as to allow a direct comparison between raw and dry states.

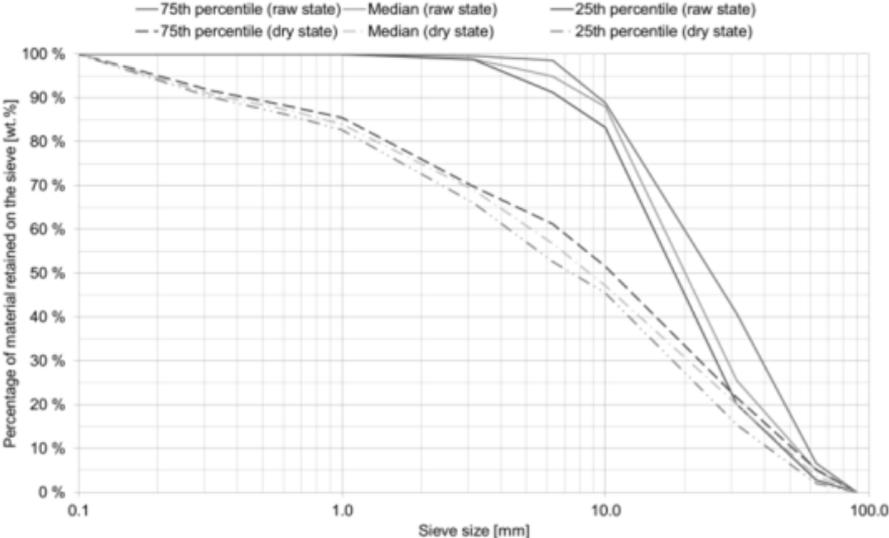


Fig. 4: Particle size distribution in raw and dry states of batches 1 and 2.

Fig.4 shows that the material in dry state presented a more even particle size distribution than in raw state, since in moist conditions the finest particle sizes (< 10 mm) tends to stick together and form material agglomerates. Additionally, the material in dry state showed a smaller variation range of the particle size distribution than in raw state. This information corroborates that the water content substantially influences the particle size distribution of the material in a direct way and, thus, the performance of the sieving steps in the mechanical processing as well.

Both most of the material in raw state (80 - 90 wt.%) and about half of the material (45 - 50 wt.%) in dry state were retained on the 10 mm sieve. On the contrary, the material presented smaller differences between raw and dry states, regarding sieving performance, on the 31.5 mm sieve, in which 15 - 25 wt.% of the material in dry state was retained and 20 - 40 wt.% in raw state.

Therefore, it can be concluded that the particle size distribution analysis of the material in raw and dry states can be used to identify the required number and optimal cut-off

diameter size of the sieving steps for the mechanical processing. Additionally, the particle size distribution analysis can be used to identify the particle size starting with which the material might require a drying step or wet processing.

For example, in this case an initial sieving step at around 30 mm could be performed for the fine fractions directly after the ballistic separation process, without the necessity of any drying step. Subsequently, the moisture content of the material < 30 mm could be either reduced or increased, according to the succeeding mechanical processing method (dry or wet). The moisture adjustment would increase the sieving efficiency, reduce the amount of material agglomerates and surface defilements and, hence, improve the performance of the following mechanical processing.

3.3. Material composition

The average material composition of batch 1 was determined in raw and dry conditions from a total of 4 mix-samples (n = 4) for each state. Due to the similarities between the materials of batches 1 and 2, the obtained composition of batch 1 has been assumed valid for both batches. Grouped material fractions, such as combustibles (i.e. 3D and 2D plastics, textiles, wood, leather and paper, paperboard and cardboard (PPC)), inert (i.e. bricks, concrete, stones, ceramics and glass), metals (i.e. ferrous and non-ferrous metals), fine fractions < 10 mm (i.e. soil, organic and weathered inert materials), agglomerated fines < 10 mm (i.e. material < 10 mm that stuck together due to the presence of moisture and formed material agglomerates) and others (i.e. bones, shells, sponges and unidentifiable materials), were employed for the classification of the material composition in raw and dry states. In order to allow a direct comparison between the results of the two states, the water content of each material fraction was determined and deducted from the results of the material composition in raw state (i.e. raw state in water-free conditions). In this way, the capacity of some materials to absorb and adsorb water does not play a role in the results of the weight distribution. The obtained results are presented in Fig. 5.

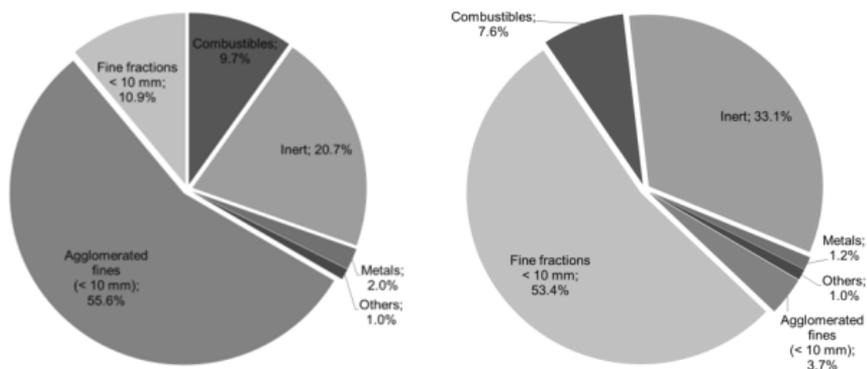


Fig. 5: Average material composition of batch 1 in raw state (left) and dry state (right).

The material composition of the studied batch showed a dominant presence (about 56 wt.%) of agglomerated fines (< 10 mm) in raw state, while the amount of the same fraction was significantly smaller (around 4 wt.%) in dry state. In turn, the fine fractions < 10 mm presented an amount of about 11 wt.% in raw state versus around 53 wt.% in dry state. This information confirms that a large amount of the fine fractions < 10 mm tends to form material agglomerates in raw state (presence of moisture), which can lead to performance reduction in the mechanical treatment.

Conversely, the amounts of the combustibles, metals and others fractions showed a smaller variation between raw and dry states, which might account for the inability of

these fractions to absorb and adsorb water. The small variations observed are likely to be attributed to the presence of adhered impurities (surface defilements), which still stayed attached to those fractions after drying. The presence of surface defilements was identified visually on all other fractions in raw and dry states. As it can be logically expected, the amount of surface defilements was considerably larger in raw state than in dry state.

In the case of the inert fraction, a variation of about 12 wt.% between raw and dry states was observed. Hence, it is important to highlight that the material composition closest to reality corresponds to the one in dry state, since in this state the sieving of the material and manual characterization can be done in a more effective and economical manner. Therefore, the divergences from the material composition in raw state with respect to the one in dry state are to be accounted as the presence of impurities and, if the amounts are not computed in water-free conditions, moisture.

The previous outcomes show that there are some material fractions (e.g. combustibles and metals) that are less affected, in terms of impurities, by the presence of moisture and, therefore, they could be recovered in raw conditions. On the other hand, other fractions, such as the inert fraction, might need either a drying or washing step before material recovery can be implemented.

4. CONCLUSIONS

The determination of the characteristics of the fine fractions is of utmost importance for designing a successful mechanical processing, as well as for assessing the potential for material and energy recovery from the fine fractions.

Bulk density, water content and material composition are necessary information in order to be able to predict the behavior of the fine fractions in a certain mechanical processing method and, hence, they turn out to be critical parameters to be taken into account for an appropriate selection of the processing method. According to the results of the material composition of the fine fractions, the strategies to follow regarding WtM and WtE are to be planned.

The amount of moisture contained in the fine fractions substantially influences the particle size distribution, as well as the amount of impurities present in the combustibles, inert and metal fractions. The water content and its distribution among the fine fractions, according to material composition and particle size, can be used to identify an efficient mechanical processing for the recovery of materials and energy from the fine fractions.

The amount of some material fractions, such as combustibles and metals, appear to be less influenced by the water content and, therefore, their processing could be done in raw state. For the recovery of the inert fraction and the further separation of the fines < 30 mm fraction, additional drying or washing (wet processing) of the material might be needed.

ACKNOWLEDGEMENTS

The research leading to these results has received funding from the European Union's Horizon 2020 research and innovation programme under the Marie Skłodowska-Curie grant agreement No. 721185 "NEW-MINE" (EU Training Network for Resource Recovery through Enhanced Landfill Mining; www.new-mine.eu).

REFERENCES

Bhatnagar, A., Kaczala, F., Burlakovs, J., Kriipsalu, M., Hogland, M., Hogland, W., 2017. Hunting for valuables from landfills and assessing their market opportunities: A case study with

- Kudjape landfill in Estonia. *Waste Management & Research* 17, 0734242X1769781. 10.1177/0734242X17697816.
- Bureau d'études greisch, 2002. Centre d'Enfouissement Technique de Mont-Saint-Guibert: Etude des conséquences de l'octroi du permis d'urbanisme du 29.10.01 sur les conditions d'exploitation du permis du 16.12.98.
- D'Or, D., 2013. Modélisation et caractérisation des émissions surfaciques de biogaz sur les C.E.T. en RW: Traitement des données de la campagne de mesures de septembre-octobre 2012 sur le CETeM. Ephesia Consult.
- Gaël, D., Tanguy, R., Nicolas, M., Frédéric, N., 2017. Assessment of multiple geophysical techniques for the characterization of municipal waste deposit sites. *Journal of Applied Geophysics* 145, 74–83. 10.1016/j.jappgeo.2017.07.013.
- Hernández Parrodi, J.C., Höllen, D., Pomberger, R., 2018a. Characterization of fine fractions from landfill mining: A review of previous investigations. *Detritus* 2 (1), 46–62. 10.31025/2611-4135/2018.13663.
- Hernández Parrodi, J.C., Höllen, D., Pomberger, R., 2018b. Fine fractions from landfill mining: Potential and main challenges to overcome. *Proceedings of the 4th International Symposium on Enhanced Landfill Mining*, 5-6 February, 2018. Mechelen, Belgium, 51–64.
- Hull, R.M., Krogmann, U., Strom, P.F., 2005. Composition and Characteristics of Excavated Materials from a New Jersey Landfill. *J. Environ. Eng.* 131 (3), 478–490. 10.1061/(ASCE)0733-9372(2005)131:3(478).
- IGRETEC, 1994. Centre d'Enfouissement Technique de Mont-Saint-Guibert: Etude des incidences sur l'environnement.
- Jones, P.T., Geysen, D., Rossy, A., Bienge, K., 2010. Enhanced Landfill Mining (ELFM) and Enhanced Waste Management (EWM): essential components for the transition to Sustainable Materials Management (SMM). *Proceedings of the 1st International Academic Symposium on Enhanced Landfill Mining*, 4-6 October, 2010. Houthalen-Helchteren, Belgium.
- Jones, P.T., Geysen, D., Tielemans, Y., van Passel, S., Pontikes, Y., Blanpain, B., Quaghebeur, M., Hoekstra, N., 2013. Enhanced Landfill Mining in view of multiple resource recovery: a critical review. *Journal of Cleaner Production* 55, 45–55. 10.1016/j.jclepro.2012.05.021.
- Jones, P.T., Tielemans, Y., 2010. Enhanced Landfill Mining and the Transition to Sustainable Materials Management. *Proceedings of the 1st International Academic Symposium on Enhanced Landfill Mining*, 4-6 October, 2010. Houthalen-Helchteren, Belgium, 325.
- Krook, J., Svensson, N., Eklund, M., 2012. Landfill mining: A critical review of two decades of research. *Waste Management* 32 (3), 513–520. 10.1016/j.wasman.2011.10.015.
- Münnich, K., Fricke, K., Wanka, S., Zeiner, A., 2013. Landfill Mining: A contribution to conservation of natural resources? *Proceedings Sardinia 2013. Fourteenth International Waste Management and Landfill Symposium*. 30 Sep. - 4 Oct., 2013. S. Margherita di Pula, Cagliari, Italy.

Mine It Or Leave It - Integrating Landfilled Material Stocks Into Modern Resource Classification Frameworks

A. Winterstetter

VITO – Flemish Institute for Technological Research, Mol / University of Antwerp, Department of Bioengineering, Antwerp, Belgium

E. Wille & P. Nagels

OVAM – Public Waste Agency of Flanders, ELFM-division, Mechelen, Belgium

J. Fellner

Christian Doppler Laboratory for Anthropogenic Resources, Institute for Water Quality and Resource Management, TU Wien, Vienna, Austria

ABSTRACT: The newly developed methodology ECLAR for the evaluation (E) and classification (CL) of anthropogenic resources (AR) in line with the United Nations Framework Classification for Resources (UNFC) is applied to three historic landfills in Flanders. This methodology helps to decide, whether a landfill site is to be mined or not, and under which framework conditions. A Material Flow Analysis quantifies recoverable material and energy flows, while a Discounted Cash Flow analysis investigates the project's economic viability. The Bornem project, focusing on both land and resource recovery, yields a negative Net Present Value (NPV) of -17 Mio € (-44 €/t of excavated waste). The Turnhout case, performed as a land development project by a private investor without any resource recovery, turns out to be economically viable with a NPV of 392,000 € (8 €/t of excavated waste). The Zuienkerke remediation project is at a too early stage to determine its feasibility. The case studies result in different final resource classification under UNFC. For landfill mining projects being situated in a similar geographic, economic and legal context, the main focus of attention should be on 1) site specific conditions, 2) project related factors and 3) the timing of mining.

1 INTRODUCTION

As an integral part of holistic resource planning strategies, the efficient use of resources, including urban mining, recycling and re-use of waste, has received increasing attention in Europe (cf. European Commission 2008). Various recent studies came to the conclusion that anthropogenic deposits, such as landfills, old buildings and hibernating infrastructure, are comparable in size and mineral grade to the remaining natural stocks of certain metals (e.g. Kapur & Graedel 2006, Krook et al. 2012). In many of the past pilot studies and research projects addressing landfill mining, the main goal was to characterize a specific landfill's composition and to evaluate its resource potential (e.g. Dickinson 1995, Kaartinen et al. 2013, Krook et al. 2012, Quaghebeur et al. 2012, Wagner & Raymond 2015). Several studies also assessed the environmental and economic performance of landfill mining (e.g. Danthurebandara et al. 2015, Diener et al. 2015, Frändegård et al. 2015, Hermann et al. 2016, Laner et al. 2016, Van Passel et al. 2013, Winterstetter et al. 2015). But most of the early landfill-mining projects were largely driven by local pollution issues or by the need for new landfill capacities, where authorities obliged the former landfill operator to act (push situation), rather than the recovery of landfilled materials as secondary resources being the chief motivation (e.g. Bockreis & Knapp 2011, Hogland et al. 2004). Nowadays, in densely populated regions in Europe, such as Flanders, the key drivers of landfill mining are rising land prices and the need for new clean land, while

the value of extractable materials or environmental benefits plays only a secondary role (Winterstetter et al. 2018).

The goal of this study is to show how the United Nations Framework Classification for Resources (UNFC) (UNECE 2010) can help to classify potential landfill mining projects with different levels of maturity from exploration to production (portfolio management). In addition, this study aims at providing decision making guidelines regarding the future management of old landfills in line with UNFC considering technical, socio-economic and project planning aspects, to decide whether a landfill site is to be mined or not, and under which framework conditions. For this purpose, three landfill sites in Flanders were investigated exemplarily to illustrate different settings of resource and land recovery.

2 INTEGRATING LANDFILLED MATERIAL STOCKS INTO MODERN RESOURCE CLASSIFICATION FRAMEWORKS

To facilitate the integration of anthropogenic resources from old landfills into UNFC, which was originally designed for geogenic resources, the ECLAR methodology for the Evaluation (E) and Classification (CL) of Anthropogenic resources (AR) was developed (Winterstetter 2016).

2.1 Operative evaluation procedure under UNFC: ECLAR Methodology for the Evaluation (E) And Classification (CL) Of Anthropogenic Resources (AR)

To decide whether to start actual mining activities or not, the stages ‘(pre-) prospection’, ‘exploration’ and ‘evaluation’ have to be run through. Details can be found in (Winterstetter et al. 2015). After screening existing data bases and selecting a specific landfill for potential mining, three key aspects - as used under the three dimensions of UNFC - need to be considered:

1. The knowledge on composition, contamination level, share of recoverable resources / land are expressed as the level of certainty on the G-Axis. Depending on whether the level of confidence is high, medium, low or whether knowledge on the recoverable content is practically not existing the landfill is graded with G1 to G4.
2. The technical feasibility of a mining project (F-Axis) is indicated by 1) the maturity of applied techniques for extraction and valorization, 2) the legal, institutional, organizational and societal structures and 3) the specific project status. The use of fully mature technologies and ongoing activities including all required licenses results in grade (F1). One or several of those criteria being unfulfilled results in the lower categories F2 – F4.
3. In the evaluation phase the project’s socioeconomic viability is analyzed: (E-Axis) via a Discounted Cash Flow (DCF) Analysis. Influencing factors such as legal, environmental, socioeconomic, political, marketing, transportation and technological factors are considered. A positive Net Present Value (NPV) results automatically in E1. In case of a negative NPV, cut-off values for key parameters decide, whether there are reasonable prospects for future economic extraction (E2) or not (E3). Concluding the evaluation stage allows for a decision, whether the project shall be developed for exploitation, delayed, studied further or abandoned.

2.2 Case studies: Three historic landfill sites in Flanders

Three potential landfill-mining projects in Bornem, Turnhout and Zuienkerke were compared (cf. Winterstetter et al. 2018).

2.2.1 Landfill Bornem

The selected landfill site is located in Bornem, a municipality in the Belgian province of Antwerp, and was closed in the late 1970s. It contains about 390,000 tons of municipal solid and industrial waste and covers today 50,000 m². Test excavations, trial sorting and waste characterizations of a batch of 500 tons have been performed to gain knowledge on the landfill's composition and the best suited sorting option (OVAM 2015). The landfill is planned to be excavated within one year (Nagels 2016). This is, however, ambitious, given the fact that recycling capacities for 390,000 tons of waste to be treated within one year would be needed. The evaluation is performed from a public entity's macro perspective, considering direct monetary effects and some selected non-monetary effects (avoided greenhouse gas (GHG) emissions) and indirect financial effects (land tax to municipality). The fine fraction is sold as construction material (10 €/t) after treatment. Plastics and wood fractions are entirely turned into Solid Recovered Fuel (SRF) and used in an offsite cement kiln in Antwerp (gate fee 50 €/t) (Nagels 2016). A part of excavated materials has to be re-landfilled offsite at 65 €/t (OVAM 2015). At the end of excavation activities the recovered cleaned-up land will be sold at a price of 150 €/m² (Statbel 2011). Potential greenhouse gas emission savings of a landfill-mining project are compared to a "Do-Nothing" scenario and are included via a hypothetical CO₂ tax at 10 €/t CO₂ eq (Investing.com 2016). The prevented pollution of soil, ground and surface water due to landfill mining is included via avoided aftercare costs. Further, long term revenues for the municipality from annual land tax, after selling the cleaned-up regained land, are incorporated as indirect financial effects (Vlaamse Belastingdienst 2017). All cash flows are discounted over 70 years with 3 %. Aftercare obligations in the "Do-Nothing" scenario are assumed to be 70 years.

2.2.2 Landfill Turnhout

The selected former landfill site is located in Turnhout, a municipality in the Belgian province of Antwerp, in the middle of a residential zone, currently used as paddock. It was closed in 1963, contains 48,000 tons of municipal solid waste and covers about 28,000 m². Extensive analyses have shown that the historical pollution with heavy metals and polycyclic aromatic hydrocarbons does neither pose a potential human health risk nor a potential proliferation risk. Also groundwater wells are not in the landfill's immediate vicinity (RSK 2016), implying that remediation is not needed. The main purpose of this project is to regain clean land, and not to recuperate previously buried resources, as in the Bornem case study. The local construction company Aertssen sees the remediation of the contaminated site and its conversion into building land as an investment (Aertssen 2016). Therefore the evaluation is performed from a private investor's micro perspective, considering only direct monetary effects, i.e. costs for purchasing the contaminated site, for planning and permits, for excavating, for crushing and screening of materials, for the transport and treatment of contaminated soil, costs for site development and finally the revenues for selling the cleaned-up land (250 €/m²) (Aertssen 2016). Uncontaminated soil and secondary materials, such as ceramics, concrete, etc. are re-used on site. All costs and revenues are discounted over the planned project period of 2 years with a discount rate of 12 % (micro perspective).

2.2.3 Landfill Zuienkerke

The selected former landfill is located in Zuienkerke, a municipality in the Belgian province of West Flanders, in a rural area and is currently used as farmland. It was closed in 1976, contains 200,000 tons of municipal solid waste and covers about 60,000 m².

For this landfill site, test excavations and trial sortings have been performed to gain knowledge on the landfill's composition as well as on the pollution level. Analyses have shown that the soil is heavily contaminated with heavy metals (Pb, Zn), polycyclic aromatic hydrocarbons and mineral oil. Remediation is therefore required and represents a push situation (OVAM 2016). The soil remediation project will be funded and organized by OVAM, resulting in a macro evaluation perspective of a public entity. In addition, OVAM wants to use this project as a pilot case for future Enhance Landfill Mining (ELFM) projects. Therefore the landfill's content is currently being investigated by five different contractors (OVAM 2016).

However, the project is still in the early pre-feasibility stage, with only studies on the landfilled materials going on at the moment. The precise start of actual excavation activities is still unknown. Most likely materials will be sorted and separated onsite. Due to the nature of the project, the contaminated soil will be intensively treated and re-used onsite (OVAM 2016). At the moment, there are definitely not enough data and information to perform neither a material flow analysis nor a solid socioeconomic evaluation. The evaluation would have to be performed from a public entity's macro perspective, considering direct monetary effects (i.e. costs for excavating, transporting, sorting and separation of materials, soil treatment and the disposal of residues, revenues for selling secondary products and avoided aftercare costs) as well as some selected non-monetary effects (e.g. avoided GHG emissions).

3 RESULTS

The three historic landfills were investigated exemplarily to illustrate different settings of resource and land recovery, resulting in different final scores under UNFC.

Regarding the "knowledge on the landfill's composition and its extractable and usable material content/ share of recoverable land" the Bornem landfill-mining project is scored with G2 as the stock's volume and composition can be estimated with a medium level of confidence based on data from the test excavations, trial sorting and waste characterizations of a batch of 500 tons and the landfill's logbook. The applied technologies' recovery efficiencies can be estimated with sufficient detail for assessing the landfill's extractable raw material potential. The land recovery potential is very well known due to the fact that residues are re-landfilled off-site and so the entire former landfill area can be reclaimed.

In the Turnhout case, the only purpose is to re-use the fine fraction as soil onsite after cleaning it. The project is rated with G1, as the overall quantities and the contamination level of the excavated fine fraction can be estimated with a high level of confidence based on data from both the soil testing and analyses. Also the applied soil treatment technologies and the recoverable share of land are well known.

The Zuienkerke landfill-mining project is graded with G3, as the overall material quantities, the landfill's composition and the contamination level of the excavated fine fraction can only be estimated with a low level of confidence due to still ongoing investigations. Also the soil treatment technologies to be applied are not chosen yet. Consequently, also the level of confidence on the share of land to be recovered is still low. Most likely a mobile sorting unit will be used onsite.

For the technical feasibility and project status, as shown on the F-Axis, the Turnhout project is graded with UNFC score F2. Mature soil treatment techniques are planned to be applied and there is also an established institutional structure with a number of committed partners, led by a private local building company (pull situation). The legal framework for landfill mining has not been developed so far. The project is still in the feasibility stage, with pending requests for permits etc.

The Bornem project is rated with F3. Although only well-known technologies are planned to be applied and the institutional structure is already established with OVAM

as leading partner, there are no other activities on-going than test excavations. The project is still at pre-feasibility stage with mainly planning activities and operations on a very small scale. Accordingly, the project duration in the economic evaluation was assumed to be one year, although it is not clear yet, whether there is enough capacity in nearby recycling facilities to sort and treat the full amount of waste within one year. In addition, a legal framework for landfill mining has not been developed so far and so various individual licenses are needed to advance the project.

Similarly, the Zuienkerke project is graded with F3. OVAM, the project leader, wants to generate knowledge for further EFLM projects in the future. So far, there are no activities on-going other than test excavations and investigations concerning the materials. The project is still in the early pre-feasibility stage with mainly design and planning activities. Mature technologies for extraction, treatment and valorization exist and are planned to be applied, but the project is not sufficiently advanced to determine the quantity and quality of potentially recoverable material and thus to evaluate its feasibility. The Zuienkerke remediation project is not so well perceived by the farmer, currently owning the land, fearing for his land's fertility.

Although one might argue for a lower score in comparison to the Bornem project, where activities are slightly more advanced and which does not face any public resistance, here soil remediation is required due to the high level of soil contamination (push situation), which is not the case for the Bornem project.

The overall evaluation of the Bornem project yields a negative NPV of in total -17 million € (-44 €/t of excavated waste), implying that the project is not economically viable under present economic conditions. However, reaching cut-off values in the foreseeable future for the project to break even seems possible with increasing land prices and decreasing sorting costs. Therefore, it is classified as "potentially commercial" (E2). In contrast, the Turnhout project's NPV is positive with in total 361,000 € (8 €/t of excavated waste) and results therefore automatically in UNFC score E1 (private investor's perspective, pull). Main economic drivers are the land development costs, the purchase price of contaminated site and the price for selling the cleaned-up land. For the Zuienkerke case a solid socioeconomic evaluation cannot be performed due to missing data and information. It is therefore scored with E3. Main economic drivers are most likely the sorting and separation costs, due to the clay, as well as the soil treatment costs, due to the high contamination level. The project's only monetary revenues stem from potential metal recycling. It is therefore highly unlikely that the project ever achieves a positive NPV. In this specific case, however, this is not necessary, as the Zuienkerke case represents a push situation anyway, where remediation is required due to the high soil contamination level.

Tab. 1 gives an overview of the results, while Fig. 1 shows how the criteria as described above are combined and used to classify the three case studies on the three axes of UNFC.

Tab. 1: Different evaluation and classification results for the three landfill sites (Winterstetter et al. 2018).

Landfill and Scenario	Bornem		Turnhout		Zuienkerke
	Present mining	Potential future mining	Present	mining	No evaluation possible yet, due to insufficient data and information (project not sufficiently advanced)
NPV in €total	-17 Mio	2.9 Mio	361,000		
NPV in €/ t excavated waste materials	-44	7	8		
Classification result under ECLAR-UNFC	E3F3G2	E2F3G2	E1F2G1		E3F3G3

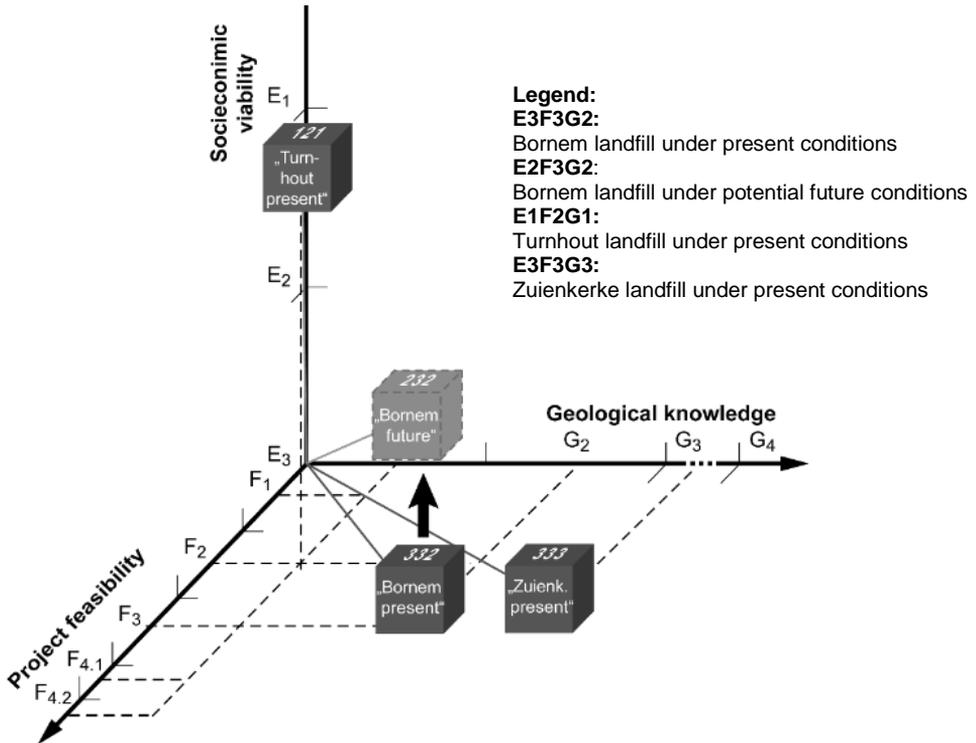


Fig.1: Classification of the three landfill-mining projects under UNFC (Winterstetter et al. 2018).

4 CONCLUSION

This study aimed at showing how the ECLAR methodology in line with the United Nations Framework Classification for Resources (UNFC) can help to classify potential landfill mining projects with different levels of maturity, from exploration to production, under technical, socio-economic and project-planning aspects. For landfills that are all situated in a similar context, such as Flanders, the main focus of attention should be on 1) site specific conditions (e.g. land prices), 2) project related factors (e.g. remediation required vs. resource/ land recovery, private vs. public evaluation perspective) and 3) the timing of mining, considering future development of costs, prices, legislation, available data and information.

Similar to a primary mine, each landfill-mining project has to be investigated and evaluated on a case-by-case basis as a function of various possible project decisions, considering its local conditions and its systemic context. The most crucial point here is to make the classification of resource and / or land recovery as comparable and therefore as transparent as possible.

Such a comparative approach allows for systematic management of a portfolio of historic landfills, and to make a reasoned and balanced judgment on the future progress of potential landfill mining projects. It helps to understand the maturity of a project and what is needed to advance one project or another. This allows deciding what detailed further investigations are necessary to have a solid foundation for decision making. For instance, in some cases assessing the exact aftercare period and the associated

costs is of high relevance, whereas for other landfill sites it might be more worthwhile to investigate their land development potential. Displaying the technical feasibility of a potential landfill-mining project as well as the knowledge on composition and the recoverable share of materials / land helps to identify missing or uncertain data. Actual mining activities will only start once these information gaps are closed, which might take some time.

Classifying the socioeconomic viability is of particular relevance for long-term resource planning purposes, as for certain historic landfills, mining is not (yet) economically viable under current conditions, but perhaps in the foreseeable future, with changing modifying factors. The classification results can help political decision makers to identify needs for changes in legislation and specific requirements. Moreover, they can show what incentives would be necessary to get a private investor involved in a specific landfill mining project.

REFERENCES

- Aertssen (2016) *Interview on costs and prices of the Turnhout project*. Nagels, P. (ed).
- Bockreis, A. and Knapp, J. (2011) *Landfill Mining–Deponien als Rohstoffquelle [Landfill Mining - Landfills as a source of raw materials]*. Österreichische Wasser-und Abfallwirtschaft 63(3-4), 70-75.
- Danthurebandara, M., Van Passel, S., Vanderreydt, I. and Van Acker, K. (2015) *Assessment of environmental and economic feasibility of Enhanced Landfill Mining*. Waste Management.
- Dickinson, W. (1995) *Landfill mining comes of age*. Solid Waste Technologies 9(2), 5.
- Diener, A., Kieckhäfer, K., Schmidt, K. and Spengler, T.S. (2015) *Economic feasibility of landfill-mining projects [Abschätzung der Wirtschaftlichkeit von Landfill-Mining-Projekten]*. Müll und Abfall 1(15), 15.
- European Commission (2008) *The raw materials initiative—meeting our critical needs for growth and jobs in Europe*. COM, 699.
- Frändegård, P., Krook, J. and Svensson, N. (2015) *Integrating remediation and resource recovery: On the economic conditions of landfill mining*. Waste Management 42, 137-147.
- Hermann, R., Baumgartner, R.J., Vorbach, S., Wolfsberger, T., Ragossnig, A. and Pomberger, R. (2016) *Holistic assessment of a landfill mining pilot project in Austria: Methodology and application*. Waste Management & Research, 0734242X16644517.
- Hogland, W., Marques, M. and Nimmermark, S. (2004) *Landfill mining and waste characterization: a strategy for remediation of contaminated areas*. Journal of material Cycles and Waste management 6(2), 119-124.
- Investing.com (2016) Investing.com.
- Kaartinen, T., Sormunen, K. and Rintala, J. (2013) *Case study on sampling, processing and characterization of landfilled municipal solid waste in the view of landfill mining*. Journal of Cleaner Production 55, 56-66.
- Kapur, A. and Graedel, T. (2006) *Copper mines above and below the ground*. Environmental Science & Technology 40(10), 3135-3141.
- Krook, J., Svensson, N. and Eklund, M. (2012) *Landfill mining: A critical review of two decades of research*. Waste Management 32(3), 513-520.
- Laner, D., Cencic, O., Svensson, N. and Krook, J. (2016) *Quantitative analysis of critical factors for the climate impact of landfill mining*. Environmental Science & Technology.
- Nagels, P. (2016) *Interview on SRF gate fees / transport distances*. Winterstetter, A. (ed).
- OVAM (2015) *Enhanced Landfill Mining - Innovative separation technology for landfill waste - Monitoring and evaluation of implementation [Enhanced Landfill Mining - Innovatieve scheidingstechnologie voor gestort afval - Opvolging en evaluatie van uitvoering]*. OVAM, Mechelen.
- OVAM (2016) *Economic Aspects In Sustainable Inventory Of Landfills - Draft [Economische Aspecten Bij Duurzaam Voorraadbeheer Van Stortplaatsen - Draft]*. OVAM, Mechelen.
- Quaghebeur, M., Laenen, B., Geysen, D., Nielsen, P., Pontikes, Y., Van Gerven, T. and Spooen, J. (2012) *Characterization of landfilled materials: screening of the enhanced landfill mining potential*. Journal of Cleaner Production 55, 72-83.

- RSK (2016) *Soil Remediation Project Former MSW landfill - Bodemsaneringsproject Voormalige stortplaats huishoudelijk afval*. RSK Benelux BVBA, -R. (ed), Hasselt
- Statbel (2011) *Kerncijfers Vastgoed 2011*.
- UNECE (2010) *United Nations Framework Classification for Fossil Energy and Mineral Resources 2009*. United Nations, New York, Geneva.
- Van Passel, S., Dubois, M., Eyckmans, J., De Gheldere, S., Ang, F., Tom Jones, P. and Van Acker, K. (2013) *The economics of enhanced landfill mining: private and societal performance drivers*. *Journal of Cleaner Production* 55, 92-102.
- Vlaamse Belastingdienst [Flemish Tax Office] (2017) *Belastingportaal Vlaanderen [Tax portal Flanders]*.
- Wagner, T.P. and Raymond, T. (2015) *Landfill mining: Case study of a successful metals recovery project*. *Waste Management* 45, 448-457.
- Winterstetter, A. (2016) *Mines of Tomorrow: Evaluating and Classifying Anthropogenic Resources: A new Methodology* PhD Thesis Vienna University of Technology, Vienna
- Winterstetter, A., Laner, D., Rechberger, H. and Fellner, J. (2015) *Framework for the evaluation of anthropogenic resources: A landfill mining case study—Resource or reserve?* *Resources, Conservation and Recycling* 96, 19-30.
- Winterstetter, A., Wille, E., Nagels, P. and Fellner, J. (2018) *Decision making guidelines for mining historic landfill sites in Flanders*. *Waste Management*.

Kohlenstoffsенke Deponie - Restkohlenstoffgehalt nach Wiedereintreten aerober Milieubedingungen in Altdeponien

E. Binner, A. Pukhnyuk, P. Lechner & M. Huber-Humer
 Universität für Bodenkultur Wien, Institut für Abfallwirtschaft, Wien, Österreich

KURZFASSUNG: Aus den Ergebnissen von Langzeitlaborversuchen zur Bestimmung der Gasbildung (gemäß Ö-NORM S2027 Teil 2, 2012) von Materialien aus MBA-Anlagen und Altdeponien wurde deren Gasbildungspotential abgeschätzt. Dazu wurde zunächst ein mathematisches Modell (log-Normalverteilungsfunktion) der Gasbildung entwickelt, mit dessen Hilfe der Gasbildungsverlauf bis zum Ende der Gasbildung extrapoliert werden kann (Tintner et al. 2011), (Binner et al. 2013). Aus dem Kohlenstoffgehalt der Materialien und dem abgeschätzten Gasbildungspotential wurde ein wahrscheinlicher End-TOC-Wert des Deponiegutes errechnet (Binner et al. 2015). Diese Abschätzung erfolgte unter der Annahme, dass die Deponie bis zum Abklingen der Gasbildung anaerob bleibt. Über sehr lange Zeiträume gesehen ist jedoch anzunehmen, dass allmählich eine Umstellung auf aerobes Milieu erfolgen wird. Aus diesem Grund wurden 8 der Langzeitversuche nach Abklingen der Gasfreisetzung aerobisiert. Derzeit beträgt die Aerobisierungsdauer 30 bis 59 Monate.

1 EINLEITUNG

Die mechanisch biologische Behandlung von Restabfall (MBA) hat das Ziel die enthaltenen organischen Ursprungssubstanzen zu mineralisieren bzw. zu stabilisieren. Dies führt zur deutlichen Verringerung von Emissionen nach der anschließenden Deponierung (Binner et al. 1999). Eine MBA-Deponie kann als Kohlenstoffsенke angesehen werden, da ein Teil der stabilisierten Kohlenstoffverbindungen über lange Zeiträume nicht abgebaut wird. Welcher Kohlenstoffanteil schlussendlich langfristig im Deponiegut verbleibt, ist derzeit jedoch nicht bekannt.

In den beiden letzten Jahrzehnten wurden am ABF-BOKU ca. 870 Inkubationsversuche (Ö-NORM S2027 Teil 2 2012) durchgeführt. Untersucht wurden vorwiegend Proben aus mechanisch biologischen Behandlungsanlagen (ca. 450 Proben von Input, Proben aus dem Prozess, Output) und aus alten Deponien (ca. 355 Proben aus Hausmülldeponien und MBA-Deponien). Dieses Datenmaterial wurde herangezogen, um ein Modell für das Gasbildungspotential zu erstellen (Tintner et al. 2011) bzw. Endkohlenstoffgehalt (End-TOC) in MBA-Deponien (nach Abklingen der Gasbildung) abzuschätzen (Binner et al. 2012), (Binner et al. 2013). Die dem Modell zugrunde liegende log-Normalverteilungsfunktion bildet vor allem die „späte“ Gasbildung deutlich besser ab, als das bisher angewendete Deponiegasprognosemodell von Tabasaran & Rettenberger (1987).

In der Zwischenzeit wurden 233 Langzeitgasbildungsversuche ausgewertet. 85 Proben aus Altdeponien und 148 Proben aus MBA-Anlagen – 104 dieser Proben halten das Brennwertkriterium ($H_o < 6.600 \text{ kJ/kg TM}$) der Österreichischen Deponieverordnung (DVO, 2008) ein – wurden für die weitere Auswertung herangezogen.

Die Abschätzungen aus der Modellierung von Langzeitgasbildungsversuchen setzen voraus, dass in den Deponien auf Dauer anaerobe Milieubedingungen erhalten bleiben. Es ist jedoch nicht auszuschließen, dass über sehr lange Zeiträume gesehen

allmählich eine Umstellung auf aerobes Milieu erfolgen wird. Dieser Milieuwechsel führt dazu, dass anaerob nicht abbaubare organische Verbindungen verfügbar werden und damit nach einer "Aerobisierung" zusätzliche Mineralisierung bzw. Kohlenstofffreisetzung eintritt. Um diesen Effekt abzuschätzen werden 8 der Langzeitinkubationsversuche seit 2,5 bis 8 Jahren „aerobisiert“. In die Reaktoren werden im Bodenbereich definierte Luftmengen eingeblasen; im Abluftstrom werden regelmäßig die CO₂-Konzentrationen gemessen.

2 ERGENISSE

2.1 End-TOC im Deponiegut (nach Abklingen der Gasbildung)

Für die Auswertung wurden die Proben in 5 Reaktivitätsklassen eingeteilt (siehe Tabelle 1 und 2). Klasse 1 charakterisiert sehr stabile Materialien mit $GS_{21} < 7$ NI/kg TM (der Grenzwert für die Erlaubnis zur Deponierung liegt bei 20 NI/kg TM). Klasse 2 charakterisiert stabiles Material (GS_{21} liegt zwischen 7 und 20 NI/kg TM). Klasse 3 (mäßig stabil) weist eine GS_{21} zwischen 20 und 40 auf. Klasse 4 (reaktiv) liegt zwischen 40 und 60. Klasse 5 (sehr reaktiv) überschreitet den Wert von 60 NI/kg TM.

Tab. 1: Probenzahl, Mittelwerte, Standardabweichungen, Minima und Maxima für die minimalen End-TOC-Werte von 145 MBA-Materialien in Abhängigkeit ihrer Reaktivität (charakterisiert durch die GS_{21}).

145 MBA-Proben		Anzahl n	Mittelwert	Std.abw.	Min.	Max.
End-TOC bei Klasse 1 ($GS_{21} < 7$ NI/kg TM)	% TM	39	14,6	3,2	7,2	21,7
End-TOC bei Klasse 2 ($GS_{21} = 7-20$ NI/kg TM)	% TM	70	14,7	3,0	5,9	23,2
End-TOC bei Klasse 3 ($GS_{21} = 20-40$ NI/kg TM)	% TM	29	13,9	3,4	6,7	21,6
End-TOC bei Klasse 4 ($GS_{21} = 40-60$ NI/kg TM)	% TM	6	14,5	2,7	9,8	17,5
End-TOC bei Klasse 5 ($GS_{21} > 60$ NI/kg TM)	% TM	1	18,4	-	18,4	18,4

In Tabelle 1 sind die End-TOC-Werte von 145 MBA-Proben nach Reaktivitätsklassen geordnet. Überraschenderweise steigt der End-TOC-Wert mit der Reaktivität des untersuchten Materials. Die Erklärung dafür ist einerseits, dass unter anaeroben Bedingungen viele organische Komponenten (zum Beispiel Holz) nicht oder nur sehr schwer abbaubar sind. Durch die Kombination aerober + anaerober Abbau kommt es zu einem „vollständigeren“ Abbau, was zu geringeren End-TOC-Werten führt. Andererseits weisen reaktivere MBA-Materialien meist noch nicht Deponiequalität hinsichtlich des Brennwertes auf. Der TOC im Inputmaterial des Inkubationsversuchs ist somit bei einigen Proben zu einem erheblichen Anteil durch nicht abbaubaren Kohlenstoff aus Kunststoffen bedingt, der bei ordnungsgemäßer Endaufbereitung in der MBA nicht in die Deponie gelangen würde.

Für ordnungsgemäß stabilisiertes MBA-Material (81 Proben), das die Grenzwerte der österreichischen Deponieverordnung für Reaktivität ($GS_{21} < 20$ NI/kg TM) und Brennwert ($H_o < 6.600$ kJ/kg TM) einhält, kann nach dieser Auswertung mit "End-TOC-Werten" in der Größenordnung von ca. 13,7 % TM (Bereich von 5,9 bis 17,0 % TM) gerechnet werden. Nur für 8 der 104 Proben mit einem Brennwert

< 6.600 kJ/kg TM (20 dieser Proben zeigten noch höhere Reaktivität als die erlaubten 20 NI/kg TM) ergab die Modellierung einen "End-TOC" < 10 % TM.

Tabelle 2 zeigt die abgeschätzten "End-TOC-Werte" der 77 Altdeponie-Proben nach Reaktivitätsklassen. Der Mittelwert liegt bei ca. 10,0 % TM (Bereich von 2,6 bis 22,1 % TM). 37 Proben weisen einen prognostizierten „End-TOC-Wert“ von < 10 % TM auf. Die für die Langzeitversuche verwendeten Altdeponie-Proben weisen zum Großteil GS₂₁-Werte unter 20 NI/kg TM auf und sind damit als stabil bis sehr stabil einzustufen. 8 der Proben übersteigen eine GS₂₁ von 20 NI/kg TM. 12 der Proben (davon 8 von einer russischen Deponien nach etwa 2 Jahren Ablagerungsdauer) übersteigen einen TOC von 17,5 % - und damit einen Ho von 6.600 kJ/kg DM (Binner et al. 1999). Die gegenüber MBA-Material tendenziell niedrigeren "End-TOC-Werte" sind auf die fehlende mechanische Aufbereitung zurückzuführen. Während durch die Restmüllaufbereitung in einer MBA ein an Organik aufkonzentriertes Material entsteht, weisen Altdeponie-Materialien deutlich höheren Inertstoffanteil (z.B. Bauschutt) auf.

Tab. 2: Probenzahl, Mittelwerte, Standardabweichungen, Minima und Maxima für die minimalen End-TOC-Werte von 77 Altdeponie-Materialien in Abhängigkeit ihrer Reaktivität (charakterisiert durch die GS₂₁).

51 Altdeponie-Proben		Anzahl n	Mittelwert	Std.abw.	Min.	Max.
End-TOC bei Klasse 1 (GS ₂₁ < 7 NI/kg TM)	% TM	47	10,0	4,7	4,0	22,1
End-TOC bei Klasse 2 (GS ₂₁ = 7-20 NI/kg TM)	% TM	15	10,5	4,8	2,6	19,6
End-TOC bei Klasse 3 (GS ₂₁ = 20-40 NI/kg TM)	% TM	4	9,7	3,3	5,3	13,1
End-TOC bei Klasse 4 (GS ₂₁ = 40-60 NI/kg TM)	% TM	10	33,2	14,7	7,3	45,9 ¹⁾
End-TOC bei Klasse 5 (GS ₂₁ > 60 NI/kg TM)	% TM	1	10,6	-	10,6	10,6

¹⁾ 8 der 10 reaktiven Proben stammen aus einer russischen Deponie (unbehandelter Hausmüll nach ca. 2 Jahren Ablagerungsdauer); sie wurden bei der Gesamtmittelwertbildung nicht berücksichtigt.

2.2 End-TOC nach Aerobisierung

Alle bisherigen Abschätzungen basieren wie bereits erwähnt auf Langzeitgasbildungsversuchen und damit auf der Annahme, dass in den Deponien auf Dauer anaerobe Milieubedingungen erhalten bleiben. Um den Effekt einer möglicherweise in weiter Zukunft stattfindenden Aerobisierung abzuschätzen, werden 8 der Langzeitinkubationsversuche seit einigen Jahren belüftet (Binner et al. 2014). In die Reaktoren werden im Bodenbereich definierte Luftmengen eingeblasen und im Abluftstrom wird regelmäßig die CO₂-Konzentration gemessen.

Die Dauer der Aerobisierung beträgt derzeit zwischen 30 und 59 Monate. Da auch nach 59 Monaten Belüftung immer noch beträchtlicher CO₂-Austrag erfolgt, sind derzeit noch keine gesicherten Aussagen hinsichtlich des „End-TOC“ möglich. Klar ersichtlich ist bereits, dass die Belüftung zu einem deutlichen „Mineralisierungsschub“ führt (Abbildung 2). Bei aktuellen Zuluftmengen zwischen 30 und 240 ml/kg TM und Stunde betragen die CO₂-Konzentrationen in Abhängigkeit von der bisherigen Belüftungsdauer 0,4 bis 1,1 Vol% (Tabelle 3). Spuren von Methan konnten nur zu Beginn der Belüftung festgestellt werden.

Ein 20 Jahre deponiertes Material (ohne Abbildung), das nur mehr eine sehr geringe Reaktivität ($GS_{21} = 3,7 \text{ NI/kg TM}$) aufwies, zeigt mit Start der Belüftung nach 6,2 Jahren Anaerobtest eine starke CO_2 -Freisetzung. Die innerhalb von 4,5 Jahren Aerobisierung mineralisierte Kohlenstoffmenge entspricht mehr als dem Vierfachen der zuvor unter anaeroben Bedingungen im Inkubationsversuch freigesetzten Kohlenstoffmenge. Dies kam nicht unerwartet, da die untersuchte Deponiegutprobe bis zur Probenahme noch keinen aeroben Abbaubedingungen ausgesetzt gewesen war und daher ausreichend anaerob nicht verfügbare Komponenten vorhanden sind. Insgesamt (anaerob + aerob) wurden bisher ca. 32 % des Inputkohlenstoffes ($\text{TOC} = 6,3 \text{ \% TM}$) freigesetzt.

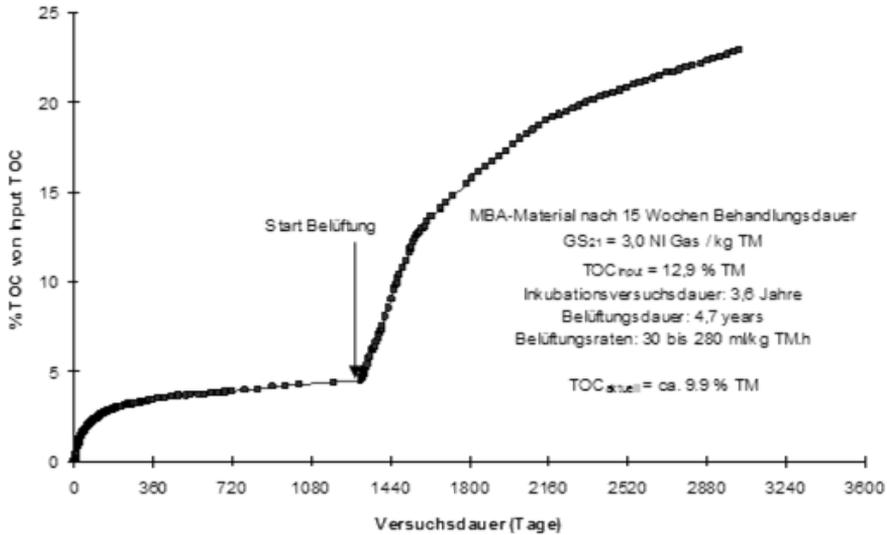


Abb. 2: Gassummenkurve (Messwerte) einer MBA-Probe (Behandlungsdauer 15 Wochen / Probenahme 2010). Nach einer Inkubationsversuchsdauer von 3,6 Jahren wurde das Material aerobisiert (Belüftungsdauer derzeit 4,7 Jahre).

MBA-Material nach 15-wöchiger Behandlungsdauer zeigt überraschend ein sehr ähnliches Verhalten (Abbildung 2). Aus dem durch die biologische Behandlung sehr gut stabilisierten Material ($GS_{21} = 3,0 \text{ NI/kg TM}$) wurden während der 3,6 Jahre dauernden anaeroben Testphase nur 4,5 % des Inputkohlenstoffes als Gas freigesetzt. Seit Einsetzen der Belüftung vor 4,8 Jahren wurden weitere 18,3 % mineralisiert. Die Gesamtkohlenstofffreisetzung über die Gasphase (anaerob + aerob) beträgt derzeit ca. 23 % vom Inputkohlenstoffgehalt ($\text{TOC} = 12,9 \text{ \%}$).

Aktuell betragen die Restkohlenstoffgehalte der beiden diskutierten Materialien $\text{TOC} = 4,2 \text{ \% TM}$ bzw. $9,9 \text{ \% TM}$ (die anderen Belüftungsversuche sind in Tabelle 3 charakterisiert). Die Modellberechnungen für fortdauernde anaerobe Lagerung ergaben „End-TOC“ = $5,7 \text{ \% TM}$ bzw. $12,0 \text{ \% TM}$. Durch Aerobisierung ist daher jedenfalls mit deutlich geringeren „End-TOC“-Werten zu rechnen als mit dem rein anaeroben Modell prognostiziert. Wie Abbildung 2 zeigt sind die zu erwartenden End-TOC“-Werte derzeit noch nicht abschätzbar.

Tab. 3: Charakterisierung der 8 aerobisierten Materialien.

8 Materialien aerobisiert (nach anaerober Behandlung)		A0	RO1	L15	K15	PT1	PT5	3M	B3b
Dauer der aeroben Vorbehandl. (MBA)	Wochen	0	9	15	15	0	10	0	0
Ablagerungsdauer (auf Deponie)	Jahre	10	0	0	0	6	5	20	5
Dauer Inkubat.vers. (Labortest anaerob)	Jahre	2,1	2,4	3,6	4,3	4,0	4,6	6,2	1,0
Dauer der Belüftung (Labortest aerob)	Jahre	2,5	2,5	4,7	4,1	4,7	4,1	4,5	4,9
Belüftungsraten	ml/kg TM.h	30- 260	30- 300	30- 280	30- 280	15- 165	30- 265	30- 160	30- 270
aktuelle Belüftungsrate	ml/kg TM.h	240	240	55	60	40	60	30	55
aktuelle CO ₂ -Konz. in der Abluft	Vol.%	0,50	0,40	0,78	0,95	0,83	1,06	0,60	0,48
Kohlenstoffabbau Anaerobtest	% Input	7,6	15,4	4,5	9,7	1,3	4,6	8,8	37,3
Kohlenstoffabbau Aerobtest	% Input	26,6	16,1	18,3	11,4	14,3	16,6	23,2	11,3
Input TOC (Start Inkubationsversuch)	% TM	10,1	18,5	16,3	12,9	9,6	12,4	6,3	14,0
„End-TOC“ Progn. Gasbildungsmodell	% TM	9,0	16,4	12,0	15,2	9,4	10,8	5,7	9,3
derzeitiger TOC	% TM	6,6	12,7	9,9	12,9	8,1	10,1	4,2	7,1

3 ZUSAMMENFASSUNG

Die Auswertung von 233 Langzeitgasbildungstests (148 MBA-Materialien und 85 Altdeponie-Materialien) erlaubt folgende Aussagen:

- Die Gasbildung im Inkubationsversuch kann mittels log-Normalfunktion modelliert werden.
- Aus dem Gehalt an organischem Kohlenstoff (TOC) im Ausgangsmaterial des Inkubationsversuches und dem Gasbildungspotential kann ein End-TOC für Deponien (= TOC zum Zeitpunkt ab dem kein Deponiegas mehr gebildet wird) abgeschätzt werden.
- Die Auswertung von 148 MBA-Proben lässt für jene 104 Proben welche den Grenzwert der Deponieverordnung für den Brennwert (Ho) einhalten einen End-TOC-Wert von 13,7 % TM (Bereich 5,9 % bis 17,0 %) erwarten (nur 8 der 104 Proben wiesen einen „End-TOC“ < 10 % TM auf. Der vorhergesagte Kohlenstoffabbau bis zum Abklingen der Gasbildung beträgt 2 bis 69 % des Ausgangswertes (= Input in den Inkubationsversuch).
- Die Auswertung von 85 Altdeponieproben lässt einen End-TOC-Wert von 10,0 % TM (Bereich 2,6 % bis 22,1 %) erwarten (immerhin 37 der 85 Proben wiesen jedoch einen „End-TOC“ < 10 % TM auf. Der vorhergesagte Kohlenstoffabbau bis zum Abklingen der Gasbildung beträgt 0,2 bis 57 % des Ausgangswertes (= Input in den Inkubationsversuch).

- Der Einfluss einer eventuell zukünftigen Aerobisierung der Deponien wurde durch Belüftung von ausgewählten Langzeitinkubationsversuchen simuliert (bei Beginn der Belüftung war keine bzw. nur mehr sehr geringe Gasbildung zu beobachten). Die derzeitige Belüftungsdauer von 2,5 bis 4,9 Jahren ist noch zu kurz für gesicherte Aussagen. Es ist aber jedenfalls mit deutlich geringeren „End-TOC“-Werten als bei fortdauernden anaeroben Milieubedingungen zu rechnen (derzeit sind durch anaerobe und aerobe Milieubedingungen 16 bis 49 % des Input-TOC abgebaut).

LITERATUR

- Binner, E. Zach, A., Lechner, P. (1999) *Stabilitätskriterien zur Charakterisierung der Endprodukte aus MBA-Anlagen*. Forschungsprojekt am ABF BOKU im Auftrag des BMLFUW.
- Binner E., Lechner P., Huber-Humer M. (2013) *Carbon sink MBT-landfill – evaluation of long-term incubation tests (GS21)*. In: Cossu R., He P., Kjeldsen P., Matsufuji Y., Reinhart D. and Stegmann R. (Eds.): Sardinia 2013 - Fourteenth International Waste Management and Landfill Symposium (30. September - 4. October 2013, S. Margherita di Pula - Cagliari, Sardinia, Italy). Executive Summaries, CISA Environmental Sanitary Engineering Centre. ISBN 978-88-6265-028-1. Abstract, p. 111. Full paper on CD.
- Binner E., Pukhnyuk A., Huber-Humer M. (2014) *Kohlenstoffsенke Deponie - Restkohlenstoffgehalt nach Aerobisierung*. In: Tagungsband DepoTech 2014, Montanuniversität Leoben, ISBN 978-3-200-03797-7.
- Binner E., Pukhnyuk A., Lechner P., Huber-Humer M. (2015) *Carbon Sink MBT-Landfill – Expected Carbon Content after Aerobisation*. In: Cossu R., He P., Kjeldsen P., Matsufuji Y., Reinhart D. and Stegmann R. (Eds.): Sardinia 2015 - Fifteenth International Waste Management and Landfill Symposium (5. October - 9. October 2015, S. Margherita di Pula - Cagliari, Sardinia, Italy). Executive Summaries, CISA Environmental Sanitary Engineering Centre. Abstract, p. 030. Full paper on CD, ISBN-9788862650212.
- DVO (2008) *BGBI. Nr. II 39/2008. Verordnung des Bundesministers für Land- und Forstwirtschaft, Umwelt und Wasserwirtschaft über Deponien (Deponieverordnung 2008)*.
- Ö-NORM S2027 / Teil 2 (2012) *Beurteilung von Abfällen aus der mechanisch-biologisch Behandlung. Teil 2: Stabilitätsparameter - Gasspendesumme im Inkubationstest (GS21)*. Austrian Standards Institutes vom 1.7.2012.
- Tabasaran, O., Rettenberger, G. (1987) *Grundlagen zur Planung von Entgasungsanlagen (Basics for planning degasing installation)*. In: Hösel, Schenkel, Schnurer (eds) Müllhandbuch, vol 1/87. Erich Schmidt..
- Tintner, J. Kühleitner, M. Binner, E. Brunner, N., Smidt, E. (2011) *Modeling the final phase of landfill gas generation from long-term observations*. Biodegradation 19 (2011), DOI 10.1007/s10532-011-9519-4, Springer.

Maßnahmen zur Beschleunigung der Stabilisierung der organischen Abfallanteile auf der Deponie Rautenweg

D. Lesny & M. Huber- Humer

Universität für Bodenkultur Wien, Department für Wasser-Atmosphäre-Umwelt, Institut für Abfallwirtschaft, Wien, Österreich

O. Pöschl & R. Scholger

Montanuniversität Leoben, Department für Angewandte Geowissenschaften und Geophysik, Lehrstuhl für Angewandte Geophysik, Leoben, Österreich

K. Reiselhuber

Magistratsabteilung 48 der Stadt Wien, Deponie Rautenweg, Wien, Österreich

R. Sarc & K. Lorber

Montanuniversität Leoben, Department Umwelt- und Energieverfahrenstechnik, Lehrstuhl für Abfallverwertungstechnik und Abfallwirtschaft, Leoben, Österreich

KURZFASSUNG: Im Zuge der Umsetzung von Maßnahmen zur Beschleunigung der Stabilisierung der organischen Abfallanteile auf der Deponie Rautenweg soll es zu einer gezielten Bewässerung bzw. Befeuchtung von ausgewählten Bereichen des Deponiekörpers kommen. Zur Ermittlung dieser Bereiche wurde die Methodik der elektrischen Widerstandstomographie gewählt, welche mittels elektrischer Widerstandsmessung den Feuchtezustand im Deponiekörper darstellt. In Kombination mit einem aktiven Deponiegasmanagement sollen so die wirtschaftlich verwertbaren Deponiegasvolumina erhöht werden.

1 EINLEITUNG

Auf der Deponie für kommunale Abfälle der Stadt Wien, der Deponie Rautenweg, wurden im Zeitraum von 1961 bis 2008 organikhaltige Siedlungsabfälle abgelagert. Mit Wirkung des Ablagerungsverbotes von unbehandelten Siedlungsabfällen (DVO 2008), (AWG 2002) wurde die Deponie Rautenweg nach der Umwidmung als Reststoffdeponie geführt. Mit Inbetriebnahme der MVA Pfaffenau im Jahre 2008 wurden daher praktisch nur mehr aufbereitete Verbrennungsrückstände deponiert. Die provisorische Abdeckung der Oberfläche sowie der Aufbau der Randdämme bestehen hierbei aus lageweisen verdichteten Rekultivierungsmaterial bzw. mit zementstabilisierten Verbrennungsrückständen (Lorber 2013). Dies führt in Teilbereichen zwangsläufig zu einer de facto Oberflächenabdichtung gegen eindringendes Sickerwasser. Durch die dadurch hervorgerufenen eingeschränkten Wasserbewegungen und Austrocknungseffekte innerhalb des Deponiekörpers kommt es zu einem Abklingen der Deponiegasproduktion. Mittels einer gezielten Bewässerung bzw. Befeuchtung von ausgewählten Deponiebereichen sollen die mikrobiellen Aktivitäten wieder gesteigert und damit die Gasproduktion zur weiteren Verwertung erhöht werden.

2 VORERHEBUNGEN ZUM IST- ZUSTAND UND GEPLANTE MASSNAHMEN

Im Zuge des behördlich bewilligten Projektes „Entsorgungssicherheit- Deponie Rautenweg“ und der dadurch verlängerten Ablagerungsdauer bis voraussichtlich 2065 sollen mittels Bewässerungsmaßnahmen die biologischen Abbau- und Mineralisierungsprozesse, in den unterhalb der Reststoffe noch vorhandenen organischen Abfällen, im Deponiekörper weiter vorangetrieben werden (Lorber 2017). Die Bewässerungsmaßnahmen beinhalten das Fluten der ausgewählten vertikalen Gasbrunnen, welche basierend auf Voruntersuchungen, in Kategorien unterteilt wurden. Die Kategorien gruppieren die Gasbrunnen gemäß der qualitativen Gaszusammensetzung, gemessen an den einzelnen Brunnenköpfen, basierend auf den Dokumentationen der vergangenen Jahre sowie auch zum Zeitpunkt einer ersten detaillierten Erhebung im Zeitraum von Herbst 2017 bis Frühling 2018. Mithilfe von geoelektrischen Messungen wird zusätzlich der Feuchtegehalt in bestimmten Bereichen des Deponiekörpers ermittelt. Die Methodik der Geoelektrik soll im anschließenden Monitoring weitergeführt werden und dient dem Nachweis der Durchfeuchtung und der Wegigkeiten des Sickerwassers im Deponiekörper.

2.1 Gasmessungen zur Auswahl der zu bewässernden Deponiebereiche

Im Zeitraum von November 2017 bis April 2018 wurde der IST- Zustand der bestehenden Deponiegaserfassung detailliert erhoben. Hierbei wurde an allen Gasbrunnen die qualitative Gaszusammensetzung gemessen und mit den vom Deponiebetreiber zur Verfügung gestellten Daten verglichen und erweitert. Anhand der so gesammelten Daten wurden die Gasbrunnen in vier Kategorien eingestuft: aktiv abgesaugte Brunnen, nicht abgesaugte Brunnen mit wirtschaftlich verwertbaren Methangehalt, nicht abgesaugte Brunnen mit nicht wirtschaftlich verwertbaren Methangehalt und Brunnen mit hohem Sauerstoffgehalt. In den sechs Monaten der Erhebung des IST Zustandes ergaben die Mittelwerte des in der Verdichterstation ankommenden Deponiegases folgende qualitative Konzentrationswerte:

- CH₄ zu 41% mit einer Schwankungsbreite von 37% bis 47%,
- CO₂ zu 24% mit einer Schwankungsbreite von 20% bis 36% und
- O₂ zu 1% mit einer Schwankungsbreite von 0% bis 4%.

Dabei variiert die Qualität des abgesaugten Gases je nach Sammelleitung und Deponiebereich. Grundsätzlich besteht das Erfassungssystem aus sechs Sammelleitungen, welche jeweils bestimmte Bereiche der Deponie erreichen. Von diesen Sammelleitungen sind im Moment vier Stränge in Betrieb. Diese Leitungen können grob nach der Lage auf der Deponie beschrieben werden: Die Stränge 1,4 und 6 erfassen den westlichen Teil mit den zeitlich älteren Ablagerungen an organikhaltigen Abfällen und der Strang 5 den östlichen Teil mit den zeitlich jüngsten und letzten Ablagerungen an organikhaltigen Abfällen.

Im Zuge der Erhebung des IST Zustandes hat sich herausgestellt, dass zum Zeitpunkt der Erhebung von 123 Gasbrunnen, welche mehrheitlich als nebeneinander liegende, in unterschiedliche Tiefen abgeteufte Doppelbrunnen bestehen, lediglich 19 einzelne Gasbrunnen geöffnet und somit aktiv an der Entgasung des Deponiekörpers beteiligt waren. Aus diesem Grund wurden anhand der Messdaten des Deponiebetreibers aus den Jahren 2011 bis 2016 gezielt Brunnen erhoben, welche über einen längeren Zeitraum eine wirtschaftlich verwertbare Gasqualität von > 42 % CH₄ Anteil vorwiesen und zum Zeitpunkt der Erhebung nicht aktiv geöffnet waren. Diese Gasbrunnen wurden jeweils nacheinander, schrittweise und einzeln wieder geöffnet und die Gasqualität am Brunnenkopf sowie die Durchflussmengen innerhalb der Verbindungsschläuche zwischen Gasbrunnen und Sammelleitung gemessen. Hiermit konnten die

Gaszusammensetzung und die Absaugvolumina je Brunnen grob quantifiziert werden. Anhand dieser Vorgehensweise sollten diejenigen Gasbrunnen erhoben werden, welche wieder ohne weitere Maßnahmen aktiv ans Erfassungssystem eingegliedert werden können. So konnte bereits im Vorfeld der Bewässerungsversuche die qualitativ und quantitativ abgesaugte Gesamtdeponiegasmenge durch Öffnung ausgewählter Gasbrunnen gesteigert werden. Diese Brunnen wurden nach Abschluss der IST Erhebung wieder geschlossen, damit der Zustand vor Beginn der Forschungsarbeit wiederhergestellt wird, um vergleichbarere Daten zwischen vor und nach der Bewässerung zu erhalten.

Parallel zur Erhebung des IST Zustandes des Deponieerfassungssystems wurde mittels geoelektrischer Widerstandstomographie der Versuch gestartet, den Feuchtegrad innerhalb des Deponiekörpers zu bestimmen.

2.2 Elektrische Widerstandstomographie: Messsystem und Messprinzip

Die elektrische Widerstandstomographie wurde mit dem Messgerät 4point light 10W (Lippmann – Geophysical Instruments, Deutschland) entlang von 2D Profilen durchgeführt. Dieses besteht aus 100 Stahlelektroden und aktiven Schaltboxen für die Durchführung einer Multielektrodengeoelektrik. Die Steuerung des Messsystems erfolgte mithilfe eines Notebooks unter Verwendung der Software GeoTest (Geophysik – Dr. Rauen, Deutschland). Mit dieser ist es möglich, durch Aktivierung bestimmter Elektroden, verschiedene Elektroden Anordnungen zu messen und somit einen 2-dimensionalen Tiefenschnitt zu erhalten. Es wurden folgende Anordnungen verwendet: Wenner (alle Profile), Schlumberger (fallweise), Pol-Dipol (fallweise) und Dipol-Dipol (fallweise). Die besten Ergebnisse wurden mit der Wenner Anordnung erzielt. Bei jeder Einzelmessung sind jeweils 4 Elektroden in Verwendung. Zwei Stromelektroden an denen der Strom in den Untergrund eingespeist wird und zwei Spannungselektroden an denen die elektrische Spannung gemessen wird. Mithilfe des Ohm'schen Gesetzes kann auf den scheinbaren Widerstand des Untergrundes geschlossen werden und unter Verwendung diverser Inversionsalgorithmen kann der wahre Widerstand berechnet werden.

2.2.1 Messungen

Insgesamt wurden 9 Profile mit jeweils 100 Elektroden gemessen. Alle Profile weisen einen Elektrodenabstand von 2,00 m, mit Ausnahme von Profil RW 7 (1,70 m), auf. Damit ergibt sich eine Profillänge von 170 m, beziehungsweise 200 m. Dieser Abstand wurde gewählt, um ein optimales Verhältnis zwischen Eindringtiefe und Auflösung zu erhalten. Des Weiteren musste ein Großteil der Elektrodenspieße durch Vorbohren der Betonoberfläche gesetzt werden. Bei diesen erfolgte zusätzlich eine Bewässerung, um einen guten Kontaktwiderstand zu gewährleisten. Die Messungen wurden in zwei Messkampagnen unterteilt. Die erste (Dezember 2017 & April 2018) diente zur Bestimmung von feuchten und trockenen Bereichen innerhalb des Deponiekörpers und zur Auswahl geeigneter Profile für das Monitoring, welches der zweiten Messkampagne (Mai & Juni 2018) zuzuordnen ist. Bei dem Monitoring wurde die Ausbreitung von Wasser, welches über die Gasbrunnen eingebracht wurde, im Deponiekörper verfolgt. Zusätzlich wurden die exakten Positionen der Profile mittels eines Trimble GPS-Systems (Receiver 4700 mit TSC1 Datenkollektor) im RTK-Modus (Real Time Kinematic) bestimmt.

2.2.2 Auswertung der Daten

Unter Verwendung der Software DC2DInvRes (Thomas Günther, Deutschland) wurden die gemessenen Daten vorbearbeitet. Negative scheinbare Widerstände und Messfehler über 2 % wurden entfernt. Danach erfolgte die Inversion mittels der Software RES2DINVx64 (GEOTOMO SOFTWARE SDN BHD, Malaysia). Für die Darstellung der Inversionsergebnisse wurde das Programm Surfer (GOLDEN SOFTWARE LLC, USA) verwendet. Da die elektrische Leitfähigkeit des Wassers im Deponiekörper stark temperaturabhängig ist (zirka 2 % pro °C) wurde sie nach der ÖNORM EN 27888 in einem Temperaturbereich von 20°C bis 55 °C nach den zu erwartenden Temperaturen in Deponien nach Rettenberger (1992) bestimmt. Hierfür wurden zwei Wasserproben auf der Deponie genommen und im Petrophysiklabor der Montanuniversität Leoben analysiert.

2.2.3 Ergebnisse

Die Abb. 1 zeigt exemplarisch die Verteilung der elektrischen Leitfähigkeit des Untergrundes für das Profil RW 4 mit zwei verschiedenen Leitfähigkeitskalierungen entsprechend der am niedrigsten zu erwartenden Temperatur (Abb. 1a) und der am höchsten zu erwartenden Temperatur (Abb. 1b). In den zwei Temperaturstufen entspricht der Maximalwert der Leitfähigkeitsskala jeweils 100 % Wassersättigung. Entlang der horizontalen Achse ist die Position im Profil und entlang der vertikalen Achse die Tiefe erkennbar. Die dreiecksförmige Struktur ergibt sich durch die Wenner Anordnung. Rötliche Farben stellen gering leitfähige und somit eher trockene und bläuliche Farben stellen gut leitfähige und somit eher feuchte bis gesättigte Bereiche dar. Zusätzlich ist der optimale Wassersättigungsbereich zwischen 30 % und 55 % markiert. In beiden Abbildungen ist eine schlecht leitfähige Deckschicht mit einer Mächtigkeit zwischen 5 m und 10 m erkennbar. Bis in eine Tiefe von ungefähr 10 m zeigt das Inversionsmodell drei sehr leitfähige Bereiche, die deckungsgleich mit den Positionen der Gasbrunnen sind. Diese sind dadurch erklärbar, dass die Eisenrohre der Gasbrunnen als elektrische Leiter fungieren und bei zu geringem Abstand des Profils zu den Gasbrunnen als gut leitfähige Strukturen dargestellt werden. Der Hauptunterschied zwischen beiden Abbildungen ist der Bereich der Wassersättigung. Entscheidend ist, dass Bereiche, die eine Wassersättigung von 30 bis 55 % bei 20 °C aufweisen, bei 55 °C unter 30 % Wassersättigung fallen und somit als zu trocken anzusehen sind. Aus diesem Grund ist es essentiell, die Temperatur im Deponiekörper zu kennen, um Aussagen über den Wassergehalt treffen zu können. Außerdem muss die Leitfähigkeit des Deponiewassers bekannt sein.

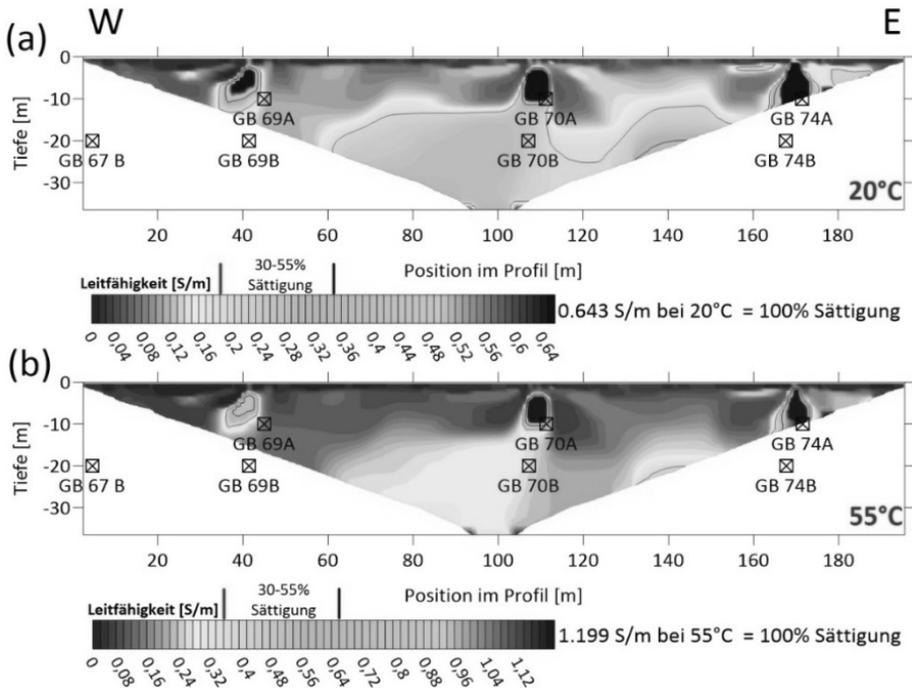


Abb. 1: Variation der Leitfähigkeit [S/m] entlang des Profils RW 4 mit Leitfähigkeitsskalierung bei (a) 20 °C und bei (b) 55 °C. Der Maximalwert der Leitfähigkeit entspricht 100 % Wassersättigung und eine Leitfähigkeit von 0 S/m ist einem Wassergehalt von 0 % gleichzusetzen. Die schwarzen Quadrate markieren die Position der Gasbrunnen, wobei die Tiefe die mittlere Tiefe des Stahlfilterrohres darstellt.

3 ENTSCHEIDUNGSGRUNDLAGEN FÜR DIE BEWÄSSERUNGSVERSUCHE

Aufgrund der erwähnten Vorerkundungen mittels der theoretischen Datenauswertung, der praktischen Erhebung der Gasqualität, Abschätzung der abgesaugten Gasmenge je Brunnen und den geoelektrischen Messungen wurden schlussendlich gezielt Gasbrunnen bestimmt, welche anschließend mit Wasser bewässert wurden. Im Zeitraum Mai 2018 bis Juni 2018 wurden sohin 13 Gasbrunnen mit einer Dauer zwischen 8,5h und 22 Stunden, mittels der vorhandenen Bewässerungsstränge und Verlängerungen mit Feuerwehrschräuchen zu den einzelnen Brunnen, geflutet. Diese ausgewählten Gasbrunnen decken dabei jede in der Voruntersuchung festgelegte Kategorie ab. So wurde darauf geachtet, dass sowohl zumindest ein aktiv abgesaugter Brunnen, nicht abgesaugte Brunnen mit wirtschaftlich verwertbaren Methangehalt, nicht abgesaugte Brunnen mit nicht wirtschaftlich verwertbaren Methangehalt und Brunnen mit hohem Sauerstoffgehalt bei den Versuchen berücksichtigt wurden.

Da es im Zuge dieser Arbeit nicht möglich war, direkt Proben aus dem bewässerungsbereichen Deponieabschnitten zu erhalten, konnte somit die theoretisch optimale Bewässerungsmenge zur Erreichung der maximalen Wasserhaltekapazität (Heyer K.-U. 2003), (Prantl R. et al. 2011) nicht genau erfasst werden. Mit Hilfe von Abfallproben, welche bei der Herstellung von neuen Gasbrunnen auf der Ostseite der Deponie Rauteweg im Juli 2017 entnommen und analysiert wurden, konnte zumindest für einen Teilbereich der Deponie die Wasserhaltekapazität ermittelt werden. Anhand dieser Auswertungen und der Tatsache, dass die Deponierung der Abfälle auf der Westseite zeitlich um einige Jahrzehnte früher erfolgte und die Wasserhaltekapazität dadurch vermutlich deutlich abgenommen hat, wurde eine Annahme bzgl. der maximalen Wasserhaltekapazität für die zu bewässernden Gasbrunnen getroffen. Weiters wurde auch in Anlehnung an eine Diplomarbeit der HBLVA für Chemische Industrie (Galleider T. & Sappl L. 2010) versucht, diese erfolgreiche Versuchsdurchführung mit annähernd gleichen Rahmenbedingungen (Dauer, Menge, Jahreszeit) zu wiederholen. Aus diesen Gründen ergaben sich jeweils unterschiedliche Bewässerungszeitläufe und Mengen je Gasbrunnen. Diese waren unter anderem auch von den technischen Randbedingungen (Pumpendruck, Verfügbarkeit von technischen Gerät und Personal) vor Ort abhängig. Es wurden somit im Zeitraum von Ende Mai 2018 bis Anfang Juli 2018 insgesamt 13 Gasbrunnen gemäß Tabelle 1 bewässert.

Tab. 1: Durchgeführte Bewässerungsmaßnahmen je Gasbrunnen.

Gasbrunnen	Bewässerung	Dauer [h, min]	Gesamtmenge [m ³]	Menge pro Zeiteinheit [m ³]
76-3	29.05.2018	15h 07min	714	47,6
101-1	20.06.2018	20h 40min	268	13,1
93-1	20.06.2018	22h 00min	110	5,4
79-1	22.06.2018	18h 05min	464	25,8
119-2	22.06.2018	18h 05min	464	25,8
71-2	26.06.2018	17h 30min	671	38,8
72-2	26.06.2018	17h 30min	671	38,8
71-1	27.06.2018	09h 30min	357	37,6
71-2	27.06.2018	09h 30min	357	37,6
140	02.07.2018	08h 30min	285	33,5
139	02.07.2018	08h 30min	285	33,5
138	03.07.2018	08h 30min	312	36,7
137	03.07.2018	08h 30min	312	36,7

4 BERÜCKSICHTIGUNG DER VORGABEN ZU BEWÄSSERUNGSMASSNAHMEN NACH DVO2008

Gemäß DVO2008, Anhang 3, Absatz 6.1, dürfen Bewässerungsmaßnahmen zur Intensivierung der biologischen Abbauprozesse unter den Voraussetzungen erfolgen, dass die Deponie über ein einwandfrei funktionierendes Basisdichtung- und Sickerwassersammelsystem oder eine vertikale Umschließung mit Wasserhaltung verfügt und die Standfestigkeit des Deponiekörpers nicht beeinträchtigt wird. Weiters muss mittels eines Monitorings die Auswirkungen der Bewässerungsmaßnahmen kontrolliert werden und das Ausmaß der Bewässerung an die jeweilige Gasentwicklung angepasst werden.

- Die Bewässerung der Gasbrunnen erfolgte mittels deponieeigenem Wasser.
- Die Standsicherheit der Seitenwände ist durch den besonderen Aufbau mittels Asche /Schlackebeton gegeben. Weiters wurde darauf geachtet, dass die in den Randbereichen gelegenen Brunnen unter besonderer Rücksicht auf die Hangstabilität mit einer geringeren Bewässerungsmenge geflutet wurden.

- Das Monitoring erfolgt mittels Datenerhebung aus regelmäßigen, individuellen Messungen der Gasbrunnen vor Ort und der Datenanalyse der bereitgestellten Aufzeichnungen der Verdichterstation. Das Ausmaß der Bewässerung wurde im Vorfeld grob quantifiziert und auch an erfolgreiche Versuche aus dem Jahre 2010 angelehnt.
- In weiterer Folge und in Abstimmung mit der Deponieleitung könnten weitere Bewässerungsmaßnahmen durchgeführt werden, da gemäß Literatur (Heyer K.U. 2003), (Hupe K. et. al. 2002), (Rettenberger 2004) eine Bewässerung nur in regelmäßigen Zeitabständen und über längere Zeiträume zu nachhaltigen wirksamen Effekten in der Gasproduktivität einer Deponie führen.

5 BISHERIGE SCHLUSSFOLGERUNG UND AUSBLICK

Die Bewässerungsmaßnahmen wurden erst kurz vor der Abgabe des Tagungsbeitrages durchgeführt. Daher können hier noch keine Daten und Aussagen zur Effektivität der gesetzten Maßnahmen präsentiert werden. Diese werden aber bei der Präsentation im Herbst im Detail dargestellt.

Bisherige Schlussfolgerungen können jedoch schon in Bezug auf das Gasmanagement und der Heterogenität der Gasbildung sowie des Wassergehaltes innerhalb des Deponiekörpers getroffen werden.

- Gasmanagement: Aufgrund eines aktiven Gasbrunnenmanagements konnte auch ohne Bewässerungsmaßnahmen das Gesamtdeponiegasfördervolumen (d.h. Quantität) und die Qualität gesteigert werden. Hierfür sind jedoch regelmäßige Messungen, Kontrollen und gezielte Eingriffe in das Gasfassungssystem notwendig.
- Heterogenität der Gasbildung: Innerhalb des Westteils der Deponie zeigten sich Bereiche unterschiedlicher Gasbildungsraten und Gasqualität. In den nördlichen Bereichen, vor allem in Randwallnähe herrscht derzeit eine wirtschaftlich nicht verwertbare Gasqualität vor. In den südlichen Bereichen hingegen wurden z. T. CH₄ Gehalte von über 60% gemessen, welche über eine längere Absaugdauer konstant geblieben sind.
- Heterogenität der Wassergehalte im Deponiekörper: Im Zuge der geoelektrischen Widerstandsmessungen wurden zum Teil große Unterschiede in kleinräumigen und lokalen Bereichen der Deponie vorgefunden. Dies lässt sich u.a. mit vorrangigen Wegigkeiten und Wasserlinsen innerhalb des Deponiekörpers erklären.

LITERATUR

- Austrian Standards Institute (1993) *ÖNORM EN 27888:1993 12 01 (Wasserbeschaffenheit – Bestimmung der elektrischen Leitfähigkeit (ISO 7888:1985).*
- Bundesministerium für Land- und Forstwirtschaft, Umwelt- und Wasserwirtschaft (BMLFUW) (2008) Verordnung über Deponien (Deponieverordnung 2008 – DVO2008). 39/2008, Wien.
- Galleider T., Sappl L. (2010) *Deponiegasmessung und gezielte Teilbewässerung auf der Deponie Rautenweg.* Diplomarbeit an der HBLVA für Chemische Industrie, Wien.
- Heyer K.U. (2003) *Emissionsreduzierung in der Deponienachsorge.* Technische Universität Hamburg- Harburg, Abfallwirtschaft, Hamburger Berichte 21, Verlag Abfall aktuell.
- Hupe K., Heyer K.U., Stegmann R. (2002) *Gezielte Befeuchtung/Bewässerung von Altdeponien zur Beschleunigung der biologischen Umsetzungsprozesse.* In Deponietechnik 2002, Technische Universität Hamburg- Harburg, Abfallwirtschaft, Hamburger Berichte Band 18, Verlag Abfall aktuell.
- Lorber K. (2013) *Optimierung des Betriebes der Deponiegasverwertung der Deponie Rautenweg.* Gutachten im Auftrag der MA48, Leoben 2011, Aktualisierte Fassung 2013.

- Lorber K. (2017) *Deponiegasverwertung DEPONIE Rautenweg Auswertungszeitraum 2013-2017 mit Prognose 2030 und Variantenvergleich*. Gutachten im Auftrag der MA 48, Leoben.
- Prantl R., Tesar M., Huber-Humer M., Heiss-Ziegler C. (2011) *Technische Abreitshilfe In- Situ Verfahren zur Sicherung und Sanierung von Altablagerungen*. Erstellt im Forschungsprojekt INTERLAND, Wien.
- Rettenberger G. (1992) *Der Deponiegashaushalt in Altablagerungen – Leitfaden Deponiegas*. Landesanstalt für Umweltschutz Baden-Württemberg, Karlsruhe.
- Rettenberger G. (2004) *Untersuchungen zur Charakterisierung der Gasphase in Abfallablagerungen*. Dissertation. Stuttgarter Berichte zur Abfallwirtschaft, Band 82. Stuttgart.

Stickstoffumwandlungsprozesse in Altlasten durch In-situ Belüftung – Ein Vorhabensbericht zum Projekt MINTOX

N. Fricko, C. Brandstätter, J. Fellner & P. Aschenbrenner
TU Wien, Institut für Wassergüte und Ressourcenmanagement, Wien, Österreich

KURZFASSUNG: In-situ Belüftung alter Hausmülldeponien wird als probates Mittel der Emissionsreduktion betrachtet; die positiven Auswirkungen während der Belüftung auf die Stickstoffemissionen sind gut untersucht. Es gilt jedoch zu klären, ob es sich um einen über das Belüftungsende hinausgehenden Effekt handelt, oder ob dieser nur temporär durch Inkorporation in Biomasse erreicht wurde. Obwohl die möglichen Umsetzungspfade von Stickstoff bekannt sind, ist die tatsächlich auftretende mikrobielle Umsetzung und deren Reaktionsraten in Abfallmaterial weitgehend unbekannt. Um Daten für die Optimierung bestehender Sanierungsmaßnahmen bereitzustellen, werden mit Isotopenversuchen Bruttoreaktionsraten für Mineralisierung, Nitrifikation und Denitrifikation bestimmt und mittels DNA-Analytik die an der Stickstoffumsetzung beteiligten Mikroorganismenpopulationen untersucht.

1 EINLEITUNG

Unbestritten bergen unbehandelte Hausmülldeponien aufgrund ihrer Emissionen ein langfristiges Gefährdungspotential für Mensch und Umwelt. Als vorrangige Problematiken sind der Stickstoffaustrag über den Sickerwasserpfad und Deponiegasmigration anzusehen. Beide Problemfelder werden durch das etablierte Verfahren der In-situ Belüftung adressiert. Zahlreiche Publikationen (etwa Brandstätter 2015, Hrad et al. 2013) dokumentieren die erzielte Emissionsreduktion sowohl im Feld, als auch im Labormaßstab, und eröffnen damit Perspektiven auf eine Verkürzung der Nachsorgephase für Deponien.

2 ZIELE VON PROJEKT MINTOX

Da Belüftungsmaßnahmen im Feld erst seit vergleichsweise kurzen Zeiträumen eingesetzt werden, gibt es wenige Untersuchungen (Ritzkowski & Kuchta 2018), die sich mit dem Emissionsverhalten von Deponien nach Abschluss einer solchen Sanierungsmaßnahme auseinandersetzen. Diese geben Hinweise darauf, dass es sich bei der Reduktion der Emissionen um einen nachhaltigen Effekt - also eine tatsächliche Reduktion des verfügbaren Stickstoffpools - handelt. Der Wiederanstieg von Ammoniumstickstoff im Sickerwasser durch Freisetzung des in Biomasse gebundenen Stickstoffs scheint weit weniger dramatisch auszufallen als erwartet. Im Rahmen des vom österreichischen Wissenschaftsfond FWF finanzierten Projekts MINTOX gilt es das Prozessverständnis zu erhöhen und den langfristige Einfluss der Belüftung auf das Emissionsverhalten einer Deponie detailliert zu untersuchen.

3 BETRIEB DER DEPONIESIMULATIONSREAKTOREN (DSR)

Seit April 2018 werden insgesamt neun Deponiesimulationsreaktoren in drei Belüftungsgruppen betrieben. Eine der Gruppen ist eine anaerobe Kontrollgruppe, die anderen beiden werden nach einer zweimonatigen anaeroben Stabilisierungsphase seit

Juni 2018 mit einer Ar-O₂-Gasmischung belüftet. Durch die gewählte Gaszusammensetzung und entsprechende Proben soll Denitrifikation detektiert werden können. Nach einjährigem belüfteten Betrieb wird bei einer der Gruppen die Belüftung beendet und diese bis zum Versuchsende im April 2020 anaerob weiterbetrieben, um so die Zeit nach der Sanierungsmaßnahme (Belüftung) zu simulieren.

4 METHODEN

Neben der standardmäßigen Bestimmung des im Abfallmaterial verbleibenden Stickstoffpools, sowie den Emissionen über Abgas und Sickerwasser, wird zur Quantifizierung der Stickstoffumsetzungsprozesse eine Vielzahl biologischer Parameter zu vorab definierten Zeitpunkten ermittelt. Unter Anwendung der in der Bodenmikrobiologie etablierten Isotopenverdünnungsmethode werden N¹⁵-markierte Ammonium- und Nitrattracer zu Feststoffproben zugesetzt und deren Verteilung nach festgelegter Inkubationsdauer (4 h bzw. 24 h) durch GC-IMS untersucht. Dadurch können mikrobielle Prozesse und deren Bruttoumsatzraten effektiv ermittelt werden. Die Gesamtmenge an mikrobiell gebundenem Stickstoff und Kohlenstoff wird mithilfe der Chloroform-Fumigationsmethode bestimmt. Die Anwendung dieser Methode auf Abfall muss aufgrund der Spezifika des Materials zunächst jedoch verifiziert werden. Die an der Umsetzung beteiligten Mikroorganismenpopulationen werden durch DNA-Analytik qualitativ bestimmt und mit anderen Biomarkern (Ergosterol und PFLAs) ergänzend verglichen. Um eine Aussage über die Aktivität der einzelnen Gruppen treffen zu können, wird zusätzlich eine Beimpfung auf verschiedene Kohlenstoffsubstrate durchgeführt (EcoPlates); die Auswertung erfolgt kolorimetrisch.

5 AUSBLICK

Basierend auf diesen Daten werden am Versuchsende detaillierte Stickstoffbilanzen erstellt. Diese stellen einen wichtigen Ansatzpunkt für die gezielte Optimierung von bestehenden Sanierungsmaßnahmen dar, da so die Einflussfaktoren auf die Umsetzungsprozesse ausgemacht werden können.

LITERATUR

- Brandstätter, C. (2015) Nitrogen pools and flows during lab-scale degradation of old landfilled waste under different oxygen and water regimes. Biodegradation.
- Hrad, M., Gamperling, O. & Huber-Humer, M. (2013) Comparison between lab- and full-scale applications of in situ aeration of an old landfill and assessment of long-term emission development after completion. Waste Management.
- Ritzkowski, M. & Kuchta, K. (2018) Untersuchungen zu Umsetzungsprozessen im Zuge der Deponiebelüftung in Ritzkowski, M. (Red.), Deponietechnik 2018 (S. 201-218). Stuttgart, Deutschland: Verlag Abfall aktuell. ISBN 978-3-9817572-7-9

Bewertung der Ergebnisse begleitender Laboruntersuchungen bei Deponiebelüftungsprojekten

M. Ritzkowski & K. Kuchta

TU Hamburg, Institut für Umwelttechnik und Energiewirtschaft, Hamburg, Deutschland

KURZFASSUNG: Die Umsetzungsprozesse im Zuge der Deponiebelüftung sind nach wie vor nicht vollständig aufgeklärt. Ziel der hier vorliegenden Arbeit war es, zwei der wichtigsten Einflussfaktoren (steigende Temperaturen und Belüftungsintensität) im Rahmen von Laborversuchen zu überprüfen und etwaige Auswirkungen auf die Emissionen und das Emissionspotenzial der abgelagerten Abfälle zu untersuchen. Die Ergebnisse der Untersuchungen zeigen, dass es zwischen diesen beiden Faktoren enge Zusammenhänge gibt. Die Temperaturen des Deponiekörpers während der aeroben Stabilisierung sind neben der Substratcharakteristik (d.h. der Menge an bio-verfügbaren, organischen Substanzen) maßgeblich von der Intensität der Belüftung abhängig. Darüber hinaus beeinflussen steigende Temperaturen den mikrobiellen Stoffwechsel signifikant, sodass es zu Konzentrationsanstiegen im Bereich der Sickerwasserbelastungen kommen kann.

1 EINLEITUNG

Seit ca. 15 Jahren nimmt die Anzahl der Maßnahmen zur beschleunigten aeroben in-situ Stabilisierung von Siedlungsabfalldponien in Deutschland und Europa signifikant zu. Dies wird unter anderem auch durch die Anzahl von Publikationen in internationalen Fachzeitschriften reflektiert, welche im gleichen Zeitraum auf 30 Artikel angestiegen ist. Auffällig ist, dass sich viele der Publikationen auf Untersuchungen im Labormaßstab beziehen und nur in wenigen Fällen ein direkter Bezug zu den großtechnischen Umsetzungen angegeben wird. Darüber hinaus lässt sich eine Vielzahl von unterschiedlichen Bezugsgrößen bei der Angabe der Ergebnisse feststellen, welches sowohl die Vergleichbarkeit der Tests untereinander erschwert als auch die Übertragung auf großtechnische Bedingungen.

Eine vorläufige Auswertung von Publikationen über Laboruntersuchungen zur Deponiebelüftung zeigt für Projekte in Deutschland, Italien, Österreich, China, Polen und Singapur eine signifikante Spannweite der Untersuchungsdauer die zwischen 180 und 1650 Tagen betrug. Im Mittel dauerten die Simulationsversuche in Lysimetern ca. 725 Tage, wobei diese jedoch häufig unmittelbar mit dem Ende der Belüftung beendet wurden. Wichtige Hinweise auf das Emissionsverhalten (Deponiegasbildung und Sickerwasserbelastung) nach erfolgter Stabilisierung konnten dadurch nicht erhoben werden.

Deutliche Unterschiede lassen sich auch bei der Wahl der eingestellten Belüftungsvolumina erkennen. Diese sind für Projekte in Deutschland, Italien, Österreich und Japan mit durchschnittlich $33 \text{ l}/(\text{Mg TS}\cdot\text{h})$ etwa 6,6-mal höher als bei der großtechnischen Umsetzung im Feld (Daten für Projekte aus Deutschland, Österreich und Italien). Auffällig ist auch die große Spreizung der gewählten Belüftungsraten welche sich zwischen $12.5 - 88 \text{ l}/(\text{Mg TS}\cdot\text{h})$ bewegt. Hierbei ist es wichtig zu beachten, dass die Intensität der Belüftung einen signifikanten Einfluss auf die biologischen Umsetzungsprozesse hat und sich damit auch in der zeitlichen Variation der beobachteten Emissionen widerspiegelt.

Neben den oben genannten Aspekten ist die gewählte Betriebstemperatur bei den Laborversuchen von übergeordneter Bedeutung. Während bei der großtechnischen

Umsetzung Temperaturschwankungen und –anstiege bis auf 70°C beobachtet werden, werden die Laborversuche in der Regel bei konstanten Temperaturen im mesophilen Bereich bei ca. 35°C durchgeführt. Höhere Temperaturen wirken sich jedoch unmittelbar auf die Umsetzungsprozesse innerhalb der belüfteten Abfälle aus, wobei insbesondere die Stickstoffdynamik beeinflusst wird.

2 MATERIAL UND METHODEN

In einem temperierten Raum (konstante Temperatur: 35°C) wurden sechs DSR mit den Abfallproben aus einer Siedlungsabfalldeponie parallel betrieben. In zwei Fällen wurden jeweils 2 DSR mit dem gleichen Probenmaterial befüllt und anschließend unter aeroben (belüfteten) bzw. anaeroben Bedingungen untersucht; zwei weitere DSR wurden mit jeweils unterschiedlichen Abfallmaterialien befüllt und belüftet. Die DSR Versuche ermöglichen es, innerhalb kurzer Zeiträume (Monate) die Prozesse abzubilden, die unter großtechnischen Deponiebedingungen über Jahre und Jahrzehnte ablaufen würden. Je nach Betriebsweise (anaerob oder aerob) wird dieser Zeitraffereffekt entweder durch die signifikant erhöhten Sickerwasserbildungsrate oder durch größere zugeführte Luftmengen erreicht (Ritzkowski und Stegmann, 2013). In der Tabelle 1 sind die wesentlichen Betriebsparameter der DSR Versuche zusammenfassend dargestellt.

Tab. 1: Betriebsparameter für 6 DSR, welche für Langzeituntersuchungen des Emissionsverhaltens von Deponiematerial eingesetzt wurden.

DSR	DSR-Volumen [m ³]	Betriebsdauer gesamt (anaerob/belüftet) [d]	Betrieb	SiWa-Kreislauf [l/kg DM*d]	SiWa Neubildung [l/m ² *a]	Abfall- dichte [Mg/m ³]	Trocken- substanz [kg]	Belüftung (i.M.) [l/kg DM*h]
R1-AE	0.08	846 (379 / 467)	AN ¹ -->A ² -->AN	0.11	212	0.61	37.4	0.025
R1-AN	0.08	846 (664 / 182)	AN-->A	0.12	212	0.58	34.0	0.025
R2-AE	0.08	846 (379 / 467)	AN-->A-->AN	0.09	212	0.72	45.8	0.025
R2-AN	0.08	846 (664 / 182)	AN-->A	0.09	212	0.67	45.3	0.025
R3-AE	0.08	846 (411 / 435)	AN-->A-->AN	0.11	212	0.61	37.5	0.0125
R4-AE	0.08	846 (411 / 435)	AN-->A-->AN	0.09	212	0.63	43.0	0.0125

¹ AN = anaerob

² A = aerob

In einer weiteren Untersuchungsreihe wurden DSR-Tests bei drei unterschiedlichen Temperaturen (35°C, 45°C und 55°C) durchgeführt, um den Einfluss der Selbstheizung im Zuge der Belüftung zu simulieren und die Auswirkungen auf die ablaufenden Prozesse beurteilen zu können.

3 ERGEBNISSE DER SIMULATIONSVERSUCHE

3.1 Einfluss unterschiedlicher Temperaturen

Unter dem Einfluss der Belüftung bei erhöhten Temperaturen (45°C und 55°C) weichen die zeitlichen Verläufe der organischen Summenparameter und des Stickstoffs signifikant von denen bei einer Betriebstemperatur von 35°C ab. Infolge der gesteigerten Ammonifikationsraten bei höheren Temperaturen stieg der pH-Wert in den alkalischen Bereich an (Bildung von Hydroxidionen bei der Lösung des Ammoniaks in Wasser), begleitet von einem Konzentrationsanstieg des Ammoniumstickstoffs sowie des TOC. Gleichzeitig verschiebt sich das Ammonium-Ammoniak-Gleichgewicht bei steigenden pH-Werten und hohen Temperaturen, sodass die

Ammoniak-Konzentrationen signifikant auf Werte bis zu 250 mg/l bzw. 100 mg/l anstiegen (für den 55°C und den 45°C DSR-Test), bevor es zu einer Konzentrationsabnahme gegen Ende der Untersuchungen kam.

Offensichtlich wird die Ammonifikation bei steigenden Temperaturen deutlich beschleunigt, verbunden mit einem Anstieg des pH-Wertes. Dieser Zusammenhang wurde vielfach publiziert, so z.B. in Scheffer und Schachtschabel (2009). Zugleich kommt es unter dem Einfluss der erhöhten Temperaturen zu einer Hemmung der Nitrifikation, welche durch steigende Ammoniakkonzentrationen (Folge des sich verschiebenden Ammonium-Ammoniak-Gleichgewichtes) weiter verstärkt wird. Kim et al. (2006) berichten, dass Ammoniakkonzentrationen von 78 mg/l die Ammoniumoxidation hemmen (Nitrit Bildung), während die weitere Oxidation des Nitrits zu Nitrat bereits bei NH₃-N Konzentrationen zwischen 14 und 17 mg/l gehemmt wird.

Ein weiterer Einflussfaktor bezüglich der reduzierten Nitrifikationsaktivität sowie der geringeren Umsatzraten organischer Komponenten ist der geringere Gehalt an gelöstem Sauerstoff im Sickerwasser. Im Vergleich zum Sickerwasser bei 35°C lösen sich etwa 37% bzw. 21% weniger Sauerstoff im Sickerwasser bei 55°C bzw. 45°C. Dieses könnte insbesondere für den Bereich der mikrobiellen Nitrifikanten von Bedeutung sein, da die Nitrifikation nach dem Abbau der gelösten bioverfügbaren organischen Substanzen erfolgt und die Nitrifikanten folglich in Sauerstoffkonkurrenz mit den organotrophen Mikroorganismen stehen.

3.2 Einfluss der Belüftungsintensität

Die biologischen Umsetzungsprozesse verlaufen unter den simulierten Bedingungen einer aeroben Deponie sehr viel schneller als in einer anaeroben Deponie. Dieses ist zum Teil auf die kürzeren Generationszeiten der am aeroben Stoffwechsel beteiligten Mikroorganismen zurückzuführen, darüber hinaus müssen aber auch die unterschiedlichen Substrate berücksichtigt werden, die unter den veränderten Redox-Bedingungen mikrobiell abgebaut werden können. Insbesondere Lignin und Ligno-Cellulose-haltige Substrate (holziges Material) wird unter aeroben Bedingungen umgesetzt, wohingegen unter anaeroben Bedingungen kein biologischer Stoffumsatz (mehr) zu erwarten ist. In der Folge lassen sich für eine belüftete Deponie höhere Kohlenstoffumsätze beobachten, verbunden mit einem deutlich schnelleren Verlauf der biologischen Stabilisierung.

In den hier beschriebenen DSR-Versuchen sollte nun die Fragestellung untersucht werden, in wie weit sich unterschiedliche Belüftungsraten auf a) den Kohlenstoffumsatz bzw. -austrag über die Gasphase und b) die Belastung des Sickerwassers mit organischen Schadstoffen sowie Ammonium-Stickstoff auswirken.

3.2.1 Kohlenstoffaustrag über die Abluft

In der Abbildung 1 werden die Ergebnisse einer Testreihe mit Abfallmaterial einer deutschen Altdeponie grafisch dargestellt. Deutlich ist die Abhängigkeit zwischen der zugeführten Luftmenge und dem entsprechenden Kohlenstoffaustrag über die Gasphase (Abluft) zu erkennen. In einem Bereich bis etwa 0,03 m³ Zuluft/Mg TR^{*h} ist der biologische Umsatz weitgehend sauerstofflimitiert. Eine Erhöhung der Belüftungsrate (und damit der verfügbaren O₂-Volumina im Deponiematerial) führt zu einer signifikanten Erhöhung des Kohlenstoffaustrags. Der Luftsauerstoff wird zu mindestens 85% veratmet bzw. biochemisch umgesetzt. In einem Bereich zwischen 0,03 und 0,04 m³ Zuluft/Mg TR^{*h} wird ein Maximum des C-Austrages erreicht, an dem eine weitere Steigerung der biologischen Aktivität mittels erhöhter Zuluftvolumina nicht mehr möglich ist. Die mikrobielle Aktivität geht in den Bereich der Substratlimitierung über, wobei hier die biologische Verfügbarkeit der organischen Abfallbestandteile von entscheidender Bedeutung ist.

Mit fortschreitender biologischer Stabilisierung der Abfälle kommt es zu deutlichen Verschiebungen in der Abhängigkeit des Kohlenstoffaustrages vom Belüftungsvolumen. Der maximale Kohlenstoffaustrag liegt dann bis zu zwei Größenordnungen niedriger (im Vergleich zu aktiveren Abfällen), bei CO₂-Konzentrationen in der DSR-Abluft um etwa 7 Vol.-%. Der Bereich der Substratlimitierung wird bereits ab Zuluftvolumina von 0,015 m³/Mg TR*h erreicht.

Andere Untersuchungen an Abfallproben, entnommen aus einer Altdeponie unmittelbar vor Beginn der Belüftung, bestätigen diese Zusammenhänge. Bei niedrigeren Belüftungsraten (DSR (lo)) von 0,0125 m³/(Mg TS*h) reduziert sich hierbei die Kohlenstofffracht um ca. 46% gegenüber derer bei doppelter Belüftungsintensität (DSR (hi), 0,025 m³/Mg TS*h). Gleichzeitig liegt der Sauerstoffumsatz unter den höheren Belüftungsraten etwa 29% niedriger als bei geringer Belüftung (Tabelle 2).

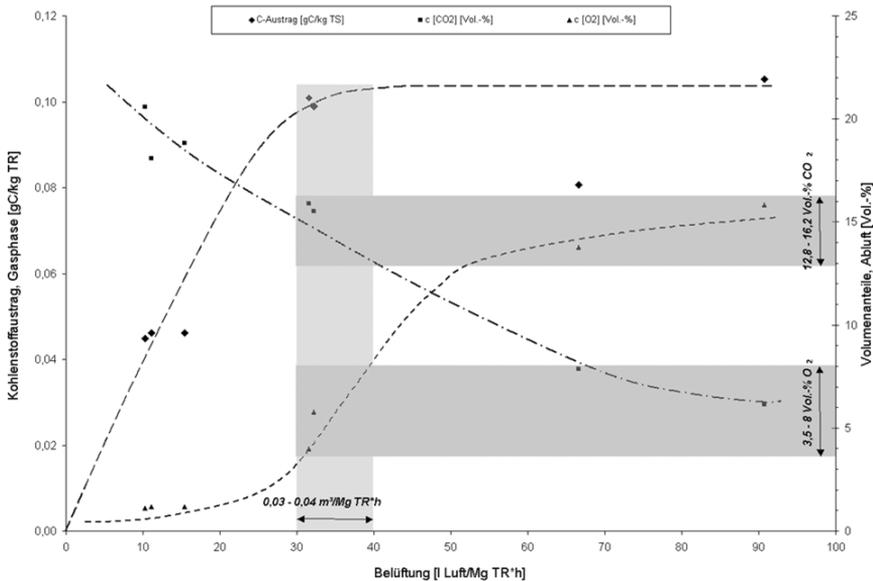


Abb. 1: Abhängigkeit des C-Austrages (Gasphase) vom spezifischen Belüftungsvolumen; qualitative Zusammensetzung der Gasphase (Deponiematerial entnommen 02/2003).

Geht man davon aus, dass unter großtechnischen Bedingungen die realisierbaren Belüftungsraten oftmals im Bereich zwischen 0,002 und 0,008 m³ Zuluft je Mg TS und Stunde liegen, dürfte der Kohlenstoffumsatz weitgehend unabhängig vom Grad der bereits erreichten biologischen Stabilisierung vorwiegend einer Sauerstofflimitierung unterliegen. Anders ausgedrückt bedeutet dieses, dass zusätzliche Luftvolumina (größere Gebläse, höhere Drehzahlen, etc.) durchaus zu gesteigerten Umsatzraten und damit einer schnelleren biologischen Stabilisierung der jeweiligen Deponie führen würden. Eine wirtschaftliche Betrachtung sowie die Möglichkeit einer stärkeren Erwärmung der Abfälle bleiben hierbei ausdrücklich unbeachtet.

Tab. 2: Kohlenstoffumsatz und Austrag über die Abluft bei unterschiedlichen Belüftungsintensitäten in simulierten aeroben Deponien.

	Belüftung [m ³ /MgTS*h]	Zuluft _{gesamt} [m ³]	C-Fracht über Abluft [g]	C-Beladung der Abluft [gC/m ³ Luft]	O ₂ -Umsatz [%]	CO ₂ in Abluft [Vol.-%]
DSR (hi)	0.025	10	529	53	61	10
DSR (lo)	0.0125	5	294	63	83	13

3.2.2 Sickerwasserqualität

Die Veränderung der Sickerwasserqualität im Zuge einer Deponiebelüftung wird häufig nur am Rande betrachtet. Viele Veröffentlichungen zu laufenden und abgeschlossenen Deponiebelüftungen behandeln Aspekte wie die Vermeidung von Treibhausgasemissionen oder die Vorwegnahme langfristig ablaufender Setzungsprozesse wesentlich ausführlicher als die Prozesse, welche mit der Belastung des Deponiesickerwassers zusammen hängen.

Anhand von Simulationsversuchen konnte exemplarisch gezeigt werden, dass bereits eine Belüftungsrate von $0,0125 \text{ m}^3/(\text{Mg TS} \cdot \text{h})$ zu einer unmittelbaren und sehr weitgehenden Reduzierung der organischen Sickerwasserbelastungen (hier: CSB) führt. Innerhalb von 5 Monaten kontinuierlicher Belüftung verringerte sich die CSB-Konzentration um ca. 70%. Eine Verdoppelung der Belüftungsrate auf $0,025 \text{ m}^3/(\text{Mg TS} \cdot \text{h})$ führt hierbei lediglich zu einer geringfügigen Steigerung der Konzentrationsabnahme um dann 78% im gleichen Betrachtungszeitraum.

Deutliche Unterschiede lassen sich demgegenüber bei der Betrachtung der Ammonium-Stickstoff-Belastung im Sickerwasser belüfteter Simulationsversuche erkennen. Aufgrund der längeren Adaptionzeit der ammoniumoxidierenden Mikroorganismen sowie des höheren Bedarfs an gelöstem Sauerstoff setzt der Rückgang der Ammoniumkonzentrationen signifikant später (im Vergleich zu den CSB-Konzentrationen) ein und es zeigt sich darüber hinaus eine deutliche Abhängigkeit von der eingestellten Belüftungsrate. So reduziert sich die $\text{NH}_4\text{-N}$ Konzentrationen unter starker Belüftung (d.h. $0,025 \text{ m}^3/\text{Mg TS} \cdot \text{h}$) erst mit einer 5-monatigen Verzögerung während sich bei geringer Belüftungsintensität (d.h. $0,0125 \text{ m}^3/\text{Mg TS} \cdot \text{h}$) diese Lag-Phase auf ca. 10 Monate in etwa verdoppelt. Die Geschwindigkeit der Konzentrationsabnahme ist jedoch nur geringfügig beeinflusst. Im vorliegenden Beispiel verlängerte sich die Zeit bis zum Erreichen der niedrigsten Konzentrationen um ca. 1 Monat unter den geringeren Belüftungsraten.

Unter Berücksichtigung der um mindestens eine Größenordnung geringeren Belüftungsintensität bei großtechnischen Projekten ist damit zu rechnen, dass es erst nach einer relativ langen Lag-Phase vom ggf. mehreren Jahren zu einem deutlichen Rückgang der gesamten Ammoniumkonzentrationen im Sickerwasser kommen wird. Örtlich kann ein solcher Trend demgegenüber auch wesentlich frühzeitig auftreten.

3.3 Emissionsverhalten nach Beendigung der Belüftung

3.3.1 Methanbildung

Nach einer ca. 15 monatigen Belüftungsperiode wurde die Sauerstoffzufuhr unterbrochen und Emissionen aus den simulierten Deponien weiter beobachtet. Es wird deutlich, dass während der ersten vier Monate nach Ende der Belüftung nur sehr geringe Methanmengen gebildet werden. Nach dem 5. Monat bis ca. zum 11. Monat nimmt die Methanproduktion dann aber deutlich von ca. $0,01$ auf $0,11 \text{ l CH}_4/(\text{Mg TS} \cdot \text{h})$ zu. Während dieser Zeit wurden die höchsten Methanproduktionsraten mit $0,21 \text{ l CH}_4/(\text{Mg TS} \cdot \text{h})$ ermittelt. In den abschließenden 3 Monaten der Untersuchungen nimmt die Methanbildung deutlich ab und erreicht zum Ende des Beobachtungszeitraumes Werte im Bereich von $0,03 \text{ l CH}_4/(\text{Mg TS} \cdot \text{h})$.

3.3.2 Sickerwasserqualität

Nach dem Ende der Belüftung konnte sowohl für die organische Sickerwasserbelastung (CSB) als auch für Ammonium-Stickstoff ein unmittelbarer Anstieg der jeweiligen Konzentrationen beobachtet werden. Der relative Anstieg des CSB lag dabei deutlich über dem des Ammonium-Stickstoffs. Nach etwa einem Jahr stabilisierten sich die Belastungswerte für beide betrachteten Parameter auf einem Niveau, welches ca. 87% (CSB) bzw. 98% ($\text{NH}_4\text{-N}$) unter dem des Ausgangswertes vor Beginn

der Belüftung lag. In beiden Fällen wurden die zulässigen Konzentrationen für die indirekte Einleitung von Deponiesickerwasser nach der bundesdeutschen Abwasserverordnung eingehalten.

4 DISKUSSION

Aus abgeschlossenen sowie laufenden Projekten ist bekannt, dass die Abfalltemperaturen insbesondere in den frühen Phasen der Belüftung deutlich ansteigen können, wobei Höchstwerte von deutlich über 55°C, z.T. auch über längere Zeiträume (d.h. mehrere Monate) beobachtet werden (Heyer et al., 2005). Hohe Temperaturen begünstigen sowohl die Stoffwechselaktivität der kohlenstoffabbauenden heterotrophen Mikroorganismen, führen aber darüber hinaus auch zu einer signifikanten Steigerung der Stickstoffmineralisierung, d.h. der Ammonifikation. Gleichzeitig werden die Prozesse der Ammonium-Oxidation (Nitrifikation) gehemmt, wodurch es zu einem Konzentrationsanstieg der Ammonium-Ionen im Sickerwasser kommt. Unter steigenden pH-Werten und fortschreitender Ammonifikation verschiebt sich das Ammoniak-Ammonium-Gleichgewicht zum Ammoniak, welches sich wiederum hemmend auf den Stoffwechsel der heterotrophen Bakterien (und damit den Kohlenstoffabbau) auswirkt. Diese Zusammenhänge sind bio-chemisch bedingt und lassen sich folglich während der Belüftung nicht beeinflussen.

In der Konsequenz bedeutet dies, dass operativ Maßnahmen zu ergreifen sind, die den (starken) Anstieg der Abfalltemperatur im Zuge der Belüftung begrenzen. Hierbei könnten z.B. Strategien zur Intervallbelüftung oder die sukzessive Steigerung der Belüftungsraten über längere Zeiträume in Frage kommen. Ggf. kommen auch Maßnahmen zur parallelen Bewässerung (d.h. die gezielte Zufuhr von Sickerwasser) des Deponiekörpers in Betracht.

Wenn man jedoch im Hinblick auf eine Temperaturregulierung auf geringere Belüftungsraten zurückgreift, sind neben den insgesamt verlängerten Belüftungszeiträumen (bis zum Erreichen der weitgehenden Kohlenstoffmineralisierung) auch die Auswirkungen auf die weiteren Umsetzungsprozesse zu berücksichtigen. So zeigen die Ergebnisse der Laborversuche deutlich, dass die Verringerung der Ammoniumkonzentration im Sickerwasser bei geringer Belüftungsintensität zeitlich verzögert abläuft. Da gleichzeitig in den Laborversuchen wesentlich höhere Belüftungsraten als im großtechnischen Maßstab verwendet werden, ist bei Belüftungsprojekten mit noch längeren Reaktionszeiten zu rechnen.

Schließlich stellt sich die Frage nach den Prozessen, die auch nach dem Ende der aktiven Deponiebelüftung auftreten werden. Hier deutet vieles darauf hin, dass es zu einem temporären Anstieg der Methangasproduktion nach dem Abschalten der Belüftung kommen kann. Im Bereich der Sickerwasserbelastungen zeigt sich eine gewisse Korrelation zwischen dem oben beschriebenen temporären Wiederanstieg der Methanproduktion und den Konzentrationen organischer Inhaltsstoffe.

LITERATUR

- Heyer, K.-U., Hupe, K., Ritzkowski, M., Stegmann, R., 2005. Pollutant release and pollutant reduction – impact of the aeration of landfills. *Waste Management* 25 (4), 353–359.
- Kim, D.J., Lee, D.I., Keller, J. (2006): Effect of temperature and free ammonia in nitrification and nitrite accumulation in landfill leachate and analysis of its nitrifying bacterial community by FISH. In: *Bioresource Technology*, 97, pp. 459-468.
- Ritzkowski, M., Stegmann, R. (2013): Landfill aeration within the scope of post-closure care and its completion. In: *Waste Management* 33 (10), 2074-2082.
- Scheffer, F., Schachtschabel, P. (2009): *Lehrbuch der Bodenkunde*. Spektrum Akademischer Verlag, ISBN: 978-3827413246.

Beendigung von Umschließungsmaßnahmen an Altablagernungen – Rahmenbedingungen und Kriterien

G. Döberl, S. Foditsch & T. Dörrie
Umweltbundesamt, Abteilung Altlasten, Wien, Österreich

M. Ortmann & T. Wirthensohn
Kommunalkredit Public Consulting, Wien, Österreich

H. Kraiger
GWU Geologie-Wasser-Umwelt GmbH, Salzburg, Österreich

KURZFASSUNG: Im Rahmen einer Vorstudie wurden mögliche Rahmenbedingungen und Voraussetzungen in Hinblick auf eine Beendigung von Dichtwandumschließungsmaßnahmen an Altablagernungen behandelt. Auf Basis einer umfangreichen Datenrecherche zu bestehenden Umschließungen und einem Diskussionsprozess mit allen relevanten, im Bereich der Altlastensanierung involvierten Personenkreisen werden mögliche Kriterien und Entscheidungsgrundlagen für eine Beendigung derartiger Maßnahmen abgeleitet.

1 AUSGANGSSITUATION

Umschließungsmaßnahmen mit Dichtwandssystemen und Wasserhaltung wurden in Österreich an zahlreichen Altablagernungen als Sicherungsmaßnahme in Hinblick auf Grundwasserverunreinigungen eingesetzt. Dabei handelt es sich vornehmlich um Altablagernungen vom Typus „Hausmülldeponie“, die in das Regime des Altlastensanierungsgesetzes (ALSAG 1989) fallen, d. h. sie wurden (zumindest teilweise) vor 1989 abgelagert.

Aufgrund der innerhalb der Umschließung notwendigen Wasserhaltung fallen beim Betrieb derartiger Sicherungsanlagen laufend Kosten für Pumpmaßnahmen und Grundwasserbehandlung bzw. -entsorgung an. Im Altlastenbereich sind damit nicht nur Kosten für Unternehmen/Betreiber sondern oftmals auch öffentliche Fördermittel gemäß Umweltförderungsgesetz (UFG 1993) verbunden.

Entsprechend der Emissionscharakteristik von „Hausmülldeponien“ sind grundsätzlich Betriebszeiträume dieser Sicherungen im Bereich mehrerer Jahrzehnte zu erwarten, bis das Deponiematerial einen solch „stabilen“ Zustand erreicht hat, dass die abgepumpte Mischung aus Grund- und Sickerwasser keiner weitergehenden Behandlung mehr bedarf. Die ersten Deponieumschließungen datieren auf die 1980er-Jahre. Die meisten dieser Deponien existierten allerdings vor der Umschließung bereits geraume Zeit, sodass – auch angesichts der damit verbundenen Kosten – bereits an einigen konkreten Standorten die Frage nach einer möglichen Beendigung der Sicherungsmaßnahmen im Raum steht.

Bis dato existieren im Altlastenbereich in Österreich aber weder allgemein anerkannte Kriterien zur Beschreibung eines entsprechenden Deponiezustandes (Qualität und Quantität von Sickerwasser und Deponiegas) noch zur Beschreibung zulässiger Immissionen in das Grundwasser. Darüber hinaus sind in vielen Fällen Informationen über den aktuellen Zustand des umschlossenen Deponiekörpers nicht

oder nur eingeschränkt verfügbar, da die bescheidgemäß vorgegebenen Monitoringprogramme in der Regel nur auf die Kontrolle der Wirksamkeit der Sicherungsmaßnahmen abzielen. Um Aussagen über den Zustand des Deponiekörpers ableiten zu können, wäre daher einerseits eine gezielte Aufbereitung von bestehenden Monitoringdaten erforderlich; und andererseits bedarf es in den meisten Fällen der Erhebung weiterer Daten. Auch in Hinblick auf die konkrete technische Umsetzung der Beendigung von Umschließungsmaßnahmen existieren bis dato keine Lösungen.

Aufgrund der bestehenden Wissenslücken wurde vom Bundesministerium für Nachhaltigkeit und Tourismus (BMNT) eine Vorstudie zum Thema beauftragt, in deren Rahmen Daten zu umschlossenen Altablagerungen erhoben und ausgewertet wurden. Darauf aufbauend werden mit allen maßgeblichen Personenkreisen (Betreiber, Planer, Behörden, Sachverständige) Voraussetzungen und Kriterien zur Beendigung von Umschließungsmaßnahmen diskutiert und daraus Vorschläge abgeleitet.

2 VORGANGSWEISE

2.1 Schaffung von Datengrundlagen

Für die gegenständliche Vorstudie wurden ausschließlich Daten herangezogen, die den Studienautoren im Rahmen ihrer Tätigkeit zur Verfügung standen. Zusätzliche Informationen bei Deponiebetreibern, Planern oder Behörden wurden nur in Einzelfällen in geringem Umfang eingeholt.

In einem ersten Schritt wurden verfügbare Daten zu umschlossenen Hausmülldeponien erhoben und strukturiert ausgewertet, um die gesamte Bandbreite an Einzelfällen darzustellen und darauf aufbauend „typische Fälle“ zu identifizieren. Folgende Daten wurden erhoben bzw. Arbeitsschritte durchgeführt:

- Erfassung umschlossener Altablagerungen in Österreich,
- Datenerhebungen zu den erfassten umschlossenen Altablagerungen (inkl. Teilmuschließungen) unter besonderer Berücksichtigung von:
 - Art und Alter der abgelagerten Abfälle,
 - Deponietechnik (Art der Umschließung, Oberflächenabdeckung, Gasfassung etc.),
 - (Hydro)geologische und hydrologische Standortverhältnisse (Zustand vor der Umschließung/aktueller Zustand),
 - Quantität und Qualität des geförderten Grundwassers und Deponiegases,
 - Nutzungen auf der Deponie und ihrer Umgebung und
 - Betriebs- und Wartungskosten der hydraulischen Maßnahmen sowie
- Datenaufbereitung und –auswertung,
- Klassifizierung der erfassten Deponien in 3-4 „typische Fallkonstellationen“ und
- Identifizierung wesentlicher („systematischer“) Datenlücken.

Nicht Gegenstand dieser Studie waren:

- umschlossene Deponien im Abfallwirtschafts-Regime (aufgrund des gemäß § 1 AWG 2002 anzuwendenden Vorsorgeprinzips),
- Altablagerungen mit (Teil-)Umschließungen, die durchströmte Filter-/Reinigungswände enthalten (“Funnel & Gate“) und
- umschlossene Altstandorte.

2.2 Diskussionsprozess

Parallel zur Datenerhebung bzw. teilweise aufbauend auf dieser wurde ein Diskussionsprozess mit allen wesentlichen involvierten Personenkreisen (Betreiber, Amtssachverständige, Behörden, Planer) durchgeführt. Damit wurden folgende Ziele verfolgt:

- Darstellung technischer und rechtlicher Problemfelder bei der Beendigung von Umschließungsmaßnahmen aus Sicht von in der Praxis tätigen Personen und Erörterung möglicher Lösungsansätze und
- Ableitung von Voraussetzungen und Kriterien zur Beendigung von Umschließungsmaßnahmen: Anknüpfend an die Diskussionen zum „ALSAG neu“ (siehe Weihs 2016; Döberl et al. 2016) sowie zum ÖWAV-Positionspapier „Konzeptionelle Überlegungen zur Entlassung aus der Deponienachsorge“ (ÖWAV 2008) sollen Kriterien zur Beschreibung eines Deponiezustandes (Qualität und Quantität von Sickerwasser und Deponiegas) diskutiert werden, der zumindest notwendig ist, um die Möglichkeit einer Adaptierung oder Beendigung von Umschließungsmaßnahmen prüfen zu können.

Der Diskussionsprozess fand im Rahmen von zwei Workshops statt.

3 VORLÄUFIGE ERGEBNISSE

Da zum Zeitpunkt des Abgabeschlusses für diesen Artikel die Studie noch nicht beendet war, können an dieser Stelle nur einige wenige vorläufige Ergebnisse vorgestellt werden.

Zurzeit existieren in Österreich zumindest 35 Altablagerungen, die einen relevanten Anteil an Hausmüll beinhalten und die mit einem Dichtwandsystem inkl. Wasserhaltung umschlossen sind. In Hinblick auf die Herstellungstechnologie wurden Schlitz- und Schmalwände in etwa gleich oft eingesetzt (siehe Tab. 1). Vor allem in Wien wurden einige Standorte doppelt umschlossen und mittels Querschotten Kammern hergestellt („Wiener Dichtwand-Kammersystem“).

Bei den meisten der Standorte lag die Deponiesohle vor der Umschließung im Grundwasserschwankungsbereich oder darunter, sodass zumindest temporär ein Grundwassereinstau von Teilbereichen der Ablagerung gegeben war (17 Standorte, siehe Tab. 1).

Tab. 1: Art der Umschließung und Standorttypen.

Typ	Anzahl	Typ	Anzahl
Schlitzwand (inkl. Doppelwand)	9	Einstau, ergiebiges GW ¹	13
Schmalwand (inkl. Doppelwand)	13	Einstau, unergiebiges GW ¹	4
Sonstiges (z. B. Spundwand)	2	kein Einstau, ergiebiges GW ¹	7
Teilumschließungen	6	kein Einstau unergiebiges GW ¹	5
Kombinationen	5	den Autoren nicht bekannt	6

¹ ergiebig: spezifischer Grundwasser(GW)-Durchfluss > 0,5 m³ pro Tag und Querschnittsmeter.

Die Diskussionen im Zuge des 1. Workshops, in dem Rahmenbedingungen und technisch-rechtliche Problemfelder behandelt wurden, können folgendermaßen zusammengefasst werden:

- Es herrscht Konsens, dass vor der Abschaltung der Wasserhaltung bzw. Öffnung der Umschließung Ziele für einen tolerierbaren Umweltzustand definiert und Auswirkungen abgeschätzt/prognostiziert werden müssen.

- Die Möglichkeiten für eine komplette Einstellung der Wasserhaltung und des Grundwassermonitorings werden von einigen Diskussionsteilnehmer/innen kritisch hinterfragt. Vorstellbar ist als möglicher erster Schritt, die Wasserhaltung abzuschalten und in regelmäßigen Abständen Grundwasser-/Sickerwasseranalysen durchzuführen und entsprechend der Entwicklung der Ergebnisse zu reagieren.
- Es herrscht Übereinstimmung, dass als Entscheidungsgrundlage für eine Beendigung/Adaptierung von Deponieumschließungen die Kenntnis über den aktuellen (und zukünftigen) Zustand des Deponiekörpers essentiell ist. Eine zweistufige Vorgangsweise zur Schaffung von Entscheidungsgrundlagen wird angeregt: Zunächst sollten Kriterien festgelegt werden, nach denen beurteilt werden kann, ob eine Beendigung/Adaptierung in Betracht gezogen werden kann. Falls diese Kriterien „erfüllt“ werden, sind die Ziele, Untersuchungen und Maßnahmen festzulegen.
- Von den meisten Teilnehmer/innen wird die Ansicht geteilt, dass der aktuelle Zustand der umschlossenen Ablagerungen oft nicht ausreichend genau beurteilt werden kann. Einerseits wurden Messstellen zur Beprobung von Grund-/Sickerwasser zumeist erst im Zuge der Errichtung der Umschließung mit einem Fokus auf die Betriebsführung der Umschließung hergestellt (und sind daher oftmals für eine Beurteilung des Deponiezustands nur bedingt geeignet). Andererseits sind keine belastbaren Daten zur Charakterisierung des Potentials der Ablagerungen, insbesondere zum Feststoff, vorhanden.

Aufbauend auf den Ergebnissen der Datenauswertungen und der Diskussionsergebnisse sollen im nächsten Schritt Kriterien zur Beendigung von Umschließungsmaßnahmen ausgearbeitet und diskutiert werden.

LITERATUR

- ALSAG (1989) Bundesgesetz vom 7. Juni 1989 zur Finanzierung und Durchführung der Altlastensanierung (Altlastensanierungsgesetz). BGBl. Nr. 299/1989.
- AWG (2002) Bundesgesetz über eine nachhaltige Abfallwirtschaft (Abfallwirtschaftsgesetz 2002 – AWG 2002). BGBl. I Nr. 102/2002.
- Döberl, G., Müller-Grabherr, D. & Weihs, S. (2016) Novelle des Altlastensanierungsgesetzes – Entscheidungshilfen. In: Pomberger, R. et al. (Hrsg.) Tagungsband zur 13. Recy & DepoTech-Konferenz, 8.-11. November 2016, 555-558, Leoben.
- ÖWAV (2008) Konzeptionelle Überlegungen zur Entlassung aus der Deponienachsorge.
- UFG (1993) Bundesgesetz über die Förderung von Maßnahmen in den Bereichen der Wasserwirtschaft, der Umwelt, der Altlastensanierung, zum Schutz der Umwelt im Ausland und über das österreichische JI/CDM-Programm für den Klimaschutz (Umweltförderungsgesetz - UFG). BGBl. Nr. 185/1993.
- Weihs, S. (2016): Die relevanten technischen Aspekte im neuen Altlastensanierungsgesetz. In: Pomberger, R. et al. (Hrsg.) Tagungsband zur 13. Recy & DepoTech-Konferenz, 8.-11. November 2016, 553-554, Leoben.

Geokunststoffbasierte Lösungen für den Umgang mit kontaminierten subaquatischen Ablagerungen

K. Thimm & M. Wilke

HUESKER Synthetic GmbH, Business Development, Gescher, Deutschland

H. Lassnig

HUESKER Synthetic GmbH, Vertrieb Österreich, Weitensfeld, Österreich

KURZFASSUNG: Die Schadstoffkonzentrationen in Oberflächengewässern sind nicht erst durch Industrieunfälle wie dem Fall Sandoz in der Schweiz im Jahr 1986 ein Thema im öffentlichen Diskurs. Ein Schlüsselfaktor für die Verbesserung der Wasserqualität ist die Behandlung von kontaminierten subaquatischen Ablagerungen. Für die Sanierung dieser Altlasten existieren unterschiedliche Maßnahmen. Die Wahl der optimalen Maßnahme, unter Berücksichtigung der jeweiligen Standortfaktoren, stellt für die Entscheidungsträger in der Regel eine Herausforderung dar. Mit der in-Situ Abdeckung und der Naßbaggerung und Entwässerung mit geotextilen Schläuchen existieren zwei Maßnahmen, die für jeweils unterschiedliche Randbedingungen bestmögliche Sanierungsergebnisse erzielen können. An Hand zahlreicher Fallbeispiele der Vergangenheit lässt sich dies belegen. Dieses Paper soll dazu beitragen im Entscheidungsfindungsprozess die richtigen Fragen bei der Standortbewertung zu stellen, um entsprechend der Gegebenheiten vor Ort, die sinnvollste, effektivste und kosteneffizienteste Maßnahme zu wählen.

1 EINLEITUNG

Kontaminierte subaquatische Ablagerungen sind ein weitverbreitetes, bedeutendes Problem für die Umwelt, da sie durch Bioakkumulation die gesamte Nahrungskette betreffen können (EPA 2013). Besonders signifikante Quellen der Umweltverschmutzung sind Häfen und ältere Industrieflächen, da die hier ablaufenden Arbeitsschritte den Eintrag von Schadstoffen in das Gewässer bzw. die Sedimente ermöglichen. In Häfen können Schadstoffe auf den unterschiedlichsten Wegen in die Umwelt gelangen. Diese sind neben den dort ablaufenden Prozessen, wie zum Beispiel Schiffsverkehr, Ladevorgänge, Instandhaltung und Wartung, auch diffuse Stoffeinträge durch Oberflächenabfluss oder Staub (Enton et al. 2005, Guerra-García & Carlos 2005, Schiff 1996).

Industrieflächen sind seit langer Zeit als potentielle Gefahr für die Umwelt bereits hinlänglich bekannt. Aufgrund des Wasserbedarfs einiger industrieller Prozesse und/oder der guten logistischen Anbindung wurden viele Fabriken und verarbeitende Betriebe an Seen, Flüssen oder der Küste erbaut. Dies führte zu einem kontinuierlichen Stoffeintrag in das angrenzende Gewässer. Beispiele für diese Industriezweige sind Holzbehandlungswerke, Gaswerke, Bergbaubetriebe sowie Papierfabriken (Enton et al. 2005, UFZ 2003).

Ein prinzipielles Problem, unabhängig von der Ursache des Eintrags, stellt das zu geringe Wissen über die Effekte und Wechselwirkungen unterschiedlicher Stoffe auf die Umwelt dar. Hiermit gehen die unterschiedlichen regulatorischen und gesetzlichen Vorgaben zum Umgang mit den vorhandenen „Altlasten“ und der möglichen Sanierung einher.

Heutzutage werden unterschiedliche Verfahren genutzt, um das Problem der belasteten Sedimente zu lösen; diese reichen von „monitored natural recovery“ (kontrollierte natürliche Erholung), „enhanced monitored natural recovery“ (unterstützte, kontrollierte natürliche Erholung), in-situ Abdeckung bis hin zum Entfernen der Sedimente durch Nassbaggern und anschließende Entwässerung. Für besondere Herausforderungen kann auch eine Kombination dieser Sanierungsmethoden eingesetzt werden. Die Entscheidung, welches Verfahren verwendet werden soll, ist abhängig sowohl von der Situation vor Ort als auch der möglichen Umwelteinflüsse und vor allem dem Grad der Kontamination (EPA 2005).

In diesem Paper werden zwei unterschiedliche Lösungsansätze mit der Anwendung von Geokunststoffen näher beleuchtet und Ihre Vor- und Nachteile diskutiert. Einerseits ist dies die in-situ Abdeckung sowie andererseits die Nassbaggerung in Kombination mit geotextilen Entwässerungsschläuchen.

2 SANIERUNGSMABNAHMEN

In dem nun folgenden Abschnitt werden die zwei Sanierungsmaßnahmen beschrieben.

2.1 Naßbaggerung und Entwässerung mit geotextilen Schläuchen

Die Entwässerung mittels geotextiler Schläuche, bei der die Entwässerungsschläuche am Ende des Stoffstroms stehen, setzt sich aus mehreren Komponenten zusammen. Das System besteht aus vier elementaren Prozessschritten:

- Hydraulische Entnahme der Ablagerung,
- Aufbereitung und Konditionierung des Sedimentes,
- Entwässerung des Sedimentes in geotextilen Schläuchen und
- Entsorgung des entwässerten Materiales und Aufbereitung des Filtrats.

Im Hinblick auf die Entnahme muss prinzipiell zwischen zwei möglichen Verfahren unterschieden werden, der Trocken- und der Naßbaggerung. Die Trockenbaggerung ist jedoch ohne eine weitere Verflüssigung des entnommenen Materials nicht mit dem Entwässerungsschlauchsystem kompatibel. Folglich wird dieses Verfahren im Folgenden nicht weiter erörtert.

Die Durchführung einer Räumkampagne erfolgt in der Regel unter Einsatz eines Schneidkopfsaugbaggers. Je nach Beschaffenheit des Sediments sind unterschiedlichste Saugbaggerarten anzutreffen. Optional zu einem Saugbagger ist auch der Einsatz einer Baggergestützten Schlammpumpe möglich.

Mittels hydraulischer Fördergeräte kann die direkte Bespülung der geotextilen Schläuche erfolgen oder alternativ die Befüllung eines Zwischenspeichers, einer sogenannten Suspensionsvorlage. Der unter Umständen mit einem Rührwerk versehene Vorlagebehälter ermöglicht die Homogenisierung des Schlammes sowie die Einstellung eines vordefinierten Trockensubstanzgehaltes durch z.B. die Zugabe von Prozesswasser. Des Weiteren kann an dieser Stelle eine erste Abscheidung sehr grober Schlammbestandteile, durch Siebe und Rechen bzw. natürliche Sedimentation, erfolgen. Die Größe der mitgeführten Schlammpartikel hängt stark von der Art der Förderung als auch der Leistung des Fördermittels ab. Vor allem bei sehr großen Pumpleistungen fungiert die Vorlage auch als Puffer, um einen reibungslosen Befüllungsvorgang der Entwässerungsschläuche garantieren zu können. Von der Vorlage aus werden anschließend, mit Hilfe eines Spülleitungssystems, die Entwässerungsschläuche beschickt.

Die Wirkungsweise der Flockungshilfsmittel besteht in einer Agglomeration der in der Suspension enthaltenen Schwebstoffteilchen, wodurch die Entwässerung vereinfacht

bzw. in den meisten Fällen erst ein zufriedenstellendes Entwässerungsergebnis ermöglicht werden kann. Mit Zunahme der mineralischen Fraktion des Schlammes wird das potentiell zu erzielende Entwässerungsergebnis, d.h. der Trockenrückstand des entwässerten Materials, größer, wohingegen mit Zunahme der organischen Fraktion der mögliche zu erzielende Trockenrückstand, unabhängig vom eingesetzten Entwässerungsverfahren, sinkt. Bei der Beimischung der Flockungshilfsmittel verringert, vor allem bei sehr hohen Förderleistungen, ein Puffer die Wahrscheinlichkeit, dass die sich ausbildenden Flocken in Folge der Turbulenz und zu hohen Strömungsgeschwindigkeit innerhalb der Leitungen zerstört werden. Die Konditionierung des Schlammes mit Flockungshilfsmitteln kann jedoch bei entsprechendem Equipment auch ohne Probleme bei der Direktbespülung erfolgen.

Nach der Entwässerung bzw. Filtration des Schlammes innerhalb der geotextilen Schläuche kann, nach Öffnung des Schlauches, das stichfeste und entwässerte Material fachgerecht entsorgt werden. Das während der Entwässerung austretende Filtrat kann, je nach Beschaffenheit, dem Prozess wieder zugeführt, zwecks Kontrolle zwischengelagert oder auch direkt in ein Gewässer eingeleitet werden. Entsprechend der Kontamination und Art des entwässerten Materials kann die Weiterverwendung, gemäß der vor Ort geltenden Entsorgungsvorschriften erfolgen oder die anschließende Deponierung bzw. Verbrennung erforderlich sein. Hinsichtlich der Öffnung der geotextilen Schläuche sollte in diesem Kontext erwähnt werden, dass die Öffnung der Schläuche mit einer nicht möglichen Wiederverwendung gleichzusetzen ist. Es sollte jedoch auch nicht unerwähnt bleiben, dass die Entwässerungsschläuche im Vergleich zu konventionellen Entwässerungsverfahren eine permanente Lagerung/Einkapselung des Filtrationsrückstandes ermöglichen und sich kosteneffizienter betreiben lassen.

2.2 In-Situ Abdeckung

In-Situ Abdeckungen werden eingesetzt, um eine schnelle Reduzierung des Risikos, das von belasteten Sedimenten ausgeht, zu erzielen. Die Hauptfunktionen dabei sind:

- Physikalische Isolation – Verhindern des direkten Kontakts zu am Meeresboden lebenden Geschöpfen und des Freisetzens durch Bioturbation,
- Stabilisierung – Erosionsschutz und Verhindern von Resuspension und
- Chemische Isolation – Rückhalt gelöster Schadstoffe vor einem Eintritt in die darüber liegende Wassersäule (EPA 2005).

In-Situ Abdeckungen können auf unterschiedliche Weisen ausgelegt werden. Sie können aus unbelastetem Sediment oder Sand bestehen und als Diffusionsbarriere für die Schadstoffe wirken. Solche Abdeckungen wurden bereits in mehreren Projekten erfolgreich eingesetzt. Jedoch reduziert die hohe Schichtdicke die hydraulische Kapazität und die Navigiertiefe des Wasserkörpers (EPA 2013). Auch eine Abdeckung aus reinem, sauberem Sediment oder Sand besteht aus unterschiedlichen funktionellen Schichten. Dieser Schichtenaufbau ist in Abb. 1 dargestellt. Abdeckungen werden üblicherweise für 100 Jahre ausgelegt. Um diese Lebensdauer zu erreichen müssen sie meist zwischen 100 und 250 cm mächtig sein (Roberts, et al. 2017). Je nach Nutzung des Wasserkörpers, muss die Abdeckung zusätzlich durch Wasserbausteine oder Betonmatten gesichert werden, um beispielsweise den vom Schiffsverkehr erzeugten Turbulenzen zu widerstehen. Die Effektivität einer Abdeckung kann bei gleichzeitiger Verringerung der Schichtdicke erhöht werden, wenn aktive Materialien wie Aktivkohle oder organophiler Ton als zusätzliches einkapselndes Element integriert werden. Diese Materialien unterstützen die chemische Isolation der Abdeckung, indem sie Schadstoffe an sich binden. Der Einbau einer solchen Schicht kann, vor allem, wenn das aktive Material eine geringe Dichte aufweist, eine Herausforderung

darstellen. Dies führt zu einem langsamen Absinken des Materials, was in der Kombination mit Strömungen oder Böschungen unter Wasser zu einer dünnen, inkonstanten Schicht führen kann, die über eine große Fläche verteilt ist (Olsta & Darlington 2010).

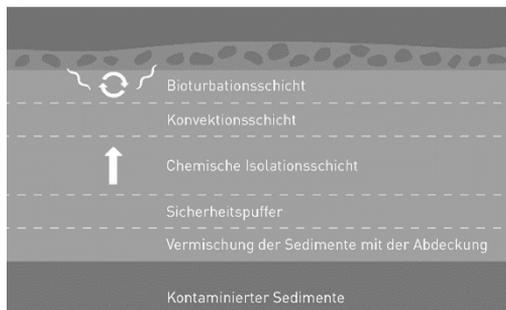


Abb. 1: Der Schichtenaufbau einer in-Situ Abdeckung (nach Eek & Reible 2017).

In beiden bisher vorgestellten Varianten mischt sich die Abdeckung bei der Installation mit dem abzudeckenden Sediment. Die dritte Bauvariante nutze aktive Geoverbundstoffe, die die aktiven Stoffe zwischen zwei Geotextilien einschließen. Diese Produkte ermöglichen einen Einbau der Aktivstoffe mit einer konstanten Schichtdicke, über die gesamte abgedeckte Fläche. Die verwendeten Geotextilien fungieren des Weiteren als Filter und stellen somit eine Barriere für Sedimente – es entsteht also keine Durchmischung – als auch für benthische Organismen dar (Hampton et al. 2005). Alle hier beschriebenen Bauweisen sind von der amerikanischen Umweltbehörde EPA zugelassen und wurden bereits in Großprojekten im Rahmen des Super Fund Programms erfolgreich eingebaut (EPA 2005, Reible et al. 2006, EPA 2013). Die einzelnen Aufbauten der Abdeckungsvarianten sind in Abb. 2 dargestellt.

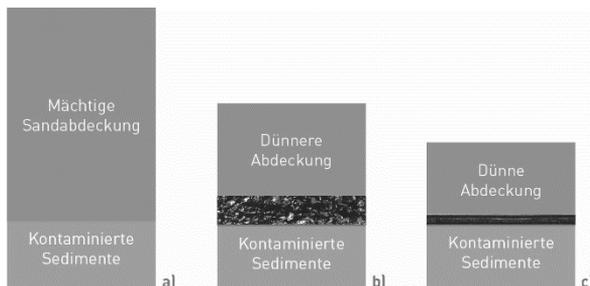


Abb. 2: Unterschiedliche Aufbauten von Abdeckungen.

Das Auslegen, solcher Abdeckungen und der Vergleich unterschiedlicher Bauweisen, ist anspruchsvoll. Daher wurden unterschiedliche Werkzeuge entwickelt, um das Auswahlverfahren der geeigneten Bauweise zu vereinfachen. Als ein mögliches Tool hierzu sollte in diesem Zusammenhang die Software CapSIM von Prof. Danny Reible der Texas Tech University genannt werden. Das Programm beinhaltet Berechnungsmöglichkeiten für einen Großteil der Einflussfaktoren, wie Grenzschichtverhalten zwischen Wasser und Sedimenten, Konsolidierung, benthischer Massentransfer, Ablagerungen, Konvektion, Diffusion, lineare und nicht-lineare Sorption, sowie Reaktionsmechanismen (Reible 2017).

3 ENTSCHEIDUNG DER SANIERUNGSMETHODE

Die Entscheidung darüber welche Sanierungsmaßnahme für einen Standort am besten geeignet ist, hängt von vielen Einflussfaktoren ab. Eine Gegenüberstellung der beiden in Kapitel 2 erläuterten Maßnahmen befindet sich in Tabelle 1.

Tab. 1: Entscheidungshilfe für die Sanierungsmethode (in Anlehnung an EPA (2005)).

Einflussfaktoren	In-Situ Abdeckung	Naßbaggerung und Entwässerung
Örtliche Rahmenbedingungen	<p>Vorhandene oder geplante Infrastruktur (z.B. Piere, Pfahlwerke, unterirdische Kabel) ist mit der Abdeckung kompatibel</p> <p>Beschädigung der Abdeckung durch menschliche Einflüsse, wie das Anker großer Schiffe, ist gering oder kontrollierbar</p> <p>Die Schadstoffbelastung ist nahezu konstant über eine größere Fläche verteilt</p>	<p>Es ist eine Betriebsfläche für Entwässerungsschläuche in der Peripherie des zu sanierenden Bereichs vorhanden</p> <p>Eine Fahrinnenbaggerung ist terminiert oder geplant</p> <p>Höhere Schadstoffkonzentrationen decken diskrete Flächen ab</p>
Hydraulische Randbedingungen	<p>Eine Beeinträchtigung der Abdeckung durch die hydrodynamische Gegebenheiten, wie Hochwasser oder Eisgang, ist unwahrscheinlich oder kann durch ein entsprechendes Design verhindert werden</p> <p>Die Wassertiefe ist ausreichend, um trotz Abdeckung andere Funktionen wie Schiffbarkeit und Hochwasserschutz zu gewährleisten</p> <p>Der Grundwasserfluss im Bereich der Abdeckung ist gering und erzeugt keine nicht akzeptierbaren Schadstoffaustritt (1-10 cm/a)</p>	<p>Die Nassbaggerung hat keinen nachhaltigen Einfluss auf die Qualität des Oberflächengewässers oder des Grundwassers</p>
Sedimentcharakteristika	<p>Die vorhandenen Sedimente haben eine ausreichende Stärke, um die Abdeckung zu tragen (z.B. hohe Dichte, niedriger Wassergehalt)</p> <p>Die Kontamination erlaubt ein Verbleiben der Sedimente vor Ort</p>	<p>Die Sedimente enthalten geringe Störungen durch Fremdkörper (z.B. Baumstämme, Felsbrocken oder Altmetall) oder es ist möglich diese vor der Naßbaggerung zu entfernen</p> <p>Die Kontamination erlaubt kein Verbleiben der Sedimente vor Ort</p> <p>Unterhalb des belasteten Sediments befindet sich unbelastetes Sediment</p> <p>Die Schadstoffe sind mit dem Sediment so verbunden, dass eine Entwässerung gut möglich ist</p>
Stoffstrom und Logistik	<p>Die Schadstoffe haben einen sehr geringen Fluss durch die erstellte Abdeckung</p> <p>Es ist ausreichend und passendes Abdeckmaterial verfügbar</p>	<p>Eine passende Entsorgung/Endlagerung des entwässerten Baggerguts ist verfügbar</p>
Umwelteinflüsse (Impact)	<p>Die Langzeitriskoreduktion überwiegt die Störung des Habitats, und/oder die Habitatsverbesserung durch die Abdeckung</p>	<p>Die Langzeitriskoreduktion durch die Entfernung der Sedimente überwiegt die Störung des Sediments und des Habitats</p> <p>Filtratbehandlung und mögliche Emissionen durch die Landverbringung</p>

Für die Beantwortung der Fragen, die sich aus Tabelle 1 ergeben, wird eine ausführliche Risikoanalyse benötigt. Hierbei müssen die einzelnen Einflussfaktoren ausreichend tief analysiert werden, wie beispielsweise, welche Schadstoffe befinden sich in den Sedimenten und bis zu welcher Sedimenttiefe überschreitet der Wert eine kritische Grenze.

Wie bereits oben beschrieben ist jeder Standort anders und benötigt daher auch ein individuelles Sanierungskonzept. Die hierbei erstellten Konzepte nutzen häufig eine Kombination von Sanierungsmethoden. So sind in dem Maßnahmenplan für die Sanierung des 16 km langen Hafens von Portland, Oregon, USA, Flächen enthalten, die keine Maßnahmen benötigen, die eine Abdeckung benötigen, die Abgebaggert werden sollen und solche, die erst naßgebaggert und anschließend noch mit einer Abdeckung versehen werden (EPA 2017). Bei der Sanierung des River Rasin in Michigan, USA, wurde nach dem Naßbaggern der oberen, stark belasteten Sedimente, eine in-situ Abdeckung mit Organoclay installiert, um die verbleibenden Sedimente vor Ort zu sichern (Roberts et al. 2017).

4 ZUSAMMENFASSUNG

Abschließend kann festgehalten werden, dass unter Berücksichtigung der jeweiligen Standortfaktoren und durch Kombination unterschiedlichster Verfahren mit der Zuhilfenahme von Geokunststoffen nachhaltige Sanierungskonzepte für den Umgang mit kontaminierten subaquatischen Ablagerungen entwickelt werden können.

LITERATUR

- Eek, Espen, und Danny Reible. „Capping Design: The Art of Designing Isolation Layers to Reduce Environmental Risk Associated with Contaminated Sediments.“ January 2017.
- Enton, Concepcion, Wood, und Morrison. Trace metals in sediments of four harbors in Guam. Mar. Pollut. Bull. 50, 1121, 2005.
- EPA. Contaminated Sediment Remediation Guidance for Hazardous Waste Sites. US Environmental Protection Agency - Office of Solid Waste and Emergency Response, 2005.
- EPA. RECORD OF DECISION - Portland Harbor Superfund Site. U.S. Environmental Protection Agency Region 10, 2017.
- EPA. Use of Amendments for In Situ Remediation at Superfund Sites. United States Environmental Protection Agency - Office of Superfund Remediation and Technology Innovation, 2013.
- Guerra-García, José M., und García-Gómez J. Carlos. Assessing pollution levels in sediments of a harbour with two opposing entrances. Environmental implications. 77. Jg., Nr. 1, S. 1-11.: Journal of Environmental Management, 2005.
- Hampton, Duane R., David R. Beck, und Steven L. Kohler. Geotextile Sediment Cover Blocks Biointrusion in Tests. Proceedings of the Third International Conference on Remediation of Contaminated, 2005.
- Olst, James T., und Jerald W. Darlington. „Innovative Systems for dredging, dewatering or for in-situ Capping of contaminated sediments.“ Proceedings of the Annual International Conference on Soils, Sediments, Water and Energy, 2010.
- Reible. Reible Research Group. Texas Tech University. 1. February 2017.
- Reible, Danny, David Lanmpert, David Constant, Robert D. Mutch Jr., und Yuewei Zhu. „Active capping demonstration in the Anacostia river, Washington, D.C.“ Remediation The Journal of Environmental Cleanuo Costs, Technologies & Techniques, Nr. 17 (2006): 39-53.
- Roberts, M, A. Corbin, P. Doody, T. Perters, und C. Robins. „River Raisin Area of Concer - NAPL Area Remediation.“ Dredging Summit & Expo '17 Proceedings. 2017.
- Schiff, Kenneth. Review of existing stormwater monitoring programs for estimating bight-wide mass emissions from urban runoff. S. 44-55.: Southern California coastal water research project annual report, 1995., 1996.
- UFZ, Leipzig. „Forschen für die Umwelt Ausgabe 4; Research for the environment 4th Edition.“ Leipzig, 2003.

PFAS - Poly- and perfluorierte Alkyl-Substanzen - Die neue Herausforderung

T. Held & P. Sommerhuber
Arcadis Austria GmbH, Wien, Österreich

KURZFASSUNG: Poly- und perfluorierte Alkylsubstanzen (PFAS) sind die Hauptbestandteile von Hochleistungs-Feuerlöschschäumen (sogenannte Aqueous Foam Forming Fluids; AFFF), die während der Anwendung dieser Löschschäume freigesetzt werden. Die spezifischen Eigenschaften dieser Chemikalien (inert gegenüber chemischer, biologischer oder thermischer Zerstörung) fördern ihre Persistenz an den verunreinigten Standorten. Die Verteilung der Schadstoffe beschränkt sich nicht nur auf ihre Einsatzorte wie tatsächliche Brandlösungen, Löschübungsplätze, Feuerwachen und Notschaumteppiche auf Start- und Landebahnen. Darüber wird häufig eine Verbreitung über Kanalsysteme und eine diffusere Verteilung auf der Bodenoberfläche durch unsachgemäße Schaumanwendung in früheren Jahrzehnten beobachtet. PFAS umfassen nach heutigem Kenntnisstand etwa 3000 verschiedene Verbindungen, wovon nur eine kleine Anzahl durch eine kommerzielle chemische Analyse nachgewiesen werden kann. Mit der TOP-Analysenmethode (TOP; total oxidizable precursor) besteht die Möglichkeit zur Quantifizierung der PFAS-Gesamtbelastung.

1 EINLEITUNG

Per- und Polyfluoralkylsubstanzen (PFAS) mit der allgemeinen Formel $C_nF_{2n+1}R$ sind eine Familie von Chemikalien, die seit den späten 1940er Jahren hergestellt wurden. Aufgrund ihrer physikalischen und chemischen Eigenschaften fand PFAS breite Anwendung in verschiedenen Haushaltsprodukten und industriellen Prozessen wie der Oberflächenbehandlung von Textilien und Papier (wasser- und ölabweisend), Galvanisierung u.a. Vor allem die Verwendung in Feuerlöschschäumen führte zu einem Einsatz großer PFAS-Mengen. In der Vergangenheit wurde eine große Anzahl von PFAS-Verbindungen entwickelt. Heute wird angenommen, dass die Gruppe der PFAS mehr als 3.000 verschiedene Chemikalien umfasst.

Studien zur Toxikologie und zum Umweltverhalten konzentrierten sich hauptsächlich auf Perfluoralkylsulfonsäuren und Perfluoralkylcarbonsäuren. In diesen Verbindungen sind alle Kohlenstoffatome außer der Carboxyl-Säuregruppe mit Fluoratomen verbunden. Diese Säuren bilden eine homologe Reihe von Molekülen, die sich lediglich in der Kohlenstoffkettenlänge unterscheiden. Zwei dieser Verbindungen, Perfluorooctansulfonat (PFOS) und Perfluorooctanoat (PFOA) (Abb. 1), wurden in vielen industriellen Prozessen verwendet.

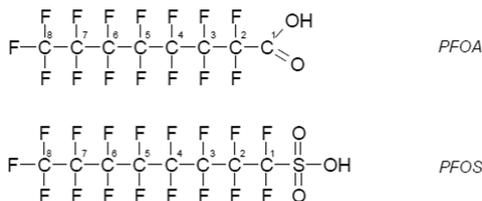


Abb. 1: Chemische Struktur von PFOA und PFOS.

Da alle Perfluoralkylsäuren nicht abbaubar sind, finden sich diese Verbindungen häufig in der Umwelt und aufgrund ihres Bioakkumulationspotentials auch in biologischen Matrices. Aufgrund ihrer toxikologischen Eigenschaften (vPvBvT: sehr persistent, sehr bioakkumulierend, sehr toxisch) hat die Europäische Kommission kürzlich die Herstellung und Verwendung von PFOS und PFOA sowie PFOS und PFOA-ähnlichen Substanzen verboten.

Ein Umweltqualitätsstandard (UQS) von 0,65 ng/L für Süßwasser und 9,1 ng/g für Biota (Richtlinie 2013/39 / EG) wurde für PFOS festgelegt. Für Süßwasser sind keine anderen PFAS geregelt. Bei Grundwasser ist die Situation anders. In vielen Ländern existieren ziemlich niedrige Schwellenwerte für eine Vielzahl von Verbindungen. Kürzlich hat das deutsche Umweltbundesamt Zielwerte für Trinkwasser für 13 verschiedene Verbindungen abgeleitet, darunter 11 Perfluoralkylsäuren, H₄PFOS (1H,1H,2H,2H-Perfluorooctansulfonsäure) und PFOSA (Perfluorooctansulfonamid). Die Zielwerte reichen von 10 µg/L für PFBA (Perfluorbutanoat) bis zu 0,06 µg/L für PFNA (Perfluornonanoat) (Umweltbundesamt 2017). Die Zielwerte für Trinkwasser wurden von einigen deutschen Bundesländern als Zielwerte für das Grundwasser übernommen. In den USA wurden Trinkwasser-Richtwerte für zusätzliche Stoffe abgeleitet. In North Carolina beispielsweise wurde 2017 ein Wert von 0,14 µg/L für GenX, einen sogenannten Nicht-Precursor (s.u.), festgelegt (N.N. 2017).

Bis auf H₄PFOS und PFOSA sind alle anderen sogenannten Precursor nicht reguliert. Precursor sind polyfluorierte Verbindungen, die biologisch zu regulierten Perfluoralkylsäuren als persistente Endprodukte abgebaut werden können. Heute ist nur ein aerober biologischer Abbau der Precursor bekannt. Der biologische Abbau setzt nicht nur die Perfluoralkylkette innerhalb der Precursor frei, sondern kann auch zu Perfluoralkylsäuren mit kürzerer Kettenlänge als Endprodukte führen. Eine Mineralisierung wurde jedoch noch nicht beobachtet.

Die Situation wird komplizierter, wenn man die sogenannten Nicht-Precursor in Betracht zieht. Zum Beispiel kann ADONA (Ammonium-4,8-dioxa-3H-perfluornonanoat, ein perfluorierter Polyether), das häufig als PFOA-Ersatz für die Herstellung von Fluorpolymeren verwendet wird, nicht zu Perfluoralkylsäuren mit einer Länge von $\geq C_4$ (die untere Grenze der in der kommerziellen Analytik erfassbaren Verbindungen) abgebaut werden. Aufgrund der chemischen Struktur von ADONA ist zu erwarten, dass diese Verbindung, wenn überhaupt, nur sehr langsam abbaubar ist.

Dies wirft die Frage auf, ob all diese Vorgänge in der Umwelt mit Hilfe chemischer Analysen verfolgt werden können. Heute muss das verneint werden. Kommerzielle Analysen umfassen bis zu 25 verschiedene Verbindungen einschließlich einiger einfacher Precursor. Jüngste Forschungsarbeiten zielen auf die Entwicklung von Summenparametern wie AOF (adsorbierbares organisches Fluor), EOF (extrahierbares organisches Fluor) ab. Arcadis hat zusammen mit einem kommerziellen Labor die sogenannte TOP-Analysenmethode (TOP; total oxidizable precursor) zur Quantifizierung der Precursor entwickelt. Auf das AFFF angewendet, zeigten die Ergebnisse, dass diese Produkte eine hohe Konzentration an Precursor enthalten, die auch im Boden und im Grundwasser vorkommen können. Die TOP-Analytik erlauben zumindest die Abschätzung der gesamten PFAS-Kontamination.

2 UMWELTKONTAMINATIONEN

Obwohl PFAS in zahlreichen industriellen Prozessen verwendet werden und in vielen Haushaltsprodukten enthalten sind, ist der größte Teil der in der Umwelt gefundenen Kontamination auf die Verwendung von Feuerlöschschäumen (AFFF) zurückzuführen, gefolgt von PFAS-Freisetzungen in Galvanik-Anlagen (Abb. 2).

Die Verteilung der Schadstoffe an Flughäfen und Standorten der Mineralölindustrie beschränkt sich nicht nur auf ihre Einsatzorte wie tatsächliche Brandlösungen, Löschübungsplätze, Feuerwachen und Notschaumteppiche auf Start- und Landebahnen. Es wird auch häufig eine Verbreitung über Kanalsysteme und eine diffusere Verteilung auf dem Oberboden durch unsachgemäße Schaumanwendung in früheren Jahrzehnten beobachtet. Die Aufnahme und Anreicherung von PFAS durch Pflanzen kann dazu führen, dass von belasteten Flächen gewonnene Grasschnitte als hoch-kontaminierter Abfall behandelt werden müssen. Dies führt zu deutlich höheren Kosten bei einer technisch sicheren Entsorgung.

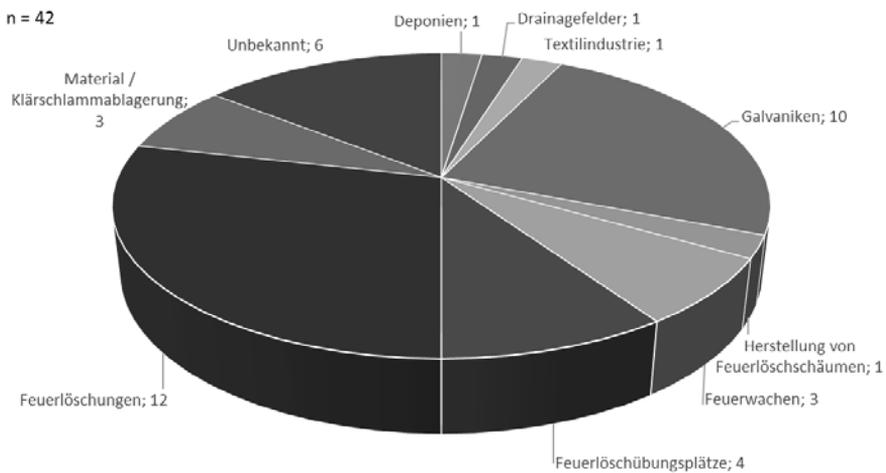


Abb. 2: PFAS-Kontamination in Bezug zur Geländenutzung (nicht repräsentative Erhebung eines deutschen Bundeslandes).

Daher ist nicht nur eine Behandlung von Abwässern von Industriebetrieben erforderlich, die PFAS verarbeiten, sondern auch die Behandlung von Grundwasser und Prozesswasser.

3 SANIERUNGSVERFAHREN

Derzeit ist das einzige anwendungsreife Verfahren zur Dekontamination von kontaminiertem Grundwasser die Sorption der PFAS an Aktivkohle (GAK). Erfahrungen haben gezeigt, dass nicht alle Aktivkohle-Produkte die gleiche Sorptionskapazität aufweisen. Wenn man bedenkt, dass schon eine zweifach bessere Sorption die Kosten für die gesamte Sanierung erheblich senken kann, ist der Leistungsunterschied ein wichtiger Faktor, der in der Planungsphase der Sanierung zu berücksichtigen ist. Die Aktivkohle wird normalerweise bei hoher Temperatur regeneriert und das erzeugte Abgas muss bei Temperaturen > 1.000 °C verbrannt werden. Diese thermische Aktivkohle-Regeneration verursacht einen Abbrand von > 20 % der Aktivkohle. Während dieser Regenerationsprozess benötigt wird, um die Schadstoffe vollständig

zu zerstören, ist er hinsichtlich des Energieverbrauchs und der CO₂-Produktion nicht sehr nachhaltig.

Häufig wird diskutiert, dass eine Grundwasserdekontamination mit Aktivkohle nicht teurer ist als in Fällen, in denen herkömmliche Kontaminationen (z.B. mit LCKW) saniert werden (Edel et al. 2015). Dies ist tatsächlich der Fall, wenn angenommen wird, dass in beiden Fällen die gleiche Wassermenge behandelt werden muss und die Kosten für die Menge an aufzubereitendem Wasser berechnet werden. In Bezug auf die Masse der entfernten Schadstoffe sind die Kosten für die PFAS-Elimination jedoch mindestens um eine Größenordnung höher. Angesichts der Tatsache, dass PFAS-Kontaminationen in der Regel dazu führen, dass ausgedehnte kontaminierte Aquifer-Körper behandelt werden müssen und dass die Pump-and-Treat-Sanierung sehr lange dauert, erscheint es sinnvoll, nach Alternativen zu suchen. Diese Prozesse müssen jedoch wirtschaftlich mit der konventionellen Sorption an Aktivkohle konkurrieren. Eine zunehmende Anzahl von wissenschaftlichen Publikationen zeigt, dass Forschung und Entwicklung sich diesem Bereich sehr intensiv widmen.

Die meisten Kostenberechnungen gelten für Fälle, in denen PFOS und PFOA die Hauptverbindungen sind. Da die Sorptionskapazität bei kürzerer Kettenlänge abnimmt und Carbonsäuren deutlich schlechter sorbieren als Sulfonsäuren der gleichen Kettenlänge, ist die Sorptionskapazität der Aktivkohle vergleichsweise schnell erschöpft, wenn das Grundwasser hohe Konzentrationen an PFBA und ähnlichen Verbindungen mit geringer Sorptionsstärke enthält.

Die gesamten spezifischen Behandlungskosten erhöhen sich weiter, wenn zusätzlich Störstoffe im Grundwasser auftreten. Relevant sind erhöhte Konzentrationen an gelösten organischen Verbindungen (DOC) und/oder gelöstem Eisen (Fe-II) und Mangan (Mn-III). Um eine Verblockung der Aktivkohle zu vermeiden, müssen Fe-II und Mn-III durch Oxidation und Ausfällung entfernt werden. Der erzeugte Fe/Mn-Schlamm kann einen erhöhten PFAS-Gehalt enthalten, was zu höheren Entsorgungskosten führt. Die bessere Sorption des DOC auf Aktivkohle führt zu einer Verdrängung des PFAS mit geringerer Sorptionskapazität. Dem kann mit einer zusätzlichen Aktivkohlestufe begegnet werden, die den DOC zuerst entfernt. Extrem erhöhte DOC-Konzentrationen treten vor allem in Schadensherden mit Einsatz von Feuerlöschschäumen (AFFF) auf. Diese Produkte enthalten üblicherweise auch große Mengen an nicht-fluorierten Tensiden.

Wenn die Sorption von PFAS an Aktivkohle in realen Sanierungsprojekten diskutiert wird, konzentriert sich die Bewertung in der Regel auf die Verbindungen, die kommerziell analysiert werden können. Auf der anderen Seite enthalten die meisten Feuerlöschschäume viel mehr Precursor als "analysierbare" Verbindungen. Im schlimmsten Fall können in frischen AFFF-Kontaminationen keine PFAS mit der konventionellen Analytik nachgewiesen werden. Darüber hinaus wurden in der jüngsten Vergangenheit neue Homologe (chlorierte, dichlorierte oder Ketone) der Gruppe der Perfluorsulfonamide in Bodenproben eines Feuerlöschübungsplatzes nachgewiesen (Baduel et al. 2017).

Neben Aktivkohle existiert derzeit nur ein Konkurrenzprodukt (PerfluorAd). PerfluorAd (ein Ester auf der Basis pflanzlicher Ölsäure) ist eine Flüssigkeit, die in einem Rührkesselreaktor zum kontaminierten Grundwasser zugegeben wird. Die flüssige Form führt zu einem hohen Grad an Kontakt mit dem Kontaminanten, was zu einer schnellen Ausfällung des PFAS führt. Zusätzlich werden manchmal Flockungshilfsmittel benötigt. Der Niederschlag muss abgetrennt werden und wird üblicherweise entsorgt oder thermisch behandelt. Die Präzipitation erfordert relativ geringe Konzentrationen von PerfluorAd im Bereich von 10 mg/L. Der Prozess wird nicht wesentlich durch erhöhte DOC-Konzentrationen beeinflusst, ist aber für kurzkettenige PFAS wie PFBA und bei niedrigen PFAS-Konzentrationen (< 20 µg/L) weniger wirksam. Daher ist die Sorption an Aktivkohle als letzten Reinigungsschritt erforderlich.

Die Geschwindigkeit der Präzipitation ist hoch genug um als kontinuierlicher Reinigungsprozess angewendet zu werden. Ob die Fällung mit PerfluorAd in Kombination mit der Sorption an Aktivkohle insgesamt kostengünstiger ist als die reine Sorption an Aktivkohle, hängt von standortspezifischen Randbedingungen ab und kann nur in einem Pilotversuch bewertet werden. Andere Grundwasserreinigungstechnologien konzentrieren sich auf (Water Research Foundation 2016):

- Sorption an alternativen Materialien (einschließlich Desorption),
- Membrantrennprozesse,
- Elektrochemische Zerstörung,
- Sonolytische Zerstörung und
- Chemischer Abbau.

Deren Anwendung zur Sanierung von kontaminierten Grundwasser ist in den meisten Fällen noch nicht möglich. Neben PerfluorAd wurde eine Vielzahl von weiteren Produkten entwickelt. Diese zielen aber auf die Immobilisierung von PFAS im Boden nach dem Einmischen der Produkte ab. Ein Beispiel ist RemBind™, ist eine Mischung aus Aktivkohle, amorphem Aluminiumhydroxid und Kaolin. Derzeit wird diskutiert, ob eine zeitverzögerte Wiederfreisetzung der PFAS in sehr geringen Konzentrationen möglich und inwiefern dies genehmigungsfähig ist. Dies gilt auch für zahlreiche andere untersuchte Sorptionsmaterialien.

Der Ersatz der Aktivkohle durch bisher als aussichtsreich angesehene Ionenaustauscher ist fraglich. Die meisten Ionenaustauscher können nicht regeneriert werden. Die PFAS sind nur desorbierbar, wenn nahezu reiner Alkohol verwendet wird, der aufgrund des Arbeitsschutzes in der Regel nicht für Wasseraufbereitungsanlagen geeignet ist. Darüber hinaus können Precursor als anionische, kationische oder zwitterionische Verbindungen auftreten. Je nach den Eigenschaften der Kontamination reicht daher ein einzelner Ionenaustauscher nicht aus, um das belastete Grundwasser zu reinigen. Unter der Annahme, dass in Zukunft ein Sorptionsmaterial gefunden wird, das unter vergleichsweise milden Bedingungen (meist hochkonzentrierte Salzlösungen) regeneriert werden kann, verbleibt ein Konzentrat, das einer weiteren Behandlung bedarf.

Nach unserem Wissen werden Membrantrennverfahren (d.h. Nanofiltration oder Umkehrosmose) bereits im technischen Maßstab verwendet, jedoch nur dort, wo eine verbesserte Wasserbehandlung erforderlich ist. Detaillierte Untersuchungen (Lindgren 2015) zeigten in einem Nanofiltration-Pilotversuch mit zwei hintereinander geschalteten Membranen eine Abscheideeffizienz von > 90 % aller PFAS. Erhöhte PFAS-Konzentrationen im Rohwasser führten zu einer erhöhten Konzentration der PFAS im gereinigten Wasser. Abhängig von der PFAS-Konzentration im Rohwasser und den vorgegebenen Grenzwerten für Trinkwasser ist die erreichbare Reinigungsleistung möglicherweise nicht ausreichend. Üblicherweise liegt das bei diesem Reinigungsprozess auftretende Konzentrat im Bereich von 5 - 10 Vol.-% des gereinigten Gesamtvolumens. Wenn dieses Konzentrat verbrannt werden muss um die PFAS zu zerstören, ist zu erwarten, dass Membrantrenntechnologien nicht wettbewerbsfähig sind.

Schadstoffzerstörende Verfahren wie z.B. elektrochemischer, sonolytischer oder chemischer Abbau sind Technologien, die eine lange Zeit für die Behandlung benötigen. Daher sind sie für kontinuierlich Grundwasserreinigungsverfahren nicht kosteneffektiv anwendbar. Sie können aber zur Behandlung von Konzentraten angewendet werden, die aus anderen Verfahren herrühren. In jedem Fall zeigen diese Konzentrate nicht nur hohe Konzentrationen von PFAS, sondern auch hohe Konzentrationen aller anderen Grundwasser- oder Bodenbestandteile, wie z.B. DOC und Salze. Viele (Labor-)Untersuchungen zur Leistungsfähigkeit dieser Technologien wurden jedoch mit hochkonzentriertem PFAS (mg/L-Bereich), gelöst in Lei-

tungswasser oder sogar destilliertem Wasser, durchgeführt. Diese Bedingungen spiegeln nicht genau die Chemie der Konzentrate wider, die behandelt werden müssen. Darüber hinaus zeigen einige Technologien unerwünschte Nebenreaktionen. Beim elektrochemischen Abbau wurde eine Anreicherung von kurzkettingen PFAS als Abbauprodukte sowie die Bildung von Perchlorat beobachtet (Trautmann et al. 2015). Es ist nicht ausgeschlossen, dass auch C₂- und C₃-perfluorierte Carbonate entstehen, die sich derzeit vollständig der chemischen Analyse entziehen. Eine umfassende Bewertung und ein Vergleich aller potenziellen Behandlungstechnologien fehlt heute noch. Nur in den Fällen, in denen die neuen Reinigungsverfahren (oder kombinierten Ansätze) kosteneffektiv sind und nur bei einem ausreichend hohen Marktpotenzial, erwarten wir eine weitere Entwicklung bis zur Marktreife.

4 SCHLUSSFOLGERUNG

Die hohe Anzahl an PFAS-Verbindungen und die heterogenen physikalisch-chemischen und biologischen Schadstoffeigenschaften zeigen, dass selbst eine gut etablierte Sanierungstechnologie wie Pump-and-Treat in Kombination mit der Sorption der Schadstoffe an Aktivkohle kompliziert und teuer sein kann. Alternativen werden noch untersucht und entwickelt. Derartige Entwicklungen erscheinen aber dringend notwendig. Aus diesem Grund hat unser internationales Unternehmen Arcadis ein globales Netzwerk von hochqualifizierten Spezialisten gebildet, das laufend veröffentlichte Forschungsarbeiten evaluiert, um ständig die besten und kosteneffektivsten Lösungen für diese herausfordernden Probleme zu entwickeln. Letztlich kann nur eine ganzheitliche Betrachtung von Schadstoffeigenschaften, standortspezifischer Verteilung, Risikobewertung und Sanierungsoptionen das Problem der Untergrundbelastung zu möglichst niedrigen Kosten lösen.

LITERATUR

- Baduel, C., Mueller, J.F., Rotander, A., Corfield, J., Gomez-Ramos, M.-J. (2017) *Discovery of novel per- and polyfluoroalkyl substances (PFASs) at a fire fighting training ground and preliminary investigation of their fate and mobility*. Chemosphere 185, 1030 – 1038.
- Edel, H.-G., Korte, D., Kellner, C., Schwerte, C., Rehnig, U. (2015) *PFC-Grundwassersanierungen - Technologie und Kosten aus über fünf Jahren Praxiserfahrung*. Korrespondenz Wasserwirtschaft 8 (9), 550–554.
- Lindgren, K. (2015) *Evaluation of the removal efficiency of per- and polyfluoroalkyl substances in drinking water using nanofiltration membranes, active carbon and anion exchange*. UPTec W 15055, Uppsala University. <http://www.waterrf.org/PublicReportLibrary/4322.pdf> (access: Aug 9, 2017).
- N.N. (2017) *Questions and Answers Regarding North Carolina Department of Health and Human Services Updated Risk Assessment for GenX (Perfluoro-2-propoxypropanoic acid)*. <https://ncdenr.s3.amazonaws.com/s3fs-public/GenX/NC%20DHHS%20Risk%20Assessment%20FAQ%20Final%20Clean%20071417%20PM.pdf> (access: Aug 9, 2017).
- Trautmann, A.M., Schell, H., Schmidt, K.R., Mangold, K.M., Tiehm, A. (2015) *Electrochemical degradation of perfluoroalkyl and polyfluoroalkyl substances (PFASs) in groundwater*. Water Sci Technol. 71, 1569-1575.
- Umweltbundesamt (2017) *Fortschreibung der vorläufigen Bewertung von Per- und polyfluorierten Chemikalien (PFC) im Trinkwasser*. Bundesgesundheitsbl. 2017, 60, 350 – 352.
- Water Research Foundation (2016) *Treatment mitigation strategies for poly- and perfluoroalkyl substances*. Web Report #4322. <http://www.waterrf.org/PublicReportLibrary/4322.pdf> (access: Aug 9, 2017).

Die Wirkung der hydraulisch gering durchlässigen Bereiche bei der in situ Grundwassersanierung

D. Poetke, G. Laudel & C. Nitsche
BGD ECOSAX GmbH, Dresden, Deutschland

KURZFASSUNG: Eine belastbare Planung von in situ Grundwassersanierungsmaßnahmen (ENA) hinsichtlich der Abmessungen des Reaktionsraumes, der erforderlichen Menge an reaktiven Stoffen, Sanierungszeit und Sanierungskosten erfordert eine modellgestützte Prognose. In der Praxis werden dafür Modelle verwendet, die den Grundwasserbereich als Einporensystem betrachten. Im Rahmen umfangreicher Feld- und Laboruntersuchungen wurde nachgewiesen, dass der Grundwasserbereich als Zweiporensystem zu betrachten ist. Im Ergebnis wurde ein innovatives Verfahren für die Infiltration von reaktiven Stoffen zur in situ Grundwasserbehandlung entwickelt, das erstmals die Wirkung der hydraulisch gering durchlässigen Bereiche berücksichtigt. Es besteht aus zwei Phasen: der Konditionierungs- und der Bewirtschaftungsphase. Dadurch werden die oben genannten Ziele einer belastbaren Planung von ENA unter der Voraussetzung einer belastbaren Ermittlung von Quell- und Stofftransportparametern erfüllt.

1 EINLEITUNG

Die Verteilung der von hydraulisch gut und hydraulisch gering durchlässigen Bereichen (mobiler und immobilierter Anteil der Porosität bzw. effektive Porosität und immobile Porosität) bestimmt die Heterogenität eines Grundwasserleiters. In der nachfolgenden Abb. 1 wird dieser Zusammenhang verdeutlicht.

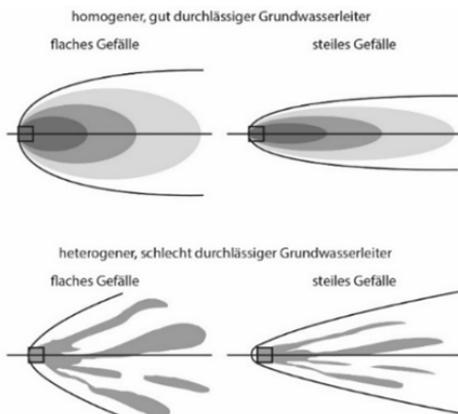


Abb. 1: Schematisierte Darstellung verschiedener Fahnenkontierungen in Abhängigkeit von den hydrogeologischen Randbedingungen (Heterogenität) (LABO 2015).

Homogene Grundwasserleiter haben einen sehr geringen Anteil an hydraulisch gering durchlässigen Bereichen (immobiler Anteil der Porosität bzw. immobile Porosität), d.h. dementsprechend beträgt die immobile Porosität $\leq 10\%$ bezogen auf die Gesamtporosität. Für diese gilt die in der Abb. 1 oben dargestellte beispielhafte Fahnenausbreitung.

In den meisten praktischen Fällen muss jedoch von einem heterogenen Grundwasserleiter ausgegangen werden, wodurch sich die in der Abb. 1 unten schematisiert dargestellte Fahnenstruktur mit Bereichen höherer (dunkle Fahnenbereiche) und geringerer Grundwasserströmungsgeschwindigkeit (helle Fahnenbereiche) ergibt. Die immobile Porosität beträgt hier demzufolge > 10 % bezogen auf die Gesamtporosität. Daraus resultieren unterschiedlichen Fahnenausbreitungsgeschwindigkeiten, die durch weitere Prozesse, wie der Sorption, Lösungen / Fällungen, mikrobiellen Abbau und den Austauschprozessen, die zwischen den einzelnen Fahnenbereichen stattfinden, beeinflusst werden.

In der Praxis der in situ Grundwassersanierung wird die Wirkung der hydraulisch gering wirksamen Bereiche, der immobilisierten Porenanteile, nur ungenügend bzw. nicht berücksichtigt. Um die daraus resultierenden Probleme für den Stofftransport im Grundwasserbereich analysieren und darstellen zu können, werden Modellvorstellungen entwickelt.

2 MODELLVORSTELLUNGEN

In der Modellvorstellung wird der Grundwasserleiter entweder als Einporensystem (es existiert nur der hydraulisch wirksame Porenanteil: mobile bzw. effektive Porosität) oder als Zweiporensystem (es existieren der hydraulisch wirksame Porenanteil: mobile (n_{im}) bzw. effektive Porosität (n_{eff}) und der hydraulisch gering wirksame Porenanteil: immobile Porosität (n_{im})) betrachtet. Da beide Porositätsanteile stets auf die Gesamtporosität (n) bezogen werden, ergeben sich folgende Unterschiede:

Zweiporensystem: $n = n_{eff} + n_{im}$

Einporensystem: $n = n_{eff}$

Da die effektive Porosität stets nur ein Teil der Gesamtporosität ist folgt daraus, dass bei dem Einporensystem die Differenz zwischen n und n_{eff} nicht berücksichtigt wird – sie wird in ihrer Wirkung faktisch der Bodenmatrix zugeordnet.

In der nachfolgenden Abbildung werden die in der jeweiligen Modellvorstellung (Zwei- oder Einporensystem) unterschiedlich wirkenden Prozesse vergleichend dargestellt.

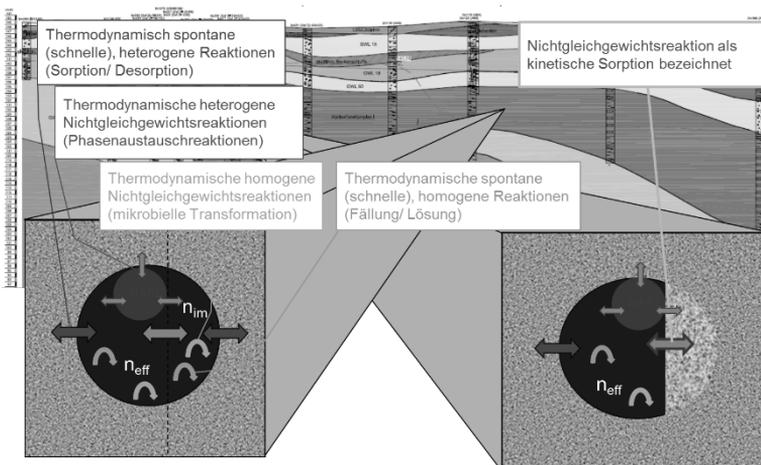


Abb. 2: Schematisierte Modellvorstellung für den Grundwasserbereich als Einporensystem (rechts) bzw. Zweiporensystem (links); n_{eff} : effektiver bzw. mobiler Porositätsanteil; n_{im} : immobilisierte Porositätsanteil.

Fehlt der in Grundwasserbereich real vorhandene immobile Porositätsanteil (Abb. 2, rechts), so wird praktisch versucht, die Wirkung der in der immobilen Porosität und zwischen dieser und der mobilen Porosität stattfindenden Prozesse durch fiktive Parameter zu simulieren. Dazu gehört der Parameter der „Kinetischen Sorption“ der im Rahmen der Modellkalibrierung angepasst wird, da er praktisch nicht ermittelbar ist. Dennoch gelingt es nicht, das Zweiporensystem durch ein Einporensystem zu ersetzen, da sich die in der immobilen Porosität wirkenden Prozesse (Abb. 2, links) in ihrer Wirkung überlagern und somit nicht durch einen fiktiven Parameter, wie der kinetischen Sorption, zufriedenstellend ersetzt werden können.

3 NACHWEIS DER NOTWENDIGEN BEACHTUNG DES ZWEIPORENSYSTEMS

3.1 Tracerversuch im Feldmaßstab

In der nachfolgenden Abbildung werden die Messwerte eines in situ durchgeführten Tracerversuchs mit den Simulationsergebnissen unter Verwendung eines Modells, in dem nur der Tracertransport im mobilen Porositätsanteil berücksichtigt wird (Einporensystem) mit einem, in dem sowohl der mobile als auch der immobile Porositätsanteil wirken (Zweiporensystem) verglichen.

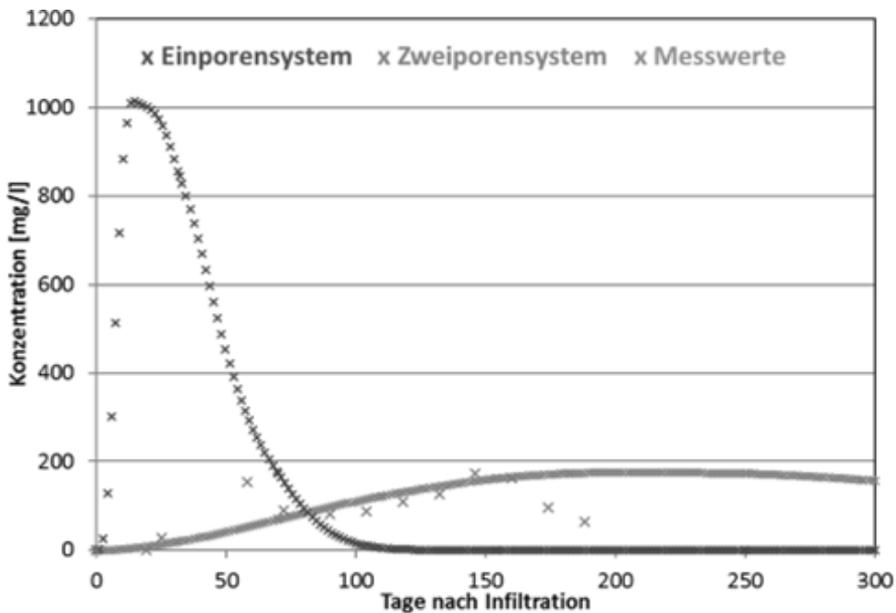


Abb. 3: Vergleich der Tracerdurchgangskurven zwischen den in situ erzielten Messwerten mit den Simulationsergebnissen unter Anwendung eines Einporen- bzw. Zweiporensystems.

Folgende Schlussfolgerungen werden daraus für die Planung und Durchführung von in situ Sanierungsmaßnahmen (Enhanced Natural Attenuation) abgeleitet:

- Nur durch Anwendung eines Zweiporensystems gelingt es, den Messwertverlauf sehr gut widerzuspiegeln. Die in der Abb. 3 nach ca. 150 Tagen Versuchsdurchführung sichtbaren Abweichungen resultieren aus einer Änderung der Grundwasserströmungsrichtung.

- Werden Modelle, die nur die Prozesse in einem Einporensystem berücksichtigen verwendet, so wird ein deutlich zeitigerer Durchgang der Tracerimpulsantwortfunktion mit einer wesentlich höheren Maximalkonzentration erzielt, wobei die Flächen unter beiden Modellkurven gleich sind. Gleiches trifft für die im Rahmen von ENA-Maßnahmen zu infiltrierenden reaktiven Stoffe zu.
- Werden Tracerversuche bzw. Stoffeinträge im Rahmen einer in situ Grundwassersanierung geplant, so würden bei der Anwendung des Einporensystems wesentlich zeitigere Konzentrationsdurchgänge bzw. Stoffreaktionen, einschließlich wesentlich höhere Stoffkonzentrationen für die infiltrierten Stoffe erwartet. Da die Messwerte jedoch von den Erwartungswerten sehr stark abweichen (Abb. 3), werden in situ Grundwassersanierungsmaßnahmen sehr häufig vorzeitig abgebrochen bzw. werden für die infiltrierte Stoffmenge Umsatzprozesse befürchtet (wie die Bildung von Nitrit bzw. Ammonium), die selbst zu einer Kontamination des Grundwasserbereiches führen können (Fehlinterpretation).

3.2 Laborversuche zu ENA-Maßnahmen

Der praktische Nachweis der oben genannten Vermischungsprozesse wurde auf der Grundlage der in unserem für die Ermittlung von Quell- und Transportparametern (Migrationsparameter) für den Boden- und Grundwasserbereich akkreditierten Labor durchgeführten Laborversuche erbracht.

Für einen mit BTEX kontaminierten Standort sollten die für eine geplante ENA-Maßnahme erforderlichen Parameter (mikrobielle Abbauraten 1. Ordnung für alle BTEX-Einzelstoffe sowie der dafür erforderliche Nitratverbrauch) ermittelt werden. Dafür wurden intermittierend und seriell betriebene Reaktorversuche durchgeführt (DP 2009). Es wurden Substrat- und Grundwasserproben aus dem zu untersuchenden Grundwasserbereich verwendet. In der Abb. 4 wurden die Versuchsergebnisse grafisch ausgewertet. Da nach dem ersten Versuch in den intermittierend und seriell betriebenen Reaktoren eine wesentlich größere Zehrung des Nitrats festgestellt wurde als es stöchiometrisch erforderlich ist, wurde der Versuch so lange wiederholt, bis der Nitratverbrauch etwa dem Erwartungswert entsprach. Im Rahmen der durchgeführten Plausibilitätsprüfung konnte nachgewiesen werden, dass der hohe Nitratverbrauch im ersten Versuch, der mit zunehmender Versuchsstufe geringer wurde, auf die in der Abb. 1, links dargestellten Austauschprozesse zwischen mobiler und immobil Porosität zurückzuführen ist, da abiotische Prozesse nicht nachweisbar waren. Das im immobil Porenraum gespeicherte Nitrat steht für den darin stattfindenden mikrobiellen Abbau zur Verfügung. Infolge der daraus resultierenden Reduzierung der BTEX-Konzentration erfolgt eine BTEX-Nachlieferung aus dem hydraulisch wirksamen Porenraum.

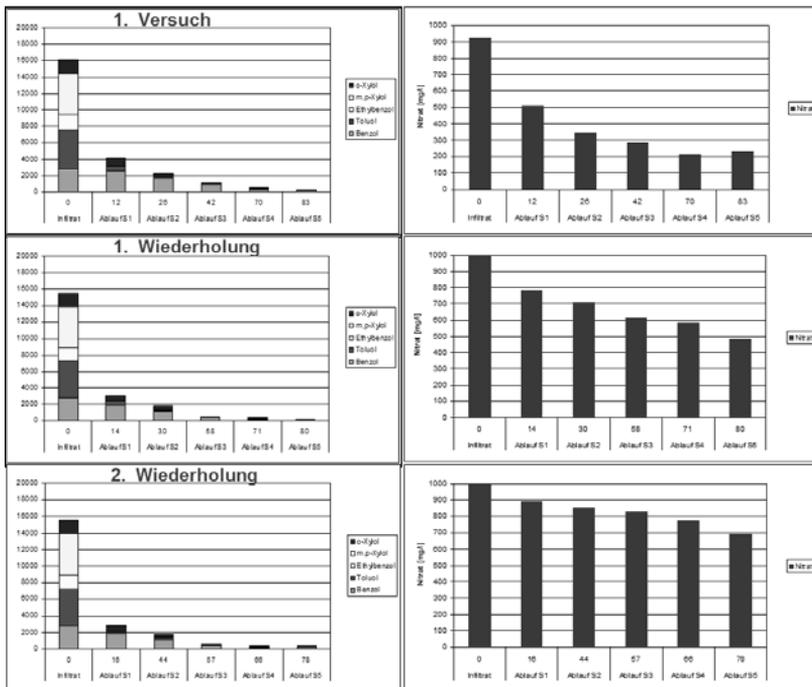


Abb. 4: Grafische Auswertung der Ergebnisse der unter naturnahen Bedingungen durchgeführten intermittierend und seriell betriebenen Reaktorversuche: linke Seite: Verringerung der BTEX-Konzentrationen als Funktion der Versuchszeit für die 1. Versuchsstufe sowie die unmittelbar darauffolgende 1. und 2. Wiederholung der Versuche; rechte Seite: Verringerung der Nitratkonzentrationen als Funktion der Versuchszeit für die 1. Versuchsstufe sowie die unmittelbar darauffolgende 1. und 2. Wiederholung der Versuche.

Folgende Schlussfolgerungen werden aus den Versuchsergebnissen abgeleitet:

- Die Wirkung von in situ Grundwassersanierungsmaßnahmen ist wesentlich länger und der beanspruchte Reaktionsraum wesentlich kürzer: Betrachtung als Zweiporensystem erforderlich.
- Wird bei einer in situ Grundwassersanierung der Grundwasserbereich als Einporensystem betrachtet, so erfolgt die Vermischung zwischen dem kontaminierten Grundwasser und dem impulsartig infiltrierenden reaktiven Stoff nur in den sich bildenden Grenzflächen infolge hydrodynamischer Dispersion (Abb. 5 mittleres und rechtes Bild - jeweils unten: n_{eff}).
- Wird bei einer in situ Grundwassersanierung der Grundwasserbereich als Zweiporensystem betrachtet, so erfolgt die Vermischung zwischen dem kontaminierten Grundwasser und dem impulsartig infiltrierenden reaktiven Stoff in den sich bildenden Grenzflächen infolge hydrodynamischer Dispersion und den mit unterschiedlicher Abstandsgeschwindigkeit und Konzentrationen in der mobilen und immobilen Porosität strömenden Stoffe (Kontaminanten und reaktive Stoffe) über die Stoffaustauschraten (Abb. 2, Phasenaustauschreaktionen bzw. Abb. 5).
- Die wesentlich längere Reaktionszeit in den hydraulisch gering durchlässigen Grundwasserleiterbereichen, die in einem einheitlichen Reaktionsraum im Vergleich zu den hydraulisch gut durchlässigen Bereichen eine wesentlich größere Minderung der Kontaminantenkonzentration infolge mikrobiellen Abbaus bewirken können.

4 NEUE TECHNISCHE LÖSUNG

Ein innovatives Verfahren für die Infiltration von reaktiven Stoffen zur in situ Grundwasserbehandlung wurde entwickelt, das erstmals die Wirkung der hydraulisch gering durchlässigen Bereiche berücksichtigt. Es besteht aus zwei Phasen: der Konditionierungs- und der Bewirtschaftungsphase und wurde als Deutsches Patent Nr. 10 2011 005 904.0 „Verfahren zur Infiltration von reaktiven Stoffen zur in situ Grundwasserbehandlung“ erteilt. Es besteht aus einer Konditionierungsphase und mindestens einer Bewirtschaftungsphase.

Konditionierungsphase: Infiltration der reaktiven Stoffmenge, die für die Aufkonzentration des hydraulisch gering wirksamen Porenraums und den Verbrauch an Elektronenakzeptoren durch abiotische Prozesse erforderlich ist.

Bewirtschaftungsphasen: Gewährleistung der reaktiven Stoffmenge, die für die Wirkung von ENA-Prozessen im hydraulisch gering wirksamen Porenraum erforderlich ist.

Schematisiert wurden die Phasen in der nachfolgenden Abb. 5 dargestellt.

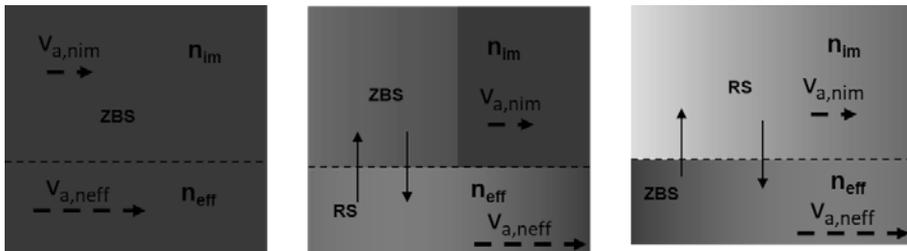


Abb. 5: Schematisierte Darstellung der Abfolge von Konditionierungs- und Bewirtschaftungsphase; links: Ausgangszustand - beide Porositätsanteile befinden sich im Konzentrationsgleichgewicht des zu behandelnden Stoffes / Kontaminanten (ZBS, rot); Mitte: Konditionierungsphase; rechts: Bewirtschaftungsphasen; v_a : Abstandsgeschwindigkeit (Länge des gestrichelten Pfeils = Geschwindigkeitsbetrag); RS: Reaktiver Stoff (blau).

Dadurch werden im Vergleich zum Stand der Technik folgende Vorteile erzielt:

- Der Reaktionsraum wird hinsichtlich seiner Abmessungen, die für ENA-Maßnahmen erforderliche Menge an reaktiven Stoffen und die Maßnahmenzeit werden verlässlich und weitgehend eindeutig planbar.
- Die aus dem Reaktionsraum abströmende Konzentration an Kontaminanten und den für die ENA-Maßnahme zu infiltrierenden Stoffe sind steuerbar. Die Prognose des biologischen Abbaus und der benötigten Reaktionsstoffe ist wesentlich zuverlässiger, als derzeit aus der Praxis bekannt.
- Die Sanierungszeit und Sanierungskosten können bereits in der Planungsphase deutlich belastbarer ermittelt werden.

Das Verfahren wurde bereits erfolgreich eingesetzt.

LITERATUR

LABO (Bund/Länder-Arbeitsgemeinschaft Bodenschutz) (2015) „Berücksichtigung der Natürliche Schadstoffminderung bei der Altlastenbearbeitung. Ständiger Ausschuss Altlasten – ALA Ad-hoc Unterausschuss, Positionspapier.

DP (2009) Deutsches Patent Nr. 102009038015.5 „Verfahren und Vorrichtung zur Ermittlung von mikrobiellen Abbauraten 1. Ordnung in porösen Medien des Boden- & Grundwasserbereichs“.

Waste-to-Energy Role in Circular Economy Concept - Modelling Approach

J. Kropáč, J. Gregor & M. Pavlas

Brno University of Technology, Institute of Process Engineering, Brno, Czech Republic

ABSTRACT: Waste management is undergoing significant development in many EU states. This development may be related to the circular economy ideas or may be related to the residual municipal waste and recyclable waste direct landfilling ban. The suitability of different municipal waste management approaches is discussed in this context, however, comparison of the approaches assumes a complex assessment according to many aspects and a broad data basis.

The main contribution of this paper is the interconnection of selected partial models to a complex scenario task and a related overall assessment of municipal waste management approaches. The scenario represents waste material flow from the producers to the final processing in the context of this paper. The aim is to design an efficient, realistic and, above all, economically viable comprehensive waste management solutions. Previously developed techno-economic models describing municipal waste treatment are presented in the contribution, i.e. models of waste logistics, waste transfer station, waste-to-energy plant, composting plant, waste sorting plant and mechanical biological treatment plant. The models are interconnected for the purpose of waste flow modelling in specific scenarios. The proposed approach is supported by geographical, logistic, economic and legislation datasets included in in-house developed large-scale computational tools *NERUDA* and *JUSTINE*.

The main output of the contribution comprehensive methodical approach to municipal waste management scenarios assessment. The methodology includes logistical, operational and legislative claims and it is based on an assessment of investment and operating costs, environmental considerations and benefits for regional energy (electricity, heat). The applicability of the proposed methodology and the potential of its application in arbitrarily chosen areas is proven by a case study of a particular territory.

1 INTRODUCTION

The contribution is focused on the current issues of Czech municipal waste management (WM). Development in this area is related both to the set goals and commitments in the Czech and EU waste management, as well as to circular economy transition ideas formulated in Circular Economy Package (EC, 2018). Thus, significant changes in municipal waste (MW) production and parameters can be expected as well as MW treatment infrastructure development.

In order to evaluate the expected changes and possible waste-to-energy role in WM it is possible to use foreign experience and general theoretical knowledge, a thorough understanding of the current situation in WM is needed. Changes in quantity (MW productions) and quality (separated MW composition and purity, calorific potential of residual waste) of MW waste streams can significantly affect the operation of treatment or processing technologies, and in this context also the change in operational and economic demands of overall MW treatment system.

Therefore, a thorough evaluation of specific WM plans or WM system settings must be based on a comprehensive modelling approach. One of the possible WM modelling approach is the subject of this paper. The presented approach includes and allows:

- Scenarios comparison of Czech waste management development and estimation of associated productions of material and energy recoverable MW productions (e.g. glass, paper, plastics or residual mixed MW).
- Computational estimation of different MW streams composition and qualitative parameters (calorific potential, the content of hazardous compounds or pollution precursors, moisture content and other).

2 COMPUTATIONAL TOOLS DESCRIBING MUNICIPAL WASTE TREATMENT

The presented approach is based on the interconnection of selected partial models to a complex scenario task. Techno-economic (TE) models for MW collection, transport and treatment operation assessment are used. Complex assessment of a specific territory and further optimization tasks are enabled by mathematical background support and included in in-house developed computational tools presented below. The TE models includes mass and energy balances related to inputs and outputs of waste treatment plants. Economical evaluation is based on specific operational and investment costs. MW collection, transportation costs and also the treatment plants outputs transportation costs are evaluated in this way by logistics oriented TE models.

2.1 *Techno-economic models*

The author's workplace research team has developed several key models for the economic and treatment efficiency evaluating of selected techniques.

TE models of waste logistics evaluates TE parameters of collection and transportation of pressed or non-pressed waste (Gregor et al. 2017). The annual amount of transported (processed) waste and the transport distance are the most important background parameters in the model. Model inputs include basic technical information about vehicle types, and operational and investment costs. Fixed and variable annual costs are calculated from these inputs. These two parameters help to identify the total transport price expressed as EUR/km.t or EUR/t. In addition, the model can find out how many vehicles are necessary in relation to working time, transport capacity and transport distances. Three basic types of car transport were considered:

- Collection: garbage trucks with various type of handling system.
- Container transport: A vehicle system with a lorry and a tri-axle trailer: transport of two 30 m³ containers.
- Walking floor transport: A vehicle system with a puller and a Walking Floor system: a special 90 m³ semitrailer with a sliding floor (considered effective working space of 75 m³).

TE model of waste transfer station (Gregor et al. 2017) can calculate transfer station operation costs with or without press station using. The model works on the annual treatment capacity basis and it evaluates overall annual costs, costs related to processing one tonne of waste or related to facility lifetime.

TE model of waste-to-energy plant (Ferdan et al. 2015) describes an up-to-date incineration process, where residual mixed MW (MMW) is the fuel, however, the model can be modified for other waste fuels combustion modelling. Effective energy efficiency and appropriate flue gas cleaning is supposed.

TE model of waste sorting plant (Gregor et al. 2018) evaluates the cost of additional technical sorting or MW pre-sorted by its producers. The processing costs evaluation is based on mass balance point of view, this is supplemented by economic parameters.

In-house developed TE model of mechanical biological treatment (MBT) plant and TE model of composting plant has not been introduced in any contribution yet, however, MBT technology mass balancing and economical aspects are described in more general way by (Fei et al. 2018).

2.2 Complex computational tools for waste management decision making support

The tools presented below were developed in-house in the authors workhouse and they were used in more ways, e.g. as a support for the development of several Czech regional waste management plans or for selection of localities, risk analyses or for analysing of the future need for new waste-to-energy facilities and potential of WtE integration with existing district heating systems.

NERUDA computational tool (Šomplák et al. 2014) is a network flow optimization model that is able to handle a network with hundreds of nodes. The network model representing waste producers and facilities (i.e. landfills, MBTs and Waste to Energy plants) interconnected by a model of transportation infrastructure. The *NERUDA* tool computational system is supported by geographical, logistic, economic and legislation datasets (Figure 1). The tool can be adjusted for different application in the WM field e.g. for policy-makers, municipalities, potential investors and operators of existing plants.

JUSTINE computational tool (Zavíralová et al. 2015) is used mainly for forecasting and it is able to work with spatial distributed, uncertain and incomplete data describing MW production and composition. The statistical data are processed through mathematical equations and completed by mass and energy balances or territorial connections. Complex information about MW and its compounds (e.g. separated MW) or residual MSW composition can be obtained in this way.

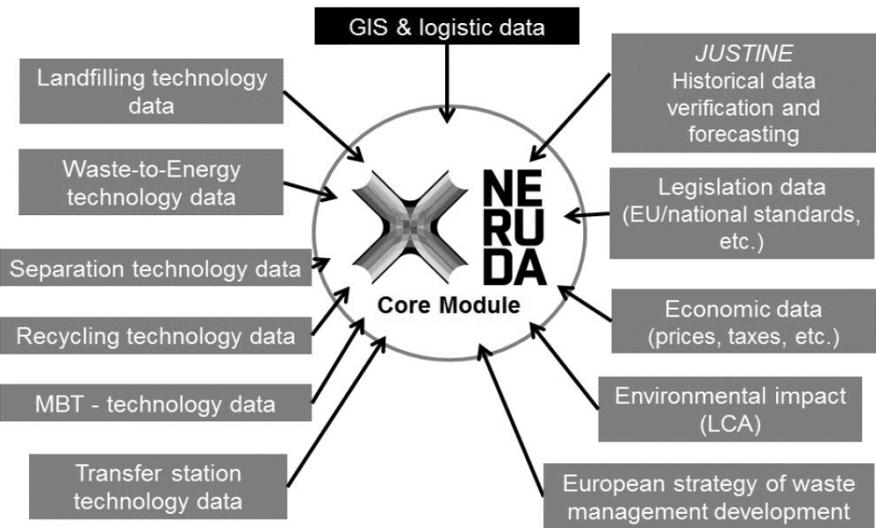


Fig. 1: Modular structure of the NERUDA computational tool.

3 COMPLEX SCENARIO ASSESSMENT – MODELLING APPROACH

The proposed comprehensive methodical approach to municipal waste management scenarios assessment consists in a tool for scenario modelling which connects partial TE models. The interconnection between TE models is depicted in Figure 2. The tool is open for further adjusting, an assessment of different collection system (e.g. dry recyclables collection) or infrastructure network is possible with simple editing.

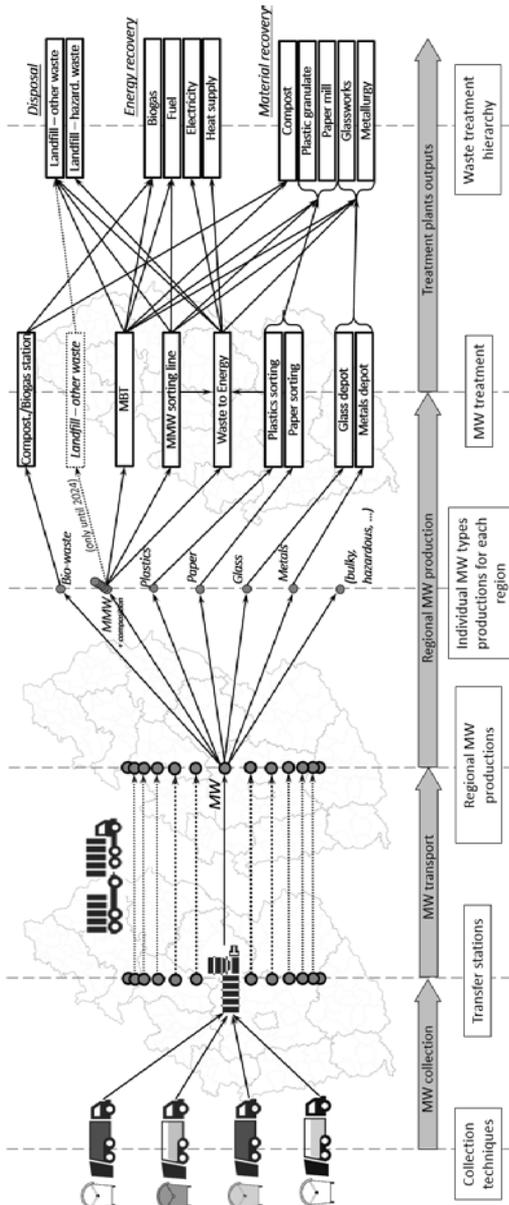


Fig. 2: Interconnection of partial TE models into the complex scenario modelling approach. Support from computational tools NERUDA and JUSTINE is illustrated by background maps.

Usability of the developed tool for treatment infrastructure changes assessment in the context with higher levels of waste treatment hierarchy achieving is shown below.

3.1 Case study - computational background

The input data used in the analysis was generated by the *JUSTINE* tool, which verifies, evaluates and estimates the waste production data for specific regions. The 2024 predictions creation and methodology used for estimation of 2024 MW production datasets are presented in more details by (Pavlas et al. 2016a) or (Pavlas et al. 2016b).

The used data describes the production and composition of MMW and productions of separated MW (paper and cardboard, plastics, glass and metals) in all 206 Czech "municipalities with extended powers" (regional structure not in accordance with NUTS). The computational system is easily adjustable for similar statistical datasets.

3.2 Case study – selected values

Datasets of the model scenarios input parameters are described below in the text. The 2016 scenario is based on up-to-date statistical values and it describes the current state in Czech WM. The second scenario is describes a predicted Czech WM situation in year 2024, when the fulfillment of the Czech Republic's WM commitments is expected. Based on prepared legislation and European targets, recycling rate increasing is planned until 2025 to the following recycling rates (recycling rate describes separation of the MW fraction potential appearance in MW), e.g.:

- 65 % recycling of all packing material.
- Plastics 50 %.
- Metal 70 %.
- Glass 70 %.
- Paper and cardboard 75 %.

Separated bio-waste is not included in the assessment. Legislation procedures for biodegradable MW separation are new in Czech WM and this waste stream is partly new in MW statistical systems because significant part of these materials have been disposed by its producers in-house previously. There is lack of supporting background for MW biodegradables prediction, so only biodegradable content in residual MMW is considered.

Based on these values and on the basis of foreign experience of achievable MW separation rates and Czech local socio-economic parameters (e.g. on types of building and heating systems) predictions were evaluated (Šomplák et al. 2017).

However, the presented increase of MW separation has proved to be insufficient to achieve the Czech WM goals. The only other feasible way to achieve the set WM goals is significant development and more efficient use of WM infrastructure, which were modelled in 2024 scenario.

Current state in Czech WM – scenario 2016 set values:

- MMW and separated MW production were set according to Czech WM statistics managed by Ministry of Environment. Residual MSW composition was estimated by *JUSTINE* computational tool for each region (206 municipalities).
- The treatment techniques for separated MW are depicted in Figure 2.
- Used MMW treatment techniques values (landfilling and waste to energy) were set according to Czech WM statistics managed by Ministry of Environment.

- MW treatment outputs (presented % wt are related to mass input of input waste):
 - Waste to energy systems are up-to-date technology producing 28 % wt ash for disposal, 2 % wt are material recovered metals and 70 % wt of input waste is represented by flue gas for energy recovery.
 - Sorting line – material unrecoverable outputs from sorting lines are energy recovered, it is considered 45 % wt for pre-sorted plastics and 10 % wt for pre-sorted paper.
 - Produced separated glass and metal continues with no treatment into final recovery facilities.

Predicted state in Czech WM – scenario 2024 set values:

- Higher separation rates of MW plastics, paper, glass and metal and related changes in residual MMW production and composition are considered. The Czech WM goals fulfillment is assumed.
- The treatment techniques for separated MW are depicted in Figure 2.
- Ban for direct landfilling of MMW is considered and new waste-to-energy capacities are expected (one new plant is starting its operation, other new facilities projects are stated in regional waste management plans and in EIA approval process). It is awaited, that current separated MW treatment capacities are sufficient for increased productions processing with minimal improvements. MBT or biological methods is potential option for sorting plants operators. Capacities expansion of up-to-date sorting lines is stated in regional waste management plans. MMW treatment is set to 50 % wt for WtE and 50 % wt for MMW sorting or MBT.
- MW treatment outputs in 2024 scenario are based on above described 2016 values, these changes were made:
 - MBT a MMW sorting may occur in Czech waste management according regional Waste Management Plans. Considered MBT focus on fuel production and MMW stabilization. Its outputs represents material recovery in 25 % wt, further energy recovery in 25 % wt and 62 % wt is landfilled stabilized waste (disposal). Hypothetical composting output can contribute to material recovery.
 - The rate of energy recovered outputs from sorting lines (material unrecoverable) may decrease due more efficient sorting, it is considered 35 % wt for pre-sorted plastics and 5 % wt for pre-sorted paper.
 - A slightly higher efficiency of WtE may be possible, but it is not considered due to a probable decline of MMW calorific potential due the more efficient sorting of recoverable materials by producers.

3.3 Case study – evaluated results

The production values set by *JUSTINE* computational tool are presented in Figure 3. Changes in MW productions are obvious from the figure, increase of ca 21 % wt for pre-sorted plastics, ca 8.5 % wt for pre-sorted paper and ca 7.5 for pre-sorted glass are expected. Separated (pre-sorted) MW productions increase together with expected minimal decrease of overall MW production (ca 2.5 % wt) leads to expected decrease of MMW production about 7.5 % wt. Significant changes are not expected for MW metals separation or recycling.

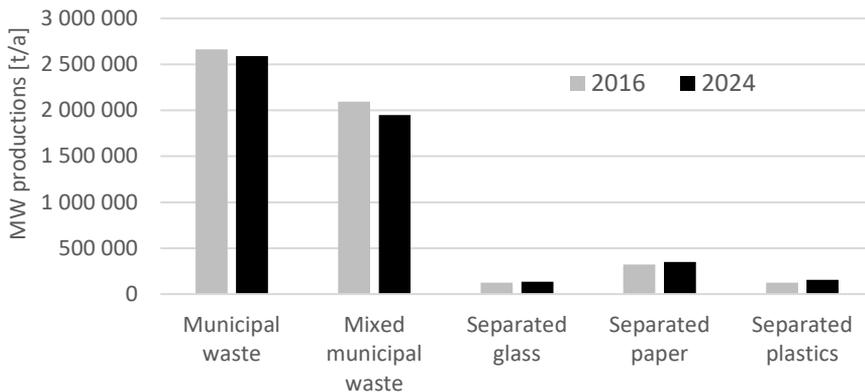


Fig. 3: Czech MW production values set by JUSTINE computational tool.

The potential increase of MW separation is not sufficient to achieve the Czech WM goals. It is necessary not only increasing of recycling rates through higher material separation by MW producers, so more effective MMW treatment becomes on importance. MMW infrastructure has potential to large improvements due significant landfilled amounts of untreated MMW in current Czech WM (disposal 50 % wt, energy recovery 12 % wt, material recovery 38 % wt). The above WM state predicted for the year 2024 is represented by disposal only of 12 % wt of stabilized material, 28 % wt of MMW is energy recovered and 60 % wt material recovered.

The computation output datasets are suitable for further assessment of e.g. heating value or calorific potential of waste groups from different regions, or MMW treatment plants outputs based on parameters of MW or residual MMW compounds.

4 CONCLUSION

The approach connects procedures for waste production and infrastructure mapping and forecasting. Its potential is in creating of complex studies in the field of waste management. Further operational and investment costs evaluation or further assessment of waste streams parameters may is feasible. In this way potential of new processing procedures analysing with formation of related waste transport task and other environmental or economic aspects regarding may be evaluated. The computational system can be adjusted for WM analyses of different countries or regions.

The presented case study is focused on utilization of Czech regional MW productions, overall result values for Czech Republic are presented. It is proven, that for set goals of Czech WM achieving is necessary to increase current separation rate of recoverable MW fractions together with significant WM infrastructure development. Efficient treatment of residual MMW has proved to be essential for the set WM goals achieving. Development of waste to energy systems and MW sorting plants can be expected.

5 ACKNOWLEDGEMENT

The authors gratefully acknowledge financial support provided by the MEYS under the National Sustainability Programme I (Project LO1202) and by Technology Agency of the Czech Republic within the research project no. TE02000236 "Waste-to-Energy Competence Centre.

REFERENCES

- European Commission (EC) (2018) *Circular economy strategy – Environment – European Commission*. Available online: http://ec.europa.eu/environment/circular-economy/index_en.htm.
- Fei F., Wen Z., Huang S., Clercq D. (2018) *Mechanical biological treatment of municipal solid waste: Energy efficiency, environmental impact and economic feasibility analysis*. Journal of Cleaner Production, 178, 731-739.
- Ferdan T., Šomplák R., Zavíralová L., Pavlas M., Frýba L. (2015) *A waste-to-energy project: A complex approach towards the assessment of investment risks*. Applied Thermal Engineering, 89, 1127–1136.
- Gregor, J., Pavlas, M., Šomplák, R. (2017) *Transportation Cost as an Integral Part of Supply Chain Optimization in the Field of Waste Management*. Chemical Engineering Transactions, 56, 1927-1932.
- Gregor J., Kropáč J., Pavlas M. (2018) *Sorting Line Modelling as an Integral Part of Complex Tools for Decision-making in Waste Management*. Chemical Engineering Transactions, 70.
- Pavlas, M., Putna, O., Kropáč, J., Stehlík, P. (2016a) *Complex approach towards the assessment of waste-to-energy plants' future potential*. In Thomé-Kozmiensky, K. J., Thiel, S. (Eds.): Waste Management, Volume 6, Waste-to-Energy. Neuruppin, Germany, 149-160.
- Pavlas, M., Šomplák, R., Zavíralová, L., Stehlík, P. (2016b) *Unique complex tools supporting decision/making in waste management*. In Proceedings of 6th International Conference on Engineering for Waste and Biomass Valorisation: WasteEng2016 Conference. Albi Mines/Carmoux. 1-15.
- Šomplák, R., Pavlas, M., Kropáč, J., Putna, O., Procházka, V. (2014) *Logistic model-based tool for policy-making towards sustainable waste management*. Clean Technologies and Environmental Policy 16, 1275-1286.
- Šomplák, R., Zavíralová, L., Pavlas, M., Nevrlý, V., Popela, P. (2017) *Input data validation for complex supply chain models applied to waste management*. Chemical Engineering Transactions, 56, 1921–1926.
- Zavíralová, L., Šomplák, R., Pavlas, M., Kropáč, J., Popela, P., Putna, O., Gregor, J. (2015) *Computational system for simulation and forecasting in waste management incomplete data problem*. Chemical Engineering Transactions 45, 763-769.

Sustainable Approach to Valorise Ashes from MSWI

H. Lucas & B. Friedrich

RWTH, IME Process Metallurgy and Metal Recycling, Aachen, Germany

P.R. Monich & E. Bernardo

University of Padua, Department of Industrial Engineering, Padua, Italy

G. Sauve & K. Van Acker

KU Leuven, Department of Materials Engineering, Leuven, Belgium

ABSTRACT: Municipal solid waste incineration (MSWI) is a solution adopted by several European countries to reduce the amount of waste landfilled. After the incineration process, the inorganic fraction mainly recovered as bottom ash (BA) is generally landfilled. Therefore, in order to apply this residue safely as a building material, metals were extracted by mechanical separation from the bottom ash, which was then vitrified by electrical arc furnace. The vitrified BA was later converted into highly porous glass-ceramics by using a novel technique. After activation of the glassy slag in a weakly alkaline solution, foams were obtained by mechanical stirring with the help of a surfactant, and stabilized by gelification. Finally, the resulting open-celled structure was 'frozen' by a sinter-crystallization treatment. The Life Cycle Assessment carried out; also demonstrated the environmental benefits of upcycling MSWI BA into valuable building materials compared with the common disposal route.

1 INTRODUCTION

Nowadays in Europe, only 24 wt.-% of Municipal Solid Waste (MSW) generated is landfilled (Eurostat, 2016). This achievement in waste reduction has been influenced by the use of municipal incinerators to decrease waste volumes and produce energy (IPPC Bureau, 2016). Incineration reduces the amount of waste weight to around 60 - 70 %. By the end of the process, two types of residues are generated: bottom ash and fly ash. The first one represents around 80 % of the total and contains metals such as Fe, Cu or Al (Kahle et al. 2015). In most cases, ashes are usually dried and mechanically treated to extract metals before being landfilled.

In this work, three different scenarios have been evaluated to analyse the quality of the recovered metals from bottom ash (BA) and the potential valorisation of a post-treated vitrified bottom ash (VBA). In these new approaches, BA is first cleaned and vitrified using an electric arc furnace (EAF). Thereafter, the produced VBA is up-cycled into porous glass-ceramics by an 'inorganic gel casting' technique: after the partial dissolution of fine glass powders in a weak alkaline activating solution, the suspension undergoes hardening during curing. A gel with pseudoplastic behaviour is obtained, which can be easily foamed at high shear rates with the support of a surfactant. When stirring stops, the increase of viscosity prevents the collapse of the foamed structure. Finally, the foam is dried and sintered by viscous flow (Rincon et al. 2017). Life cycle assessment (LCA) is then used as tool to compare the environmental impacts and benefits of the resource recovery processes in comparison with the more common disposal route, residual landfill.

2 MATERIALS AND METHODS

2.1 MSWI BA Upcycling

For this study, 50 kilograms of wet MSWI BA, provided by the company AVR in the Netherlands were consumed. Firstly, BA was dried at 200 °C for 24 hours. Magnet and eddy-current separators (ECS) were used to extract the ferrous and non-ferrous metals from MSWI BA, respectively. In order to evaluate the quality of the recovery metals in function of particle size, sieves between 45 µm and 10 mm were used. After screening, metals were deagglomerated using a jaw crusher and then washed. Metals were dried, weighted and chemically analysed with a portable XRF analyser (Thermo Fisher NITON XL3t 600).

The BA (up to 3 kg by trial) was added to a graphite crucible and smelted in a lab-scale EAF operating in DC at around 1,450 °C. A graphite electrode of 50 mm was used on the top. After the smelting, the slag was quenched in water, dried and milled firstly with a jaw crusher and then with a planetary ball mill, until the particle size was below 75 µm. The milled VBA was added to an alkali activating solution of 1M NaOH. The overall solid loading was 70 wt.-% and the suspension was mechanically stirred at 400 rpm for 3 h. Thereafter, 4 wt.-% of surfactant (Triton X-100, Sigma-Aldrich) was added to the suspension which was submitted to an intensive mechanical stirring at 2000 RPM. The foamed suspension was subsequently dried at 40 °C for 48 h, demoulded and fired at 1,000 °C, with heating rate of 10 °C/min and a holding time of 1 h.

Chemical and mineralogical composition of MSWI BA, vitrified slags and glass-ceramics were analysed with a PANanalytical WDXRF spectrometer and a PANanalytical X'Pert³ x-ray. The bulk density of the porous glass-ceramics was calculated by the weight-to-volume ratio of fired foams cut into cubes of 1 cm³. The apparent and true densities of the glass-ceramics were assessed by using a He gas pycnometer (Micromeritics AccuPyc 1330, Norcross) with the foams and fine powder, respectively. The compressive strength of at least 7 fired foams was determined by using an Instron 1121 UTM (Instron Danvers, MA), with cross-head speed of 1 mm/min. The morphological structure of the porous glass-ceramics ash was assessed by optical stereomicroscopy (AxioCam ERc 5s Microscope Camera, Carl Zeiss Microscopy).

2.2 Life Cycle Assessment (LCA)

The LCA study on the treatment and management of MSWI BA, focused on the quality assessment of the materials recovered (see also Allegrini et al. 2015), their marketability and on the further valorisation of the treated BA as glass ceramics. Three scenarios were evaluated for this purpose. In the first scenario (S1), after the extraction of Ferrous (Fe) and Non-ferrous (NFe) metals by mechanical separation, the treated BA was landfilled. In the second scenario (S2), instead of landfilling, the BA was melted using an EAF obtaining a vitrified slag. A metal alloy rich in Fe and Cu was also recovered by this procedure. The last strategy (S3) aimed at considering the low quality of Al by avoiding the use of the ECS compared to S2. For the last two scenarios, BA was upcycled into highly porous materials for thermal and acoustic insulation.

A unitary functional unit (FU) was chosen for the study and defined as the treatment of 1 kilogram of MSWI BA in Germany and the time horizon was set to 100 years. The LCA was performed with GaBi 8.0 and the ecoinvent database was also used

for the LCI of technologies and processes. To address the multifunctionality of the resource recovery processes system expansion was applied.

Process inputs and outputs were obtained from lab data and upscale based on Piccinno et al. (2016). When not available, data from literature, calculated or estimated was also included. For the background processes, such as the production of primary materials and secondary materials, energy data and transport data, the inventory data available in the Ecoinvent v.3.2 Database was used.

Based on previous studies on the recovery of MSWI BA and on the production of ceramics (Allegrini et al. 2015, Birgisdóttir et al. 2007, Edirisinghe 2013, Nicoletti et al. 2002), the chosen impact categories for this study were Global Warming Potential (GWP), Acidification Potential (AP), Resource Depletion (RD), Human Toxicity (HT), and Ecotoxicity (ET). The impact assessment method chosen was the method of the International Reference Life Cycle Data System (ILCD) as it considers the results from recommended methods for different impact categories.

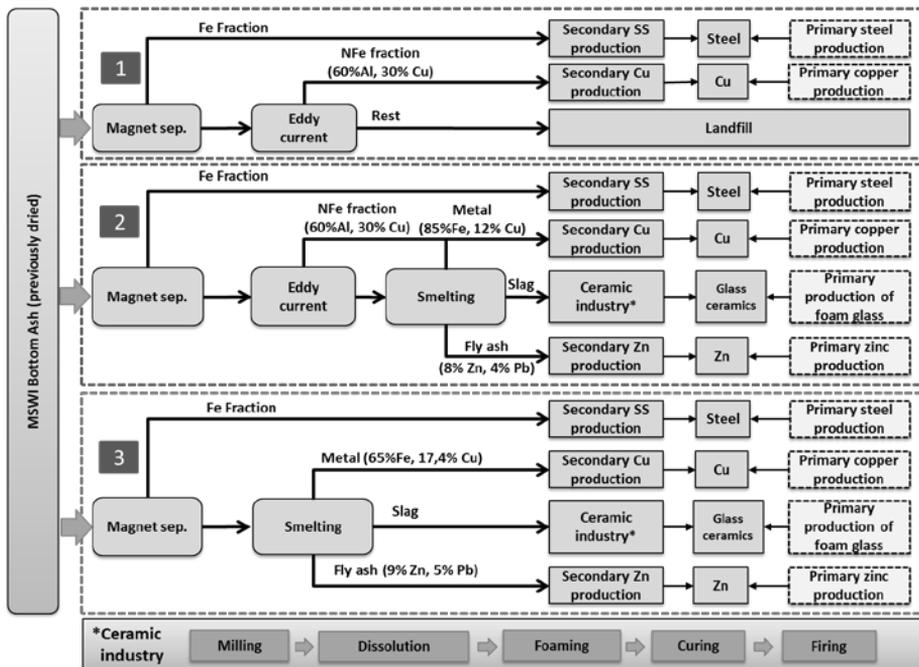


Fig. 1: Evaluated scenarios for MSWI BA. (1) Common process; (2) & (3) BA upcycling.

3 RESULTS

3.1 Quality Assessment of Metals

Upcycling of BA requires different steps. The most common are drying and metal recovery using magnets and eddy-current separators. Several authors show those ferrous and nonferrous fractions are in the order of 7 and 2 % of BA, respectively (Kahle et al. 2015, Gisbetz et al. 2013, Muchova & Rem 2016). However, there is no information about the quality of these metals. In the current study, the fraction of fer-

rous and nonferrous particles measured during mechanical separation were 8 and 2.5 wt.-%, respectively. Results from the screening by size and then cleaning showed that the quality of metals is inversely proportional to the particle size. Fig. 2 summarises these results. In the case of magnetic separation, magnetic particles below 2 mm usually remain in BA when conventional suspension-magnet-separators are used. Magnetic pieces below 8 mm are strongly oxidised and polluted with inorganics. Larger size pieces have in general good quality.

Tab. 1: Chemical composition and mass balance for different scenarios.

Scenario	1. 2 & 3			1 & 2		2			3		
	wt.-%	BA	Mag. Sep Rest Fe	Rest	NFe	Slag	Met.	FG	Slag	Met.	FG
Si	17.0	17.0	0.0	17.0	0.0	16.1	0.1	0.8	15.8	0.1	1.1
Ca	10.5	10.5	0.0	10.5	0.0	10.2	0.0	0.4	10.1	0.0	0.4
Na	2.7	2.7	0.0	2.7	0.0	1.6	0.0	1.1	2.0	0.0	0.7
Al	6.4	6.4	0.0	5.6	0.8	5.4	0.0	0.2	6.3	0.0	0.1
Fe	10.9	6.0	4.9	6.0	0.0	0.1	5.7	0.1	0.6	5.1	0.2
Cu	1.5	1.5	0.0	1.1	0.4	0.1	0.9	0.0	0.2	1.3	0.0
Zn	0.7	0.7	0.0	0.6	0.1	0.0	0.0	0.6	0.0	0.0	0.7
Pb	0.4	0.4	0.0	0.3	0.1	0.0	0.0	0.3	0.0	0.0	0.4
Cr	0.1	0.1	0.0	0.1	0.0	0.0	0.0	0.0	0.0	0.1	0.0
Ti	0.8	0.8	0.0	0.8	0.0	0.7	0.0	0.1	0.6	0.1	0.2
S	0.7	0.7	0.0	0.7	0.0	0.3	0.0	0.4	0.6	0.0	0.1
P	0.5	0.5	0.0	0.5	0.0	0.0	0.1	0.4	0.1	0.1	0.3
C	4.3	4.3	0.0	4.3	0.0	0.0	0.0	4.3	0.8	0.0	3.5
O	41.2	41.2	0.0	41.2	0.0	28.9	0.0	12.3	28.6	0.0	12.6
Bal.	2.43	2.43	0.0	2.43	0.0	1.30	0.0	1.13	1.36	0.0	1.06
Total	100	95.1	4.9	93.7	1.4	64.7	6.8	22.2	67.0	6.8	21.3

BA: dried MSWI bottom ash; Fe: Iron recovery after cleaning; NFe: non-ferrous metals recovered after cleaning; Met.: metal alloy taped in the EAF; FG: Flue gas and Fly Ash; Bal.: include K, Mg, Cl.

For non-ferrous metals, ECS is efficient to extract pieces larger than 5 mm. Below this size, instead, efficiency drop exponentially. Regarding the type of metals and their quality, Al represents almost 60 % of this fraction, followed by Cu with 30 %. Municipal incinerators work with temperatures between 700 and 1,000 °C (IPPC Bureau 2016) which favours the melting and oxidation of Al. The chemical analysis made on Al particles revealed a metal not only polluted with inorganics but also with other metals such as Cu, Zn or Fe.

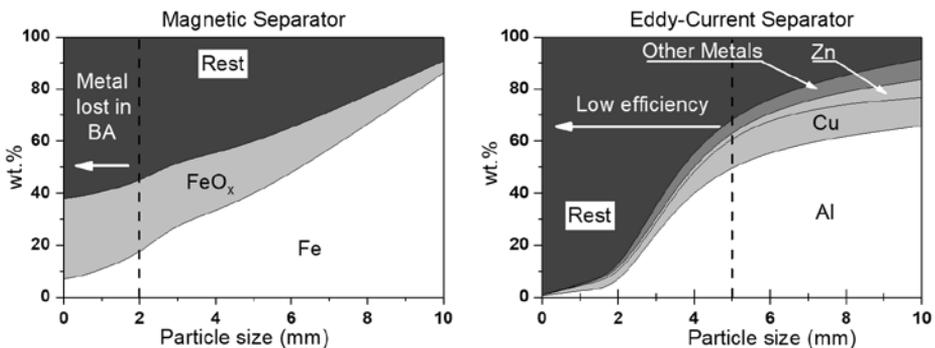


Fig. 2: Quality of metals extracted by mechanical separation in MSWI BA.

The presence of heavy metals like Cu, Zn, Pb, and Cr make these ashes hazardous for human and natural ecosystems if disposed in landfills or used as aggregate in road paving. Therefore, the smelting of BA using EAF allows cleaning it from heavy metals recovering them in the metal tapped out from the furnace or from the fly ash. The mass balances of the different step for each scenario are presented in Tab. 1.

For the LCA, substitution ratios for metals recycling were calculated taking into account the quality (represented by the recovery efficiencies), and the market absorption potential, based on the framework developed by Vadenbo et al. (2017). The recovery efficiencies for the three different scenarios are summarized in Tab. 2. All materials were assumed to be marketable except for Al, given its low quality which was assumed not to be recycled.

Tab. 2: Recovery efficiency of the material fractions based on the quality assessment.

$\eta_{recovery}[\%]$	Fe	Cu	Zn	Al
Scenario 1	45	28	0	11
Scenario 2	45	87	14	11
Scenario 3	45	90	95	0

3.2 Upcycling BA mineral fraction

As confirmed by the XRD patterns, the vitrified slags obtained from S2 and S3 have an amorphous structure (Fig. 3), with the typical “halo” of glasses. In addition, it can be seen that the crystallization of glasses from S2 and S3 was substantially different. Labradorite ((CaNa)(Al.Si)₄O₈, PDF 83-1371) was the only crystal phase detected in both glass-ceramics. This phase was more crystallized in glass-ceramics from S3, in which gehlenite (Ca₂Al(AlSiO₇), PDF 72-2128) was also detected. Regarding the glass-ceramics made with S2, it was also detected pseudowollastonite (CaSiO₃, PDF 89-6463) and augite ((Ca.Na)(Mg.Fe.Al.Ti)(Si.Al)₂O₆, PDF 70-3753). The difference between the crystallization of these glasses is mainly related to the different Al₂O₃/SiO₂ ratio of glasses S2 and S3.

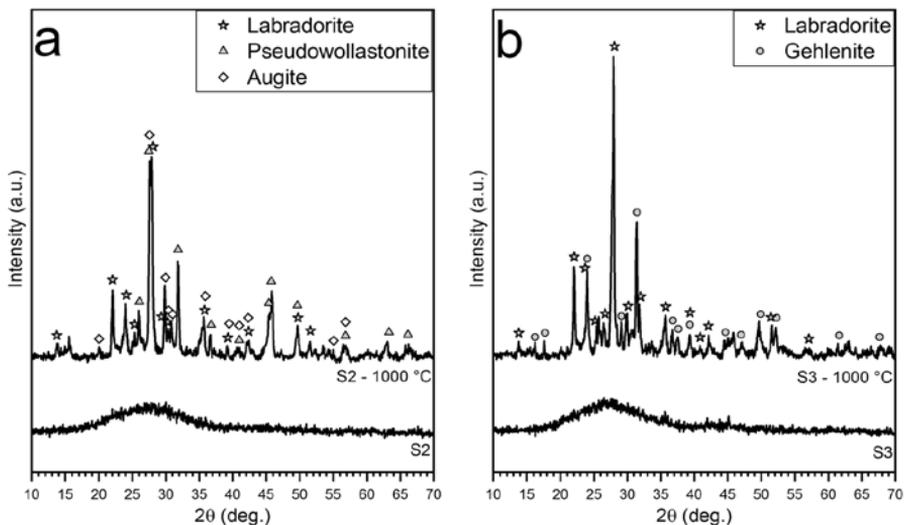


Fig. 3: XRD patterns of VBA and their derived glass-ceramics: (a) S2; (b) S3.

The density, porosity and compressive strength of the porous glass-ceramics made with VBA are shown in Tab. 3. The developed glass-ceramics present very low relative density with a total porosity higher than 75 vol.-% (mainly open). In addition, the foams are quite strong with a compressive strength higher than 3 MPa. The foams made with S2 are stronger but one must consider the lower relative density of foams made with S3.

Tab. 3: Physical and mechanical properties of glass-ceramics made with vitrified bottom ash.

Strat.	Density (g/cm ³)			Porosity (%)			Compressive strength (MPa)
	ρ_{geom}	$\rho_{apparent}$	ρ_{true}	Total	Open	Closed	
2	0.66 ± 0.01	2.55 ± 0.01	2.64 ± 0.01	74.8	73.9	0.9	4.2 ± 0.7
3	0.54 ± 0.01	2.70 ± 0.01	2.81 ± 0.01	80.7	79.9	0.8	3.0 ± 0.5

Fig. 4 presents the morphological structure of the developed foams after firing. The porosity distribution is quite heterogeneous and it is possible to observe the open-celled morphology of the foams as indicated in Tab. 3.

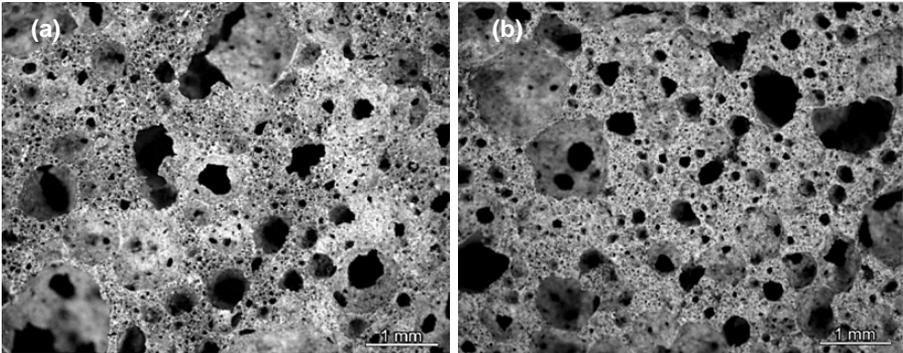


Fig. 4: Micrographs of VBA foams: a) S3 after firing; b) S2 after firing.

3.3 LCA results

The results for GWP, AP, and AD (see Fig. 5) show net environmental savings for S2 and S3. The environmental benefits resulted in being increasing with the increase in metal recovery, for Cu, Zn, and mostly influenced by the production of glass-ceramic foam and the consequent avoided use of primary resources and avoided landfilling. More specifically, S3 demonstrated higher savings given the higher amount of MSWI BA reaching the production stage of the glass ceramics and the higher % of metals (Cu, Zn) recycled.

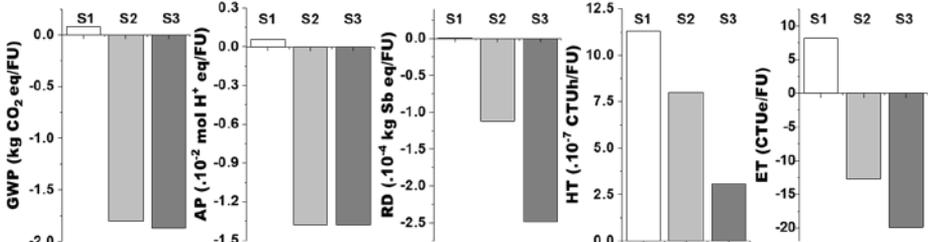


Fig. 5: Life cycle impact assessment by category and by scenario.

The toxicity categories, HT, and ET were dominated in all scenarios by the impacts from the BA disposal in landfill (S1), and of the NFe slag from the copper smelter. On the other hand, savings were associated to the recycling of Cu and Zn, and in case of ET, from the recycling of vitrified slag and the production of glass-ceramic foam (S2 and S3).

4 CONCLUSION

Mechanical separation technics are efficient to extract larger pieces of metals. However, the quality of these metallic pieces is in general low. Al is the main metal in the non-ferrous fraction but the degree of pollution is too high to be used as a substitute by the aluminum industry.

The use of EAF allows treating and cleaning the incineration ashes from heavy metals. The metal tapped out of the furnace and the fly ash produced can be considered good raw materials for the copper and zinc industry respectively due to the high concentration of these metals.

The vitrified slag was further upcycled into highly porous and strong glass-ceramics by alkali activation gel-casting and sintering. Due to their high porosity, these foams could be potentially applied as panels for thermal and acoustic insulation. Overall, the LCA results highlight the benefits of resource recovery and further valorization of vitrified slag to glass ceramics. Moreover, the increasing savings with increasing recycling rates emphasize the influence of quality and recoverability on the environmental impacts of metal recycling, as also discussed in Allegrini et al. (2015).

5 ACKNOWLEDGEMENT

This project has received funding from European Union's Horizon 2020 research and innovation programme under the Marie Skłodowska-Curie grant agreement No. 721185 "NEW-MINE" (EU Training Network for Resource Recovery through Enhanced Landfill Mining).

REFERENCES

- Allegrini, E., Vadenbo, C., Boldrin, A., & Astrup, T.F. (2015) *Life cycle assessment of resource recovery from municipal solid waste incineration bottom ash*. *Journal of Environmental Management*. 151, 132–143.
- Birgisdóttir, H., Bhandar, G., Hauschild, M.Z., & Christensen, T.H. (2007) *Life cycle assessment of disposal of residues from municipal solid waste incineration: Recycling of bottom ash in road construction or landfilling in Denmark evaluated in the ROAD-RES model*. *Waste Management*, 27(8), 75–84.
- Edirisinghe J. (2013): *Life Cycle Assessment of a Ceramic Tile Produced in Sri Lanka*. 3(11), 1060–1070.
- European IPPC Bureau (2006) *Reference Document on the Best Available Techniques for Waste Incineration*. <http://eippcb.jrc.ec.europa.eu/reference/wi.html>.
- Gisbertz, K., Hilgendorf, S., Friedrich, B., Heinrichs, S., Rülsmann, D. (2013) *Maximising Metal Recovery from Incineration Ashes*. Vol. 3, Weimar, Germany.
- Kahle, K., Kamuk, B., Kallese, J., Fleck, E., Lamers, F., Jacobsson, L., Sahlén J. (2015) *Bottom Ash from WTE Plants: Metal Recovery and Utilization*. Denmark: ISWA – Working group on energy recovery.
- Muchová, L., Rem, P.C. (2006) *Metal Content and Recovery of MSWI Bottom Ash in Amsterdam*. In WIT Transactions on Ecology and the Environment, 92:211–16.

- Nicoletti, G.M., Notarnicola, B., Tassielli, G. (2002) *Comparative Life Cycle Assessment of flooring materials: Ceramic versus marble tiles*. Journal of Cleaner Production, 10(3), 283–296.
- Rincón, A., Giacomello, G., Pasetto, M., Bernardo, E. (2017) *Novel 'inorganic gel casting' process for the manufacturing of glass foams*. Journal Eur. Ceramic Soc., vol. 37, N° 5, pp. 2227–2234.
- Piccinno, F., Hischier, R., Seeger, S., Som, C. (2016) *From laboratory to industrial scale: a scale-up framework for chemical processes in life cycle assessment studies*. Journal of Cleaner Production, 135. 1085–1097.
- Vadenbo, C., Hellweg, S., Astrup, T.F. (2017) *Let's Be Clear(er) about Substitution: A Reporting Framework to Account for Product Displacement in Life Cycle Assessment*. Journal of Industrial Ecology, 21(5), 1078–1089.

Disposal of British Municipal Solid Waste (MSW) in Continental Europe

J. Schlecht, A. Sauter & T. Zeller

CUTEC Clausthal Research Center for Environmental Technologies, Department of Resource Technology and Systems, Clausthal University of Technology, Clausthal-Zellerfeld, Germany

ABSTRACT: CUTEC developed within a research project an expert report to estimate and to compare the environmental impact of various options for the removal of municipal solid waste (MSW) in the United Kingdom (UK). The developed conditions were the deposition of MSW at a UK landfill facility, the treatment of MSW at a UK incineration plant (with electricity generation and partial thermal energy recovery) and the pre-treatment, export and thermal treatment of waste at an exemplary waste-to-energy plant in continental Europe (with different means of transport and with average electricity generation and thermal energy recovery). From an environmental point of view this study shows, on the one hand, that the transboundary transport of MSW from the UK to mainland Europe has a minor contribution to the total emissions. On the other hand, with a thermal treatment of MSW, in addition to the treatment of waste, an electricity generation is given which supplies local households and businesses, and heat is extracted for district heating. Thus the total emissions balance can be positive so that emissions are saved under the developed conditions.

1 INTRODUCTION AND OBJECTIVES

About 28 million tonnes of residual waste were generated in the UK in 2016. From that 50 % were sent into landfill facilities, 35 % were treated in local Energy from Waste (EfW) facilities, about 11 % approximately is exported as Refuse Derived Fuel (RDF) and the rest is treated in a different way (Tolvik Consulting 2017).

Although in recent years its use is being reduced, the landfill is the most widespread waste removal in the UK (Tolvik Consulting 2017). One of the reasons is that there is a shortfall in the UK energy recovery capacity. European countries such as Germany, Denmark, The Netherlands, Norway or Sweden have an overcapacity in EfW facilities (Jamieson 2016).

Moreover, incineration plants in the UK are largely focussed on the electricity generation whereas in the cited European countries electricity generation is combined with heat extraction. In comparison incineration plants in the UK are two to five times less efficient in using energy than in these mentioned countries above (Tolvik Consulting 2017).

In general, the price of treating waste by landfill is higher than the costs of treating the waste by thermal treatment, both in the UK and in other EU countries. At the same time, the price differential between a thermal treatment in the UK and in other countries is already minimal, so that both options are potentially viable (Jamieson 2016).

The question of this paper is now: is it environmentally friendly to export British waste to continental Europe and treat it there in more efficient plants? This topic will be examined more closely with a developed LCA approach.

2 METHOD

CUTEC has developed an environmental report to estimate and compare the environmental impact (or benefit) of various options for the removal of British municipal solid waste (MSW).

The following scenarios have been considered:

- Scenario 1: Deposition of the MSW at a UK landfill.
- Scenario 2: Treatment of MSW in a British incineration plant (with electricity generation and partial thermal energy recovery).
- Scenario 3: Export and treatment of MSW in an exemplary waste-to-energy plant in continental Europe (transport with truck; with average electricity generation and thermal energy recovery).
- Scenario 4: Export and treatment of MSW at an exemplary waste-to-energy plant in continental Europe (transport with ship; with average electricity generation and thermal energy recovery).

These scenarios were modelled and compared among each other using the life cycle assessment software Umberto NXT Universal. Umberto is a powerful tool to generate life cycle inventory analysis, and eventually create a life cycle impact assessment.

For performing the ecobalance the detailed Ecoinvent database v. 3.3 was included in the program and used as basis. The international Ecoinvent database is currently one of the world's leading information systems for central compilation, calculation, management and provision of LCA data via Internet. This database has over 4,500 users and is used in more than 40 countries. The Ecoinvent version 3.3 contains more than 11,500 datasets. The Ecoinvent data are based on average industrial data and taken from several literature sources and contain all relevant process steps and technologies across the supply chain with good data quality (Doka 2009a, 2009b, 2013). This enables the compilation, modelling and life cycle assessment analysis of entire process chains.

As impact assessment method, the Global Warming Potential (GWP) by the Intergovernmental Panel on Climate Change (IPCC) is considered. The IPCC provides the generally accepted values for the GWP, an index that estimates the relative global warming contribution to the greenhouse effect of atmospheric emissions of greenhouse gases (GHG) (IPCC 2001). GWP is hence one of the most widely used methods in life cycle impact assessment (Hischier et al. 2010).

The functional unit used for the scenario comparison is one ton of MSW. The used composition of the MSW comes from the Ecoinvent database and has an average water content of about 22 %. The tonnages refer to the amount of MSW, which are fed into the treatment facilities (landfill or incineration plants) after preparatory processing procedures and transport.

In this study, the path of life of MSW from its collection to its final disposal or treatment is considered as the system boundary.

Within the framework of this research project, different models were developed with the Umberto program for the considered scenarios. The models are based on individual processes and thus have a modular character. After compiling the models, the environmental impacts and subsequently the GWP (expressed in CO₂-equivalents) associated with the considered scenarios were estimated, so that a comparison could take place.

Fig. 1 shows a schematic illustration of the considered scenarios.

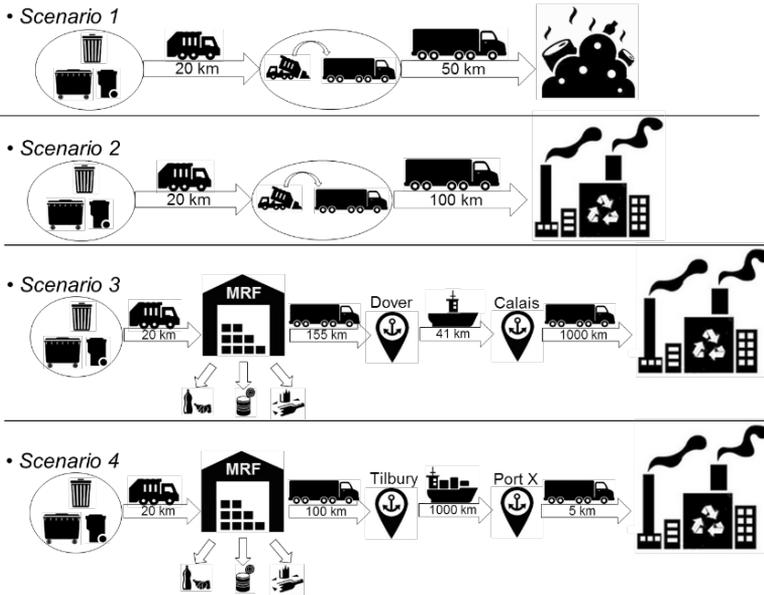


Fig. 1: Schematic illustration of the considered scenarios.

Scenario 1 corresponds to the deposition of the UK landfill.

The first step is the collection of the MSW by the municipal waste collection service and the transshipping of the MSW to freight trucks at a transfer station. It was assumed that this route is 20 kilometres on average.

Then the MSW is transported to a sanitary landfill. The considered route travelled by the freight trucks to the landfill facility is on average 50 kilometres. The transport datasets refer to the entire transport life cycle i.e. to the construction, operation, maintenance and end of life of vehicles and road infrastructures. Emissions from the fuel consumption have been also taken into account. The freight transport process describes the transport services with average load factors that include the average share of empty return trips (Weidema et al. 2013).

This type of landfill used in the study is also derived from the Ecoinvent database. It includes a base and upper sealing, landfill gas and leachate collection system. In this stage, impacts from the landfilling of MSW, emissions associated with the landfilling of MSW such as the capture and incineration of landfill gas and the treatment of landfill leachate in a wastewater treatment plant (including wastewater treatment plant sludge disposal in municipal incinerator), emissions associated with the construction of the needed infrastructure and impacts derived from the energy demand for the landfill have been respected. The considered landfill gas capture rate is 60 %. To be sure in the evaluation this is a quite conservative presumption, which is not reached normally.

Scenario 2 corresponds to the treatment of MSW at a standard British municipal solid waste incineration plant (MSWIP). An average thermal energy recovery of 16 % was taken into account.

For the collection and transport of the MSW same considerations and emissions have been taken into account as in Scenario 1, with the difference that the MSW is transported 100 kilometres to a standard British MSWIP.

The next process is the thermal treatment. In this stage emissions associated with the construction of the incineration plant, impacts derived from the energy demand

for the thermal treatment, impacts derived from the energy demand for the thermal treatment, emissions associated with the incineration of MSW such as the treatment of slag and other residues produced during the incineration process which are land-filled (including landfill infrastructure), emissions which are 'avoided' as a result of the recovery of metal scrap to recycling and emissions avoided as a result of the generation of electricity from the incineration of MSW and the partial heat extraction were included. The upstream activities have been completely respected by the appropriate selection of the data in the transitions of this model.

Scenario 3 corresponds to the export and treatment of British MSW at an exemplary waste-to-energy plant in mainland Europe with average electricity generation and thermal energy recovery.

For the collection the same emissions have been considered as in the Scenarios 1 and 2. In this case however the collected MSW is carried out from collection points to a material recovery facility (MRF). The considered route from a MRF to the port in Dover is according to an industrial partner on average 155 kilometres.

At the MRF, from the MSW 2 % by weight are separated as plastics and get incinerated at an incineration plant, 3 % as iron and non-ferrous metals and get recycled and 15 % as inert waste and get deposited in an inert landfill facility. The rest of the MSW is baled with polyethylene packaging film.

The Transport is divided into three parts. Initially, the MSW is transported 155 kilometres from the MRF to the port of Dover by freight truck. From here the MSW is transported by ferry to the port of Calais, France. This sea route covers a distance of 41 kilometres. Finally, the MSW is transported 1,000 kilometres by road to a waste-to-energy plant in mainland Europe.

For the thermal treatment of the MSW the same assumptions and emissions as in Scenario 2 have been taken into account with the difference that in this case the waste incineration process includes standard heat extraction. For the calculations, an average electricity and heat extraction efficiency of different incineration facilities was used.

Scenario 4 also corresponds to the export and treatment of British MSW to mainland Europe. The only difference to Scenario 3 is that in this case the transport of the MSW from the UK to the continent is carried out by vessel.

The transport is also divided into three parts. Initially, the MSW is transported 100 kilometres from a MRF to the port of Tilbury by freight truck. From here the MSW is transported by ship to a fictional port located 1,000 kilometres away. Finally, the MSW is transported five kilometres by road to the incineration plant.

3 RESULTS

A graphical representation of the results of all the considered scenarios is presented in Fig. 2. The figure shows the CO₂-eq. emissions and credits of the four different scenarios. The positive values of the y-axis reflect the CO₂-eq. emissions of the individual scenarios. In Scenario 1 (UK landfill), landfill itself is the largest contributor to emissions. In the three other scenarios, the main emissions are caused by the thermal treatment of the MSW. The negative values of the y-axis represent a CO₂-eq. credit, which is obtained through the energetic use and extraction of valuable components of the waste. This is based on the assumption that the use of MSW can save primary resources. Scenario 1 does not generate a saving in emissions because the MSW is deposited. Due to the fact that the average energetic use of landfill gas is very low it was not included in the scenario. The thermal Scenarios 2 to 4, according to their assumptions, have considerable CO₂-eq. credits for the generation

of energy, heat and material resources. The CO₂-eq. credits in Scenarios 3 and 4 are so high that a CO₂-eq. saving is achieved in the overall balance sheet.

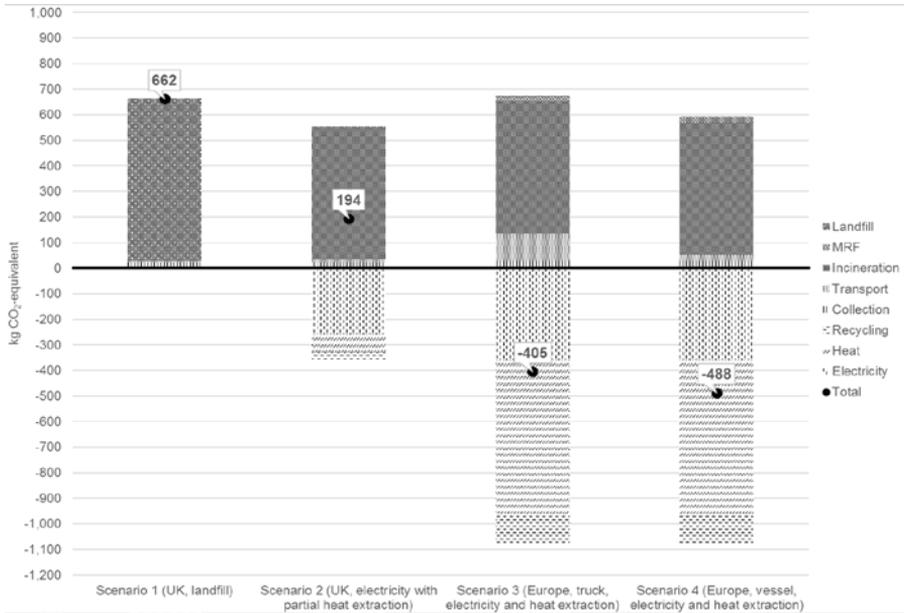


Fig. 2: Comparison of the Global Warming Potential in kilogram CO₂-equivalent between the considered scenarios referred to one ton of treated waste.

It can be observed that the highest environmental impact, referred to the summed total CO₂-eq. emissions, correspond to Scenario 1. In second place the highest emissions take place in Scenario 2. This scenario corresponds with electricity generation and partial heat extraction.

Finally, the scenarios with the lowest associated environmental impact, specifically with a result of avoided CO₂-eq. emissions, are Scenario 3 and 4. The differences between both scenarios are only caused by differences in the main transport vehicles – ship or truck.

For all the considered scenarios, the collection had a minor contribution in the total emissions of CO₂-eq. The transport and pre-treatment of the MSW also had a minor contribution to the total emissions. Regarding transport, it must be pointed out that the transport by ship is associated with lower emissions than the transport per freight truck. Regarding the sorting of the MSW at the MRF it must be mentioned that although this process is not associated with high emissions, it allows the recovery of materials, which after their respective recycling treatment represent a source of secondary raw materials and thus have a positive impact for the balance as this acts as “credits” for avoided production of primary raw materials. It should be noted that the avoided emissions associated with the recycling process are higher in those scenarios in which a sorting of the MSW is carried out (Scenario 3 and 4).

4 SUMMARY

In terms of CO₂-eq. emissions the treatment of British MSW in modern incineration plants in mainland Europe could be the preferred removal route under the characterized conditions.

Currently, according to the results of this study, the treatment of the actual exported British MSW to continental Europe produces a saving of CO₂-eq. emissions of about 1.34 million tons a year. This is a remarkable contribution to meet the Paris agreement.

If the exported amounts of waste were treated in the UK, through landfill and British energy-from-waste facilities, the resulting emissions would amount to 1.41 million tons of CO₂-eq. However, if the established technologies change in the regions under review, the scenarios are to be re-evaluated. As the more modern incineration plants with an effective heat extraction capability get installed in the UK and a corresponding heating network is available, the better the resulting CO₂-balance for MSW treatment in the UK could be.

In the long term, when the UK energy park reaches a similar level such as e.g. Germany or the Netherlands, the treatment of MSW in the UK, from an environmental point of view (e.g. CO₂-eq. Emissions), could become more attractive than the export and treatment abroad.

Furthermore, in this context, there is a lot of uncertainty about how the “Brexit”-consequences. The EU commission has explained, that with the “Brexit”, the import of waste into the EU Member States will continue to be allowed, as the country is a Basler Convention party. Additionally, the import of waste from third countries and therefore, the UK into the EU is permitted under the EC Regulation on shipments of waste and is subjected to its relevant provisions. This will allow continuing with the supply of waste from the UK to the EU (EUWID 2018).

A “hard Brexit” could make the export of British waste to other European countries less attractive, but due to the long-term contracts getting closed between the UK and other countries, this is unlikely to happen.

REFERENCES

- Doka, G. (2009) *Life Cycle Inventories of Waste Treatment Services*. Ecoinvent report No.13. Doka Life Cycle Assessments, St. Gallen, Switzerland.
- Doka, G. (2009) *Life Cycle Inventories of Waste Treatment Services – Part II “Landfills – Underground deposits – Landfarming”*. Swiss Centre for Life Cycle Inventories. Dübendorf, Switzerland.
- Doka, G. (2013) *Updates to Life Cycle Inventories of Waste Treatment Services – Part II “Waste Incineration”*. Doka Life Cycle Assessments, Zürich, Switzerland.
- EUWID (2018) *Erläuterungen zu Brexit und EU-Abfallrecht*. EUWID Recycling und Entsorgung 8.2018, p. 26. Gernsbach, Germany.
- Hischier, R., Weidema, B., Althaus, H., Bauer, C., Doka, G., Dones, R., Frischknecht, R., Hellweg, S., Humbert, S., Jungbluth, N., Köllner, T., Loerincik, Y., Margni, M., Nemecek, T. (2010) *Implementation of Life Cycle Impact Assessment Methods*. Ecoinvent report No. 3. Swiss Centre for Life Cycle Inventories, Dübendorf, Switzerland.
- IPCC (Intergovernmental Panel on Climate Change) (2001) *Climate Change 2001: The Scientific Basis. Contribution of Working Group I to the Third Assessment Report of the IPCC*. Cambridge and New York, UK and USA.
- Jamieson, D. (2016) *Energy from Waste Need in a post-Brexit UK*. In: 9th annual SMI Group Energy from Waste Conference 8th December 2016. London.
- Tolvik Consulting (2017) *UK Energy from Waste Statistics – 2016*. Tolvik consulting Limited. Dursley, UK.
- Weidema, B., Bauer, C., Hischier, R., Mutel, C., Nemecek, T., Reinhard, J., Vadenbo, C., Wernet, G. (2013) *Overview and Methodology. Data Quality Guideline for the Ecoinvent Database Version 3*. Ecoinvent report 1 (v3). Swiss Centre for Life Cycle Inventories, St. Gallen, Switzerland.

Vorratsklassifikation von anthropogenen Ressourcen

U. Kral, J. Fellner, D. Laner & H. Rechberger

Technische Universität Wien, Forschungsbereich Abfall- und Ressourcenmanagement, Wien, Österreich

S. Heuss-Aßbichler

Ludwig-Maximilians-Universität München, Department für Geo- und Umweltwissenschaften, München, Deutschland

F. Müller

Umweltbundesamt Deutschland, Dessau-Roßlau, Deutschland

M. Simoni

Geological Survey of Norway, Geological Resources and Environment, Trondheim, Norway

L. Weber

Mitglied im Organisationskomitee des Weltbergbaukongresses (World Mining Kongress)

F.-W. Wellmer

Ehem. Präsident der Deutschen Bundesanstalt für Geowissenschaften und Rohstoffe, Hannover, Deutschland

A. Winterstetter

Flemish Institute for Technological Research (VITO), Mol, Belgium & University of Antwerp, Department of Bioengineering, Antwerp, Belgium

KURZFASSUNG: Vorratsklassifikation hat im Bergbau eine lange Tradition und dient der systematischen Kategorisierung von mineralischen Ressourcen in Lagerstätten. Damit werden Informationsgrundlagen geschaffen um Bergbauunternehmen und Investoren einen Überblick über die Entwicklung ihres Projektportfolios zu geben, und staatlichen Einrichtungen eine nationale Rohstoffplanung zu ermöglichen. Für Ressourcen in anthropogenen Quellen wie Halden, Deponien, Gebäuden, Konsumgütern oder auch industriellen Prozessen gab es bis vor kurzem keine international anerkannte Methode zur Vorratsklassifikation. Die Rahmen-Vorratsklassifikation der Vereinten Nationen (R-VK), mit ihrer auf anthropogene Ressourcen erweiterten Anwendungsmöglichkeit, füllt nun diese Lücke. Dieser Konferenzbeitrag gibt einen historischen Abriss über die Entwicklung der R-VK, stellt deren Spezifikationen für anthropogene Ressourcen und Nutzen vor, und zieht Schlussfolgerungen in Hinblick auf zukünftige Entwicklungsmöglichkeiten. Der Konferenzbeitrag ist eine gekürzte Version des Arbeitspapiers „Vorratsklassifikation von anthropogenen Ressourcen: Historischer Kontext, Vorstellung und Ausblick“, welches online zugänglich ist (Kral et al. 2018).

1 EINLEITUNG

Die globale Entwicklung ist durch zwei Phänomene gekennzeichnet, die einen erhöhten und sich kontinuierlich verändernden Bedarf an mineralischen Rohstoffen erwarten lassen. Erstens hat sich, in den letzten 30 Jahren die Produktion an mineralischen Rohstoffen nahezu verdoppelt (Reichl et al. 2018). Bevölkerungswachstum, steigender Lebensstandard, und fortschreitende Urbanisierung lassen bis zum Jahr 2050 einen fortwährenden Anstieg der Nachfrage und somit der Produktion erwarten (UNEP 2016). Zweitens ändert sich der Rohstoffbedarf, auch insbesondere

mit dem Einsatz umweltfreundlicher Zukunftstechnologien im Rahmen globaler und nationaler Klimaschutzmassnahmen. Der technologiegetriebene Rohstoffbedarf wurde beispielsweise für Deutschland im Auftrag der Bundesanstalt für Geowissenschaften und Rohstoffe ermittelt (BGR 2016). Erwartet wird ein Anstieg des Bedarfs im Vergleichszeitraum 2013 / 2035 für Lithium um das 180-fache, bei schweren Selten Erden (Dysprosium / Terbium) um das 4-fache und bei Rhenium um das 2-fache.

Um Aussagen zur Deckung der Rohstoffnachfrage treffen zu können ist in jedem Fall das Wissen um die Verfügbarkeit von Primär- und Sekundärrohstoffen entscheidend. Die Verfügbarkeit von Primärrohstoffen hängt neben der geologischen Gegebenheit von wirtschaftlichen, technologischen, ökologischen und sozialen Rahmenbedingungen ab und wird unter Anwendung etablierter Standards zur „Vorratsklassifikation“ kommuniziert. Auf Basis dieser Informationen können Abbauprojekte in öffentlich-privaten Partnerschaften realisiert und Strategien zur Optimierung der nationalen Rohstoffversorgung entwickelt werden. Eine vergleichbare Systematik zur Klassifizierung und Kommunikation der Verfügbarkeit von Sekundärrohstoffen fehlte bis vor kurzem. Die Lücke wurde nun durch die Internationale Rahmen-Vorratsklassifikation der Vereinten Nationen¹ (R-VK) und deren Anwendungsspezifikationen für anthropogene Ressourcen geschlossen. Damit wurden erste Grundlagen für die harmonisierte Bereitstellung von Daten zur Verfügbarkeit von Sekundärrohstoffen geschaffen.

2 INTERNATIONALE RAHMEN-VORRATSKLASSIFIKATION DER VEREINTEN NATIONEN

2.1 Entwicklung der R-VK

Angaben zur historischen Entwicklung der R-VK und ihres Vorläufers finden sich in Fettweis (1981), UNECE (1997), Parchmann & Reißmann (2009), Wellmer (2009), Kaemmel (2013) und dienen als Grundlage für den folgenden Überblick.

Seit vor über 100 Jahren die Begriffe „sichere“, „wahrscheinliche“ und „mögliche“ Vorräte in einer Veröffentlichung der „Institution of Mining and Metallurgy“, London, vorgestellt wurden, haben sich bis in die 1990-er Jahre rund 150 verschiedene Vorratsklassifikationen entwickelt. Der Wunsch nach einer weltweiten Vergleichbarkeit von Vorratsabschätzungen hat in den 1970-er Jahren unter Leitung von G.B. Fettweis² und einem 8-köpfigen Team zur Entwicklung der ersten „Internationalen Klassifikation von Bodenschätzen“ geführt (UNECE 1979b). Diese wurde von der Wirtschaftskommission der Vereinten Nationen für Europa (UNECE) zur weltweiten Anwendung empfohlen und die Mitgliedsstaaten wurden aufgerufen, entsprechende Ressourcendaten bereitzustellen (UNECE 1979a). Damals zeigt sich allerdings, dass eine international harmonisierte Klassifikation aufgrund der nationalen Traditionen nicht möglich war. Im Jahr 1991 kam es auf Basis einer von der deutschen Bundesanstalt für Geowissenschaften und Rohstoffe (BGR)

¹ Die deutschsprachige Bezeichnung „Internationale Rahmen-Vorratsklassifikation der Vereinten Nationen“ wurde mit der ersten Version im Jahr 1997 eingeführt (UNECE 1997). Die Bezeichnung wird in diesem Konferenzbeitrag verwendet und mit „R-VK“ abgekürzt. Die aktuelle englischsprachige Bezeichnung lautet „United Nations Framework Classification for Resources“ und wird mit „UNFC“ abgekürzt (UNECE 2013).

² Günter B. Fettweis ist emeritierter Universitätsprofessor für Bergbaukunde an der Montanuniversität Leoben und hat sich in den 1970-er Jahren u.a. mit der weltweiten Abschätzung von Kohlereserven beschäftigt (Fettweis 1975, Fettweis 1976).

entwickelten Klassifikation (Kelter 1991, Kelter & Wellmer 1992) zu einem Vorschlag seitens der Deutschen Regierung zur Etablierung einer international anerkannten Klassifikation, ursprünglich für Kohle konzipiert. Dieser Vorschlag war die Grundlage für die Entwicklung der R-VK, welche durch die Arbeitsgruppe Kohle der UNECE, unter Leitung von Deutschland und Beteiligung von Österreich, Volksrepublik China, Russische Föderation, Slowenien, Vereinigtes Königreich und den Vereinigten Staaten von Amerika im Jahr 1997 veröffentlicht wurde (UNECE 1997). Im Jahr 2001 wurde eine Ad-hoc-Expertengruppe³ eingerichtet, deren Mandat es war die derzeit angewandten Terminologien für verschiedene Energierohstoffe (Erdöl, Erdgas, Kohle und Uran) zu harmonisieren um eine vergleichbare Klassifizierung der weltweiten Energiereserven und -ressourcen zu ermöglichen. Ergebnis war eine neue Version der R-VK (UNECE 2004), welche sechs Jahre später in überarbeiteter Form erneut veröffentlicht wurde (UNECE 2010). Im gleichen Jahr wurde die Ad-hoc Expertengruppe in „Expert Group on Resource Classification (EGRC)“ umbenannt und es erfolgte eine weitere Überarbeitung der R-VK ergänzt durch Spezifikationen zu deren Anwendung (UNECE 2013).

Seit der Erstveröffentlichung der R-VK im Jahr 1997 wurde der Anwendungsbereich laufend um zusätzliche Ressourcen erweitert (Tab. 1), was mit einer fortlaufenden Aktualisierung der Begrifflichkeiten der R-VK einherging.

Tab. 1: Erweiterung der Anwendungsbereiche der R-VK im Laufe der Zeit.

Jahr	Ressourcen
1997	Feste fossile Brennstoffe und mineralische Rohstoffe
2004	Öl, Gas, Uran
2016	Erneuerbare Energieressourcen und Hohlräume im Untergrund (CO ₂ Sequestrierung)
2017	Biomasse
2018	Anthropogene Ressourcen

2.2 R-VK: Einführung und Überblick

2.2.1 Allgemeine Ziele und Anforderungen an die R-VK

Die R-VK zielt darauf ab, allgemein akzeptiert und international anwendbar zu sein, um Abschätzungen zur Verfügbarkeit von Ressourcen weltweit vergleichbar zu machen. Die Vergleichbarkeit bezieht sich auf Ressourcen

- deren Kategorisierung nach verschiedenen anerkannten und in der Praxis angewendeten Vorratsklassifikationen vorgenommen wurden,
- zur Produktion von Energie (fossile vs. erneuerbare Energiequellen) oder Materialien (wie z.B. Kupfer aus einer oder mehreren primären und sekundären Quellen) und
- die periodisch quantifiziert und kategorisiert werden sollen.

2.2.2 Die R-VK und assoziierte Dokumente

Um die Ziele und Anforderungen der R-VK zu erfüllen, sind einerseits eine konsistente Terminologie und generischen Prinzipien (UNECE 2013) und andererseits, in Hinblick auf deren Anwendung, assoziierte Dokumente (Spezifikationen mit verpflichtenden Anwendungsregeln - wie z.B. Anthropogene Ressourcen, Richtlinien als unverbindliche Empfehlungen und Brückendokumente zur äquivalenten Kategorisierung von Mengen in der R-VK und alternativen Vorratsklassifikationen) entwickelt worden.

³ Die Ad-Hoc Expertengruppe war von 2001 bis 2009 unter dem Titel „Ad Hoc Group of Experts on Harmonization of Fossil Energy and Mineral Resources Terminology (zwischenzeitlich: Ad Hoc Group of Experts on the Supply of Fossil Fuels)“ aktiv.

2.2.3 Kriterien, Kategorien und Klassen⁴ zur Einteilung der Vorratsmengen
Die R-VK^{5, 6} teilt die erkundeten, prospektierten und explorierten in-situ Mengen (total quantities in-place) für die zukünftige Produktion bereitstehende Vorratsmengen ein. Der nächste Schritt ist eine Kategorisierung der Mengen entlang dreier Kriterien:

- Zuverlässigkeit der geologischen Information und der gewinnbaren Mengen (G-Achse).
- Projektstatus und Machbarkeit zur Gewinnung der Mengen (F-Achse).
- Abbauwürdigkeit der Mengen unter Berücksichtigung ökonomischer, ökologischer und sozialer Rahmenbedingungen (E-Achse).

Die drei Kriterien bilden ein dreidimensionales System, wobei jede Achse durch drei bzw. vier Kategorien unterteilt ist. Die Kategorien stehen für die Ausprägung des jeweiligen Kriteriums und sind im Sinne des zeitlichen Ablaufes bei der Entwicklung von Abbauprojekten definiert. Die jeweilige Teilmenge der anstehenden Ressourcen muss auf jeder Achse jeweils einer Kategorie zugeordnet werden. Deren Kombination ergibt die jeweilige Klasse.

3 SPEZIFIKATIONEN FÜR DIE ANWENDUNG DER R-VK AUF ANTHROPOGENE RESSOURCEN

3.1 Anregung und Ablauf zur Entwicklung der Spezifikationen

An dieser Stelle wird ein grober Überblick der Vorarbeiten und der Entwicklung der Spezifikationen zur Anwendung der R-VK auf anthropogene Ressourcen gegeben (Tab. 2). Eine ausführliche Darstellung findet sich im Anhang 2 der Spezifikationen (UNECE 2018).

Tab. 2: Chronologischer Überblick.

Jahr	Aktivität
2012	Erste Anwenen der R-VK auf Deponien und laufende Veröffentlichungen zum Thema (z.B. Winterstetter 2016).
2016	Aufbau des pan-Europäischen Expertennetzwerkes MINEA (Mining the European Anthroposphere) zur Initiierung anthropogener Ressourcenklassifikation, Vorschlag zur Bildung einer Arbeitsgruppe Anthropogene Ressourcen als Teil der UNECE Expertengruppe für Ressourcenklassifikation.
2017	Vorlage eines vorläufigen Entwurfes der Spezifikationen und Auftrag der EGRC an die Arbeitsgruppe Anthropogene Ressourcen zur Weiterentwicklung der Spezifikationen (UNECE 2017, par. 104).
2018	Veröffentlichung des Entwurfes „Spezifikationen zur Anwendung der R-VK auf anthropogene Ressourcen (UNECE 2018)“.

⁴ Es wird angemerkt, dass die Bezeichnung der „Klassen“ insofern irreführend ist, als dass ein Projekt mehrere Mengen in verschiedenen Kombinationen von Kategorien halten kann. Diese Kombinationen können verschiedene Klassen bilden. Es wird vorgeschlagen bei der Bezeichnung der Klassen das Wort „project“ durch „quantities“ zu ersetzen.

⁵ Die aktuelle Fassung der R-VK verwendet eine Terminologie die auf geogene Ressourcen anwendbar ist. Im übertragenen Sinn gilt sie auf für anthropogene Ressourcen. Aktuell wird die R-VK überarbeitet und es ist davon auszugehen das die Terminologie unabhängig von den spezifischen Ressourcen festgelegt wird.

⁶ Die R-VK liegt derzeit in englischer, aber nicht in deutscher Sprache vor. Die hier gewählten Begriffe wurden von den Autoren des vorliegenden Konferenzbeitrages gewählt. Es wird angeregt die R-VK auf Deutsch zu übersetzen, um eine allgemein akzeptierte Terminologie für den deutschen Sprachraum zu haben und damit die Anwendung der R-VK zu fördern.

3.2 Vorstellung der Spezifikationen

3.2.1 Zielsetzung

Die Spezifikationen haben zum Ziel, anthropogenen Ressourcen auf Basis konsistenter Terminologie, Definitionen und Anwendungsregeln zu kategorisieren. Damit soll die weltweite Vergleichbarkeit von produzierten Mengen an verkauften Sekundärrohstoffen, unverkäuflichen Abfällen und Emissionen sowie zukünftig vorhandenen Vorräten sichergestellt und allgemein verständlich kommuniziert werden.

3.2.2 Terminologie und Definitionen

Die Terminologie orientiert sich einerseits an gängigen Begriffsdefinitionen im Primärrohstoffbereich und adaptiert diese für anthropogene Ressourcen, und andererseits an Methoden zu Analyse des regionalen, anthropogenen Materialhaushaltes. An dieser Stelle sei angemerkt, dass die Konsistenz der Terminologie Priorität gegenüber den in einzelnen Disziplinen, exakt definierten aber voneinander abweichenden, Definitionen hat. Aus diesem Grund mögen einzelne Disziplinen die wissenschaftliche Präzision vermissen, aber in Hinblick auf das breite Anwendungsfeld der Vorratsklassifikation scheinen die bei der EGRC Arbeitsgruppe Anthropogene Ressourcen im Konsens erarbeiteten Begriffe als tauglich.

Vor diesem Hintergrund wird im Kapitel II der Spezifikationen der Begriff „anthropogene Ressourcen“ und assoziierte Begriffe wie „Anthroposphäre“, „anthropogenes Material“, „anthropogenes Materialsystem“, „anthropogener Materialprozess“, „anthropogener Materialbestand“, „anthropogener Materialfluss“, „anthropogene Materialquelle“, „anthropogenes Materialprodukt“ und „Projekt“ festgelegt. Beispielsweise ist der Begriff „anthropogene Ressourcen“ an die Definition „mineralische Ressourcen“ aus dem CRIRSCO Template (CRIRSCO 2016) wie folgt angelehnt: „Eine anthropogene Ressource ist die Konzentration oder ein Vorkommen eines anthropogenen Materials von spezifischem wirtschaftlichen Interesse und liegt in einer Form vor, dessen Qualität und Quantität, realistische Aussichten für eine mögliche Gewinnung erlauben.“

Neben der Definition der Begriffe, finden sich in den Spezifikationen auch die Definitionen der drei Kriterien, der (Sub-) Kategorien und (Sub-) Klassen in Hinblick auf deren Anwendung auf anthropogenen Ressourcen. Beispielsweise sind die Kriterien in Anlehnung an die R-VK wie folgt festgelegt:

- Zuverlässigkeit der Informationen über die anthropogene Ressource und deren abbauwürdigen Mengen (G-Achse).
- Status und Machbarkeit des Projektes zur Gewinnung der abbauwürdigen Mengen (F-Achse).
- Abbauwürdigkeit der Mengen unter Berücksichtigung ökonomischer, technologischer, ökologischer und sozialer Rahmenbedingungen (E-Achse).

3.2.3 Anwendungsregeln

Die R-VK enthält eine konsistente Terminologie, Prinzipien und funktionelle Anforderungen zur einheitlichen Kategorisierung von quantifizierten Vorräten, sie liefert aber keine näheren Hinweise wie die funktionellen Anforderungen erfüllt werden können. Aus diesem Grund enthalten die Spezifikationen im Kapitel III einzelnen Regeln zur Anwendung der R-VK auf anthropogene Ressourcen. Beispielsweise werden Hinweise zur Unterscheidung von anstehenden und gewinnbaren Materialmengen gegeben, oder Regelungen zur Festlegung des Referenzpunktes getroffen.

3.3 Nutzen

Wie zuvor erwähnt, kategorisiert die R-VK die Vorratsmengen in Abhängigkeit dreier Kriterien und bildet damit Klassen, die Aussagen über die Projektreife der kategorisierten Mengen erlauben. Der Nutzen der R-VK zeigt sich mehrfach:

- Es kann der zeitliche Verlauf der Projektreife abgebildet werden. Die Änderung der Projektreife ergibt sich aufgrund der Einflussfaktoren auf den drei Achsen der R-VK. Mit der Identifikation der Einflussfaktoren, die den Projektfortschritt verhindern, können die Barrieren durch Zusammenwirken von Politik, Verwaltung, Industrie und Wirtschaft diskutiert und gezielt angegangen werden. Im günstigen Falle bewirkt dies eine Kategorisierung der Vorratsmengen auf ein höheres Niveau (z.B. von „potentially commercial“ zu „commercial“). Die R-VK dient hier speziell als Kommunikationswerkzeug, um den beteiligten Akteuren die Auswirkungen der Einflussfaktoren auf die Projektreife und die damit verbundenen Vorratsmengen vor Augen zu führen.
- Es können einzelne Projekte verglichen und eine Vielzahl von Projekten gemeinsam betrachtet werden. Dies ermöglicht das Management von Projektportfolios. Da die Prinzipien der Vorratsklassifikation gleichbleiben, ist die Vergleichbarkeit der ausgewiesenen Vorratsmengen auch dann sichergestellt, wenn die Entwicklung der einzelnen Projekte unterschiedlichen Rahmenbedingungen und Einflussfaktoren ausgesetzt ist.
- Die Anwendung der R-VK auf regionaler, sektoraler oder produkt- oder materialspezifischer Ebene ermöglicht die Identifizierung zukünftiger Rückgewinnungsprojekte. In einem ersten Schritt können die quantifizierten Mengen den Kategorien auf der G- und E-Achse zugeordnet werden. Damit können a) Maßnahmen identifiziert werden, die den Grad des Wissens über die anthropogenen Ressourcen und deren Abbauwürdigkeit erhöhen um letztendlich b) konkrete Projekte zur Gewinnung von Sekundärrohstoffen zu identifizieren. Die Machbarkeit und der Fortschritt des Projektes werden auf der F-Achse abgebildet.
- Die Vorratsklassifikation für anthropogene Ressourcen kann mit einer Vorratsklassifikation für geogene Ressourcen gekoppelt werden. Dies erlaubt die Optimierung der (nationalen) Rohstoffversorgung im Sinne der 2030 Agenda der Vereinten Nationen oder alternativen Zielvorgaben. Durch die Kopplung könnte beispielweise ein optimaler Anteil an Primär- und Sekundärrohstoffen unter Berücksichtigung von volkswirtschaftlichen, ökologischen und sozialen Effekten ermittelt werden. Dies hätte zur Folge, dass gesetzlich festgelegte, starre Recyclingquoten aufgegeben und durch flexiblen Quoten in Abhängigkeit der Rahmenbedingungen ersetzt werden können. Damit wäre sichergestellt, dass das oberste Ziel der Europäischen Abfallpolitik, nämlich der Schutz von Mensch und Umwelt (EU 2008) nicht durch gesetzlich verankerte, fixe Recyclingquoten konterkariert wird.
- Wenn die R-VK durch anwenderspezifische Richtlinien ergänzt wird, so können die ermittelten Vorratsmengen, die produzierten Rohstoffmengen, sowie auch die deponierten Abfallmengen und Emissionen in die umweltökonomische Gesamtrechnung aufgenommen werden (UN 2014). Im Gegenzug können Korrespondenztabelle auch helfen, die Vorratsklassifikation für anthropogene Ressourcen mit bereits berichteten Daten der umweltökonomischen Gesamtrechnung sowie der Abfallstatistik zu erarbeiten.

4 SCHLUSSFOLGERUNGEN

Die vorausgehenden Ausführungen erlauben mehrere Schlussfolgerungen:

- Die Anwendung der R-VK erlaubt die Kategorisierung von Mengen die bei der Suche, Prospektion und Exploration von anthropogenen Ressourcen erfasst werden. Es können auch jene Mengen dargestellt werden, deren Abbauwürdigkeit aktuell nicht nachgewiesen werden kann oder wo derzeit keine geeignete effektive Abbautechnologie vorhanden ist. Derartige Mengen, wie zum Beispiel Begleitelemente in Produktionsrückständen oder Materialien in bewohnten Gebäuden, können in den Kategorien „non-sales production“ bzw. „additional quantities in-place“ erfasst werden. Somit lässt sich die R-VK auf Materialbestände und -flüsse anwenden, die unter Einhaltung der Massenbilanz quantifiziert wurden.
- Um die Anwendung der R-VK zu fördern müssen einerseits Fallstudien in Kooperation mit der Industrie und staatlichen Einrichtungen und andererseits Richtlinien zur Anwendung der R-VK auf nationaler, sektoraler oder produkt- und abfallspezifischer Ebene entwickelt werden. Die Kombination der Spezifikation mit Richtlinien ergibt Standards zur Berichterlegung von anthropogenen Materialvorräten. Einen diesbezüglichen Bedarf sieht beispielweise die Europäische Kommission - Generaldirektion Wachstum (Chanes 2018). Die Daten könnten zukünftig von den nationalen Rohstoff- und oder Umweltagenturen erhoben und im Rahmen der umweltökonomischen Gesamtrechnung periodisch berichtet werden.

Die Anwendung der R-VK liefert entscheidende Informationsgrundlagen zur Optimierung der Rohstoffversorgung bei wachsenden und veränderten Rohstoffnachfragen. Sie ermöglicht privaten und öffentlichen Akteuren wissenschaftsbasierte Entscheidungen zur Entwicklung von Projekten zur Rohstoffproduktion. Die Implementierung der R-VK für anthropogene Ressourcen steht erst am Beginn und profitiert von Kooperationen zwischen Industrie, Wissenschaft und Politik, die sich für eine weltweit vergleichbare Vorratsabschätzung unter der Schirmherrschaft der Vereinten Nationen einsetzen.

5 DANKSAGUNG

Der Konferenzbeitrag basiert auf den Arbeiten der UNECE EGRC Arbeitsgruppe Anthropogene Ressourcen, der COST Action „Mining the European Anthroposphere“ (MINEA) mit ihrer Arbeitsgruppe zu anthropogenen Ressourcen / Reserven und dem Christian Doppler Labor für „Anthropogene Ressourcen“.

LITERATUR

- BGR (2016) Rohstoffe für Zukunftstechnologien 2016 (Auftragsstudie). Bundesanstalt für Geowissenschaften und Rohstoffe (BGR). Hannover.
- Chanes, R. (2018) General overview of on-going actions at EU level. Presentation at the UNECE Resource Management Week 2018, 23-27 April 2018, Geneva.
- CRIRSCO (2016) "Committee for Mineral Reserves International Reporting Standard (CRIRSCO)". Abfragedatum 20 März 2016, URL: <http://www.crirSCO.com>.
- EU (2008) Directive 2008/98/EC of the European Parliament and of the Council of 19 November 2008 on waste and repealing certain Directives.
- Fettweis, G. B. (1975) Contributions to the assessment of world coal resources or coal is not so abundant. First IIASA Conference on Energy Resources. M. Grenon, Pergamon Press.
- Fettweis, G. B. (1976) Weltkohlenvorräte. Eine vergleichende Analyse ihrer Erfassung und Bewertung. Verl. Glückauf. Essen.
- Fettweis, G. B. (1981) Die internationale Einordnung von Mineralvorräten "The international classification of mineral resources" der Vereinten Nationen. Entstehung und Struktur. Erzmetall 34(7/8): 400 - 406, 465 - 469.

- Kaemmel, T. (2013) *Erinnerungen an Friedrich (Fritz) Stammler*. Graphiker, Gulaghäftling, Geologe in Norilsk und Berlin. Logos Verlag.
- Kelter, D. (1991) *Classification Systems for Coal Resources - a Review of the Existing Systems and Suggestions for Improvements*. Geologisches Jahrbuch A 127: Umwelt - Rohstoffe - Regionale & Angewandte Geologie. F. Barthel. Bundesanstalt Geowissenschaften und Rohstoffe.
- Kelter, D., Wellmer, F.-W. (1992) *Is the Introduction of a 3-Dimensional Coal Reserves/Resources Classification Desirable?* Zeitschrift der Förderer des Bergbaus und des Hüttenwesens an der Technischen Universität Berlin e.V.
- Kral, U., Fellner, J., Heuss-Aßbichler, S., Laner, D., Müller, F., Simoni, M. (2018) *Vorratsklassifikation von anthropogenen Ressourcen: Historischer Kontext, Kurzvorstellung und Ausblick*. Wien, München, Trondheim, Hannover, Mol, Antwerpen. URL: <http://resolver.obvsg.at/urn:nbn:at:at-ubtuw:3-3672>.
- Parchmann, J., Reißmann, R. (2009) *Die UNO-Rahmenvorratsklassifikation und ihre Anwendung bei der Neubewertung der Lagerstättenvorräte in Erz- und Spatlagerstätten Sachsens*. Geohistorica 5: 3-20.
- Reichl, C., Schatz, M., Zsak, L. (2018) *World Mining Data 2018*. Vienna.
- UN (2014) *System of Environmental-Economic Accounting 2012: Central Framework*. United Nations (UN). New York.
- UNECE (1979a) *6th Session Report of the Committee on Natural Resources (E/C.7/112)*. United Nations Economic Commission for Europe (UNECE). New York.
- UNECE (1979b) *The international classification of mineral resources. Report of the Group of Experts on Definitions and Terminology for Mineral Resources (E/C.7/104)*. United Nations Economic Commission for Europe (UNECE). New York.
- UNECE (1997) *Internationale Rahmen-Vorratsklassifikation der Vereinten Nationen. Feste fossile Brennstoffe und mineralische Rohstoffe*. United Nations Economic Commission for Europe (UNECE). Geneva.
- UNECE (2004) *"Ad Hoc Group of Experts on Harmonization of Fossil Energy and Mineral Resources Terminology"*. Abfragedatum 12 Juni 2018, URL: <https://www.unece.org/fileadmin/DAM/ie/se/adhocsuppl.html>.
- UNECE (2010) *United Nations Framework Classification for Fossil Energy and Mineral Reserves and Resources 2009 (ECE/ENERGY/85)*. ECE Energy Series No. 39. United Nations Economic Commission for Europe (UNECE). Geneva.
- UNECE (2013) *United Nations Framework Classification for Fossil Energy and Mineral Reserves and Resources 2009 incorporating Specifications for its Application*. UNECE Energy Series No. 42. United Nations Economic Commission for Europe (UNECE). Geneva.
- UNECE (2017) *Report of Expert Group on Resource Classification (ECE/ENERGY/GE.3/2017/2)*. United Nations Economic Commission for Europe (UNECE). Geneva.
- UNECE (2018) *Draft Specification for the application of UNFC for Resources to Anthropogenic resources (ECE/ENERGY/GE.3/2018)*. United Nations Economic Commission for Europe (UNECE). Geneva.
- UNEP (2016) *Global Material Flows and Resource Productivity. Assessment Report for the UNEP International Resource Panel*. Paris.
- Wellmer, F.-W. (2009) *Ergänzende Bemerkungen zum Vortrag "Die UNO-Rahmenvorratsklassifikation und ihre Anwendung bei der Neubewertung der Lagerstättenvorräte in Erz- und Spatlagerstätten Sachsens" von J. Parchmann & R. Reißmann*. Geohistorica 5: 21-23.
- Winterstetter, A. (2016) *Mines of Tomorrow. Evaluating and Classifying Anthropogenic Resources: A New Methodology*. Phd Thesis, Technische Universität Wien.

GHS/CLP - Stoffbeschränkungen in der Abfallwirtschaft

B. Kummer

Kummer umwelt:kommunikation GmbH, Rheinbreitbach, Deutschland

KURZFASSUNG: Zahlreiche Neuerungen im Abfall-, Umwelt- und Stoffrecht haben bereits in den letzten Jahren zu steigenden Anforderungen an die Entsorgung von Abfällen geführt. Die Unternehmen müssen sich heute und zukünftig personell aufrüsten, um den wachsenden Herausforderungen stellen zu können. Insbesondere der Zwang, sich stärker mit der stofflichen Zusammensetzung der Abfälle auseinander zu setzen, wird die Entsorgungsunternehmen stärker beschäftigen. Gleichermaßen muss ein Appell an die Politik und Behörden gerichtet werden, eine stärkere Harmonisierung von Stoff- und Umweltrecht anzustreben, dies gelingt ggf. mit dem vorgelegten EU-Papier zur Harmonisierung von Chemikalien- und Abfallrecht aus 2018. Der europäische Abfallkatalog (in Deutschland: „Abfallverzeichnisverordnung“) wurde an neue europäische Vorgaben hinsichtlich der CLP-Verordnung angepasst, dies erfordert zusätzliche Kenntnisse im Bereich Einstufung und Kennzeichnung. Die Verordnung ist im März 2016 bereits in Kraft getreten. Die zunehmenden Anforderungen aus dem Abfall- und Gefahrstoffrecht machen es erforderlich, in der Entsorgung wesentlich mehr naturwissenschaftliche Kenntnisse einzubringen. Einleitung.

1 NEUE HERAUSFORDERUNGEN IM EUROPÄISCHEN ABFALLKATALOG

Der Umfang des Abfallkatalogs ist nahezu unverändert geblieben. Aufgenommen wurde als neue Abfallart in das Europäische Abfallverzeichnis die Nr. 010310* (Rotschlamm aus der Aluminiumoxidherstellung, der gefährliche Stoffe enthält, mit Ausnahme der unter 010307 genannten Abfälle), der schon bestehende Spiegeleintrag Nr. 010309 ist entsprechend geändert worden (Rotschlamm aus der Aluminiumoxidherstellung mit Ausnahme von Abfällen, die unter 010310 fallen). Zudem gibt es jetzt zusätzlich die folgenden Abfallarten: Nr. 160307* (metallisches Quecksilber) und Nr. 190308* (teilweise stabilisiertes Quecksilber). Zudem sind einige redaktionelle Veränderungen vorgenommen worden.

Wesentliche Änderungen wurden aber bei der Einstufung der Gefährlichkeit der Abfälle vorgenommen. Der Abfallkatalog basiert auf Anhang III der Europäischen Richtlinie über Abfälle (2008/98/EU) sowie der Entscheidung 2000/532/EU, die das Europäische Abfallverzeichnis beinhaltet. Die Gefährlichkeitskriterien, die einen Abfall charakterisieren können, sind aus dem Chemikalienrecht (ehem. Stoffrichtlinie) abgeleitet. Die Stoffrichtlinie wurde bereits 2008 durch die CLP-Verordnung (Classification and Labelling and Packaging 1272/2008/EU) - auch GHS-Verordnung genannt - ersetzt. Die Anpassung an das Abfallrecht erfolgte mit Verordnung 1357/2014/EU zur Änderung des Anhangs III der Richtlinie über Abfälle und mit Beschluss 2014/955/EU zur Änderung der Entscheidung 2000/532/EU, der das aktualisierte Europäische Abfallverzeichnis enthält. Bereits im August 2015 hat das deutsche Bundeskabinett die Verordnung zur Umsetzung der novellierten abfallrechtlichen Gefährlichkeitskriterien beschlossen (siehe www.bmub/Abfall.de). Die zugrundeliegenden EU-Rechtsakte entfalteten keine unmittelbare Wirkung für die Mitgliedstaaten, da sie ausschließlich den Anhang III der Abfallrahmenrichtlinie an das neue EU-Chemikalienrecht anpassen und das Europäische Abfallverzeichnis aktualisieren würden.

Die Einstufungs- und Kennzeichnungserfordernisse der CLP-Verordnung für Gefahrstoffe sind schwer auf Abfälle zu übertragen, weil es sich in der Regel nicht um klar definierte „Stoffe“ oder „Gemische“ handelt sondern um komplexe Vielstoffgemische. Die Kriterien zur Bestimmung gefahrenrelevanter Eigenschaften von Abfällen sind deshalb nach einem langen Diskussionsprozess über die richtige Anwendung des Stoffrechts auf die Abfälle nur moderat geändert worden, abfallspezifische Besonderheiten wurden berücksichtigt. Die in Anhang III der Abfallrahmenrichtlinie nunmehr definierten gefahrenrelevanten Eigenschaften HP (hazardous properties) 1 bis HP 15 (vorher H1 bis H15) sowie die konkretisierenden Gefährlichkeitsmerkmale weichen begrifflich teils von den früheren gefahrenrelevanten Eigenschaften ab. Zudem haben die vorgenommenen Anpassungen an das EU-Chemikalienrecht nur auf eine begrenzte Anzahl von Abfallschlüsseln überhaupt Auswirkungen, da der überwiegende Teil der Abfallschlüssel ohnehin ausschließlich eine Einstufung als „gefährlich“ oder als „nicht gefährlich“ vorsieht. Für solche „absoluten“ (absolut gefährlich und absolut ungefährlich) Abfallschlüssel ist eine weitere Prüfung anhand der normierten Gefährlichkeitskriterien nicht notwendig, lediglich bei sogenannten Spiegeleinträgen (Spezifizierung der Gefahreigenschaften) können sich Auswirkungen durch die Anpassung der Gefährlichkeitskriterien ergeben. Die Änderung der AVV wird also nur auf eine beschränkte Anzahl von Abfallarten Auswirkungen haben. Bei diesen sogenannten „absoluten Abfallschlüsseln“ (von den 842 Abfallschlüsseln sind 228 absolut gefährlich und 236 absolut nicht gefährlich, s.o.) ist keine weitere Prüfung hinsichtlich der Gefährlichkeitskriterien erforderlich, da deren Einstufung im Rahmen der AVV als abschließend anzusehen ist. Insofern sind hier auch keine gesonderten Analysen notwendig. In diesen Konstellationen haben die „absoluten Abfallschlüssel“ im Hinblick auf die Einstufung Vorrang vor den Gefährlichkeitskriterien. Folglich können lediglich die sogenannten „Spiegeleinträge“, Abfallarten (378 Abfallschlüssel) für die sowohl ein gefährlicher als auch ein nicht gefährlicher Abfallschlüssel (samt Abfallbezeichnung) in Betracht kommt, grundsätzlich von der Anpassung der Gefährlichkeitskriterien betroffen sein, da bei deren Einstufung die Gefährlichkeitskriterien HP 1 bis HP 15 anzuwenden sind.

2 DIE NEUEN GEFÄHRLICHKEITSMERKMALE

Ein Abfall wird nur dann als gefährlich eingestuft, wenn dieser Abfall relevante gefährliche Stoffe enthält, aufgrund derer er eine oder mehrere der in Anhang III der Richtlinie 2008/98/EU aufgeführten gefahrenrelevanten Eigenschaften HP 1 bis HP 8 oder HP 10 bis HP 15 aufweist.

Beispiele für die geänderten Gefährlichkeitsmerkmale aus VO 1357/2014 zur Anwendung auf Spiegeleinträge:

- HP 3 entzündbar: entzündbarer flüssiger Abfall mit einem Flammpunkt unter 60 °C mit Wasser reagierender Abfall, der bei Berührung mit Wasser gefährliche Mengen entzündbarer Gase abgibt
- HP 4 reizend: Der bei einer Berührung auf Hautverätzung 1 A (H314), Hautreizung 2 (H315)... zu Grunde zu legender Berücksichtigungsgrenzwert beträgt 1 % (herabgesetzte Konzentrationsgrenzen)
- HP 5 Zielorgantoxizität/Aspirationsgefahr: bislang nur teilweise in „Gesundheitsgefahren„ enthalten
- HP 6 akute Toxizität: Folgende Berücksichtigungsgrenzwerte für die akute Toxizität 1, 2 oder 3 (H300, H310, H330...): 0,1 % und für die akute Toxizität 4 (H302, H312...): 1 %

- HP 9 infektiös:
Keine Grenzwerte, siehe Vorgaben der Mitgliedstaaten anwenden (national-staatliche Regelungen)
- HP 10 reproduktionstoxisch:
Folgende Berücksichtigungsgrenzwerte für Repr. 1A (H360): 0,3 %...
- HP 13 sensibilisierend:
Stoffe im Abfall mit Hinweis H317/H334 und Konz.Grenze 10 % (neue H-Codes, andere Konzentrationsgrenzen)
- HP 15 Abfall, der eine der oben genannten Eigenschaften entwickeln kann:
z.B. Explosionsgefahren bei Feuer, Austrocknung, Erhitzen

Wie an den oben genannten Beispielen an Gefährlichkeitsmerkmalen beschrieben, ist es bei einigen Kriterien durch die Angleichung an die chemikalienrechtlichen Einstufungskriterien zu Abweichungen im Vergleich zu deren bisheriger Konkretisierung gekommen. So sind z. B. die Gefährlichkeitsmerkmale HP 1, HP 2 sowie HP 3 geändert worden, indem der für die Einstufung relevante Flammpunkt für flüssige Abfälle von bislang kleiner/gleich 55 °C auf kleiner/gleich 60 °C heraufgesetzt wurde, was sich bei der Einstufung von entzündlichen Flüssigkeiten im Vergleich zum bisherigen Kriterium entlastend auswirken kann. Darüber hinaus sind die Gefährlichkeitsmerkmale HP 4 und HP 8 geändert worden, wobei aber gleichzeitig in der Einleitung des Abfallverzeichnisses Einstufungshinweise aufgenommen wurden, die in der abfallrechtlichen Praxis gewährleisten, dass es zu keinen Umstufungen bei den betroffenen Abfällen kommt. Schließlich ist es bei dem Gefährlichkeitsmerkmal HP 10 zu einer geringfügigen Verschärfung der Grenzwerte gekommen. Zudem sind Einstufungshinweise vorhanden, wonach zum einen die festgelegten Konzentrationsgrenzwerte bei reinen Metalllegierungen keine Anwendung finden. Neu aufgenommen wurde allerdings der Einstufungshinweis für Abfälle, die POPs enthalten können. POPs sind die „persistent organic pollutants“, dies sind die besonders resistenten organischen Schadstoffe, die in der POP-Konvention und in der POP-Verordnung geregelt sind. Dazu gehören beispielsweise Dioxine, Chlordan, Dieldrin, Aldrin. Falls die Konzentrationsgrenzen in Anhang IV der EU-Verordnung für diese Stoffe überschritten sind, sind diese ebenfalls als gefährlich einzustufen.

Aus der CLP-VO nicht übernommen wurden dagegen die Kriterien für die Bestimmung der Gefahreneigenschaft HP 14 („ökotoxisch“ = Abfall, der unmittelbare oder mittelbare Gefahren für einen oder mehrere Umweltbereiche darstellt oder darstellen kann). Unter Zuhilfenahme dieses Kriteriums wird ermittelt, ob Konzentrationen von gefährlichen Stoffen im Abfall dazu führen können, dass der Abfall nachteilige Auswirkungen auf Umweltbereiche haben kann; dabei werden nachteilige Auswirkungen auf Gewässer untersucht. Hinsichtlich der Bestimmung eines Abfalls als HP 14 („ökotoxisch“) gibt es einen neuen Beschluss der EU-Kommission. Denn der europäische Normgeber ist der Auffassung, dass Studien erforderlich waren, um zu prüfen, ob auch hinsichtlich der gefahrenrelevanten Eigenschaft HP 14 („ökotoxisch“) die Vorgaben der CLP-Verordnung angewendet werden können. Dies wurde in der Zwischenzeit durchgeführt, auf dieser Grundlage hat die EU-Kommission Kriterien erarbeitet, die aber in einem technischen Ausschuss (TAC) noch beraten werden und deshalb noch nicht abschließend gelten:

- Stoff ozonschädigend (H420) Konz. > 0,1 %
- Stoff akut wassergefährdend (H400) Konz. > 25 %
- Stoff chronisch wassergefährdend Kl. 1, 2 oder 3 (Summenformel H410, H411, H412) > 25 %
- Stoff chronisch wassergefährdend Kl. 1,2,3 oder 4 (Summenformel H410, H411, H412, H413) > 25 %

3 DIE ANWENDUNG DER POP-VERORDNUNG IM ABFALLRECHT

Neu im Abfallverzeichnis ist zudem, dass sich einstuftungspflichtige Unternehmen (z.B. Abfallerzeuger) mit dem Vorhandensein von POPs (persistent organic pollutants – persistente organische Schadstoffe) auseinandersetzen müssen. Aufgrund des ubiquitären Vorkommens, der Anreicherung im Körpergewebe und möglichen Gesundheitsschäden wurde bereits in den 90-er Jahren auf UN-Ebene versucht, Herstellung und Einsatz von bestimmten POP einzuschränken oder ganz zu verbieten. In einem ersten Ansatz wurden mit der Stockholmer Konvention Herstellung und Gebrauch von zwölf Stoffen und Stoffgruppen („Dreckiges Dutzend“) eingeschränkt oder verboten. Dabei unterscheidet die Stockholmer Konvention auf der einen Seite die gezielt hergestellten Substanzen, wie Pflanzenschutzmittel oder PCB, die auf eine „banlist“ kamen und deren Herstellung untersagt ist. Zum anderen sind aber POP benannt, die unabsichtlich als „Nebenprodukt“ bei „umweltrelevanten Ereignissen“ (Brände, Feuerwerk, Vulkanausbrüche) entstehen und letztlich ebenfalls langfristig in die Umwelt und in die Nahrungskette kommen, hierzu gehören Dioxine oder Pentachlorphenol (PCP, in Holzschutzmitteln eingesetzt).

Typischerweise wendet man den Begriff der „POP“ auf die Organochlor-Insektizide der „ersten Generation“ (z.B. Chlordan, DDT, Dieldrin, Toxaphen) sowie einige industriell hergestellte Chemikalien (PCB) und Nebenprodukte von Herstellungs- und Verbrennungsprozessen (Dioxine) an. Die Liste der POP ist im Anhang IV zur POP-Verordnung aufgeführt: Tetrabromdiphenylether, Pentabromdiphenylether, Hexabromdiphenylether, Heptabromdiphenylether, Perfluorooctan-sulfonsäure und ihre Derivate (PFOS), polychlorierte Dibenz-p-dioxine und Dibenzofurane (PCDD/PCDF), DDT (1,1,1-Trichlor-2,2-bis(4-chlorphenyl)ethan), Chlordan, Hexachlorcyclohexane, einschließlich Lindan, Dieldrin, Endrin, Heptachlor, Hexachlorbenzol, Chlordecon, Aldrin, Pentachlorbenzol, polychlorierte Biphenyle (PCB), Mirex, Toxaphen, Hexabrombiphenyl. Ziel der Verordnung ist, im Einklang mit dem Vorsorgeprinzip, die menschliche Gesundheit und die Umwelt vor den POPs zu schützen. Sie enthält neben Verboten für das Inverkehrbringen von POP Regelungen zur Entsorgung von Abfällen, die POPs enthalten. Abfälle, die POP über einer festgelegten Konzentration enthalten, müssen so beseitigt werden, dass diese Stoffe zerstört oder unumkehrbar umgewandelt werden. Die zugelassenen Entsorgungsmethoden werden näher beschrieben in allgemeinen und speziellen technischen Richtlinien (siehe hierzu PCB-Abfallverordnung) die im Rahmen des Basler Übereinkommens erarbeitet wurde. In Deutschland wird hauptsächlich die Hochtemperaturverbrennung und die dauerhafte Ablagerung in Untertagedeponien angewendet, um PCBs und andere POPs sicher aus dem Wirtschaftskreislauf ausschleusen zu können. Die Entsorgungswege sind in Anhang V, Teil 1, der POP-Verordnung festgelegt:

- D9: chemisch/physikalische Behandlung
- D10: Verbrennung an Land
- R1: Hauptverwendung als Brennstoff oder andere Mittel der Energieerzeugung (mit Ausnahme PCB-haltiger Abfälle)

Nach Artikel 7 Abs. 4a) der POP-Verordnung dürfen Abfälle, die die untere Konzentrationsgrenze für die in dieser Verordnung in Anhang IV aufgeführten Stoffe unterschreiten, auch auf andere Weise entsorgt werden. Folgende Konzentrationsgrenzen sind genannt, die als Schwellenwerte gelten, ab denen eine Ausschleusung aus dem Wirtschaftskreislauf notwendig ist:

- für PCDD/PCDF: 15 µg/kg, berechnet auf Grundlage von Toxizitätsäquivalentfaktoren (TEQ)
- für alle anderen in Anhang IV genannten Stoffe je 50 mg/kg

Abfälle, die diese unteren Grenzwerte überschreiten, dürfen auch in Untertagedepotien oder im Untertageversatz im Salinar entsorgt werden. Bedingung ist hier, dass eine entsprechende Ausnahmezulassung nach Artikel 7 Abs. 4b) dieser Verordnung erteilt wird. Der Untertageversatz oder auch Bergversatz ist nach neuem Abfallrecht gemäß Kreislaufwirtschaftsgesetz und Bergversatzverordnung zu genehmigen. Demnach werden heute nur noch die Abfälle in alten Stollen versetzt, die dem Positivkatalog der Versatzverordnung genügen.

Jüngstes Beispiel für die Anwendung der POP-Regelungen im Abfallrecht ist die Entsorgung von Dämmstoffen aus Polystyrol. Diese können den Flammschuttmittel Hexabromcyclododecan (HBCDD) enthalten, der ebenfalls als POP gilt. Jeder Abfall gilt dann nach Auffassung des deutschen Gesetzgebers als „POP-haltig“, wenn dessen POP-Gehalt größer oder gleich der Grenzwertkonzentration im Anhang IV der POP-Verordnung ist. Der für HBCDD festgelegte Grenzwert von 1000 mg/kg wurde am 30. September 2016 rechtswirksam. Mit dem Grenzwert wurde das Ziel verfolgt, HBCDD aus dem Wertstoffkreislauf auszuschließen. Seit dem 11. März 2016 gibt es nun eine direkte Verbindung zwischen der deutschen Verordnung über das europäische Abfallverzeichnis und der POP-Verordnung in Form eines dynamischen Verweises (Nr. 2.2.3 der Einleitung des Abfallverzeichnisses). Demnach gelten grundsätzlich alle POP-haltigen Abfälle (die den jeweiligen Grenzwert in Anhang IV der POP-Verordnung überschreiten) in Deutschland als gefährlich und nachweispflichtig.

Die Anwendung auf Polystyrol-Dämmstoffe, die mit HBCDD als Flammschutzmittel ausgerüstet sind, hat in 2016 zu enormen Entsorgungsproblemen wegen Engpässen in der Verbrennung und Unsicherheiten bei betroffenen Unternehmen geführt. Expandiertes Polystyrol (EPS) enthält in der Regel 0,7 % und extrudiertes Polystyrol (XPS) ca. 1,5 % HBCDD. Da der Grenzwert für die Einstufung als gefährlicher Abfall bei 1000 ppm (0,1 %) liegt, galten diese Abfälle ab 30. September 2016 als gefährlich und nachweispflichtig und durften nur noch in Abfallverbrennungsanlagen behandelt werden, die über eine entsprechende Zulassung verfügen. Der Begriff „gefährlich“ meint in diesem Zusammenhang, dass die Behandlung des Abfalls gesondert zu erfolgen hat und mit entsprechenden Nachweisen belegt werden muss. Nach der neuen Abfallverzeichnis-Verordnung wurden HBCDD-haltige Dämmstoffabfälle daher ab 30. September 2016 der Abfallschlüsselnummer „17 06 03*“ anderes Dämmmaterial, das aus gefährlichen Stoffen besteht oder solche Stoffe enthält“ zugeordnet. Diese Rechtsauffassung und die entsprechenden Konsequenzen wurden im Januar 2017 vom Bundesrat für ein Jahr gekippt. Konkret bedeutet dies, dass diese Abfälle nicht mehr - allerdings nur befristet bis Ende 2017 – als gefährliche Abfälle entsorgt werden müssen. Unverändert sind aber die Abfallbewirtschaftungsvorgaben der sog. POP-VO zu beachten, das heißt es ist für diese HBCDD - haltigen Abfälle weiterhin nur eine beschränkte Auswahl von Entsorgungswegen zugelassen. Das ist im Regelfall die thermische Behandlung.

In der Praxis ist im Zusammenhang mit der AVV-Novelle zu beachten, dass etwaige abfallrechtliche Dokumente (Entsorgungsnachweise, Abfallkataloge von Entsorgungsanlagen, EfB-Zertifikate, u.ä.) sowie Erlaubnisse (z. B. nach § 54 KrWG) gegebenenfalls anzupassen sind. Zudem sind die Einstufungsvoraussetzungen zu prüfen, gegebenenfalls kommt es zu einer anderen Einstufung (statt ungefährlicher jetzt gefährlicher Abfall) und damit zu weitergehenden Rechtsfolgen. Unbestritten ist auch, dass nach wie vor bei der Einstufung und Kennzeichnung die neben der AVV die seit Ende 2011 auch die überarbeitete TRGS 201 (Einstufung und Kennzeichnung bei Tätigkeiten mit Gefahrstoffen) anzuwenden ist. In dieser TRGS heißt es ausdrücklich im Vorspann, „unbeschadet abfallrechtlicher Vorschriften regelt diese

TRGS die Anwendung der Kennzeichnungsvorschriften der Gefahrstoffverordnung auf Abfälle, soweit es sich um gefährliche Stoffe oder Gemische handelt und Tätigkeiten mit ihnen ausgeübt werden.“ Diese ausdrückliche Erwähnung bedeutet, dass es auch in der Abfallwirtschaft gefährliche Stoffe und Gemische geben kann. Dies lässt den Schluss zu, dass sich auch die Abfallwirtschaftsbetriebe mit den neuen Einstufungs- und Kennzeichnungsvorgaben der CLP-Verordnung auseinandersetzen müssen. Unklar bleibt jedoch, ob die fehlende eindeutige Abgrenzung zum Stoffrecht daran liegen mag, dass es sich bei Abfällen in der Regel weder um „Stoffe“ noch um „Gemische“, sondern eher im Erzeugnisse oder anderweitige nicht näher zu definierende „Vielstoffgemische“ handelt, die bei REACH auch UVCBs genannt werden, was auch – frei übersetzt - Gemische mit wechselnder Zusammensetzung heißt.

LITERATUR

- Bundesministeriums der Justiz und für Verbraucherschutz (2012), Gesetz zur Förderung der Kreislaufwirtschaft und Sicherung der umweltverträglichen Bewirtschaftung von Abfällen (Kreislaufwirtschaftsgesetz - KrWG), GBl. I S. 212), Berlin
- Bundesministeriums der Justiz und für Verbraucherschutz (2002), Verordnung über den Versatz von Abfällen unter Tage (BGBl. I S. 2833), Berlin
- Bundesministeriums der Justiz und für Verbraucherschutz (2002), Verordnung über die Entsorgung polychlorierter Biphenyle, polychlorierter Terphenyle und halogenerter Monomethylidphenylmethane, (PCB/PCT-Abfallverordnung - PCBAbfallV), (BGBl. I S. 932), Berlin
- Bundesministeriums der Justiz und für Verbraucherschutz, Verordnung über das Europäische Abfallverzeichnis (2001), (Abfallverzeichnis-Verordnung - AVV), Bl. I S. 3379), Berlin
- Europäisches Parlament und der Rat (2008), Richtlinie über Abfälle (Abfallrahmenrichtlinie - AbfRRL), 2008/98/EU, ABl. EG L 312 S. 3, Brüssel
- Europäisches Parlament und der Rat (2008), Verordnung (EU) Nr. 1272/2008 vom 16. Dezember 2008 über die Einstufung, Kennzeichnung und Verpackung von Stoffen und Gemischen, zur Änderung und Aufhebung der Richtlinien 67/548/EWG und 1999/45/EG und zur Änderung der Verordnung (EU)Nr. 1907/2006 (CLP-VO), 2008/98/EG, S. 3, Brüssel
- Europäisches Parlament und der Rat (2004), Verordnung (EU) 850/2004 des Europäischen Parlaments und des Rates über persistente organische Schadstoffe und zur Änderung der Richtlinie 79/117/EWG ABl. EU, L 158, S. 7, Brüssel
- Europäisches Parlament und der Rat (2014), Verordnung (EU) Nr. 1357/2014 der Kommission vom 18. Dezember 2014 zur Ersetzung von Anhang III der Richtlinie 2008/98/EU des Europäischen Parlaments und des Rates über Abfälle und zur Aufhebung bestimmter Richtlinien (POP-Verordnung), Brüssel
- UNO - Stockholmer Übereinkommen über persistente organische Schadstoffe (POP-Konvention), BGBl. 2002 II S. 803, 804, New York

Digitalisierung in der Abfallwirtschaft

W. Bauer

ia GmbH – Wissensmanagement und Ingenieurleistungen, München, Deutschland

KURZFASSUNG: Die Digitalisierung ist aus dem alltäglichen Leben nicht mehr wegzudenken. Sie umfasst die Kommunikation, die Optimierung von Arbeitsabläufen, die gesamte Arbeitsweise. Mit dem Verweis auf die Abfallwirtschaft denkt man jedoch zunächst - mit der Müllabfuhr - an einen analogen Vorgang. Der Bericht zeigt wie weit die digitalen Veränderungen unseres Alltags die Zusammensetzung des Abfalls beeinflussen und in welchem Maß die Möglichkeiten einer digitalisierten Arbeitsweise auf die Abfallwirtschaft als Branche einwirken. Auch auf digitalen Techniken basierende Produkte sind längst Alltag. Es werden Beispiele für angewandte Visualisierung in der Deponietechnik gezeigt, wie weltweite Kundenbeziehungen content-orientiert stattfinden können und, dass bereits erste Firmen Blockchain-Technologien für die Verifizierung von Transport und Verwertungsketten nutzen.

1 EINLEITUNG

Digitalisierung ist in unserer Welt allgegenwärtig. Aufmerksame Leser finden auch in der branchennahen Fachpresse die unterschiedlichsten Aspekte der Digitalisierung:

- Sie wollen Ihr Unternehmen in die digitale Zukunft führen ...? (Messe München),
- Die Energiewende smart und digital (Einladung des Forschungsverbands Erneuerbare Energien) und
- Industrie 4.0 zum Anfassen (Stelzer 2018).

Kein Drucker im Büro, kein Kopierer, kein Telefon oder – ein wenig komplexer – keine LKW-Maut wäre denkbar ohne digitale Datenerkennung und -verarbeitung. Digitale Technologien verknüpfen die gesamte Lieferkette – von Produktentwicklung und Einkauf über die Fertigung und Logistik bis hin zum Vertrieb.

2 BEGRIFFSBESTIMMUNG

Der Begriff Digitalisierung bezeichnet im ursprünglichen Sinn das Umwandeln von analogen Daten in digitale Formate. Um beim letzten Beispiel zu bleiben: erst die digitale Erfassung und informationstechnische Verarbeitung der Nummernschilder (analoge Information), gepaart mit digitalen Orts- und Zeitinformationen ermöglichen so ein komplexes System wie eine nutzungsbezogene Gebührenerfassung (LKW-MAUT) mit Echtzeitdaten.

Informationsverarbeitung und Produktionsprozesse werden überall laufend revolutioniert – aber was bedeutet das für die Abfallwirtschaft? Eine Mülltonne zu holen ist ein rein analoger Vorgang. Und die vielfache Wiederholung dieses Vorgangs in regelmäßigen Zeitperioden, bei jedem Bürger lässt auch keine Skaleneffekte vermuten.

3 DIE DEMATERIALISIERUNG UND SEINE AUSWIRKUNG AUF DEN ABFALL

Abfallwirtschaft beginnt beim Abfall. Aus der wohl bekanntesten Erscheinungsform der digitalen Revolution im Privatleben – dem Musikerleben - lässt sich leicht ableiten, dass dieser nicht aufzuhaltende Entwicklungsprozess sehr wohl direkte Auswirkungen auch auf das Konsumgut und damit nach „Verzehr“ auch auf den Abfall hat.

Wenn wir mit den Tonaufnahmen beim analogen Medium „Vinyl-Schallplatte“ beginnen und uns zunächst auf die Veränderung zur Compact Disc (CD) konzentrieren (ohne auf Kassetten einzugehen), können wir sehen, dass die alte Schallplatte aus Polyvinylchlorid und die CDs im Wesentlichen aus einem Polycarbonatkunststoff mit zwei weiteren dünnen Layern - einer Aluminiumbeschichtung und einer schützenden Acrylbeschichtung - bestehen und sich so auch letztlich als Abfall wiederfinden (Madedehow 2018). Die früheren Schellack-Platten wurden aus einer Pressmasse bestehend aus den Naturprodukten Schieferpulver, Baumwollflock und Schellack hergestellt.

Dass die CD die Vinyl-Schallplatte innerhalb weniger Jahre als wichtigstes Medium von Musikaufnahmen ablöste, zeigen die folgenden aus Wikipedia entnommenen Absatzzahlen:

Tab. 1: Verkaufszahlen von Langspielplatte und Compact Disc zwischen 1984 und 1994 in Millionen Stück (ohne Singles).

Langspielplatte	71,1	74	68,8	66,3	57,6	48,3	44,7	5,1	5,1	1,6	0,7
Compact Disc	3	6,8	13,3	22,8	39,2	56,9	76,2	104,2	131,8	152,7	166,2
19xx	84	85	86	87	88	89	90	91	92	93	94

1989 überholte die CD erstmal die Schallplatte bei den Verkaufszahlen. Seit 1993 gibt es die Vinyl Schallplatte – mit zuletzt steigenden Stückzahlen - nur noch für Musikliebhaber. Ob die seit den späten 1990er Jahren mit akzeptablen Datenraten funktionierenden Streaming Media Dienste bereits der Grund dafür sind, dass die Verkaufszahlen der Compact Discs mittlerweile (2016 74 Mio. Stück) um über die Hälfte gefallen sind, ist nicht bekannt. Die Musikaustauschbörse Napster wurde 1999 gegründet. Die seit 1999 explosionsartigen Anstiege der Nutzerzahlen zeigen jedoch schon früh den Trend, sich digitalisierte Musik aus dem Netz zu ziehen, was die Plattenlabel zu juristischen Schritten zwang.

Was man heute Dematerialisierung nennt ist allerdings erst durch die leistungsfähigen PCs, die hohen (Netzwerk-) Bandbreite für die erforderlichen Datenraten und die Datenablage in der Cloud nachvollziehbar, wobei Cloud Computing (deutsch Rechenwolke oder Datenwolke) die Bereitstellung von IT-Infrastruktur wie beispielsweise Speicherplatz, Rechenleistung oder Anwendungssoftware als Dienstleistung über das Internet beschreibt.

Der moderne Musikliebhaber kauft keine CDs und tauscht auch keine mehr, sondern er bezieht die Musik – on demand – direkt aus der Cloud. Der Datenträger verschwindet sukzessive vom Massenmarkt.

Ähnliches gilt auch für andere Datenträger. Wer erinnert sich noch an die Floppy Disc? Datenträger sind, resp. waren in den unterschiedlichsten Formen auch aus dem Büroalltag nicht mehr wegzudenken. Wechselmedien (Diskette, CD, DVD usw.) und fest eingebaute Festplatten bzw. Datenträger ohne bewegliche Mechanik wie Speicherkarten oder USB-Sticks werden immer kleiner und unterliegen durch vollständige Auslagerung des Speicherplatzes in die Cloud ebenso dem Trend der Dematerialisierung.

Urlaubsfotos werden nicht mehr auf Filmrollen gebannt und vom Labor oder später am heimischen Drucker reproduziert, sondern digital aufgenommen und mittlerweile längst ebenso durch Clouddienste für Freunde und Bekannte – on demand - verfügbar gemacht. Sicher liegen noch Millionen von Bildern auf Fotopapier in privaten und beruflichen Schubladen, aber es werden kaum mehr neue produziert. Die Konsumgesellschaft wirkt in allen Veränderungen auch auf den Abfall.

4 VERBRAUCHERVERHALTEN UND SEINE AUSWIRKUNG AUF DEN ABFALL

2.1 Online Handel – weniger Kataloge

Der Umsatz im interaktiven Handel (N.N. 2018) in Deutschland mit Waren betrug im Online- und im klassischen Versandhandel im Jahr 2017 insgesamt ca. 62 Milliarden Euro. „Davon entfielen ca. 58,5 Milliarden Euro auf den E-Commerce, der somit seinen Anteil von knapp 94 Prozent am Gesamtumsatz der Branche des interaktiven Handels ausmacht.“

Ohne Zweifel hat der Onlinehandel den klassischen Versandhandel aus dem Katalog abgelöst bzw. revolutioniert. Als der Quelleversand (1927 angetreten unter dem Motto: „Wohlstand für alle“) im Jahr 2009 seinen kiloschweren Katalog, den Bundesbürgern zweimal im Jahr in Millionenaufgabe erhielten, aufgeben musste, gab es dazu sogar eine Meldung im Spiegel (Iken 2009). Aber immer noch werden weltweit (2017) z.B. 203 Millionen Ikea Kataloge gedruckt.

Wie bei vielen anderen Printprodukten ist es zu erwarten, dass sich auch der klassische Katalog mittel- bis langfristig aus unserem Leben verabschieden wird und damit Abermilliarden Seiten nur wenig gelesenes Papier nicht mehr gedruckt werden. Der Abfall verändert sich demgemäß.

2.2 Online Handel – mehr Pakete

Dem entgegengesetzt ist die Entwicklung der dem Versandhandel zuzuordnenden Verpackungen:

Die UBA Studie (Schüler 2018) zeigt auf, dass der Verpackungsverbrauch in Deutschland seit dem Jahr 2000 von knapp 2 Mio. auf deutlich über 3 Mio. Gewichtstonnen im Jahr 2015 gestiegen ist, wobei „der Anteil von Verpackungen des Versandhandels an der PPK-Monofraktion stark überproportional angestiegen ist“. Nach einer Studie des Bundesverbands Paket und Expreslogistik (BIEK) (Stelzer 2018) beförderten die Zusteller im Jahr 2016 knapp 3,2 Milliarden Kurier-, Express- und Paketsendungen (KEP). Im Jahr 2017 ist dieser Wert bereits um weitere 180 Mio. KEP-Sendungen gewachsen, jedes mit einer mehr oder weniger großen Kartonschachtel, die anschließend mit allen Polstermaterialien in der Regel weggeworfen wird.

5 DIGITALISIERUNG UND AUSWIRKUNG AUF DIE ARBEITSWEISE

Wie in der gesamten Architektur- und Bauwelt werden CAD-Programme auch in der Abfallwirtschaft verwendet. Dies beinhaltet je nach Schwierigkeit der Aufgabenstellung das digitale Erstellen von technischen Zeichnungen bis zum umfangreichen Modellieren von Objekten über die 3D-Funktionen spezieller Programme. Die große Vereinfachung dieser vektororientierten Zeichenprogramme (z.B. AutoCAD) liegt in der Möglichkeit, Planungen mit hoher Genauigkeit direkt auf digitalen Vermessungsplänen aufzusetzen und dann diese Basispläne an Fachplaner zur Vervollständigung und den Baufirmen zur Umsetzung weiterzugeben.

Nicht jedem bekannt ist die Entwicklung, dass bei der Ingenieurvermessung längst auf die optische Erfassung von Geländepunkten mittels Überfliegung oder Drohnen gesetzt wird. „Eine photogrammetrische Drohnenvermessung ist eine Revolution in der Vermessung von Arealen. Auf der Grundlage vieler hochauflösender Luftbildaufnahmen aus unterschiedlichen Perspektiven können maßstabsgerechte, senkrechte Bilder (sogenannte Ortofotos) 3D-Modelle (DGM) und Punktwolken eines Areals berechnet werden. Je nach Flughöhe, Bild-Auflösung und Kombination mit Referenzpunkten ergibt sich dabei eine Genauigkeit bis in den Millimeter Bereich. Ab diesem Zeitpunkt sind daraus beliebige Messungen und Volumenberechnungen möglich.“ (Weismor 2018)

Neben der erheblichen Zeitersparnis und Flexibilität im Vergleich zu den üblichen Vermessungsmethoden (z.B. mittels Theodolit) ergibt sich auch die Möglichkeit, den Fortschritt eines komplexen Projektes stetig zu plausibilisieren und auch wie in den drei Bildern der folgenden Abbildungen gezeigt, Visualisierungen zukünftiger Realisierungsvarianten mit Realbildern zu verknüpfen. Anhand eines aktuellen Projektes einer Deponieüberhöhung lässt sich einfach darstellen, wie die Auswirkung der Überhöhung der Deponie mit Bürgern und Gremien in vielfacher Ausprägung dargestellt und diskutiert werden kann.



Abb. 1: Visualisierung der Auswirkung der Überhöhung einer Deponie Ausgangslage aktueller Zustand (Copyright: ia GmbH mit Punkt im Raum).



Abb. 2: Visualisierung der Auswirkung der Überhöhung einer Deponie a) Höhenentwicklung wie im Genehmigungsbescheid vorgesehen, b) Vorschlag zur Überhöhung (Copyright: ia GmbH mit Punkt im Raum).

Über Videos und Luftaufnahmen, die in ihrer Detailtiefe erst seit kurzen möglich sind, wird sich auch die Überwachung von abfallwirtschaftlichen Anlagen (Wertstofflagern und Deponien) wesentlich vereinfachen.

6 PRODUKTE MIT DIGITALER TECHNOLOGIE

2.3 Optische Sortiertechnik NIR - VIS

Nach ersten Entwicklungen in den frühen 90er Jahren sind VIS (Glas) und NIR Sortiertechnologien (Kunststoff, etc.) aus der Abfallwirtschaft nicht mehr wegzudenken. So sind Nahinfrarotsortiertechnologien nicht mehr nur in der Lage potentielle Wertstoffe etwa aus einem gemischten Gewerbeabfall (Keindl 2010) zu erkennen, sondern auch eine berührungslose Qualitätsüberwachung (Steinert 2018) einzelner Produktströme zu ermöglichen. Durch eine intelligente Verknüpfung von detektierten und datenbankbasierten Informationen können auch brennstoffrelevante Parameter (Flamme 2018) für Ersatzbrennstoffe wie Brennwert, Asche- und Chlorgehalt in Echtzeit bestimmt werden.

2.4 E-Waste und Connectivity

Auf der IFAT 2018 in München wurden umfassend Cloud basierte Lösungen (Schmucker 2018) zur digitalen Unterstützung von Entsorgungsabläufen (eANV-Nachweisen und Stoffstrommanagement), sowie IT-Gesamtkonzepte (mit Betriebstagebuch, Entsorgungsnachweis oder Abfallbilanz) vorgestellt.

Telematiksysteme sorgen für Echtzeit-Datenaustausch zwischen Fahrzeugen und Firmenzentrale: via App werden beispielsweise Auftragsstatus, Fotonachweise, Lieferbelege, Unterschriften oder Barcode- bzw. RFID-Scans übermittelt. Entsorgungsbetriebe können direkt am Container erfassen, ob dieser sortenrein befüllt wurde.

Auch Tonnenhersteller unterliegen mehr und mehr dem Megatrend Connectivity (Schäfer 2018). Jede Tonnenleerung kann direkt mit dem Besitzer verbunden werden; Doppelleerungen damit unmittelbar erfasst und zusätzlich abgerechnet werden.

Durch automatische Echtzeit- Tourenoptimierung werden gezielt nur volle Container entleert und auch die Abfahrzeiten einer „normalen“ Tour ständig optimiert.

2.5 Blockchain in der Abfallwirtschaft

Unter dem Titel „Blockchain boom hits waste industry“ (Pyzyk 2018) berichtet Waste Dive, dass die bei uns für die Wertsicherung von Kryptowährung wie Bitcoin bekannte Blockchain Technologie auch in der Abfallwirtschaft einzieht.

Eine Blockchain Technologie wird als sehr sicheres, dezentrales System betrachtet, das für eine große Zahl von Transaktionen zwischen zwei Parteien verwendet werden kann, was sich auch als ideal für Abfall- und Recyclinganwendungen herausstellt.

Die Verifizierung ist eine der wichtigsten Blockchain Verwendungen. In der Abfall- und Recyclingbranche wird dies zum Beispiel zum Bestätigen einer Servicebereitstellung und eines Zahlungseingangs verwendet. Als Beispiel werden hier Firmen wie Goodr und Plastic Bank genannt, die bereits Blockchain Technologien verwenden, um Anreize für Recyclingprogramme zu schaffen.

Plastic Bank ist ein globales Netzwerk des Mikro-recycling Marktes, welches Personen in Entwicklungsländern ermutigt, Plastik zu sammeln und dies in Form von Blockchain-hinterlegten Kryptowährungen honoriert. Jedes Stück Plastik, das von einer Person aus der Umwelt, von Haushalten oder Unternehmen wiedergewonnen wird, wird an einer Plastic Bank Niederlassung, betrieben von einem lokalen Unternehmer, der das Plastikrecycling-Programm in der Gemeinde leitet abgeliefert. Das Plastik wird nach Art, Farbe und Gewicht sortiert und wird direkt an den Endhersteller verkauft. Die Personen, die das Plastik geliefert haben, erhalten eine Vergütung in Form von einer Kryptowährung.

Die Firma Goodr, die sich um den Abfall von Lebensmitteln kümmern, verwenden Blockchain auch für Verifizierungszwecke. Das Unternehmen mit Sitz in Atlanta, USA

holt überflüssige Lebensmittel von Restaurants ab und deklariert sie den Unternehmen als Spende. Teilnehmende Unternehmen sparen sich die Entsorgung der übrig gebliebenen Lebensmittel; sie organisieren die Abholung und beständigen die Lieferung mittels einer Goodr App. Zusätzlich werden die Datenentwicklungen bezüglich Art und Menge der „weggeworfenen“ Lebensmittel betrachtet.

7 DIGITALISIERUNG UND MARKETING

Hersteller von Konsumgütern nutzen für ihr Marketing längst alle möglichen Social-Media-Kanäle, um ihre Produkte und Markennamen bekannt zu machen. Das Phänomen der sogenannten Social-Stars, die mit ihren YouTube- und Instagram-Kanälen als Influencer, Tutorials oder Reviewer Millionen Menschen weltweit erreichen, zeigt die Bedeutung der sozialen Netzwerke für Handel und Dienstleistung. Zumindest für Konsumgüter scheint klassisches Suchmaschinen Marketing immer mehr an Bedeutung zu verlieren.

Vordergründiges Ziel bei all diesen Werbeformen ist es, das Vertrauen der jeweiligen Zielgruppe zu bestimmten Meinungsmachern für die Wertigkeit und Glaubwürdigkeit der eigenen Markenbotschaft zu nutzen. Der digitale Aspekt dieser Werbeform liegt jedoch nicht nur in den globalen Zugriffsmöglichkeiten durch das Worldwideweb, sondern auch darin bereits frühzeitig mit der Zielgruppe zu kommunizieren; sowie aus dem Grad der Interessenslage möglicher Kunden auf das gesamte Potential regionaler und branchenspezifischer Märkte Rückschlüsse ziehen zu können. Indirekt kann dies sogar Preisfindung und Produktgestaltung beeinflussen.

Wer einmal eine Werbeshow für Radlader von Sennebogen, Caterpillar oder ähnlichen Firmen mitbekommen hat, wird sich wundern wie gestandene Männer in der Lage sind, eine extrem hohe Identifikation mit einem Produkt herzustellen. Die Emotionalisierung von Produkten ist längst nicht mehr auf Beauty und Mode begrenzt.

Wo die Welt mehr und mehr in Netzwerken organisiert ist und gerade in der Abfallwirtschaft Produkte billigst kopiert werden, wird es zunehmend wichtig sich auch mit seinen Angeboten in einem hochwertigen Umfeld von der Masse abzugrenzen.

Mit dem Portal „Waste to Energy - Support for Decision“ in www.wtert.net steht seit einiger Zeit eine digitale Infrastruktur zur Verfügung, auf der abfallwirtschaftlich anerkannte Lösungen und spezielles Wissen über Zusammenhänge und die Herangehensweise an Strategien präsentiert werden. Das WtERT-Netzwerk bündelt das Wissen aus den eigenen Länderorganisationen und lädt Wissenschaft und Praxis dazu ein, Empfehlungen und Beispiele für die weltweit täglich anstehenden Entscheidungen zum Aufbau einer nachhaltigen Abfallwirtschaft zusammenzuführen.

Im Vordergrund steht die Herangehensweise, globalen Stakeholdern und Akteuren barrierefrei (open source) eine große Bandbreite an erprobten Möglichkeiten zu präsentieren. Gleichzeitig geht es darum, eine weltweite Community aufzubauen, die – vereint mit der Motivation, immer weniger Abfälle in Deponien zu verschwenden – voneinander lernen. Eine Community, in der die mitwirkenden Vertreter aus Kommunen, Wissenschaft und Praxis mit den Nutzern kommunizieren und dabei auch Produkte anpassen und variieren.

Um so - ähnlich wie in „Beauty und Mode“ – die Kommunikationsvielfalt des digitalen Zeitalters zu nutzen, können abfallwirtschaftliche Produkte als selbstverständlicher Bestandteil einer ausformulierten (Storytelling) Problemlösung präsentiert werden. Wenn der Erzähler (z.B. ein Vertreter einer Kommune) eines abfallwirtschaftlichen Lösungsweges bekannt ist, bzw. wenn der Ort der Problemlösung (Fallbeispiel) besuchbar und damit verifizierbar ist, wird die besondere Art des Lösungswegs in besonderem Maße vertrauenswürdig. Auf diese Weise erfährt auch das damit verbundene Produkt – als Herz oder roter Faden der Lösung – einen besonderen Vertrauensvorschuss.

Der Begriff „Waste to Energy Research Technologien“ stehen für wissenschaftlich fundierte Lösungen, die sich auf verschiedene Art und Weise bereits im Markt durchgesetzt haben. Persönliche Empfehlungen aus den Bereichen Deponie, Verbrennung und Recycling stehen wertfrei nebeneinander und unterstützen den vor Ort Verantwortlichen ohne mahnenden Zeigefinger.

Mitwirkende Experten aus Wissenschaft und Praxis können als Meinungsführer einer bestimmten Vorgehensweise oder Technik ihre Zielgruppe bei anstehenden Entscheidungen unterstützen. Durch die digitale Kommunikation können die Wege und die Umsetzungsgeschwindigkeit einer weltweiten Abfallwirtschaft wesentlich beeinflusst werden. Wer um den Einfluss einer nachhaltigen Abfallwirtschaft auf den Klimaschutz weiß, sollte diesen Trend nicht zufälligen Entwicklung auf Facebook und Twitter überlassen.

8 ZUSAMMENFASSUNG

Die rasche Änderung der Produktentwicklung bei digitalen Medien von der Vinylplatte zur Compact-Disc hin zu Dematerialisierung über Streamingdienste soll neben der Auswirkung unseres Konsumverhaltens auf Art und Umfang des Abfalls mehr noch auf die rasante Änderung in unserer Zeit hinweisen. Sie ist immer auch digital getrieben und wird vor der Abfallwirtschaft nicht Halt machen.

Algorithmen und digitale Techniken verändern auch die Abfallwirtschaft in rasantem Maße. Auch wenn der Restabfall wie die Wertstoffe wohl auch in 20 Jahren noch in Tonnen gesammelt und mit Fahrzeugen (nicht mit Drohnen) abgeholt werden, ist die künstliche Intelligenz in Sortiermaschinen oder in der Steuerung von Anlagen längst Realität.

Digitale Produkte und digitale Kommunikation verändern die Abfallwirtschaft. Der Echtzeit-Datenaustausch moderner Telematiksysteme ermöglicht eine nutzergenaue Abrechnung wie die Optimierung von Touren. Blockchain Technologien werden für Abfall- und Recyclinganwendungen genutzt und verifizieren ganze Recyclingprogramme. Selbst am Recyclinghof sind mittlerweile Kassenautomaten für die bargeldlose Gebührenveranlagung mit EC-Karte im Vormarsch.

LITERATUR

- Flamme, S. (2018) Echtzeit-Analytik von Inhaltsstoffen: NIR-Technik eignet sich zur Qualitätssicherung von Ersatzbrennstoffen. In: ENTSORGA-Magazin, Ausgabe 5/2018
- Iken K. (2009) Abschied vom Quelle-Katalog; Der Bestseller-Bestseller aus Spiegel Online vom 23.10.2009
- Kreindl, G. (2010) Herausforderungen der NIR-Sortierung von gemischten Abfällen aus Industrie und Gewerbe. In: Tagungsband DepoTec 2010, Leoben
- Madehow (2018) www.madehow.com/Volume-1/Compact-Disc.html
- N.N. <https://www.handelsdaten.de/e-commerce-und-versandhandel/>
- Pyzyk, K. (2018) in <https://www.wastedive.com>, published Aug. 10, 2018
- Schmucker A. (2018) Prozess-Digitalisierung der Entsorgung. In: ENTSORGA-Magazin, Ausgabe 5/2018
- Schäfer (2018) aus <https://www.ssi-schaefer.com/de-de/software-loesungen>
- Schüler, K. (2018) Aufkommen und Verwertung von Verpackungsabfällen in Deutschland im Jahr 2016, UBA Texte 58/2018
- Steinert (2018) www.Steinertglobal.com
- Stelzer, J. (2018) Digitale Macher, in das IHK-Wirtschaftsmagazin für München und Oberbayern 07/2018
- Stelzer, J. (2018) IHK Magazin für München und Oberbayern – 08/2018 S.40
- Weismor Klaus www.punkt-im-raum.de/

Schad- und Störstofferkundungen von Abbruchobjekten – Erfahrungen und Problembereiche

A. Ragoßnig, J. Maier & H. Kellermann

RM Umweltkonsulten ZT GmbH, Frohnleiten / St. Veit an der Glan / Wien, Österreich

KURZFASSUNG: Mit der Anfang des Jahres 2016 in Kraft getretenen Recycling-Baustoffverordnung wurde ein Wandel in der Bauwirtschaft initiiert. Da basierend auf den Daten des Bundeabfallwirtschaftsplans mehr als 70% der Abfälle in Österreich aus Bautätigkeiten resultieren, liegt in diesem Sektor ein großes abfallwirtschaftliches Optimierungspotenzial. Ziel ist es, durch selektiven Rückbau hochwertige Rohstoffe für Recycling-Baustoffe zur Verfügung zu stellen. Dabei stellt der Balanceakt zwischen umweltrechtlichen Rahmenbedingungen (z.B. Abfallwirtschaftsgesetz), normativen Vorgaben (z.B. ÖNORM B3151 bzw. ÖNORM EN ISO 16000-32), Wirtschaftlichkeit und der praktischen Durchführung eine Herausforderung dar. Der gegenständliche Beitrag ist eine Bestandsaufnahme hinsichtlich der Erfahrungen und identifizierter Problembereiche knapp drei Jahre nach Umsetzung der Recycling-Baustoffverordnung in Österreich.

1 EINLEITUNG

Mit Beginn des Jahres 2016 trat in Österreich die neue Regelung der Recycling-Baustoffverordnung (BMLFUW 2016a) in Kraft, diese wurde nach etwas weniger als einem Jahr novelliert (BMLFUW 2016b) und ist in dieser Form nunmehr für die Praxis als maßgebliche Rechtsvorschrift anzuwenden. Ein wesentlicher Eckpunkt der Recycling-Baustoffverordnung besteht darin, dass bei Abbruchvorhaben mit mehr als 750 t an Bau- und Abbruchabfällen im Vorhinein eine Schad- und Störstofferkundung, eine Entfernung identifizierter Schad- und Störstoffe, sowie eine Bestätigung dessen durchgeführt werden muss. Dies dient dazu um zu gewährleisten, dass durch den selektiven Rückbau qualitativ hochwertige Recycling-Baustoffe hergestellt werden können und damit auch entsprechenden unionsrechtlichen Zielsetzungen - einer Recyclingquote von mehr als 70% für mineralische Baurestmassen bis zum Jahr 2020 - entsprochen werden kann.

Neben der umweltrechtlichen Verpflichtung ist eine solide durchgeführte Schad- und Störstofferkundung von Abbruchobjekten jedenfalls eine Versicherung des Bauherrn gegenüber unerwünschten Überraschungen im Rahmen der Durchführung von Abbrüchen, die neben Verzögerungen und Mehrkosten sowie Nachforderungen seitens des beauftragten Abbruch- / Entsorgungsunternehmens aufgrund unklarer Informationen / Ausschreibungen auch bis zur Einstellung von Baustellen aufgrund nicht rechtskonformer Abwicklung sowie fehlender Befugnisse des Abbruchunternehmens bzw. Entsorgungsdienstleisters führen können.

Der gegenständliche Beitrag identifiziert Problembereiche in der praktischen Umsetzung auf Basis der Erfahrungen als befugte Fachperson.

2 GRUNDSÄTZE / REGELKREISLAUF FÜR DEN VERWERTUNGS-ORIENTIERTEN RÜCKBAU

Das Abfallwirtschaftsgesetz (AWG 2002) legt die Grundsätze für den Umgang mit Abfällen fest. In erster Linie soll Abfall vermieden oder zur Wiederverwendung vorbereitet werden, wenn das nicht möglich ist, liegt der Fokus auf dem Recycling oder einer sonstigen (stofflichen / energetischen) Verwertung, sofern dies ökologisch zweckmäßig und technisch möglich ist. Abfälle, die nicht verwertet werden können, sind fachgerecht und ordnungsgemäß durch befugte Sammler und Behandler zu beseitigen. Für anfallende Abfälle hat die bereits im AWG festgelegte Trennpflicht (AWG 2002) eine bedeutende Rolle. Diese besagt, dass gefährliche von nicht gefährlichen Abfällen zu trennen sind.

Dieser Rahmen bildet auch die Grundlage für die Recycling-Baustoffverordnung (RBVO 2016a, 2016b). Die RBVO detailliert u.a. die rechtlichen Vorgaben für Abbruchvorhaben indem sie den verwertungsorientierten Rückbau als Standardabbruchmethode fixiert und weitere Vorgaben für die Trennpflichten und Dokumentationspflichten des Bauherrn sowie weitere involvierte Akteure definiert. Mithilfe dieser Vorgaben soll ermöglicht werden, die Kreislaufwirtschaft und die Materialeffizienz, insbesondere die Vorbereitung zur Wiederverwendung von Baumaterialien und eine hohe Qualität von Recycling-Baustoffen zu gewährleisten.

Der verwertungsorientierte Rückbau wird vor allem durch die ÖNORM B3151 (ASI 2014) vorgegeben. Sie besagt, dass Abbruchvorhaben, bei denen mehr als 750 t Bau- oder Abbruchabfälle anfallen, als verwertungsorientierter Rückbau zu erfolgen haben. Unter Rückbau versteht man den Abbruch eines Bauwerks in umgekehrter Reihenfolge zu seiner Errichtung. Dabei sollen alle anfallenden Materialien soweit möglich und sinnvoll einer Wiederverwendung, Vorbereitung zur Wiederverwendung oder einem Recycling zugeführt werden. Dabei ist die Trennpflicht und die Berücksichtigung von etwaigen Schadstoffen in den Baumaterialien zu beachten, da eine Vermischung von qualitativ hochwertigen und gefährlichen Abfällen auf jeden Fall zu vermeiden ist. Darüber hinaus ist das Potenzial zur Entweichung von Schadstoffen zu minimieren. Der Regelkreislauf für einen verwertungsorientierten Rückbau sieht demzufolge folgende Schritte vor: Die Durchführung von Schad- und Störstofferkundungen, die unter anderem auch entsprechende Erhebungen von Informationen zum Abbruchobjekt erfordern. Darauf basierend wird ein Rückbaukonzept zur Entfernung der identifizierten Schad- und Störstoffe erstellt und diese entfernt. Sind die Schad- und Störstoffe aus dem Abbruchobjekt entfernt worden, muss der Freigabezustand bestätigt werden, bevor mit dem maschinellen Rückbau begonnen werden darf.

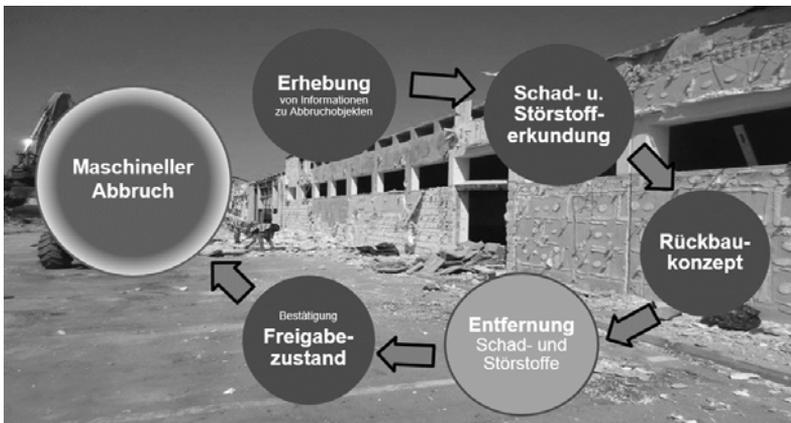


Abb. 1: Regelkreislauf des verwertungsorientierten Abbruchs entspr. RBVO.

Mithilfe der angeführten rechtlichen Vorgaben soll es ermöglicht werden, dass bis 2020 mehr als 70% der anfallenden mineralischen Baurestmassen einer umweltgerechten Verwertung zugeführt werden.

3 UMSETZUNGSERFAHRUNGEN

In den vergangenen drei Jahren konnte ein eindeutiger Anstieg der Nachfrage nach Gutachterleistungen im Bereich von Schad- und Störstofferkundungen festgestellt werden. Trotzdem ist nach wie vor festzustellen, dass die aus dem Abfallrecht bedingten Erfordernisse für Abbruchvorhaben vielfach bei Bauherren und den im Auftrag der Bauherren tätigen Planern noch nicht den erforderlichen Stellenwert einnehmen um einen reibungslosen Ablauf von Abbruchvorhaben sicherzustellen. Aus diesem Grund stehen die Beteiligten bei der konkreten Durchführung von Schad- und Störstofferkundungen oft unter großem Zeitdruck, da dieser Schritt im Baustellen-Projektmanagement oftmals nicht adäquat eingeplant ist.

Die Qualität der erbrachten Gutachterleistungen im Zusammenhang mit Schad- und Störstofferkundungen ist stark unterschiedlich und das Leistungsbild ist nach wie vor noch nicht klar etabliert. Der Anspruch der Bauherren reicht von der Erfüllung eines formalen Minimalerfordernisses über den Anspruch einer rechtskonformen Durchführung von Abbrüchen bis hin zur Erstellung von Grundlagen für die Ausschreibung von Abbruch- und Entsorgungsdienstleistungen und der laufenden abfallwirtschaftlichen Begleitung von Abbruchvorhaben. Vielfach wird in der initialen Anfrage seitens der Bauherren / Planer hier aufgrund bestehender Unklarheiten und Unschärfen im Leistungsbild noch nicht klar differenziert. Eine abfallwirtschaftliche Abbruchbegleitung und Fortschreibung der vor Ausschreibung / Vergabe der Abbruchleistung erstellten Rückbaukonzepte beschränkt sich aktuell auf sehr große und komplexe Abbruchvorhaben. Wenn durch das Rückbaukonzept eine rechtskonforme Abwicklung eines Abbruchvorhabens sichergestellt und dokumentiert werden soll, erfordert dies jedoch eine laufende und vorhabensbegleitende Fortschreibung des Rückbaukonzepts.

Sowohl die Festlegung von Bauteilen, die wiederverwendet werden sollen, als auch die Umsetzung des Verwertungsgebots ist in der Praxis nicht zufriedenstellend umgesetzt. Die RBVO sieht vor, dass im Rahmen der Schad- und Störstofferkundung Bauteile, die einer Wiederverwendung zuzuführen sind, zu dokumentieren sind. Eine effektive Festlegung der wiederzuverwendenden Bauteile kann jedoch nur durch den Bauherrn bzw. den Abbruchunternehmer erfolgen, da 1) der Ausbau dieser Bauteile mit Kosten verbunden und 2) die Bauteile in der nach dem Ausbau vorliegenden Form von Dritten nachgefragt werden müssen. Eine Festlegung der wiederzuverwendenden Bauteile würde dementsprechend eine sehr intensive Zusammenarbeit der beauftragten Fachanstalt, des Bauherrn und der zum Zeitpunkt der Durchführung der Schad- und Störstofferkundung noch nicht feststehenden Abbruchfirma erfordern, weswegen dieser Intention der RBVO bisher nur in Ansätzen entsprochen wird. In der Praxis besteht überdies die Unschärfe des Vorliegens des Abfallbegriffs bei der Beurteilung der Rechtmäßigkeit der Wiederverwendung von HBCD-haltigen Dämmstoffen, die im Rahmen der Schad- und Störstofferkundung als POP-Abfall einzustufen sind. Obwohl die Mehrheit der Experten hier vom Zutreffen des objektiven Abfallbegriffs ausgeht, da derartige Dämmstoffe ja auch nicht mehr in Verkehr gebracht werden dürfen, fehlt eine eindeutige Klarstellung. Die Praxis zeigt, dass derartige Dämmstoffe aktuell in die Wiederverwendung gehen, was sicherlich auch auf die Entsorgungseingpässe und Entsorgungskosten bei dieser Abfallart zurückzuführen ist.

Bei der Umsetzung des Verwertungsgebots steht in der Praxis nicht nur die Wirtschaftlichkeit im Zusammenhang mit der Verhältnismäßigkeit sondern oft auch die geforderte Umsetzungsgeschwindigkeit für Abbrüche im Weg. Die Entfernung von Schadstoffen und Störstoffen erfordert eine entsprechende Einplanung und Berücksichtigung im Bauablauf, was vielfach noch nicht der Baupraxis entspricht. Die Entfernung von störfstoff- (z.B. Gipsputz) oder schadstoffhaltigen Schichten des Mauerwerks (z.B. PAK-haltige Anstriche, vgl. Beispiel in Kapitel 4) erfordern nicht nur einen Zusatzaufwand in zeitlicher und kostenmäßiger Hinsicht, sondern können auch zu zusätzlichen Befugnisanforderungen führen. Im Zusammenhang mit Verbundbauteilen stellt sich im Rahmen des Verwertungs-orientierten Abbruchs ebenfalls die Frage der Verhältnismäßigkeit. Ist es erforderlich und wirtschaftlich vertretbar, den Verbund zu trennen und die Einzelteile zu verwerten oder den Verbund geschlossen zu entsorgen?

Wenn die Schad- und Störstoffe entfernt wurden, muss der Freigabezustand bestätigt werden, bevor mit dem maschinellen Abbruch begonnen werden darf. Hier bleibt festzustellen, dass Freigabenbegehungen auch bei größeren Abbruchvorhaben aktuell vielfach nicht durch befugte Fachanstalten durchgeführt werden, obwohl dies in den Erläuterungen der RBVO (BMNT 2018) explizit gefordert wird. Eine durchgängige, unabhängige Kontrolle der rechtskonformen Umsetzung des verwertungsorientierten Rückbaus ist somit nicht gegeben.

4 PRAXISNAHE BEISPIELE: WIE LIEGT DER ABFALL TATSÄCHLICH VOR?

In den zwei nachfolgenden Beispielen soll verdeutlicht werden, dass die konkrete Abbruchpraxis einen massiven Einfluss auf die Qualität der nach Abbruch vorliegenden Abfälle, sowie deren Massen (je Abfallart) und in weiterer Folge die für die Abfallentsorgung erforderlichen Befugnisse haben kann.

In Abb. 4.2 ist eine Ziegelmauer dargestellt, die auf der einen Seite verputzt und auf der anderen Seite mit einer PAK-haltigen Schicht unter dem Verputz versehen ist. Die Feststellung der PAK-haltigen Schicht (5.000 mg/kg TS PAK) ist eindeutig Aufgabe der Schad- und Störstofferkundung. Als Monoabfall anfallend ist somit die PAK-haltige Schicht jedenfalls als gefährlicher Abfall einzustufen. Die restlichen Baumaterialien (Verputz und Ziegel) sind nicht gefährlicher und verwertbarer Abfall.

Im Sinne des Verwertungsgebots und entsprechend den Regelungen der RBVO (Ausschluss vom Recycling) ist die PAK-haltige Schicht im Rahmen eines verwertungsorientierten Rückbaus jedenfalls vor dem maschinellen Rückbau zu entfernen und vom Recycling auszuschließen. Eine Freigabe zum maschinellen Abbruch und ein verwertungsorientierter Rückbau würde somit eine Entfernung des im Rahmen der Schad- und Störstofferkundung festgestellten Schadstoffs PAK durch Abschlagen des Verputzes an der Mauerinnenseite inkl. der PAK-haltigen Schicht und deren getrennte Entsorgung als gefährlicher Abfall (PAK-Gehalt > 300 mg/kg TS) erfordern. Dementsprechend benötigt das mit der Entsorgung der Abfälle beauftragte Unternehmen die Befugnis zur Behandlung von Abfällen der Schlüsselnummer 31441 (g).

Die Praxis zeigt, dass bei derartigen Abbruchvorhaben seitens des Abbruchunternehmens der Weg einer Deponierung der mineralischen Baurestmassen ggf. bevorzugt wird. In diesem Fall ergibt sich im Rahmen einer vereinfachten Gesamtbetrachtung unter Annahme eines Nullwertes beim PAK Gehalt des Verputzes und des Ziegelwerks und gleicher Dichten der Baustoffe ein PAK Gesamtgehalt des Bauschutts (Ziegelwerk inkl. Verputz und PAK-haltige Schicht) von unter 20 mg/kg TS. Wohingegen

trotz des vergleichsweise geringen PAK-Gehalts eine Verwertung des Bauschutts laut den Bestimmungen der RBVO rechtlich ausgeschlossen ist, wäre eine Deponierung des Bauschutts jedenfalls zulässig. Die korrekte Schlüsselnummernzuordnung wäre 31409. Das mit der Entsorgung beauftragte Unternehmen müsste nicht über die gefährliche Schlüsselnummer 31441 (g) verfügen. Da eine Kontamination mit PAK bekannt ist, wäre in diesem Fall eine nachträgliche Behandlung (Absiebung) und Herstellung eines Recyclingbaustoffs rechtlich nicht zulässig.

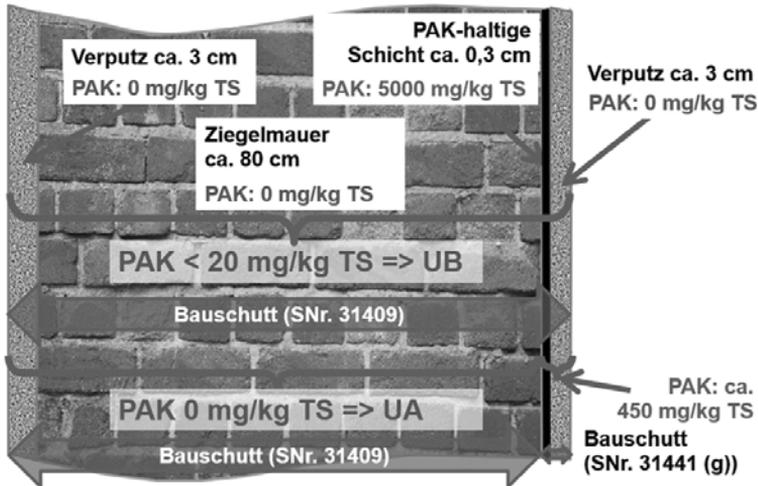


Abb. 2: Aufbau einer Ziegelmauer mit Verputz und einer PAK-haltigen innenliegenden Schicht (Konzentrationsangaben tw. rechnerisch unter der Annahme von Vereinfachungen bei Dichten und PAK-Gesamtgehalten von Ziegel und Verputz ermittelt).

Das zweite Beispiel zeigt eine mehrschichtig aufgebaute Gebäudefassade bestehend aus einer Holzschalung mit mehrlagiger stark verwitterter, brüchiger Abdichtungspappe.

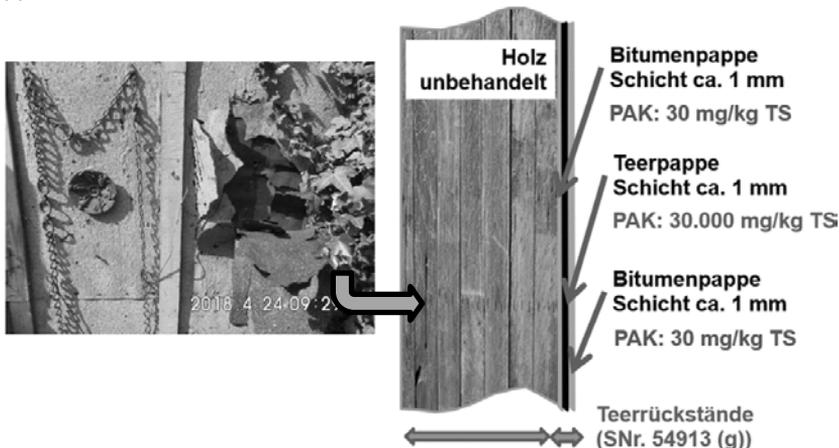


Abb. 3: Hausfassade aus Holzschalung mit mehrlagiger verwitterter Abdichtungspappe.

Obwohl im Rahmen der Schad- und Störstofferkundung festgestellt wurde, dass lediglich die mittlere Abdichtungspappe eine Teerpappe und somit ein als gefährlicher

Abfall einzustufender Abfall ist, ist in der Baustellenpraxis eine Trennung der mittleren Teerpappe von der darunter- bzw. darüberliegenden Bitumenpappe aufgrund deren Zustand (stark brüchig infolge der Verwitterung) nicht sinnvoll möglich.

Im konkreten Fall werden somit alle drei Abdichtungspappeschichten als gefährlicher Abfall anfallen und unter der Schlüsselnummer 54913 (g) zu entsorgen sein. Eine Trennung der Pappen von der Holzschalung ist rechtlich sowohl wegen der Trennpflicht von gefährlichen von nicht gefährlichen Abfällen als auch der expliziten Getrennterfassungserfordernis für Holzabfälle notwendig.

5 RESUMÉE

Die Erfahrung der letzten drei Jahre zeigen, dass trotz stark steigender Nachfrage nach gutachterlichen Leistungen im Zusammenhang mit der Recyclingbaustoffverordnung eine erfolgreiche Implementierung dieser abfallrechtlich induzierten Anforderungen in den Bauablauf weitere Bewusstseinsbildung und diverse Klärstellungen erfordern.

Insbesondere im Bereich der Festlegung von Bauteilen zur Wiederverwendung sowie in der konkreten Umsetzung des Verwertungsgebots erfolgt die Auslegung in der Praxis sehr unterschiedlich und oft nicht den Intentionen des Abfallrechts entsprechend. Unklarheiten und unterschiedliche Auslegungen hinsichtlich des Zutreffens des Abfallbegriffs sowie auch der Erfordernis des Umsetzens des Verwertungsgebots führen zu unterschiedlichen Ergebnissen in Art und Menge von Abfällen mit den entsprechenden Auswirkungen hinsichtlich erforderlicher Befugnisse sowie auch anfallender Kosten.

Die nunmehr im Rahmen der Herausgabe der Erläuterungen zur Recycling-Baustoffverordnung stattgefundene Konkretisierung seitens des Bundesministeriums für Nachhaltigkeit und Tourismus, dass für Abbruchvorhaben, wo eine umfassende Schad- und Störstofferkundung durchzuführen ist, die Bestätigung des Freigabebezugs ebenfalls durch eine befugte Fachanstalt zu erfolgen hat, ist ein richtiger Schritt in Richtung der Implementierung eines funktionierenden Regelkreislaufs für Abbruchvorhaben entsprechend den abfallrechtlichen Intentionen.

LITERATUR

- Bundesministerium für Land- und Forstwirtschaft, Umwelt und Wasserwirtschaft (BMLFUW) (2002) *Abfallwirtschaftsgesetz*. BGBl. I Nr. 102/2002, Wien.
- Bundesministerium für Land- und Forstwirtschaft, Umwelt und Wasserwirtschaft (BMLFUW) (2016a) *Verordnung über die Pflichten bei Bau- und Abbruchtätigkeiten, die Trennung und die Behandlung von bei Bau- und Abbruchtätigkeiten anfallenden Abfällen, die Herstellung und das Abfallende von Recycling-Baustoffen (Recycling-Baustoffverordnung)*. BGBl. II Nr. 181/2015, Wien.
- Bundesministerium für Land- und Forstwirtschaft, Umwelt und Wasserwirtschaft (BMLFUW) (2016b) *Novellierung der Verordnung über die Pflichten bei Bau- und Abbruchtätigkeiten, die Trennung und die Behandlung von bei Bau- und Abbruchtätigkeiten anfallenden Abfällen, die Herstellung und das Abfallende von Recycling-Baustoffen (Recycling-Baustoffverordnung)*. BGBl. II Nr. 290/2016, Wien.
- Bundesministerium für Nachhaltigkeit und Tourismus (BMNT) (2018) *Erläuterungen zur Recycling-Baustoffverordnung*, Wien.
- Österreichisches Normungsinstitut (2014) *ÖNORM B 3151, Rückbau von Bauwerken als Standardabbruchmethode*, Wien.
- Österreichisches Normungsinstitut (2014) *ÖNORM EN ISO 16000-32, Innenraumluftverunreinigungen Teil 32: Untersuchung von Gebäuden auf Schadstoffe*, Wien.

Herausforderungen bei der Verwendung von RC-Baustoffen aus aufbereiteten Baurestmassen im Erdbau

S. Huber, C. Henzinger & D. Heyer

Technische Universität München, Lehrstuhl und Prüfamnt für Grundbau, Bodenmechanik, Felsmechanik und Tunnelbau, München, Deutschland

KURZFASSUNG: Der vorliegende Beitrag befasst sich mit Herausforderungen bei der Verwendung von Ersatzbaustoffen aus aufbereiteten mineralischen Baurestmassen im Erdbau. Diese werden aufgrund von Vorbehalten gegenüber ihrer bau- und umwelttechnischen Eignung häufig verfüllt, anstatt hochwertig als Erdbaustoff eingesetzt zu werden. Zu den bautechnischen Vorbehalten tragen vor allem auch Unterschiede bei, die bei der Prüfung im Labor sowie im Feld gegenüber natürlichen Baustoffen auftreten und die auf materialspezifische Besonderheiten zurückzuführen sind. Hierbei kommt es insbesondere bei der Festlegung einer Bezugsdichte für die Verdichtung im Feld anhand von Laborversuchen, sowie bei der Verdichtungskontrolle mittels indirekter Prüfverfahren im Feld zu besonderen Schwierigkeiten.

1 HINTERGRUND

Die hochwertige Wiederverwendung mineralischer Restmassen als aufbereitete und güteüberwachte Ersatzbaustoffe hat in den letzten Jahren aufgrund sozialer und ökologischer Aspekte sowie gesetzlicher Vorgaben kontinuierlich an Bedeutung gewonnen. Durch den Einsatz von Ersatzbaustoffen kann der Verbrauch wertvoller Primärbaustoffe wie Kiese und Sande, die in vielen Regionen der Welt bereits heute erschöpft sind, reduziert werden. Gleichzeitig wird dadurch der Verbrauch von Flächen, die zu deren Gewinnung oder zur Deponierung und Verfüllung mineralischer Restmassen benötigt würden, verringert. Die Dringlichkeit einer nachhaltigen Materialverwendung wurde auch durch den Gesetzgeber erkannt und mit der Novellierung des Kreislaufwirtschafts- und Abfallgesetzes im Jahre 2012 zum Kreislaufwirtschaftsgesetz (KrWG) die gesetzliche Grundlage zu einer möglichst umfassenden hochwertigen Verwertung mineralischer Restmassen geschaffen. Das KrWG ist die nationale Umsetzung europäischer Richtlinien und räumt der ordnungsgemäßen und schadlosen Verwertung unter § 7 nicht nur den Vorrang vor der Beseitigung ein. Es ordnet außerdem die möglichen Bewirtschaftungsmaßnahmen in der Abfallhierarchie unter § 6 auch nach ihrer Wertigkeit. Überdies legt das KrWG unter § 14 für nichtgefährliche Bau- und Abbruchabfälle, auf denen der Fokus dieses Beitrages liegt, eine verbindliche Verwertungsquote von mindestens 70 M.-% ab dem 01.01.2020 fest.

Mittlerweile ist das hochwertige Recycling mineralischer Restmassen in Deutschland weit fortgeschritten, was sich auch in den Verwertungsquoten der Abfallstatistiken widerspiegelt. So wurden von den im Jahre 2014 anfallenden mineralischen Restmassen in Höhe von knapp 190 Mio. T. gemäß den (Monitoring Berichten des Bundesverbandes Baustoffe 2017) von der Stofffraktion „Boden und Steine“ etwa 101,6 Mio. T. und von der Stofffraktion „Bauschutt“ etwa 51,2 Mio. T. einer Verwertungsmaßnahme zugeführt. Damit wäre streng genommen die für 2020 geforderte Recyclingquote von 70 M.-% bereits heute erfüllt. Berücksichtigt man allerdings, dass ein großer Anteil der verwerteten Mengen in die Verfüllung als gemäß § 6 KrWG nachrangigste Form der Verwertung ging (vgl. Abb. 1), wird deutlich, dass das Ziel einer

umfassenden hochwertigen Verwertung mineralischer Restmassen nach wie vor zu großen Teilen unterlaufen und ihr Potential bei Weitem noch nicht ausgeschöpft wird. Während die Gründe, die einer höherwertigen Verwertung als der Verfüllung entgegenstehen, bei der Fraktion „Boden und Steine“ tatsächlich in vielen Fällen auf nachteilige bautechnische Eigenschaften zurückzuführen sind, liegen die Ursachen bei Recyclingbaustoffen (RC-Baustoffen) aus aufbereiteten mineralischen Baurestmassen oftmals in Vorbehalten gegenüber ihrer umwelttechnischen Zulässigkeit und bautechnischen Eignung. Oft reichen bei diesen Materialien schon das heterogene Erscheinungsbild mit Anteilen an nichtmineralischen Bestandteilen und spätestens die Notwendigkeit zur Aufbereitung und umwelttechnischen Untersuchung um von einer möglichen Nutzung als Baustoff abzuschrecken. Zur weiteren Verunsicherung im Hinblick auf die umwelttechnische Zulässigkeit und eines rechtssicheren Einsatzes trägt ein deutschlandweit noch immer nicht einheitliches Regelwerk bei. Dabei wird oftmals verkannt, dass die umwelttechnische Zulässigkeit der meisten in Deutschland am Markt angebotenen RC-Baustoffe durch ein System der Güteüberwachung und Zertifizierung sichergestellt wird.

Obwohl RC-Baustoffe bereits vielfach erfolgreich im Bereich des Erdbaus eingesetzt wurden und viele positive Referenzfälle bekannt sind, bestehen auch gegenüber der bautechnischen Eignung noch Vorbehalte. Neben der bereits vielfach praktizierten Verwendung im Ober- und Unterbau von Straßen (z.B. Poon & Chan 2005, Krass & Kollar 2004) oder in Schutzwällen (z.B. Vinmans 2013), eignen sich RC-Baustoffe aus aufbereitetem Bauschutt auch für viele weitere Anwendungen. So wurde ihre Eignung zur Herstellung von standfesten Banketten von (Koukoulidou et al. 2014) am Beispiel eines rezyklierten Betonbruchs und von (Huber et al. 2017) am Beispiel eines rezyklierten Bauschuttgemisches aufgezeigt. (Henzinger 2017) hat die Möglichkeit aufgezeigt, die Verarbeitbarkeit eines feinkörnigen, zu weichen Bodens durch die Zugabe von aufbereitetem Bauschutt soweit zu verbessern, dass aus zwei mineralischen Reststoffen ein qualifizierter Erdbaustoff hergestellt werden kann. Derzeit wird auch die Möglichkeit zur Herstellung zeitweise fließfähiger Verfüllbaustoffe aus RC-Materialien untersucht (Huber & Heyer 2018).

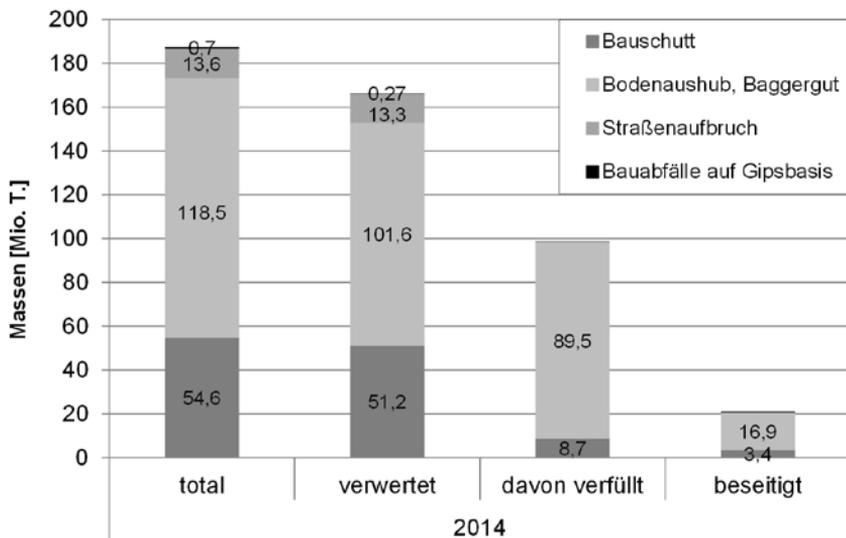


Abb. 1: Anfall mineralischer Restmassen in D in 2014 (Kreislaufwirtschaft Bau 2017).

Die Vorbehalte gegenüber der bautechnischen Eignung betreffen dabei weniger sortenreinem Betonbruch, als vielmehr Bauschuttgemische mit farblich hervorstechenden Ziegelanteilen und weiteren mineralischen Fremdbestandteilen, die im Allgemeinen mit nachteiligen bautechnischen Eigenschaften assoziiert werden. Insbesondere die Beständigkeit gegenüber mechanischen Einwirkungen und Frostbeanspruchungen wird häufig bezweifelt. Dabei zeigen Untersuchungen, dass diese Pauschalbeurteilung zu kurz greift. Siebtrommelversuche nach TP BF-StB Teil C20 von (Baumgärtel et al. 2009) an RC-Baustoffen zeigen jedoch, dass die mengenmäßig relevantesten Stofffraktionen Beton und Ziegel eine hohe Resistenz gegenüber mechanischem Abrieb sowie Wassergehalts- und Temperaturänderungen besitzen. Die Frostbeständigkeit von RC-Gemischen hängt von unterschiedlichen Faktoren ab, unter anderem vom Anteil an Mörtel- und Putzresten (Krass & Kollar 2004). Materialspezifische Besonderheiten, die zum Teil in Unterschieden in erdbautechnisch relevanten Eigenschaften im Vergleich zu Naturbaustoffen resultieren können, führen immer wieder zu Verwirrungen bei der Beurteilung der bautechnischen Eignung im Labor und im Feld. Im Folgenden werden einige jener materialspezifischen Besonderheiten und ihre Auswirkung auf wichtige erdbautechnische Versuche aufgegriffen. Dabei wird klar, dass diese speziellen Eigenschaften zwar beachtet werden müssen und weiterer Forschungsbedarf besteht, aber auch, dass diese Eigenschaften allein kein Ausschlusskriterium darstellen sollten.

2 VERWENDUNG VON RECYCLINGBAUSTOFFEN AUS AUFBEREITETEN BAURESTMASSEN IM ERDBAU

2.1 *Allgemeines zu den bautechnischen Anforderungen im Erdbau*

Die Anforderungen an die im Erdbau des Straßenbaus zu verwendenden Erdbaustoffe sind in den Technischen Lieferbedingungen für Böden und Baustoffe im Erdbau des Straßenbaus (TL BuB E-StB 09) enthalten. Dabei wird stoffspezifisch zwischen erdbautechnischen und umweltrelevanten Anforderungen an Böden und Baustoffe unterschieden. Auch die Einhaltung der umweltrelevanten Vorgaben ist dabei zwingende Voraussetzung für den Einsatz im Erdbau. In Bezug auf die bautechnischen Anforderungen sind die im Labor ermittelte Plastizität und Korngrößenverteilung, der Wassergehalt sowie die stoffliche Zusammensetzung eines Baustoffes relevant. Neben den Anforderungen an die Qualität des Baustoffes muss im Erdbau, wie in allen Bereichen des Bauwesens, die Standsicherheit des Bauwerkes sowie dessen dauerhafte Gebrauchstauglichkeit gewährleistet werden. In diesem Zusammenhang sind in Deutschland die Zusätzlichen Technischen Vertragsbedingungen und Richtlinien für Erdarbeiten im Straßenbau (ZTV E-StB 17) das maßgebliche Regelwerk. Es regelt für den Untergrund und Unterbau von Verkehrsflächen und für sonstige Erdbauwerke im Kontext des Straßenbaus sowohl die Ausführung als auch die Qualitätsanforderungen und beinhaltet Vorgaben zur Prüfung der erzielten Qualität der Erdarbeiten. Zur Sicherstellung einer ausreichenden Verdichtung enthalten die ZTV E-StB 17 je nach Einsatzbereich des Baustoffes Anforderungen an den mindestens zu erreichenden Verdichtungsgrad D_{Pr} , der als das Verhältnis zwischen der im Feld erzielten und gemessenen Trockendichte und der im Labor bestimmten Proctordichte in Prozent angegeben wird und das primäre Prüfkriterium im Erdbau darstellt. Wird der geforderte Verdichtungsgrad erzielt, kann eine ausreichende Verdichtung angenommen werden.

2.2 Beispiele für Herausforderungen bei der Prüfung im Labor

Klassifizierende Versuche

Die speziellen Eigenschaften und Bestandteile von RC-Materialien führen bereits bei der bautechnischen Klassifizierung zu Besonderheiten. So wird bei einer Sedimentationsanalyse des Feinkornanteils oft ein Ausflocken der Lösung beobachtet, das auch mittels Antikoagulationsmittel nicht in den Griff zu bekommen ist. Da Recyclingbaustoffe aus aufbereitetem Bauschutt aufgrund ihrer Herstellung (brechen, sieben) allerdings nur selten relevante Feinkornanteile aufweisen, bleibt diese Eigenschaft oft irrelevant. Im Falle relevanter Anteilen an Feinkorn stehen alternative Verfahren (z.B. Laser Particle Sizer) zur Verfügung, die allerdings im bodenmechanischen Labor noch nicht zum Standard gehören. Eine weitere Herausforderung ergibt sich im Rahmen der Bestimmung der Korndichte der RC-Baustoffe. Aufgrund der Porosität der Materialien muss zur Bestimmung der Korndichte/scheinbaren Korndichte und Kornrodichte auf Verfahren des Straßenoberbaus (Körnungen) nach DIN EN 1097-6 zurückgegriffen werden (siehe Henzinger 2017).

Bestimmung der stofflichen Zusammensetzung

Gemäß den TL BuB E-StB 09 ist bei RC-Baustoffen die stoffliche Zusammensetzung nach TP Gestein-StB Teil 3.1.5 zu ermitteln. Dabei werden die Kornanteile > 4 mm händisch nach Augenschein gemäß ihrer Stoffgruppen sortiert und der Anteil jeder Stoffgruppe als Massenanteil in Prozent angegeben. Problematisch ist bei diesem zeitaufwändigem Verfahren, dass die Zuordnung zu den einzelnen Stoffgruppen nach subjektiver Einschätzung erfolgt, was je nach Auszählendem zu einer unterschiedlichen stofflichen Zusammensetzung führen kann. Eine objektive Zuordnung der Einzelkörner zu den einzelnen Stofffraktionen ist dagegen nur schwer möglich. Überdies muss der Massenanteil der Korngrößen < 4 mm zwar angegeben werden, eine Auszählung dieser Bestandteile nach Augenschein ist aufgrund der geringen Korngrößen jedoch nicht möglich, so dass die stofflichen Anteile < 4 mm keine Berücksichtigung in der stofflichen Zusammensetzung finden. All das führt dazu, dass die Bestimmung der stofflichen Zusammensetzung von RC-Baustoffen potentiell mit großen Unsicherheiten behaftet ist (siehe Henzinger et al. 2016), was letztlich auch zu vertraglichen Streitigkeiten führen kann.

Verdichtbarkeit von RC-Baustoffen und Bestimmung der Bezugsdichte

Zur Bestimmung des optimalen Einbauwassergehaltes und der Bezugsdichte für die Verdichtung im Feld wird vorab im Labor der Proctorversuch nach DIN 18127 durchgeführt. Dabei wird die Trockendichte als Funktion des Wassergehaltes ermittelt. Bei den meisten natürlichen Baustoffen steigt die Trockendichte mit zunehmendem Wassergehalt typischerweise bis zu einem maximalen Wert (Optimum) an, um bei weiterer Zunahme des Wassergehaltes in etwa parallel zur Sättigungslinie wieder abzufallen. Im Gegensatz dazu zeigen auch gut abgestufte RC-Baustoffe oft keine ausgeprägte Abhängigkeit der Trockendichte vom Wassergehalt. Oder sie weisen statt des bekannten parabolischen Verlaufes mit steigendem Wassergehalt lineare Anstiege (analog zu enggestuften natürlichen Materialien), oder gar konkave Krümmungen auf, wodurch die Ableitung eines eindeutigen Optimums zur Festlegung der Proctordichte nicht mehr eindeutig möglich ist. Ursache für diese auffälligen Eigenschaften ist die Porosität der Einzelkörner, die ein hohes Wasseraufnahmevermögen besitzen (z.B. Diedrich et al. 2001). Somit liegt nur ein Teil des in der Probe vorhandenen Wassers als verdichtungsbegünstigend in den Kontaktpunkten der Körner vor. Ein weiterer Teil, dessen Größe von der Art des Materials, der Eigenfeuchte und der Homogenisierungszeit nach Wasserzugabe (Einstellung des Wassergehaltes für den Proctorversuch) abhängt, ist nicht verdichtungswirksam in

den Poren des Materials gespeichert. Damit die Wiederholbarkeit des Verdichtungsversuches mit solchen Materialien gegeben ist, müssen zumindest diese drei Parameter zusätzlich beachtet werden. Die Darstellung der Abhängigkeit der Trockendichte vom gesamten Wassergehalt ist somit zwar aus praktischen Gesichtspunkten zweckmäßig, streng genommen greift solch eine Darstellung aber zu kurz.

Typische Verdichtungskurven von RC-Materialien sind in Abb. 2 anhand von Proctorkurven von RC-Beton und RC-Bauschuttgemischen (Bodengruppen nach DIN 18196 in Abb. 2 links in Klammern), die im Rahmen von Probefeldern (siehe Pkt. 2.3) auch im Labor untersucht wurden, exemplarisch dargestellt. Die Kornverteilungen der im Feld (siehe Pkt. 2.3) und im Labor untersuchten Materialien sind ebenfalls in Abb. 2 dargestellt. Für die Untersuchungen im Labor wurden die Materialien auf ein Größtkorn von 32 mm abgesiebt und der Korngrößenanteil > 32 mm in den Proctorkurven rechnerisch nach DIN 18127 berücksichtigt. Kann nun im Proctorversuch kein eindeutiges Optimum identifiziert werden, muss zur Bestimmung der Bezugsdichte für die Ermittlung des Verdichtungsgrades auf eine andere Möglichkeit zurückgegriffen werden. Je nachdem, wie sich die Ergebnisse im Einzelnen darstellen, ist zum Beispiel die Mittelung der drei höchsten erreichten Trockendichten oder aller in den Verdichtungsversuchen ermittelten Trockendichten und die Beaufschlagung dieses Mittelwertes mit der Standardabweichung aller ermittelten Trockendichten denkbar. Alternativ bleiben die ingenieurmäßige Beurteilung der Ergebnisse und die Festlegung eines „sinnvollen“ Optimums. Bildet man das Optimum als Mittelwert der jeweils drei höchsten erreichten Trockendichten, ergeben sich für den RC-Beton 0/56 $\rho_{Pr} = 1,879 \text{ g/cm}^3$, den RC-M 0/56 $\rho_{Pr} = 1,839 \text{ g/cm}^3$, den RC-M 0/45 $\rho_{Pr} = 1,833 \text{ g/cm}^3$ und den RC-M 0/8 $\rho_{Pr} = 1,743 \text{ g/cm}^3$.

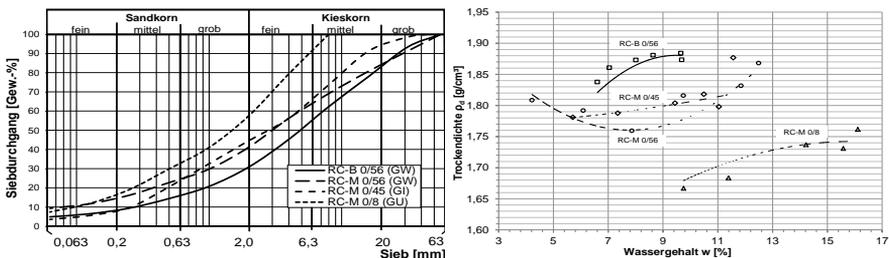


Abb. 2: Sieblinien und typische Proctorkurven untersuchter RC-Baustoffe

2.3 Beispiele für Herausforderungen bei der Prüfung im Feld

Die Verdichtungskontrolle erfolgt in der Erdbaupraxis sowohl mittels direkter als auch indirekter Prüfverfahren. Bei den direkten Prüfverfahren wird die Trockendichte als Prüfgröße direkt bestimmt (z.B. Isotopsonde, Ballonverfahren, etc.). Hingegen wird bei den indirekten Prüfverfahren mittels statischem und dynamischem Plattendruckversuch (SPV bzw. DPV) aus der Steifigkeit des Untergrundes, die für bestimmte Böden mit Trockendichte korreliert, indirekt auf den Verdichtungsgrad geschlossen. Während in den ZTV E-StB 17 zur Ermittlung des Zusammenhanges zwischen Verformungsmodul und Trockendichte für gemischtkörnige Böden das Anlegen eines Probefeldes vorgeschrieben ist, enthält sie für grobkörnige Böden Tabellenwerte, mit denen bei Kenntnis der Bodengruppe dem Verformungsmodul E_{v2} bzw. E_{vd} ein Verdichtungsgrad D_{Pr} zugewiesen werden kann. Neben der Anforderung an die absolute Größe des E_{v2} -Wertes darf bei Anwendung des SPV als indirektes Prüfverfahren und Verwendung der Tabellenwerte nach ZTV E-StB 17 zusätzlich der Verhältniswert E_{v2}/E_{v1} einen bestimmten Anforderungswert nicht überschreiten.

Während direkte Prüfverfahren unter Beachtung verfahrensspezifischer Merkmale weitgehend uneingeschränkt bei RC-Baustoffen anwendbar sind, können bei Anwendung der indirekten Prüfverfahren SPV und DPV zum Nachweis des Verdichtungsgrades Schwierigkeiten auftreten. Um diese zu verdeutlichen, sind in Abb. 3 E_{v2} -, E_{v1} - und E_{vd} -Werte der Materialien aus Abschnitt 2.2, die im Rahmen von Probefeldern untersucht wurden, über die Trockendichte dargestellt. Die Materialien wurden bei verschiedenen Verdichtungsgraden bis etwa $D_{Pr} = 100\%$ eingebaut und der Verdichtungsgrad mittels direkter Prüfmethode bestätigt. Betrachtet man zunächst die E_{v2} - und E_{v1} -Werte, so zeigt sich, dass die dargestellten RC-Baustoffe niedrige, von der Trockendichte nahezu unabhängige E_{v1} -Werte aufweisen, während ihre E_{v2} -Werte deutlich höher liegen und zum Teil von der Trockendichte abhängen. Die großen Unterschiede zwischen E_{v2} - und E_{v1} -Werten äußern sich in hohen Verhältniswerten E_{v2}/E_{v1} . Dies kann problematisch werden, da bei Anwendung der Tabellenwerte für grobkörnige Böden nach ZTV E-StB 17 zum Nachweis des Verdichtungsgrades neben der Anforderung an den E_{v2} -Wert wie erwähnt auch Anforderungen an den Verhältniswert E_{v2}/E_{v1} bestehen. Die niedrigsten Verhältniswerte E_{v2}/E_{v1} in Abb. 3 (links) liegen im Bereich von etwa 4 und damit weit oberhalb des für den Nachweis eines Verdichtungsgrades $D_{Pr} \geq 100\%$ zulässigen Wertes von 2,3. Die Anwendung des SPV als indirektes Prüfverfahren würde somit zur Ablehnung der Bauleistung und zum Ausschluss der RC-Baustoffe führen, obwohl der geforderte Verdichtungsgrad im Grunde erreicht wurde.

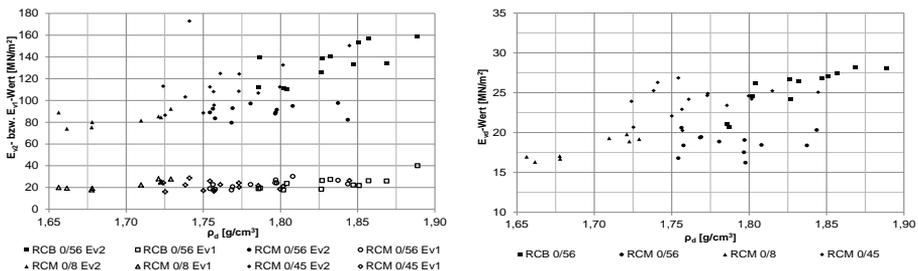


Abb. 3: Ergebnisse aus statischen (links) und dynamischen (rechts) Plattendruckversuchen an unterschiedlichen RC-Baustoffen.

Alternativ zum SPV kann auch der DPV herangezogen werden. Auch hier existieren für grobkörnige Böden in den ZTV E-StB 17 gerne verwendete Tabellenwerte für den Zusammenhang zwischen E_{vd} -Wert und Verdichtungsgrad. Die E_{vd} -Werte der dargestellten RC-Baustoffe in Abb. 3 (rechts) liegen allerdings durchwegs unterhalb der Anforderungswerte nach ZTV E-StB 17 (z.B. $E_{vd} \geq 40$ MN/m² für $D_{Pr} \geq 100\%$ bei Bodengruppe GW) und sind auch hier nicht eindeutig von der Trockendichte abhängig. Die Anwendung dieses Prüfverfahrens würde auch hier ungerechtfertigt zur Ablehnung von RC-Baustoffen führen. Die Tatsache, dass der Nachweis des Verdichtungsgrades mit den indirekten Prüfverfahren SPV und DPV bei RC-Baustoffen mit den derzeit maßgebenden Richtwerten nicht möglich ist, bedeutet jedoch keineswegs, dass RC-Baustoffe für erdbautechnische Anwendungen ungeeignet sind. Bis auf weiteres wird entweder die Verwendung direkter Prüfverfahren oder die Eichung der indirekten Prüfverfahren anhand von direkten Dichtebestimmungen empfohlen.

3 ZUSAMMENFASSUNG

Mineralische Restmassen bilden deutschlandweit den bedeutendsten Abfallstrom. Aufgrund sozio-ökonomischer Notwendigkeiten und gesetzlicher Vorgaben wird ein Großteil davon mittlerweile einer Verwertungsmaßnahme gemäß KrWG zugeführt. Erhebliche Mengen gehen jedoch noch immer in die Verfüllung als gemäß KrWG nachrangigste Verwertungsart, wodurch das Potential dieser Stoffe bei Weitem noch nicht ausgeschöpft wird. Während „Boden und Steine“ oftmals tatsächlich ungenügende bautechnische Eigenschaften für eine hochwertige Verwertung als Baustoff besitzen, liegen die Ursachen bei RC-Baustoffen aus aufbereiteten Baurestmassen häufig in Vorbehalten gegenüber ihrer umwelttechnischen Zulässigkeit und bautechnischen Eignung. Diese Vorbehalte basieren teils auf begründeten Zweifeln, teils aber auch auf mangelnder Erfahrung und sind oft nicht begründet. Hierbei kommt erschwerend hinzu, dass solche Materialien bei der Untersuchung im Labor und im Feld von natürlichen Böden abweichende Eigenschaften aufweisen, die jedoch nicht zwangsweise einen begründeten Ausschluss für die Verwendung im Erdbau bedeuten müssen.

Bei der bautechnischen Klassifizierung führt vor allem die stoffliche Zusammensetzung von RC-Materialien zu Problemen bei der Sedimentationsanalyse (Ausflocken). Die Porosität der Körner lässt außerdem die Anwendung der in der Geotechnik üblicherweise verwendeten Verfahren zur Bestimmung der Korndichte nicht (ohne weiteres) zu. Auch zeigen die Trockendichten von gut abgestuften RC-Baustoffen bei der Verdichtungsprüfung im Labor im Gegensatz zu den meisten natürlichen Baustoffen aufgrund der Porosität der Einzelkörner und der damit verbundenen Wasseraufnahme oft keine ausgeprägte Abhängigkeit vom Wassergehalt. Hieraus resultieren Schwierigkeiten bei der Festlegung der Bezugsdichte für die Verdichtung im Feld.

In Bezug auf Prüfungen im Feld wurden Probleme im Zusammenhang mit der Verdichtungskontrolle mittels indirekter Prüfverfahren (statische und dynamische Plattendruckversuche) aufgezeigt. So besitzen RC-Baustoffe, die ausreichend verdichtet wurden, zwar hohe, anforderungsgerechte E_{v2} -Werte, doch weisen sie in der Regel niedrige, von der Trockendichte nahezu unabhängige E_{v1} -Werte auf. Dies führt zudem zu hohen Verhältniswerten E_{v2}/E_{v1} , die weit oberhalb des zulässigen Verhältniswertes liegen. Die E_{vd} -Werte von RC-Baustoffen liegen gleichzeitig trotz ausreichenden Verdichtungsgrades weit unterhalb der Anforderungswerte. Eine sinnvolle Anwendung indirekter Prüfverfahren bei RC-Baustoffen muss auf diese besonderen Eigenschaften Rücksicht nehmen. Bis auf weiteres wird entweder die Verwendung direkter Prüfverfahren oder die Eichung der indirekten Prüfverfahren anhand von direkten Dichtebestimmungen empfohlen.

LITERATUR

- Baumgärtel, T., Heyer, D., Vogt, N. (2009) *Erdbautechnische Eignung und Klassifikation von Böden mit Fremdbestandteilen und von Bauschutt*. Forschung Straßenbau und Straßenverkehrstechnik Heft 1020, Carl Schünemann Verlag GmbH, Bremen, August 2009
- Bundesverband Baustoffe – Steine und Erden e. V. (2017) *Mineralische Bauabfälle Monitoring 2014 – Bericht zum Aufkommen und zum Verbleib mineralischer Bauabfälle im Jahr 2014*. Berlin, 2014
- Diedrich, R., Brauch, A., Kropp, J. (2001) *Rückenstützenbetone mit Recyclingzuschlägen aus Bauschutt*. Schlussbericht zum Forschungsvorhaben AiF 11414 N, Amtliche Materialprüfanstalt Bremen, Bremen 2001
- Henzinger, C. (2017) *Bodenverbesserung mit Recyclingmaterial aus Bauschutt*. Schriftenreihe des Lehrstuhls und Prüfamts für Grundbau, Bodenmechanik, Felsmechanik und Tunnelbau der TU München, Heft 63, München 2017
- Henzinger, C., Barka, E., Birle, E., Heyer, D. (2016) Belastbarkeit von eingeführten Volumen-% bzw. Massen-%-Grenzen bei Bodenmaterial. Schlussbericht zu FE 05.183 im Auftrag durch die Bundesanstalt für Straßenwesen, unveröffentlicht
- Huber, S., Heyer, D., Birle, E. (2017) *Verwendung von aufbereiteten mineralischen Baurestmassen im Erdbau des Straßenbaus*. Beitrag zum Interdisziplinären Forum der Fachsektionstage Geotechnik, Deutsche Gesellschaft für Geotechnik, Essen, September 2017
- Huber, S., Heyer D. (2018) *Anwendungen von Recycling-Baustoffen im Erdbau*, Vortrag im Rahmen des 5. BVSE Mineraliktages in Berchtesgaden, ohne Schriftfassung
- Koukoulidou, A., Heyer, D., Birle, E. (2014) *Baustoffe für standfeste Bankette*. BAST-Bericht S 107, Carl Schünemann Verlag, Bremen, 2017
- Krass, K., Kollar, J. (2004) *Eignung von ziegelreichen Recycling-Baustoffen für Tragschichten ohne Bindemittel*. Forschung Straßenbau und Verkehrstechnik Heft 884, Carl Schünemann Verlag, Bremen
- Poon, C. S., Chan, D. *Feasible use of recycled concrete aggregates and crushed clay brick as unbound road sub-base*. Construction and Building Materials, Vol. 20, 578 – 585, 2006
- Vinmans, A. (2013) *Geotechnische Beurteilung und Vergleich unterschiedlicher Ersatzbaustoffe beim Bau von Lärmschutzwällen*. Bauingenieur, Band 88, Juli/August 2013, Springer Verlag

Verwertungsstrategie „BauCycle“

S. Dittrich & V. Thome

Fraunhofer-Institut für Bauphysik IBP, Mineralische Werkstoffe und Baustoffrecycling, Holzkirchen, Deutschland

R. Wack

Fraunhofer-Institut für Bauphysik IBP, Akustik, Stuttgart, Deutschland

J. Nühlen

Fraunhofer-Institut für Umwelt-, Sicherheits- und Energietechnik UMSICHT, Nachhaltigkeits- und Ressourcenmanagement, Raumanalyse und Rohstoffsysteme, Oberhausen, Deutschland

R. Gruna

Fraunhofer-Institut für Optronik, Systemtechnik und Bildauswertung IOSB, Sichtprüfsysteme, Karlsruhe, Deutschland

J. Dörmann

Fraunhofer-Institut für Materialfluss und Logistik, Umwelt- und Ressourcenlogistik, Dortmund, Deutschland

KURZFASSUNG: Im Fraunhofer-internen Projekt BauCycle wird eine ganzheitliche Verwertungsstrategie für Bauschutt kleiner 2 Millimeter entwickelt. Neben der Aufbereitung und Sortierung des feinkörnigen Materials stellt vor allem die Entwicklung neuer hochwertiger Bauprodukte einen wichtigen Aspekt des Projektes dar. Im bisherigen Projektverlauf konnten Porenbetonmauersteine sowie akustische wirksame Putze für Fassaden auf Basis von Bauabbruch realisiert werden. Daneben werden im Projekt die maßgeblichen Stakeholder (Abbruchunternehmer, Materialaufbereiter, Logistiker, Produzenten) im Rahmen einer ganzheitlichen Betrachtung des Materialflusses integriert. Eine Nachhaltigkeitsbetrachtung der einzelnen Prozessschritte sowie eine digitale Vermarktungsplattform für Bauabbruch vervollständigen die Verwertungsstrategie.

1 EINLEITUNG

Die Baubranche boomt derzeit in noch nie dagewesenem Ausmaß. Pro Jahr werden allein in Deutschland derzeit ca. 549 Millionen Tonnen mineralische Rohstoffe für Bautätigkeiten eingesetzt (BBS 2017). Der weltweite Verbrauch an Sand liegt mit 40 Milliarden Tonnen etwa doppelt so hoch wie die Menge an natürlich nachgeliefertem Sand (Wille 2018). Allein die deutsche Transportbetonindustrie benötigte im Jahr 2016 31,6 Millionen Tonnen Sand für die Produktion von 49,4 Millionen Kubikmeter Transportbeton (BGR 2018). Auf Dauer kann ein nachhaltiges Wachstum der Baubranche nur gelingen, wenn hochwertige, praxistaugliche Recyclingkonzepte zu Verfügung stehen. Ein theoretisches Rohstofflager für Baustoffe stellt der aktuelle Bestand an Gebäuden und sonstiger Infrastruktur dar. In Deutschland sind dies etwa 28 Milliarden Tonnen an mineralischen Baustoffen (UBA 2010). Durch Abbruchtätigkeiten entstehen jährlich etwa 54 Millionen Tonnen an Bauabbruch, welcher für eine Wiederverwertung im Bauwesen genutzt werden könnte. Für die groben Fraktionen (>2mm) dieses Stoffstromes erfolgt eine Nutzung als Schottermaterial im Straßenbau, vereinzelt werden auch Betonwaren mit Zuschlägen aus Recyclingkörnung hergestellt. Der Anteil kleiner 2 Millimeter macht einen Anteil von etwa 5 Millionen Tonnen aus (siehe Abb. 1) und landet fast ausnahmslos auf Deponien. Das Fraun-

hofer interne Projekt „BauCycle“ setzt genau dort an und hat das Ziel nachhaltige, ganzheitliche Verwertungskonzepte für feinkörnigen Bauschutt zu entwickeln. Über eine Projektlaufzeit von 3 Jahren arbeiten vier Institute der Fraunhofer-Gesellschaft zusammen um diese selbstgesetzten Vorgaben erfolgreich zu realisieren.

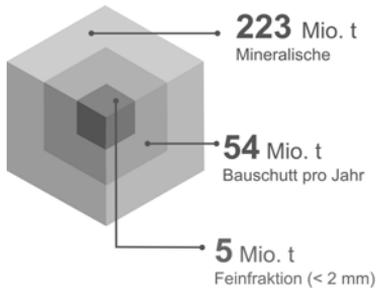


Abb. 1: Bauabbruchaufkommen 2016 in Deutschland.

Das Fraunhofer-Institut für Optronik, Systemtechnik und Bildauswertung (IOSB) entwickelt ein Verfahren um den feinkörnigen Bauschutt nach chemischen Eigenschaften zu sortieren zu können. Es stellt eine erste wichtige Voraussetzung für die Wiederverwendung von Bauschutt dar, dass potentielle Störstoffe (z.B. Gips) selektiv aus dem Material separiert werden können.

Das Fraunhofer-Institut für Bauphysik (IBP) entwickelt aus den aufbereiteten Materialien neue hochwertige Bauprodukte mit einer gegebenen Marktrelevanz. Dabei ist die Funktionalität (z.B. Schallabsorption) der entwickelten Baustoffe neben Einhaltung von gegebenen Normen die wichtigste Komponente.

Das Fraunhofer-Institut für Umwelt-, Sicherheits- und Energietechnik (UMSICHT) bringt Verfahren zur Bewertung, Steuerung und Charakterisierung von bauschuttbasierten Produkten in den Projektverbund ein mit dem Ziel aus dem heterogenen Bauschutt Produkte mit definierter, gleichbleibender Qualität zu generieren. Zudem übernimmt das Institut Arbeiten im Rahmen der Bauteilentwicklung sowie bei der Bewertung der entwickelten Prozesse im Sinne der Nachhaltigkeit.

Das Fraunhofer-Institut für Materialfluss und Logistik (IML) entwickelt eine Marktplattform über welche in Zukunft Bauabbruch und daraus entstehende Produkte gehandelt werden können. Die große Herausforderung besteht dabei in der Verknüpfung produktspezifischer Anforderungen an das Material und der gleichzeitigen logistischen Optimierung von Abbruch- und Aufbereitungsstellen unter ökonomischen und ökologischen Aspekten.

2 VERWERTUNGSANSÄTZE

Bedingt durch die unterschiedliche fachliche Ausrichtung und Kompetenz der einzelnen Partnerinstitute ergeben sich zwangsläufig Themenschwerpunkte innerhalb der Verwertung des Bauabbruchs. Die bisher generierten Ergebnisse sind im Folgenden entsprechend der Arbeitsbereiche „Aufbereiten“, „Herstellen“, „Analysieren“ und „Vertreiben“ zur besseren Übersichtlichkeit gegliedert.

2.1 Aufbereiten

Die Entwicklung der Verfahren zur Aufbereitung, insbesondere der Sortierung des Bauschutts wurde zu Beginn an „idealem“ Bauschutt durchgeführt. Dieser Bauschutt wurde im Labor durch Mischen von Einzelkomponenten (Gips, Ziegel, Beton und Kalksandstein) in verschiedener Zusammensetzung hergestellt. Im Verlauf des Pro-

jekt wurden die entwickelten Verfahren mit realem Bauschutt verifiziert. Der reale Bauschutt wurde von Abbruchbaustellen bzw. von Aufbereitungsanlagen besorgt. Um einen belastbaren Wert für die mittlere Zusammensetzung zu erhalten wurden zudem Analyseprotokolle aus der Fremdüberwachung einer Aufbereitungsanlage über einen Zeitraum von drei Jahren ausgewertet und in die Betrachtungen während des Projektes miteinbezogen.

In ersten Vorversuchen wurde schnell deutlich, dass eine Sortierung von Körnern kleiner 1 Millimeter in den gegebenen Projektgrenzen (Zeit, Budget, Personal) technisch nicht zu lösen ist. Daher wurde der zu sortierende Bauschutt auf ein Kornband von 1 bis 2 Millimeter eingegrenzt. Im ersten Ansatz wurden verschieden Kamerasysteme für die optische Erfassung der einzelnen Bauschuttfraktionen verwendet. Dabei wurde deutlich, dass die Fraktion „Ziegel“ auf Grund der rötlichen Färbung bereits mit einfachen Farbkameras selektiv erfasst und vom restlichen Stoffstrom unterschieden werden kann (Abb. 2).

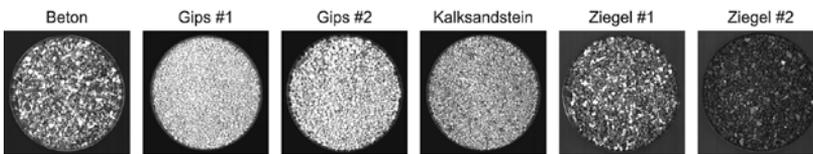


Abb. 2: verschiedene Bauschuttfraktionen aufgenommen mit einer Farbkamera.

Durch die Verwendung von Reflektanzspektren generiert aus Aufnahmen mit Hyperspektralkameras im Nahinfrarotbereich kann eine weitere Unterscheidung der einzelnen Fraktionen erfolgen. Die Auswertung der Reflektanzspektren mittels Hauptkomponenten-Analyse PCA (Principal Component Analysis) zeigt, dass die relevanten Bauschuttfraktionen abgegrenzt und geballt voneinander vorliegen und somit unterscheidbar sind. (Abb. 3). Dies stellt eine wichtige Voraussetzung für die technische Umsetzung des Sortiervorhabens auf Basis einer Optical Computing Methode dar. Die einzelnen Bauschuttfraktionen können somit mittels angepasster Bandfilter selektiv erfasst werden. Um eine fehlerfreie Erfassung der Partikel zu ermöglichen sollte der Bauschutt idealerweise als „Monolayer“ an der Kamera vorbeigeführt werden. Aus den bisher getesteten Aufbauten erwies sich der Materialtransport per „freiem Fall“ am besten geeignet. Im Anschluss an die Erfassung der Partikel erfolgt die Austragung der Zielfraktion mittels Luftdüsen. Der Aufbau zur Sortierung im Labormaßstab ist bereits erfolgt, eine Technikumsanlage befindet sich derzeit im Aufbau.

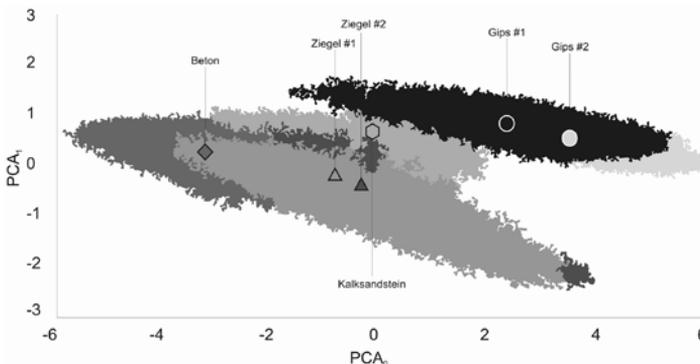


Abb. 3: Score Plot aus der PCA Analyse für die Bauschuttfraktionen Beton, Gips, Kalksandstein und Ziegel.

2.2 Herstellen

Im Rahmen der Produktentwicklung wurden bisher drei Produkte entwickelt, von denen hier zwei exemplarisch näher beschrieben werden. Im Rahmen einer projektbegleitenden Masterarbeit konnte ein Porenbetonmauerstein entwickelt werden, in welchem der Primärrohstoff Sand zu bis zu 30 % durch Bauschutt ersetzt werden konnte. In Tab. 1 sind die Mittelwerte aus mehreren Messungen für die einzelnen Porenbetonproben gezeigt. Die Proben sind dabei nach den Werten der branchenüblichen A-Zahl, einer dimensionslosen Größe, welche die Rohdichte mit der Druckfestigkeit korreliert sortiert. Es zeigt sich, dass die Proben welche mit einer Bauschuttmischung aus Kalksandstein (KS) und Beton mit Kieszuschlag (BQz) hergestellt wurden vergleichbare Werte für die A-Zahl liefern wie die aus Primärrohstoffen hergestellten Referenzproben. Nach weiteren Optimierungsschritten im Projekt soll für die vielversprechendsten Porenbetone noch die Wärmeleitfähigkeit ermittelt werden.

Tab.1: Ergebnisse der hergestellten Porenbetone.

Probe	Trockenroh-dichte [kg/m ³]	Druckfestigkeit [N/mm ²]	A-Zahl	Probe	Trockenroh-dichte [kg/m ³]	Druckfestigkeit [N/mm ²]	A-Zahl
PB Referenz	556	5.2	1069	PB BQz 100	526	4.3	979
PB KS-BQz 75-25	538	4.9	1061	PB BCc 100	522	3.8	863
PB KS-BQz 50-50	538	4.7	1018	PB KS-BCc 50-50	525	3.8	861
PB KS-BQz 25-75	533	4.6	1016	PB KS-BCc 25-75	520	3.5	826
PB KS 100	539	4.6	991	PB KS-BCc 75-25	524	3.5	802

* PB = Porenbeton, KS =Kalksandstein, BQz = Beton mit Kieszuschlag, BCc = Beton mit Kalksteinzuschlag

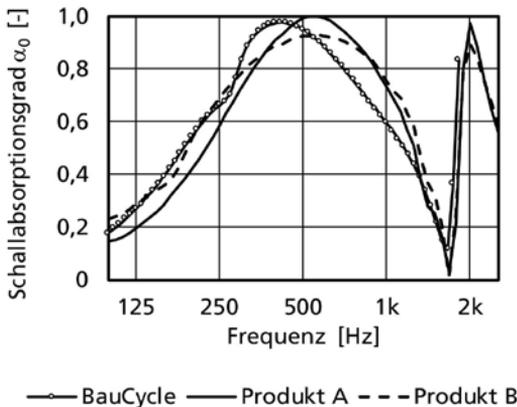


Abb. 4: Schallabsorptionsgrad bei senkrechtem Schalleinfall des neuentwickelten Akustikputzes im Vergleich zu zwei marktüblichen Produkten.

Neben den Porenbetonsteinen wurde ein Akustikputz für die Innenanwendung mit schallabsorbierenden Eigenschaften entwickelt. Dabei wurden zunächst Putzrezepturen auf Basis der idealen Bauschuttproben erstellt und im Hinblick auf ihre bauphysikalischen Eigenschaften untersucht und gegenüber marktverfügbaren, primärrohstoffbasierten Bauprodukten eingeordnet. Die im ersten Schritt positiv charakterisierten Putzproben wurden im Anschluss mit realem Bauschutt erneut verarbeitet, praxisnah auf Mineralfaserplatten appliziert und insbesondere im Hinblick auf ihre schallabsorbierenden Eigenschaften konkreter untersucht.

Der Putz wurde dazu im Impedanzrohr bei senkrechtem Schalleinfall vermessen und mit zwei marktüblichen Produkten verglichen. Dafür wurden die Putzschichten jeweils von den Mineralfaserplatten gelöst und separat vor einer rückseitigen 100 Millimeter dicken Luftschicht eingebaut. Die in Abb. 4 gezeigten Schallabsorptionskurven verdeutlichen, dass der neu entwickelte Putz mit Bauschuttanteilen von 58 % eine vergleichbare Funktionalität wie die Referenzprodukte hat. Neben dem Absorptionsvermögen ist insbesondere eine ausreichende offenzellige Porosität vorhanden, sodass akustisch wirksame Trägerplatten unter realen Einsatzbedingungen voll wirksam bleiben. Bis Projektende stehen weitere Arbeiten an den bisher entwickelten Bauprodukten an, unter anderem um deren Dauerhaftigkeit zu bewerten.

2.3 Analysieren

Die Analyse sichert die Einhaltung geltender Normen und Richtlinien für die neuentwickelten Bauprodukte. Dies betrifft unter anderem den Verwendungszweck, die Herstellung, die Zusammensetzung sowie die Eigenschaften der Baustoffe. Zusätzlich erfolgt in der Analyse eine Datenerhebung um den Materialfluss im Bereich Baustoffe besser zu erfassen, eine Informationsbasis zu schaffen und mögliche neue Wege des Materials aufzuzeigen. Dies wurde explizit für eine Modellregion in Nordrhein-Westfalen durchgeführt. Baustoffproduzenten (z.B. Zementwerke), Aufbereitungsanlagen, Deponien und Baustofflager wurden unter zu Hilfenahme von Geoinformationssystemen mit wichtigen Verkehrslinien (z.B. Autobahn, Bahnlinien) korreliert um Materialquellen und –senken darstellbar zu machen. In Abb. 5 ist die Modellregion beispielhaft dargestellt. Diese Daten wurden um weitere Informationen zu Kosten, verfügbaren Produktionskapazitäten sowie Qualitätsanforderungen an zu verwendende Rohstoffe ergänzt und stellen eine funktionsfähige Basis für die Simulation und Modellierung der Materialströme dar. Bis zum Ende des Projektes soll diese Datenbank erweitert werden und eine methodische Blaupause für ganz Deutschland darstellen.



Abb. 5: Quellen- und Senkenbetrachtung der Mineralik in der Modellregion.

2.4 Vertreiben

Für den Vertrieb bzw. den zielgerichteten Einkauf von Bauschutt und Verkauf von innovativen Bauprodukten soll eine digitale Marktplattform entstehen. Dazu wurden auf Basis der in der Analyse erhobenen Daten zunächst für einzelne Materialien Prozessketten visualisiert um daraus spezifische Geschäftsmodelle für Kunden ableiten zu können. Parallel wurden Geschäftsmodelle für den wirtschaftlich rentablen Betrieb der Vertriebsplattform erstellt. Die Plattform wird dabei so konzipiert, dass sie im Bedarfsfall auch in Branchen abseits der Bauindustrie angewendet werden kann. Übergeordnetes Ziel der Plattform ist, die benötigte Quantität und Qualität der Sekundärrohstoffe für den industriellen Anwender sicherzustellen.

3 ZUSAMMENFASSUNG

Das Thema Bauschuttrecycling wird im Projekt BauCycle aus verschiedenen Blickwinkeln ganzheitlich betrachtet. Eine selektive Aufbereitung des feinkörnigen Materials ist durch den entwickelten Sortieransatz bis zu einer Feinheit von 1 Millimeter möglich. Aus den sortierten Materialien konnten bisher bereits zwei markttaugliche Produkte entwickelt werden: ein Porenbetonmauerstein und ein akustisch wirksamer Putz für Innenanwendungen mit einem signifikanten Anteil an Recyclingmaterial. Über die Produktentwicklung hinaus wurden Betrachtungen zu Materialaufkommen und Materialbedarf in Bezug zu logistischen Parametern innerhalb einer begrenzten Modellregion durchgeführt. Aufbauend auf diesen Betrachtungen konnten optimierte Prozesse für Materialfluss und Baustofflogistik entwickelt werden. Das Ziel dieser Arbeiten besteht darin eine markttaugliche Handelsplattform für Bauschutt und Baustoffe zu entwickeln um Recyclingmaterial effizienter im Markt zu etablieren. Für eine Umsetzung und Markteinführung der entwickelten Produkte und Prozesse nach Projektende gilt es noch einige Hemmnisse bzw. Anforderungen an die Verwendung von Sekundärrohstoffen zu beachten. An erster Stelle steht dabei eine unsichere, europaweit uneinheitliche rechtliche Situation zur Verwendung von Recyclingbaustoffen. Zudem sind regional stark unterschiedliche Verfügbarkeiten von Rohstoffen hinsichtlich Quantität und Qualität gegeben, sodass das Preisniveau von Primärrohstoffen eine Aufbereitung und Wiederverwertung von Bauschutt regional wirtschaftlich noch uninteressant erscheinen lässt.

LITERATUR

- Bundesverband Baustoffe – Steine und Erden e.V. (BBS) (2017): *Kreislaufwirtschaft Bau - Mineralische Bauabfälle Monitoring 2014*, Berlin 2017
- Bundesanstalt für Geowissenschaften und Rohstoffe (BGR) (2018): *Sand auch in Deutschland bald knapp?* Commodity TopNews 56, Hannover Erscheinungsdatum online 15.02.2018
- Umweltbundesamt (UBA) (2017): *Bauabfälle*, <https://www.umweltbundesamt.de/daten/ressourcen-abfall/verwertung-entsorgung-ausgewaehlte-abfallarten/bauabfaelle#textpart-1> (Artikel vom 06.06.2017) besucht am 21.06.2018
- Wille, J. (2018): Sand-Mangel könnte Bauen teurer machen, Frankfurter Rundschau, 28.02.2018

Recycling and Recovery of Waste 4.0 - ReWaste4.0

R. Sarc & R. Pomberger

Montanuniversität Leoben, Lehrstuhl für Abfallverwertungstechnik und Abfallwirtschaft, Leoben, Österreich

Im Rahmen der sechsten Ausschreibung für die K-Projekte des Kompetenzzentrum-Programms COMET wurden insgesamt 23 Anträge eingereicht. Gefördert werden acht neue Projekte mit einem Gesamtvolumen von mehr als 43 Mio. Euro von Bund, Ländern und beteiligten Organisationen.

Recycling and Recovery of Waste 4.0 – „ReWaste4.0“ – ist ein innovatives K-Projekt auf höchstem wissenschaftlich-technischen Niveau mit besonderer wirtschaftlicher Bedeutung.

ReWaste4.0 wird nicht nur das branchenspezifische Know-how erhöhen und die internationale Technologieführerschaft österreichischer Unternehmen erweitern, sondern auch deren internationale Reputation, strategische Bedeutung und Wettbewerbsfähigkeit stärken. Das Projekt ermöglicht die Entwicklung neuer Prozess-, Anlagen- und Maschinenkonzepte für bestehende und neue Sekundärrohstoffmärkte.

Thematische Schwerpunkte sind u.a.:

- Weiterentwicklung neuer Sortier-, Trenn und Zerkleinerungstechnologien,
- Online/On-time Charakterisierung von gemischten Abfällen,
- Gewinnung hochqualitativer (Recycling- und Verwertungs-) Produkte bzw. Outputströme zur Erhöhung der Recyclingrate für gemischte Abfälle,
- Bestimmung der Recyclingquote für Ersatzbrennstoffe bei deren energetischer Verwertung in Mitverbrennungsanlagen und
- Erhöhung der Energierückgewinnungsquote für gemischte Abfälle.

Das Projektkonsortium besteht aus zwei wissenschaftlichen Partnern (Montanuniversität Leoben (MUL) & FH Münster – Institut für Wasser-Ressourcen-Umwelt (IWARU) (DE) sowie acht Industriepartnern (Mayer Recycling GesmbH, BT-Wolfgang Binder GmbH – REDWAVE, IFE Aufbereitungstechnik GmbH, IUT Ingenieurgemeinschaft Innovative Umwelttechnik GmbH, Komptech GmbH, Lafarge Zementwerke GmbH, M-U-T Maschinen-Umwelttechnik-Transportanlagen GmbH und Saubermacher Dienstleistungen AG und).

Zum ersten Mal in der Abfallwirtschaft werden neue Industrie 4.0 Ansätze (z.B. „digital networking“, Robotics usw.) zur Weiterentwicklung der Abfallwirtschaft in Richtung Kreislaufwirtschaft („circular economy“), mit speziellem Fokus auf vernetzte Recycling- und Verwertungsprozesse höchster Qualität, untersucht und auch implementiert.

Konsortialführer ist der Lehrstuhl für Abfallverwertungstechnik und Abfallwirtschaft (AVAW, Prof. Dr. Roland Pomberger) der MUL. Projektleiter ist Dr. Renato Sarc (AVAW). Neben dem AVAW sind im Projekt weitere Lehrstühle/Institute der MUL beteiligt: Lehrstuhl für Verfahrenstechnik des Industriellen Umweltschutzes (VTIU, Prof. Dr. Lehner), Lehrstuhl für Thermoprozesstechnik (TPT, Prof. Dr. Raupenstrauch), Lehrstuhl für Automation (IA, Prof. Dr. O'Leary), Lehrstuhl für Informationstechnologie (CIT, Prof. Dr. Auer) und das Außeninstitut. Genehmigte Gesamtkosten (Projektlaufzeit: 48 Monate) betragen 4,88 Mio. EUR, davon sind rd. 70 % Geldmittel.

1 DANKSAGUNG

Das Kompetenzzentrum Recycling and Recovery of Waste 4.0 - ReWaste4.0 - (860 884) wird im Rahmen von COMET – Competence Centers for Excellent Technologies durch BMVIT, BMWFW, Land Steiermark gefördert. Das Programm COMET wird durch die FFG abgewickelt.

Robotersortierlösungen von ZenRobotics

T. Baldt

ZenRobotics, Verkauf, Helsinki, Finnland

KURZFASSUNG: Verschärfte gesetzliche Rahmenbedingungen, die Knappheit, Sortierpersonal zu finden sowie der Rückstau bedingt durch das Schließen der Pforten in China haben zu einem großen Druck auf die Entsorger und Recycler geführt. Um einen profitablen Betrieb der Anlagen zu ermöglichen, müssen neue Konzepte entwickelt werden. Die auf *künstlicher Intelligenz* [KI] basierte sensorunterstützte (im Gegensatz zu sensorgestützt), lernfähige Objekterkennung ist für zukünftige Herausforderungen aufgrund der sich ändernden Materialzusammensetzungen und immer neuer Materialien bestens vorbereitet. Dennoch müssen einige Grundregeln im Hinblick auf den mechanischen Prozess vor der Roboter Sortierstation eingehalten werden. Dieser Beitrag hat zum Ziel, einerseits Anlagenbetreiber von den Möglichkeiten und Vorteilen zu überzeugen und andererseits den Anlagenbauern zu zeigen, dass diese Technologie und deren Erfordernisse bereits möglichst früh in der Projektierungsphase Berücksichtigung finden müssen.

1 DAS UNTERNEHMEN

Die Firma ZenRobotics wurde 2007 gegründet und gilt als der führende Hersteller von Abfall-Sortier-Robotern.

Inhaber sind neben der Unternehmensleitung und den Mitarbeitern auch große private Investoren.

Die ersten Robotersortiersysteme wurden bereits 2009 entwickelt und seither ständig angepasst und weiterentwickelt.

Es konnten bereits mehr als 35 Referenzanlagen in Betrieb genommen werden bzw. in Roboterarmen ausgedrückt haben an die 70 Arme alles fest im Griff.

Die Produktlinie umfasst zwei verschiedene Systeme:

- ZenRobotics Heavy Picker (seit 2014):
Das bewährten System für schwere, voluminöse Stoffströme wie Baumischabfall, Altholz, Hartkunststoffe sowie Metalle und Pappe
- ZenRobotics Fast Picker (seit 2018):
Lösung für die Qualitätskontrolle von Haushaltsleichtverpackungen sowie Wertstoffrückgewinnung aus Sortierrückständen.

Der folgende Textbeitrag befasst sich mit dem ZenRobotics Heavy Picker.

2 ZENROBOTICS HEAVY PICKER

Der ZenRobotics Heavy Picker (HP) ist das weltweit einzige System für die Entsorgungswirtschaft, welches sowohl Wertstoffe als auch Störstoffe aus gemischten Stoffströmen mit Hilfe von industriellen Robotern und Künstlicher Intelligenz sortieren kann.

Die lernfähige Version des HP sortiert eine uneingeschränkte Anzahl von Fraktionen. Die einzigartige Fähigkeit, neue Fraktionen einzulernen, ermöglicht schnelle Reaktion auf sich verändernde Eingangsmaterialien sowie eine einfache Verbesserung der Sortierproduktqualität.

Die Funktion, das System zu lehren, ermöglicht volle Kontrolle über die zukünftig zu sortierenden Materialien. Das Einlernen erfolgt durch das Zeigen verschiedener Beispiele der gewünschten Fraktion. Diese Funktion kann sowohl zum Erlernen vollkommen neuer Fraktionen, zur Verbesserung bestehender Fraktionen sowie zur Aufteilung in Unterfraktionen verwendet werden.

Optional bestehen folgende Möglichkeiten, den Gesamtprozess zu steuern:

- Geschwindigkeitssteuerung des Sortierbands je nach Materialaufkommen,
- Regelung der Materialzufuhr über Füllstandsensoren,
- Reporting Tool und
- Online-Analyse des Materialstroms.

2.1 Systemkomponenten

(1) Sortierband

Roboter passen die Bandgeschwindigkeit automatisch an

(2) ZenRobotics-Sensoreinheit

Beinhaltet mehrere, fortschrittliche Sensoren (Sensor Fusion)

(3) ZenRoboticsBrain

Steuerungs-Software in separatem, klimatisiertem Schaltschrank

(4) Roboter-Arme und Smart Gripper (Greifer)

Bis zu 2.300 Zugriffe/h pro HP-Einheit und Stunde

(5) Auswurfschächte

Bis zu 6 Schächte pro Roboter-Arm

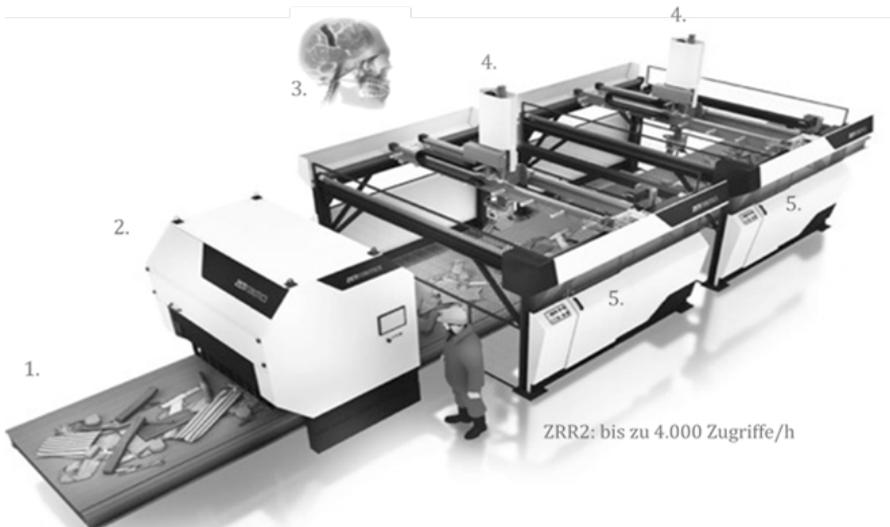


Abb. 1: Systemkomponenten ZenRobotics Heavy Picker.

2.2 Funktionsweise

1. HP-Sensoreinheit scannt das Material,
2. ZenbrAI analysiert Daten und steuert die Roboter,
3. Identifizierung Materialien, 3D-Objekteigenschaften und optimale Greifpunkte,
4. Smart Gripper (pneumatischer Fingergreifer) greift das entsprechende Objekt und
5. Möglichkeit, mehrere Fraktionen am selben Ort zu sortieren.

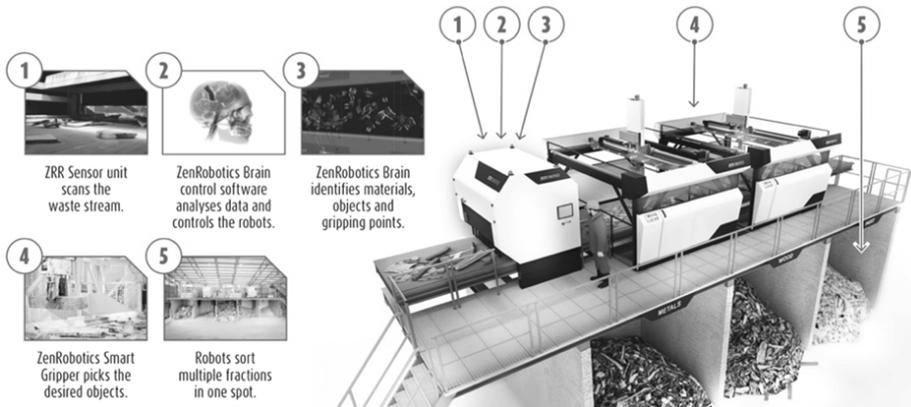


Abb. 2: Funktionsweise ZenRobotics Heavy Picker.

2.3 Erkennung

Die Detektion erfolgt über eine intelligente Objekterkennung mithilfe von auf künstlicher Intelligenz basierenden Algorithmen.

Darüber hinaus ist es aufgrund der extremen Inhomogenität der zu erkennenden Materialien unerlässlich, unterstützend nachfolgende Sensorik zu integrieren

- Hochauflösende RGB Kamera (sichtbares Licht),
- Spektrometer (Nahinfrarot),
- Metall Detektor und
- 3D Laser Scanner.

Die unterschiedlichen Informationen werden zusammengefasst und zu einer Entscheidungsgrundlage verdichtet.

Dadurch ist es möglich, Objektgrenzen, Materialarten sowie die besten Greiferangriffspunkte (sog. „Handles“) zu bestimmen.

2.4 Prozessanforderungen aus Sicht Robotersortiertechnik

Um optimale Bedingungen für den HP zu schaffen, es ist erforderlich, folgende Prozessschritte auszuführen.

Der HP ist hervorragend geeignet, stückiges, gut vereinzelt Material zu sortieren, welches in einer Monoschicht präsentiert wird.

- Größenreduktion auf Stückgrößen <1500 mm (in der längsten Dimension),
- Entfernung der Feinfraktion < 70 mm,
- Erzeugung einer 3D Fraktion durch einen ballistischen Separator,
- Zwischenpufferung des zu sortierenden Materials und
- Austrag mittels unterschiedlicher Förderbänder zur Entzerrung und Vereinzlung.

Unabhängige Robotersortierlinie

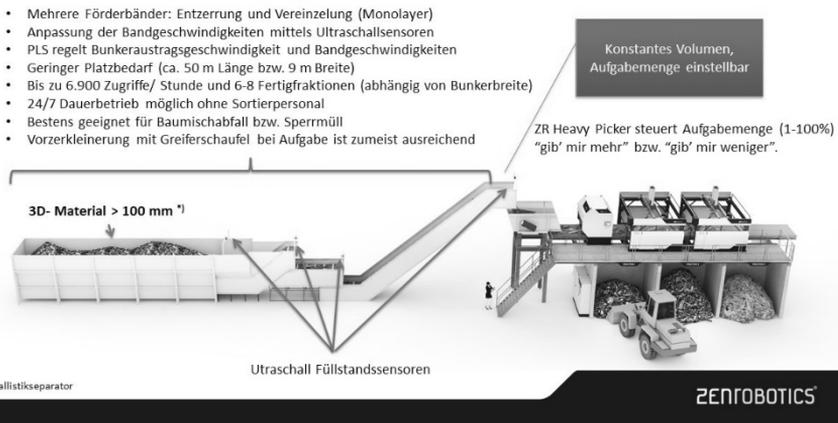


Abb. 3: Unabhängige Robotersortierlinie.

Für den Fall, dass der Prozess vor dem Zwischenbunker unabhängig von der Robotersortierlinie ablaufen kann, es auch möglich das System nach dem Ende der Schicht noch weiterarbeiten zu lassen. Hier sind zwei Betriebsweisen möglich:

- Es wird neues Material aufgegeben, und der Zwischenbunker wird leergefahren und
- Es werden die Sortierreste erneut in den Zwischenbunker gegeben, um verbleibende Wertstoffe rückzugewinnen.

Auch im Falle der Robotersortiertechnik bleibt das „Gesetz von Qualität und Verlust“ gültig. Der große Vorteil liegt jedoch in der größeren Zeitspanne, die im Extremfall bis auf 24/7 ausgedehnt werden kann abzüglich der notwendigen Wartungs- und Reinigungsarbeiten.

Wichtig ist, dass das gesamte Anlagenkonzept auf die Roboter Sortiertechnik abgestimmt wird. Dann ist auch der mannlose Sortierbetrieb keine Utopie mehr.

2.5 Benutzer-oberfläche (UI) und Leistungsdaten- Reporting

Im Gegensatz zu herkömmlichen Recycling-Maschinen, die auf mechanischen und elektrischen Komponenten basieren, ist ein wesentlicher Bestandteil sämtlicher ZenRobotics Systeme die künstliche Intelligenz (KI).

Herzstück ist ZenbrAI, eine besondere Software, welche die Daten analysiert und die Roboter steuert. Dies ist ein wesentlicher Bestandteil der einzigartigen ZenRobotics Systeme und ermöglicht detaillierte Analysen des sortierten Abfalls.

Sortieraufgabe ad hoc ändern!

Sämtliche ZenRobotics Systeme sind mit einer einfach zu bedienenden Benutzer-oberfläche ausgestattet. Der Bediener ist in der Lage die sortierten Fraktionen, Reinheitsgrade und Durchsätze zu kontrollieren und auf Veränderungen im Materialfluss zu reagieren. Der Betreiber kann den Betriebsmodus bestimmen, um den Durchsatz oder die Rückgewinnung zu maximieren. Es ist auch möglich jederzeit und nahezu stufenlos Betriebspunkte zwischen beiden Extremen einzustellen.

Alternativ ist das System in der Lage den für den Betreiber im Moment profitabelsten Modus zu wählen, indem externe Daten wie Marktpreise für Sekundärrohstoffe etc. herangezogen werden.

Einfacher Zugriff auf Leistungsdaten

Das ZenRobotics Tool ermöglicht den Zugriff auf Online-Analysen des Abfallaufkommens sowie der Sortiererergebnisse. Es gibt dem Betreiber somit sämtliche Informationen, die zur Kontrolle und Optimierung des Betriebs notwendig sind.

Mit dem ZenRobotics Reporting Tool kann von überall auf der Welt einfach mittels PC, Tablet oder Smartphone auf anlagenspezifische Leistungsdaten zugegriffen werden.



Abb. 4: Zen Robotics Reporting Tool.

3 SCHLUSSFOLGERUNG BZW. ZUSAMMENFASSUNG

Durch den kombinierten Einsatz der auf künstlicher Intelligenz basierten, sensorunterstützten Objekterkennung und einer effektiven Robotik ergeben sich völlig neue Perspektiven, was die Sortierung von voluminösen, schweren und stückigen Abfallströmen angeht. Das Wort Disruption wird in diesem Zusammenhang gerne verwendet.

Doch ist der Autor der Meinung, dass es mit der Robotersortiertechnik alleine nicht getan ist, diese Sortieraufgaben zu bewerkstelligen. Es ist in der Tat die gesamte Sortieranlage, die von der Anlieferung über die eingesetzte Maschinen- und Prozesstechnik so konzipiert werden muss, dass die Robotersortierung effizient und in gewissen zeitlichen Dimensionen unabhängig vom Vorprozess erfolgen kann.

Ein ganz wesentlicher Punkt ist in jedem Fall, dass eine effiziente Trennung in stückiges, dreidimensionales (3D) Material und flächiges, zweidimensionales (2D) Material erfolgt.

Das 3D-Material sollte dann in einem Bunker mit Schubboden gelagert werden, wobei der Austrag durch den Sortierroboter gesteuert wird. Die Aufgabegeschwindigkeit zum Robotersortiersystem kann derart in Abhängigkeit der aktuellen Materialzusammensetzung des im Bunker gelagerten Materials erfolgen.

Aktuelle Entwicklungen der Abfallwirtschaft in China

M. Nelles

Universität Rostock, Lehrstuhl Abfall- und Stoffstromwirtschaft, Rostock, Deutschland sowie Deutsches Biomasseforschungszentrum (DBFZ), Leipzig, Deutschland

I. Eickhoff & G. Morscheck

Universität Rostock, Lehrstuhl Abfall- und Stoffstromwirtschaft, Rostock, Deutschland

Y. Zhou

Chinesische Petroleum Universität, Institut für neue Energie, Peking, China

KURZFASSUNG: In China leben inzwischen über 1,4 Mrd. Menschen, was in etwa 20 % der Weltbevölkerung entspricht. Das immense Wirtschaftswachstum der vergangenen 25 Jahre ist mit erheblichen Umweltproblemen verbunden und vor diesem Hintergrund ist der Umweltschutz auch für die politischen Entscheidungsträger in China ein wichtiges Thema. Wie in vielen anderen Bereichen ist auch die Entwicklung der Abfallwirtschaft in China in den vergangenen 15 Jahren sehr dynamisch verlaufen. Im aktuellen Nationalen 5-Jahresplan sind der Schutz der natürlichen Ressourcen und die Weiterentwicklung der Abfallwirtschaft zu einer nachhaltigen Kreislaufwirtschaft zentrale Handlungsfelder und mit den notwendigen finanziellen Ressourcen hinterlegt. Deshalb ist China für deutsche und europäische Akteure zwar ein sehr interessanter aber auch schwieriger Markt. Vor diesem Hintergrund wurde im Rahmen der deutschen Exportinitiative RETech im Sommer 2015 die Arbeitsgruppe China gegründet. Im vorliegenden Beitrag werden ausgewählte Informationen der Arbeitsgruppe zur abfallwirtschaftlichen Entwicklung in China aus den Publikationen (Morscheck et al. 2018, Nelles et al. 2017a, Nelles et al. 2017b) vorgestellt und können dort vertieft nachgelesen werden.

1 EINLEITUNG

Flächenmäßig ist China mit 9.596.961,00 km² das viertgrößte Land der Welt. Mit einer Bevölkerung von 1,4 Milliarden Menschen belegt es Platz 1 auf der Weltrangliste. Angrenzende Länder sind Nord-Korea, Russland, Indien, Japan, Vietnam, Pakistan, Taiwan, Mongolei, Kasachstan, Myanmar, Laos, Afghanistan, Nepal, Kirgistan, sowie Bhutan und Tadschikistan. Im Osten bilden das Gelbe sowie das Ostchinesische Meer die Grenze, im Südosten das Südchinesische Meer.

In China sind fünf Klimazonen vertreten, das Klima ist daher regional sehr unterschiedlich. Während es im Süden tropisch heiß ist, finden sich im Norden der Mandchurei und im zentral-asiatischen Hochland kühle-gemäßigte Zonen mit extrem kalten Wintern.

Laut OECD-Prognosen wird Mitte des Jahrhunderts die Zahl der über 65-jährigen die Zahl der Einwohner unter 20 überschreiten. Während die Bevölkerung im Schnitt älter wird, sank die Geburtenrate. In China kam bis Ende 2015 zudem die Ein-Kind-Politik zum Tragen. Urbanisierung steht im Zentrum der chinesischen Reform- und Entwicklungspolitik, da sie eine der treibenden Kräfte des landesweiten wirtschaftlichen Wachstums der nächsten Jahrzehnte sein wird. Chinas gegenwärtige Verstädterungsquote von 47 % wird bis zum Jahr 2030 auf 70 % oder mehr ansteigen.

Als Völker Chinas werden über 90 ethnische Gruppen bezeichnet, von denen 56 offiziell als Nationalitäten von China anerkannt sind. Han-Chinesen stellen die Mehrheitsbevölkerung mit einem Anteil von etwa 90 % dar.

Insgesamt wurden im Jahr 2011 etwa 3,7 % des Bruttoinlandprodukts in der VR China für Bildungsausgaben verwendet (vgl. Deutschland 4,8 % im gleichen Jahr). Laut der letzten Volkszählung besaßen im Jahr 2010 etwa 9 % der Bevölkerung einen Hochschulabschluss. Weitere 14 % verfügten über den Abschluss der oberen Mittelstufe, 38,8 % über einen Mittelschulabschluss und 26,8 % hatten lediglich einen Grundschulabschluss.

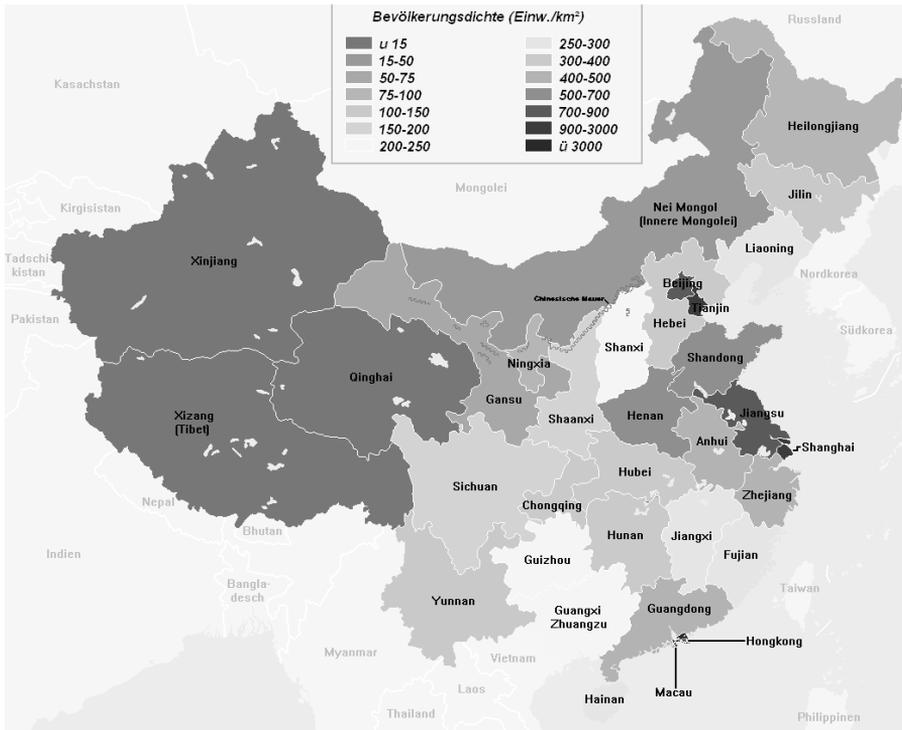


Abb. 1: Provinzen der VR China mit Angaben zur Bevölkerungsdichte (Wikimedia 2018).

Im Human Development Index 2015 der Vereinten Nationen, welcher Einkommens-, Lebenserwartungs- und Bildungsstatistiken vereint, rangiert China mit 0,738 Punkten auf Platz 90 von insgesamt 188 Ländern. Im Vergleich ist Deutschland mit 0,926 Punkten auf Platz 4 positioniert.

Daten der industriellen und landwirtschaftlichen Entwicklung weisen der VR China allerdings vordere Plätze zu. Das Bruttoinlandsprodukt (nominal) ist das zweithöchste der Welt, Deutschland liegt auf Platz 4. Nach unterschiedlichen Berechnungen liegt, bezogen auf die Bevölkerungszahl, China auf Rang 66 bis 73, Deutschland auf Rang 16 bis 18.

Die heutige Währung der VR China heißt Renminbi („Volksgeld“) CNY, mit der Einheit Yuán. Ein Renminbi Yuán entspricht ca. 0,127 € (16.01.2018). Ein Yuán entspricht 10 Jiǎo bzw. 100 Fēn. Dieser Wert wird von der Regierung künstlich niedrig gehalten, um beispielsweise Exporte zu verbilligen. Im Jahr 2016, betrug das Bruttoinlandsprodukt ca. 11.2 Mrd. US\$. Das BIP pro Kopf betrug 8.123,18 US\$.

Die VR China belegt mittlerweile in vielen Produktionssektoren weltweite Spitzen- und Führungspositionen. Wichtige Wirtschaftszweige sind hierbei die Landwirtschaft, Industrie und Energieproduktion sowie der Bergbau.

Die Infrastruktur in China ist mit über 130.300 km Autobahn, rund 480 Containerhäfen und über 124.000 km Eisenbahnschienen sehr gut ausgebaut. Zusätzlich werden jährlich hohe Summen für den weiteren Ausbau der bestehenden Verkehrsnetze und große Neubauprojekte investiert.

Die VR China verfügt über 214 nationale und internationale Flughäfen. Es gibt direkte Flugverbindungen von Frankfurt am Main nach Peking, Shanghai, Changsha, Chengdu, Nanjing, Qingdao, Shenyang und Shenzhen. Außerdem sind Peking und Shanghai auch von München per Direktflug erreichbar.

2 ABFALLWIRTSCHAFT IN CHINA

2.1 Allgemeine Rahmenbedingungen

Die große Bevölkerungszahl, die unterschiedliche Bevölkerungsdichte und die, bedingt durch das Wirtschaftswachstum und den steigenden Wohlstand, steigende Abfallmenge stellen die Verantwortlichen für Abfallwirtschaft in der VR China vor große Herausforderungen. Immer mehr Abfälle der Siedlungen als auch der Industrie müssen entsorgt werden. Nicht nur die Menge der Abfälle stellt eine Herausforderung dar, auch muss heute auf umweltverträgliche Art und Weise verwertet und entsorgt werden. Der Anteil der Abfallverwertung muss gesteigert werden und gleichzeitig die Abfallvorbehandlung vor der Ablagerung der Abfälle auf Deponien verbessert werden. Alte Deponien müssen gesichert und neue sichere Deponien gebaut werden.

Die rechtlichen Voraussetzungen für eine moderne Abfallwirtschaft wurden in den letzten Jahren geschaffen. Die Regierung hat große Anstrengungen unternommen, die Basis für eine moderne Abfallwirtschaft zu legen. Die VR China folgt dem Drei-R-Prinzip („reduce, reuse, recycle“, alles unter Berücksichtigung einer umweltverträglichen Abfallbehandlung) und dem Verursacherprinzip. Es handelt sich dabei um Grundprinzipien der Abfallwirtschaft, die alle entwickelten Staaten mehr und mehr umsetzen.

Zum 1. Januar 2015 trat eine neue Fassung des chinesischen Umweltschutzgesetzes von 1989 in Kraft, das der Bevölkerung mehr Möglichkeiten einräumt, sich gegen Umweltsünder zur Wehr zu setzen. Außerdem hat das neue Gesetz Art und Umfang der Sanktionen erheblich verschärft: Die Bandbreite möglicher Maßnahmen umfasst Beschlagnahmen von Anlagen, Betriebsstilllegungen und -schließungen, Inhaftierungen verantwortlicher Personen bis zu einer Dauer von 15 Tagen sowie fortlaufende Geldbußen von umgerechnet maximal 13.500 Euro pro Tag – so lange, bis der Umweltverstoß behoben ist.

Der aktuelle 13. Fünfjahresplan (2016 - 2020) wird auch den Umweltschutz weiter vorantreiben und erneuern. Im Kapitel 43 „Förderung der Ressourcenschonung und der intensiven Nutzung“ weist die Sektion 5 „Starke Entwicklung der Kreislaufwirtschaft“ darauf hin, dass die kreislaufwirtschaftliche Entwicklung das Kernkonzept des Plans ist, um die Verbreitung der kreislaufwirtschaftlichen Vernetzung zwischen Produktion und Lebenssystemen zu fördern und die Nutzung von Abfällen zu beschleunigen.

Im Juni 2016 veröffentlichte das Ministerium für Wohnungswesen sowie für die Entwicklung städtischer und ländlicher Räume („Ministry of Housing and Urban-Rural Development (MOHURD)“) das obligatorische Abfallklassifikationssystem „Compulsory Waste Classification System“ und wies darauf hin, dass bis Ende 2020 die wichtigsten Städte – Peking, Tianjing, Shanghai, Chongqing und alle Provinzhauptstädte – eine effektive Trennung von Siedlungsabfall erreichen müssen. Diese Städte sollen eine Trennrates von mehr als 90 % erreichen, die Recycling- und Verwertungsrate sollte mehr als 35 % betragen (einschließlich der Verwertung des biologisch abbaubaren Abfalls, der vom Siedlungsabfall getrennt werden kann). Begonnen werden soll dabei

in den Partei- und Verwaltungseinheiten, den Militärstandorten, Krankenhäusern und Schulen der jeweiligen Städte.

2.2 Abfallmengen, -zusammensetzung und Entsorgungsstruktur

Die Erfassung der Daten zu festen Abfällen begann 1979 auf Stadtebene und im Jahr 2000 auf Kreisebene. Im Jahr 2015 gab es 656 Städte auf dem chinesischen Festland mit einer gesamten Siedlungsabfallsammlung von 191,42 Millionen Tonnen (524 Tsd. t/d), von denen 98 % behandelt wurden. Im selben Jahr wurde in 1.596 Landkreisen eine Menge von insgesamt 66,57 Millionen Tonnen (182 Tsd. t/d) Siedlungsabfall gesammelt, von denen 71,6 % behandelt worden sind.

Die Gesamtmenge der gesammelten Siedlungsabfälle in den Städten auf dem Festland erhöhte sich von 25,8 Millionen Tonnen im Jahr 1979 auf 155 Millionen Tonnen (120 kg pro Kopf) im Jahr 2004 und 164 Millionen Tonnen im Jahr 2011, und erreichte 2015 eine Gesamtmenge von 191 Millionen Tonnen. Die Siedlungsabfallmasse von jetzt 525 000 Tonnen pro Tag (191.625.000 Tonnen/a) wird sich bis 2025 nach einer Schätzung der Weltbank auf 1,4 Millionen Tonnen pro Tag (511.000.000 Tonnen/a) erhöhen. (National Bureau of Statistics of China 2017)

Ein Schwerpunkt wird auf den biologisch abbaubaren Abfällen und deren Herkunftsbereichen (Kantinen, Hotels, Restaurants, Bauernmärkte, Großmärkte) liegen. Auch nicht für den menschlichen Verzehr geeignete Reststoffe und Produkte (tierische Nebenprodukte) sollen getrennt erfasst werden.

Zu den recyclebaren Abfällen gehören Kunststoffabfälle, Metallabfälle, Verpackungen, Alttextilien, Elektro- und Elektronik-Altgeräte, Altglas, Altpapier und Aluminiumverbundverpackungen. Viele dieser Abfallarten sind vom Importverbot betroffen.

Das personenbezogene Siedlungsabfallaufkommen der Chinesen unterscheidet sich noch stark von dem in westlichen Ländern (siehe Abb. 2).

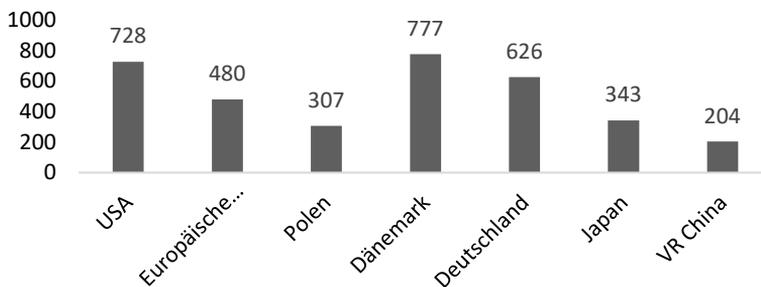


Abb.2: Siedlungsabfall – jährliche Masse pro Einwohner in kg (USA 2014, EU 2016, Japan 2015, VR China 2016) nach (Morscheck 2018).

Diese Daten zeigen nur Relationen, die Definition von Siedlungsabfall in den einzelnen Staaten unterscheidet sich stark. Für Deutschland würden sich z.B. 559 kg/EW im Jahr 2015 ergeben, wenn nur der haushaltstypische Siedlungsabfall (Haushaltsabfall) betrachtet wird.

Der Anteil an Recycling und Verwertung wird in diesen Zahlen nicht ausgedrückt.

Die Weltbank weist 2012 völlig andere jährliche personenbezogene Massen für MSW in den genannten Staaten aus: USA 942 kg, Polen 321 kg, Dänemark 854 kg, Deutschland 770 kg, Japan 624 kg bzw. VR China 372 kg.

Bei der Bewertung der Daten aus China ist zu beachten, dass die Abfallbewirtschaftung und Datenerhebung sich i.d.R. nur auf den urbanen Raum bezieht. Die VR China

hat in den Städten eine gut organisierte Abfallwirtschaft aufgebaut, im ländlichen Raum bleibt noch viel zu tun.

In allen Massenangaben sind die hauptsächlich vom informellen Sektor gesammelten verwertbaren Fraktionen nicht enthalten.

Siedlungsabfälle werden in China überwiegend auf Deponien und in Müllverbrennungsanlagen entsorgt, man spricht dabei in beiden Fällen von einer „gefahrlosen“ Behandlung/Entsorgung. Die Abfallablagerung unvorbehandelter Abfälle in gesicherten Deponien (sanitary landfill) stellt einen Fortschritt gegenüber der Ablagerung in Müllkippen dar und wird als Behandlung bzw. gefahrlose Behandlung bezeichnet.

Der Großteil des Hausmülls wird ohne Vorbehandlung deponiert. China ist bemüht, den Anteil der Abfälle, die vor der Ablagerung behandelt werden, zu steigern. In den letzten Jahren wurden zahlreiche Anlagen, vor allem Müllverbrennungsanlagen, errichtet.

Im Jahr 2016 wurden rund 95 % der städtischen Abfälle „gefahrlos behandelt“. Die „gefahrlose Behandlung“ schließt die Verwertung von organischen Abfällen, das Recycling, die thermische Restmüllbehandlung (MBAs spielen kaum eine Rolle) und das Ablagern unbehandelter Abfälle in gesicherten Deponien ein.

Etwa 70 % der Abfälle werden auf etwa 650 Deponien deponiert, annähernd der gesamte Rest in mehr als 268 Müllverbrennungsanlagen mit 552 Linien behandelt. Die wachsende Abfallmenge führt trotz des Neubaus von Verbrennungsanlagen kaum zu relativen Veränderungen der Entsorgungswege. Die Verbrennungskapazität in China beträgt etwa 62 Mio. Tonnen jährlich. Die Verbrennungskapazität ist damit größer als die der Europäischen Union. In China gab es im Jahr 2015 890 kommunale Abfallbehandlungsanlagen in Städten und 1.187 in Landkreisen.

Chinesischer Hausmüll enthält mehr organischen Abfall als entsprechender deutscher Abfall. Mindestens 50 % sind organische Abfälle, häufiger finden sich 60 % im Hausmüll. Vereinzelt wurden auch schon mehr als 75 % organischer Abfall gefunden. Dieser hohe Organikanteil ist verantwortlich für den hohen Wassergehalt und den geringen Heizwert des Hausmülls. Der organische Abfall besteht hauptsächlich aus Küchenabfall. Küchenabfall hat einen Wassergehalt von etwa 80 %, die gesamte Organik von etwa 65 %.

Der Anteil an behandelten Abfällen soll weiter stark gesteigert werden. Der 13. Fünfjahresplan sieht vor, den Ausbau der Abfallbehandlungskapazitäten weiter voranzutreiben. Dabei soll Energie gewonnen werden, verwertbare Abfälle für eine Nutzung abgetrennt und der Abfall umweltverträglich behandelt werden. Der behandelte Abfall (hauptsächlich Asche) kann dann umweltverträglich in Deponien abgelagert werden. Ländliche Gebiete haben eine Behandlungsrate von nur 30 Prozent in Kleinstädten und von weniger als 10 Prozent in den Dörfern. Der Müll wird fast ausschließlich ohne Vorbehandlung deponiert bzw. auf einfachen Müllkippen abgelagert.

Durch die Erweiterung der Behandlungskapazitäten auf 360.000 Tonnen pro Tag für die Städte und 130.000 Tonnen pro Tag für die Bezirke soll der Anteil der thermischen Behandlung der Siedlungsabfälle in den Städten generell auf 50 % und in den östlichen Provinzen auf 60 % erhöht werden.

Die Erfassung von Wertstoffen aus Haushalten erfolgt weitgehend über den informellen Sektor. Erfasst werden so PPK, Kunststoffe, Metalle, z.T. Holz und Styropor und auch Elektroschrott. Oft wird auch die Vorbehandlung der gesammelten verwertbaren Fraktionen vom informellen Sektor übernommen. 3,3 bis 5,6 Millionen Chinesen arbeiten in diesem informellen Sammel- und Verwertungssystem (es gibt auch Schätzungen von fast 10 Mio. Tätigen). Das System ist die größte „Untergrundwirtschaft“ Chinas. Die Abfallsammlung wird teilweise im Nebenerwerb durchgeführt, aber dient auch dem Haupterwerb. Verwertbare Abfälle werden zum Teil direkt an den Wohnungstüren abgeholt. Wenn die Bevölkerung Abfälle an die informellen Sammler übergibt, fordert sie zunehmend geringe Geldbeträge für den Abfall. Die Sammler sind

vom Materialwert der Abfälle, und damit vom Weltmarktpreis, abhängig. Die Sammler und deren Familien leben vom Wert des gesammelten Materials und nicht vom Pfand, den einige Menschen z.B. in Deutschland als (zusätzliche) Einkommensquelle nutzen.

3 AUSBLICK – MARKTCHANCEN FÜR EUROPÄISCHE ANBIETER

China unternimmt sehr große Anstrengungen, um die nationale Umweltsituation in allen Bereichen zu verbessern. Auch die Abfallwirtschaft wird seit Jahren weiterentwickelt und es sind erhebliche Investitionen vorgesehen. Inländische und ausländische Firmen haben sich positioniert, um als Dienstleister und Lieferanten zu agieren.

Bis 2020 sollen alleine 192,4 Milliarden Yuan (CNY) (rd. 25 Milliarden Euro) in kommunale Abfallbehandlungsanlagen investiert werden. Bis zum Ende des 13. Fünfjahresplans wird eine Gesamtbehandlungskapazität für organische Abfälle von 40.000 Tonnen pro Tag errichtet sein. Dafür sind Investitionen von 13,6 Milliarden Yuan (CNY) (rund 1,76 Milliarden Euro) bis 2020 veranschlagt.

Darüber hinaus müssen bis Ende 2020 die wichtigsten chinesischen Städte eine Getrenntsammlerate von über 90 Prozent und eine Recyclingquote von 35 Prozent inklusive getrennt gesammelter biologisch abbaubarer Abfälle realisieren. Dafür werden zusätzlich 252 Milliarden Yuan (36,7 Milliarden USD) investiert werden.

Einfachste illegale, umweltverschmutzende Recyclinganlagen sollen verschwinden. In den nächsten Jahren ergeben sich daher für europäische Unternehmen Geschäftschancen in der Sammellogistik und bei der Planung und dem Bau von Recyclinghöfen, Sortier- und Behandlungsanlagen. Einhergehend mit einer steigenden Recyclingquote ist der Rückbau von Deponien. Deutsche Unternehmen können hierbei also auch Technologien und Verfahren zum Deponierückbau liefern.

Auch im Bereich Aus- und Weiterbildung sowie praxisorientierten Forschung besteht ein großer Bedarf in China, die in Form von Lehrgängen, Workshops und anderen Aus- und Weiterbildungsprogrammen stark nachgefragt sind.

Abschließend ist festzustellen, dass sich gute Geschäftschancen entlang der gesamten Wertschöpfungskette für Siedlungsabfälle ergeben. Die Fuhrparks und Behältersysteme der Entsorger sind oftmals veraltet und entsprechen nicht den neuen Anforderungen zur Getrenntsammlung. Auch der Bedarf an Behandlungsanlagen ist noch lange nicht gedeckt. Letztendlich müssen noch mehr als 500 Millionen Chinesen an eine geregelte Abfallentsorgung angeschlossen werden.

LITERATUR

Morscheck, G., Nelles, M., Eickhoff, I., Nassour, A. (2018) *Länderprofil zur Kreislauf- und Wasserwirtschaft in VR China*. Entwurf, Berlin.

National Bureau of Statistics of China (2017). *China Statistical Yearbook 2017*.

Nelles, M., Lemke, A., Morscheck, G., Nassour, A., Schüch, A., Zhou, Y. (2017a). *Entsorgung von biogenen Abfallfraktionen in der VR China*. Tagungsband, Waste-to-Resources 2017: 7. Internationale Tagung MBA, Sortierung und Recycling, 186–206, Fachtagung 6.-8.5.2017, Hannover.

Nelles, M., Lemke, A., Morscheck, G., Nassour, A., Schüch, A., Zhou, Y. (2017b). *Entsorgung von biogenen Abfallfraktionen in der VR China*. Müll und Abfall 49 (5), 216–224.

Wikimedia (2018) *Liste der administrativen Regionen der Volksrepublik China nach Bevölkerungsdichte*.

Neuentwicklungen im Bereich der Wirbelstromsortierung

H. Tröbinger

IFE Aufbereitungstechnik GmbH, Leitung Projektierung, Vertrieb & Marketing, Waidhofen a.d. Ybbs, Österreich

KURZFASSUNG: Am Wirbelstromscheidersektor herrscht ein Trend hin zu höheren Polwechselfrequenzen vor. Oftmals werden dazu kleinere Magnete eingesetzt und damit in Kauf genommen, dass die Flusssdichte an der Bandoberfläche reduziert wird. IFE Aufbereitungstechnik hat sich entschieden, in eine andere Richtung zu forschen und setzte dazu FEM-Software und eine Hochgeschwindigkeitskamera mit Trajektorienauswertung ein. Die kombinierte Anwendung dieser Werkzeuge führte zu einem vertieften Verständnis der Wirbelstromscheidertechnologie, insbesondere über die Beeinflussung der Kraftvektoren auf elektrisch leitfähige Partikel durch Veränderungen im Design des Magnetsystems. Es wurden zwei neue Wirbelstromscheider in diesem Forschungsprojekt entwickelt. Der VIOS weist ein rotierendes Polrad mit verstärktem Magnetsystem auf, welches eine hohe Flusssdichte auf der Bandoberfläche gewährleistet. Außerdem weist er ein höheres Verhältnis zwischen Radial- und Tangentialkraft auf, was in einer höheren Sortiergüte für feine Partikel resultiert. Der E-NOS hingegen besitzt kein Polrad, anstelle dessen ist eine Wirbelstromleiste eingebaut. Erste Ergebnisse bei Materialtests zeigen exzellente Trennergebnisse, besonders für Partikel bis zu 0,5 mm.

1 EINLEITUNG

Wirbelstromscheider sind heutzutage ein etablierter Bestandteil zur Aufbereitung fester Abfälle. Die Abscheidung durch induzierte Wirbelströme in elektrisch leitfähigen Partikeln dient zur Ausschleusung von Nicht-Eisen-Metallen („NE-Metallen“) aus dem Materialstrom. Aufgrund der Wertigkeit von NE-Metallen kommt der möglichst vollständigen und auch reinen Abscheidung eine immer größere Bedeutung zu.

Um die wirtschaftliche Bedeutung der NE-Metalle zu untermauern, seien einige Größenordnungen in genannt:

Tab. 1: Bedeutung der NE-Metalle (VDM 2018) Angaben in [EUR/t].

	13.06.2018	06.06.2018
Blanker Kupferdrahtschrott (Kabul)	5.770 - 5.950	5.730 - 5.910
Schwerkupferschrott (Keule)	5.270 - 5.510	5.240 - 5.480
Drahtschrott aus Reinaluminium (Achse)	1.770 - 1.910	1.790 - 1.930
Aluminiumprofilschrott (Alter)	1.820 - 1.920	1.830 - 1.930
Weichbleischrott (Paket)	1.950 - 2.050	1.930 - 2.030
Altzinkschrott (Zebra)	2.180 - 2.240	2.150 - 2.210
Nickel V2A (Alt- und Neuschrott)	1.160 - 1.240	1.160 - 1.240
Nickel V4A (Alt- und Neuschrott)	1.650 - 1.700	1.650 - 1.720

2 STAND DER TECHNIK

Die Grundfunktion eines Wirbelstromscheiders wird im „Handbuch der Mechanischen Verfahrenstechnik“ (Schubert, 2003) sehr gut beschrieben. Trotzdem lohnt sich eine Zusammenfassung über die wichtigsten Aspekte:

2.1 Bauformen

Die weitaus überwiegende Anzahl der Bauformen für Wirbelstromscheider beruht auf einem rotierenden, horizontalen Polrad, in konzentrischer oder exzentrischer Anordnung, siehe Abbildung 1.

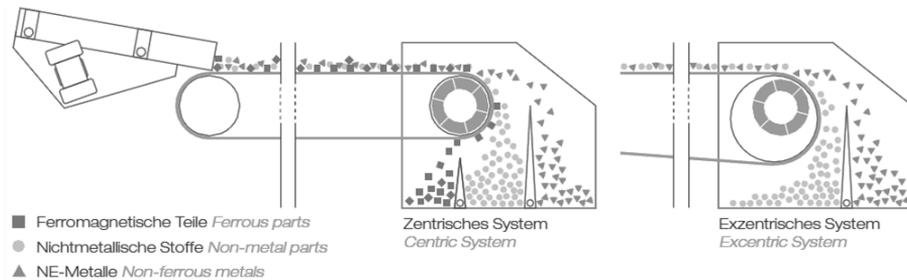


Abb.1: Bauformen Wirbelstromscheider (IFE 2017).

Andere Bauformen verwenden eine in vertikaler Achse rotierende Drehscheibe bzw. ein horizontales Polrad, dessen Rotationsachse in einem gewissen Winkel zur Transportachse angeordnet ist und vorzugsweise gegen die Förderrichtung rotiert. Beide Varianten konzentrieren die NE-Metalle am Förderbandrand.

2.2 Einflussfaktoren auf die Sortiergüte des Wirbelstromscheiders

Der Einfluss auf die Sortiergüte eines Wirbelstromscheiders kann in die nachfolgend angeführten Gruppen unterteilt werden, wobei oftmals die angeführten Einflussfaktoren in Kreuzabhängigkeit zueinander stehen.

- Induzierte Kräfte
(Flussdichte, Polwechselfrequenz)
Die Wirkungsweise der durch die Wirbelströme induzierten Kräfte gliedert sich dabei in:
 - Tangentialkraft,
 - Radialkraft und
 - Drehmoment.

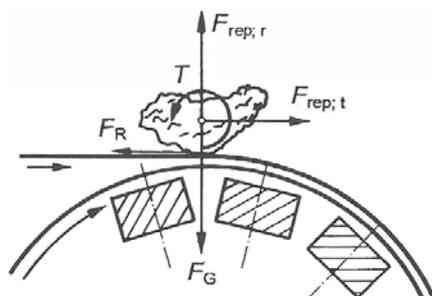


Abb. 2: Wirkungsweise induzierter Kräfte (Schubert 2003).

$$F_{rep;t} = \frac{\pi\psi B^2 V_p}{\mu_0 s} \frac{(\omega - \Omega)\tau}{1 + (\omega - \Omega)^2 \tau^2} \quad (1)$$

$$F_{rep;r} = \frac{\pi\psi B^2 V_p}{\mu_0 s} \frac{(\omega - \Omega)^2 \tau^2}{1 + (\omega - \Omega)^2 \tau^2} \quad (2)$$

$$T = \frac{\psi B^2 V_p}{\mu_0} \frac{(\omega - \Omega)\tau}{1 + (\omega - \Omega)^2 \tau^2} \quad (3)$$

Die Flussdichte geht dabei quadratisch in die Gleichungen ein, während die Polwechselfrequenz einen annähernd linearen Einfluss ausübt.

- Partikeleigenschaften

(Korngröße, Partikelform, Leitfähigkeit, Dichte)

Die Partikelform nimmt durch den in der einschlägigen Literatur genannten „Formfaktor“ einen erheblichen Einfluss auf die resultierenden Abstoßungskräfte. Als weiterer Faktor der Partikeleigenschaften kann das Verhältnis von elektrischer Leitfähigkeit zu Dichte genannt werden. Die davon beeinflussten resultierenden Abstoßungskräfte bilden sich bei steigender Leitfähigkeit und abnehmender Dichte mit zunehmender Intensität aus.

Bei größeren Partikeln überwiegt dabei die Radialkraft, während bei kleineren Partikeln das Drehmoment stärker induziert wird. Darum ist es auch wesentlich anspruchsvoller, sehr kleine Partikel abzuscheiden bzw. lassen sich feine Litzen fast gar nicht abscheiden.

Die genannte Flussdichte kann durch die Auswahl und Anordnung der im Rotor eingesetzten Permanentmagnete variiert werden.

Durch eine Kombination von Polradzahl, Polzahl und Polabstand ergibt sich die Polwechselfrequenz.

Durch Manipulation dieser Parameter, gemeinsam mit anderen geometrischen Faktoren, wie beispielsweise dem Abstand „Partikel-Polrad“ oder der Rotorposition, ergibt sich eine vieldimensionale Matrix an möglichen Betriebszuständen eines Wirbelstromscheiders.

3 WEITERENTWICKLUNGEN

Im Zuge eines mehrjährigen Forschungsprojektes, gemeinsam mit der Montanuniversität Leoben, wurden einige der zuvor genannten Einflussfaktoren systematisch analysiert. Es wurde der Aufbau der Magnetfelder mittels FEM-Software simuliert. Darauf folgte der Bau von Prototypen auf denen Trennversuche mit Prüfkörpern durchgeführt wurden. Die dabei entstehenden Trajektorien wurden mit den Simulationsergebnissen verglichen. Zuletzt wurden diese Ergebnisse mit „echtem“ Material verifiziert.

3.1 VIOS

Als Ausgangsmaschine wurde der exzentrische Wirbelstromscheider STRATOS gewählt, der im Wesentlichen dem Marktstandard entspricht. Ziel der ersten Weiterentwicklung war, die auf das Partikel einwirkende Flussdichte zu maximieren, um die Sortiergüte zu verbessern.

Es wurde einerseits das verwendete Magnetmaterial geändert, andererseits wurde in der FEM-Simulation die optimale Anordnung der einzelnen Magnete ermittelt. Eine daraus resultierende Maßnahme ist die Änderung der Polausrichtung von einer radial alternierenden in eine azimutale Anordnung. Die nachfolgenden Tests mit Prüfkörpern konnten mit Kundenmaterialien verifiziert werden:

Im WEEE-Schrott (Korngröße < 30 mm, kundenspezifisches Material) konnte die Ausbringung von rund 56 % NE bei einem herkömmlichen Wirbelstromscheider auf über 70 % durch den Einsatz des VIOS gesteigert werden.

Interessant ist auch das Ausbringen von NE-Metallen aus feiner MVA-Schlacke: In einer Ausgangsfraktion 4-7 mm konnte eine Verbesserung von 3,8 auf 4,6 % erzielt werden, in den gröbereren Kornklassen 4-10 mm bzw. 10-50 mm konnte das Ausbringen um jeweils über 2 % erhöht werden.

3.2 ENOS

Bei den Versuchen mit dem VIOS wurde festgestellt, dass auch mit stillstehendem Rotor ein Wirbelstromeffekt – wenn auch nur ein kleiner – feststellbar ist. Basierend auf dieser Erkenntnis wurde, wiederum zuerst mithilfe der FEM-Software, eine Magnetleiste entwickelt, die diesen Effekt erzeugt. Auch hier konnte die Trajektorienauswertung der Prüfkörperversuche die Simulationsergebnisse bestätigen. Die induzierten Kräfte und Momente sind in absoluten Zahlen geringer als bei STRATOS und VIOS, trotz einer höheren Flusssdichte. Dadurch ist der ENOS für kleine Kornklassen (bis max. 6 mm) optimal.

In den bisher durchgeführten Materialversuchen mit WEEE-Schrotten konnten hervorragende, bisher unerreichte Ausbringungen erzielt werden, und dies in den Kornklassen bis weit unter einem Millimeter. Weniger gut geeignet ist der ENOS für Verbrennungsschlacken, da die Anbackungen typischerweise magnetisch sind und daher die magnetische Anziehungskraft die induzierten Wirbelströme übersteigt.

Mittlerweile ist der erste ENOS in Betrieb und hilft dabei, in einer Kabelschrottaufbereitung „Milberry“-Qualitäten zu produzieren.

4 AUSBLICK

Die beiden Maschinen VIOS und ENOS wurden erfolgreich am Markt eingeführt. Für die ersten Kundenanwendungen wurden bereits Aufträge platziert bzw. ist ein ENOS bereits in Betrieb. Parallel zu den Verkaufsaktivitäten wurde ein Versuchsprogramm aufgelegt, in dem mit kundenspezifischen Ausgangsmaterialien die beiden Aggregate getestet werden. Dadurch ergeben sich bereits jetzt weitere Anwendungen und eine profunde Datenbasis an Versuchsergebnissen, die uns helfen, die Kundenanforderungen besser umzusetzen.

LITERATUR

- IFE Aufbereitungstechnik GmbH (2017). *Maschinenprospekt Wirbelstromscheider*, S.4. Waidhofen an der Ybbs.
- Schubert, H. (2003). *Handbuch der Mechanischen Verfahrenstechnik*, S.689. Weinheim: WILEY-VCH Verlag.
- VDM Verband Deutscher Metallhändler e.V. (2018) Marktbericht: "Kupferschrottpreise brechen ein", in 320° Deutschlands Online-Magazin für die Recyclingwirtschaft (www.320grad.de) unter <https://320grad.de/kupferschrottpreise-brechen-ein/> (abgerufen am 21. Juni 2018).

Recycling von Lithium-Ionen-Batterien aus Elektrofahrzeugen

K. Schneider & T. Elwert

Technische Universität Clausthal, Institut für Aufbereitung, Deponietechnik und Geomechanik, Lehrstuhl für Rohstoffaufbereitung und Recycling, Clausthal-Zellerfeld, Deutschland

M. Reimer

Technische Universität Clausthal, Institut für Wirtschaftswissenschaft, Abteilung für Betriebswirtschaftslehre und Betriebliche Umweltökonomie, Clausthal-Zellerfeld, Deutschland

KURZFASSUNG: Die Einführung der Elektromobilität wird innerhalb des nächsten Jahrzehnts zu einem signifikanten Anstieg von Altbatterien führen. Das Recycling dieser Traktionsbatterien, überwiegend Lithium-Ionen-Batterien, ist zurzeit eine große Herausforderung wegen des komplexen und von Hersteller zu Hersteller variierenden Batterieaufbaus, der unterschiedlichen chemischen Zusammensetzung und des hohen spezifischen Energieinhalts der Batterien. Vor diesem Hintergrund werden Rücklaufmengen von Altbatterien bis 2025 prognostiziert sowie die gesetzlichen Rahmenbedingungen des Recyclings und die Recyclingprozesse von der Batterieentnahme aus dem Altfahrzeug über die Zerlegung bis hin zum Zellrecycling unter der Berücksichtigung von ökonomischen und ökologischen Faktoren vorgestellt.

1 EINLEITUNG

Die Umweltauswirkungen der erdölbasierten Verkehrsinfrastruktur, die Endlichkeit fossiler Energieträger und der technologische Fortschritt in der Batterietechnologie haben zu einem zunehmenden Interesse an Hybridfahrzeugen (engl. hybrid electric vehicle, HEV), Plug-in-Hybridfahrzeugen (engl. plug-in hybrid electric vehicle, PHEV) und Batteriefahrzeugen (engl. battery electric vehicle, BEV) geführt. Da diese Elektrofahrzeuge neue Fahrzeugkomponenten besitzen, wird die Ausweitung der Elektromobilität in den kommenden Jahren zu erheblichen Veränderungen des Fahrzeugrecyclings führen (Elwert et al. 2018).

Zum Antrieb von Elektrofahrzeugen werden Traktionsbatterien eingesetzt. Lithium-Ionen-Batterien (LIB) werden hauptsächlich für diesen Anwendungsfall eingesetzt. Das Recycling von Lithium-Ionen-Traktionsbatterien ist sowohl für Fahrzeughersteller und Recyclingbetriebe als auch für Politik und Gesetzgebung aufgrund folgender Aspekte herausfordernd:

- hohes Batteriegewicht,
- hohe Energiedichte der Batterie,
- unterschiedliche chemische Zusammensetzung der Batterie,
- komplexe Baugruppen und Materialverbünde,
- derzeit geringe Stückzahlen und
- noch zu etablierende Recyclinginfrastruktur (Elwert et al. 2018).

Diese Arbeit verfolgt das Ziel, einen Überblick über aktuelle Entwicklungen und Herausforderungen des Recyclings von Traktionsbatterien mit Fokus auf (potenziellen) industriellen Lösungen zu geben. Zunächst werden Rücklaufmengen von Traktionsbatterien basierend auf den Verkaufszahlen der letzten Jahre prognostiziert. Im Anschluss wird der rechtliche Rahmen des Recyclings von Traktionsbatterien für die Europäische Union (EU), die Vereinigten Staaten von Amerika (USA) und die Volksrepublik China (PRC) vorgestellt. Abschließend werden Recyclingansätze von der Batterieentnahme aus dem Altfahrzeug bis zum Batteriezellrecycling vorgestellt.

2 RÜCKLAUFMENGEN

Die Rücklaufmengen von Altbatterien aus Elektroautos und -bussen sind eine wichtige Planungsgröße für die Entwicklung der LIB Recyclingindustrie. Jedoch sind mittel- und langfristige Prognosen mit großen Unsicherheiten behaftet, weil z.B. das Verbraucherverhalten, die Entwicklung der Batteriepreise, politische Entscheidungen sowie die Batterielebensdauer schwer vorherzusagen sind. Daher wird in dieser Arbeit nur eine kurzfristige Prognose bis 2025 präsentiert. Hierbei werden der chinesische, europäische und nordamerikanische BEV und PHEV Markt betrachtet. Die Berechnungen werden für jeden einzelnen Markt getrennt durchgeführt. HEV werden aufgrund der nicht belastbaren Datenlage nicht berücksichtigt.

Zur Bestimmung der Rücklaufmengen werden die Absatzdaten von 2009 - 2017 zugrunde gelegt (International Energy Agency 2018; Dixon 04.02.2018). Ausgehend von einer linearen Interpolation der Absatzzahlen werden Verkaufszahlen für die Jahre 2018 – 2025 extrapoliert.

Die Lebensdauer für die Batterie X_B und das Fahrzeug X_F wird als normalverteilte Zufallszahl angenommen. Für die Verteilungen der Rücklaufzeitpunkte gelten Gleichungen (1) und (2), wobei y_s das Absatzjahr sowie μ_i den Mittelwert und σ_i die Standardabweichung der jeweiligen Lebensdauern bezeichnen.

$$X_B \sim N(y_s + \mu_B; \sigma_B) \quad (1)$$

$$X_F \sim N(y_s + \mu_F; \sigma_F) \quad (2)$$

Sobald die Batterie oder das Fahrzeug defekt ist, wird die LIB entnommen, sodass sich für den Batterierücklauf Gleichung (3) ergibt. Diese Zusammenhänge werden in Abb. 1 beispielhaft aufgezeigt.

$$X_{FB} = \min(X_B, X_F) \quad (3)$$

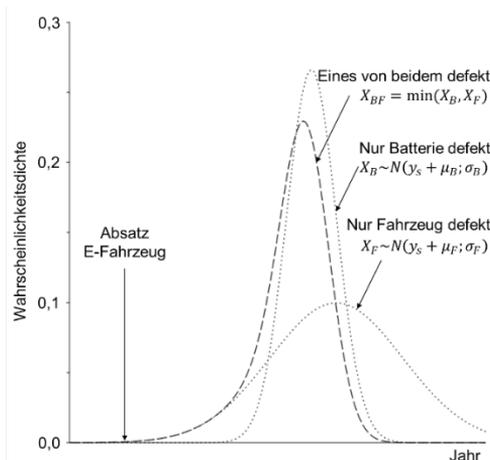


Abb. 1: Schematische Darstellung der zugrunde gelegten Wahrscheinlichkeitsverteilungen. Die Verteilung der Rücklaufzeit ergibt sich aus den Lebensdauern von der Batterie und dem Fahrzeug.

Die Annahmen für die Rücklaufmengenberechnung basieren auf der Veröffentlichung von Elwert et al. und sind Tab. 1 zu entnehmen (Elwert et al. 2018).

Tab. 1: Zusammenfassung der Annahmen für die Rücklaufmengenberechnung (Elwert et al. 2018).

	Einheit	Automobil (EU, USA, PRC)	Bus (PRC)
Erwartungswert Batterie μ_B	Jahre	9,00	9,00
Standardabw. Batterie σ_B	Jahre	1,61	1,61
Erwartungswert Fahrzeug μ_F	Jahre	15,00	15,00
Standardabw. Fahrzeug σ_F	Jahre	2,74	2,74
Gewicht BEV Batterie	kg/Stk.	255	1200
Gewicht PHEV Batterie	kg/Stk.	140	850

Zur Bestimmung der erwarteten Rücklaufmengen wird für jedes im Betrachtungszeitraum produzierte Fahrzeug i auf diese Art verfahren und es werden alle Verteilungsfunktionen $f_i(y)$ aufgestellt. Der Rücklaufzeitpunkt verschiedener Batterien kann auf dasselbe Jahr fallen, sodass alle zugehörigen Verteilungsfunktionen $f_i(y)$ aufsummiert werden. Schließlich wird nach Gleichung (4) das Integral über eine einjährige Zeitspanne gelegt, um die erwartete Rücklaufmenge $E(y_R)$ (in Stück) für dieses Jahr y_R zu erhalten.

$$E(y_R) = \int_{y_R-0.5}^{y_R+0.5} \sum_i f_i(y) dy \quad (4)$$

Um im letzten Schritt die jährliche Rücklaufmenge in Kilogramm zu erhalten, wird die für das Jahr y_R erwartete Rücklaufmenge in Stück mit dem Batteriegewicht des Fahrzeugs multipliziert (s. Tab. 1). Die massebezogenen Ergebnisse sind in Abb. 2 zu sehen.

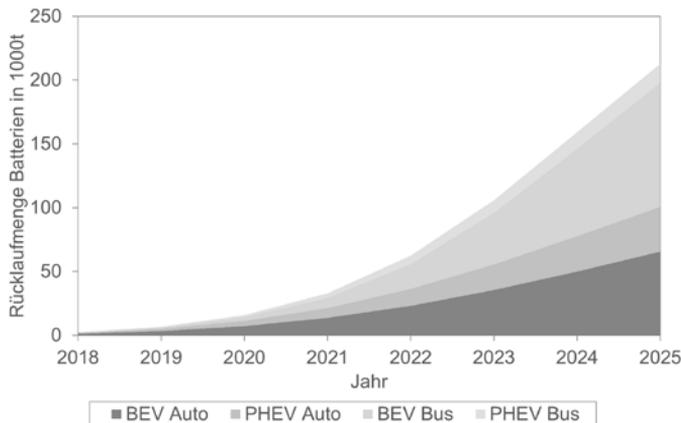


Abb. 2: Erwartete Rücklaufmengen in Tausend Tonnen nach Fahrzeugtyp. Die Automobilaten beinhalten die Ursprungsmärkte EU, USA und PRC. Die Daten der Busse beziehen sich auf den chinesischen Markt.

Zwischen 2018 und 2025 werden voraussichtlich 1,83 Millionen bzw. 0,6 Millionen Tonnen Altbatterien dem Recyclingmarkt theoretisch zur Verfügung stehen. Die meisten Altbatterien werden mit 0,29 Mio. Tonnen in China anfallen, da hier im Gegensatz zu der EU und den USA neben Elektroautos auch Elektrobusse eine wichtige Rolle spielen. Ein weiterer Unterschied liegt in den verwendeten Kathodenmaterialien. Während in der PRC überwiegend Traktionsbatterien mit Lithium-Eisenphosphat verkauft werden, dominieren in den westlichen Märkten cobalt- und nickelhaltige Schichtoxide.

3 GESETZGEBUNG

Die gesetzlichen Rahmenbedingungen für das Recycling von LIB aus Elektrofahrzeugen werden für die EU, die USA und der PRC aufgezeigt, welche die größten Absatzmärkte für Elektrofahrzeuge darstellen.

In der EU existieren zwei wichtige Richtlinien für das Recycling von Lithium-Ionen-Traktionsbatterien: Richtlinie 2000/53/EC zur Vermeidung und Begrenzung von Abfällen aus Altfahrzeugen und Richtlinie 2006/66/EC über Batterien und Akkumulatoren sowie Altbatterien und Altakkumulatoren. Nach Richtlinie 2000/53/EC müssen gefährliche Bauteile wie Traktionsbatterien aus dem Altfahrzeug entfernt und separat behandelt werden (European Parliament and the Council of the European Union 2000). Im Anschluss greift Richtlinie 2006/66/EC, nach der Lithium-Ionen-Traktionsbatterien als Industriebatterien eingeordnet werden. Für das Recycling gilt das Prinzip der erweiterten Herstellerverantwortung und es wird eine minimale Recyclingquote von 50% bezogen auf das Batteriegewicht festgelegt (European Parliament and the Council of the European Union 2006).

In den letzten Jahren hat die chinesische Regierung begonnen, einen gesetzlichen Rahmen bezüglich der Wiederverwendung und des Recyclings von Traktionsbatterien aufzubauen. Die Richtlinien orientieren sich an der EU und basieren auf dem Prinzip der erweiterten Herstellerverantwortung (Zeng et al. 2015).

Im Gegensatz dazu existieren in den USA nur in den drei Bundesstaaten Kalifornien, Minnesota und New York Gesetze für das Recycling von LIB, aber nicht explizit für Traktionsbatterien. Der Fokus liegt jedoch auf der Sammlung und dem Transport der Batterien. Recycling wird nur gefördert und es ist keine Recyclingquote vorgeschrieben. In den restlichen Bundesstaaten ist z.B. eine Deponierung noch erlaubt (Turner & Nugent 2016).

4 RECYCLINGVERFAHREN

Recyclingverfahren von Lithium-Ionen-Traktionsbatterien lassen sich allgemein in drei Schritte unterteilen: Entnahme aus dem Altfahrzeug, Zerlegung bis auf Zellebene und Recycling des Zellmaterials. Diese Schritte werden in den folgenden Abschnitten näher beschrieben.

2.1 Entnahme

Wenn Altfahrzeuge dem regulären Recycling zugeführt werden, ist zu erwarten, dass die Traktionsbatterien ausgebaut werden. Aufgrund des chemischen und elektrischen Energieinhalts, der hohen Spannung sowie dem brennbaren und fluoridhaltigen Elektrolyten sind bei der Batterieentnahme besondere Sicherheitsmaßnahmen zu treffen. Wegen des hohen Gewichts und der hohen Spannung müssen für diesen Arbeitsschritt qualifiziertes Personal und spezielle Werkzeuge eingesetzt werden. Ergebnisse verschiedener Forschungsprojekte zeigen, dass die Batterieentnahme häufig sehr zeitaufwändig ist. Gründe hierfür liegen in der Verbauung der Batterien und den herstellereinspezifischen Batteriedesigns (Elwert et al. 2015).

2.2 Zerlegung

Bei Traktionsbatterien machen die Batteriezellen etwa 60 % des Gesamtgewichts aus. Der Rest des Gewichts entfällt größtenteils auf Materialien, die gut recycelbar sind. Eine Zerlegung der Traktionsbatterie ist daher aus Sicht des Recycling sehr vorteilhaft, da alle Komponenten (z.B. Elektronik, Aluminium oder Stahl) außer den Zellen als relativ reine Fraktion in bestehende separate Recyclingrouten eingespeist werden können.

Aufgrund der zurzeit relativ geringen Stückzahl an alten Traktionsbatterien und der breiten Palette an Konstruktionen wird in der Industrie derzeit eine manuelle Demontage durchgeführt. Die Tageskapazität einer manuellen Demontagelinie beträgt ca. 10 Tonnen. Aufgrund steigender Rücklaufmengen, des Arbeitsschutzes und hoher Personalkosten wird zukünftig eine Automatisierung der Zerlegung angestrebt (Elwert et al. 2018).

2.3 Recycling von Lithium-Ionen-Batteriezellen

Innerhalb der letzten 15 Jahre sind mehrere Recyclingkonzepte für Lithium-Ionen-Batteriezellen entwickelt worden. Aus ökonomischer Sicht sind für das Recycling vor allem Cobalt (68.307 US\$/t, 99,8 %), Nickel (11.511 US\$/t, 99,8 %) und Kupfer (6.539 US\$/t, Grade A, Durchschnittspreise zwischen Mai 2017 und April 2018) von Interesse (Bundesanstalt für Geowissenschaften und Rohstoffe 2018b). Lithium ist in der Vergangenheit kein Antriebsfaktor für das Recycling gewesen, weil Lithium zu günstigen Preisen zur Verfügung stand, das Element schwierig zurückzugewinnen ist und Lithium nur einen geringen Prozentsatz von unter 2 % des Gesamtgewichts einer Traktionsbatterie ausmacht (Bundesanstalt für Geowissenschaften und Rohstoffe 2018a). Seit 2015 steigen jedoch die Preise für Lithiumcarbonat, weshalb auch das Recycling von Lithium in den Vordergrund rückt.

Zum jetzigen Zeitpunkt werden LIB Zellen mit Schichtoxiden als Kathodenmaterial häufig in Kobalt-Nickel-Hütten verarbeitet, um Kobalt, Nickel und Kupfer zurückzugewinnen. Aufgrund steigender Rücklaufmengen und gesetzlicher Anforderungen an das Recycling ist zu erwarten, dass sich spezialisierte Zellrecyclingprozesse etablieren werden. Dabei können zwei unterschiedliche Verfahrensvarianten unterschieden werden.

Der erste Ansatz besteht aus einer Kombination von Pyro- und Hydrometallurgie und ist damit universell für verschiedene Kathodenmaterialien anwendbar. Diese Verfahren zielen hauptsächlich auf eine Rückgewinnung von Kobalt, Nickel und Kupfer. Lithium gelangt in die Schlackenphase. Dieser Verfahrensansatz wird industriell beispielsweise von der Firma Umicore implementiert.

Der zweite Ansatz besteht aus einer mechanischen Behandlung der Zellen gefolgt von metallurgischen Verfahrensschritten zum Recycling des Elektrodenmaterials. Der Vorteil besteht darin, dass im Gegensatz zum ersten Verfahrensansatz z.B. auch das Zellgehäuse und die Elektrodenfolien recycelt werden können. Zurzeit ist die industrielle Implementierung des ersten Ansatzes jedoch weiter fortgeschritten und im Maßstab von bis zu 7.000 t Zellen/a verfügbar (Elwert et al., 2018).

Die Entwicklung spezialisierter Zellrecyclingprozesse wird meistens durch eine Ökobilanz unterstützt, um den ökologischen Einfluss zwischen der Primärproduktion und des neuen Prozesses auf die Umwelt zu vergleichen. Die Ergebnisse der Ökobilanzen müssen meistens unter dem Vorbehalt bewertet werden, dass die Sachbilanzdaten teilweise nur aus Laborversuchen stammen. Nichtsdestotrotz lässt sich der Trend ableiten, dass für das Recycling von LIB für alle untersuchten Wirkungskategorien z.T. deutliche Nettogutschriften zu erzielen sind. Zu diesem Ergebnis tragen vor allem die Schritte der Batterie-, Modul- und Zellzerlegung bei (Buchert et al. 2011; Buchert & Sutter 2016).

5 SCHLUSSFOLGERUNGEN

Das Recycling von Traktionsbatterien befindet sich noch in der Entwicklung und unterliegt einem sehr dynamischen und wachsenden Batteriemarkt. Zwischen 2018 und 2025 werden voraussichtlich 1,83 Millionen bzw. 0,6 Millionen Tonnen Altbatterien

dem Recyclingmarkt theoretisch zur Verfügung stehen. Die meisten Altbatterien werden in China anfallen, da hier im Gegensatz zu der EU und den USA neben Elektroautos auch Elektrobusse eine wichtige Rolle spielen.

Im Bereich der Gesetzgebung gibt es derzeit keine spezifischen Vorschriften für das Recycling von Traktionsbatterien in den Hauptmärkten EU, PRC und USA. Darüber hinaus unterscheiden sich die Vorschriften zur Behandlung von Altbatterien im Allgemeinen erheblich.

Alle Recyclingkonzepte beginnen mit der Batterieentnahme aus dem Altfahrzeug gefolgt von der manuellen Zerlegung auf Modul- bzw. Zellebene. Vor dem Hintergrund steigender Rücklaufmengen, der Arbeitssicherheit und hoher Personalkosten wird erwartet, dass diese Prozesse zunehmend automatisiert werden.

Beim Recycling von LIB Zellen können zwei grundlegende Verfahrensvarianten identifiziert werden: universelle und individuell adaptierbare Ansätze. Universelle Prozesse bestehen aus pyro- und hydrometallurgischen Verfahrensschritten und zielen im Wesentlichen auf die Gewinnung von Cobalt, Nickel und Kupfer ab. Individuell adaptierbare Prozesse bestehen aus einer Kombination von mechanischen und/oder thermischen und/oder metallurgischen Unit Operations. Im Gegensatz zum universellen Ansatz können hier mehr Produkte wie z.B. die Elektrodenfolien gewonnen werden. Während die Gesamtauswertung von Ökobilanzen für das Batterierecycling Nettogutschriften ergibt, ist die Wirtschaftlichkeit der Prozesse derzeit noch unklar.

LITERATUR

- Buchert, M., Jenseit, W., Merz, C. & Schüler, D. (2011) *Verbundprojekt: Entwicklung eines realisierbaren Recyclingkonzepts für die Hochleistungsbatterien zukünftiger Elektrofahrzeuge - LiBRI*. Teilprojekt: LCA der Recyclingverfahren. Zugriff am 28.6.2018 <http://archive.today/8lvG5>.
- Buchert, M. & Sutter, J. (2016) *Aktualisierte Ökobilanzen zum Recyclingverfahren LithoRec II für Lithium-Ionen-Batterien* (Stand 09/2016). Zugriff am 28.6.2018 <http://archive.today/LtdXg>.
- Bundesanstalt für Geowissenschaften und Rohstoffe (2018a). Rohstoffrisikobewertung - Lithium. Zugriff am 28.6.2018 <http://archive.today/PjMST>.
- Bundesanstalt für Geowissenschaften und Rohstoffe (2018b) *Volatilitätsmonitor April 2018*. Zugriff am 28.6.2018 <http://archive.today/ks9p4>.
- Directive 2000/53/EC of the European Parliament and of the Council of 18 September 2000 on *End-of Life Vehicles*.
- Directive 2006/66/EC of the European Parliament and of the Council of 6 September 2006 on *Batteries and Accumulators and Waste Batteries and Accumulators and Repealing Directive 91/157/EEC*. Directive 2006/66/EC.
- Dixon, T. (04.02.2018) *China 100% Electric Bus Sales "Just" 89,546 In 2017*. Zugriff am 28.6.2018 <http://archive.today/TT9ZX>.
- Elwert, T., Goldmann, D., Römer, F., Buchert, M., Merz, C., Schüler, D. & Sutter, J. (2015) *Current developments and challenges in the recycling of key components of (hybrid) electric vehicles*. Recycling, 1 (1), 25–60.
- Elwert, T., Römer, F., Schneider, K., Hua, Q. & Buchert, M. (2018) *Recycling of batteries from electric vehicles*. In: G. Pistoia & B. Liaw (Hrsg.), *Behaviour of Lithium-ion Batteries in Electric Vehicles - Battery Health, Performance, Safety, and Cost* (S. 289–321): Springer International Publishing.
- International Energy Agency (2018) *Global EV outlook 2018. Towards cross-modal electrification*. Zugriff am 28.6.2018 <http://archive.today/IJBWG>.
- Turner, J. M. & Nugent, L. M. (2016). *Charging up Battery Recycling Policies. Extended Producer Responsibility for Single-Use Batteries in the European Union, Canada, and the United States*. Journal of Industrial Ecology, 20 (5), 1148–1158.
- Zeng, X., Li, J. & Liu, L. (2015) *Solving spent lithium-ion battery problems in China. Opportunities and challenges*. Renewable and Sustainable Energy Reviews, 52, 1759–1767.

Klärschlamm als Rohstoff - Ansätze für eine Kreislaufführung von Phosphor

L. Zeggel & C. Dierks

Fraunhofer Projektgruppe für Wertstoffkreisläufe und Ressourcenstrategie IWKS, Alzenau, Deutschland

B. Lewandowski, M. Finke & S. Pfohl

Fritzeimer Umwelttechnik GmbH, Großhelfendorf, Deutschland

M. Heene & D. Takoeta

ICL Fertilizers GmbH, Ludwigshafen, Deutschland

KURZFASSUNG: In dem von der Deutschen Bundesanstalt für Landwirtschaft und Ernährung (BLE) geförderten Projekt „Phosphor-Recycling - vom Rezyklat zum intelligenten langzeitverfügbaren Düngemittel (PRiL) auf Basis des von der Firma Fritzeimer Umwelttechnik entwickelten P-bac[®]-Verfahrens wird untersucht, wie das rückgewonnene Phosphat zu einem praktikablen, einsatzfähigen Düngemittel weiterentwickelt werden kann, welche Möglichkeiten sich bezüglich einer Verwertung der gelaugten Asche bzw. der Schwermetalle ergeben und wie ein wirtschaftliches Gesamtkonzept gestaltet werden kann. Die Ergebnisse zeigen, dass die Nutzung mikrobieller Prozesse bei der Laugung wie bei der Fällung von Phosphat ein bedeutendes Potenzial bei der Rückgewinnung von Phosphor besitzt und dass über 80 % des in Klärschlammasche befindlichen Phosphors zurück gewonnen werden können.

1 EINLEITUNG

Mit der Verabschiedung der Novelle der Klärschlammverordnung und der damit einhergehenden, langfristigen Verpflichtung zur Phosphorrückgewinnung aus Klärschlamm (-asche) auf Kläranlagen mit mehr als 50.000 EW gewinnt die großtechnische Umsetzung der P-Rückgewinnung in Deutschland gerade stark an Bedeutung. Wenngleich in der Vergangenheit eine Vielzahl an Technologien zur Rückgewinnung von Phosphor im Bereich der Abwasserbehandlung entwickelt wurden, fanden dennoch Fragen zur praktischen Einsetzbarkeit der Phosphate, Marktnischen, Aufkommen und Verwertung von sekundären Reststoffen oft, wenn überhaupt, nur untergeordnet Beachtung (LfU 2015).

Das P-bac[®]-Verfahren macht sich sowohl bei der Laugung als auch bei der Wiederfestlegung des Phosphats Mikroorganismen zu Nutze (Dott et al. 2012). In einem ersten Schritt wandeln chemolithotrophe, schwefeloxidierende Bakterien elementaren, in wässriger Lösung dispergierten Schwefel in Schwefelsäure um. Diese Bakteriensuspension mit einem pH-Wert kleiner eins wird in einem Reaktor mit der Klärschlammasche vermischt. Hierbei geht das Phosphat, wie auch ein Teil der Schwermetalle in Lösung. Ein Teil des gelösten Phosphates wird gleichzeitig wiederum in den Bakterien als Energiespeicher fixiert. Im nächsten Schritt wird die Laugungsflüssigkeit von der Asche getrennt. Durch eine Änderung der Umgebungsbedingungen der Leachingflüssigkeit geben die Bakterien ein Teil des gespeicherten (Poly-)Phosphats ab. Das Phosphat wird teilweise unmittelbar an der Oberfläche der Bakterien als Eisenphosphat ausgefällt, inkrustiert die Mikroben und es bildet sich ein Niederschlag der sedimentiert. Durch die mikrobiell induzierte Lösung und Fällung des Phosphates wird der

Einsatz von Chemikalien auf ein Mindestmaß beschränkt. Ergebnisse aus der Aufskalierung belegen, dass weit mehr als 80 % des Phosphors aus der Klärschlamm- asche in Lösung gebracht werden.

Chemisch gesehen handelt es sich bei dem Rückgewinnungsprodukt hauptsächlich um ein Eisenphosphat mit ca. 30 % P_2O_5 . Derzeit laufende Gefäßversuche deuten auf eine deutlich positive Wirkung auf das Pflanzenwachstum hin. Während das Produkt in Wasser nahezu unlöslich ist, erreicht die Löslichkeit in neutral Ammoniumcitrat/ H_2O gemäß Düngemittelverordnung bis zu 98 %.

Nach der Festlegung der optimalen Prozessparameter und Technologien zur Entwässerung der Asche werden nun Vorkehrungen für eine möglichst 100 %ige Rückführung der Leachingflüssigkeit getroffen. Hierzu werden die Möglichkeiten einer Abtrennung von Salzen und Schwermetallen mittels Membranfiltration und Adsorption untersucht. Die abgetrennten Feststoffe sollen ebenfalls einer weiteren Verwertung zugeführt werden. Je nach Qualität und Quantität der im P-bac[®]-Verfahren entstehenden Stoffströme (P-Dünger, Abwasser, Restasche, Metallkonzentrat) ergeben sich unterschiedliche Szenarien einer großtechnischen Umsetzung.

Da sich ein Gesamtkonzept nicht auf die Rückgewinnung des Phosphors allein beschränken kann, sondern unterschiedliche Pfade der Verwertung und Entsorgung aller Stoffe im Prozess berücksichtigen muss, wird die Betrachtung der Wirtschaftlichkeit in Form eines modular aufgebauten Systems erfolgen. In diesem werden einzelne Bausteine, wie beispielsweise „Entsorgung der Restasche“, „Einsatz der Restasche als Baustoff“, „direkte Verwertung des Recycling-Phosphats als Düngemittel“ oder „Zuschlag des Recycling-Phosphats zu konventionellem P-Dünger“ einzeln betrachtet. Diese und weitere Bausteine können dann in Abhängigkeit äußerer Anforderungen in verschiedenen Kombinationen zusammengestellt werden. Damit wird die Bewertung einer Einsetzbarkeit des P-bac[®]-Verfahrens in einem weiten Rahmen gewährleistet.



Abb. 1: Im Rahmen des PRIL-Projektes untersuchte Bausteine zur erfolgreichen Etablierung des P-Recyclings.

2 DAS P-BAC®-VERFAHREN

In einem ersten Schritt erfolgt die Anzucht des Bakterienkonsortiums und damit die Herstellung der mikrobiellen Schwefelsäure. Dazu wird in einem Behälter lediglich Wasser mit einigen wenigen Nährelementen und elementarem Schwefel versetzt. Die Bakterien (z. B. der Gattung *acidithiobacillus*) oxidieren den Schwefel und bilden Schwefelsäure. Als Kohlenstoffquelle reicht den Bakterien das CO₂ aus der Umgebungsluft. Ist der gewünschte pH-Wert von ca. 0,8 erreicht, wird die Säure in einem weiteren Behälter mit der Klärschlammasche vermischt. Dabei gehen Phosphor und andere Elemente aus der Asche in Lösung.

Unter anaeroben Bedingungen nutzen die Bakterien Polyphosphat, um aus CO₂ Acetat zu gewinnen und dieses in Form von Polyhydroxyfettsäure (PHF) einzulagern. Nach der Abtrennung der gelaugten Asche erfolgt im Überstand eine Verschiebung der Milieubedingungen zu aeroben Verhältnissen. Das führt dazu, dass die Bakterien ihre PHF nutzen, um Poly-Phosphat einzulagern. Dies geschieht in einem Maße, dass der eigentliche Bedarf an Phosphat deutlich überschritten wird. Es wird also mehr Phosphat aufgenommen als nötig. Schlussendlich führt das zu einer Akkumulation von Phosphat in den Zellen.

Nach außen abgegebenes Orthophosphat wird als Eisenphosphat auf der Zelloberfläche ausgefällt. Es entsteht ein mikrobiell induzierter Eisenphosphatschlamm der in einem Absetzbehälter sedimentiert. In Abhängigkeit der chemischen Zusammensetzung der Asche können die in Lösung verbliebenen Schwermetalle in einem weiteren (chemischen) Fällungsschritt zurückgewonnen werden.

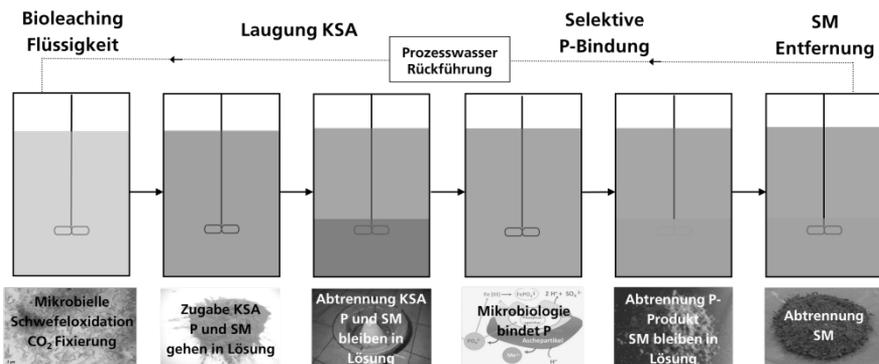


Abb. 2: Prozessschema des P-bac®-Verfahrens. KSA (Klärschlammasche), P (Phosphat), SM (Schwermetalle):

2.1 Die Laugung

Zur Optimierung der Rückgewinnung wurde die Laugung ausgehend von Laborversuchen untersucht und im Rahmen des Projektes optimiert und aufskaliert. Die Ergebnisse haben gezeigt, dass ein pH-Wert < 1 nötig ist, um nahezu den gesamten Phosphor in der Asche in Lösung zu bringen. Um einen zu starken Anstieg des pH-Wertes durch die alkalische Asche zu vermeiden, ist ein Fest/Flüssig-Verhältnis von 1:20 erforderlich. Eine Darstellung der Laugungsrate über die Zeit zeigt, dass die Lösungsvorgänge innerhalb der ersten zwei Stunden abgeschlossen sind.

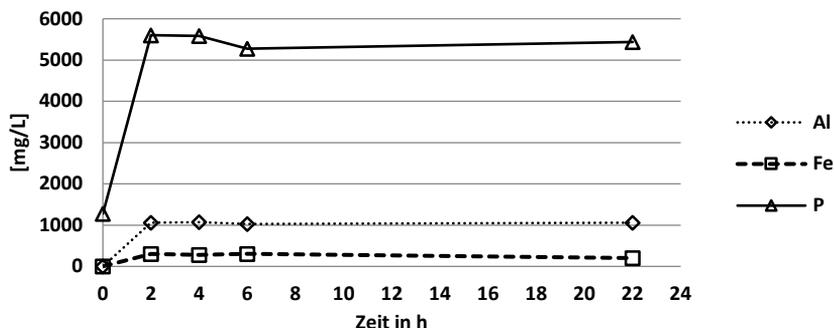


Abb. 3: Laugungsverhalten über die Zeit. Bereits in den ersten zwei Stunden ist der Laugungsvorgang beendet.

Auch hinsichtlich des Lösungsverhaltens verschiedener Elemente, wie Aluminium, Eisen und Phosphor lassen sich keine Unterschiede in der Kinetik erkennen. Schwermetalle gehen nur in relativ geringem Umfang in Lösung.

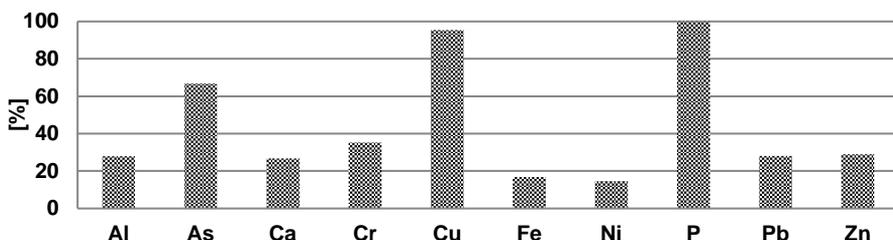


Abb. 4: Laugungsrate der einzelnen Elemente.

2.2 Das Rückgewinnungsprodukt

Das P-Rezyklat beinhaltet neben rund 15 % Phosphor (ca. 33 % P_2O_5) Eisen und untergeordnet Aluminium und Natrium. Letztere liegen zumindest anteilmäßig als Natriumsulfat vor. Ein Teil des Phosphats (aus dem inneren der Bakterien) besteht aus Polyphosphat. Schwermetalle finden sich in nur geringem Umfang im Produkt wieder, so dass die Einhaltung der Düngemittelverordnung kein Problem darstellt.

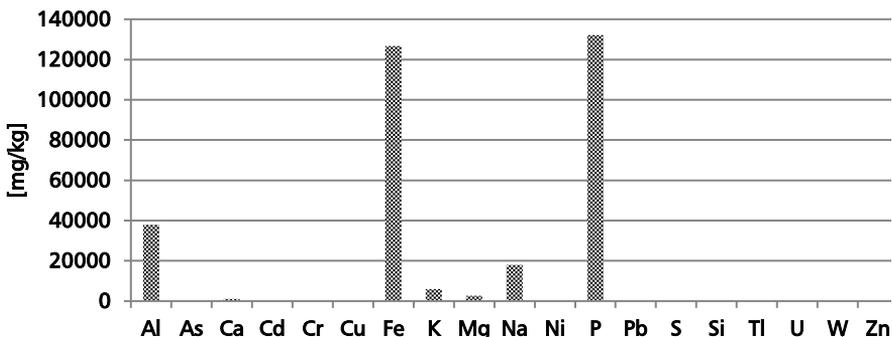


Abb. 5: Das Rückgewinnungsprodukt besteht vornehmlich aus Eisen und Phosphor. Untergeordnet treten Aluminium und Natrium auf.

Eine weitere wichtige Eigenschaft von Düngemitteln ist ihre Pflanzenverfügbarkeit. Derzeit wird sie in Löslichkeitsbestimmungen mit verschiedenen Eluenten, wie Wasser, Zitronensäure oder neutral.-Ammoniumcitrat, ermittelt (VDLUFA 1991). Das unbehandelte P-Rezyklat weist nahezu keine Wasserlöslichkeit auf. Die Löslichkeit in Zitronensäure erreicht mittlere Werte, während in neutral.-Ammoniumcitrat 80 – 90 % des Phosphats in Lösung gehen.

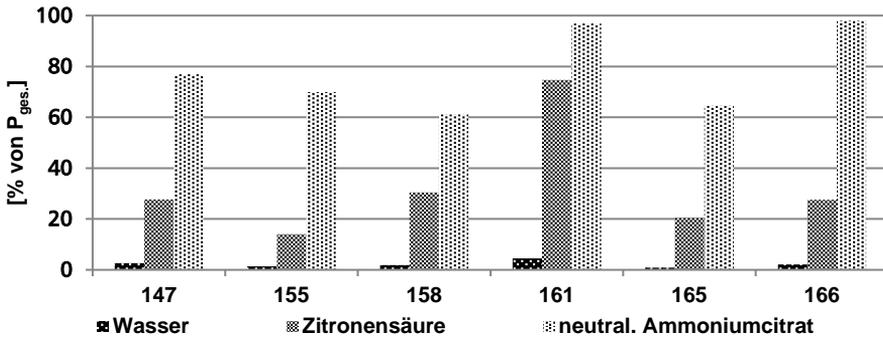


Abb. 6: Die Pflanzenverfügbarkeit des rezyklierten Phosphats in Anlehnung an die Düngemittelverordnung zeigt, dass die Proben (147, 155, 158, 161, 165, 166) in neutral. Ammoniumcitrat gut bis sehr gut löslich ist.

2.3 Sekundäre Reststoffe

Nach dem Laugungsprozess bleiben rund zwei Drittel der ursprünglichen Masse der Klärschlammasche als mineralischer Reststoff zurück. Dabei ist zu beachten, dass sich sowohl die chemische Zusammensetzung als auch das Freisetzungsverhalten der Asche ändert, bzw. ändern kann. Neben diesen für die etwaige Entsorgung relevanten Parameter wird die Asche im Hinblick auf ihre Verwertbarkeit als Rohstoff in der Bauindustrie hin untersucht.

Als weiterer Reststoff fällt in dem Verfahren Prozesswasser an, das aus dem Überstand im Anschluss an die P-Fällung zurückbleibt. Eine Ganzheitliche Betrachtung des P-Rückgewinnungspotentials ist somit essentiell.

3 GANZHEITLICHE BETRACHTUNG DER P-RÜCKGEWINNUNG

Eine erfolgreiche Etablierung des P-Recyclings setzt neben der Betrachtung des eigentlichen Rückgewinnungsprozesses und der begleitenden Prozesse (die Reststoffe betreffend) auch die Betrachtung der potenziellen Marktakzeptanz der Endprodukte voraus. Dabei ergeben sich für die jeweiligen Stoffströme unterschiedliche Verwertungswege. So kann das rückgewonnene Phosphat selbst als Düngemittel weiterverarbeitet oder aber als Bestandteil einer Mischung genutzt werden. Die gelaugte Asche kann einer Entsorgung zugeführt oder als Rohstoff für eine weitere Verwendung als Baustoff genutzt werden. Grundsätzlich erfordert jeder Prozess der „Veredelung“ ein Mehr an Betriebsstoffen und Energie. Für einzelne Verwertungsbausteine werden daher die produktionsrelevanten Kosten für Material, Personal und Betrieb ermittelt und in einem Modell zusammengefügt (siehe Abb. 7). Durch die unterschiedliche Kombination der Bausteine soll die Wirtschaftlichkeit für bestimmte Szenarien abgeschätzt werden.

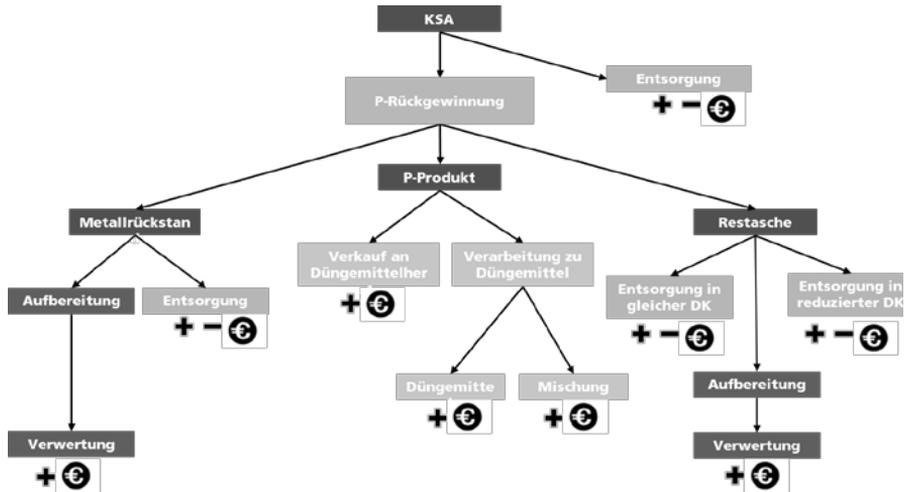


Abb. 7: Modularer Aufbau der relevanten Einzelprozesse zur Bewertung verschiedener Szenarien des P-Recyclings.

4 ZUSAMMENFASSUNG

Im Rahmen des PRIL-Projektes konnte bisher gezeigt werden, dass das P-bac®-Verfahren durch die Anwendung mikrobiologischer Prozesse sowohl bei der Laugung als auch bei der P-Fällung den Einsatz von Chemikalien auf ein Minimum begrenzt. Durch die Laugung geht dabei nahezu der gesamte Phosphor der Klärschlammasche in Lösung und kann zu mehr als 80 % zurückgewonnen werden. Bei rückgewonnenen Phosphor handelt es sich im Wesentlichen um ein Eisenphosphat. Während das unbehandelte Produkt in Wasser nahezu unlöslich ist, weist es in neutral. Ammoniumcitrat eine gute bis sehr gute Löslichkeit auf.

Die im Projekt ausstehenden Arbeiten sollen die zukünftigen, wirtschaftlichen Verwertungswege der Reststoffe und Einsatzmöglichkeiten für das P-Rezyklat aufzeigen und über die guten Düngereigenschaften hinaus Absatzmärkte für die P-Produkte finden.

LITERATUR

Bayerisches Landesamt für Umwelt (LfU) (2015) *Rückholbarkeit von Phosphor aus kommunalen Klärschlämmen - Abschlussbericht*. Umwelt Spezial, 112 S.

Dott, W., Dossin, M., Schacht, P. (2012) *Nützliche Helferlein – Beim Bioleaching von Schwermetallen und der selektiven Rückgewinnung von Phosphat aus Klärschlammasche kommen Mikroben zum Einsatz*. ReSource 3, 40-44.

Verband Deutscher Landwirtschaftlicher Untersuchungs- und Forschungsanstalten e. V. (1991) *VDLUFA Methodenbuch, Band II.1 – Die Untersuchung von Düngemitteln*. Loseblatt-Sammlung.

Phosphorrückgewinnung aus Klärschlammasche vor dem Hintergrund der neuen deutschen Klärschlammverordnung

M. Rapf

Universität Stuttgart, Institut für Siedlungswasserbau, Wassergüte- und Abfallwirtschaft (ISWA), Lehrstuhl für Abfallwirtschaft und Abluft, Stuttgart, Deutschland

KURZFASSUNG: Für die von der Novelle der Klärschlammverordnung geforderte Phosphorrückgewinnung ab 2029 bzw. 2032 werden derzeit zahlreiche Verfahren mit Mono-Klärschlammasche als Ausgangsstoff in kleinerem, aber auch in großem Maßstab entwickelt und getestet. Obwohl keines der Verfahren bislang am Markt verfügbar ist, zeichnet sich bei der Klärschlammentsorgung in Deutschland schon jetzt ein Trend hin zur Monoverbrennung ab. Da dieser Weg für die Kläranlagenbetreiber mit einem sehr geringen Aufwand verbunden ist, wird sich dieser Trend auch fortsetzen. Derzeit ist jedoch noch nicht klar, ob alle in 10 bis 12 Jahren produzierten Aschen dann auch recycelt werden können. Die Entwicklung neuer oder verbesserter Techniken kann deshalb durchaus sinnvoll sein.

1 EINLEITUNG

Die Novelle der deutschen Klärschlammverordnung fordert die Rückgewinnung von Phosphor durch mittelgroße bis große Kläranlagen bis spätestens 2032. In dieser Abhandlung wird dargelegt, welche Aktivitäten zur Phosphorrückgewinnung bis heute unternommen werden, welche Auswirkungen der Gesetzesänderung auf dieses Geschehen sich bereits heute abzeichnen und welche noch zu erwarten sind.

2 GESETZLICHE BESTIMMUNGEN

Mit der Pflicht zum P-Recycling für Kläranlagen >50.000 EW werden für etwa 60 % der in Deutschland produzierten Schlämme ab 2029 bzw. 2032 die Mitverbrennung ohne vorherige Phosphorabreicherung und die bodenbezogene Verwertung nicht mehr zulässig sein.

Um der Novelle der Klärschlammverordnung (AbfKlärV) zu genügen, stehen den größeren Kläranlagen dann zwei Wege zur Verfügung: zum einen die Abreicherung von Klärschlamm in der Anlage um 50 % oder auf < 2 % P in der Trockenmasse und anschließende thermische Verwertung (sinnvollerweise Mitverbrennung) und zum anderen die Monoverbrennung des Schlammes und die phosphorbezogene Verwertung der Asche. Die Monoverbrennung abgereicherter Schlämme ist wegen der Verdünnung der unbehandelten Schlämme nicht sinnvoll.

In der AbfKlärV wird eine möglichst hochwertige Verwertung vorgeschrieben, wobei jedoch bei Erfüllung der Düngemittelverordnung (DüMV) auch der direkte Einsatz der Asche in Frage kommt.

Durch die DüMV wird jedoch die bodenbezogene Verwertung ohne Übergangsfrist eingeschränkt, da auch für Klärschlamm alle Grenzwerte der Verordnung einzuhalten sind. Die grundsätzliche Möglichkeit der Klärschlammausbringung wird wegen der zunehmenden Stickstoffbelastung deutscher Böden zusätzlich erschwert (Düngeverordnung DüV).

3 VERFAHREN FÜR DIE RÜCKGEWINNUNG VON PHOSPHOR AUS ASCHE

3.1 Verfahrenstypen

Man kann P-Rückgewinnungsverfahren aus Asche nach ihren Produkten einteilen. Die Wertigkeit betreffend Phosphorgehalt und Marktwert nimmt in der Liste nach unten zu.

- Verwertung ohne Abtrennung des Phosphors von der Matrix und Schadstoffen (allfällige Behandlung dient der Erhöhung der Pflanzenverfügbarkeit des Phosphors)
 - Düngemittel aus thermisch vorbehandelter Asche (z. B. Ash Dec, Mephrec)
 - Düngemittel durch Einarbeitung der unbehandelten Asche in die industrielle Düngerproduktion (ICL Amfert)
 - Düngemittel durch Säurezusatz zur Asche (Seraplant)
- Abtrennung der Matrix und Herstellung von Phosphaten für Futter- oder Düngemittelindustrie (z. B. EcoPhos (zunächst), PASCH (nur Labor), LeachPhos (aufgegeben))
- Abtrennung der Matrix und Herstellung universeller Produkte
 - Phosphorsäure durch Aschelaugung und Aufreinigung (z. B. TetraPhos, EcoPhos (geplant), ICL Tenova, Phos4Life)
 - Weißer Phosphor durch thermisch-reduktiven Aufschluss nach Woehler (ICL RecoPhos, Thermphos (konkurs))

Die folgende Tabelle zeigt Vor- und Nachteile von Verfahren mit und ohne Abtrennung der Matrix. Die Bezeichnung „HQ-Produkte beziehen sich auf die o. g. Punkte 2 und 3.

Tab. 1: Gegenüberstellung von Vor- und Nachteilen einfacherer und aufwendiger P-Recycling-Technologien (Huber & Eisenmann 2016).

Düngemittel	„HQ-Produkte“
+ vergleichsweise einfache Verfahren	+ Abfallmatrix entfernt
+ Substitution fossiler Phosphate	+ Schadstoffe sachgerecht entsorgt
+ Verringerung des Eintrags von Cd, U, Th durch mineralische P-Dünger	+ Produkte bekannt und vielseitig einsetzbar (v. a. H_3PO_4 und P_4)
- Abfall noch vorhanden	- aufwendige Verfahren
- Pflanzenverfügbarkeit des Asche-P in Mischprodukten nicht geklärt	- möglicherweise nicht geeignet für Lebensmittel (Image)
- aufkonzentrierte Schadstoffe nicht oder nur teilweise entfernt, verdünnt und bei Düngung wieder in Umwelt verteilt .	- Absatz Nebenprodukte (wichtig für Wirtschaftlichkeit) z. T. unsicher

Wie in Tab. 1 erwähnt, steht der Kreislaufwirtschaftsgedanke der Verteilung von Klärschlamm-Asche in der Umwelt als Düngemittel entgegen. Diesen Verfahren muss allerdings zu Gute gehalten werden, dass der Umweltschaden durch verfahrenstechnischen Aufwand minimal sein wird. Ob nun die sauberen Produkte und die getrennte Abfallentsorgung bei den „HQ“-Verfahren den hohen Produktionsaufwand aufwiegen, und ob diese der Düngemittelherstellung in der

Gesamtbilanz tatsächlich überlegen sind, muss eine vergleichende ökologische Betrachtung ergeben.

3.2 Stand der Entwicklung ausgewählter Verfahren

- *Ash Dec und Mephrec*
Um beide thermischen Verfahren ist es nach verhältnismäßig weiter Entwicklung still geworden. Es besteht laut Outotec bzw. der Stadt Nürnberg in beiden Fällen die Möglichkeit der Weiterentwicklung. Ein Markteinstieg ist jedoch derzeit nicht abzusehen.
- *EcoPhos*
Die neue EcoPhos-Produktionsstätte in Dunkerque (F) hat im Dezember 2017 ihren Betrieb aufgenommen. Derzeit wird darin aus niederkonzentriertem Rohphosphat Kalziumphosphat hergestellt, das als Futtermittelzusatz verwendet wird. Phosphorsäure wird in der Anlage derzeit nicht produziert. (Aliphos 2018)
Ursprünglich war angekündigt worden, dass in der Anlage das Rohphosphat schrittweise durch Klärschlammasche ersetzt werden soll. Im Juni 2018 ließ die Firma in der Presse jedoch verlauten, in etwa zwei bis drei Jahren eine eigene Anlage für Klärschlammasche errichten zu wollen (Ducuing 2018).
Die Asche für den Standort Dunkerque wird dann aber zunächst aus den Niederlanden (Anlagen der SNB und HVC) geliefert werden. Für Aschen aus anderen Regionen müssten eigene lokale Anlagen gebaut werden. Zudem steht die großtechnische Demonstration der Herstellung von anderen P-Derivaten einschließlich Phosphorsäure mit dem EcoPhos-Verfahren noch aus.
Wegen der genannten Punkte wird sich die allgemeine Verfügbarkeit der Technologie in Europa voraussichtlich noch mehrere Jahre hinziehen.
- *ICL Amfert*
Am Standort Ludwigshafen ist laut ICL die Verarbeitung mehrerer tausend Jahrestonnen Klärschlammasche zu Superphosphaten genehmigt. Der Standort Amsterdam soll für die Annahme größerer Mengen Klärschlammasche ertüchtigt werden. Die Firma hat das ehrgeizige Ziel, bis 2025 ausschließlich Klärschlammasche in den beiden Werken einzusetzen (van Dijk, 2017).
- *ICL Tenova*
Die Möglichkeit des Baus einer Pilotanlage sowie einer großtechnischen Anlage zur Herstellung reiner Phosphorsäure wird von ICL derzeit in einer Machbarkeitsstudie untersucht. Somit kann derzeit noch keine Aussage getroffen werden, ob und wann das Verfahren in Europa eingesetzt wird.
- *ICL RecoPhos*
Laut Auskunft der Firma wird das Verfahren zur Herstellung von weißem Phosphor wegen schlechter Marktverhältnisse für Klärschlammasche auf Grund der neuen Klärschlammverordnung derzeit nicht weiter entwickelt.
- *Phos4Life*
Das als „Züricher Weg“ von der spanischen Firma Técnicas Reunidas (TR) für den Schweizer Kanton Zürich entwickelte Verfahren zur Herstellung reiner Phosphorsäure aus Klärschlammasche wurde bis Anfang 2018 in Pilotversuchen getestet. Nach Auskunft des Auftraggebers wird die Auswertung der Versuche voraussichtlich Ende des Jahres abgeschlossen sein. Bei Bestätigung der Wirtschaftlichkeit soll die erste Großanlage in der Schweiz in Betrieb gehen.

Ob die TR nach erfolgreicher Umsetzung des Verfahrens in der Schweiz eine weitere Vermarktung plant, steht noch nicht fest.

- *Seraplant*
Der im Jahr 2016 anvisierte Bau einer großtechnischen Anlage zur Herstellung eines dem Tripelsuperphosphat ähnlichen Produkts für 2017 und deren Inbetriebnahme für 2018 konnte nicht realisiert werden. Nachdem die Firma 2017 ihr Verfahren im Rahmen eines DBU-Projekts weiter entwickelt hat (DBU 2018), ist sie derzeit auf der Suche nach einem Produktionsstandort (Pötschke 2018). Der Zeitpunkt für einen Markteinstieg kann daher noch nicht abgeschätzt werden.
- *TetraPhos*
Für den Bau einer großtechnischen TetraPhos-Anlage hat REMONDIS zusammen mit der Hamburg Wasser im März 2018 die Hamburger Phosphorrecyclinggesellschaft mbH gegründet. Die Anlage soll 2020 in Betrieb gehen. (Hamburg Wasser 2018)
Die Optimierung des Verfahrens in Hamburg hat nach Auskunft von REMONDIS Vorrang vor einem schnellen Markteinstieg. Ein Zeitplan wird daher nicht genannt.

3.3 Forschungsbedarf

Zahlreiche weitere Verfahren zum P-Recycling aus Asche werden derzeit entwickelt. Dies scheint durchaus sinnvoll, da mit Blick auf die oben beschriebenen Unsicherheiten nicht garantiert werden kann, dass 2029, also bis in gut 10 Jahren, eine ausreichende Auswahl an Verfahren besteht, um die zu erwartende Menge an Klärschlammasche sicher aufzubereiten.

Ein weiterer Forschungsbedarf besteht daher auch für umweltverträgliche und bezahlbare Techniken und Konzepte zur Zwischenlagerung und Rückholung von Klärschlammasche.

Viele der Firmen haben für ihre Pilotversuche hochkonzentrierte Klärschlammaschen mit über 20 Massen-% P_2O_5 verwendet, was weit über dem bundesdeutschen Durchschnitt liegt. Für den Betrieb von KMVA kann zur Steigerung der Wirtschaftlichkeit des P-Recyclings angedacht werden, phosphorreiche und phosphorarme Schlämme in getrennten Kampagnen zu verbrennen und nur hochkonzentrierte Aschen der Verwertung zuzuführen, ähnlich wie die niederländische SNB für Thermphos mit eisenreichen und eisenarmen Schlämmen verfuhr. Niederkonzentrierte Aschen könnten dann für die Baustoffindustrie interessant sein.

3.4 Marktbetrachtung

Einige der derzeit weit entwickelten Verfahren haben das Potential, sich in den nächsten Jahren am deutschen Markt zu etablieren. Wichtig ist hierbei der Absatzmarkt für alle Outputströme. Der Vorteil von ICL und EcoPhos liegt in deren existierenden Vermarktungswegen ihrer Phosphorprodukte bzw. ihrem Eigenbedarf daran. REMONDIS verfügt als Entsorgungsdienstleister über einen Vorteil bei den massenmäßig und kostenseitig bedeutenden Reststoffen (Silikatrückstand, Gips, $FeCl_3$).

Aus thermisch aufbereiteten Aschen bestehende Düngeprodukte müssen zunächst einen Markt für ihre Produkte schaffen. Vor allem wegen ihres geringen Phosphorgehalts und des Verbleibs der Abfallmatrix im Produkt stellt dies eine der größten Hürden für den wirtschaftlichen Erfolg der entsprechenden Verfahren dar.

Es ist so nicht sehr wahrscheinlich, dass diese am Markt eine bedeutende Rolle spielen werden.

Aufwendig vorbehandelte Asche (oder P-Produkte aus Schlamm) in die Düngemittelindustrie zu liefern, scheint im Blick auf die derzeitige Praxis, unbehandelte Klärschlammasche dort zu verarbeiten, nicht nur wirtschaftlich wenig aussichtsreich. Auch ökologisch ist es zweifelhaft, saubere Recyclate mit teilweise erheblich schwermetallbelasteten Rohphosphaten bzw. Wirtschaftsdüngern zu vermischen.

Generell scheint die Wirtschaftlichkeit des Phosphorrecyclings weiterhin eine große Herausforderung für alle Verfahren darzustellen, was zu diversen Verzögerungen führt. Dieser in der Komplexität des Rohstoffes Klärschlammasche begründete Umstand kann wie o. e. dazu führen, dass sich auch nach 2029 nur wenige Verfahren etabliert haben werden. Hier kann durchaus auch das Eingreifen des Staates z. B. in Form von anfänglichen Subventionen sinnvoll sein. Ein solches Vorgehen würde auch dem Wunsch der Regierung, möglichst viel Phosphor im nationalen bzw. im europäischen Wirtschaftskreislauf zu halten, Ausdruck verleihen – ein Vorgehen, das beispielsweise auch in der Schweiz diskutiert wird (AWEL 2017).

4 AKTUELLE AUSWIRKUNGEN DER NEUEN KLÄRSCHLAMMVERORDNUNG

Derzeit werden in Deutschland von den 65 % thermisch behandelten Klärschlämmen nur etwa 40% monoverbrannt (UBA 2018). Bekanntlich kann aus den Misch-Aschen aus der Mitverbrennung auf Grund der starken Verdünnung kein Phosphor zurückgewonnen werden. Im Sinne der neuen AbfKlärV wird dieser Entsorgungsweg daher ab 2029 bzw. 2032 nicht mehr gangbar sein.

Zudem ist sein Ende in Folge des geplanten mittelfristigen Ausstiegs der Bundesrepublik aus der Kohleenergie ohnehin absehbar. Dies ist sicher ebenso wie die neue Verordnung ein wichtiger Grund dafür, dass sich in Deutschland allein in naher Zukunft 8 neue Klärschlamm-Monoverbrennungsanlagen (KMVA) in Betrieb gehen werden, nachdem der Bestand zuvor über viele Jahre bei etwa 20 Anlagen stagniert hat. Neue KMVA befinden sich in Bau oder Planung z. B. in Mainz, Berlin, Mannheim und Bremen; hinzu kommen anstehende Erweiterungen einiger bestehender Anlagen.

Sollten außerdem alle derzeit in Studien auf Machbarkeit untersuchten Anlagen gebaut werden, entspräche das einer Verdreifachung der heutigen Anlagenzahl in Deutschland. Der akute Bedarf kann auf etwa 20 Neuanlagen abgeschätzt werden, wobei auch berücksichtigt ist, dass die derzeitige Auslastung der in Betrieb befindlichen Anlagen lediglich 75 % beträgt (UBA 2018).

Zusammengefasst kann gesagt werden, dass sich schon heute, lange vor Inkrafttreten der Phosphorklausel der AbfKlärV und vor Umsetzung des Ausstiegs aus der Kohleenergie, ein deutlicher Trend in Richtung Klärschlamm-Monoverbrennung mit nachgeschalteter Phosphorrückgewinnung abzeichnet. Dies liegt sicher daran, dass dieser Weg Entsorgungssicherheit und Gesetzeskonformität erwarten lässt, ohne dass Kläranlagenbetreiber zusätzliche eigene Anstrengungen unternehmen müssen.

Es ist jedoch absehbar, dass die meisten Verfahren zur Phosphor-Rückgewinnung, darunter auch solche mit hochwertigen Produkten (P-Säure und Element), noch mehrere Jahre bis zur Markteinführung benötigen. Derzeit stehen, um auch den Phosphor der heute erzeugten Asche in den Kreislauf zurückzuführen, theoretisch nur zwei Wege zur Verfügung: die Verarbeitung zu Dünger (ICL, Klärwerk Ulm) und die Zwischenlagerung auf Monodeponien oder Deponieabschnitten.

Zur Vermarktung unbehandelter Klärschlammasche als Dünger ist anzumerken, dass ihr Phosphorgehalt nur schlecht pflanzenverfügbar ist, womit bei deren bodenbezogenem Einsatz nach Einschätzung des Autors der Beseitigungsgedanke im Vordergrund steht.

Bei der Zwischenlagerung muss beachtet werden, dass Asche nach feuchtem Einbau thermischen Verfahren nur noch eingeschränkt zur Verfügung steht, da erhöhte Wassergehalte deren Energiebilanz negativ beeinflussen.

5 ZUSAMMENFASSUNG UND AUSBLICK

Die Entwicklungen seit Bekanntwerden der Bestimmungen in der neuen AbfklärV lassen den Schluss zu, dass die überwiegende Menge des deutschen Klärschlamm einschließlich dessen aus kleinen Anlagen mittelfristig in Klärschlamm-Monoverbrennungsanlagen (KMVA) entsorgt und die Rückstände daraus durch externe Firmen einem geeigneten Phosphor-Rückgewinnungsverfahren zugeführt.

Um Entsorgungssicherheit einfach zu erlangen, werden voraussichtlich auch zahlreiche kleinere Kläranlagen ihre Schlämme den KMVA andienen. Wegen des daran zwingend angeschlossenen P-Recyclings werden vermutlich nach 2032 größere Mengen als die rechnerischen 65 % durch die Größenklassen 4b und 5 erfasst.

Betreffend Phosphorrückgewinnung werden Firmen mit bereits existierenden Vermarktungswegen oder sogar eigener Verwendung für den Phosphor und auch für die wirtschaftlich bedeutenden Nebenprodukte auf dem zukünftigen Markt Vorteile genießen.

Trotz aller Anstrengungen und technischer Erfolge ist die Wirtschaftlichkeit als größte Herausforderung bei der Entwicklung von Verfahren zur Phosphorrückgewinnung zu sehen. Um das Ziel 2029 bzw. 2032 zu erreichen, erscheint unterstützend eine Kombination aus moderat erhöhten Abwassergebühren und staatlichen Subventionen sinnvoll.

LITERATUR

- Aliphos (2018) *Starting up of Aliphos Dunkirk* in Talking Feed Ingredients – News from Aliphos June 2018. Newsletter, heruntergeladen von www.aliphos.com am 20.07.2018
- Amt für Abfall, Wasser, Energie und Luft des Kantons Zürich (AWEL) (2017) *Phosphor-Mining: Die Zielvorgaben lassen sich erfüllen*. Phosphor Mining Projektblatt Nr. 5, April 2017
- Deutsche Bundesstiftung Umwelt (DBU) (2018): *Zweites „Leben“ für Phosphor: Wie Phönix aus der Klärschlammasche*. https://www.dbu.de/123artikel37663_2362.html, abgerufen am 20.07.2017
- Ducuing, O. (2018) *Phosphates: Aliphos prêt à doubler la mise à Dunkerque*. Artikel auf LesEchos.fr, abgerufen von www.aliphos.com/news/ am 20.07.2018
- Hamburg Wasser (2018): *HAMBURG WASSER und REMONDIS gründen Gesellschaft zur Phosphor-rückgewinnung*. Pressemitteilung vom 03.04.2018.
- Huber, H.-D. und Eisenmann, W. (2016) *Machbarkeitsuntersuchung Klärschlammmonoverbrennung und Phosphorrecycling*. Vortrag auf der 7. VDI-Fachkonferenz Klärschlammbehandlung, München, 16. und 17. November 2017
- Pötschke, S. (2018) *Rat nimmt sich Bedenkzeit*. Artikel auf Volksstimme.de, <https://www.volksstimme.de/lokal/genthin/unternehmen--rat-nimmt-sich-bedenkzeit>, abgerufen am 22.07.2018
- Umweltbundesamt (UBA) (2018) *Klärschlamm Entsorgung in der Bundesrepublik Deutschland*. Vollständig überarbeitete Auflage, Mai 2018.
- van Dijk, K. (2017) *Phosphate challenges in the Netherlands within a European context*. Vortrag beim Projekttreffen des INTERREG-Projekts "Leve(n)de Bodem" am 15. Februar 2017 in Wageningen (NL).

Pilotversuche zum Recycling von Ammonium aus Trübwässern an einer Kläranlage

J. Lubensky, M. Ellersdorfer & A. Lechleitner

Montanuniversität Leoben, Lehrstuhl für Verfahrenstechnik des industriellen Umweltschutzes, Leoben, Österreich

K. Stocker

Montanuniversität Leoben, Lehrstuhl für Rohstoffmineralogie, Leoben, Österreich

KURZFASSUNG: Das Ionentauscher-Loop-Stripping ist ein hybrides Verfahren zur Ammonium-Rückgewinnung aus der Flüssigphase der mechanischen Klärschlamm-entwässerung (Trübwasser). Dabei wird eine NH_4^+ -Abtrennung mittels Festbett-Ionentauscher (natürlicher Zeolith) mit der simultanen Strippung der NaOH-hältigen Regenerationslösung kombiniert. Das rückgewonnene Ammonium wird in Form einer $(\text{NH}_4)_2\text{SO}_4$ -Lösung in der industriellen Rauchgasreinigung eingesetzt. Die technische Machbarkeit und die Zeolithstabilität wurden über mehrere Belade- und Regenerationszyklen an einer Pilotanlage mit einer Behandlungskapazität von 500 L h^{-1} an einer kommunalen Kläranlage demonstriert. Bei variierenden Trübwasserkonzentrationen von $500 - 1500 \text{ mg NH}_4^+ \text{ L}^{-1}$ konnten NH_4^+ -Abscheideraten zwischen $69 - 94 \%$ erreicht werden. Generell steigen die Abscheideraten nach der ersten Regeneration des Zeoliths mit NaOH deutlich an und pendeln sich im Verlauf mehrfacher Be- und Entladungen abhängig von der Ammoniumkonzentration im Zulauf auf einem konstanten Niveau ein. Das in dieser Versuchsserie produzierte Entstickungsmittel, eine Ammoniumsulfat-Lösung mit einem Massenanteil von 20% $(\text{NH}_4)_2\text{SO}_4$, konnte erfolgreich als Harnstoffsubstitut zur Entstickung an einem Zementwerk (SNCR) eingesetzt werden.

1 EINLEITUNG

Bei der anaeroben Schlammstabilisierung kommt es an kommunalen Kläranlagen durch den Abbau von organischen Stickstoffverbindungen zur Bildung von Ammonium (NH_4^+). Auf Grund der hohen Löslichkeit findet sich dieses nach der mechanischen Entwässerung vorwiegend in der Flüssigphase (Trübwasser) wieder. Dieses wird zum Ammoniumabbau meist in die biologische Stufe der Abwasserreinigung rückgeführt. Durch diese "Stickstoffrückbelastung" kommt es zu erhöhten Belüftungskosten und es kann speziell beim Einsatz von Co-Substraten (Co-Fermentation) zur Erhöhung der Faulgasausbeute zu betrieblichen Problemen kommen. Zum Abbau von NH_4^+ in Trübwässern existieren mehrere biologische Verfahren (Sequencing Batch Reactor, Partielle Nitrifikation und Anammox, usw.), die jedoch keine Stickstoffrückgewinnung ermöglichen. Konventionelle Strippverfahren oder der ANAStrip®-Prozess, welche konzentrierte, NH_4^+ -hältige Lösungen erzeugen, konnten sich an kommunalen Kläranlagen auf Grund zu geringer Ammoniumkonzentrationen im Trübwasser und zu hoher Investitions- und Betriebskosten bis dato nicht durchsetzen (Hofstetter et al. 2009, Bauermeister et al. 2009). Eine alternative Lösung hierfür stellt das Ionentauscher-Loop-Stripping-Verfahren (ILS) dar. Beim ILS handelt es sich um ein hybrides Verfahren, welches auf einer Kombination eines Festbett-Ionentauschersystems mit einer simultanen Strippung der Regenerationslösung basiert (Ellersdorfer 2017). Als Ionentauschermaterial dient natürlicher Zeolith (Hauptmineral: Klinoptilolith). Dabei werden im Beladezyklus NH_4^+ -Ionen

aufgenommen und gegen andere Kationen (z.B. Na^+ , Ca^{2+} , K^+ , Mg^{2+}) getauscht. Klinoptilolith ist als natürliches Mineral gut verfügbar, kostengünstig und äußerst selektiv für die Aufnahme von NH_4^+ aus wässrigen Lösungen (Wang & Peng 2010). Diese Eigenschaften machen Klinoptilolith besonders attraktiv für einen Einsatz im ILS-Verfahren. Der Zeolith wird nach erfolgter Beladung mit einer NaOH-Lösung regeneriert. Das dabei entstehende Ammoniak wird aus der Regenerationslösung ausgestrippt und durch eine Schwefelsäurewäsche als konzentrierte Ammoniumsulfatlösung rückgewonnen. Das Produkt kann als Entstickungsmittel für die industrielle Rauchgasreinigung (z.B. SNCR) eingesetzt werden (Kepplinger & Hollauf 2006).

Die Eignung von natürlichem Zeolith (Klinoptilolith) zur Rückgewinnung von NH_4^+ sowohl aus künstlich hergestellten, NH_4^+ -haltigen Modelllösungen wie auch aus realen Trübwässern und die Umsetzung des ILS in einem technischen Prozess wurde von Ellersdorfer et al. (2016) im Labormaßstab demonstriert. Je nach Prozessbedingungen konnten innerhalb von 60 min Abscheideraten für Ammonium von 60 - 70 % bezogen auf die Eingangskonzentration (ca. $1000 \text{ mg NH}_4^+ \text{ L}^{-1}$) erreicht werden.

Basierend auf den Ergebnissen der Laborversuche wurde eine mobile Pilotanlage mit einem Behandlungsvolumen von ca. 500 L Trübwasser h^{-1} gebaut und an der Kläranlage Knittelfeld in realer Einsatzumgebung getestet. Im Zuge eines mehrwöchigen Versuchsbetriebs wurden die technische Durchführbarkeit des Verfahrens, die Standfestigkeit des Zeoliths und die erreichbaren Abscheide- und Rückgewinnungsraten für Ammonium in aufeinanderfolgenden Belade- und Regenerationszyklen untersucht. Das dabei produzierte Entstickungsmittel wurde anschließend im laufenden Produktionsbetrieb im Lafarge Zementwerk in Retznei zur NO_x -Reduktion (SNCR) eingesetzt.

2 EXPERIMENTELLE DURCHFÜHRUNG

Abb. 1 zeigt die für die Versuche eingesetzte, mobile Pilotanlage zur Erprobung des ILS-Verfahrens, welche vollständig in einem 20' Lagercontainer verbaut ist.

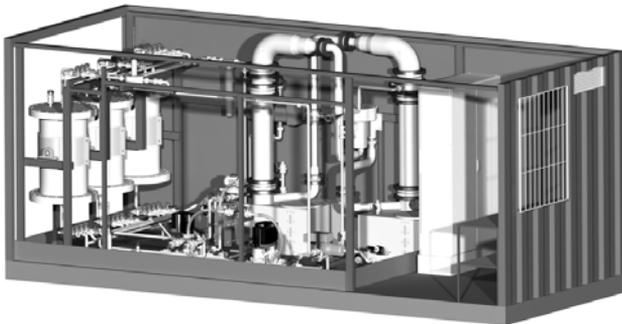


Abb. 1: Innenansicht der mobilen Pilotanlage zur Erprobung d. ILS-Verfahrens (20' Container).

Die Pilotanlage ist mit drei separaten Ionentauscherkolonnen (Innendurchmesser ca. 450 mm) ausgestattet, welche einzeln oder in Serie betrieben und jeweils mit ca. 100 kg Ionentauschermaterial (körniger Zeolith, ca. 0,5-3 mm) befüllt werden können. Die Zeolithschüttung ist zwischen zwei Siebböden eingespannt und wird von unten nach oben durchspült, um eine vollständige Benetzung des Ionentauschermaterials zu gewährleisten. Die Versorgung der Kolonnen mit Trübwasser erfolgt durch eine Kreiselpumpe über einen Vorlagebehälter außerhalb des Containers (Fassungsvermögen ca. 2 m^3), wodurch ein kontinuierlicher Trübwasserzulauf mit konstanten Ammoniumkonzentrationen während der Beladezyklen gewährleistet wird.

Des Weiteren verfügt die Anlage über eine Stripper- und eine Wäscherkolonne, welche jeweils über einem mit Regenerations- und Waschlösung befüllten Sumpf aufgebaut sind. Über ein separates Rohrleitungssystem mit zwei Wärmetauschern und einem Durchlauferhitzer (max. 80 °C) gelangt die Regenerationslösung vom Strippersumpf über einen der drei Ionentauscher zurück in den Stripper. Die Anlage verfügt über zwei weitere, separate Rohrleitungssysteme zur Spülung und Entleerung der Ionentauscherkolonnen.

2.1 Versuchsdurchführung und Analytik

Für die Versuche wurde natürlicher Zeolith eingesetzt. Der Zeolith wurde mit Leitungswasser gespült, um den Feinanteil auszuwaschen und repräsentative Ergebnisse für eine definierte Korngröße zu generieren. Nach dem Spülen des Zeoliths wurde eine definierte Masse in die Ionentauscherkolonne eingefüllt.

Ein Trübwasserteilstrom der Kläranlage Knittelfeld wurde nach der dort installierten Fest/Flüssigtrennung (Schneckenpresse) in den Vorlagebehälter überführt. Das Trübwasser wurde kontinuierlich aus dem Vorlagebehälter mit einem Durchfluss von 500 L h⁻¹ für 60 min über eine Ionentauscherkolonne gepumpt und anschließend in den Haupttrübwasserstrom der Kläranlage rückgeführt. Zu Beginn und am Ende des Versuchs wurden Zulauf- und in definierten Abständen Ablaufproben gezogen und mit einem Photometer DR3900 (Hach Lange) die NH₄⁺-Konzentration bestimmt. Nach der Beladung wurde die Kolonne mit Leitungswasser gespült und entleert, um Verschleppungen des Trübwassers in die Regenerationslösung zu minimieren.

Eine Natronlaugelösung (pH > 11) wurde bei der anschließenden Regeneration mit einem Volumenstrom von 500 L h⁻¹ für 90 min ebenfalls von unten nach oben über die Zeolithschüttung im Kreislauf gepumpt und im Stripper bei einer Temperatur von 60 °C simultan gestrippt. Das ausgestrippte Ammoniak wurde im darauffolgenden Wäscher mit einer H₂SO₄-Lösung (pH < 2) aus dem im Kreislauf geführten Strippgas ausgewaschen und eine (NH₄)₂SO₄-Lösung produziert. Die Ammoniumkonzentration der Wäscherlösungen wurde nach Kjeldahl mittels Wasserdampfdestillation/Borsäuretitration analysiert. Nach der Regeneration wurde die restliche in der Ionentauscherkolonne befindliche NaOH-Lösung in den Strippersumpf rückgeführt, die Zeolithschüttung abermals mit Leitungswasser gespült und entleert, bevor der nächste Beladezyklus gestartet wurde.

2.2 Versuchsergebnisse und Diskussion

Die Ergebnisse der ersten vier Versuche V-1 bis V-4 zeigen, dass es nach der ersten NaOH-Regeneration zu einer signifikanten Steigerung der NH₄⁺-Abscheiderate aus dem Trübwasser, jeweils bezogen auf die NH₄⁺-Zulaufkonzentration, kommt. Bei einer Zulaufkonzentration von 1035 ± 33 mg NH₄⁺ L⁻¹ wurde im ersten Beladezyklus eine Abscheidung von 66,0 % erreicht (Versuch V-1), welche sich in den folgenden drei Beladezyklen auf durchschnittlich 87,1 ± 1,1 % steigerte (V-2 bis V-4) (siehe Abb. 2). Diese Steigerung dürfte auf den Austausch der natürlichen Kationenbelegung des Zeoliths (Ca²⁺, K⁺, Na⁺, Mg²⁺) durch Na⁺ aus der NaOH-Regenerationslösung und einer dadurch begünstigten Ionentausch-Kinetik zurückzuführen sein (vgl. dazu Lin et al. (2013)).

Durch Schwankungen im Kläranlagenbetrieb kam es zu variierenden Ammoniumkonzentrationen im zu behandelnden Trübwasser. Daher wurden Versuche mit ähnlichen Zulaufkonzentrationen zur Vergleichbarkeit der Abscheideraten zusammengefasst (siehe Tab. 1). Insgesamt wurden 62 aufeinanderfolgende Versuche bestehend aus je einem Belade- und Regenerationsvorgang durchgeführt, von denen 61 für die Auswertungen herangezogen wurden (V-38 wurde aufgrund von Analysefehlern ausgeschieden). Bei der Berechnung der durchschnittlichen Abscheidung im Konzentrationsbereich von 800-1100 mg NH₄⁺ L⁻¹ wurde Versuch V-1 nicht

berücksichtigt, da in diesem Versuch noch keine stabilen Austauschgleichgewichte erreicht wurden (siehe Abb. 2).

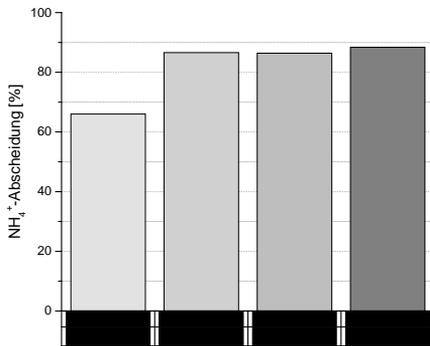


Abb. 2: Erreichte Abscheidung für Ammonium in den ersten vier Betriebszyklen der Ionentauscherkolonnen (c_0 = Zulaufkonzentration Trübwasser im jeweiligen Zyklus).

Im Konzentrationsbereich von 500 bis 800 mg NH₄⁺ L⁻¹ wurden Abscheideraten von 83,7 ± 7,1 % erreicht, welche im Konzentrationsbereich von 800 bis 1100 mg NH₄⁺ L⁻¹ mit 85,5 ± 6,3 % im Schnitt etwas höher ausfielen, sofern Versuch V-1 mit einer Abscheidung von 66,0 % aus oben genannten Gründen nicht berücksichtigt wird. Lediglich zwei Versuche (V-46 und V-47) weisen in diesem Konzentrationsbereich mit 77,1 bzw. 69,0 % Abscheideraten unter 80 % auf, wohingegen im selben Konzentrationsbereich auch Abscheideraten von 93,2 und 91,7 % erreicht wurden (Versuche V-5 und V-61; siehe Abb.3).

Tab. 1: Durchschnittliche NH₄⁺-Konzentration und -Abscheidung der in den jeweiligen Konzentrationsbereichen durchgeführten Versuche

Anzahl Versuche ^{1,2}	Konzentration des Trübwassers [mg NH ₄ ⁺ L ⁻¹]					Abscheidung [%]	
5	500	-	800	671	± 111	83.6	± 7.1
14 ¹	800	-	1100	1026	± 69	85.8	± 6.3
36	1100	-	1500	1302	± 116	83.6	± 5.2
5	> 1500			1975	± 256	71.8	± 11.9

¹ ... Berechnungen exkl. Versuch V-1 mit frischem Zeolith, da nicht repräsentativ für ILS

² ... Berechnungen exkl. Versuch V-38 (auf Grund von Analysefehlern)

Im Konzentrationsbereich von 1100 bis 1500 mg NH₄⁺ L⁻¹, welcher insgesamt 36 Versuche umfasst, liegt die mittlere Abscheiderate bei 83,6 ± 5,2 %. Die geringste Abscheidung mit 72,8 % weist Versuch V-48 auf, demgegenüber steht die höchste Abscheiderate von 91,9 % (V-10). In den fünf Versuchen mit Zulaufkonzentrationen über 1500 mg NH₄⁺ L⁻¹ wurde eine durchschnittliche Abscheidung von 71,8 ± 11,9 % erzielt, wobei hier die Versuche V-49 und V-50 mit sehr geringen Abscheideraten von 62,6 bzw. 64,7 % herausragen. Aufgeteilt auf die unterschiedlichen Konzentrationsbereiche weisen die Versuche V-47 - V-50 einen markanten Rückgang der Abscheidung auf, wohingegen in den abschließenden Versuchen V-60 - V-62 mit einer Zulaufkonzentration von 1087 ± 11 mg NH₄⁺ L⁻¹ wiederum Abscheideraten von 90,4 ± 1,2 % erreicht wurden.

Die Versuchsergebnisse zeigen, dass sich das ILS in einem realen Kläranlagenumfeld für die Rückgewinnung von NH₄⁺ aus Trübwasser eignet. Die Abscheideraten der einzelnen Versuche stehen in direktem Zusammenhang mit der Qualität der vorangegangenen Regenerationsphase, welche wiederum von der Gleichgewichtsein-

stellung im Strippkreislauf sowie dem pH-Wert und der Na^+ -Konzentration der Regenerationslösung beeinflusst wird. Da an der Pilotanlage pH-Wert und NaOH -Dosierung manuell erfolgten, kann es zu Verschleppungen und wechselseitigen Beeinflussungen der Regenerations- und Beladezyklen kommen. Durch die Komplexität und das Zusammenspiel dieser Verfahrensparameter können Phasen mit geringeren Abscheideraten auftreten. Ein dauerhafter Rückgang der Abscheideraten konnte innerhalb der durchgeführten Versuchsserie jedoch nicht festgestellt werden.

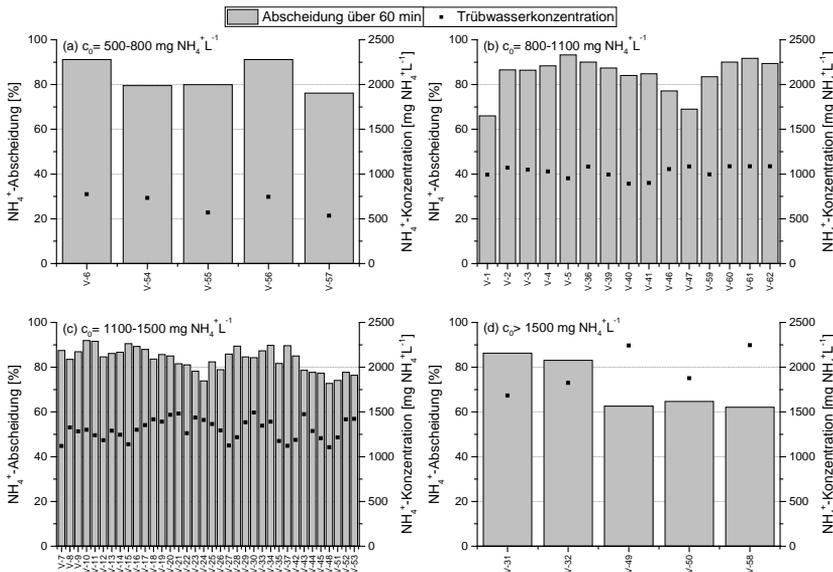


Abb. 3: Abscheidung nach 60 min und Trübwasserkonzentration von 61 Versuchen über eine Ionentauscherkolonne (V-1 bis V-62 ohne V-38) aufgeteilt in entsprechende Zulaufkonzentrationen (a) $c_0 = 500-800$, (b) $800-1100$, (c) $1100-1500$ und (d) $> 1500 \text{ mg NH}_4^+ \text{L}^{-1}$

Es zeigt sich zudem, dass über einen weiten Konzentrationsbereich von 500 bis 1500 $\text{mg NH}_4^+ \text{L}^{-1}$ durchwegs hohe Abscheideraten erreicht werden können, wodurch sich das Verfahren für ein breites Einsatzspektrum empfiehlt. Bei Trübwasserkonzentrationen über 1500 $\text{mg NH}_4^+ \text{L}^{-1}$ fallen die Abscheideraten etwas geringer aus, jedoch besteht hier die Möglichkeit durch Erhöhung der Zeolithmenge in den Ionentauscherkolonnen oder Verkürzung der Beladezeit eine wesentliche Erhöhung der Abscheideraten zu erzielen.

2.2.1 Entstickungsmiteinsatz

Während der durchgeführten Versuche wurde abhängig von der gemessenen NH_4^+ -Konzentration der Waschlösung chargenweise eine bis zu 40%ige $(\text{NH}_4)_2\text{SO}_4$ -Lösung aus dem Wäschersumpf abgezogen. Die Lösungen wurden anschließend vermischt, der pH-Wert mit konzentrierter NaOH -Lösung auf ca. 7 angepasst und mit deionisiertem Wasser auf eine 20%ige $(\text{NH}_4)_2\text{SO}_4$ -Lösung verdünnt, wodurch ca. 500 L einer einsatzfertigen Entstickungsmittellösung gewonnen wurde. Im laufenden Produktionsbetrieb des Zementwerks Retzmaßi wurde unter Nutzung der bestehenden Entstickungsinfrastruktur die standardmäßig eingesetzte Harnstofflösung schrittweise durch die $(\text{NH}_4)_2\text{SO}_4$ -Lösung substituiert. Abschließend wurde die Entstickung über eine Stunde ausschließlich mit $(\text{NH}_4)_2\text{SO}_4$ -Lösung durchgeführt. Anhand der aufgezeichneten Messwerte der NO_x -Konzentrationen im Abgas

konnte nachgewiesen werden, dass beim Einsatz der $(\text{NH}_4)_2\text{SO}_4$ -Lösung dieselbe Entstickungswirkung wie mit Harnstoff erreicht werden konnte. Die im Zuge des Pilotanlagenbetriebs an der Kläranlage Knittelfeld produzierte $(\text{NH}_4)_2\text{SO}_4$ -Lösung ist demnach für die Entstickung in einem realen industriellen Umfeld geeignet.

3 SCHLUSSFOLGERUNG BZW. ZUSAMMENFASSUNG

Die mittels einer mobilen Pilotanlage an der Kläranlage Knittelfeld durchgeführten Versuche zeigten, dass sich das Ionentauscher-Loop-Stripping Verfahren (ILS) zur Ammonium-Rückgewinnung aus Trübwasser eignet und natürlicher Zeolith (Klinoptilolith) über 62 aufeinanderfolgende Belade- und Regenerationszyklen stabile NH_4^+ -Abscheideraten gewährleistet. Mit 60-minütigen Beladezyklen konnten bei variierenden NH_4^+ -Konzentrationen von 500 bis 1500 mg NH_4^+ L^{-1} im Trübwasser Abscheideraten zwischen 69 - 94 % erreicht werden, mit wechselnden Phasen höherer und niedrigerer Abscheidung, welche insbesondere von der Zulaufkonzentration und den Prozessbedingungen während der Zeolithregeneration abhängen.

Durch NaOH-Regeneration bei $\text{pH} > 11$, simultaner Stripping der Regenerationslösung bei Temperaturen um 60°C und darauffolgender H_2SO_4 -Wäsche konnte eine bis zu 40 m%igen $(\text{NH}_4)_2\text{SO}_4$ -Lösung gewonnen werden. Diese wurde erfolgreich im laufenden Produktionsbetrieb des Lafarge Zementwerks in Retznei zur Entstickung eingesetzt. Somit wurde der Nachweis erbracht, dass der derzeit überwiegend aus fossilen Ressourcen hergestellte Harnstoff durch überschüssigen Stickstoff kommunaler Kläranlagen substituiert werden kann, wobei Kläranlagen gleichzeitig von einer verringerten Stickstoffrückbelastung profitieren. Derzeit wird geprüft, ob bzw. unter welchen Umständen das Verfahren zu einer wirtschaftlichen Stickstoffrückgewinnung eingesetzt werden kann.

Die vorgestellten Ergebnisse wurden im Rahmen des geförderten Forschungsprojektes „ReNOx“ (FFG-Projekt 843673; 4. Ausschreibung „Produktion der Zukunft“) zusammen mit Christof Industries und der Lafarge Zementwerke GmbH erarbeitet.

LITERATUR

- Bauermeister, U.; Wild, A.; Meier, T. (2009) *Stickstoffabtrennung mit dem ANAStrip-Verfahren System GNS*. In: *Gülzower Fachgespräche Band 30: Gärrestaubbereitung für eine pflanzenbauliche Nutzung - Stand und F&E-Bedarf*. Gülzow: Fachagentur Nachwachsende Rohstoffe e.V., zuletzt geprüft am 20.06.2012.
- Ellersdorfer, M. (2017) *The ion-exchanger-loop-stripping process. Ammonium recovery from sludge liquor using NaCl-treated clinoptilolite and simultaneous air stripping*. In: *Water Sci Technol*, wst2017561. DOI: 10.2166/wst.2017.561.
- Ellersdorfer, M., Lubensky, J., Stocker, K., Lechleitner, A. (2016) *Recycling von Trübwasserinhaltsstoffen mittels Ionentauscher-Loop-Stripping*. In: *Montanuniversität Leoben, Lehrstuhl für Abfallverwertungstechnik & Abfallwirtschaft (Hg.) - Tagungsband zur Recy & DepoTech Tagung 2016*.
- Hofstetter, E.-M., Gabler, R., Pfeiffer, S., Hilbrig, F., Freitag, R. (2009) *Ammoniakstripping an einer etablierten, thermophilen Biogasanlage - technische und wirtschaftliche Evaluierung (Ammonia stripping on a thermophilic biogas plant - technical and economic evaluation)*. In: *Chemie Ingenieur Technik* 81 (7), S. 921–932. DOI: 10.1002/cite.200900033.
- Kepplinger, W., Hollauf, B. (2006) *Verwendung eines Ammoniak abgebenden Reststoffs*. Anmelden: WO 2006/095261 A1. Prioritätsdaten: PCT/IB2006/000536.
- Lin, L., Lei, Z., Wang, L., Liu, X., Zhang, Y., Wan, C., Chunli, W., Duu-Jong, L., Tay, J. H. (2013) *Adsorption mechanisms of high-levels of ammonium onto natural and NaCl-modified zeolites*. In: *Separation and Purification Technology* 103, S. 15–20.
- Wang, S., Peng, Y. (2010): *Natural zeolites as effective adsorbents in water and wastewater treatment*. In: *Chemical Engineering Journal* 156 (1), S. 11–24. DOI: 10.1016/j.cej.2009.10.029.

Phosphorrecycling aus Klärschlamm und Klärschlammasche – Perspektiven für Österreich

P. Mostbauer & E. Binner

Universität für Bodenkultur Wien, Institut für Abfallwirtschaft, Wien, Österreich

KURZFASSUNG: Für das Land Südtirol wurde im Jahr 2017 der Stand der Technik des P-Recyclings aus Klärschlamm und Klärschlammasche ermittelt und es wurden Szenarien des P-Recyclings entwickelt und bewertet. Der vorliegende Beitrag präsentiert die Vorauswahl der Verfahren, die Bewertungsmethodik und die wichtigsten Ergebnisse. Aufbauend auf diese Ergebnisse werden einige Anregungen zur Entwicklung bzw. Umsetzung von P-Recyclingkonzepten für Österreich dargestellt.

1 EINLEITUNG

Phosphorverbindungen können in Kläranlagen (KA) an unterschiedlichen Stellen aus dem System ausgeschleust und recycelt werden:

- Abtrennung aus dem Schlammwasser – insbesondere nach der anaeroben biologischen Stabilisierung (Faulung) des Klärschlammes,
- Abtrennung aus dem Klärschlamm und
- Abtrennung aus Schlammasche bzw. Asche als Düngemittelkomponente.

P-Recyclingverfahren dieser drei methodischen Ansätze (Ausschleusungspunkte) wurden bereits in früheren Studien technisch beschrieben und bewertet, z.B. (Egle et al. 2014a, 2014b, 2014c), (P-Rex 2017), (Kabbe 2018), (Spörri et al. 2017).

2 KLÄRSCHLAMMSTUDIE FÜR SÜDTIROL: IST-ZUSTAND, ZIELE, METHODIK

2.1 Auftraggeber, Ziele, Ist-Zustand

Im Auftrag der Autonomen Provinz Bozen – Südtirol wurde 2017 vom Institut für Abfallwirtschaft eine regionsspezifische Bewertung von P-Recyclingverfahren durchgeführt und es wurden mögliche Szenarien für das Land Südtirol entwickelt.

Die Wege der Klärschlammensorgung im Jahr 2015 waren:

- Faulung und mechanische Entwässerung, Trockensubstanz Φ 23,2 %TS,
- 45,1 % Thermische Behandlung in St. Lorenzen-Tobl,
- 0,9 % Kompostierung in Südtirol und
- 53,9 % Kompostierung und/oder landwirtschaftliche Verwertung außerhalb Südtirols, teilweise mit sehr langen Transporten verbunden.

Vor allem der zuletzt genannte Weg erscheint langfristig nicht tragfähig. Alternativen des Klärschlammmanagements – verbunden mit P-Recycling – standen im Raum.

2.2 Vorgangsweise, Methodische Grundsätze, Vorauswahl der Verfahren

Nach einem Review früherer Studien, Bewertungen und Lebenszyklusanalysen stand fest, dass infolge der Komplexität der möglichen Auswirkungen und auch aufgrund unvollständiger Veröffentlichung ökologisch relevanter Daten die matrixbezogene multikriterielle Bewertungsmethode („Punktematrix“ ähnlich wie bei (Spörri et al. 2017)

ein adäquater Ansatz ist. Aufgrund der Vielzahl der Verfahren wird in der vorliegenden Studie aus den Phosphor-Recyclingverfahren zunächst eine Vorauswahl getroffen, wobei folgende Ausschluss-Kriterien zur Anwendung kommen:

- Stillgelegte Verfahren bzw. wenn Konkurs angemeldet wurde.
- Verfahren die eine Al-Fällung in der Kläranlage voraussetzen (ohne Fe-Salze). Die komplette Umstellung auf Al-Fällung wäre zu teuer.
- Klärschlamm-Extraktionsverfahren mit Mineralsäuren, wenn dabei die organische Masse des Klärschlammes mit Elementen angereichert wird, welche bei der Verbrennung unerwünscht sind (Cl, S), wenn gleichzeitig der Rückgewinnungsgrad für P eher gering ist.
- Verfahren, die sowohl einen geringen Rückgewinnungsgrad (< 40 % bezogen auf den KA-Zulauf) als auch eine geringe Input-Flexibilität aufweisen.
- Verfahren, welche in ihrem Entwicklungskonzept viele – auch phosphorarme – Inputmaterialien vorsehen.
- Verfahren in Entwicklung, wenn bisher nur ein Konzept oder ein Ergebnis im Labormaßstab vorliegt.

Im Anschluss an diese Vorauswahl wurden zwölf Szenarien der Klärschlamm Entsorgung definiert, von denen elf mit einem P-Recycling verbunden sind. Hier werden für neun dieser Szenarien zusammenfassende Ergebnisse präsentiert.

2.3 Szenarien

Tab. 1: Szenarien die bilanziert oder bewertet werden.

Akronym	Szenario	Beschreibung (WSF = Wirbelschichtfeuerung)
1PCa a)	WSF – sePURA PCa Dünger	Teil-Trocknung und Verbrennung in WSF, danach Herstellung eines Sekundärdüngers durch Mischen von Asche mit Kalk, Dolomit oder Wasser
2LP	WSF – LeachPhos	Teil-Trocknung und Verbrennung in WSF, Extraktion der Asche durch pH-Senkung mittels H_2SO_4 , Filtration, P-Produkt-Fällung
2TP	WSF – TetraPhos	Teil-Trocknung und Verbrennung in WSF, Extraktion der Asche mittels H_3PO_4 , danach Filtration, Ca-Fällung mittels H_2SO_4 , Ionenaustausch, Eindickung $\rightarrow H_3PO_4$
3AD	WSF – AshDec Na_2SO_3 -Variante	Teil-Trocknung und Verbrennung in WSF, danach Zusatz von Na_2SO_3 und thermische Behandlung der Asche zur Verringerung der Schwermetallgehalte
3KUB	Kubota	Thermische Behandlung des getrockneten Klärschlammes im KUBOTA Reaktor; Schlacke als P-Sekundärdünger
4WSF	ExtraPhos – WSF (Technik siehe: (Budenheim 2017))	Extraktion von P aus Dünnschlamm unter Einsatz von Druck und CO_2 , danach Entwässerung, anschließend Teil-Trocknung und Verbrennung in WSF, <u>keine</u> P-Rückgewinnung aus der eher P-armen Asche
4ZEM b)	ExtraPhos -Zementwerk	Extraktion von P aus Dünnschlamm unter Einsatz von Druck und CO_2 , danach Entwässerung, Trocknung (> 85 %TS), Verwertung als Brennstoff im Zementwerk
4MVA b)	ExtraPhos – Mitverbrennung in vorhandener MVA	Extraktion von P aus Dünnschlamm unter Einsatz von Druck und CO_2 , danach Entwässerung, anschließend Trocknung und Verbrennung in MV-Anlage
5MVA b)	Mitverbrennung in vorhandener MVA	Trocknung und Verbrennung von KS in MV-Anlage

a) In der Original-Studie wird zusätzlich ein ähnliches Szenario, jedoch mit vorgeschalteter Carbonisierung des Klärschlammes (HTC-Technik) bewertet.
b) Diese drei Szenarien wurden ebenfalls bewertet – es liegen aber keine vollständigen Massen- und Energiebilanzen vor.

2.4 Bewertungsmethodik und Bewertungsmatrix

P Recyclingquote RC_{ZUL}: Diese wird auf die P-Fracht im KA-Zulauf bezogen.

- Kategorie 1: RC_{ZUL} > 80 %,
- Kategorie 2: RC_{ZUL} 70 % bis 80 %,
- Kategorie 3: RC_{ZUL} 40 % bis 70 % und
- Kategorie 4: RC_{ZUL} < 40 % (auch Szenarien ohne P-Recycling, also 0 %).

Düngewirksamkeit P-Sekundärdünger: Es wird auf Basis einer Literaturrecherche untersucht, ob bei der externen Beurteilung des jeweiligen Sekundärdüngers nur ein Weg (ein „approach“) oder mehrere Wege (mehrere „approaches“) der Untersuchung eingesetzt wurden, und ob die Ergebnisse grundsätzlich positiv sind. „Kategorie 1“ der Düngewirksamkeit wird nur zugeteilt, wenn mehrere Approaches beschriftet wurden und die Ergebnisse in mehreren Fällen positiv sind.

Boden/Org.Schadstoffe, Keime: Bewertet ob ein relevanter Eintrag von (persistenten bzw. problematischen) organischen Schadstoffen und/oder Keimen in Böden erfolgt. Boden / Schwermetalle: Es wird die Referenzbodenmethode verwendet. Diese Methode bewertet die anorganischen Schadstoffeinträge, bedingt durch den Schwermetallgehalt des erzeugten Sekundärdüngers. Der Boden wird vereinfachend als geschlossenes System betrachtet. Die Qualität des erzeugten P-Sekundärdüngers wird in Relation zum Einsatz von Cd-haltigem Primärdünger (zB. Triplephosphat) betrachtet.

Energiebilanz elektrische Energie und thermische Energie: Bewertet den Einsatz bzw. Überschuss von elektrischer Energie auf Basis von Literaturdaten (bei Budenheim ExtraPhos: Schätzung), sowie einer Betrachtung der Energiebilanz der Zementproduktion. Zur Energiebilanz der Wirbelschichtfeuerung (WSF) in Klärschlamm-Monovorbrennungsanlagen werden zusätzlich eigene Berechnungen durchgeführt. Es werden Varianten mit 100 % integrierter Trocknung des mechanisch entwässerten Klärschlammes (Trocknung mittels Dampf aus der WSF) sowie in Kombination mit solarer Trocknung betrachtet. Kumulative Energiebilanzen werden für einen Trockenstoff (TS)-Gehalt von 23,2 %TS und 25,0 %TS (Input zum Trockner) und für unterschiedlichen Heizwert des Klärschlammes erstellt.

Hilfsmitelesinsatz: Zur Bewertung des Hilfsmitelesatzes werden Stoffe, die insgesamt im System eingesetzt werden, d.s. Chemikalien für die Abgasreinigung der Verbrennung und Chemikalien für die P-Recyclingstufe, folgenden vier Kategorien zugeordnet und die Massen (pro kg P) innerhalb der einzelnen Kategorien addiert:

- Aktivkoks,
- Mineralisches,
- Säure, Salze, Basen und
- Problematische Hilfsstoffe.

In keiner der neun betrachteten Szenarien wurde ein Einsatz problematischer Hilfsstoffe festgestellt. Für die Einstufung in Kategorien bezüglich Hilfsmitelesatz war demnach vor allem die Summe der Masse an Säuren, Salzen und Basen relevant.

Entwicklungsstand:

- Kategorie 1: Großtechnisch umgesetzt. Eine oder mehrere Anlagen sind in Betrieb.
- Kategorie 2: Marktreife erreicht.
- Kategorie 3: In Entwicklung bzw. derzeit noch andauernder Pilottest.

Komplexität: Hier wurde nur das P-Recyclingverfahren bewertet, also z.B. die Extraktionstechnik oder die spezifische Technik zur Schadstoff-Abtrennung.

- Kategorie 1 – geringe Komplexität: Die P-Rückgewinnung erfolgt in wenigen, technisch einfachen Schritten, bei Raumtemperatur oder unterhalb von 100 °C und bei Normaldruck bzw. unterhalb von 1,5 bar (150 kPa).
- Kategorie 2 – mittlere Komplexität: Zur P-Rückgewinnung wird zumindest ein technisch anspruchsvoller Schritt verwendet oder es werden viele technisch einfache Schritte aneinander gereiht.
- Kategorie 3 – eher hohe Komplexität. Zur P-Rückgewinnung werden zwei oder mehrere technisch anspruchsvolle Schritte verwendet.
- Kategorie 4 – hohe Komplexität.

3 KLÄRSCHLAMMSTUDIE FÜR SÜDTIROL: ERGEBNISSE

3.1 Phosphorbedarf und landwirtschaftliche Flächen im Vergleich

Aufgrund des eher geringen Düngemittelbedarfes in Südtirol (ca. 400 t P/a) ist eine Verbringung von Klärschlammasche ins Ausland und Verarbeitung zur P-Sekundärdünger bzw. Mehrkomponenten-Sekundärdünger in externen Anlagen naheliegend. Südtirol kann bei steigendem Tourismus im Gegensatz zu Österreich und Bayern schon demnächst zu einem „Phosphor-Überschussland“ werden.

Tab. 2: Landwirtschaftliche Flächen und Einwohnerzahlen im Vergleich.

Land / Provinz	Südtirol	Österreich	Bayern
Gesamtfläche (km ²)	7.400	83.879	70.550
Ackerland (1000 ha)	4,1	1.350	2.068
Weinbau (1000 ha)	5,3	45	6,3
Dauergrünland (1000 ha)	ca. 210	1.440	ca. 1.087
Einwohnerzahl (EW)	524.256 (Dez. 2016)	8,77 Mio (2017)	12,8 Mio (2015)
Ackerfläche pro Einwohner (ha/EW)	0,008 (ohne Weinbau) 0,018 (inkl. Weinbau)	0,154	0,161

3.2 Ergebnisse - Bewertung der Szenarien

Hohe Recyclingquoten für Phosphor werden vor allem bei jenen Verfahren erreicht, die bei der Klärschlammasche ansetzen (z.B. AshDec, Kubota) oder bei denen die Klärschlammasche als Komponente für die Herstellung von Sekundärdüngern verwendet wird (z.B. Seraplant, PCa Dünger der Firma sePURA).

Die Herstellung hochreiner, sehr schwermetallearmer und gut düngewirksamer Produkte wird aus ökologischer Sicht durch verstärkte Inanspruchnahme von Primärressourcen (Primärenergie, Hilfsstoffe) und höhere Komplexität der Anlagen „erkaufte“. Eine Balance zwischen den unterschiedlichen ökologischen Erfordernissen ist nicht leicht herzustellen.

In allen Szenarien – mit Ausnahme der Mitverbrennung in MVA's oder Zementwerken (ohne ExtraPhos) - kommt es zur Substitution von Primärdünger und somit zur Verringerung der Belastung der Böden mit Cadmium und Uran. In der Referenzboden-Methode hat sich herauskristallisiert, dass unter Berücksichtigung der in Südtirol vorhandenen Konzentrationen in Böden („Vorbelastung“) und im Klärschlamm die Elemente Cadmium und Kupfer limitierend sind.

Energiebilanzen der WSF zeigen, dass der Energie-Ertrag der Klärschlamm-Monoverbrennung und integrierten Trocknung stark vom Wassergehalt und Heizwert des angelieferten Klärschlammes abhängt. Eine Verbesserung der Energiebilanz kann teilweise durch vorgeschaltete (ausgelagerte) Trocknung, bessere Entwässerung bei

den Kläranlagen, HTC-Behandlung des Klärschlammes oder auch durch den Betrieb einer solaren Trocknungsanlage am WSF-Standort erreicht werden.

Die Verwendung der Asche als Mischkomponente zur Herstellung eines P-Düngers wird in Tab.3 in der Kategorie „Boden/Schwermetall“ ambivalent („2/3“) bewertet. Limitierend ist bei dieser spezifischen Bewertung (Szenario 1PCa) der Cd-Gehalt der Asche, bei Düngung im Weinbau auch Kupfer (Cu). Der Sekundärdünger darf hier nach Auffassung der Autoren dieses Beitrags nicht stärker belastet sein als die zukünftigen Zielwerte der EU für primäre Dünger, insbesondere soll der mittelfristige Zielwert von 20 mgCd/kg P₂O₅ (EC 2016), (Gilbert 2018) unterschritten werden.

Tab. 3: Ergebnisse für neun ausgewählte Szenarien.

Beurteilungskriterien		P Recyclingquote RC _{ZUL}	Düngewirksamkeit P-Sekundärdünger	Boden: Organische Schadstoffe „Keime	Boden: „Schwermetalle“	Energiebilanz: elektrische Energie	Energiebilanz: Koks, thermisch, CH ₄ -eq	Hilfsmittelersatz	Andere ökologische Aspekte a) c)	Entwicklungsstand b)	Komplexität des P-Recyclingprozesses
Hinweis zur vereinfachten klassenbasierten Bewertung: ...Klasse 1 = beste Bewertung ...Klasse 4 = schlechtester Wert											
Daten n.v. = unbekannt / wesentliche Datengrundlagen zur Beurteilung fehlen											
G: Gesamtsystem wird bewertet P: P-Recyclingprozess bewertet		G	G	G	G	G	G	G	G	G	P
Szenar.	Kurzbeschreibung	Klassenbasierte Bewertung									
1PCa	WSF – PCa Dünger	1	2	1	2/3	1	2	1	---	1, 1	1
2LP	WSF – LeachPhos	3	1	1	2	2	2	3	+ e)	1, 2	2
2TP	WSF – TetraPhos	2	1	1	1	2	3	2	- d) + g)	1, 2	2
3AD	WSF – AshDec (Na ₂ SO ₃)	1	2	1	2	2	2	2	---	1, 2	3
3KUB	Kubota	1	2	2	2	1	4 ⊕	1	+ e)	1, 3	3
4WSF	ExtraPhos – WSF	3	2	1	1	2	2	2	+ f)	1, 2	2
4ZEM	ExtraPhos – Zementwerk	3	2	---	1	3	1	2	+ e)	2, 2	2
4MVA	ExtraPhos – danach Mitverbrennung MVA	3	2	---	1	1 j)	1 j)	2	+ h)	1, 2	2
5MVA	Mitverbrennung in MVA	4 ⊕	---	---	3 i)	1 j)	1 j)	1	+ h)	1	---

a) Andere ökologische Aspekte werden durch Fußnoten kurz erläutert.

b) Entwicklungsstand: Erste Ziffer = Bewertung der thermischen Klärschlammbehandlung bzw. energetischen Nutzung, zweite Ziffer = Bewertung des Entwicklungsstandes des P-Recyclings.

c) Die Verringerung von Transportwegen ist standortspezifisch und wird daher i.A. nicht berücksichtigt. Im Vergleich zur bestehenden Situation der Klärschlamm Entsorgung kann die Summe der Transportwege jedoch deutlich verringert werden.

d) Auslaubarkeit und Menge der Reststoffe die abgelagert werden sollen sind noch unklar.

e) Keine Ablagerung von Rest-Asche erforderlich, geringe Abfallmengen aus Abgasreinigung.

f) Voraussichtlich geringere Aschemenge im Vergleich zu einem WSF-Szenario ohne P-Rec.

g) Rückgewinnung von Fällungs-Chemikalien kann als ökologischer Bonus verstanden werden.

h) Hohe Standards bei der Reinigung der Abluft, ausgereifte Technik der Abluft- und Abwasserbehandlung.

i) Man beachte, dass bei Düngung mit primärem Dünger Böden mit Cd und U belastet werden.

j) Längerfristig (Ausbau Fernwärme) wird die Wärme jedoch im kommunalen Bereich benötigt.

„ ---“ Keine Bewertung dieses Kriteriums erforderlich bzw. nicht zutreffend.

4 SCHLUSSFOLGERUNGEN FÜR ÖSTERREICH

Die weiter oben genannte Beobachtung dass die „Herstellung hochreiner, sehr schwermetallarmer und gut düngewirksamer Produkte aus ökologischer Sicht durch verstärkte Inanspruchnahme von Primärressourcen (Primärenergie, Hilfsstoffe) und höhere Komplexität der Anlagen ‚erkauft‘ wird“ gilt auch für Planungen in Österreich. Bei einigen der derzeit am Markt angebotenen Lösungen (z.B. KUBOTA) kann der „ökologische Rucksack“ zu groß sein. Es stellt sich auch sofort die Frage, ob und unter welchen Voraussetzungen für dezentrale Kläranlagen (KA) einfachere Lösungen anzustreben sind. Die für ein dezentrales Schlamm-Management im BAWP 2017 festgelegten Grundsätze, wie Vermeidung der Anreicherung von Schadstoffen in Böden, sorgfältige Ausbringung die auf Pflanzenbewuchs und Bodenbeschaffenheit abgestimmt wird, sind immer zu beachten. Für den Fall der direkten oder indirekten (Kompostierung) Ausbringung wird empfohlen eine besonders sorgfältige und aktualisierte Inventur der persistenten und hormonell wirksamen organischen Stoffe zu erstellen und auch ein diesbezügliches Monitoring der Böden durchzuführen. Für Ballungsräume und größere KA sieht der BAWP 2017 vor „zeitnah Planungsprozesse für deren zukünftige P-Rückgewinnung“ zu starten. Zeitnah soll nach unserer Auffassung auch erreicht werden, dass die Sachbilanzen von Pilotanlagen transparent und belastbar dargestellt werden. Hier ist im Idealfall anzustreben, dass in Österreich mehrere Pilotanlagen oder großtechnische Demonstrationsanlagen entstehen, vor allem für die Szenarien welche sich aus der hier vorliegenden Bewertung (siehe Tab.3 und die nun folgenden Absätze) als sinnvoll ergeben. Trenn- oder Mischprozesse, welche nach einer thermischen Klärschlammbehandlung die Asche „reinigen“ oder „marktfähig konditionieren“ müssen nicht sehr aufwändig sein, wenn nachgewiesen wird, dass die Summe der Auswirkungen im gesamten Lebenszyklus der Sekundärdüngerherstellung und –anwendung geringer ist, im Vergleich zur Primär-Prozesskette. Die Mitverbrennung von entwässertem oder getrocknetem Klärschlamm in MV-Anlagen oder Zementfeuerungsanlagen wird abgelehnt, wenn Phosphor für Düngezwecke gänzlich verloren geht. Allerdings könnte bei dezentraler Lage der MVA's oder Zementwerke und nutzbarer Überschuss-Wärme diese für die Trocknung von Klärschlamm genutzt werden. Im Fall einer ExtraPhos-Extraktion von P aus dem Dünnschlamm vor dieser Art der Feuerung wäre das zuverlässige Erreichen der P-Recyclingquote von > 45 % (Ziel) noch im großtechnischen Maßstab zu überprüfen. Wie bereits erwähnt verbessert der Einsatz solarer Trockner – auch wenn diese Form der Trocknung saisonalen Schwankungen unterliegt – die Energiebilanzen von kombinierten Szenarien (Trocknung + thermische Behandlung + P-Recycling).

LITERATUR

- Budenheim (2017) *ExtraPhos®-Recyclingdünger*. www.budenheim.com/de/ Stand Dez.2017.
- EC (2016) *Paket zur Kreislaufwirtschaft*. Vorschlag für eine Verordnung des EU Parlamentes und des Rates mit Vorschriften für die Bereitstellung von Düngeprodukten vom 17.3.2016.
- Egle, L., Rechberger, H., Zessner, M. (2014a) *Phosphorrückgewinnung aus dem Abwasser*. Endbericht. Hrsg: BMLFUW, Wien.
- Egle, L., Rechberger, H., Zessner, M. (2014b) *Phosphorrückgewinnung aus dem Abwasser*. Ergänzende Unterlagen zum Endbericht. Hrsg: BMLFUW, Wien.
- Egle, L., Rechberger, H., Zessner, M. (2014c) *Phosphorbilanz Österreich*. Hrsg: BMLFUW, Wien.
- Gilbert, N. (2018) *European Union debates controversial plans to limit cadmium in fertilizer*. www.sciencemag.org/news/2018/04 Download im Juli 2018.
- Kabbe, C. (2018) *Sustainable sewage sludge management fostering phosphorus recovery and energy efficiency (P-Rex)*. Download zuletzt am 8.8.2018.
- P-Rex (2015) *Technical Sheets des Europäischen FP7-Projektes P-REX*. www.p-rex.eu Download im Februar 2017.
- Spörri, A., Ery, I., Hermann, L., (2017) *Beurteilung von Technologien zur Phosphor-Rückgewinnung - Gesamtheitliche Beurteilung der Nachhaltigkeit und Realisierbarkeit von P-Rückgewinnungstechnologien im Schweizer Kontext*. Erstellt von Ernst Basler + Partner AG, Zollikon, CH im Auftrag des Bundesamtes für Umwelt BAFU, Abteilung Abfall und Rohstoffe, Bern.

Verwertung von Bodenaushubmaterial - Oder doch nur Entledigung?

J. Mitterwallner

Amt der Steiermärkischen Landesregierung, Abteilung 14 – Referat Abfallwirtschaft und Nachhaltigkeit, Graz, Österreich

KURZFASSUNG: Mit ca. 55 Millionen Tonnen pro Jahr bilden Bodenaushubmaterialien den größten Anteil am Gesamtabfallaufkommen in Österreich. Überschüssige Aushubmassen werden in der Regel an anderer Stelle bautechnisch verwertet oder auf Bodenaushubdeponien beseitigt. In der jüngeren Vergangenheit werden in der Steiermark Bodenaushubmaterialien vermehrt für sogenannte „Agrarstrukturverbesserungsmaßnahmen“ auf land- und forstwirtschaftlichen Flächen eingesetzt. Mittlerweile ist bei ca. der Hälfte der beantragten Verwertungsmaßnahmen die Rodung von Waldflächen erforderlich bzw. fallen Kleinstrukturen und Landschaftselemente den Anschüttungen zum Opfer. Seitens der Konsenswerber werden „Agrarstrukturverfahren“ oftmals aus Verfahrens- oder Kostengründen „Deponiegenehmigungsverfahren“ vorgezogen. Die Grenze zwischen landwirtschaftlicher Notwendigkeit der Maßnahmen und kostengünstiger Entledigung ist dabei zunehmend fließend. Eine Einbindung der bestehenden rechtlichen und technischen Regelungen für die Verwertung von Bodenaushubmaterialien, ergänzt um klare Abgrenzungsmerkmale zwischen Verwertung und Beseitigung, in das Verfahrensrecht des AWG 2002 und somit eine Gleichschaltung mit dem Deponierecht, wäre aus abfallwirtschaftlicher Sicht daher von hoher Dringlichkeit.

1 EINLEITUNG

Bodenaushubmaterialien bilden mit Abstand den größten Anteil am Gesamtabfallaufkommen in Österreich. Im Bundesabfallwirtschaftsplan 2017 (BAWP 2017) wird das Aufkommen an Aushubmaterialien im Jahr 2015 mit ca. 55 Millionen Tonnen angegeben. Das bedeutet im Vergleich zu den Daten des Bundesabfallwirtschaftsplanes 2011 (Datenbasis 2009) einen Anstieg von ca. 10 Millionen Tonnen (BMNT 2018). Dieser Mengenanstieg ist keineswegs nur mit der zunehmend genauer werdenden Datenerfassung zu begründen, sondern ist im Wesentlichen auf das immense Bauvolumen der letzten Jahre zurückzuführen. Insbesondere große Infrastrukturbauprojekte (Tunnel-, Kraftwerksprojekte, etc.) sowie der unwetterbedingt vermehrte Anfall an Geschiebe- und Sedimentmaterialien haben zu diesem Mengenanstieg geführt. Jene Aushubmaterialien, welche im Zuge des jeweiligen Bauvorhabens nicht vor Ort verwertet werden können, müssen deponiert, oder an anderen Stellen verwertet werden. In diesem Zusammenhang wurde in der Steiermark in den letzten Jahren ein enormer Anstieg an sogenannten „Agrarstrukturverbesserungsmaßnahmen“ mit Aushubmaterialien im Umfeld des Ballungsraumes Graz bzw. der großen Infrastrukturbaustellen (Koralmbahn- und Semmeringbasistunnel) registriert. Dabei werden die Aushubmaterialien auf landwirtschaftlichen Flächen, zunehmend auch auf Waldflächen, unter Angabe betriebstechnischer Erfordernisse (z.B. verbesserte maschinelle Bearbeitbarkeit, etc.), eingebaut. Sofern die Schüttmaßnahmen bei der Behörde überhaupt gemeldet wurden, konnte in vielen Fällen festgestellt werden, dass der landwirtschaftliche Zweck der Schüttungen eher zweitrangig ist, sondern vielmehr die Entledigung der überschüssigen Aushubmaterialien, gekoppelt mit einer Entschädigungszahlung an den Grundeigentümer, im Vordergrund steht.

2 GRUNDLAGEN DER VERWERTUNG/RECHLICHE ASPEKTE

Die Verwertung von Bodenaushubmaterialien ist fachlich im Bundesabfallwirtschaftsplan 2017 geregelt, welcher den diesbezüglichen Stand der Technik definiert. Im Teil 1 des BAWP 2017, Kapitel 7.8 (Behandlungsgrundsätze) werden die Anforderungen an die Verwertung von Aushubmaterialien zusammenfassend wie folgt definiert:

Neben unbelasteten Bodenaushubmaterialien können auch Bodenbestandteile, technisches Schüttmaterial und Gleisaushubmaterial unter bestimmten Voraussetzungen, insbesondere dem Vorliegen eines sinnvollen Zweckes, einer Verwertung zugeführt werden. Aushubmaterialien müssen vor dem Einbau grundsätzlich einer chemischen Charakterisierung unterzogen werden. Lediglich für Aushubmengen an unbelasteten Bodenaushubmaterialien bis 2.000 Tonnen je Aushubbaustelle kann von einer chemischen Charakterisierung abgesehen werden, wenn auch an der Einbaustelle maximal 2.000 Tonnen eingesetzt werden und bestimmte Dokumentationspflichten erfüllt werden. Der Bundesabfallwirtschaftsplan 2017 gibt für Bodenaushübe die Verwertungsklassen A1, A2, A2G und BA vor und hinterlegt diese mit bestimmten Grenzwerten bzw. verweist hinsichtlich bestimmter Materialarten bzw. Zusammensetzungen auf entsprechende Bestimmungen in der Recycling-Baustoffverordnung bzw. der Deponieverordnung (BMNT 2018). Die technischen Anforderungen an die Verwertung von Aushubmaterialien sind somit klar abgegrenzt.

Weniger deutlich ist die rechtliche Situation, wenn Aushubmaterialien einer Verwertung zugeführt werden sollen. Dazu findet sich im AWG 2002 lediglich die Passage im § 15 Abs. 4a wonach eine Verwertung nur dann zulässig ist, wenn der betreffende Abfall unbedenklich für den beabsichtigten sinnvollen Zweck einsetzbar ist und keine Schutzgüter (im Sinne von §1 Abs.3) durch diesen Einsatz beeinträchtigt werden können, sowie durch diese Maßnahme nicht gegen Rechtsvorschriften verstoßen wird (BMNT 2002). Daraus folgt, dass jede Verwertungsmaßnahme hinsichtlich allfällig zutreffender Genehmigungstatbestände nach einer Vielzahl von Materienrechten, insbesondere dem Wasserrecht, dem Naturschutzrecht, dem Forstrecht sowie dem Baurecht, zu prüfen ist. Anders als im Deponierecht, das eine klare Behördenzuständigkeit in einem konzentrierten Verfahren vorsieht, hat der Konsenswerber einer Verwertungsmaßnahme, für jedes potentiell zutreffende Materienrecht die jeweils zuständige Behörde zu kontaktieren und einen entsprechenden Antrag zu stellen. Dies ist dem in abfallrechtlichen Dingen in der Regel nicht vertrauten Bürger nicht zuzumuten. Diese Rechtslage führt angesichts der unpräzisen Vorgaben daher zu unrichtigem bzw. unvollständigem Antragseinbringen bzw. unterlassen, was dann oftmals in unliebsamen Verfahren nach dem Altlastensanierungsgesetz (AISAG) für die Verwertungswilligen endet. Generell ist zwar die Einbringung eines Feststellungsantrages nach AWG 2002 bzw. nach AISAG, im Sinne eines konzentrierten Verfahrens, möglich, dies wird aber aufgrund der in der Baubranche üblichen Kurzfristigkeit und der im Gegensatz dazu stehenden Verfahrensdauer kaum in Anspruch genommen.

3 PROBLEM AGRARSTRUKTURMANGEL

Die in Österreich bzw. der Steiermark vorliegende Agrarstruktur, bezogen auf die Ausformung der Feldstücke, ist das Ergebnis jahrhundertelanger Bewirtschaftung, in der sich Aufwand und Nutzen bisher die Waagschale gehalten haben. Diesbezügliche Änderungen haben in der Vergangenheit lediglich kleinräumig, punktuell bzw. auf den landwirtschaftlichen Betrieb angepasst stattgefunden. Die Hochkonjunktur im Bauwesen, insbesondere im Ballungsraum Graz bzw. die Umsetzung großer Infrastrukturprojekte, wie insbesondere der Koralm- und der Semmeringbasistunnel führen zum

Anfall überschüssiger Aushubmaterialien in einem bisher nicht bekannten Ausmaß. Zusätzlich geht die Klimaveränderung mit vermehrten Unwetterereignissen einher, die wiederum zu einem erhöhten Anfall an Geschiebe- und Felssturzmaterial führt. Die Ablagerung dieser, im weitesten Sinn als Aushubmaterial zu bezeichnenden, Abfälle auf Bodenaushubdeponien ist mit erheblichen Kosten verbunden. Als durchschnittliche Ablagerungskosten ohne Transport können hier ca. €5,- je Tonne angesetzt werden. Im Gegensatz dazu ist bei genehmigten Verwertungen mit Annahmekosten von max. €3,- je Tonne zu rechnen. Bei behördlich nicht gemeldeten „Verfüllungen“ sinken die Kosten auf bis zu €0,50,- je Tonne, was im Wesentlichen der Entschädigungszahlung an den Landwirt entspricht (Mitterwallner 2018).

Eine Auswertung der in den letzten 5 Jahren von der Abteilung 14 beurteilten Verwertungsmaßnahmen (30) hat ergeben, dass lediglich zwei Projekte im Bereich von Voll-erwerbsbetrieben angesiedelt waren, die große Masse an Anträgen jedoch landwirtschaftliche Flächen betroffen hat, die im Nebenerwerb bewirtschaftet werden (Mitterwallner 2018). Die fortschreitende Auflassung von landwirtschaftlichen Kleinbetrieben führt dazu, dass der Aufwand der Flächenbetreuung für die Grundeigentümer lästige Pflicht wird. Große, ebene Flächen können mitunter verpachtet werden, während für kleine, steilere Flächen kaum Nachfrage bei den immer größer werdenden und auf Rationalisierung ausgelegten Agrarbetrieben besteht. Genau diese kleinstrukturierten Flächen, welche reich an Lebensrauminventar sind, fallen dann diversen Anschüttungen zum Opfer, da eine Verpachtung in der bestehenden Form nicht möglich ist bzw. weil für die Zustimmung zum Einbringen von überschüssigen Aushubmaterialien finanzielle Vorteile lukriert werden. Nachdem die wenigsten dieser Flächen einen Schutzstatus, z.B. nach dem Naturschutzgesetz, aufweisen, sind viele dieser Anschüttungen bewilligungsfrei. Damit geht eine schleichende Verarmung der Landschaft einher. Dies betrifft zunehmend auch steile Waldflächen, welche mit immensem technischem Aufwand (Drainagierung, Stützbau, etc.) durch Anschüttungen eingeebnet werden.

Das grundsätzliche Ziel von Agrarstrukturverbesserungen, nämlich durch geringe Aufwände die Ertragssituation für den Betrieb in Zukunft zu erhöhen, wird dadurch konterkariert. Der finanzielle/technische Aufwand für die Einebnung bestimmter Flächen übersteigt in der Regel den daraus für den landwirtschaftlichen Betrieb durch Ertragssteigerungen zu ziehenden Nutzen bei weitem. Das derzeitige Modell zur Umsetzung von „Agrarstrukturverbesserungen“ funktioniert nur dadurch, dass die Kosten für die Verfüllung nicht vom Betriebsinhaber zu tragen sind, sondern dieser für die Bereitstellung seiner Flächen auch noch finanziell belohnt wird. Auf Seite der Abfallbesitzer liegt der Anreiz des Modells darin, als dass die Kosten für die Bewilligung und Umsetzung der Maßnahme noch immer unter jenen Kosten liegen, die eine ordnungsgemäße Deponierung der Aushubmaterialien mit sich bringt.

Erfolgt im Verfahrensgang die Beurteilung der Zweckmäßigkeit der jeweiligen Schüttung, unter Außerachtlassung dieser betriebswirtschaftlichen Betrachtungen, so ist bei Vorliegen eines neben- oder haupterwerblichen landwirtschaftlichen Betriebes, für den die Anschüttung durchgeführt werden soll, fast immer von einer Zweckmäßigkeit auszugehen, weil die maschinelle Bearbeitbarkeit nachweislich verbessert wird bzw. Futter- oder Anbauflächen gewonnen werden. Bei jenen Grundbesitzern, die ihre eigenen Flächen nicht mehr selber bewirtschaften und diese verpachtet haben, kann bei der Beurteilung in den Verfahren nur auf den Status quo referenziert werden. Eine Auflösung des Pachtverhältnisses kurz nach Abschluss der Verwertungsmaßnahme und das anschließende Brachliegen der Fläche ändert an der bewilligten Maßnahme nichts mehr.

4 SCHLUSSFOLGERUNGEN

Die aktuellen Regelungen betreffend die Verwertung von Aushubmaterialien, führen in Gegenden mit hohem Aushubaufkommen zu einer beschleunigten Verarmung der Natur-/Kulturlandschaft ohne volkswirtschaftlichen Nutzen. Durch eine rechtliche Einbindung der Regelungen zur Verwertung von Aushubmaterialien in das AWG bzw. Deponierecht könnten Ungleichbehandlungen, was beispielsweise die Nachbarrechte in den jeweiligen Verfahren betrifft, vermieden werden und Genehmigungsvoraussetzungen für Verwertungsmaßnahmen in Anlehnung an das Anlagenrecht definiert werden.

Bestrebungen des Gesetzgebers sollten dahingehen, einen grundsätzlichen Massenausgleich zwischen Mineralrohstoffwirtschaft und Abfallwirtschaft anzustreben. Die Verwertung bzw. Beseitigung von Aushubmaterialien sollte primär dort erfolgen, wo bereits durch den Abbau von Primärrohstoffen Hohlräume entstanden sind. Die aufgezeigte Praxis zeigt, dass derzeit zunehmend unbelastete Naturflächen für die Entledigung von Aushubmaterialien missbraucht werden.

LITERATUR

- Bundesministerium für Nachhaltigkeit und Tourismus (BMNT) (2018) Bundesabfallwirtschaftsplan 2017, Wien.
- Bundesministerium für Nachhaltigkeit und Tourismus (BMNT) (2002) *Bundesgesetz über eine nachhaltige Abfallwirtschaft (Abfallwirtschaftsgesetz 2002 – AWG 2002)*. BGBl.I Nr.102/2002, i.d.F. BGBl.I Nr.70/2017, Wien.
- Mitterwallner J. (2018) Persönliche Recherche, Graz.

Verwertung von Aushubmaterialien

M. Wellacher, R. Pomberger & D. Vollprecht

Montanuniversität Leoben, Lehrstuhl für Abfallverwertungstechnik und Abfallwirtschaft, Leoben, Österreich

F. Poschacher

Poschacher Kompost, Kraubath/M, Österreich

P. Liebhard & A. Jelecevic

Universität für Bodenkultur, Department für Nutzpflanzenwissenschaften, Abteilung Pflanzenbau, Wien, Österreich

KURZFASSUNG: Aushubmaterialien waren mit 33 Mio. t 2015 die anteilmäßig größte Abfallfraktion in Österreich. Eine Verwertung als Rekultivierungsmaterial würde bei sorgsamer Anwendung den negativen Auswirkungen der Bodenzerstörung durch Versiegelung entgegenwirken, die gerade in Österreich einen besorgniserregenden Umfang angenommen hat. Abfallwirtschaftlich sollte der Verwertung gegenüber der Deponierung der Vorzug gegeben werden, jedoch ist festzustellen, dass in den vergangenen Jahren die Verwertungsrate sinkt und die Deponierungsrate steigt. Daher wird angenommen, dass die derzeitigen Marktgegebenheiten das Deponieren gegenüber der Verwertung bevorzugen. In diesem Artikel wird die Verwertung von Bodenaushub zur Rekultivierung beschrieben, und es werden Möglichkeiten aufgezeigt, auch geogen mit Metallen belasteten, aber unbedenklichen Bodenaushub zu verwerten. Dabei wird auf das Projekt ReSoil Bezug genommen, welches sich mit der Verwertung von Bodenaushub mit geogenen Metallbelastungen beschäftigt. Insbesondere wird ein Vorschlag zur Unterscheidung geogener von anthropogener Belastung mit Metallen in Bodenaushub unterbreitet.

1 EINLEITUNG

Die Verwertung von Aushubmaterialien in Österreich ist eine wichtige aber noch zu wenig entwickelte abfallwirtschaftliche Maßnahme für diesen größten aller Abfallströme. Sie wird durch fachliche, wirtschaftliche und gesetzliche Rahmenbedingungen ermöglicht.

Das Aufkommen an Aushubmaterialien und Böden in Österreich im Jahr 2015 betrug 32,8 Mio. t, wovon nur 29 % verwertet, der Rest aber deponiert wurde (BMLFUW 2017). Die Verwertungsquote in Österreich sinkt in den letzten Jahren (Brechlmacher und Wellacher 2018). Das Aufkommen an Aushubmaterialien im Bundesland Steiermark betrug 2015 2,4 Mio. t, die Verwertungsquote ist nicht bekannt.

Es wird angenommen, dass die derzeitigen Marktgegebenheiten das Deponieren von Aushubmaterialien gegenüber der Verwertung bevorzugen.

Dabei hat eine Verwertung den Vorteil, dass die Funktionen des ursprünglichen Bodens größtenteils erhalten bleiben, während sie bei der Deponierung in überwiegenderem Maß dauerhaft verloren sind.

Zusätzlich problematisch ist, dass in Österreich die auf Aushubtätigkeiten folgende Bodenversiegelung 2016 2.200 km² betrug. Dies ist ein Umweltproblem, für das eine

Lösung zu finden ist. Im Zuge von Nutzungsänderungen wurden weitere 3.347 km² in Anspruch genommen (Umweltbundesamt 2017). Nach Abschluss der Bautätigkeiten stellen sie den Markt für Rekultivierungsmaßnahmen dar. Die negativen Auswirkungen der Bodenzerstörung können durch die Verwertung von Bodenaushub gemildert werden.

Das Projekt ReSoil bearbeitet die Möglichkeiten einer Verwertung von Bodenaushub mit geogenen Metallbelastungen und prüft die Unbedenklichkeit, Zulässigkeit und Sinnhaftigkeit solcher Verwertungsmaßnahmen.

In diesem Artikel wird die Verwertung von Bodenaushub als Teil einer Komposterde der Bodenaushub-Deponierung gegenübergestellt, um Unterschiede aufzuzeigen. Es sind auch andere Verwertungsmaßnahmen neben der Rekultivierung mit Komposterden möglich, z.B. durch Untergrundverfüllung, auf diese wird hier aber nicht eingegangen.

2 VERWERTUNG

Bei entsprechender technischer Eignung und bei Einhaltung der jeweiligen Qualitätskriterien darf Aushubmaterial als Rohstoff für die Bodenrekultivierung, die Untergrundverfüllung, zur Herstellung von Komposterden oder sonstiger Erden, als Recycling-Baustoff, zur Kompostierung oder für industrielle Anwendungen verwendet werden.

Die Verwertung von Bodenaushub als Abfall muss wie bei allen Abfällen in umweltgerechter Weise, zulässig und zu einem sinnvollen Zweck erfolgen. Damit sollen andere Materialien, die zur Erfüllung dieser Funktion verwendet worden wären, ersetzt werden.

Wenn keine umweltgerechte Weise, keine Zulässigkeit oder kein sinnvoller Zweck vorliegt, ist von einer Ablagerung auszugehen. Diese kann Gebühren nach dem Altlastensanierungsgesetz (ALSAG) (Bundesgesetz 1989), aber auch Strafen, in erster Linie nach dem Abfallwirtschaftsgesetz (AWG) (Bundesgesetz 2002), und in Folge den Rückbau der Maßnahme mit sich bringen, wodurch Lieferanten und Ausführende in substantielle wirtschaftliche Schwierigkeiten geraten können.

2.1 Vorgangsweise und Prozesse bei der Verwertung von Aushubmaterialien

Am Beginn einer Verwertung steht die Entscheidung, ob der vorliegende Bodenaushub für eine solche geeignet oder ungeeignet ist, d.h. gegebenenfalls doch deponiert werden sollte. Dazu erfolgt eine Analyse und Bewertung. Einerseits wird dabei die Eignung für die beabsichtigte Anwendung beurteilt und andererseits die Einhaltung von Grenzwerten, die der Gesetzgeber vorgibt. Die Beprobung dazu erfolgt üblicherweise in-situ vor Ort im Zuge einer Begehung und Probeschürfung. In manchen Fällen kann die Probenahme auch ex-situ erfolgen. Die grundlegende Charakterisierung zum Nachweis der Einhaltung von Grenzwerten ist durch eine externe befugte Fachperson oder Fachanstalt durchzuführen.

Aufgrund der meist begrenzten Lagermöglichkeiten auf Baustellen wird das Bodenaushubmaterial im Normalfall zeitnah zum Aushub abtransportiert. Der Transport hat durch einen befugten Abfallsammler und -behandler zu erfolgen. Sobald es den Ort der Entstehung verlässt, wird es zu Abfall und verliert seine Abfalleigenschaft erst, wenn es zulässig verwertet wird. Bis zur Verwertung wird es normalerweise beim Abfallbehandler gelagert.

Die Aufbereitung der Aushubmaterialien erfolgt anlassbezogen, wenn ein Bedarf am Markt vorhanden ist, und meist mit mobilen Anlagen durch die Schritte Sortieren, Mischen, Reifen und Sieben (Abbildung 1). Bestimmte Aushubmaterialien können durch Sieben alleine zu einem verkaufsfähigen Rekultivierungssubstrat oder einem anderen Produkt aufbereitet werden (Abbildung 2). Dabei anfallende Nebenfraktionen, z.B. Überkorn, gelten als Bodenbestandteile und können wiederum verwertet oder deponiert werden. Auch eine direkte Verwertung von nicht aufbereitetem Bodenaushub ist denkbar.

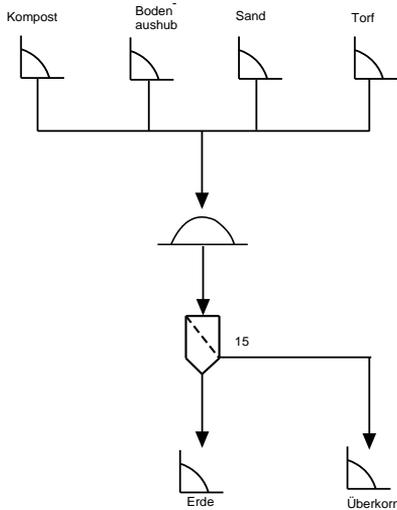


Abb. 1: Verfahren zur Herstellung von Komposterden.



Abb. 2: Abschließendes Sieben bei der Aufbereitung von Bodenaushub zur Komposterde.

Mit der Anwendung passiert auch das Abfallende.

Der Verwerter von Rekultivierungsmaterial hat neben den gesetzlichen Rahmenbedingungen vor allem die Kundenbedürfnisse zu beachten, d.h.

- guter Aufwuchs der beabsichtigten Bepflanzung,
- gute Stabilität der Schüttung, insbesondere bei Anwendung auf geneigten Flächen,
- geringe Verdichtungsgefahr, falls eine Befahrbarkeit vorgesehen ist, und
- funktionierender Wasserhaushalt, d.h. kein Vernässen bzw. ausreichende Wasserhaltekapazität in Trockenperioden.

Rekultivierungssubstrate erfüllen zahlreiche Bodenfunktionen, die mittel- und langfristig eine lebenserhaltende Wirkung auf Mensch und Umwelt bedeuten. Diese sind insbesondere bei Betrachtung der besorgniserregenden fortschreitenden Versiegelung von Böden in Österreich, aber auch darüber hinaus, von großer Bedeutung:

- Lebensraumfunktionen,
- Regelungsfunktionen (Böden sind Speicher-, Filter-, Puffer- und Transformationsysteme) und
- Nutzungsfunktionen (u.a. die Eignung für land- und forstwirtschaftliche Nutzung, Wald- und Waldfunksionsstandorte in urbanen Bereichen, Parks, Gärten, Spiel- und Sportplätze).

Diesen Anforderungen wird entsprochen durch die Auswahl der jeweiligen Komposterde und ihrer Komponenten, durch einen mehrschichtigen Aufbau des Rekultivierungsmaterials, durch die Art des Einbaus und durch die nachfolgende Bepflanzung und Pflege der Rekultivierungsfläche.

2.2 Abfallrechtliche Rahmenbedingungen bei der Verwertung

Die abfallrechtliche grundlegende Charakterisierung kann vor Beginn der Aushub- oder Abraamtätigkeiten durchgeführt werden. Der maximale Beurteilungsmaßstab liegt dann bei 7.500 t. Bei einer Charakterisierung nach Beginn der Aushub- oder Abraamtätigkeiten gilt ein maximaler Beurteilungsmaßstab von 2.000 t.

Eine „Erstanalyse Boden“ hat nach den Vorgaben des Bundesabfallwirtschaftsplans (BAWP) (BMLFUW 2017) zu erfolgen. Alternativ dazu können auch, für eine Verwertung als Recycling-Baustoff für gebundene Anwendungen, die Parameter für Inertabfalldeponien untersucht werden. Für spezielle Verwertungen, z.B. Qualitätsklasse A2-G, oder bei Verdacht auf eine erhöhte Belastung sind zusätzliche Untersuchungen durchzuführen.

Die Kleinmengenregelung ohne grundlegende Charakterisierung für Bodenaushubmengen unter 2.000 t pro Baustelle ist bei einer Verwertung nicht anwendbar, d.h. eine grundlegende Charakterisierung ist jedenfalls durchzuführen, ganz im Gegensatz zur Ablagerung auf einer Bodenaushubdeponie.

Die zeitweilige Lagerung auf Baustellen ist kein Behandlungsverfahren und ist ohne Genehmigung möglich, wenn u.a. die Höchstdauer auf die Baustellentätigkeit beschränkt ist. Als Deponierung gilt eine Zwischenlagerung von Abfällen von mehr als drei Jahren vor der Verwertung.

Alle Transporte sind von einem befugten Abfallsammler und -behandler durchzuführen, vom Ort der Aushub- oder Abraamtätigkeit zum Aufbereiter oder zur Deponie und auch vom Aufbereiter zum Ort der Verwertung. Ausgenommen sind Kleinmengen für die nicht-gewerbliche Anwendung.

Die rechtlichen Anforderungen der Komposterdenherstellung sind im Arbeitsbehelf 44 des ÖWAV zusammengefasst (ÖWAV 2014). Der Einsatz von Bodenaushubmaterial der Qualitätsklasse BA (Bodenaushubmaterial mit Hintergrundbelastung) als Mischkomponente wird dort als nicht zulässig beschrieben. Das ist damit begründet, dass im Regelfall eine bestimmungsgemäße Verwertung auf Flächen vergleichbarer Belastung nicht vorhersehbar ist. Dem muss hier widersprochen werden. Eine Anwendung kann im Abstimmungsverfahren mit der Behörde sehr wohl erfolgen, wie das auch im BAWP vorgesehen ist.

Der Vertrieb über Akteure, die über keine entsprechende Befugnis verfügen, z.B. Internetplattformen, ist nicht zulässig.

Vom Altlastenbeitrag nach dem ALSAG ausgenommen sind Abfälle, die mit den Vorgaben des BAWP für Aushubmaterialien im Einklang sind und für das zugelassene und sinnvolle Verfüllen von Geländeunebenheiten (u.a. das Verfüllen von Baugruben oder Künetten) oder das Vornehmen von Geländeanpassungen (u.a. die Errichtung von Dämmen oder Unterbauten von Straßen, Gleisanlagen oder Fundamenten) oder den Bergversatz mit Abfällen verwendet werden.

Alle anderen Anwendungen gelten als Ablagerung und werden mit € 9,20 pro Tonne ALSAG-Gebühr beaufschlagt. Das ist der Fall, wenn eine nicht umweltgerechte, nicht zulässige oder nicht sinnvolle Maßnahme erfolgt, z.B. bei Nichteinhaltung der Grenzwerte des BAWP. Ebenso handelt es sich bei einer illegalen Aufbringung um eine Entledigung, die keine Verwertung darstellt.

Liegen Grenzwertüberschreitungen durch geogene Belastungen vor, sind diese zu begründen und zu bestätigen. Eine Anwendung darf nur auf Flächen vergleichbarer Belastungssituation erfolgen (BMLFUW 2017). Wenn Grenzwerte nicht eingehalten werden, kann in Abstimmung mit der Behörde eine konkrete Verwertungsmaßnahme erfolgen, wenn diese umweltgerecht, zulässig und zu einem sinnvollen Zweck passiert.

Entstehen Zweifel an der Zulässigkeit der Verwertungsmaßnahme, ist eine nachträgliche Überprüfung von abgelagerten Materialien einfach möglich, da die Materialien flächig verwendet und so in der Regel zugänglich sind.

Das Projekt ReSoil zeigt für Materialien (Böden) mit geogenen Belastungen die auch unbedenklich sind Verwertungsmöglichkeiten auf.

2.3 Marktsituation für die Verwertung

Der Transportradius für Aushubmaterialien beträgt im Allgemeinen 20 bis 30 km. Kriterien, welche die Entscheidung für eine Verwertung gegenüber einer Deponierung beeinflussen sind

- der Übernahmepreis,
- die Transportentfernung und -kosten,
- Information über die Alternative der Deponierung,
- die Notwendigkeit einer grundlegenden Charakterisierung auch bei Kleinmengen unter 2.000 t,
- Partnerschaften mit Verwertern oder Deponiebetreibern, bzw. innerbetriebliche Lösungen hierzu,
- die Reaktionsgeschwindigkeit des Übernehmers, wenn größere Mengen kurzfristig angeboten werden und
- die Risikobereitschaft des Übernehmers, gegebenenfalls Materialien zu übernehmen, bevor eine grundlegende Charakterisierung oder eine Feststellung der Unbedenklichkeit vorliegt.

Es ist zu bemerken, dass auch bei Vorliegen einer grundlegenden Charakterisierung Zweifel an der Repräsentativität einer Einzelprobe bei einer Grundgesamtheit von bis zu 2.000 t berechtigt sind.

Der Zeitbedarf für Beauftragung, Probenahme und Analyse bis zum Vorliegen der Ergebnisse einer grundlegenden Charakterisierung liegt bei mindestens zwölf Werktagen, im Regelfall muss mit 15 bis 20 Werktagen gerechnet werden. Die Kosten einer Standardanalyse liegen derzeit etwa bei € 1.000,- exklusive der Probenahme.

3 DEPONIERUNG

Im Gegensatz zur Verwertung ist die Deponierung der einfachere Weg für Bauherren, Bodenaushubmaterial zu entsorgen. Bei Einhaltung der Vorgaben des BAWP gibt es keine ALSAG-Pflicht und eine klare Vorgehensweise zur Ablagerung auf Bodenaushubdeponien. Einige Baufirmen unterhalten auch eigene Deponien, wodurch die Ablagerung für sie ein innerbetriebliches Geschäft darstellt.

Bei Kleinmengen unter 2.000 t pro Anfallsort besteht die Möglichkeit der Deponierung ohne grundlegende Charakterisierung, wodurch entsprechend Kosten, Zeit und Aufwand wegfallen.

Bei einer Deponierung gibt es bei Einhaltung der Vorgaben des BAWP keine rechtlichen Unsicherheiten.

Sollten Zweifel an der Zulässigkeit der Deponierung auftauchen, ist eine nachträgliche Überprüfung von abgelagerten Materialien praktisch unmöglich, da die Materialien gestapelt einander überdecken und so als Einzelkomponenten kaum mehr identifizierbar wären.

Bei einer Deponierung gehen die Funktionen des ursprünglichen Bodens in überwiegendem Maß dauerhaft verloren.

4 GEOGENE ODER ANTHROPOGENE BELASTUNG

Der BAWP definiert zur Verwertung von Bodenaushub die Qualitätsklasse „Bodenaushub mit geogener Belastung“ (oder BA mit der Fußnote 6) ohne für den Begriff „geogen“ eine Methodik zur Unterscheidung von einer anthropogenen Belastung anzubieten. Es handelt sich dabei um die Bodenaushubklasse mit den höchsten Grenzwerten, die nur in Gebieten vergleichbarer Belastungssituation verwertet werden darf. Die Unterscheidung von geogen und anthropogen ist daher bedeutsam, da fachlich postuliert wird, dass Metalle aus geogenen Quellen weniger mobil sind. Im Projekt ReSoil wurde eine Methodik erarbeitet, mittels der eine solche Unterscheidung getroffen werden kann.

Der BAWP geht davon aus, dass die Analyse von Metallen in Böden durch Königswasseraufschluss ausreichende Informationen zur Schadwirkung ergibt. Die in Königswasser gelösten Metalle sind aber keineswegs zur Gänze pflanzenverfügbar (Jelecevic et al. 2018).

Es gilt fachlich festzustellen, ob ein vorliegender Bodenaushub trotz Metallgehalten der Qualitätsklasse „Bodenaushub mit geogener Belastung“ hinsichtlich seiner Belastung einerseits tatsächlich geogen belastet ist und andererseits als unbedenklich für eine beabsichtigte Verwertung beurteilt werden kann. Es ist nämlich zu beachten, dass die Ursache einer Belastung, d.h. geogen oder anthropogen, nichts über die Schadwirkung aussagt.

Die vorgeschlagene Methode geht davon aus, dass geogene Belastungen von anliegenden Untergrund hervorgehen und zur Bodenoberfläche hin ansteigen. Daher sollte eine Untersuchung des Unterbodens, z.B. in 75 bis 100 cm Tiefe, sowie des Oberbodens, z.B. in 5 bis 30 cm Tiefe, darüber Aufschluss geben können (Abbildung 3). Dazu muss eine in-situ-Beprobung stattfinden, eine nachträgliche Probenahme von Aushubmaterial gibt darüber keine Informationen.



Abb. 3: In-situ-Probenahme mittels eines Pürckhauer-Bohrstockes mit der Möglichkeit, den Boden in zwei unterschiedlichen Tiefen zu untersuchen.

Des Weiteren gehen geogene Belastungen von Grobpartikeln aus und werden erst durch Verwitterung in Feinpartikel übertragen. Eine Untersuchung der Fraktion <2 mm sowie >2 mm kann darüber Aufschluss geben.

Nur wenn beide Untersuchungen auf eine geogene Belastung hinweisen, ist von einer solchen auszugehen.

Da auch geogene Belastungen für Mensch und Umwelt bedenklich sein können, muss zusätzlich der Nachweis der Unbedenklichkeit geführt werden. In der ReSoil-Methode wird für Metalle die Prüfung der Mobilität von Bodenaushub in Pflanzen und Sickerwasser vorgeschlagen. Ein Vergleich der Gehalte umweltrelevanter Elemente von Lebensmittelpflanzen mit Grenzwerten der Lebens- und Futtermittelverordnung (Europäische Union 2002 und 2006) und der Konzentrationen dieser Elemente in Sickerwässern mit Grenzwerten der Trinkwasserverordnung (Bundesgesetz 2001) ergibt die Unbedenklichkeit oder nicht. Entsprechende Testverfahren wurden entwickelt (Wellacher et al. 2017).

Eine unbedenkliche Verwertung von Aushubmaterialien der Qualitätsklasse „Bodenaushub mit geogener Belastung“ kann demgemäß nur erfolgen, wenn

- die Gehalte des Unterbodens höher oder gleich hoch wie jene des Oberbodens sind,
- die Gehalte der Fraktion >2 mm höher oder gleich hoch wie jene der Fraktion <2 mm sind, wobei durch diese ersten beiden Untersuchungen ein Hinweis auf geogene Herkunft der betroffenen Metalle gegeben wird, sowie
- Lebensmittelpflanzen, die auf dem Aushubmaterial gewachsen sind, in ihren Gesamtgehalten keine Überschreitung von Grenzwerten für Lebensmittel zeigen und

- Sickerwasser, das aus dem Aushubmaterial austritt, keine Überschreitung der Grenzwerte für Trinkwasser zeigt.

5 DISKUSSION

Die zunehmende Versiegelung österreichischer Böden ist mit Maßnahmen zu bekämpfen. Die Abfallwirtschaft kann auf der Seite der entstehenden Aushubmaterialien gegensteuern. Die sorgsame Verwertung dieser enormen Mengen ist ein Gebot der Situation. Dazu zählt eine fachliche, umweltgerechte und sinnvolle Rekultivierung mit Komposterden auch auf nicht-landwirtschaftlichen Böden, wie sie beispielsweise BMLFUW für landwirtschaftliche Böden vorgeschlagen hat (BMLFUW 2012). Im Projekt ReSoil wird als eine mögliche Maßnahme aufgezeigt, auch mit Metallen geogen belasteten aber unbedenklichen Bodenaushub zu verwerten. Die hier vorgeschlagene Methodik ist ein alternativer Ansatz zum BAWP zur Beurteilung der Schadwirkung, der allerdings mit einem höheren Aufwand verbunden ist.

6 DANKSAGUNG

Die Autoren danken der Österreichischen Forschungsförderungsgesellschaft (FFG) für die finanzielle Unterstützung der Arbeiten im Rahmen des Projektes ReSoil.

LITERATUR

- Brechlmacher, M. & Wellacher, M. (2018) *Katalog zu Bodenproben aus der Steiermark mit geogener Metallbelastung*. In: Recy & DepoTech 2018. Tagungsband zur 14. Recy & DepoTech-Konferenz 6. - 9.11.2016 Leoben, Österreich (in press)
- Bundesgesetz (1989) *Bundesgesetz vom 7. Juni 1989 zur Finanzierung und Durchführung der Altlastensanierung (Altlastensanierungsgesetz)*. BGBl. II Nr. 299/1989 zuletzt geändert BGBl. II Nr. 58/2017
- Bundesgesetz (2001) *Verordnung des Bundesministers für soziale Sicherheit und Generationen über die Qualität von Wasser für den menschlichen Gebrauch (Trinkwasserverordnung - TWV)*. BGBl. II Nr. 304/2001 zuletzt geändert BGBl. II Nr. 208/2015
- Bundesgesetz (2002) *Bundesgesetz über eine nachhaltige Abfallwirtschaft (Abfallwirtschaftsgesetz 2002 – AWG 2002)*. BGBl. II Nr. 102/2002 zuletzt geändert BGBl. II Nr. 70/2017
- Bundesministerium für Land- und Forstwirtschaft, Umwelt und Wasserwirtschaft (BMLFUW) (2017) *Bundesabfallwirtschaftsplan 2017 Teil 1*. BMLFUW, Stubenring 1, 1010 Wien
- Bundesministerium für Land- und Forstwirtschaft, Umwelt und Wasserwirtschaft (BMLFUW) (2012) *Richtlinien für die sachgerechte Bodenrekultivierung land- und forstwirtschaftlich genutzter Flächen*. BMLFUW, Stubenring 1, 1010 Wien
- Europäische Union (2002) *Richtlinie 2002/32/EG des Europäischen Parlaments und des Rates vom 7. Mai 2002 über unerwünschte Stoffe in der Tierernährung*.
- Europäische Union (2006) *Verordnung Nr. 1881/2006 der Kommission vom 19. Dezember 2006 zur Festsetzung der Höchstgehalte für bestimmte Kontaminanten in Lebensmitteln*.
- Jelecevic, A., Wellacher, M., Sager, M. & Liebhard, P. (2018): *Schwermetalle in Böden von ausgewählten Standorten in der Steiermark*. Wasser und Abfall, 20, 25-31; ISSN 1436-9095
- Österreichischer Wasser- und Abfallwirtschaftsverband (ÖWAV) (2014) *ÖWAV-Arbeitsbehelf 44 – Herstellung von Komposterden (Mischungen aus Kompost und Bodenaushubmaterial)*. ÖWAV, Wien, Österreich
- Umweltbundesamt (2017) *Flächenninanspruchnahme in Österreich 2016*. www.umweltbundesamt.at, abgerufen am 29.09.2017
- Wellacher, M., Kunodi, H. & Pomberger, R. (2017) *Mobilität und Toxizität von geogenen Schwermetallen in Boden und Bodenaushub in der Steiermark*. Berichte der Deutschen Bodenkundlichen Gesellschaft, Jahrestagung Horizonte des Bodens, 2. - 7.9.2017, Göttingen, Deutschland

Materialbewirtschaftung bei der Errichtung des Gemeinschaftskraftwerk Inn

C. Rienessel

VUM Verfahren Umwelt Management GmbH, Klagenfurt am Wörthersee, Österreich

KURZFASSUNG: Mit dem Gemeinschaftskraftwerk Inn (GKI) entsteht am Oberen Inn im schweizerisch-österreichischen Grenzgebiet das größte, seit vielen Jahren im Alpenraum neu gebaute Laufwasserkraftwerk. Das in Österreich und der Schweiz umfassend geprüfte Kraftwerk erzeugt im Anschluss an die sechsjährige Bauphase (2014 - 2020) jährlich über 400 GWh Strom aus Wasserkraft. Das Triebwasser für das GKI wird über einen rund 23 km langen Druckstollen von der Wehranlage in Ovella bis zum Krafthaus in Prutz / Ried geleitet. In Summe fallen im zentralen Angriffsbereich für den Triebwasserstollen im Zuge der konventionellen und maschinellen Vortriebe rund 1 Mio. m³ an Tunnelausbruchmaterial an. Dieses wird vor Ort einerseits einer Verwertung zugeführt bzw. auf einer für das Projekt GKI genehmigten Lagerfläche (Bodenaushubdeponie) abgelagert. Darüber hinaus spielt die Materiallogistik von anfallendem Aushub- und Ausbruchmaterial auch in den anderen Baubereichen des Projekts eine zentrale Rolle (Umsetzung sinnvoller Verwertungsmöglichkeiten, Sicherstellung einer fachgerechten Entsorgung überschüssiger Materialmengen) und stellt in Summe hohe Anforderungen an die baulichen Abläufe.

1 EINLEITUNG

Seit den 1950er Jahren wird am Oberen Inn Strom aus Wasserkraft erzeugt. Die Kraftwerke Pradella-Martina und Prutz-Imst bilden dabei eine „Kraftwerkskette“, in die sich nach der geplanten Fertigstellung 2020 auch das GKI eingliedern wird. Das zu großen Teilen unsichtbare, da hauptsächlich unterirdisch gebaute Kraftwerk erstreckt sich vom Ortsteil Martina in der Schweizer Gemeinde Valsot über das Gebiet von sieben Gemeinden im Oberen Gericht in Tirol.

2 GKI IM ÜBERBLICK

Das GKI besteht im Wesentlichen aus drei Elementen: Stauraum und Wehranlage, Triebwasserstollen sowie Krafthaus.

Die Wehranlage mit dem rund 15 m hohen Wehr zur Wasserfassung entsteht im Grenzgebiet zwischen Martina und Nauders. Vom damit gestauten Wasser werden pro Sekunde bis zu 75 m³ in den rund 23 km langen Triebwasserstollen geleitet. Dieser mündet in den Druckschacht, der zu den Turbinen im Krafthaus in Prutz / Ried führt. Dort erzeugen zwei Maschinensätze, bestehend aus je einer Francis-Turbine und einem Generator, Strom. Das abgearbeitete Wasser fließt durch einen unterirdischen Kanal wieder zurück in den Inn (Abb. 1).

Wesentliche Eckdaten des GKI

Fläche Wassereinzugsgebiet: 1.960 km²,

Ausbaudurchfluss: max. 75 m³/s,

Fallhöhe brutto: 160,7 m,

Leistung: 89 MW und

Jahreserzeugung: rund 414 GWh (vorbehaltlich Optimierung).



Abb. 1: Situierung und Hauptbaubereiche des GKI.

3 GRUNDZÜGE DER MATERIALBEWIRTSCHAFTUNG

Bewirtschaftung und Logistik von Tunnelausbruch- und Aushubmaterial im Zuge des Projekts GKI sind vor allem in den Baubereichen Prutz und Maria Stein von Relevanz. Im Baubereich Prutz fällt einerseits Aushubmaterial aus der Herstellung der Zufahrtsstraßen, des Krafthauses sowie des Unterwasserkanals an. Darüber hinaus kommt es zum Anfall von Tunnelausbruch aus Vortriebsarbeiten. Sofern es sich um Abfälle im rechtlichen Sinn handelt, wird geeignetes Aushub- bzw. Ausbruchmaterial aus ökonomischen und ökologischen Überlegungen primär einer zulässigen Verwertung vor Ort zugeführt. Der Rest des Materials wird fachgerecht entsorgt.

Der Baubereich Maria Stein stellt den zentralen Angriffspunkt für den Vortrieb des Triebwasserstollens dar und ist damit Hauptanfallsort für das im Zuge des Projekts anfallende Tunnelausbruchmaterial. Auch in diesem Bereich wird eine Verwertung von geeignetem Material durchgeführt. Für die fachgerechte Entsorgung der überschüssigen Materialmengen wurde für das Projekt eigene eine Bodenaushubdeponie genehmigt.

Die großen Materialmengen in Verbindungen mit den beengten Platzverhältnissen vor Ort sowie den geologischen Gegebenheiten im Projektgebiet führen zu nicht unwesentlichen Herausforderungen aus materiallogistischer und abfallwirtschaftlicher Sicht.

Grundlage jeglicher Überlegungen zur Materialbewirtschaftung im Zuge des Projekts sind die in Österreich geltenden abfallwirtschaftlichen Rahmenbedingungen, wobei an dieser Stelle nur punktuell auf § 3 Abs. 1 Z 8 Abfallwirtschaftsgesetz 2002 (AWG 2002) und § 2 Abs. 1 AWG 2002 hingewiesen wird.

§ 3 Abs. 1 Z 8 AWG 2002 legt wie folgt fest: „Keine Abfälle im Sinne dieses Bundesgesetzes sind [...] nicht kontaminierte Böden und andere natürlich vorkommende Materialien, die im Zuge von Bauarbeiten ausgehoben wurden, sofern

sichergestellt ist, dass die Materialien in ihrem natürlichen Zustand an dem Ort, an dem sie ausgehoben wurden, für Bauzwecke verwendet werden.“ Während diese Ausnahmebestimmung auf vor Ort wieder für bautechnische Zwecke eingesetztes Aushubmaterial anwendbar ist, ist sie für Tunnelausbruch im Regelfall nicht zutreffend, da keine Verwendung des Materials in seinem natürlichen Zustand oder am selben Ort stattfindet.

Für Tunnelausbruchmaterial gilt in der Regel § 2 Abs. 1 AWG 2002: „Abfälle im Sinne dieses Bundesgesetzes sind bewegliche Sachen, deren sich der Besitzer entledigen will oder entledigt hat oder deren Sammlung, Lagerung, Beförderung und Behandlung als Abfall erforderlich ist, um die öffentlichen Interessen [...] nicht zu beeinträchtigen.“

In Bezug auf den subjektiven Abfallbegriff ist bzgl. Tunnelausbruchmaterial ins Treffen zu führen, dass unabhängig von den Bestrebungen, soviel Ausbruchmaterial wie möglich wieder einzusetzen, das primäre Ziel die Vollendung des Bauvorhabens, ohne durch das Material behindert zu werden, bleibt. Das Herausbringen des Materials ist damit in der Regel mit einer Entledigungsabsicht verbunden. Der objektive Abfallbegriff kann je nach geologischer Situation aufgrund der Materialeigenschaften (z.B. Schadstoffgehalte) zutreffend sein. Die vielfach großen Anfallsmengen sind als Kriterium für das „öffentliche Interesse“ zu beachten.

4 MATERIALLOGISTIK PRUTZ

Im Baubereich Prutz fällt Aushub- und Ausbruchmaterial aus verschiedenen Maßnahmen im Bauablauf an:

Aushubmaterial aus der Herstellung der Zufahrtsstraßen,

Aushubmaterial aus dem Bereich Krafthaus und Unterwasserkanal und

Ausbruchmaterial aus den Vortrieben von Schrägschacht, Zugangstunnel Wasser Schloss und Apparatekammer, Wasserschlossschacht und Gegenvortrieb Triebwasserkanal.



Abb. 2: Geländegestaltung im Krafthausbereich.

Entsprechend den abfallwirtschaftlichen Rahmenbedingungen in Österreich ist Aushubmaterial der Krafthaus-Baugrube und des Unterwasserkanals, das nach entsprechender Zwischenlagerung im Baubereich Prutz für Wiederverfüllungen bzw. Aufschüttungen rund um das Krafthaus (Abb. 2), für Baugrubenhinterfüllungen im Bereich des Unterwasserkanals bzw. für die Überschüttung des Unterwasserkanals eingesetzt wird, nicht als Abfall zu klassifizieren. Demgegenüber sind das anfallende Tunnelausbruchmaterial sowie Aushubmaterial, das aus dem Baubereich Prutz verbracht wird, als Abfall zu behandeln. Für dieses Material besteht das Erfordernis einer grundlegenden Charakterisierung entsprechend eines im Vorfeld zu erstellenden Beprobungskonzepts.

Als zulässige Verwertungsmaßnahme erfolgt im Baubereich Prutz eine Geländegestaltung im Bereich des Krafthauses. Von der insgesamt im Baubereich anfallenden Materialkubatur von in Summe rund 195.000 m³, werden rund 110.000 m³ im Zuge der Geländeanhebung im Bereich des Krafthauses wieder eingesetzt. Sofern es sich bei dem Material um Abfälle handelt, ist für eine Verwertung die Einhaltung der Qualitätsklasse A2 nach dem Bundesabfallwirtschaftsplan (2011 bzw. 2017) Voraussetzung. [Anm.: Zu Projektbeginn war noch der Bundesabfallwirtschaftsplan 2011 gültig. Seit Jänner 2018 sind die Vorgaben des Bundesabfallwirtschaftsplans 2017 anzuwenden.] Wesentliche Herausforderungen sind aufgrund der beengten Platzsituation vor Ort vor allem die Materiallogistik und Zwischenlagerung des Materials einerseits bis zum Erhalt der Beprobungsergebnisse und andererseits bis zur möglichen Wiederverwertung im Bauablauf (Abb. 3). In Bezug auf die Materialeignung waren im gegenständlichen Projekt geologische Störzonen zu beachten. Die gesonderte Beprobung und der Umgang mit zu erwartenden Einschaltungen von Anhydrit und Gips wurden im zu erstellenden Beprobungskonzept speziell berücksichtigt, um eine fachgerechte Entsorgung des Materials sicherzustellen.



Abb. 3: Materiallogistik bei beengten Platzverhältnissen als Herausforderung.

5 MATERIALLOGISITK MARIA STEIN

Vom Baubereich Maria Stein aus finden die maßgeblichen Vortriebe des Fensterstollens sowie der Druckstollen Süd und Nord statt, aus denen in Summe ein Anfall an Tunnelausbruchmaterial von rund 1 Mio. m³ (eingebaut) resultiert.

Anfallendes Tunnelausbruchmaterial mit entsprechender Eignung wird für die Verfüllung einer lokalen Nassauskiesung eingesetzt, welche zur umweltschonenden Bereitstellung von Rohschotter für die Betonproduktion vor Ort dient. Die restlichen Materialmengen werden auf der für das Projekt GKI genehmigten Lagerfläche Maria Stein (Bodenaushubdeponie nach der Deponieverordnung 2008) deponiert.

Da das anfallende Tunnelausbruchmaterial aus rechtlicher Sicht Abfall ist, besteht das Erfordernis einer grundlegenden Charakterisierung des Materials anhand eines im Vorfeld zu erstellenden Beprobungskonzepts. Für die Ablagerung von Material auf der Lagerfläche Maria Stein ist eine Einhaltung der Grenzwerte für Bodenaushubdeponien gemäß Anhang 1, Tabelle 1 und 2 Deponieverordnung 2008 erforderlich. Für die Materialverwertung im Zuge der Verfüllung des Nassauskiesungsbereichs ist die Einhaltung der Qualitätsklasse A2-G nach Bundesabfallwirtschaftsplan (2011 bzw. 2017; mit Ausnahme einzelner Parameter, für die für die gegenständliche Nassauskiesung erhöhte Grenzwerte genehmigt wurden) erforderlich.

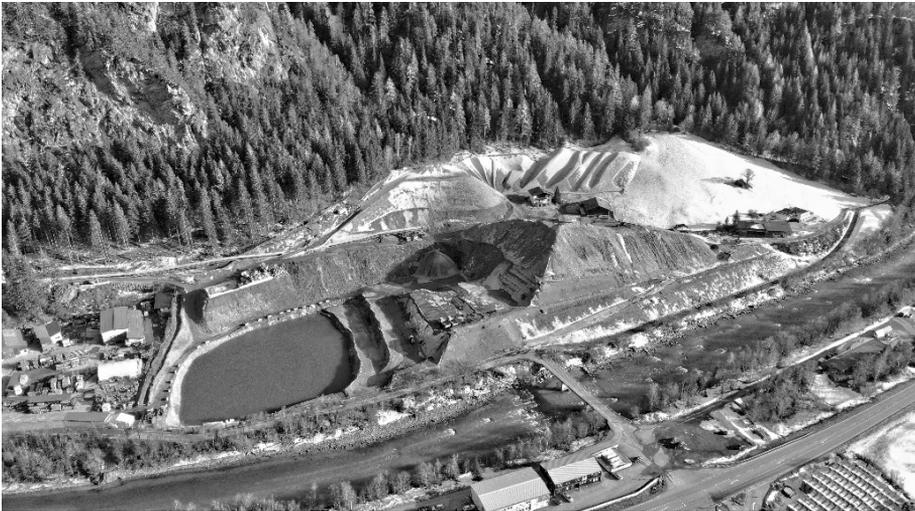


Abb. 4: Baubereich Maria Stein mit Lagerfläche und Nassauskiesung.

6 SCHLUSSFOLGERUNG BZW. ZUSAMMENFASSUNG

Das beim Projekt GKI anfallende Aushub- und Ausbruchmaterial geht im Wesentlichen in drei Verwertungs-/Entsorgungsschienen ein:

Durchführung von Verwertungsmaßnahmen (durch eine zulässige Verwertung verlieren Abfälle ihre Abfalleigenschaft), Deponierung auf der Lagerfläche Maria Stein (Bodenaushubdeponie gemäß Deponieverordnung 2008) und Übergabe von Aushub-/Ausbruchmaterial an befugte Sammler / Behandler.

Die Erfahrungen aus dem Projekt zeigen, dass eine Verwertung von Aushub- bzw. Aushubmaterial einige Herausforderungen im Bauablauf mit sich bringt. Nicht zu unterschätzen ist aufgrund der großen Materialmengen die Bedeutung einer durchdachten Materiallogistik im Baubereich, einerseits bis zum Erhalt der Beprobungsergebnisse (wenn es sich beim Material um Abfälle handelt) und andererseits bis zu einem möglichen Wiedereinbau (zwischen dem Materialanfall und dem möglichen Wiedereinbau können bei Projekten derartiger Größenordnung längere Zeiträume liegen). Dem sollte bereits in der Planungsphase entsprechendes Augenmerk geschenkt werden. Im gegenständlichen Fall des Projekts GKI war die Materiallogistik auf der Baustelle sowohl im Baubereich Prutz, als auch im Baubereich Maria Stein durch beengte Platzverhältnisse geprägt und von Beginn an sehr herausfordernd. Im Baubereich Maria Stein wurde dies vor allem durch die parallel durchgeführte Nassauskiesung sowie die zwei parallellaufenden Tunnelvortriebe weiter verschärft.

Eine weitere Herausforderung ergab sich beim Projekt GKI vor dem Hintergrund der geologischen Situation im Projektgebiet in Bezug auf die durchgängige Einhaltung der Qualitätsklasse A2-G nach Bundesabfallwirtschaftsplan (2011 bzw. 2017) für die Verfüllung der lokalen Nassauskiesung. Die im Projektgebiet vorherrschenden Grauen Bündnerschiefer und Bunten Bündnerschiefer weisen lokale Einschaltungen von Ton / Graphitlagen, Anhydrit, Glimmerschiefer und Marmorbänken auf. Dies spiegelt sich in der Materialanalytik u.a. in größeren Streuungen in Bezug auf den TOC-Gehalt im Feststoff und den Aluminium-Gehalt im Eluat wieder. Das In-Kraft-Treten des Bundesabfallwirtschaftsplans 2017 brachte für diese Themenstellungen teilweise Erleichterungen. U.a. findet sich im Bundesabfallwirtschaftsplan 2017 für die Qualitätsklasse A2-G kein expliziter Grenzwert für Aluminium im Eluat mehr (Wert ist jedoch zu bestimmen und im Analysenbericht anzugeben). Bzgl. des TOC-Gesamtgehalts besteht in Abstimmung mit der Behörde die Möglichkeit zur Festlegung eines höheren Grenzwerts.

Beim Projekt GKI wurde den abfallwirtschaftlichen Herausforderungen – auch in Erfüllung der entsprechenden Nebenbestimmung des Genehmigungsbescheides – durch die Bestellung eines „Abfallbeauftragten der Projektwerberin“ Rechnung getragen. Dieser ist für die Gewährleistung einer ordnungsgemäßen Abfallbewirtschaftung für das Bauvorhaben verantwortlich und fungiert als zentrale Ansprechperson in abfallwirtschaftlichen Belangen für den Prüfgutachter im Fachbereich Abfallwirtschaft, das behördliche Deponieaufsichtsorgan sowie die örtliche Bauaufsicht (Schnittstelle zu ausführenden Unternehmungen, Deponieverantwortlichen).

LITERATUR

Weiterführende Informationen zum Projekt GKI finden sich auf der Projekt-Homepage <https://www.gemeinschaftskraftwerk-inn.com/>.

Herstellung von Komposterden - Der ÖWAV Arbeitsbehelf 44

A. Stüger-Hopfgartner

Amt der Steiermärkischen Landesregierung, Abteilung 14 – Referat Abfallwirtschaft und Nachhaltigkeit, Graz, Österreich

KURZFASSUNG: Komposterden werden sowohl in der Landwirtschaft als auch im Landschaftsbau und als Rekultivierungsschicht eingesetzt. Die Herstellung von Komposterden erfolgt in der Regel durch Mischen eines Kompostes mit Bodenaushubmaterial, wobei das Mischungsverhältnis abhängig vom Verwendungszweck ist. Komposte verlieren mit der Deklaration gemäß § 3 Z 17 Kompostverordnung 2001 ihre Abfalleigenschaft und dürfen als Produkte in Verkehr gebracht werden. Werden diese Komposte gemäß Kompostverordnung mit Produktstatus nun für bestimmte Anwendungsbereiche mit Bodenaushubmaterial gemischt, gelangen sie - aufgrund der Abfalleigenschaft von Bodenaushub - wieder ins Abfallregime. Das wurde zum Anlass genommen, im Rahmen eines Arbeitsausschusses des ÖWAV in Abstimmung mit dem zuständigen Ministerium einen Arbeitsbehelf zu erstellen, der die wichtigsten Eckdaten zur Herstellung von sogenannten Komposterden einerseits und die rechtlichen Voraussetzungen zu einer zulässigen Verwertung dieser Kompost/Bodenaushubmischungen andererseits zusammenfasst.

1 EINLEITUNG

Dieser Arbeitsbehelf ist eine Anleitung zur Herstellung von Mischungen aus Kompost gemäß Kompostverordnung und Bodenaushubmaterial. Für einen konkreten Anwendungsbereich können neben Kompost und Bodenaushubmaterial als Hauptbestandteile auch andere zulässige Mischkomponenten wie z.B. Sand und Tongranulat eingesetzt werden.

Ziel ist es, die nach diesem Arbeitsbehelf hergestellten Mischungen unter Berücksichtigung der rechtlichen Vorgaben zulässig verwerten zu können. Je nach Qualität der Ausgangsmaterialien sind die Mischungen im Hobbygartenbau, in der Landwirtschaft, im Garten- und Landschaftsbau und als Rekultivierungsschicht zu verwenden. Der Einsatz dieser Mischungen dient zum Aufbau des Oberbodens bzw. der Vegetationstragschicht und ist nicht zur Untergrundverfüllung vorgesehen.

Nicht Gegenstand des Arbeitsbehelfes sind die Herstellung von Erden aus Abfällen im Wege eines Humifizierungsprozesses sowie die Zugabe von Bodenaushubmaterial als Zuschlagstoff zur Kompostierung gemäß Kompostverordnung.

2 MISCHKOMPONENTEN (AUSGANGSMATERIALIEN)

Für die Herstellung von Komposterden sind als Hauptbestandteile Kompost gemäß Kompostverordnung 2001 und Bodenaushubmaterial gemäß Bundesabfallwirtschaftsplan 2017 zulässig. Je nach Verwendungszweck können weitere Komponenten wie z.B. Sand oder Tongranulat eingesetzt werden.

2.1 Kompost gemäß Kompostverordnung

Die Qualität der Komposte und die Anwendungsbereiche der Erde sind im §7 Kompostverordnung festgelegt.

Qualitätsklasse A+ und A:

Komposte zur Herstellung von Erde für die Anwendung im Bereich des Hobbygartenbaus oder in der Landwirtschaft, haben mindestens die Qualitätsanforderungen der Qualitätsklasse A einzuhalten. Für den ökologischen/biologischen Landbau darf ausschließlich Kompost der Qualitätsklasse A+ zur Anwendung kommen.

Qualitätsklasse B:

Komposte zur Herstellung von Erde für die Anwendung als Rekultivierungsschicht auf Flächen, die nicht für die Nahrungs- und Futtermittelproduktion vorgesehen sind, haben mindestens die Qualitätsanforderungen der Qualitätsklasse B einzuhalten.

2.2 Bodenaushubmaterial gemäß Bundesabfallwirtschaftsplan

Sowohl die Qualität des Bodenaushubmaterials als auch die vorgesehenen Anwendungsbereiche sind im Bundesabfallwirtschaftsplan 2017 festgelegt. Folgende Qualitätsklassen sind als Mischkomponenten zulässig:

Qualitätsklasse A1 zur landwirtschaftlichen Nutzung:

Soll die Mischung aus Kompost gemäß Kompostverordnung und Bodenaushubmaterial im Bereich des Hobbygartenbaus und zur landwirtschaftlichen Nutzung verwendet werden, ist für Bodenaushubmaterial die Qualitätsklasse A1 gemäß BAWP 2017 nachweislich einzuhalten.

Qualitätsklasse A2 und A2-G zur nicht-landwirtschaftlichen Nutzung:

Soll die Mischung aus Kompost gemäß Kompostverordnung und Bodenaushubmaterial auf Flächen verwendet werden, bei denen eine Nutzung für die Nahrungs- und Futtermittelproduktion dauerhaft ausgeschlossen werden kann (z.B. Straßenböschungen, Grünstreifen in Verkehrsanlagen, Autobahnkleeblätter), ist auch Bodenaushubmaterial der Qualitätsklasse A2 und A2-G gemäß BAWP 2017 zulässig.

Der Einsatz von Bodenaushubmaterial der Qualitätsklasse BA als Mischkomponente (Ausgangsmaterial) ist nicht zulässig, da im Regelfall eine bestimmungsgemäße Verwertung auf Flächen vergleichbarer Belastung nicht vorhersehbar ist.

2.3 Weitere Mischkomponenten

Zur Optimierung einer Mischung für einen konkreten Anwendungsbereich können weitere Komponenten in abgestimmter Menge eingesetzt werden, wie z.B.:

- Natursand,
- Ziegelsplitt,
- Tongranulat,
- Ton,
- Lehm und
- Gesteismehl.

Die eingesetzten Mischkomponenten, sowohl Rohstoffe (Produkte) als auch Abfälle, müssen qualitätsgesichert sein.

3 EINGANGSKONTROLLE

Im Zuge der Eingangskontrolle ist für alle Mischkomponenten eine visuelle Kontrolle auf augenscheinliche Verunreinigungen vorzunehmen. Die Verantwortung dafür,

dass ausnahmslos dem Genehmigungsbescheid entsprechendes Material übernommen wird, liegt beim Anlagenbetreiber.

Eine nicht augenscheinliche „Verunreinigung“ kann das Vorhandensein von triebfähigen Samen oder Pflanzenteilen - insbesondere von invasiven Neophyten - im Bodenaushubmaterial sein. Um eine Gefahr einer Ausbreitung invasiver Neophyten auf diesem Wege möglichst zu vermeiden, muss aufkommender Pflanzenbewuchs bei der Zwischenlagerung des Bodenaushubmaterials regelmäßig entfernt werden.

3.1 *Kompost*

Für die Eingangskontrolle des Kompostes ist die Deklaration gemäß Kompostverordnung erforderlich.

3.2 *Bodenaushubmaterial*

Sind nach erfolgter visueller Kontrolle keine augenscheinlichen Verunreinigungen erkennbar, sind gemäß Abfallnachweisverordnung Art, Menge und Herkunft des angelieferten Bodenaushubmaterials zu erheben und zu dokumentieren. Bei augenscheinlichen Verunreinigungen des Bodenaushubmaterials ist dieses abzuweisen.

Bodenaushubmaterial, welches als Mischkomponente zur Erdenherstellung verwendet wird, muss nachweislich die zulässigen Qualitätsklassen A1, A2 oder A2-G für den jeweiligen Anwendungsbereich einhalten. Dafür ist dieses Material entweder vor Beginn der Aushubtätigkeit (gemäß ÖNORM S 2126) oder nach der Aushubtätigkeit (als Haufen, gemäß ÖNORM S 2127) durch eine externe befugte Fachperson/-anstalt grundlegend zu charakterisieren.

Im Zuge der Anlieferung des Bodenaushubmaterials können zwei Möglichkeiten auftreten:

- Das Bodenaushubmaterial wurde bereits grundlegend charakterisiert und ein Beurteilungsnachweis einer externen befugten Fachperson/-anstalt liegt vor.
- Das Bodenaushubmaterial wurde noch nicht grundlegend charakterisiert angeliefert.

Es darf nur Bodenaushubmaterial angenommen werden, für welches eine vollständig ausgefüllte Abfallinformation gemäß BAWP 2017 vorliegt und Kenntnisse über die Herkunft keine Verunreinigungen erwarten lassen.

Nicht grundlegend charakterisiertes Bodenaushubmaterial wird grundsätzlich der Abfallschlüsselnummer 31411 29 (Bodenaushubmaterial mit Hintergrundbelastung) zugeordnet. Mit der grundlegenden Charakterisierung durch die externe befugte Fachperson/-anstalt erfolgt die Zuordnung zu einer für die Verwertung zulässigen Abfallschlüsselnummer 31411 mit der Spezifizierung 30, 31 oder 32.

3.3 *Weitere Mischkomponenten*

Weitere Mischkomponenten, sowohl Rohstoffe (Produkte) als auch Abfälle, müssen bei der Übernahme bereits qualitätsgesichert sein. Die entsprechenden Qualitätsnachweise sind im Zuge der Eingangskontrolle zu prüfen.

4 QUALITÄTSSICHERUNG DER KOMPOSTERDE UND DOKUMENTATION

Aufgrund der Qualitätssicherung der Ausgangsmaterialien sind aus abfallrechtlicher Sicht keine weiteren analytischen Untersuchungen der hergestellten Komposterden erforderlich.

Da es sich bei den Komposterden zum Zeitpunkt der Abgabe an Dritte um Abfall handelt, sind entsprechend der Abfallnachweisverordnung für jedes Kalenderjahr Art, Menge, Herkunft und Verbleib der Abfälle aufzuzeichnen und sieben Jahre aufzubewahren.

5 ZUSAMMENFASSUNG

Werden nach Kompostverordnung hergestellte Komposte (Produkte) für bestimmte Anwendungszwecke mit Bodenaushubmaterial gemischt, gelangen die hergestellten Mischungen (Komposterden) aufgrund der Abfalleigenschaft der Bodenaushubmaterialien wieder ins Abfallregime.

Um den Anforderungen des Abfallrechtes hinsichtlich einer zulässigen Verwertung der Komposterde ebenso Rechnung zu tragen wie den fachlichen Anwendungserfordernissen, war die Festlegung der Ausgangsmaterialien - insbesondere der Bodenaushubmaterialien - ein wesentlicher Aspekt dieser Arbeit.

Komposterden, welche nach den Vorgaben des ÖWAV Arbeitsbehelfes 44 hergestellt werden, verlieren mit ihrem bestimmungsgemäßen Einsatz ihre Abfalleigenschaft und erreichen mit der zulässigen Verwertung das Abfallende.

LITERATUR

- Austrian Standards Institute (ASI) (2016) *ÖNORM S 2126 Grundlegende Charakterisierung von Aushubmaterial vor Beginn der Aushub- oder Abräum Tätigkeit.*
- Austrian Standards Institute (ASI) (2011) *ÖNORM S 2127 Grundlegende Charakterisierung von Abfallhaufen oder von festen Abfällen aus Behältnissen und Transportfahrzeugen.*
- Bundesministerium für Land- und Forstwirtschaft, Umwelt- und Wasserwirtschaft (BMLFUW) (2001) *Verordnung über Qualitätsanforderungen an Komposte aus Abfällen (Kompostverordnung).* BGBl.II Nr. 92/2001, Wien.

Zusammensetzung von gemischten Siedlungsabfällen in der Tschechischen Republik

T. Weissenbach, T. Dobra & R. Sarc

Montanuniversität Leoben, Lehrstuhl für Abfallverwertungstechnik und Abfallwirtschaft, Leoben, Österreich

G. Schmidt & G. Lichtenegger

Saubermacher Dienstleistungs AG, Feldkirchen bei Graz, Österreich

KURZFASSUNG: In der Tschechischen Republik ist die Ablagerung gemischter Siedlungsabfälle (= Restmüll) ab dem Jahr 2024 verboten. Um dieses Ziel zu erreichen, sind maßgebliche Adaptierungen im tschechischen Abfallwirtschaftssystem erforderlich. Eine wichtige Grundlage für die Abfallwirtschaftsplanung stellt die Zusammensetzung der betrachteten Abfälle dar. Im Rahmen einer Literaturrecherche wurden zwei Publikationen identifiziert, die sich mit der Zusammensetzung von gemischten Siedlungsabfällen in der Tschechischen Republik beschäftigen. Zusätzlich wurde eine eigene Sortieranalyse von auf einer tschechischen Deponie angeliefertem Restmüll durchgeführt.

Der Vergleich der drei Sortierkampagnen ergibt deutliche Unterschiede bei den Zielen, den Rahmenbedingungen sowie der Durchführung der einzelnen Sortieraktivitäten. Daher ist ein Vergleich der Ergebnisse nur durch Aufarbeitung der Daten möglich. Die drei Sortierkampagnen kommen bei einigen Fraktionen zu gleichen, bei anderen Fraktionen zu stark unterschiedlichen Ergebnissen. Ein Teil dieser Differenzen lässt sich mit der Einführung der getrennten Sammlung erklären, ein anderer Teil ist auf die unterschiedliche Vorgehensweise bei der Sortierung zurückzuführen. Aus diesem Grund ist es empfehlenswert, die Resultate bestehender Sortieranalysen nicht unmittelbar auf andere Fälle anzuwenden, die sich in Zielsetzung und Methodik unterscheiden.

1 EINLEITUNG

Im Jahr 2014 wurde das tschechische Abfallgesetz 185/2001 novelliert, um die Zielvorgaben der Europäischen Union, die Ablagerung von nicht gefährlichen Abfällen auf Deponien schrittweise auf ein Minimum zu verringern, umzusetzen. In § 21 (7) wird vorgeschrieben, dass ab dem Jahr 2024 keine gemischten Siedlungsabfälle (= Restmüll) mehr auf Deponien abgelagert werden dürfen. Über die Deponierung gemischter Siedlungsabfälle liegen leider keine Daten vor, die Ablagerungsquote der gesamten Siedlungsabfälle lag im Jahr 2016 jedoch bei 50 % (Eurostat 2018). Daher sind umfangreiche Anpassungen im tschechischen Abfallwirtschaftssystem erforderlich, um die Vorgaben des Abfallgesetzes einhalten zu können.

Grundlage für jegliche Abfallwirtschaftsplanung sind detaillierte Informationen über Menge und Zusammensetzung der anfallenden Abfälle. Bezüglich der Mengenströme von Siedlungsabfällen in der Tschechischen Republik finden sich Daten in offiziellen Quellen, z.B. im nationalen Abfallwirtschaftsplan von 2014 (Ministry of the Environment 2014) oder in Eurostat-Datenbanken (Eurostat 2018). Zur Zusammensetzung der Siedlungsabfälle, insbesondere der gemischten Siedlungsabfälle, gibt es jedoch keine von offiziellen Stellen publizierten Daten. Aus diesem Grund wurden im Rahmen

des ReWaste4.0-Projektes zum einen wissenschaftliche Quellen zur Zusammensetzung von gemischten Siedlungsabfällen recherchiert, zum anderen aber auch eigene Sortierversuche in der Tschechischen Republik durchgeführt.

2 METHODIK DER SORTIERANALYSE

Sortieranalysen, also die Bestimmung der Zusammensetzung von Abfallströmen nach Materialfraktionen, stellen eine wesentliche Planungsgrundlage für die Entwicklung einer funktionierenden Abfallwirtschaft dar. In der Vergangenheit gab es eine große Anzahl solcher Sortieranalysen bezüglich gemischter Siedlungsabfälle mit verschiedenen und teilweise stark abweichenden Zielen, Durchführungsmethoden und Interpretationen der gewonnenen Daten. Eine umfassende Übersicht über verschiedene internationale Publikationen zu diesem Thema findet sich bei Dahlen & Lagerkvist (2008). Versuche, die Methodik der Sortieranalyse auf europäischer Ebene zu standardisieren, z.B. mittels des SWA-Tools (Solid Waste Analysis Tool) der Europäischen Kommission (European Commission 2004) oder mittels der europäischen Norm CEN/TR 15310 (Austrian Standards 2006), haben sich nicht durchgesetzt.

Eine maßgebliche Einflussgröße auf die Sortieranalyse stellt die Zieldefinition dar. Von einer detaillierten und wohlüberlegten Festlegung, welchem Zweck die angestrebten Ergebnisse dienen, hängt ein Großteil der Rahmenbedingungen und Vorgehensweise für die Sortierversuche ab. Diesem Ziel können dann der Aufwand und die damit zusammenhängenden Kosten gegenübergestellt werden.

Um detailliertere Aussagen über den Jahresverlauf der Abfallzusammensetzung oder über den Einfluss von Siedlungsstruktur treffen zu können, besteht die Möglichkeit, Abfallsortierungen zu unterschiedlichen Jahreszeiten oder getrennt nach Siedlungsgebieten durchzuführen. In diesem Zusammenhang spricht man von zeitlichen bzw. räumlichen „Schichten“.

3 ZUSAMMENSETZUNG VON GEMISCHTEN SIEDLUNGSABFÄLLEN IN DER TSCHECHISCHEN REPUBLIK

3.1 *Verwendete Daten aus Sortieranalysen*

Durch Literaturrecherche konnten zwei Quellen für die Zusammensetzung von gemischten Siedlungsabfällen in der Tschechischen Republik identifiziert werden. Es handelt sich dabei um

- eine Sortierung von Restmüll aus Haushalten in der Region Vysočina mit Schwerpunkt auf Lebensmitteln (Schneider 2012) sowie
- eine Sortierung von Haushaltsabfällen aus verschiedenen Siedlungsstrukturen über den Zeitraum eines Jahres in Abhängigkeit von den verwendeten Heizsystemen (Doležalová 2013).

Diesen beiden Literaturquellen wurde eine Sortieranalyse gegenübergestellt, die in Zusammenarbeit des Lehrstuhls für Abfallverwertungstechnik und Abfallwirtschaft der Montanuniversität Leoben und der Saubermacher Dienstleistungs AG an einem Deponiestandort in der Region Pilsen erstellt wurde. Die Rahmenbedingungen und Durchführungsparameter dieser drei Sortieranalysen finden sich in Tab. 1.

Tab. 1: Parameter von Sortieranaysen von gemischten Siedlungsabfällen in der Tschechischen Republik.

Parameter	Schneider (2012)	Doležalová (2013)	AVAW (2018)
Hauptziel	Anteil biogene Abfälle (Fokus Lebensmittel)	Einfluss Heizsysteme	Wertstoffgehalt, Eignung als Brennstoff
Zeitraum Sortierung	Sept 2012	Nov 2008 – Nov 2009	Jan 2018 – Mai 2018
Verwendeter Sortierstandard	ÖNORM S 2123-1 und ÖNORM S 2097	Eigene Entwicklung (keine offizieller Standard vorhanden)	ÖNORM S 2127 und ÖNORM S 2097
Zeitliche Schichtung	Keine	12 Schichten (monatlich)	2 Schichten (Heiz-, Nicht-Heizperiode)
Räumliche Schichtung	2 Schichten (Stadt, Umland)	3 Schichten (städtisch, ländlich, gemischt)	Keine (Kleinstadt und ländlich)
Abtrennung Feinfraktion	keine	< 40 mm	< 30 mm
Anzahl Fraktionen	22	11	15

3.2 Darstellung und Vergleich der Sortierergebnisse

Die Ergebnisse der in Kapitel 3.1 genannten Sortieranaysen werden in nachfolgender Abb. 1 dargestellt.

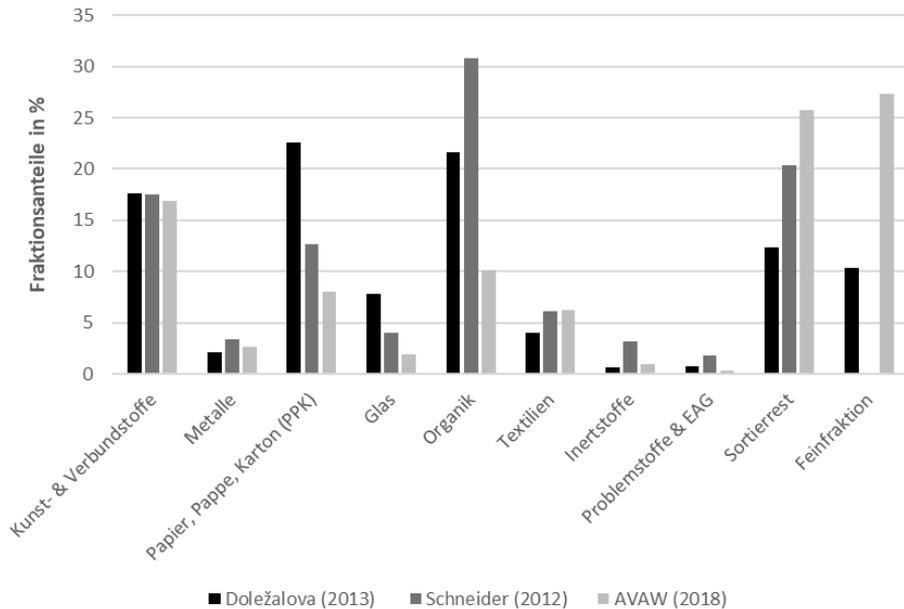


Abb. 1: Gegenüberstellung der Ergebnisse von 3 Sortierkampagnen für gemischte Siedlungsabfälle in der Tschechischen Republik.

Um die Ergebnisse der einzelnen Sortierkampagnen vergleichen zu können, mussten die zeitlichen und räumlichen Schichten zu einem Datensatz vereinigt werden und die Sortierfraktionen auf dem kleinsten gemeinsamen Nenner aggregiert werden. Aus diesem Grund werden in Abb. 1 auch nur Werte für 10 Fraktionen dargestellt.

Ein Vergleich der Sortierergebnisse lässt die folgenden groben Aussagen zu:

- Die Aushebung einer Feinfraktion führt zur Verringerung der Anteile in der Organik-, aber auch in der Inertstofffraktion.

- Die Höhe der Anteile im Sortierrest variieren stark. Dies kann z.B. auf die Art der Anlieferung (Mülltonne vs. Sammelfahrzeug) zurückzuführen sein.
- Die Fraktionen Kunst- und Verbundstoffe, Metalle und Textilien bewegen sich bei allen 3 Sortierungen in derselben Größenordnung. Bei den Fraktionen Papier und Glas kommt es im Laufe des betrachteten Zeitraums zu einer Verringerung der Anteile. Eine mögliche Erklärung für den Rückgang stellt der Ausbau der getrennten Sammlung von Wertstoffen in der Tschechischen Republik dar.

4 ZUSAMMENFASSUNG UND SCHLUSSFOLGERUNG

Im Rahmen des ReWaste4.0-Projektes wurde eine Sortieranalyse von gemischten Siedlungsabfällen in der Tschechischen Republik durchgeführt. Die Ergebnisse wurden mit denjenigen von zwei Sortierkampagnen verglichen, die in wissenschaftlichen Publikationen veröffentlicht wurden. Bereits die Ziele der drei Sortierkampagnen unterscheiden sich maßgeblich. Dies führt dazu, dass auch die Rahmenbedingungen und die Vorgehensweise große Unterschiede aufweisen. Vor allem die Auswahl der Sortierfraktionen, die zeitliche und räumliche Schichtung der Grundgesamtheit sowie die Vorabsiebung einer Feinfraktion wirken sich massiv auf die Ergebnisse aus. Um einen Vergleich der drei Sortierkampagnen zu ermöglichen, müssen die Schichten zu einem Datensatz vereinigt und einige Fraktionen aggregiert werden.

Die drei Sortierkampagnen kommen bei einigen Fraktionen zu gleichen, bei anderen Fraktionen zu stark unterschiedlichen Ergebnissen. Ein Teil dieser Differenzen lässt sich mit der Einführung der getrennten Sammlung erklären. Ein anderer Teil, insbesondere bei der Organik und der Feinfraktion, ist auf die unterschiedliche Vorgehensweise bei der Sortierung zurückzuführen. Aus diesem Grund ist es empfehlenswert, die Resultate bestehender Sortieranalysen nicht unmittelbar auf andere Fälle anzuwenden, die sich in Zielsetzung und Methodik unterscheiden.

5 DANKSAGUNG

Das Kompetenzzentrum Recycling and Recovery of Waste 4.0 - ReWaste4.0 - (860 884) wird im Rahmen von COMET – Competence Centers for Excellent Technologies durch BMVIT, BMWFW und Land Steiermark gefördert. Das Programm COMET wird durch die FFG abgewickelt.

LITERATUR

- Austrian Standards (2006) CEN/TR 15310: Charakterisierung von Abfall – Probenahme
- Dahlen, L., Lagerkvist, A. (2008) Methods for household waste composition studies, *Waste Management* 28 (2008), 1100-1112.
- Doležalová, M., Benešová, L., Závodská, A. (2013) The changing character of household waste in the Czech Republic, *Waste Management*
- European Commission (2004) Methodology for the Analysis of Solid Waste (SWA-Tool), <https://www.wien.gv.at/meu/fdb/pdf/swa-tool-759-ma48.pdf>.
- Eurostat (2018) Eurostat Dataexplorer, env_wasmun, http://appsso.eurostat.ec.europa.eu/nui/show.do?dataset=env_wasmun&lang=en, Download 09.08.2018.
- Ministry of the Environment of the Czech Republic (2001) Act on Waste No. 185/2001 Coll.
- Ministry of the Environment of the Czech Republic (2014) Waste Management Plan of the Czech Republic for the period 2015 – 2014, Prague, November 2014.
- Schneider, F. (2012) Sortierung von Restmüll aus Haushalten in der Region Vysočina mit Schwerpunkt auf Lebensmitteln, Wien Dezember 2012.

Vergleich zweier Methoden zur Abschätzung des Materialgehaltes in ausgewählten Abfallballen

S. Möllnitz & R. Sarc

Montanuniversität Leoben, Lehrstuhl für Abfallverwertungstechnik und Abfallwirtschaft, Leoben, Österreich

J. Eichner

Management Center Innsbruck, Innsbruck, Österreich

KURZFASSUNG: Für die Behandlung von Abfällen ist die Kenntnis über deren Zusammensetzung wichtig. Erkenntnisse darüber werden u.a. mit Hilfe von zeitaufwendigen, händischen Probenahmen gewonnen. In diesem Beitrag wird gezeigt, dass sich im vorliegenden Fall die direkte Ballenbeprobungsmethode eignet, um Abfallballen hinsichtlich ihrer Zusammensetzung zu bewerten. Die mittels direkter Ballenbeprobung entnommenen Proben wurden entsprechend ihrer Zusammensetzung sortiert, um Information über die Ballenzusammensetzung zu gewinnen. Zur Validierung der Methode wurden die beprobten Ballen anschließend vollständig manuell sortiert und die Abweichungen der Ergebnisse beider Probenahmeszenarien ermittelt.

1 EINLEITUNG

Die Analyse von Abfällen sowie Recyclingmaterialien ergibt die Entscheidungsgrundlage für nachfolgende Handhabungs- und Verwertungsoptionen. Für die Durchführung von Materialanalysen sind entsprechende Proben des Materials notwendig. Die detaillierte Prüfung der Qualitätsanforderungen der Verwerter an das Material (z.B. Wert- oder Störstoffgehalt) ist besonders bei Ballenware eine Herausforderung und nur mit hohem Aufwand durchführbar. „Zerstörungsfrei“ kann nach dem derzeitigen Stand der Technik nur eine optische Begutachtung des Ballenäußeren vorgenommen werden (Borowski 2018). Dabei ist jedoch keine Information über das Balleninnere gewinnbar. Derzeit werden zur repräsentativen Probenahme stichprobenartig Ballen ausgewählt, geöffnet und Proben entnommen. Die direkte Ballenbeprobungsmethode (Wellacher et al. 2016) stellt hierfür eine praktikable Alternative dar, um eine „zerstörungsfreie“, einheitliche und reproduzierbare Probenahme an Ballen durchzuführen. Aufgrund der neuen Recyclingbestimmungen der EU, die im Circular Economy Package (EK 2018) postuliert werden (50 Gew.-% - Recyclingziel für Kunststoffverpackungen bis 2025), ergibt sich eine zusätzliche Herausforderung für bestehende Abfallverwertungsmethoden. Beispielsweise könnte es notwendig werden, Abfallballen anstatt einer thermischen Verwertung einer Recyclinganlage zuzuführen. Da nicht jeder Ballen im gleichen Maße dafür geeignet ist, könnten mittels direkter Ballenbeprobung die wertstoffreichsten Ballen ressourceneffizient ausgewählt werden.

2 MATERIALIEN UND METHODEN

2.1 *Material*

Für die Untersuchungen wurde die derzeit nicht für ein Recycling geeignete Ballenware aus unterschiedlichen Sortier- und Splittinganlagen, die u.a. Kunststoffe für nachgeschaltete Recyclingprozesse aussortieren, herangezogen. Ballen, die heutzutage

tage üblicherweise für die energetische Verwertung eingesetzt werden, beinhalten neben Mischkunststoffen aus der Sortierung von Verpackungsabfällen, Leichtfraktionen aus Splittanlagen auch diverse Restfraktionen. Die unterschiedlichen Abfallfraktionen werden in der Praxis in Ballenpressen stark verdichtet. Für den Erhalt der Packungsdichte werden die Ballen nach dem Pressvorgang mit Draht eingebunden und je nach Marktanforderungen zusätzlich mit Folie umwickelt.

Das ausschlaggebende Kriterium für die Auswahl der Ballen im Rahmen der gegenständlichen Untersuchungen war der potentielle Polyolefingehalt (Polyethylen und Polypropylen), welcher optisch durch z.B. herausragende Folien als ausreichend hoch beurteilt wurde (vgl. Abb. 1). Ausgewählt wurden zehn Ballen aus laufenden Anlieferungen sowie dem Lagerbestand am Versuchsstandort.

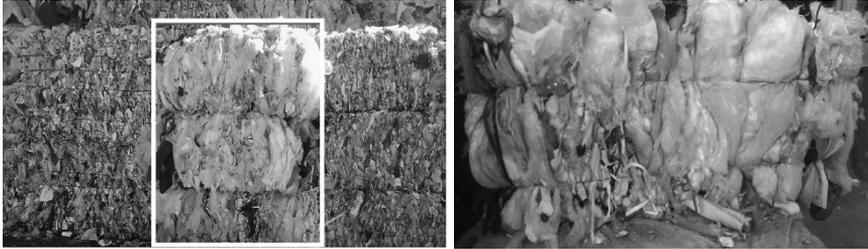


Abb. 1: Ballen mit potentiell hohem Polyolefingehalt (li.); ausgewählte Ballen (r.) (Eichner 2018).

Vorab wurden alle Ballen beschriftet, verwogen, abgemessen und fotodokumentiert. Aus diesen Daten wurden Volumen und Dichte der Ballen errechnet.

Die Ballen wurden zuerst mittels Bohrmethode beprobt und anschließend zur Ergebnisvalidierung vollständig manuell sortiert (Referenzmethode). Der gesamte nachfolgend beschriebene Versuchsaufbau ist in Abb. 2 dargestellt.

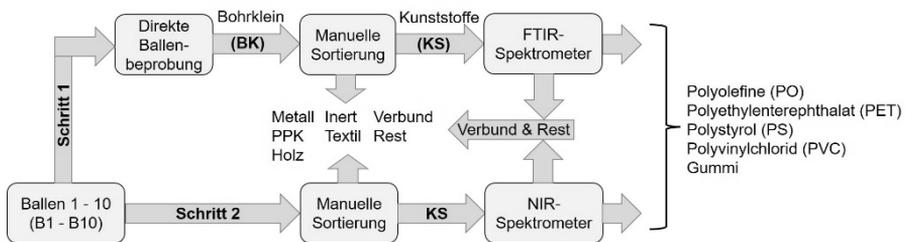


Abb. 2: Übersichtsgrafik über die gesamte Versuchsdurchführung.

2.2 Direkte Ballenbeprobung (Bohrmethode)

Auf Basis des direkten Ballenbeprobungskonzeptes wurden die ausgewählten Ballen unter zu Hilfenahme des dort angeführten Aufbaus, der in Abb. 3 (links) dargestellt ist, beprobt. Für die Beprobung wurden die Ballen einzeln auf Holzpaletten gestellt und der Probenahmebohrschacht positioniert, mit zwei Spanngurten fixiert und mit Pfeilern stabilisiert. Aus sicherheitstechnischen Gründen erfolgten die Bohrungen horizontal von zwei Ballenseiten, dabei hat sich gezeigt, dass Bohrungen in Pressrichtung der Ballen vorteilhafter als normal dazu sind. Zur Probengewinnung wurde der Bohrschacht mittels Kurbel am Ständer in den Ballen getrieben. So konnten mit vertretbarem Kraftaufwand und einem Gesamtaufwand von ca. 15 - 20 Minuten pro Bohrvorgang, Löcher mit einer Tiefe von 300 - 400 mm gebohrt und das Bohrklein (unsolider Bohrkern) gewonnen werden.

Pro Bohrung wurden so zwischen 300 und 1.000 g Bohrklein als Einzelprobe gewonnen und für den Transport in Probenkübel (20 L) gegeben. Eine Probenmenge von mindestens 3 kg pro Ballen wurde bei sieben Ballen erreicht. Bei den anderen Ballen wurden auf Grund von Problemen beim Bohrvorgang rund 2,5 und 2 kg erreicht.

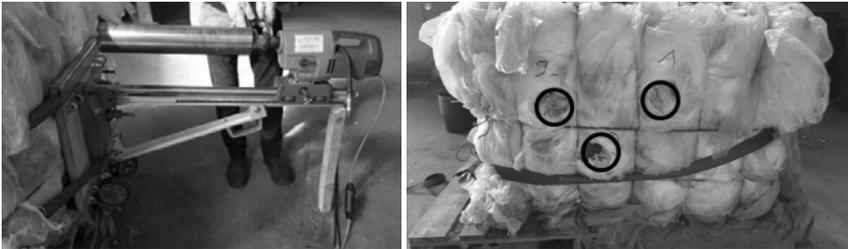


Abb. 3: Probenahme mit Bohrmethode (li.); Probenahmestellen am Ballen in Pressrichtung (r.).

Pro Ballen wurden sechs Bohrkern entnommen, jeweils drei an zwei gegenüberliegenden Seiten. Die Position der Bohrungen wurde bei allen zehn Ballen ungefähr gleich gewählt, wobei auf ausreichend Abstand zwischen den einzelnen Bohrungen geachtet wurde. Es wurden auf jeder Ballenseite zwei Bohrungen im oberen und eine im mittleren Ballenbereich durchgeführt (Abb. 3, rechts).

Herausforderungen, die bei sich bei der Probenahme stellten waren z.B.:

- Bohrungen im Ballenrandbereich (geringe Materialverdichtung sowie seitliche Stabilität),
- die Probenahme aus sehr leichten Ballen (d.h. bei Ballen mit einer berechneten Ballendichte kleiner 250 kg/m^3), da diese dem Bohrdruck auswichen,
- Bohrkleinverschmelzungen bedingt durch weniger temperaturbeständige Kunststoffe, da der Bohrschaft nicht gekühlt wurde,
- das Anbohren von Störstoffen (z.B. Metalle, dickwandige Objekte) und
- Materialverwicklungen um die Bohrkronen, die zu Drehmomentüberlastung der Bohrmaschine führten.

2.3 Manuelle Sortierung des Bohrkleins

Um die Bohrkern bzw. das Bohrklein für die Zwischenlagerung zu konservieren, wurde dieses bei $105 \text{ }^\circ\text{C}$ bis zur Gewichtskonstanz getrocknet. Dabei zeigte sich, dass die mittleren Feuchtigkeitsgehalte der Ballen zwischen 4 M-% und 23 M-% lagen.

Die getrockneten Bohrkern wurden im Labor vollständig manuell bis zu einer Korngröße von ca. 20 mm in mehrere Fraktionen sortiert und für diesen Beitrag folgendermaßen zusammengefasst: Metall, PPK, Holz, Inert, Textil, Verbund, Kunststoffe (KS) und Rest (vgl. Abb. 2). Die aus der Sortierung erhaltene KS-Fraktion wurde anschließend einer weiteren Sortierung unterzogen, um Informationen der enthaltenen Kunststofftypen dieser Fraktion zu generieren. Zur Identifizierung der unterschiedlichen Kunststoffe wurde ein Fourier-Transformations-Infrarot- (FTIR-) Spektrometer (Cary 630 FTIR Spektrometer der Firma Agilent Technologies; ATR-Einheit mit Diamantkristall) eingesetzt. Dafür wurde jedes Teilchen einzeln in das FTIR eingespannt, das materialspezifische IR-Spektrum aufgenommen und mit Spektren aus Datenbanken automatisch verglichen, wodurch die Zuordnung zu einer Materialart erfolgte. Die KS-Fraktion wurde damit in folgende Kunststofftypen bzw. -fraktionen sortiert (vgl. Abb. 2): PO, PET, PS, PVC und Gummi. Schwarze Objekte und Teile, die auf Grund von zu starker Verschmutzung nicht erkannt wurden oder sich als Verbundmaterial herausstellten, wurden der Restfraktion zugeordnet. Ebenso wurden in diese Fraktion

die miteinander verschmolzenen Segmente hineingegeben. Alle sortierten Fraktionen wurden abschließend verwogen und fotodokumentiert.

2.4 Manuelle Sortieranalyse - Referenzmethode

Die beprobten Ballen wurden nach der Entnahme der Bohrkern vollständig manuell sortiert. Zur Erleichterung der Sortierung wurden die Ballen auf Paletten gestellt, welche mit einer Decke abgedeckt waren, um Materialverlust zu vermeiden. Die unterschiedlichen Behältnisse für die Sortierfraktionen wurden radial um den Ballen verteilt aufgestellt (siehe Abb. 4, links). Sortiert wurde in die bereits in Kapitel 2.3 erwähnten Fraktionen. Das verbleibende Feingut (< 100 mm) wurde nicht sortiert und unidentifizierbare Teile (wie z.B. zu stark verschmutzte Partikel) der Restfraktion zugeordnet.



Abb. 4: Manuelle Ballensortierung (li.); Portables NIR-Spektrometer zur Kunststofferkennung (r.).

Um auch bei dieser Methode eine Materialzuordnung der Kunststoffe durchzuführen, wurde ein mobiles Nahinfrarot-(NIR-) Spektrometer (mIRoPort der Firma IoSys – Dr. Timur Seidel e. K.; vgl. Abb. 4, rechts) eingesetzt. Die KS-Fraktion wurde ebenso in die in Kapitel 2.3 genannten Kunststofftypen sortiert. Schwarze Kunststoffteile sowie jene, welche auf Grund zu hoher Verschmutzung nicht erkannt werden konnten, wurden auch hier der Restfraktion zugeordnet. Alle sortierten Fraktionen wurden anschließend verwogen und fotodokumentiert.

3 ERGEBNISSE UND SCHLUSSFOLGERUNG

Zur Gegenüberstellung beider Methoden wurden für jeden Ballen die mittels Bohrkernmethode erhobenen, mittleren Zusammensetzungen der sechs Bohrkern pro Ballen mit den über die Referenzmethode ermittelten „Ist-Werten“ verglichen. Dazu wurde zuvor auf die Originalsubstanz (OS) der Bohrkern zurückgerechnet.

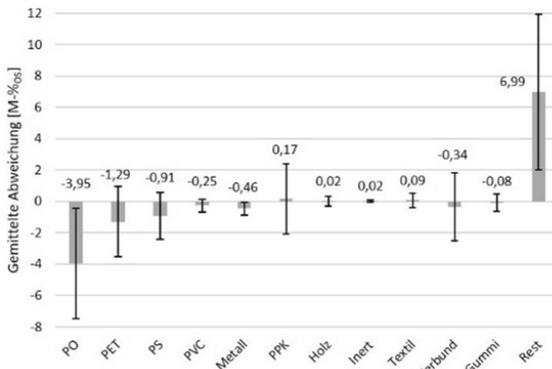


Abb. 5: Gemittelte Abweichungen beider Methoden zueinander für alle Fraktionen.

Daraus wurde die absolute Abweichung beider Methoden für die einzelnen Fraktionen berechnet, sowie der Mittelwert (gemittelte Abweichung) und die Standardabweichung für jede Fraktion über alle Ballen gebildet (vgl. Abb. 5). Bedingt durch die Ballenauswahl war der PO-Gehalt aller Ballen sehr hoch (~ 60 M-%_{OS} und mehr). In Anbetracht dieser hohen Werte wäre eine kleinere Abweichung zwischen den Methoden als bei anderen Fraktionen mit deutlich geringeren Gehalten zu erwarten gewesen, da die Wahrscheinlichkeit eine Fraktion mit geringen Gehalten (< 5 M-%_{OS}) im Ballen mit sechs Bohrkernen zu detektieren, deutlich niedriger ist, als bei hohen Gehalten. Der Vergleich der Fraktionen in Abb. 5 zeigt, dass der zu erwartende Fehler der Bohrmethode für die meiste Fraktionen vergleichsweise gering ist (0,02 – 1,29 M-%_{OS}). Für die PO- (rd. 4 M-%_{OS}) und Restfraktion (rd. 7 M-%_{OS}) ein deutlich höherer Fehler festgestellt. Dieser lässt sich durch die Zuordnung von verschmolzenen Materialverbunden, welche augenscheinlich überwiegend aus PO bestanden, zur Restfraktion erklären. Um noch geringere Abweichungen erreichen zu können, müssten mehr Bohrkern pro Ballen entnommen werden.

Abb. 6 (links) zeigt die Abweichungen beider Methoden am Beispiel der PO-Fraktion für alle zehn Ballen. Wie zu erkennen ist, wurde der mittels Bohrmethode ermittelte PO-Gehalt in nur zwei Ballen (B4 und B8) mit ca. 1,74 M-%_{OS} leicht überschätzt. Die anderen Ballen wurden mit durchschnittlich ca. 4 M-%_{OS} weniger PO-Gehalt unterschätzt. Dies lässt sich wie bereits oben erwähnt, mit der Zuordnung verschmolzener PO-Teile bei der Bohrmethode zur Restfraktion erklären. Abb. 6 (rechts) zeigt am Beispiel der PO-Fraktion die Gegenüberstellung beider Methoden. Dargestellt sind der gemittelte PO-Gehalt über sechs Bohrkern pro Ballen mit Standardabweichung sowie der „Ist-Wert“ der Referenzmethode. Um eine geringere Standardabweichung erreichen zu können, müssten mehr Bohrkern pro Ballen entnommen werden.

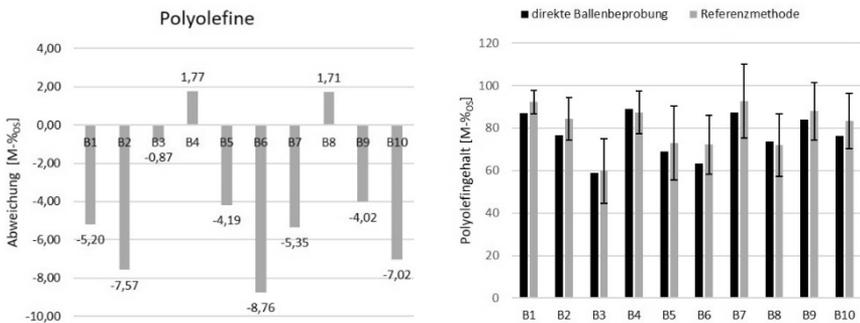


Abb. 6: Abweichungen (li.), tatsächliche Gehalte (r.) beider Methoden für die Polyolefinfraktion.

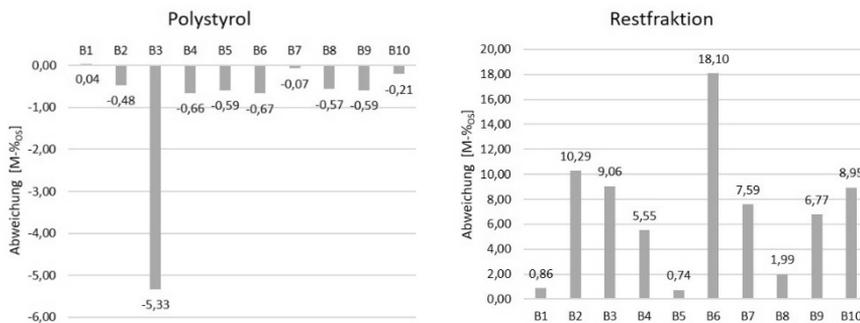


Abb. 7: Abweichungen der verglichenen Methoden für ausgewählte Fraktionen.

Ein interessantes Ergebnis ist, dass man die meisten Fraktionsgehalte auf Basis der Ergebnisse der Bohrmethode bei fast allen Ballen leicht unterschätzt (mittlere Abweichung < 2 M-%_{OS}) hätte. Dies ist beispielhaft für PS in Abb. 7 (links) dargestellt. Eine Ausnahme stellt die Restfraktion dar. In diesem Fall wurden alle Ballen aufgrund der oben genannten Zuordnung der verschmolzenen Teile überschätzt (vgl. Abb. 7, rechts).

Abschließend kann festgehalten werden, dass die direkte Ballenbeprobung eine gute Methode ist, um gezielt ausgewählte Ballen (z.B. Ballen aus der Vorsortierung) auf den Verdacht hoher Materialgehalte (z.B. PO) hin zu überprüfen. Für eine bessere Messgenauigkeit müssten mit zunehmender Heterogenität mehr Bohrkern entnommen werden. Zusätzlich wurde, wie bereits von Aldrian et al. (2015) festgestellt, eine deutliche Ressourcenersparnis bei der Probenahme beobachtet.

4 ZUSAMMENFASSUNG UND AUSBLICK

Es wurden mithilfe der Methode der „direkten Ballenbeprobung“ zehn ausgewählte Ballen beprobt. Anschließend wurden sowohl die beprobten Ballen selbst, als auch das entnommene Bohrklein, manuell in Fraktionen sortiert. Die so gewonnenen Ergebnisse beider Methoden wurden abschließend miteinander verglichen. Bei Fraktionen mit geringen Massenanteilen zeigte die Methode der direkten Ballenbeprobung eine gute Übereinstimmung mit den Ergebnissen der händischen Ballensortierung. Für die massenreichste Fraktion (Polyolefine) zeigten sich höhere Abweichungen, dennoch war die Übereinstimmung hinreichend genau (< 7 M-%_{OS}). Somit stellt die direkte Ballenbeprobung eine adäquate Methode zur Gewinnung von Proben dar. Die erhobenen Daten werden im Teilprojekt 1.2 „Detection and Sorting out of valuable Materials and Impurities“ des K-Projektes „Recycling and Recovery of Waste 4.0“ verwendet.

5 DANKSAGUNG

Das Kompetenzzentrum Recycling and Recovery of Waste 4.0 - ReWaste4.0 - (860 884) wird im Rahmen von COMET – Competence Centers for Excellent Technologies durch BMVIT, BMWFW Land Steiermark gefördert. Das Programm COMET wird durch die FFG abgewickelt.

LITERATUR

- Aldrian, A., Wellacher, M., Pomberger R. (2015) *Development and validation of a new direct sampling method for coarse mono- and mixed waste fractions bound in bales*. In: International Journal of Environmental Analytical Chemistry, Vol. 95, Issue 15, S.1520 – 1522.
- Borowski, C. (2018) *Entwicklung von Verfahren und Bohrtechniken zur zufälligen Volumenelemententnahme aus Ballen*. Dissertation, Fakultät für Energie- und Wirtschaftswissenschaften der Technischen Universität Clausthal, Clausthal.
- Eichner, J. (2018) *Vorsortierung von EBS Input-Materialien – Eine wirtschaftliche und ökologische Analyse am Fallbeispiel LDPE-Folien*. Masterarbeit (in Arbeit), Management Center Innsbruck, Innsbruck.
- Europäische Kommission (EK) (2018) *A European Strategy for Plastics in a Circular Economy*. Commission Staff Working Document, SWD/2018/016 final, Brüssel.
- Wellacher, M., Aldrian, A., Pomberger, R. (2016) *Neue Methode zur Beprobung von Abfällen in Ballen*. In: Thomé-Kozmiensky K. J.: Recycling und Rohstoffe - Band 9, Neuruppin, ISBN: 978-3-944310-27-5, S.621 – 632.

Identifizierung von Sb-, Cd-, Cr-, und Ni-Trägern in gemischten Abfällen auf Basis von Literaturdaten

S.A. Viczek & R. Sarc

Montanuniversität Leoben, Lehrstuhl für Abfallverwertungstechnik und Abfallwirtschaft, Leoben, Österreich

KURZFASSUNG: Für den Einsatz von Ersatzbrennstoffen (EBS) in der österreichischen Zementindustrie sind neben dem Heizwert, Chlor- und Aschegehalt unter anderem die Konzentrationen von Antimon (Sb), Cadmium (Cd), Chrom (Cr) und Nickel (Ni) von Bedeutung. Zur Herstellung möglichst schadstoffarmer EBS ist die Entfernung der Träger dieser chemischen Elemente nötig. Die Kenntnis der jeweiligen Schadstoffträger stellt die Grundvoraussetzung für dieses Unterfangen dar. In dieser Arbeit werden daher auf Basis von Literaturdaten, insbesondere von Sortieranalysen inkl. chemischer Analysen, Abfallfraktionen mit besonders hohen Sb-, Cd-, Cr- und Ni-Konzentrationen ermittelt und mit Daten zur Schadstoffbelastung von Produkten kombiniert, um die jeweiligen Schadstoffträger zu identifizieren.

1 EINLEITUNG

Antimon, Cadmium, Chrom und Nickel werden bei der Herstellung zahlreicher Produkte eingesetzt und am Ende des Produktlebenszyklus in den Abfall eingetragen. Gemischte nicht gefährliche Abfälle aus dem Siedlungs- und Gewerbeabfallbereich werden u.a. in mechanischen Splitting- und Sortieranlagen überwiegend zu Ersatzbrennstoffen verarbeitet, die z.B. in der Zementindustrie eingesetzt werden (Sarc 2015). Der Einsatz von EBS in der Zementindustrie wird in Österreich gesetzlich durch die Abfallverbrennungsverordnung 2010 (AVV) (BMLFUW 2010) geregelt, in der heizwertbezogene Grenzwerte für Arsen (As), Cadmium (Cd), Cobalt (Co), Chrom (Cr), Quecksilber (Hg), Nickel (Ni), Blei (Pb) und Antimon (Sb) bestehen. Neben diesen gesetzlich geregelten Parametern wird bei der Mitverbrennung von EBS in Zementwerken aus verfahrenstechnischen Gründen auch ein möglichst geringer Gehalt an Chlor (Cl) angestrebt, der weniger als 1,0 - 0,8 % der Trockenmasse ausmachen sollte (Lorber et al. 2012).

Zur Einhaltung dieser Grenzwerte und Qualitätsvorgaben werden bei der Herstellung von EBS aus gemischten Abfällen neben den üblichen Schritten (mehrere Zerkleinerungsschritte, Klassierung, Entfernung von Eisen und Nichteisenmetallen) oft auch Nahinfrarot (NIR) Sortierer eingesetzt (Sarc et al. 2014). Diese ermöglichen eine gezielte Ausschleusung von Schadstoffträgern und können – sofern mögliche Auswirkungen auf den Heizwert berücksichtigt werden – zur Verbesserung der EBS Qualität beitragen. So resultiert z.B. die Ausschleusung von PVC in einer Senkung des Cl- und gegebenenfalls auch des Cd- und Pb-Gehalts (Pieber et al. 2012) und die Entfernung von Polyethylenterephthalat (PET) führt zu einer Verringerung des Sb-Gehalts im EBS (Kreindl 2007). Voraussetzung dafür ist jedoch, dass die Form, in der die Schadstoffe vorliegen, und die relevanten Schadstoffträger bekannt sind. Unterschiede je nach Abfallart und -herkunft sind wahrscheinlich und legen für eine erste, allgemeine Identifizierung von Schadstoffträgern die Verwendung von Fachliteratur nahe.

Die in der Literatur vorliegenden Daten zu Schadstoffkonzentrationen werden oft für bestimmte Abfallfraktionen angegeben oder zu Vergleichszwecken zusammengefasst. Dies erschwert zwar eine genaue Benennung der Schadstoffträger, ermöglicht

aber eine erste Abschätzung mit Hinblick auf stark belastete Fraktionen. Eine sehr umfassende Auswertung der Literaturdaten zu den Konzentrationen verschiedener chemischer Elemente in Abfällen wurde beispielsweise von Götze et al. (2016a) durchgeführt. Die Ergebnisse der Studie (0,75-Quantile) für die Elemente As, Cd, Cl, Co, Cr, Hg, Ni, Pb und Sb werden in Tab. 1 zusammengefasst. Im Rahmen des hier vorliegenden Beitrags werden die Gründe für die erhöhten Konzentrationen von Sb, Cd, Cr und Ni erörtert und mögliche Schadstoffträger gelistet.

Tab. 1: Konzentrationen ausgewählter Elemente in Abfallfraktionen, tabellarisch dargestellte Ergebnisse (0,75-Quantile) aus Götze et al. (2016a). Für jedes Element wurden die Fraktionen mit den relativ höchsten Konzentrationen schwarz, Fraktionen mit mittleren Konzentrationen grau und Fraktionen mit den relativ niedrigsten Konzentrationen weiß gekennzeichnet.

	As [mg/kg TS]	Cd [mg/kg TS]	Cl [% TS]	Co [mg/kg TS]	Cr [mg/kg TS]	Hg [mg/kg TS]	Ni [mg/kg TS]	Pb [mg/kg TS]	Sb [mg/kg TS]
Organik	18,605 n = 48	0,60 n = 71	0,700 n = 58	2,6 n = 17	56,3 n = 62	0,396 n = 34	10,5 n = 51	89,1 n = 68	2,60 n = 12
Lebensmittelabfall	28,350 n = 54	1,28 n = 100	1,173 n = 20	2,0 n = 43	69,0 n = 103	0,870 n = 59	20,4 n = 99	56,9 n = 105	0,50 n = 2
Gartenabfall	3,080 n = 18	0,60 n = 23	0,283 n = 26	2,7 n = 14	23,0 n = 19	0,198 n = 20	9,0 n = 20	23,7 n = 25	0,11 n = 13
Papier, Karton	6,100 n = 57	1,25 n = 88	0,300 n = 75	2,0 n = 8	40,3 n = 65	0,265 n = 84	13,3 n = 57	39,8 n = 88	2,45 n = 8
Kompositmaterial	0,200 n = 3	5,50 n = 15	2,550 n = 41	-	708,5 n = 6	0,380 n = 14	47,1 n = 6	363,3 n = 15	-
Kunststoff	10,075 n = 46	16,50 n = 103	8,125 n = 90	53,3 n = 5	187,0 n = 73	0,400 n = 89	19,6 n = 44	247,0 n = 102	129,23 n = 14
Brennbares	11,340 n = 89	3,93 n = 158	1,248 n = 114	3,7 n = 14	142,2 n = 122	0,470 n = 140	22,0 n = 97	147,0 n = 155	13,00 n = 23
Metall	29,800 n = 45	5,20 n = 71	0,001 n = 19	43,5 n = 5	304,3 n = 50	0,200 n = 60	147,3 n = 40	90,0 n = 67	48,73 n = 8
Glas	280,475 n = 36	2,95 n = 49	<0,001 n = 10	9,0 n = 3	275,7 n = 49	0,200 n = 49	37,1 n = 40	189,1 n = 51	31,70 n = 6
Inertstoffe	25,000 n = 39	3,28 n = 50	0,550 n = 13	68,0 n = 4	167,5 n = 50	0,285 n = 49	67,7 n = 44	382,3 n = 50	6,07 n = 7

2 METHODIK

Die Identifizierung möglicher Schadstoffträger erfolgte auf Basis von Literaturdaten. Im ersten Schritt wurden besonders belastete Abfallfraktionen anhand der von Götze et al. (2016a) zusammengefassten Literaturdaten ermittelt. Zur genaueren Benennung möglicher Schadstoffträger und zur Erörterung der Schadstoffherkunft wurden Sortieranalysen mit einer größeren Anzahl sortierter Fraktionen herangezogen und mit Literaturdaten zum Schadstoffgehalt von Produkten kombiniert.

3 SCHADSTOFFE IN ABFÄLLEN UND DEREN HERKUNFT

3.1 Antimon (Sb)

In der Auswertung (0,75-Quantile) von Götze et al. (2016a) zeigt die Kunststofffraktion mit 129,23 mg/kg TS die mit Abstand höchsten Sb-Werte, gefolgt von Metall (48,73 mg/kg TS) und Glas (31,70 mg/kg TS). Bei Betrachtung genauer aufgeschlüsselter Sortieranalysen stechen vor allem Verpackungen aus Polyethylenterephthalat (PET) Götze et al. (2016b), sowie Gummi, Textilien und Textilprodukte hervor (Nakamura et al. 1996, Nasrullah et al. 2015, Nasrullah et al. 2016, Pomberger 2008). Mögliche Sb-Träger inkl. zu erwartender Sb-Konzentrationen werden in Tab. 2 gelistet. Die Herkunft des Sb wird im folgenden Abschnitt genauer erörtert.

In Kunststoffen wird Sb als Katalysator, zur FlammSchutzausrüstung oder als Pigment eingetragen. Antimontrioxid (Sb₂O₃) wird als Katalysator für die Polymerisierung von PET verwendet (Kiyataka et al. 2018) und bleibt danach im PET zurück (Welle

2016), was z.B. in PET-Flaschen zu Sb-Werten von 250 - 310 mg/kg führt (Kreindl 2007). Zur Flammenschutzrüstung wird Sb_2O_3 als Synergist in Kombination mit halogenierten Verbindungen in Kunststoffen (z.B. PVC, Polyethylen (PE), Polypropylen (PP)) eingesetzt. Dies resultiert abhängig vom Kunststoff in Sb-Konzentrationen in der Größenordnung von 4.200 - 42.000 mg/kg. Beim Einsatz von Sb-haltigen Pigmenten (z.B. Nickeltitangelb, Mangantitangelb, Chromtitangelb) sind in Kunststoffen Sb-Konzentrationen von 30 bis 600 mg/kg zu erwarten (Ranta-Korpi et al. 2014). Bei der Herstellung von PVC wurde Sb früher als Stabilisator verwendet und wird außerhalb Europas bis heute eingesetzt (Hopfmann et al. 2016).

Die für Textilien wie Bekleidung, Matratzen oder Vorhänge angegebenen Sb-Konzentrationen (siehe Tab. 2) sind ebenso auf PET-basierte Polyesterfasern oder Flammenschutzmittel zurückzuführen (Danish EPA 2003, Nakamura et al. 1996, Schäfer 2013).

Auch bei Gummiprodukten wird Sb_2O_3 üblicherweise in Kombination mit einem Halogendonator eingesetzt, um Flammfestigkeit zu erreichen (Dick & Rader 2014). Elastomere wie Styrol-Butadien-Kautschuk oder Ethylen-Propylen-Dien-Kautschuk können zu diesem Zweck mit 5 - 30 wt-% Sb_2O_3 versetzt werden (USAC 2017). In Form von Sb_2S_5 wird Antimon auch bei der Vulkanisierung von rotem Kautschuk eingesetzt (Anderson 2012). Autoreifen hingegen tragen nicht wesentlich zur Antimonfracht in der Gummifraktion bei, da sie mit 0,2 - 2,4 mg/kg (Kennedy & Gadd 2000) vergleichsweise geringe Sb-Konzentrationen aufweisen.

Sb-Verbindungen werden außerdem als Trübungsmittel für Glas, Emaille und Keramikglasuren, als Glasfarbstoff oder zur Entfärbung von Gläsern sowie als Läuermittel eingesetzt (Anderson 2012, Schmidt 2013, Tercero Espinoza et al. 2015).

In der Metallindustrie wird Sb als Legierungsbestandteil in Verbindung mit Blei und Zinn (1 - 15 % Sb Anteil) für Lagermetalle, Lote, Platten für Bleiakkumulatoren sowie zur Dotierung in der Halbleiterindustrie eingesetzt (Holleman et al. 2007, Tercero Espinoza et al. 2015).

Tab. 2: Konzentrationen von Antimon in verschiedenen Produkten und Abfallfraktionen.

Material	Sb [mg/kg]	Quelle
PET-Flaschen	250 - 310	(Kreindl 2007)
Kunststoffe mit Sb als Synergist zum Flammenschutz	4.200 - 42.000	(Ranta-Korpi et al. 2014)
Kunststoffe mit Sb Pigmenten	30 - 600	(Ranta-Korpi et al. 2014)
Bekleidung (Polyester)	11 - 270	(Schäfer 2013)
Matratzen (Baumwolle oder Polyester)	15 - 150	(Danish EPA 2003)
Vorhänge	2.100	(Nakamura et al. 1996)
Gummi (Abfallfraktion)	8,4 - 230	(Nakamura et al. 1996, Pomberger 2008)
Farbeimer (Abfallfraktion)	250	(Pomberger 2008)
Bauschäume (Abfallfraktion)	375	(Pomberger 2008)

3.2 Cadmium (Cd)

In der Auswertung nach Götze et al. (2016a) werden die höchsten Cd-Werte (0,75-Quantile) für die Fraktion Kunststoffe (16,50 mg/kg TS), gefolgt von Kompositmaterial (5,50 mg/kg TS) und Metallen (5,20 mg/kg TS) angegeben. In Publikationen die zwischen Hart- und Weichkunststoffen unterscheiden, werden vor allem bei Hartkunststoffen höhere Cd-Werte beobachtet (Nasrullah et al. 2015, Nasrullah et al. 2016, Riber et al. 2009). Des Weiteren werden – relativ zu den anderen Fraktionen – auch in den Fraktionen Leder und Gummi (LfU Bayern 2003, Beker & Cornelissen 1999, Janz 2010, Nasrullah et al. 2015, Otte 1994, Rotter 2002) sowie Inertstoffe (LfU Bayern 2003) bzw. Keramik (Otte 1994) und Asche (Janz 2010) erhöhte Werte festgestellt. Die mit Abstand höchsten Cd-Konzentrationen im gemischten Sied-

lungsabfall werden jedoch für Elektronikschrott und elektronische Materialien sowie Problemstoffe angegeben (Janz 2010, Maystre & Viret 1995, Morf & Taverna 2006, Rotter 2002), die in der Studie von Götze et al. (2016a) nicht ausgewiesen werden. Tab. 3 gibt einen Überblick über ausgewählte Cd-Träger und erwartete Cd-Konzentrationen.

In der Elektronikfraktion stammt Cd großteils aus NiCd Akkumulatoren, aber auch aus Kunststoffen, galvanischen Überzügen, Chip-Widerständen, Halbleitern oder Solarzellen (Janz 2010). NiCd Akkumulatoren dürfen seit 2008 auf Basis der EU-Batterierichtlinie aufgrund ihres Cd Gehalts > 0,002 Gewichtsprozent auch in Österreich bis auf wenige Ausnahmen nicht mehr in Verkehr gebracht werden (BMLFUW 2008). Es ist jedoch zu erwarten, dass sie aufgrund der hohen Produktlebensdauer im Abfallbereich weiterhin relevant sind. Schätzungen zufolge bleiben NiCd Akkumulatoren durchschnittlich 12,3 Jahre lang in Umlauf (Colin 2017).

Im Kunststoffbereich wurden Cd-Verbindungen hauptsächlich zur Wärmestabilisierung von PVC verwendet, was in Cd-Konzentration von 300 - 1.400 mg/kg resultierte (Ranta-Korpi et al. 2014). Durch die REACH-Verordnung wird der Cd-Gehalt von neuen PVC-Artikeln auf 100 mg/kg limitiert, nur für bestimmte PVC-Produkte für den Bausektor, die Recycling-PVC enthalten, beträgt der Cd Grenzwert 1.000 mg/kg (EC 2011). Der Einsatz von Cadmiumpigmenten in Kunststoffen (z.B. PVC, PE, PP, PET; Färbung gelb oder rot, in Kombination mit anderen Pigmenten auch gelblich-grün, orange bis braun) resultiert in Cd-Gehalten von 30 - 3.900 mg/kg (Ranta-Korpi et al. 2014) und spielt vor allem bei Kunststoffen, die bei hohen Temperaturen verarbeitet werden, eine wichtige Rolle (ICdA 2018). Auch für den Einsatz von Cd als Pigment werden jedoch Grenzwerte durch REACH definiert (EC 2011).

Cd-Verbindungen werden auch in Gummi, Glas, Keramikglasuren und Emailen als Pigmente (ICdA 2018) sowie in der Lederindustrie verwendet (Dixit et al. 2015).

Tab. 3: Konzentrationen von Cadmium in verschiedenen Produkten und Abfallfraktionen.

Material	Cd [mg/kg]	Quelle
Leiterplatten	1,2 - 4.832	(Janz 2010, Rotter 2002)
Elektronische Bauteile von Leiterplatten	8,9 - 9.945	(Janz 2010)
Elektronikschrott	228,8	(LfU Bayern 2003)
Elektronische Materialien	509,0	(Maystre & Viret 1995)
NiCd Batterien	160.000	(Nakamura et al. 1996)
Kunststoffe mit Cd Pigmenten	30 - 3.900	(Ranta-Korpi et al. 2014)
PVC (alt; mit Cd stabilisiert)	300 - 1.400	(Ranta-Korpi et al. 2014)
Gummi, Leder (Abfallfraktionen, teils gemischt)	11,0 - 81,3	(LfU Bayern 2003, Beker & Cornelissen 1999, Janz 2010, Nasrullah et al. 2015, Otte 1994, Rotter 2002)
Inertstoffe (Abfallfraktion)	32,6	(LfU Bayern 2003)
Keramik (Abfallfraktion)	34,1	(Otte 1994)
Asche (Abfallfraktion)	69,5	(Janz 2010)

3.3 Chrom (Cr)

Die Daten von Götze et al. (2016a) zeigen die höchsten Cr-Werte (0,75-Quantile) in Kompositmaterial (708,5 mg/kg TS) gefolgt von Metall (304,3 mg/kg TS) und Glas (275,7 mg/kg TS). Bei genauerer Aufschlüsselung zeigen sich hohe Cr-Werte vor allem in den (oft gemischten) Fraktionen Leder, Schuhe, Gummi und Textilien (LfU Bayern 2003, Beker & Cornelissen 1999, Götze et al. 2016b, Nasrullah et al. 2015, Nasrullah et al. 2016, Otte 1994, Pomberger 2008). Lederartikel und Schuhe können je nach Definition in einzelnen Studien der Fraktion Kompositmaterial zugeordnet werden und damit die erhöhten Cr-Werte in der Auswertung von (Götze et al. 2016a) mitverursacht haben. Tab. 4 gibt einen Überblick über die Cr-Konzentrationen in einigen Abfallfraktionen und Produkten.

Der zum Teil hohe Cr-Gehalt von Leder stammt aus dem Gerbprozess, bei dem Chrom(III)salze verwendet werden. Üblicherweise werden 60 % des zugesetzten Chroms vom Leder aufgenommen (Matlack 2010). Für Lederprodukte wie Uhrenarmbänder, Schuhe, Arbeitshandschuhe, Jacken und andere Kleidungsstücke wird von Gesamtchromgehalten bis 3,8 % (38.000 mg/kg) berichtet (Rydin 2002, Thyssen et al. 2012). Regulierungen durch REACH betreffen nur hexavalentes Chrom und nicht die Gesamtchromgehalte (EC 2014).

Beim Vergleich der Sortieranalysen fällt auf, dass die Cr-Werte in der Fraktion Textilien meist dann erhöht sind, wenn in den Studien keine eigene Leder- oder Schuhfraktion gebildet wurde. Obwohl Cr-Verbindungen auch zum Färben mancher Textilien eingesetzt werden (speziell für schwarz, dunkelblau und dunkelgrün) (Mahapatra 2016), legt dies die Vermutung nahe, dass Lederartikel für den größten Teil der Cr-Fracht in der Textil-Fraktion verantwortlich sind.

Die Cr-Fracht in der Metallfraktion rührt vom Einsatz von Cr zur Oberflächenveredelung und als Legierungsbestandteil (z.B. von Stahl) her (Morf & Taverna 2006).

In der Glasfraktion lassen sich die erhöhten Cr-Werte, die vor allem bei grünem Glas beobachtet werden, durch den Einsatz des Grünpigments Cr_2O_3 erklären (Holleman et al. 2007).

Im Kunststoffbereich werden Cr-Verbindungen nicht nur als Pigmente (z.B. Cr_2O_3 zur Grünfärbung von HDPE Containern für den Außengebrauch), sondern auch bei der Polymerisierung von Polyethylenen wie LLDPE oder HDPE verwendet. Werden Chromoxide als Katalysator eingesetzt, liegt der Cr-Gehalt des Polymers aufgrund von Reinigungsschritten unter 5 mg/kg. Beim Einsatz von chromhaltigen Pigmenten ist hingegen ein höherer Cr-Gehalt von 30 bis 3.400 mg/kg zu erwarten (Ranta-Korpi et al. 2014). Des Weiteren können auch Kunststoffoberflächen mit Chrom veredelt werden (Janz 2010).

Tab. 4: Konzentrationen von Chrom in verschiedenen Produkten und Abfallfraktionen.

Material	Cr [mg/kg]	Quelle
Lederhaltige Abfallfraktion (oft gemischt mit Schuhen und/oder Gummi)	833,3 - 7.885	(LfU Bayern 2003, Beker & Cornelissen 1999, Otte 1994, Pomberger 2008, Riber et al. 2009)
Textilien (Abfallfraktion, wenn separate Leder- oder Schuhfraktion vorhanden)	73,3 - 475	(LfU Bayern 2003, Beker & Cornelissen 1999, Otte 1994, Pomberger 2008, Riber et al. 2009)
Lederprodukte (Schuhe, Jacken etc.)	< 100 - 38.000	(Rydin 2002, Thyssen et al. 2012)
Elektronische Bauteile, Leiterplatten	200 - 818	(Janz 2010)
Glas, grün (Abfallfraktion)	970,1 - 1.190	(Götze et al. 2016b, Riber et al. 2009)
Kunststoffe mit Cr-Pigmenten	30 - 3.400	(Ranta-Korpi et al. 2014)

3.4 Nickel (Ni)

Die Ni-Konzentrationen der einzelnen Fraktionen scheinen beim Vergleich verschiedener Publikationen recht unterschiedlich verteilt. In der Auswertung von Götze et al. (2016a) finden sich die höchsten Ni-Werte in der Metallfraktion (147,3 mg/kg TS), gefolgt von Inertstoffen (67,7 mg/kg TS) und Kompositmaterial (47,1 mg/kg TS). Vereinzelt wird auch von hohen Ni-Konzentrationen in Kunststoffen (213,75 mg/kg TS in Nichtverpackungen ohne Label (Götze et al. 2016b)) und Keramik (322 mg/kg TS (Riber et al. 2009)) berichtet. Deutlich höhere Werte werden für die Elektronikschrottfraction im gemischten Siedlungsabfall angegeben (LfU Bayern 2003, Janz 2010). Tab. 5 listet mögliche Ni-Träger inkl. erwarteter Schadstoffkonzentrationen.

Der Großteil des erzeugten Ni wird in der Metallindustrie zur Steigerung der Härte, Korrosionsbeständigkeit und Zähigkeit für rostfreien Stahl und andere Legierungen verwendet (Holleman et al. 2007). Auch Batterien weisen einen besonders hohen Ni-Anteil auf (siehe Tab. 5), da Ni und Ni-Verbindungen unter anderem in Li-Ionen,

NiCd und Ni-Metallhydrid Batterien verwendet werden (Rydh & Svård 2003, Saft 2008a, Saft 2008b).

Im Kunststoffbereich werden Ni-Verbindungen als Katalysator zur Herstellung von Schlagzähmodifizierern für Acrylnitril-Butadien-Styrol-Copolymere (ABS) und hochschlagfestes Polystyrol (HIPS) eingesetzt, die Ni-Konzentration im Polymer wird in diesem Fall auf weniger als 10 mg/kg geschätzt. Weniger bedeutend sind Ni-Verbindungen mittlerweile als Stabilisator für PP und LDPE, was in Ni-Gehalten von 100 - 500 mg/kg resultiert. Des Weiteren werden Ni-Pigmente zur Gelb-, Orange- oder Grünfärbung von Kunststoffen eingesetzt. In diesem Fall betragen die Ni-Konzentrationen im Kunststoff je nach Pigment 20 - 1.200 mg/kg (Ranta-Korpi et al. 2014).

Die Verwendung von Ni-Verbindungen als Pigment zur Farbverbesserung in Keramik (Szynal et al. 2016) könnte ursächlich an den von Riber et al. (2009) publizierten erhöhten Werten in der Keramikfraktion beteiligt sein.

Tab. 5: Konzentrationen von Nickel in verschiedenen Produkten und Abfallfraktionen.

Material	Ni [mg/kg]	Quelle
Elektronische Bauteile	2.057 - 85.377	(Janz 2010)
Leiterplatten	787 - 13.103	(Janz 2010)
Elektronikschrott (Abfallfraktion)	1.543,8	(LfU Bayern 2003)
NiCd Batterien	30.000 - 250.000	(Saft 2008a, SBS 2015, Yuasa 2015)
NiMH Batterien	300.000 – 460.000	(Johnson Controls 2015, Saft 2008b)
Li-Ionen Batterien	120.000 - 150.000	(Rydh & Svård 2003)
Kunststoff (mit Ni-Pigmenten)	20 - 1.200	(Ranta-Korpi et al. 2014)
PP, LDPE (mit Ni-Verb. stabilisiert)	100 - 500	(Ranta-Korpi et al. 2014)
Keramik (Abfallfraktion)	8 - 322	(Beker & Cornelissen 1999, Götze et al. 2016b, Riber et al. 2009)

4 ZUSAMMENFASSUNG UND SCHLUSSFOLGERUNG

Im Zuge der Literaturrecherche wurden mögliche Träger von Sb, Cd, Cr und Ni identifiziert. Sie werden in Tab. 6 zusammengefasst.

Bereits in der Auswertung von Götze et al. (2016a) zeigt sich, dass von den Fraktionen, die üblicherweise im EBS verbleiben, vor allem die Fraktionen „Kompositmaterial“ und „Kunststoffe“ im Vergleich zu den anderen Fraktionen oft hohe Schadstoffkonzentrationen aufweisen (vergleiche Tab. 1). Bei den Kunststoffen sticht oft PVC hervor, jedoch ist zu erwarten, dass der Eintrag von Cd und Sb aufgrund des Einsatzes anderer Stabilisatoren kontinuierlich abnimmt. In der Fraktion Kompositmaterial fallen vor allem Lederprodukte mit hohen Schadstoffkonzentrationen auf. Auch die Gummi- und Textilfraktionen könnte abhängig vom Massenstrom eine Rolle spielen. Des Weiteren sind Batterien und elektronische Bauteile wichtige Schadstoffträger, die zwar nur in geringen Mengen in gemischten Siedlungsabfällen vorkommen, aber eine hohe Schadstofffracht tragen.

Die Ausschleusung der in Tab. 6 gelisteten Schadstoffträger könnte folglich eine geeignete Maßnahme zur Verringerung der Konzentrationen von Sb, Cd, Cr oder Ni im EBS und damit zur Verbesserung der EBS Qualität darstellen.

Tab. 6: Zusammenfassung möglicher Schadstoffträger im Abfall

Antimon	Cadmium	Chrom	Nickel
- PET Flaschen	- NiCd Akkumulatoren	- Lederprodukte,	- Elektronische Bauteile
- Textilien (flammgeschützt oder aus Polyester)	- Elektronische Bauteile	- Schuhe	- Batterien
- Kunststoffe (flammgeschützt oder mit Sb Pigmenten)	- PVC (Cd-stabilisiert)	- Kunststoffe (Cr als Pigment)	- Kunststoffe (Ni stabilisiert oder Ni-Pigmente)
	- Kunststoffe, Leder, Gummi (Cd Pigmente)	- Textilien (dunkel gefärbt; selten)	

5 DANKSAGUNG

Das Kompetenzzentrum Recycling and Recovery of Waste 4.0 - ReWaste4.0 - (860 884) wird im Rahmen von COMET – Competence Centers for Excellent Technologies durch BMVIT, BMWFW und Land Steiermark gefördert. Das Programm COMET wird durch die FFG abgewickelt.

LITERATUR

- Anderson, C.G. (2012) *The metallurgy of antimony*. Chemie der Erde - Geochemistry 72, 3–8.
- Bayerisches Landesamt für Umweltschutz (LfU Bayern) (2003) *Zusammensetzung und Schadstoffgehalt von Siedlungsabfällen: Abschlussbericht*.
- Beker, D., Cornelissen, A.A.J. (1999) *Chemische analyse van huishoudelijk restafval: Resultaten 1994 en 1995*. Rijksinstituut voor Volksgezondheid en Milieu (RIVM), Rapport-nummer 776221002.
- Bundesministerium für Land- und Forstwirtschaft, Umwelt und Wasserwirtschaft (BMLFUW) (2008) *Verordnung über die Abfallvermeidung, Sammlung und Behandlung von Altbatterien und -akkumulatoren (Batterienverordnung)*, BGBl. II Nr. 159/2008, Wien.
- Bundesministerium für Land- und Forstwirtschaft, Umwelt und Wasserwirtschaft (BMLFUW) (2010) *Verordnung über die Verbrennung von Abfällen (Abfallverbrennungsverordnung - AVV)*, BGBl. II Nr. 476/2010, Wien.
- Colin, J. (2017) *How battery life cycle influences the collection rate of battery collection schemes*. IBCR 2017, 20 September 2017, Lissabon, Portugal.
- Danish Environment Protection Agency (Danish EPA) (2003) *Survey of chemical substances in consumer products: Survey of the content of certain chemical substances in mattress pads*.
- Dick, J.S., Rader, C.P. (2014) *Raw Materials Supply Chain for Rubber Products*. Carl Hanser Verlag, München.
- Dixit, S., Yadav, A., Dwivedi, P.D., Das, M. (2015) *Toxic hazards of leather industry and technologies to combat threat: A review*. Journal of Cleaner Production 87, 39–49.
- European Commission (EC) (2011) *Commission Regulation (EU) No 494/2011 of 20 May 2011 amending Regulation (EC) No 1907/2006 of the European Parliament and of the Council on the Registration, Evaluation, Authorisation and Restriction of Chemicals (REACH) as regards Annex XVII (Cadmium)*.
- European Commission (EC) (2014) *Commission Regulation (EU) No 301/2014 of 25 March 2014 amending Annex XVII to Regulation (EC) No 1907/2006 of the European Parliament and of the Council on the Registration, Evaluation, Authorisation and Restriction of Chemicals (REACH) as regards chromium VI compounds*.
- Götze, R., Boldrin, A., Scheutz, C., Astrup, T.F. (2016a) *Physico-chemical characterisation of material fractions in household waste: Overview of data in literature*. Waste Management 49, 3–14.
- Götze, R., Pivnenko, K., Boldrin, A., Scheutz, C., Astrup, T.F. (2016b) *Physico-chemical characterisation of material fractions in residual and source-segregated household waste in Denmark*. Waste Management 54, 13–26.
- Holleman, A.F., Wiberg, E., Wiberg, N. (2007) *Lehrbuch der anorganischen Chemie*, 102nd ed. de Gruyter, Berlin.
- Hopfmann, T., Kuhn, K.-J., Kauffhold, J., Schiller, M. (2016) *PVC Stabilisatoren*. In: Maier, R.D., Schiller, M. (2016) *Handbuch Kunststoff-Additive*. Carl Hanser Verlag, München, 469–547.
- International Cadmium Association (ICdA) (2018) *Cadmium Pigments*. <https://www.cadmium.org/cadmium-applications/cadmium-pigments>. Accessed 30 July 2018.
- Janz, A. (2010) *Schwermetalle aus Elektroaltgeräten und Batterien im kommunalen Restabfall: Potenziale, Mobilisierung und Freisetzung während der Deponierung*. Dissertation. Forum für Abfallwirtschaft und Altlasten e.V., Pirna.
- Johnson Controls (2015) *Safety Data Sheet Nickel-Metal Hydride Battery*.
- Kennedy, P., Gadd, J. (2000) *Preliminary Examination of Trace elements in Tyres, Brake Pads and Road Bitumen in New Zealand*.
- Kiyataka, P.H.M., Dantas, S.T., Albino, A.C., Pallone, J.A.L. (2018) *Antimony Assessment in PET Bottles for Soft Drink*. Food Anal. Methods 11 (1), 1–9.
- Kreindl, G. (2007) *Schwermetallherkunft in den Inputfraktionen einer Alternativbrennstoffverwertungsanlage*. Diplomarbeit.

- Lorber, K.E., Sarc, R., Aldrian, A. (2012) *Design and quality assurance for solid recovered fuel*. Waste Management & Research 30 (4), 370–380.
- Mahapatra, N.N. (2016) *Textile Dyes*. Woodhead Publishing India Pvt. Ltd., Neu Dehli.
- Matlack, A. (2010) *Introduction to Green Chemistry*, 2nd ed. Taylor & Francis, Boca Raton.
- Maystre, L.Y., Viret, F. (1995) *A Goal-Oriented Characterization of Urban Waste*. Waste Management & Research 13 (3), 207–218.
- Morf, L.S., Taverna, R. (2006) *Ermittlung von Quellen der Schwermetalle in Restmüll*. Projekt MOVE Endbericht.
- Nakamura, K., Kinoshita, S., Takatsuki, H. (1996) *The origin and behavior of lead, cadmium and antimony in MSW incinerator*. Waste Management 16 (5-6), 509–517.
- Nasrullah, M., Vainikka, P., Hannula, J., Hurme, M. (2015) *Elemental balance of SRF production process: Solid recovered fuel produced from commercial and industrial waste*. Fuel 145, 1-11.
- Nasrullah, M., Vainikka, P., Hannula, J., Hurme, M., Oinas, P. (2016) *Elemental balance of SRF production process: Solid recovered fuel produced from municipal solid waste*. Waste Management & Research 34 (1), 38–46.
- Otte, P.F. (1994) *Analyse van metalen en calorische waarde in componenten uit huishoudelijk afval 1988-1992*. Rijksinstituut voor Volksgezondheid en Milieu, Rapportnummer 776201012.
- Pieber, S., Ragossnig, A., Pomberger, R., Curtis, A. (2012) *Biogenic carbon-enriched and pollutant depleted SRF from commercial and pretreated heterogeneous waste generated by NIR sensor-based sorting*. Waste Management & Research 30 (4), 381–391.
- Pomberger, R. (2008) *Entwicklung von Ersatzbrennstoff für das HOTDISC-Verfahren und Analyse der abfallwirtschaftlichen Relevanz*. Dissertation.
- Ranta-Korpi, M., Vainikka, P., Kontinen, J., Saarimaa, A., Rodriguez, M. (2014) *Ash forming elements in plastics and rubbers*. The VTT publication series 186.
- Riber, C., Petersen, C., Christensen, T.H. (2009) *Chemical composition of material fractions in Danish household waste*. Waste Management 29 (4), 1251–1257.
- Rotter, S. (2002) *Schwermetalle in Haushaltsabfällen: Potenzial, Verteilung und Steuerungsmöglichkeiten durch Aufbereitung*. Dissertation. Forum für Abfallwirtschaft und Altlasten e.V., Pirna.
- Rydh, C.J., Svärd, B. (2003) *Impact on global metal flows arising from the use of portable rechargeable batteries*. The Science of The Total Environment 302 (1-3), 167–184.
- Rydin, S. (2002) *Survey of Chemical Substances in Consumer Products: Investigation of the Content of Cr(VI) and Cr(III) in Leather Products on the Danish Market*.
- Saft (2008a) *Safety Data Sheet Secondary Nickel-Cadmium Sealed Cells*.
- Saft (2008b) *Safety Data Sheet Secondary Nickel-Metal Hydride Sealed Cells*.
- Sarc, R. (2015) *Herstellung, Qualität und Qualitätssicherung von Ersatzbrennstoffen zur Erreichung der 100%-igen thermischen Substitution in der Zementindustrie*. Dissertation.
- Sarc, R., Lorber, K.E., Pomberger, R., Rogetzer, M., Sipple, E.M. (2014) *Design, quality, and quality assurance of solid recovered fuels for the substitution of fossil feedstock in the cement industry*. Waste Management & Research 32 (7), 565–585.
- Schäfer, B. (2013) *Antimon-Freisetzung aus Polyethylenterephthalat-(PET-)haltigen Textilien*. In: Bundesamt für Verbraucherschutz und Lebensmittelsicherheit (2013) *Berichte zur Lebensmittelsicherheit 2011*. Springer, Basel, 41–43.
- Schmidt, M. (2013) *Rohstoffrisikobewertung - Antimon*. DERA Rohstoffinformationen 18.
- Storage Battery Systems LLC. (SBS) (2015) *Safety Data Sheet Nickel Cadmium Batteries*.
- Szynal, T., Rebeniak, M., Mania, M. (2016) *Migration studies of nickel and chromium from ceramic and glass tableware into food simulants*. Roczniki Panstwowego Zakladu Higieny 67 (3), 247–252.
- Tercero Espinoza, L., Hummen, T., Brunot, A., Hovestad, A., Garay, I.P., Velte, D., Smuk, J., Todorovic, J., van der Eijk, C., Joce, C. (2015) *CRM InnoNet Report: Critical Raw Materials Substitution Profiles - Revised May 2015*. Karlsruhe, Germany.
- Thyssen, J.P., Strandesen, M., Poulsen, P.B., Menné, T., Johansen, J.D. (2012) *Chromium in leather footwear - risk assessment of chromium allergy and dermatitis*. Contact dermatitis 66 (5), 279–285.
- United states antimony corporation (USAC) (2017) *Uses and Formulations*. http://usantimony.com/uses_formulations.htm. Accessed 25 July 2018.
- Welle, F. (2016) *Verpackungsmaterial aus Polyethylenterephthalat*. DLG Expertenwissen 4/2016.
- Yuasa (2015) *NiCd Material Safety Data Sheet*.

Korngrößenspezifische Charakterisierung eines marktüblichen gemischten Gewerbemülls für die EBS Produktion

J. Adam, A. Curtis & R. Sarc

Montanuniversität Leoben, Lehrstuhl für Abfallverwertungstechnik und Abfallwirtschaft, Leoben, Österreich

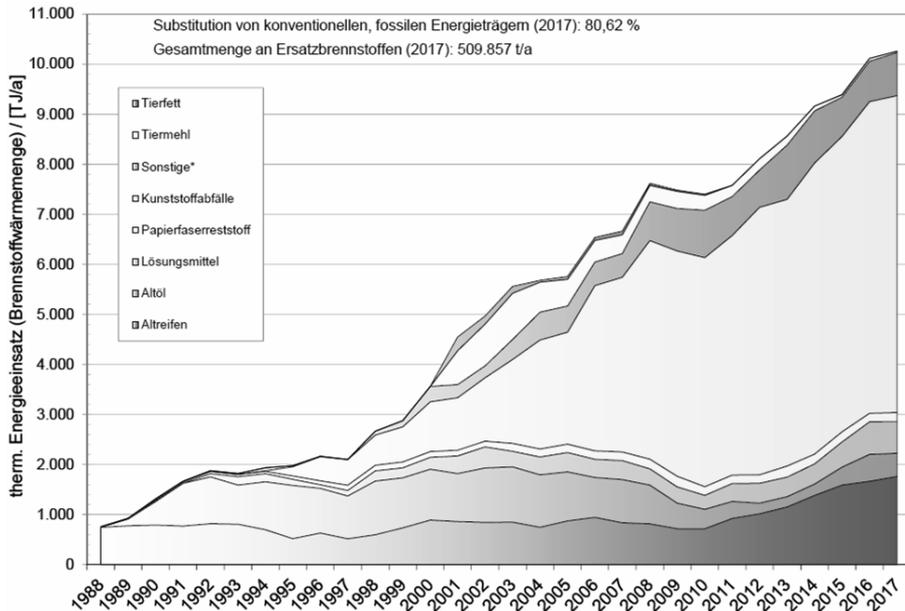
KURZFASSUNG: Die Mitverbrennung von Ersatzbrennstoffen (EBS) in Anlagen zur Zementerzeugung hat sich in Österreich seit Jahrzehnten etabliert und zählt zum Stand der Technik. Neben vertraglichen Regelungen zwischen EBS Produzenten und Verwertern wird der rechtliche und technische Rahmen für u.a. Schwermetalle durch die Abfallverbrennungsverordnung (AVV 2010) festgelegt. Die Qualität des produzierten Ersatzbrennstoffes ist einerseits vom Mix und der Qualität der eingesetzten Inputmaterialien und andererseits von der angewendeten Technologie und deren Aufbereitungstiefe abhängig. In diesem Beitrag werden Teilergebnisse aus Siebuntersuchungen zur korngrößenspezifischen Charakterisierung eines marktüblichen gemischten Gewerbemülls (vorzerkleinert und ohne Vorzerkleinerung) für die EBS Produktion dargelegt. Dabei werden die Heizwerte und Konzentrationen der ausgewählten Schwermetalle: Antimon, Cadmium, Chrom und Nickel in den Unterkorn (UK) Siebklassen UK 0 – 20 mm, UK 20 – 40 mm, UK 40 – 65 mm und Überkorn (ÜK) > 65 mm den Grenzwerten der AVV 2010 gegenübergestellt.

1 EINLEITUNG

Der Einsatz von Ersatzbrennstoffen (EBS), d.h. Abfälle aus Haushalt, Industrie und Gewerbe ohne oder nach einer mechanischen Aufbereitung, zur Substitution von Primärbrennstoffen wie Kohle, Gas oder Petrolkoks in Mitverbrennungsanlagen wie Zementwerken bildet in der österreichischen Abfallwirtschaft seit rd. 3 Jahrzehnten eine wichtige Säule. Die enge Kooperation zwischen der Zementindustrie als Abnehmer und lokalen Entsorgungsbetrieben, welche EBS-Produktionsanlagen betreiben, als Lieferanten, hat sich dabei erfolgreich etabliert.

1.1 Mengen

Die eingesetzte Gesamtmenge an EBS für acht in Betrieb befindlichen Anlagen der österreichischen Zementindustrie im Jahr 2017 betrug 509.857 t, bei einer Zementproduktionsmenge von 4,88 Mio. t. Betrachtet man den zeitlichen Verlauf, ist vor allem bei Kunststoffabfällen (Anmerkung: auch EBS) mit einer Einsatzmenge von 324.780 t im Jahr 2017 bzw. 63,7 % der Gesamtmenge, ein kontinuierlicher Anstieg in den letzten Jahren zu verzeichnen (vgl. Abb. 1, Mauschitz 2018) Mit einer Substitutionsquote von Primärbrennstoffen durch den EBS-Mix-Einsatz von 80,62 % im Jahr 2017 liegt die österreichische Zementindustrie im Vergleich mit anderen Ländern weltweit im Spitzenfeld.



* Sägemehl, Altholz, Gummiabfälle, heizwertreiche Fraktion, landwirtschaftliche Rückstände...

Abb. 1: Brennstoffwärmemengen aus der Verwertung von EBS in Anlagen der österreichischen Zementindustrie (ohne Mahlwerk) im Beobachtungszeitraum 1988 bis 2017 (Mauschitz 2018).

1.2 Qualitäten

Die energetische Verwertung von aufbereiteten Haushalts-, Industrie- und Gewerbeabfällen findet in Mitverbrennungsanlagen und in der Zementindustrie statt. Bezogen auf brennstofftechnische Eigenschaften und Einsatzfelder können drei EBS Qualitäten unterschieden werden (Sarc et al., 2016).

a.) EBS Low Quality

Diese EBS Qualität wird in (Mit-)verbrennungsanlagen (z.B. Wirbelschichttechnologie) mit einem Heizwert (Hu) von $< 12 \text{ MJ/kgOS}$ eingesetzt. Die Korngröße muss dabei bei $d_{95} < 120 \text{ mm}$ liegen.

b.) EBS Medium Quality

Diese Form von EBS kann in der Sekundärfeuerung (z.B. Kalzinator) bei Zementanlagen mit $d_{95} \leq 80 \text{ mm}$ eingesetzt werden. Spezialisierte Systeme wie z.B. die Vorbrennkammer beim „Hotdisc“-Verfahren sind flexibler, betreffend der Korngröße des EBS. Hier können EBS mit $d_{95} \leq 300 \text{ mm}$ übernommen werden. Der Heizwertbereich (Hu) liegt zwischen 12 und 18 MJ/kgOS.

c.) EBS Premium Quality

EBS PREMIUM Quality kann in Bezug auf seine Korngröße um maximal 5 mm variieren, d.h. $d_{95} \leq 30 - 35 \text{ mm}$, damit dieser in der Primärfeuerung des Drehrohres eingesetzt werden kann. Zudem muss der Heizwert $Hu > 18 \text{ MJ/kgOS}$ sein.

In Abb. 2 sind die angeführten EBS Qualitäten in Abhängigkeit von der Korngröße dargestellt.

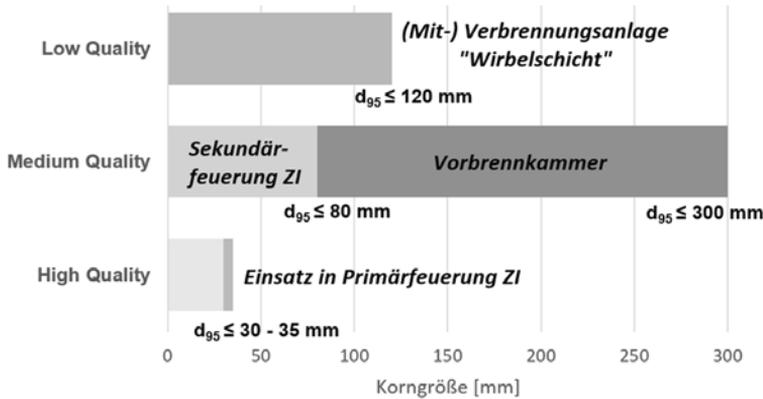


Abb. 2: EBS Qualitäten in Abhängigkeit von der Korngröße.

1.3 Rechtliche Rahmenbedingungen

Der rechtliche und technische Rahmen für den Einsatz von Ersatzbrennstoffen in Anlagen zur Zementerzeugung ist in der Abfallverbrennungsverordnung (BMLFUW 2010) festgelegt. Für Schwermetalle sind dabei folgende Grenzwerte einzuhalten (vgl. Tab. 1)

Tab. 1: Grenzwerte für Ersatzbrennstoffe beim Einsatz in Anlagen zur Zementerzeugung.

Parameter	Zeichen	Grenzwerte [mg/MJ]	
		Median	80er-Perzentil
Antimon	Sb	7	10
Arsen	As	2	3
Blei	Pb	20	36
Cadmium	Cd	0,23	0,46
Chrom	Cr	25	37
Kobalt	Co	1,5	2,7
Nickel	Ni	10	18
Quecksilber	Hg	0,075	0,15

2 KORNGRÖßENSPEZIFISCHE CHARAKTERISIERUNG EINES GEWERBEMÜLLS

Die brennstofftechnische Qualität hinsichtlich u.a. Heizwert, Schwermetalle von produzierten Ersatzbrennstoffen ist einerseits vom Mix und der Qualität der eingesetzten Inputmaterialien und andererseits von der angewendeten Technologie und deren Aufbereitungstiefe abhängig. Ziel der gegenständlichen Untersuchung war die korngößenspezifische Charakterisierung in den Siebklassen UK 0 – 20 mm, UK 20 – 40 mm, UK 40 – 65 mm und ÜK > 65 mm eines marktüblichen nicht gefährlichen gemischten Gewerbemülls (Stoff – und wertstoffentfrachtet) am Beispiel der vier Schwermetalle Antimon, Cadmium, Chrom und Nickel. Dabei sollen Aussagen über die Verteilung dieser Schadstoffe in den einzelnen Siebklassen getroffen werden.

Der praktische Teil der Untersuchungen (vgl. Abb. 3) umfasste zunächst die Absiebung unterschiedlicher Proben von gemischten Gewerbeabfällen (Probemenge jeweils rd. 2 t), davon vier Proben auf < 400 mm vorzerkleinert (GM 1, GM 2, GM 3, GM 4) und eine Probe ohne Vorzerkleinerung (GM OVZ), mittels eines Industriesiebs (Kreisschwingsieb) bei einem Trennschnitt von 65 mm, was eine Trennung in die Kornklassen Unterkorn (UK) < 65 mm und Überkorn (ÜK) > 65 mm bedeutet. Die

einzelnen Versuchsmaterialien wurden über ein Förderband dem Industriesieb zugeführt. Die Beschickung des Förderbandes erfolgte manuell aus einer Radladerschaukel. Das Unterkorn (UK) < 65 mm wurde direkt aus dem Förderbandabwurf manuell beprobt, anschließend im Labor bei den Siebschnitten 20 und 40 mm abgesiebt und jede Kornklasse chemisch analysiert. Um die Probenahmemenge (nur chem. Analyse durchgeführt) beim Überkorn (ÜK) > 65 mm zu verringern, erfolgte eine Nachzerkleinerung mittels Industrieshredder auf eine Korngröße von < 20 mm und eine Beprobung über eine Schleuse.

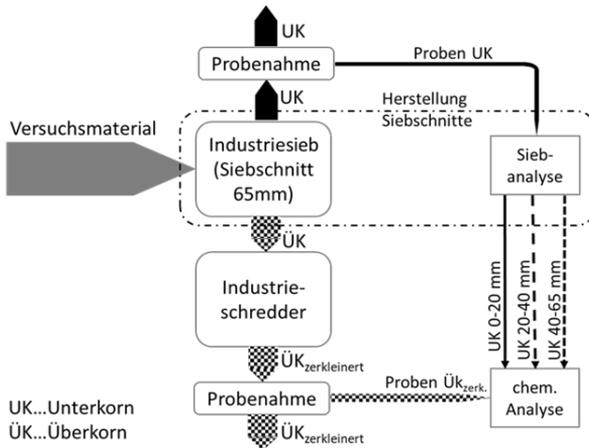


Abb. 3: Schematische Darstellung der Versuchsmethode.

3 ERGEBNISSE

Die Auswertungen der einzelnen Sieb- und Chemischen Analysen haben hinsichtlich Massenbilanz und bei den ausgewählten Schwermetallen Antimon, Cadmium, Chrom und Nickel folgende Ergebnisse gebracht.

3.1 Massenbilanzen

Aus den Siebungen des vorzerkleinerten Gewerbemülls (Durchschnittswerte aus den Versuchsmaterialien GM 1, GM 2, GM 3, GM 4) ergibt sich ein Überkornanteil von 66 %. Im Vergleich dazu ergibt sich beim Material ohne Vorzerkleinerung (GM OVZ) ein um 9 % höherer Überkornanteil von 75 % (vgl. Abb. 4).

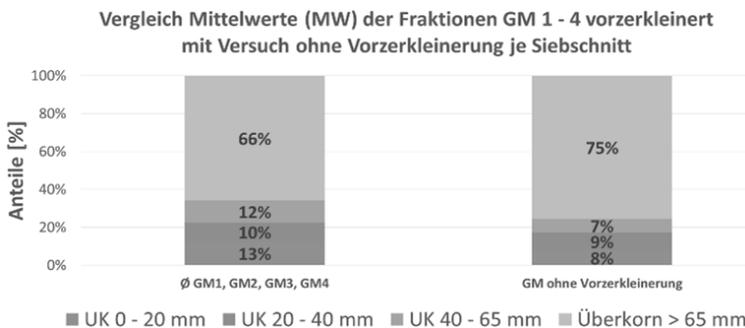


Abb. 4: Vergleich Mittelwert der Fraktionen vorzerkleinert (GM 1, GM 2, GM 3, GM 4) und des Gewerbemülls ohne Vorzerkleinerung (GM OVZ).

3.2 Schwermetalle

Die Messwerte der einzelnen Schwermetalle in den jeweiligen Siebklassen werden den 80-er Perzentil Grenzwerten für Ersatzbrennstoffe beim Einsatz in Anlagen zur Zementerzeugung laut AVV 2010 prozentuell (d.h. Grenzwert = 100 %) gegenübergestellt. Die Grenzwertausschöpfung für die Schwermetalle Antimon, Cadmium, Chrom und Nickel ist auf folgenden Grafiken ersichtlich (vgl. Abb. 5 u. 6). Die Auswertung erfolgte bei jeder Gewerbemüllfraktion bzw. Probe (GM 1, GM 2, GM 3, GM 4 inkl. GM OVZ) nach der Fraktion Input Sieb, den Siebklassen UK 0 – 20 mm, UK 20 – 40 mm, UK 40 – 65 mm und Überkorn > 65 mm. Für die Ermittlung der heizwertspezifischen Werte wurden folgende Heizwerte Hu in MJ/kgTS bestimmt und verwendet (vgl. Tab. 2).

Tab. 2: Ermittelte Heizwerte Hu [MJ/kgTS] der einzelnen Gewerbemüllfraktionen.

Fraktionen Siebung	Fraktionen bzw. Proben Gewerbemüll					
	GM 1	GM 2	GM 3	GM 4	Ø GM	GM OVZ
	Heizwert (unterer) Hu [MJ/kg] _{TS}					
1) Input Sieb	23,3	28,3	27,9	17,1	24,2	18,7
2) UK 0 - 20 mm	16,8	18,8	19,5	6,7	15,5	5,6
3) UK 20 - 40 mm	23,0	27,2	28,2	13,2	22,9	12,9
4) UK 40 - 65 mm	21,6	30,6	30,1	16,6	24,7	15,5
5) Überkorn > 65 mm	24,7	30,2	28,1	20,4	25,9	21,0

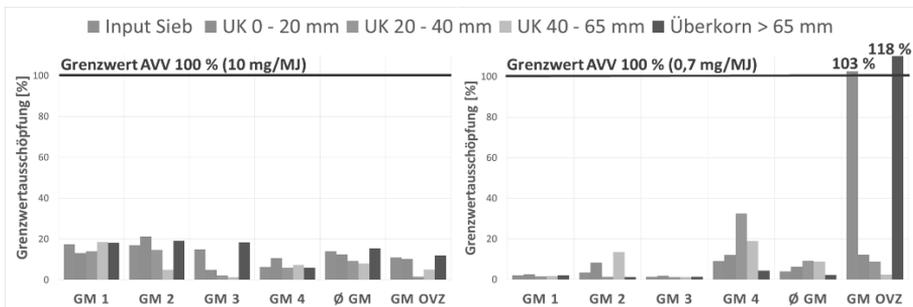


Abb. 5: Grenzwertausschöpfung für Antimon (links), Grenzwertausschöpfung für Cadmium (rechts).

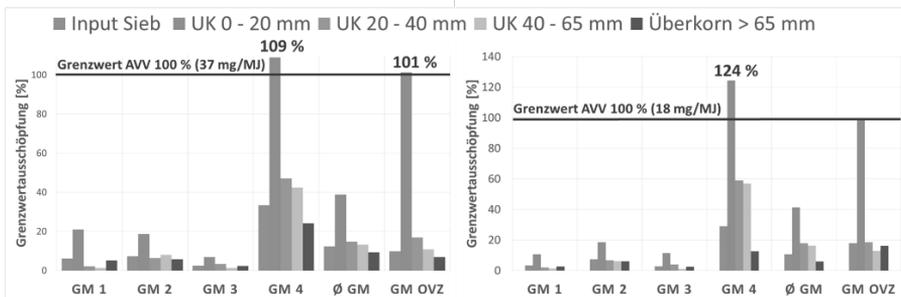


Abb. 6: Grenzwertausschöpfung für Chrom (links), Grenzwertausschöpfung für Nickel (rechts).

Die Werte für Antimon liegen bei allen Siebklassen weit unter dem Grenzwert. Der Durchschnittswert (Ø GM) für das Überkorn > 65 mm liegt höher als in den einzelnen Kornklassen des Unterkorns (UK) < 65mm (UK 0 – 20 mm, UK 20 – 40 mm und UK 40 – 65 mm) und ist zum Teil darauf zurückzuführen dass PET-Flaschen (Gehalt an

Sb von 250 - 310 mg/kg laut Kreindl (2007)) vorwiegend im Überkorn > 65 mm angereichert werden.

Bei Cadmium liegen alle ermittelten Werte bis auf GM OVZ (ohne Vorzerkleinerung) weit unter dem Grenzwert der AVV. Der Grund für die Überschreitung im GM OVZ kann aus dem gegenständigen Untersuchungsumfang nicht eindeutig eruiert werden.

Betrachtet man die Grenzwertausschöpfung der einzelnen Siebklassen für Chrom, so ist eine Anreicherung bei sämtlichen Proben im UK 0 – 20 mm ersichtlich. Der Großteil der Werte liegt unter dem Grenzwert der AVV. Eine Überschreitung von 9 % bzw. 1 % ist bei der Probe GM 4 und GM OVZ jeweils im UK 0 – 20 mm ersichtlich.

Bei Nickel ergibt sich ein ähnliches Bild wie bei Chrom. Die Überschreitungen und Grenzwertnähe für dieses Legierungselement (üblicherweise eingesetzt als CrNi – Verbindung) liegen hier ebenfalls in der Kornklasse UK 0 – 20 mm bei der Probe GM 4 und GM OVZ vor. Auch hier ist eine signifikante Anreicherung in der Feinfraktion UK 0 – 20 mm bei sämtlichen Proben zu beobachten, was möglicherweise wie bei Chrom z.T. auf metallische Partikel (Abrieb von Metallteilen aus Abfällen und Maschinen, etc.) zurückzuführen ist.

4 SCHLUSSFOLGERUNG BZW. ZUSAMMENFASSUNG

Die Gehalte der betrachteten Schwermetalle Antimon, Cadmium, Chrom und Nickel in den verschiedenen Versuchsmaterialien (Proben: GM 1, GM 2, GM 3, GM 4 und GM OVZ) unterschreiten mit Ausnahme von Cadmium in GM OVZ deutlich die Grenzwerte der AVV. Die Durchschnittswerte für die betrachteten Schadstoffe beim vorzerkleinerten Gewerbemüll (Ø GM) liegen daher auch deutlich unter den Grenzwerten gem. AVV. Es zeigt sich, dass diese Schadstoffe korngößenspezifisch unterschiedlich verteilt sind. Vor allem in der Kornklasse UK 0 - 20 mm ist eine deutliche Anreicherung der Schadstoffe und in zwei Fällen eine leichte Grenzwertüberschreitung für Chrom u. Nickel in GM 4 ersichtlich.

Die Arbeiten wurden im Rahmen des Kompetenzzentrums ReWaste4.0 durchgeführt.

5 FÖRDERUNG

Das Kompetenzzentrum Recycling and Recovery of Waste 4.0 - ReWaste4.0 - (860 884) wird im Rahmen von COMET – Competence Centers for Excellent Technologies durch BMVIT, BMWFW und Land Steiermark gefördert. Das Programm COMET wird durch die FFG abgewickelt.

LITERATUR

Bundesministerium für Land- und Forstwirtschaft, Umwelt und Wasserwirtschaft (BMLFUW) (2010) *Verordnung über die Verbrennung von Abfällen - Abfallverbrennungsverordnung – AVV*. BGBl. II Nr. 476/2010, Wien, Österreich: BMLFUW

Mauschitz, G (2018) *Emissionen aus Anlagen der österreichischen Zementindustrie, Berichtsjahr 2017*. Wien, Österreich: Technische Universität Wien.

Kreindl, G. (2007) *Schwermetallherkunft in den Inputfraktionen einer Alternativbrennstoffverwertungsanlage*. Diplomarbeit.

Sarc, R., Lorber, K.E., Pomberger, R. (2016). *Manufacturing of Solid Recovered Fuels (SRF) for Energy Recovery Processes*. TK Verlag Karl Thomé-Kozmiensky, Neuruppin.

Sensortechnologien in der Kreislaufwirtschaft

S. Flamme, S. Hams & M. Zorn

Fachhochschule Münster, Institut für Infrastruktur, Wasser, Ressourcen, Umwelt, Münster, Deutschland

KURZFASSUNG: Ziel der Kreislaufwirtschaft ist die möglichst umfassende und effiziente Nutzung der vorhandenen materiellen und energetischen Ressourcen. Für einzelne Abfallströme besteht in diesem Zusammenhang noch ein erhebliches Optimierungspotenzial, das mittels deutlich weiterentwickelter Sensortechnologien, die verschiedene Stoffeigenschaften identifizieren und dadurch vorhandene Sortiertechniken in Abfallbehandlungsanlagen erweitern, geschöpft werden kann. Am Markt sind unterschiedliche Sensoren (einzeln oder in Kombination miteinander) verfügbar. Des Weiteren spielt die Echtzeitanalytik eine immer größere Rolle. Bei Ersatzbrennstoffen ist es beispielsweise bereits möglich, in Echtzeit verschiedene Parameter zu bestimmen. Bei der Weiterentwicklung der Sensortechnologien richtet sich der Fokus auch auf die Analyse weiterer Abfallströme, um so eine umfassende Kreislaufwirtschaft zu ermöglichen.

1 EINLEITUNG

Abfall, der nicht recycelt werden kann, ist gemäß Abfallhierarchie des Kreislaufwirtschaftsgesetzes energetisch zu verwerten. Dieser kann nach Aufbereitung als Ersatzbrennstoff (EBS), entweder in der Monoverbrennung in EBS-Kraftwerken oder nach umfassenderer Aufbereitung als Sekundärbrennstoff mitverbrannt werden. Letzteres ist in den vergangenen Jahren vor allem in der Zementindustrie zunehmend umgesetzt worden. Dabei hat die Qualitätssicherung des Brennstoffes, mit der verschiedene Parameter wie Heizwert, Wasser-, Asche- und Chlorgehalt sowie Schwermetalle regelmäßig analysiert werden können, eine besondere Bedeutung. Mit Hilfe von Sensortechnologien besteht nunmehr die Möglichkeit, neben der Ausschleusung von Stör- und Wertstoffen, zeitnah auch Aussagen über die Qualität der Brennstoffe zu erhalten (Krämer et al. 2016).

2 SENSORTECHNOLOGIEN IN DER KREISLAUFWIRTSCHAFT

Während des Aufbereitungsprozesses von Abfällen werden verschiedene Schritte durchlaufen, um Wert- und Störstoffe aus dem Stoffstrom zu entfernen. Ziel ist es, hierbei den Anteil des zu beseitigenden Abfallstroms mit mechanischen Aufbereitungsschritten sowie einer händischen und/oder sensorgestützten Sortierung zu minimieren und als weiteren Output recycelbare Stoffe sowie einen qualitativ hochwertigen Brennstoff zu generieren. Nach aktuellem Entwicklungsstand sind die Sensortechnologien unterschiedlich gut für bestimmte Stoffströme und Sortier- oder Analyseaufgaben geeignet. Ein Überblick über gängige Sensortechnologien in der Kreislaufwirtschaft, deren Funktionsprinzip und die jeweiligen Anwendungsgebiete ist in Tab. 1 aufgeführt.

Tab. 1: Sensortechnologien, Funktionsprinzipien und Anwendungsgebiete.

Sensortechnologie	Funktionsprinzip	Anwendungsbeispiele
Elektromagnetische Induktion (EMS)	<ul style="list-style-type: none"> • Erzeugung eines elektromagnetischen Feldes • Durchläuft ein Metall den elektromagnetischen Bereich, wird das Feld stoffspezifisch verändert • Detektion dieser Veränderung und Zuordnung zu einer Metallart (Ueping 2013) 	<ul style="list-style-type: none"> • Metallentfrachtung von Stoffgemischen • Rückgewinnung von Restmetallen z.B. Kupferlitzen (Steinert GmbH 2018)
Laserinduzierte Plasmaspektroskopie (LIBS)	<ul style="list-style-type: none"> • Durch Erhitzung einer Probenoberfläche mittels Puls laser werden Probenanteilen in ein sog. Plasma¹ umgewandelt • Plasma zerfällt und emittiert stoffspezifisches Licht, welches gemessen wird (Nienhaus et al. 2014) 	<ul style="list-style-type: none"> • Unterscheidung und Sortierung nach Metalllegierungen (Vrancken et al. 2017) • Sortierung von Aluminiumschrotten (Steinert GmbH 2018)
Nahinfrarot (NIR)	<ul style="list-style-type: none"> • Molekulanregung durch Nahinfrarotstrahlung ($\lambda = 700 - 3000 \text{ nm}$) • Absorption bestimmter Wellenlängenbereiche durch die Moleküle, Reflexion der übrigen Wellenlängenbereiche • Spektrum der reflektierten Strahlung kann einem Stoff zugeordnet werden (Nienhaus et al. 2014) 	<ul style="list-style-type: none"> • Identifizierung von Kunststoffarten in gemischten Abfällen (Nienhaus et al. 2014) • Abtrennung von Papier, Holz, Textilien, Organik und Schaumstoff (Steinert GmbH 2018, Tomra Systems GmbH 2018) • In Kombination mit Datenbank: Bestimmung von Heizwert, Wasser- und Chlorgehalt in EBS (Pellenc ST 2018, Tomra Systems GmbH 2018, Steinert GmbH 2018)
Röntgenfluoreszenz (XRF)	<ul style="list-style-type: none"> • Röntgenstrahlung ($\lambda = 10 - 0,001 \text{ nm}$) regt Atome einer Probe an, es resultiert eine stoffspezifische Fluoreszenz • Spektrum der abgestrahlten Fluoreszenz gibt Auskunft über die elementare Stoffzusammensetzung (Nienhaus et al. 2014) 	<ul style="list-style-type: none"> • Abscheidung von Glaskeramik und bleihaltigem Glas aus Glasgemischen (REDWAVE 2018) • Sortierung von Zink aus Schwermetallfraktionen (Steinert GmbH 2018)
Röntgentransmission (XRT)	<ul style="list-style-type: none"> • Röntgenstrahlung ($\lambda = 10 - 0,001 \text{ nm}$) durchleuchtet die Probe • Absorption eines Teils der Strahlung, abhängig von Probendichte und -dicke (Nienhaus et al. 2014) • Vergleich der nicht absorbierten Strahlen mit vorgegebenem Initialwert für die Dichte (Steinert 2018) 	<ul style="list-style-type: none"> • Sortierung nach Dichteklassenunterschieden (Nienhaus et al. 2014) • Sortierung verschiedener Metalle (Nienhaus et al. 2014) • Anwendung in der Kompostaufbereitung (Tomra Systems GmbH 2018)
Visuelle Sensoren (VIS)	<ul style="list-style-type: none"> • Bildgebender Sensor ($\lambda = 400 - 700 \text{ nm}$) • Trennung der Probe nach Farbe, Helligkeit, Reflexion und Transparenz (Pretz & Julius 2008) 	<ul style="list-style-type: none"> • Trennung von Glas, Keramik, Steinen, Porzellan und Metallen (REDWAVE 2018) • Sortierung Flakes und Glas nach Farbe (REDWAVE 2018, sesotec GmbH 2018)

¹ Teilchengemisch, bestehend aus Atomen und Ionen der Probenoberfläche

Bis auf die elektromagnetische Induktion (EMS) wird für jede der beschriebenen Sensortechnologien eine Strahlungsquelle (Emitter) und ein Detektor benötigt. Der Emitter sendet elektromagnetische Strahlen mit einem definierten Wellenlängenbereich aus. Der Detektor erfasst die durch stoffspezifische Wechselwirkungen mit der zu untersuchenden Probe veränderte Strahlung, welche über eine Software ausgewertet wird. Die Software vergleicht dabei in der Regel bestimmte Merkmale im Spektrum mit Referenzwerten einer Datenbank und ermöglicht so die Charakterisierung der Probe (Pretz & Julius 2008). In der Sortiertechnik können mit anschließender Separierungstechnik ausgewählte Stoffe von einem Stoffstrom abgetrennt werden.

Mittlerweile haben sich in der Kreislaufwirtschaft einige Firmen etabliert, die verschiedene Sensortechnologien (vgl. Tab. 2), oftmals als „Komplettpakete“ anbieten. Das heißt, alle notwendigen Komponenten für eine sensorgestützte Sortierung werden in einem Aggregat vereint. Neben den Technologien für die Kreislaufwirtschaft bieten die unten genannten Firmen zum Teil noch andere Sensoren, beispielsweise in Bereichen wie Mining oder der Lebensmittelsortierung, an. Außerdem sind noch weitere Firmen am Markt vorhanden, die nur vereinzelt Aggregate (z.B. LIBS) für die Kreislaufwirtschaft anbieten und deshalb hier nicht explizit genannt sind. Die Einzelkomponenten, insbesondere die Sensoren, können dafür von unterschiedlichen Zulieferern bezogen worden sein.

Tab. 2: Ausgewählte Anbieter von Sensortechnologien für die Kreislaufwirtschaft.

Hersteller	Binder+ Co AG ¹	Pellenc ST ²	RED-WAVE ³	Sesotec GmbH ⁴	Steinert GmbH ⁵	Tomra Systems GmbH ⁶
Sensoren						
EMS	x	x	x	x	x	x
LIBS					x	
NIR	x	x	x	x	x	x
VIS	x	x	x	x	x	x
XRF			x		x	
XRT		x			x	x

¹ Binder+ Co AG (2018), ² Pellenc ST (2018), ³ sesotec GmbH (2018), ⁴ Steinert GmbH (2018), ⁵ Tomra Systems GmbH (2018)

Um mehrere Merkmale eines Stoffstroms gleichzeitig zu identifizieren, werden Kombinationen von Sensortechnologien eingesetzt. Besonders häufig wird die Kombination von VIS und NIR angeboten, mit der ein Stoffstrom nach Farbe und Material in einem Schritt sortiert werden kann. Teilweise wird zusätzlich ein induktiver Sensor integriert, mit dem Verunreinigungen durch Metalle erkannt werden sollen. Diese Multisensor-Systeme können erweitert werden, um das Trennen von unterschiedlichen Metallen und Legierungen effizienter zu machen. Hierbei werden u.a. XRF oder XRT ergänzt (Steinert GmbH 2018).

3 PROZESSANALYTIK ALS MÖGLICHKEIT DER QUALITÄTSSICHERUNG

Für die Überwachung bestimmter Kriterien im Input oder Output einer Aufbereitungsanlage ist der zu behandelnde Stoffstrom vor, während bzw. nach der Aufbereitung zu analysieren. Für die Prozessanalytik können verschiedene Verfahren angewendet werden (vgl. Abb. 1), die sich grundsätzlich in kontinuierliche und diskontinuierliche Verfahren unterscheiden lassen (Kessler 2006).

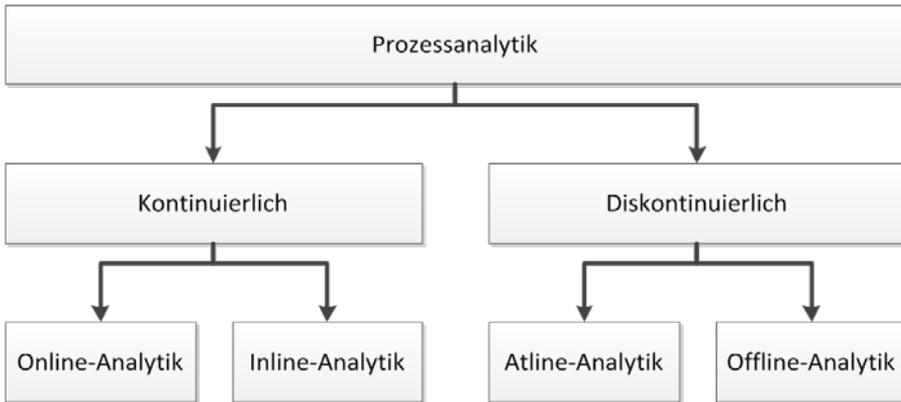


Abb. 1: Differenzierung der Verfahren zur Prozessanalytik (eigene Darstellung nach Kessler 2006).

In der Kreislaufwirtschaft ist derzeit die Offline-Analytik am weitesten verbreitet. Dabei werden - z.B. für die Qualitätssicherung von Ersatzbrennstoffen - diskontinuierlich Proben aus dem zu analysierenden Stoffstrom entnommen und in einem Labor untersucht. Diese Laboranalytik beinhaltet die Prozessschritte Probenahme, Probenvorbereitung, Probenaufschluss, Messung der Elementkonzentration und die Datenauswertung (Rotter 2008). Dabei können in jedem Prozessschritt Fehler auftreten, die wiederum Unsicherheiten bezüglich des Ergebnisses verursachen. Darüber hinaus liegen die Analyseergebnisse in der Regel erst Tage später vor, sodass eine direkte Beeinflussung der Brennstoffqualität nicht mehr möglich ist (Krämer 2017). Im Unterschied zur Offline-Analytik befindet sich bei der Atline-Analytik eine Analyseeinheit in direkter Nähe zur Probenahmestation, wodurch die Analyse zeitnah durchgeführt werden kann. Mit einer kontinuierlichen Prozessanalytik oder Echtzeitanalytik können die Nachteile der diskontinuierlichen Prozessanalyse dagegen weitergehend kompensiert und eine direkte Prozesssteuerung des Stoffstroms erreicht werden. Hierbei wird zwischen der Online- und der Inline-Analytik unterschieden. Bei der Inline-Analytik wird der gesamte Stoffstrom analysiert, während bei der Online-Analytik ein Teil des Stoffstroms abgetrennt und in einem Bypass gemessen wird (Kessler 2006).

4 EINSATZ DER SENSORTECHNOLOGIEN FÜR EINE ECHTZEITANALYTIK

Die Echtzeitanalytik wird bisher vor allem bei der Ersatzbrennstoffanalyse eingesetzt. Ziel ist es, eine bessere Kontrolle und gleichbleibende Qualität am Ende der Ersatzbrennstoffaufbereitung zu ermöglichen. Dabei werden vor allem die Parameter Heizwert, Wasser-, Asche- und Chlorgehalt ermittelt (Vrancken et al. 2017, Krämer & Flamme 2015). Abb. 2 zeigt beispielhaft die Funktionsweise einer kontinuierlichen Ersatzbrennstoffanalyse anhand eines NIR-basierten Echtzeitanalysesystems (Krämer 2017). Neben der Detektion der Stoffgruppe mit dem NIR-Gerät, wird auch die Projektionsfläche des Stoffes über die Anzahl der detektierten Pixel ermittelt. Anhand des identifizierten Stoffes, der Partikelgröße und einer hinterlegten Datenbank, in der die Erwartungswerte der brennstoffcharakterisierenden Parameter aufgeführt sind, kann der Gehalt der spezifischen Konzentrationen abgeschätzt werden. Die Erwartungswerte wurden hierbei im Rahmen umfangreicher Untersuchungen empirisch ermittelt. Der Anteil der nicht-detektierbaren Stoffe, wie z.B. schwarze Kunststoffe, können ebenfalls über einen Korrekturfaktor eingerechnet werden (Krämer 2017).

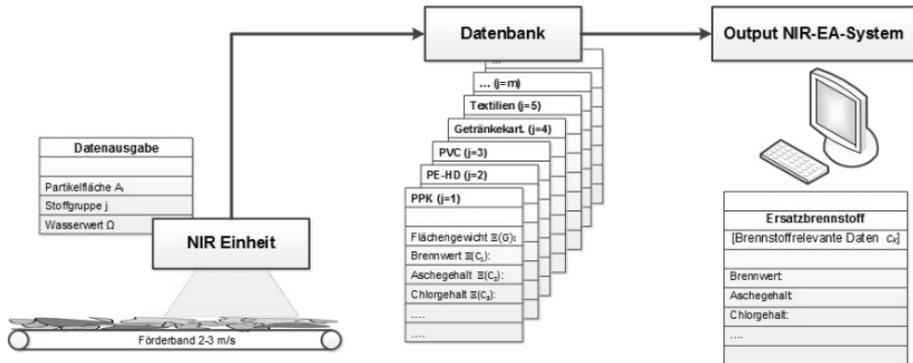


Abb. 2: Schematische Darstellung eines NIR-basierten Echtzeitanalyse-Systems (Krämer, 2017).

Dabei ist ein Echtzeitanalysesystem stets auf die brennstoffspezifischen Parameter zu kalibrieren, das heißt je nach Herkunft des Abfalls sind die abfallspezifischen Erwartungswerte für die brennstoffcharakterisierenden Parameter und Korrekturfaktoren zu ermitteln und in der Datenbank zu hinterlegen. Zudem ist ein Mindestdurchsatz an Messdaten erforderlich, um repräsentative Ergebnisse zu erreichen, da sich der Mittelwert der detektierten brennstoffspezifischen Konzentrationen mit zunehmender Anzahl an Messungen immer weiter an den Erwartungswert annähert (Krämer 2017). Neben dem NIR-basierten Echtzeitanalysesystem für die oben genannten Parameter sind in der Literatur Ansätze für weitergehende Analyse- und Sortierprozesse mit NIR, LIBS, XRT und XRF aufgeführt. Krämer et al. (2016) untersuchten die Echtzeitanalyse von Schwermetallen (Antimon, Blei, Cadmium und Chrom) in Ersatzbrennstoffen mit einem NIR-Gerät. Die ermittelten Schwermetallkonzentrationen schwankten jedoch so stark, dass die Methode für eine quantitative Bestimmung bislang als nicht zielführend eingestuft wird, eine qualitative Bestimmung wäre zukünftig dagegen denkbar (Krämer 2016). Neben dem NIR Gerät lassen sich auch mit Hilfe von LIBS verschiedene Kunststoffe anhand des Plasmas erkennen (Banaee & Tavassoli 2012). Weiterhin zeigte eine Studie, dass Chlor in Industrieabfällen (auch in schwarzen Kunststoffen) mittels LIBS bestimmt werden konnte (Huber et al. 2014). Bromierte Flammschutzmittel in Kunststoffen konnten mit dem Dual-Energy-Verfahren, einer speziellen Technik der Röntgentransmission, erkannt werden (Firsching et al. 2013). Im Bereich der metallhaltigen Materialien konnten mit LIBS acht verschiedene Aluminiumlegierungen aus unbeschichteten Produktionsabfällen klassifiziert werden (Werheit et al. 2011). Des Weiteren ist ein Multisensor „ARGOS“ in der Entwicklung, der die Sensoren VIS, NIR, EMS, XRT und XRF mit der Laser-Triangulation zur Volumen-erkennung koppelt und zukünftig das funktionelle Metallrecycling durch das Erkennen und Quantifizieren verschiedener Haupt- und Nebenelemente (Legierungselemente) erhöhen soll. Bislang gehen vor allem Legierungselemente in Schrotten durch ein nicht-funktionelles Recycling häufig verloren (Flamme et al. 2018).

5 ZUSAMMENFASSUNG UND AUSBLICK

Sensortechnologien werden seit einigen Jahren für Sortieraufgaben eingesetzt und in jüngster Zeit auch vermehrt als Echtzeitanalyse-System am Markt (vor allem auf Basis der NIR-Technologie) angeboten. Sie sind als sinnvolle Ergänzung zur weiterhin notwendigen Offline-Analytik bei der Untersuchung von Stoffströmen einzustufen, da hierdurch insbesondere eine zeitnahe Prozesssteuerung möglich ist. Für eine umfassende Analyse des Abfallstroms sind der erforderliche Anpassungsbedarf an den zu

untersuchenden Stoffstrom und die notwendige Kalibrierung des Systems allerdings derzeit noch sehr aufwändig. Indem sich die Echtzeitanalysesysteme zukünftig noch weiter etablieren, wird sich der Anpassungsbedarf durch die steigende Anzahl an abfall-spezifischen Erwartungswerten langfristig sicherlich reduzieren. Bedingt durch die hohe Heterogenität der Abfallströme ist es bisher nicht möglich, alle Problemstoffe hinreichend zu erkennen und zu quantifizieren. Mittels der Kombination von Sensorsystemen kann dem allerdings entgegengewirkt werden, da sich hierdurch mehr Eigenschaften des Stoffstroms gleichzeitig identifizieren lassen. Neben der Ersatzbrennstoffanalyse wird der Fokus aktueller F & E-Arbeiten auch auf die Rückgewinnung von Metallen gelegt, um dort wertvolle Legierungselemente erkennen und quantifizieren zu können. Hier sind weitere Ansätze gegeben, um die Abfallwirtschaft in eine echte Kreislaufwirtschaft zu überführen.

LITERATUR

- Banaee M., Tavassoli S.H. (2012) Discrimination of Polymers by laser induced breakdown spectroscopy together with the DFA method. In: *Polymer Testing* 31 (2012) S.759-764.
- Binder+Co AG (2018) <https://www.binder-co.at/> aufgerufen am 18.07.2018.
- Firsching, M., Mühlbauer, J., Mäurer, A., Nachtrab, F., Uhlmann, N. (2013) Quantitative sorting using dual X-ray transmission imaging. In: Beyerer, J., Puente León, F., Längle, T. (2013): *Optical Characterization of Materials*.
- Flamme, S., Hams, S. Kölling, M. (2018) ARGOS – Entwicklung eines Multisensor-Systems zur Echtzeitanalyse von metallreichen Aufbereitungsprodukten. In: *Tagungsband zur RecyDepoTech 2018*.
- Huber N., Eschlböck-Fuchs, S., Scherndl, H., Freimund, A., Heitz, J., Pedarning J.D. (2014) In-Line measurements of chlorine containing polymers in an industrial waste sorting plant by laser-induced breakdown spectroscopy. In: *Applied Surface Science* 302, S. 280-285.
- Kessler, R (2006) *Prozessanalytik. Strategien und Fallbeispiele aus der industriellen Praxis*. Weinheim.
- Krämer, P., Flamme, S. (2015). Real-time Analysis of Solid Recovered Fuels using Sensor Technology. In: Thomé-Kozmiensky, K.J., Thiel, S. (Hrsg.), *Proceedings of IRRC Waste To Energy*. TK Verlag Karl Thomé-Kozmiensky – Neuruppin, S. 339–348.
- Krämer, P., Flamme, S., Schubert, S., Gehrman, H., Glorius, T. (2016) Entwicklung zur Echtzeitanalytik von Ersatzbrennstoffen. In: Karl J. Thomé-Kozmiensky und Michael Beckman (Hrsg.): *Energie aus Abfall*.
- Krämer, P. (2017) *Entwicklung von Berechnungsmodellen zur Ermittlung relevanter Einflussgrößen auf die Genauigkeit von Systemen zur nahinfrarot-gestützten Echtzeitanalytik von Ersatzbrennstoffen*. Dissertation, 1. Auflage: Shaker Verlag.
- Nienhaus, K., Pretz, T., Wotruba, H. (2014): *Sensor Technologies: Impulses for the Raw Material Industry*. RWTH Aachen.
- Pellenc ST (2018) <http://pellenc.com/de/> aufgerufen am 18.07.2018.
- Pretz, T., Julius, J. (2008) Stand der Technik und Entwicklung bei der berührungslosen Sortierung von Abfällen. In: *Österr. Wasser- und Abfallw.* 60 (7-8), S. 105-112.
- REDWAVE (BT-Wolfgang Binder GmbH): <http://www.redwave.com/> aufgerufen am 18.07.2018
- Rotter, V. S. (2008) Die Bedeutung einheitlicher Gütekriterien und Analyseverfahren für Ersatzbrennstoffe. In: Bilitewski, B.; Werner, P.; Rotter, S.; Hoffmann, G. (Hrsg.), *EBS – Analytik – Anforderungen, Probleme, Lösungen*; S. 15-31.
- Sesotec GmbH (2018) <https://www.sesotec.com/emea/de> aufgerufen am 18.07.2018.
- Steinert GmbH (2018) <https://steinertglobal.com/de/> aufgerufen am 18.07.2018.
- Tomra Systems GmbH (2018) <https://www.tomra.com/de-de> aufgerufen am 18.07.2018.
- Uepping R. (2013) *Sensorgestützte Sortiertechnik*. In: Karl J. Thomé-Kozmiensky und Daniel Goldmann: *Recycling und Rohstoffe*.
- Vrancken, C., Longhurst P.J., Wagland, S.T.(2017) Critical review of real-time methods for solid waste characterisation: Informing material recovery and fuel production. In *Waste Management* 61, S. 40-57.
- Werheit P., Fricke-Begemann, C. Gesing, M., Noll, R. (2011) Fast single piece identification with a 3D scanning LIBS for aluminium cast and wrought alloys recycling. In: *Journal of Analytical Atomic Spectrometry*, 26 S. 2166-2174.

Digitale Abfallwirtschaft

R. Sarc, A. Curtis & K. Khodier

Montanuniversität Leoben, Lehrstuhl für Abfallverwertungstechnik und Abfallwirtschaft, Leoben, Österreich

J. Koinegg, & M. Ortner

Green Tech Cluster, Graz, Österreich.

KURZFASSUNG: Die Digitalisierung als Innovationstreiber bietet für Unternehmen der Abfallwirtschaft zahlreiche Chancen und einen potentiellen Mehrwert in sämtlichen Wertschöpfungssegmenten. In einem vom Green Tech Cluster gemeinsam mit dem Lehrstuhl für Abfallverwertungstechnik und Abfallwirtschaft ausgearbeiteten „Radar: Digitale Abfallwirtschaft – Mehrwert entlang der gesamten Wertschöpfungskette“ werden beispielhafte Anwendungen und Geschäftsmodelle, eingeteilt in die Kategorien Datenwerkzeuge, Sammlung und Logistik, Maschinen und Anlagen sowie Geschäftsideen und Modelle, dargestellt. (Green Tech Cluster 2018)

1 EINLEITUNG

Die Digitalisierung ist Innovationstreiber in vielen Green Tech Bereichen wie z.B. bei erneuerbaren Energien oder nachhaltiger Mobilität, jedoch nutzen bisher nur wenige Unternehmen der Abfallwirtschaft digitale Technologien oder führen aktuell Pilotprojekte durch. In der digitalen Readiness - also in welchem Maß die Unternehmen für die digitale Transformation bereit sind - liegen Unternehmen der Abfallwirtschaft im deutschsprachigen Raum bei lediglich 30%. Der Aufholbedarf, aber auch die Chancen für Unternehmen im Green Tech Bereich wie z.B. der Abfallwirtschaft durch Digitalisierung sind sehr groß. Die Eigenschaft der Green Tech Unternehmen ist dabei viel positiver als die digitale Readiness vermuten lässt. So betrug das globale Marktvolumen der Umwelttechnik und Ressourceneffizienz im Jahr 2013 2.536 Milliarden Euro und soll bis zum Jahr 2025 bis auf 5.385 Milliarden Euro steigen. Das Marktvolumen im Bereich Kreislaufwirtschaft/Abfallwirtschaft wird von ca. 100 Milliarden Euro im Jahr 2013 auf 170 Milliarden Euro im Jahr 2025 steigen. Die digitale Transformation wird alle wesentlichen Säulen der Wertschöpfungskette u.a. der Abfallwirtschaft wie Logistik, Maschinen und Anlagen, Datenwerkzeuge und Geschäftsmodelle erfassen und grundlegend verändern (vgl. Abb. 1). (Berger 2016)

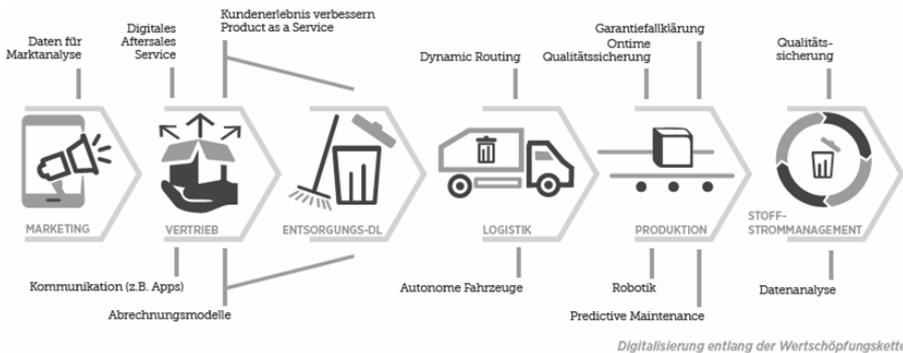


Abb. 1: Digitalisierung entlang der Wertschöpfungskette (Green Tech Cluster 2018).

2 MEHRWERT FÜR DIE WERTSCHÖPFUNGSSEGMENTE DER ABFALLWIRTSCHAFT

Beispiele zu Anwendungen und Geschäftsmodellen wurden in der Radargrafik (vgl. Abb. 2) und damit auch als Basis für die weiteren Kapitel in vier Kategorien eingeteilt. Der Bereich Datenwerkzeuge ist als Enabler für die Anwendungen zu verstehen. Die Beispiele zu Technologien und Geschäftsmodellen werden ohne Wertung und im Text alphabetisch aufgelistet. Es handelt sich selbstverständlich nicht um eine vollständige Auflistung, sondern um einen Auszug an Möglichkeiten als Ideengeber für Unternehmen.

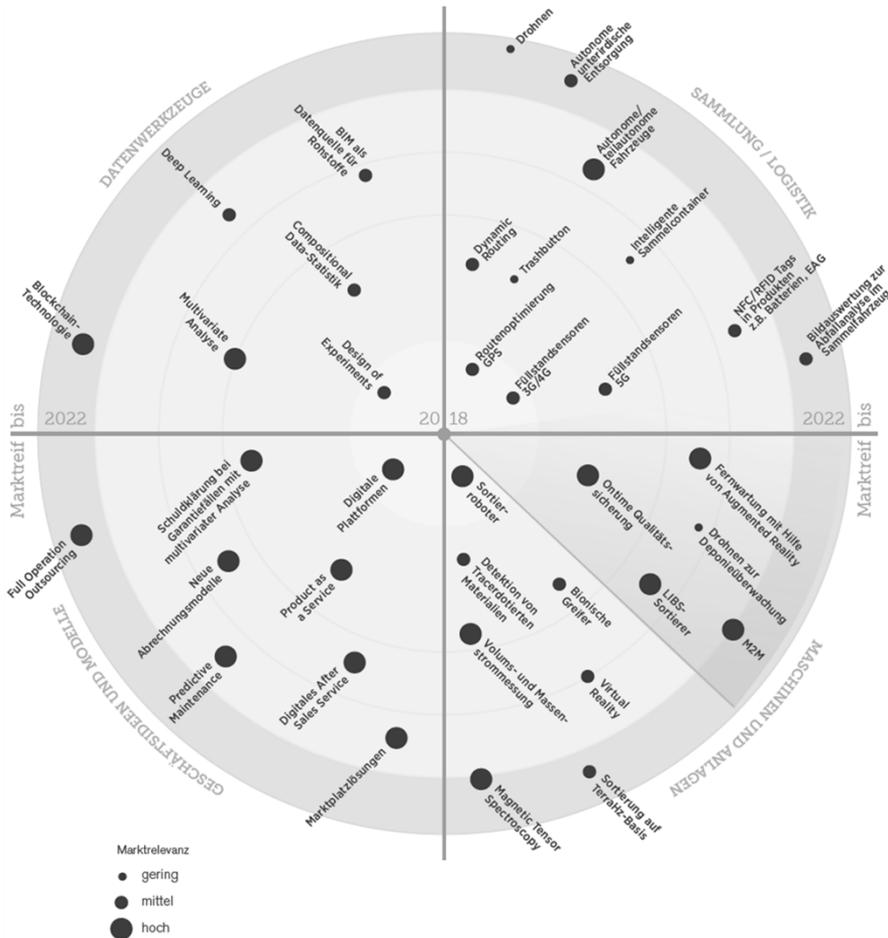


Abb. 2: Radargrafik.

3 DATENWERKZEUGE

Die Herausforderungen durch die Heterogenität des Abfalls erschweren eine wirtschaftlich nutzbare, physikalische Modellierung der Aufbereitungsprozesse. Dies treibt die Entwicklungen sowohl in Richtung multivariater statistischer Modellgleichun-

gen als auch in Richtung Machine Learning auf Basis „Deep Learning“, wobei die Anwendungsgebiete beider Ansätze von den jeweiligen Fragestellungen und der entsprechend vorhandenen oder gewinnbaren Datenbasis abhängt.

4 MULTIVARIATE KALIBRIERUNG: MODELLE ÜBER DIE INTERAKTION VON MATERIAL UND MASCHINE

Statistische Methoden wie die multivariate Kalibrierung finden Anwendung in der chemometrischen Analytik mittels (NIR-)Sensoren, z.B. zur Ermittlung der am besten geeigneten Wellenlängen und zur Findung von quantitativen Modellen. Dieselbe Methodik kommt nach und nach auch in der Konfiguration sensorgestützter Sortierer zum Einsatz. Dieselbe Mathematik zeigt großes Potential in der Entwicklung von Material-Maschinen-Modellen zur begründbaren Findung optimaler Betriebspunkte und zur Nutzung als Reglervorgaben für Anlagensteuerungen.

5 MATERIAL-MACHINE-COMMUNICATION: ABFALLBEHANDLUNG À LA CARTE

So vielfältig Abfälle sind, so vielfältig sind auch die optimalen Prozessrouten sowie die Maschinen- und Prozessparameter für deren optimale Behandlung. Die Entwicklung der Online/On-time-Charakterisierung von Abfallströmen bildet die materialdatentechnische Basis für die spezifische Behandlung.

6 DEEP LEARNING

„Deep learning“ bezeichnet verschiedene informationstechnologische Nachbildungen neuronaler Strukturen, die für lernende Systeme verwendet werden. Sie erlauben sehr komplexe Zusammenhänge prädiktiv abzubilden und bieten dem Endanwender den Komfort eines Blackbox-Systems, welches Daten und eine Fragestellung erhält und entsprechend eine Antwort liefert. Umgesetzte Anwendungsfälle in der Abfallwirtschaft finden sich z.B. in der sensorischen Robotersortierung von Bauschutt, bei welcher das System mit Beispielen der auszusortierenden Fraktionen angelernt wird (z.B. Machine Vision basierte Sortierung).

7 SAMMLUNG UND LOGISTIK

Ständig zunehmendes Abfallaufkommen sowie die Trends zur Abfallvermeidung und zum Recycling vieler Fraktionen (Wertstoffe) führten dazu, dass sich die Abfallwirtschaft in den letzten Jahrzehnten von einer reinen Logistikbranche in eine produzierende Wirtschaft weiterentwickelte (Sekundärrohstoffe und -brennstoffe). Die Logistik hat deswegen keineswegs an Bedeutung verloren, sondern ist ein wichtiger Baustein, um die Abfallwirtschaft mit anderen Industriebranchen und auch den Endkunden optimal zu verketteten. Neue technische Möglichkeiten wie sie digitale Technologien schaffen, werden neue Geschäftsmodelle hervorbringen, die für alle betreffenden Akteure aus Industrie aber auch für Endkunden einen hohen Nutzen (bessere Planbarkeit, Kostensenkung, Verringerung von Emissionen, etc.) bringen.

Digitale Technologien wie z.B. die „Real Time Routenoptimierung“ von Sammelfahrzeugen werden jetzt schon von vielen Entsorgungsunternehmen eingesetzt. Weitere Technologien wie z.B. die automatische Füllstandsüberwachung von Abfallbehältern (z.B. BigBelly Solar, Binando, Clean Cube / ESE, Enevo) werden bereits eingesetzt, andere wie z.B. die unterirdische Entsorgung von Abfällen durch autonome Roboter

(z.B. Fa. Alphabet) sind technisch möglich, jedoch zum Teil noch zu teuer, um großflächig eingesetzt zu werden. Vor dem Hintergrund der sich rasch entwickelnden Digitalisierung ist auch zu bedenken, dass die gesetzlichen Rahmenbedingungen in der Abfallwirtschaft durchaus eine Barriere für die Umsetzung neuer Technologien darstellen können.

Oft sind es ungeklärte rechtliche Fragen wie z.B. Haftungsfragen wenn autonome oder teilautonome Müllsammelfahrzeuge (vgl. Abb. 3) Unfälle verursachen, die eine schnellere Entwicklung neuer Technologien oder deren großflächigen Einsatz zum Teil noch behindern. Mangelnde Akzeptanz neuer digitaler Technologien von Anwendern aufgrund mangelnder Qualität (komplizierte Bedienung, fehlerhafte Routen bei Navigation wie z.B. zu geringe Durchfahrtschhöhen) wird es durch die rasante technologische Weiterentwicklung kaum mehr geben.



Abb. 3: Autonome Abfallentsorgung, Roar Projekt Volvo, Firma Renova, www.mobilegeeks.de/news/roarprojekt-studenten-entwickeln-roboter-zurautomatischen-muellentsorgung/.

8 MASCHINEN UND ANLAGEN – SMART FACTORY

Anlagen der Abfallwirtschaft bestehen aus vielen oftmals sehr komplexen Einzelmaschinen, deren Zusammenwirken (z.B. kaskadisches Anfahren einzelner Aggregate und Förderbänder) jedoch über einfache Steuerungen unter Zuhilfenahme weniger Anlagenparameter (z.B. Füllstandssensoren in Zerkleinerungsaggregaten) geschieht. In anderen Branchen wie der chemischen Produktion, kommunizieren Bestandteile einer Anlage schon lange miteinander und reagieren gegenseitig auf Ihre Zustände – so werden z.B. Druck- und Temperaturverläufe geregelt, da diese Wechselwirkungen durch die Gesamtanlagen hindurch haben.

In Zukunft werden digitalisierte Abfallbehandlungsanlagen dynamisch gesteuert, indem sehr viele unterschiedliche Sensoren Informationen über den Betriebszustand der Anlage, aber auch nach jedem Behandlungsschritt Informationen über die Qualitäten, Massen- und Volumen einzelner Stoffströme liefern werden. Gibt es beispielsweise Probleme in der Qualität, so fließen die entsprechenden Informationen in Echtzeit in die Steuerung ein und die Anlage bzw. die betreffenden Aggregate regeln sich selbstständig nach. Neue Sensoren (Mittel- Infrarot (MIR), LIBS (Laser Induced

Breakdown Spectroscopy), TerraHerz) werden die Sortierung von schwer detektierbaren Materialien wie schwarzen Kunststoffen, möglich machen oder die quantitative Analyse auf Elementebene (z.B. LIBS) von Materialien in Echtzeit ermöglichen. Weiterentwickelte Gasdetektoren werden Schwelbrände frühzeitig erkennen und damit die Anlagen und den Betrieb sicherer machen. Dies ist auch im Zusammenhang mit immer häufiger vorkommenden brandfördernden Abfällen (z.B. Lithium-Ionen-Batterien) in abfallwirtschaftlichen Stoffströmen von besonderer Bedeutung.

Maschinen werden auch direkt miteinander kommunizieren (M2M) und sich untereinander zu einem optimalen Gesamtsystem konfigurieren (dezentrale Steuerung). Robotik in Kombination mit Objekterkennung und berührungsloser Materialerkennung wird für Aufgaben eingesetzt werden, die für Menschen zu gefährlich oder zu anstrengend sind.

9 GESCHÄFTSIDEEN UND MODELLE

Die Entwicklung von neuen Geschäftsideen und -modellen im Bereich Digitalisierung ist in den meisten Fällen technologiegetrieben, d.h. erst der technische Fortschritt macht innovative Geschäftsmodelle möglich. Eine neue Technologie kann sich jedoch nur dann am Markt durchsetzen, wenn die passenden Geschäftsmodelle entwickelt werden. Auch bestehende Geschäftsmodelle können durch mehr Flexibilisierung, Transparenz und höherer Effizienz verbessert werden.

Digitale Plattformen (z.B. BauTastisch, Schrott24) sind Geschäftsmodelle, die wertschöpfende Interaktionen zwischen Erzeugern, Dienstleistungsanbietern und Kunden ermöglichen. Eine einfache Art Abfall mittels digitaler Plattformen zu entsorgen, sind online buchbare Behältersysteme (z.B. Containeronline, Containerdienst24, Waste-Box, usw.), wo mit wenigen Klicks schnell und unkompliziert Entsorgungsaufträge organisiert werden können.

10 RÜCKWÄRTSLOGISTIK / SHARE / REPAIR / REUSE

Viele Unternehmen wollen ihre erzeugten Produkte im Kreislauf führen und benötigen daher entsprechende logistische Möglichkeiten, um Materialströme in die besten ReUse- oder Verwertungsschienen zu bringen. Um den Produktlebenszyklus optimal auszunutzen, ist es daher unabdingbar zu wissen, wo und in welchem Zustand sich die Produkte befinden. In manchen Branchen wie im Automobilersatzteilmarkt gibt es - wenn auch nicht digitalisiert - qualifizierte Service-Lösungen für die Rücklauflogistik von Altteilen (z.B. CoremanNet) im KFZ-Bereich (z.B. Starter, Lichtmaschinen, etc.). Eine Digitalisierung dieser Service-Lösungen könnte zur Ausbreitung dieser Rückwärtslogistik auf andere Bereiche wie z.B. EAG (E-Schrott) führen.

11 PREDICTIVE MAINTANANCE / VORAUSSCHAUENDE INSTANDHALTUNG

Die Erfassung von unterschiedlichsten Maschinen/Anlagenparametern (die richtigen Sensoren, Parameter und Datenwerkzeuge vorausgesetzt) erlauben die zukunftsorientierte Prognose von z.B. Verschleiß kritischer Komponenten und dienen als Entscheidungshilfe zur Planung von optimalen Wartungszeitpunkten. Anstatt in regelmäßigen Wartungsintervallen notwendige Service und Wartungsarbeiten entweder zu früh (hohe Kosten) oder zu spät (noch höhere Kosten) durchzuführen, werden neue vorausschauende Servicemodelle helfen, ein sehr großes Kosteneinsparungspotential (höhere Anlagenverfügbarkeit, geringere Verschleißteilkosten) auszuschöpfen.

12 ZUSAMMENFASSUNG UND AUSBLICK

Die Abfallwirtschaft ist einem stetigen Wandel unterworfen und der Weg geht unaufhaltsam in Richtung Industrialisierung. Das funktioniert aber nur wenn an die Kunden angepasste Logistik und Abfallbehandlungsanlagen im Verbund mit anderen Industrieanlagen (d.h. Verwerter und Produzenten) perfekt verzahnt sind. So werden beispielsweise die Qualitätsanforderungen seitens der Industrie immer höher. Das bezieht sich nicht nur auf die Qualität der Stoffströme, die von der Abfallwirtschaft an weiterverarbeitende Industrieanlagen geliefert werden, sondern auch auf die optimale Anliefer- und Abfuhrlogistik (z.B. Just in Time-Logistik, innerbetriebliche Entsorgungslogistik). Erst durch die Digitalisierung wird es möglich sein, die hohen Anforderungen der produzierenden Industrie aber auch der Kunden im kommunalen Bereich zu erfüllen. Andere Aspekte sind der enorme Kostendruck und immer strenger werdende Anforderungen seitens der Umweltgesetzgebung, die wie in anderen Branchen auch in der Abfallwirtschaft zu einer ständigen Optimierung/Anpassung aber auch innovativen Weiterentwicklung zwingt. Vielfach ist eine weitere Optimierung von bestehenden Abfallaufbereitungsanlagen nur unter großem Kapitaleinsatz möglich und führt oft nur zu kleinen Verbesserungen. Hier können neue Anlagen- und Logistikkonzepte mit Hilfe digitaler Technologien zum Erfolg führen. Fortschritte in den digitalen Technologien sind der Treiber für neue Geschäftsmodelle im Bereich der Abfallwirtschaft, gleichzeitig sind diese neuen Geschäftsmodelle unabdingbar für den wirtschaftlichen Erfolg neuer Technologien.

13 ANMERKUNG

Die vollständige Version des Beitrages ist dem Radar: „Digitale Abfallwirtschaft – Mehrwert entlang der gesamten Wertschöpfungskette“ zu entnehmen.

14 DANKSAGUNG

Das Kompetenzzentrum Recycling and Recovery of Waste 4.0 - ReWaste4.0 - (860 884) wird im Rahmen von COMET – Competence Centers for Excellent Technologies durch BMVIT, BMWFW, Land Steiermark gefördert. Das Programm COMET wird durch die FFG abgewickelt.

LITERATUR

- Berger, R. (2016) *Die Digitalisierung in der GreenTech-Branche*. Handlungsbedarfe für Unternehmen der Umwelttechnik und Ressourceneffizienz in Deutschland. München, Deutschland.
- Green Tech Cluster (2018) *Digitale Abfallwirtschaft – Mehrwert entlang der gesamten Wertschöpfungskette*. Green Tech Radar, Mai/2018, Graz, Österreich.
- Renova (2018) www.mobilegeeks.de/news/roarprojekt-studenten-entwickeln-roboter-zurautomatischen-muellentsorgung/.

Beschreibung von Abfallzusammensetzungen für Monte-Carlo-Simulationen - Ein Überblick über mathematische Möglichkeiten

K. Khodier

Montanuniversität Leoben, Lehrstuhl für Verfahrenstechnik des industriellen Umweltschutzes, Leoben, Österreich

R. Sarc

Montanuniversität Leoben, Lehrstuhl für Abfallverwertungstechnik und Abfallwirtschaft, Leoben, Österreich

KURZFASSUNG: Die Auswahl mechanischer Aufbereitungsaggregate für feste Abfälle geschieht heutzutage in erster Linie durch Erfahrungswerte und großtechnische Validierungsversuche. Bestrebungen hier eine fundiertere Entscheidungsbasis aufgrund von Modellen zu finden, benötigen eine geeignete Beschreibung der Abfallzusammensetzung und deren Streuung. In diesem Beitrag werden verschiedene Ansätze hierfür vorgestellt und diskutiert. Insbesondere wird darauf eingegangen, dass die meist vorliegende Korrelation unterschiedlicher Fraktionsanteile eine multivariate Beschreibung notwendig macht. Darüber hinaus wird die Problematik des Definitionsbereichs von Zusammensetzungsdaten, dem Simplex, im Zusammenhang mit statistischen Verteilungen thematisiert und Lösungsansätze geliefert. Im Speziellen stellt diese Arbeit die uni- und multivariate Normalverteilung, Verteilungstests für letztere, sowie die Normalverteilung im Simplex vor. Abschließend werden Vorschläge für weitere potentiell geeignete Verteilungen gemacht und die Auswahl einer Beschreibungsvariante diskutiert.

1 EINLEITUNG

Werden heutzutage neue Maschinen für die mechanische Aufbereitung fester Abfälle angeschafft, so geschieht die Auslegung für gewöhnlich basierend auf Erfahrungswerten mit bestimmten Maschinen und ähnlichen Abfällen. Die Bestätigung, dass die Maschine ihre Aufgabe zufriedenstellend erfüllen kann, oder gar der Vergleich mehrerer Maschinen erfolgt durch großtechnische Versuche, bei denen viele Tonnen Material mit einer bereitgestellten Maschine im Realmaßstab verarbeitet und anschließend aufwändig auf die relevanten Zielgrößen hin analysiert werden.

Dieser immense Aufwand bindet nicht nur Ressourcen und kostet jede Menge Zeit und Geld, sondern er verhindert auch die Möglichkeit eine breite Palette von Maschinen vergleichen zu können. Darüber hinaus ist – bezogen auf das bestmögliche Aufbereitungsergebnis – nur selten fundiertes Wissen über optimale Betriebspunkte der Maschinen für bestimmte Abfälle vorhanden. Da die Untersuchung jedes Betriebspunktes wieder einen eigenständigen Versuchspunkt darstellt, wird meist nur ein einziger untersucht. So wird schlussendlich vielleicht sogar die schlechter geeignete, aber (zufällig) besser eingestellte Maschine gekauft.

Ein Ansatz zur Verbesserung dieser misslichen Lage kann sein, Modelle über die Aufbereitungsergebnisse der Maschinen bei bestimmten Abfällen zu finden. Da die Abfallheterogenität eine physikalisch fundierte Modellierung kaum möglich macht, können statistisch geplante Versuche im Technikumsmaßstab und die Ableitung mathematischer Regressionsmodelle ein Ansatz sein. Eine Einführung hierzu findet sich z.B. bei Siebertz et al. (2010).

In der mechanischen Abfallaufbereitung spielen aber oft nicht nur die Einstellungen der Maschine, sondern auch Wechselwirkungen der Materialien untereinander eine Rolle. Ein anschauliches Beispiel hierfür ist die Verschlechterung von Siebwirkungsgraden aufgrund zweidimensionaler Materialien, welche Sieblochungen verdecken. Dies zeigen z.B. auch die Versuche von Kaufeld et al. (2017). Entsprechend müssen in die genannten Regressionsmodelle neben Maschinenparametern – wie z.B. die Walzendrehzahl eines Schredders oder der Neigungswinkel eines Siebs – auch Materialparameter, also Informationen über die Abfallzusammensetzung, eingehen. Da diese – gerade bei so inhomogenen Materialien wie Rest- oder Gewerbemüll – hohen Schwankungen unterliegt und die Beschreibungsmodelle für die Aufbereitung nicht zwingend linear sind, muss neben der mittleren Zusammensetzung auch deren Streuung bekannt sein. Die Verteilung der Abfallzusammensetzungen kann schließlich mittels Monte-Carlo-(also zufallszahlenbasierter) Simulation mit dem Aufbereitungsmodell verknüpft werden.

Dieser Beitrag befasst sich mit der modellierungstauglichen Beschreibung der Abfälle und zeigt, dass diese keineswegs trivial ist, die benötigten Methoden in der Mathematik allerdings längst vorhanden sind. Es werden verschiedene Verteilungen zur Beschreibung vorgestellt, deren Vorteile und Grenzen diskutiert und Überlegungen zur Auswahl einer geeigneten Verteilung vorgestellt.

Da es rein um die Beschreibungsmethodik geht, wird im Folgenden davon ausgegangen, dass die Beschreibung der Zusammensetzung nach Materialklassen – wie etwa Holz oder Eisen – ausreicht. Dies enthält die Annahme, dass aufbereitungsrelevante Eigenschaften, wie z.B. die Korngröße, mit den Materialklassen korrelieren.

2 NORMALVERTEILUNG

2.1 Eindimensionale Normalverteilung

Wird die Zusammensetzung eines Abfalls beschrieben, so wird für gewöhnlich das arithmetische Mittel μ_i des Anteils jeder Fraktion i angegeben. Manchmal erhält man darüber hinaus Informationen über die Streuung der Zusammensetzung in Form von Standardabweichungen σ_i bzw. Varianzen σ_i^2 . Es ist dabei zu berücksichtigen, dass es hier um die Streuung der Abfallpopulation und nicht um die Streuung und somit Präzision der Analytik geht.

Bei der Interpretation der angegebenen Werte geht man davon aus, dass die Anteile der einzelnen Fraktionen normalverteilt sind, denn eine Normalverteilung wird genau durch die zwei Parameter Mittelwert und Varianz definiert (Dichtefunktion $q(x_i)$ siehe Gleichung (1)).

$$q(x_i) = \frac{1}{\sqrt{2\pi\sigma_i^2}} \exp\left(-\frac{(x_i - \mu_i)^2}{2\sigma_i^2}\right) \quad (1)$$

Die Annahme der Normalverteilung wird allerdings in den seltensten Fällen mit Tests wie dem Shapiro-Wilk- oder Kolmogorov-Smirnov-Test überprüft, womit nicht gewährleistet ist, dass diese gültig ist. Die Interpretation kann dann zu falschen Schlüssen führen. Darüber hinaus bringt die Anwendung dieser Verteilung zwei weitere Einschränkungen mit sich: einerseits werden Korrelationen zwischen den unterschiedlichen Fraktionen nicht abgebildet, da jede Fraktion unabhängig voneinander betrachtet wird. Dies ist nur dann zulässig, wenn die Fraktionen tatsächlich nicht miteinander korrelieren, was einer rotationssymmetrischen mehrdimensionalen Normalverteilung entspräche (siehe Kapitel 2.2, bzw. Abb. 2 links). Edjabou et al. (2017) beschreiben allerdings sehr wohl beobachtete Korrelationen in Restmüll, z.B. zwischen vermeidbaren – also eigentlich essbaren – Gemüseabfällen und Plastikverpackungen.

Andererseits kann der Definitionsbereich der Normalverteilung ein Problem darstellen. Deren Dichtefunktion umfasst stets den Bereich $-\infty$ bis $+\infty$. Da es sich bei den Anteilen von Fraktionen allerdings um Zusammensetzungsdaten handelt, sind diese nur in einem positiven und endlichen Zahlenraum definiert, z.B. von 0 bis 100 wenn man die Anteile in Prozent angibt. Abb. 1 zeigt am Beispiel einer Fraktion mit Mittelwert und Standardabweichung von je 10%, dass laut dieser 16% des Abfalls eine Zusammensetzung kleiner 0 oder größer 100% hätten (Wahrscheinlichkeit p im Bereich 0–100% zu liegen beträgt 84%). Das symmetrische 95% Konfidenzintervall hingegen enthielte Zusammensetzungen im Bereich -9,6% bis 29,6%.

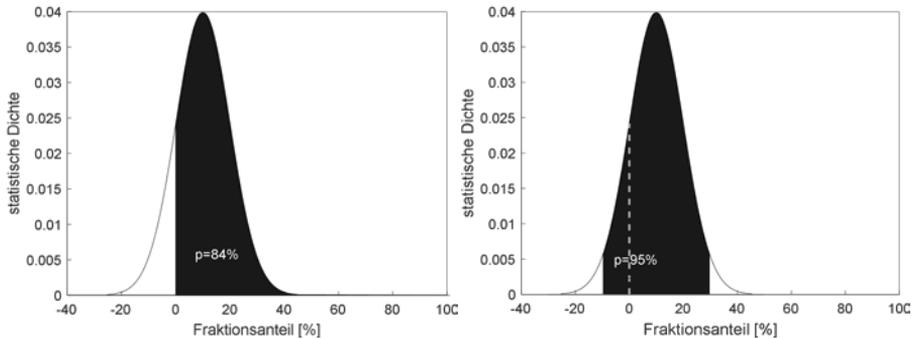


Abb. 1: Normalverteilung mit $\mu=10\%$, $\sigma=10\%$: links: gültige Fraktionen, rechts: 95% Konfidenzintervall.

2.2 Mehrdimensionale Normalverteilung

Die Korrelationsproblematik lässt sich lösen, indem man die Fraktionen gemeinsam betrachtet und sie in Form einer mehrdimensionalen Normalverteilung (Gleichung (2)) beschreibt. Die Parameter dieser für D Fraktionen sind der D -zeilige Mittelwertvektor $\vec{\mu}$ (Gleichung (3)) und die quadratische D -mal- D Kovarianzmatrix Σ (Gleichung (4)).

$$\vec{\mu} = [\mu_1 \quad \dots \quad \mu_i \quad \dots \quad \mu_D]^T \quad (2)$$

$$\Sigma = \begin{bmatrix} \sigma_1^2 & \sigma_{12} & \dots & \sigma_{1D} \\ \sigma_{21} & \sigma_2^2 & \dots & \sigma_{2D} \\ \vdots & \vdots & \ddots & \vdots \\ \sigma_{D1} & \sigma_{D2} & \dots & \sigma_D^2 \end{bmatrix} \quad (3)$$

$$q(\vec{x}) = \frac{1}{\sqrt{(2\pi)^D \det(\Sigma)}} \exp\left(-\frac{(\vec{x}-\vec{\mu})^T \Sigma^{-1} (\vec{x}-\vec{\mu})}{2}\right) \quad (4)$$

Abb. 2 zeigt links als Beispiel die bivariate (also zweidimensionale) Standardnormalverteilung. Die Kovarianzen dieser haben jeweils den Wert 0, womit im Vergleich zur eindimensionalen Normalverteilung kein Informationsgewinn besteht. Rechts hingegen ist eine bivariate Normalverteilung für korrelierende Variablen zu sehen.

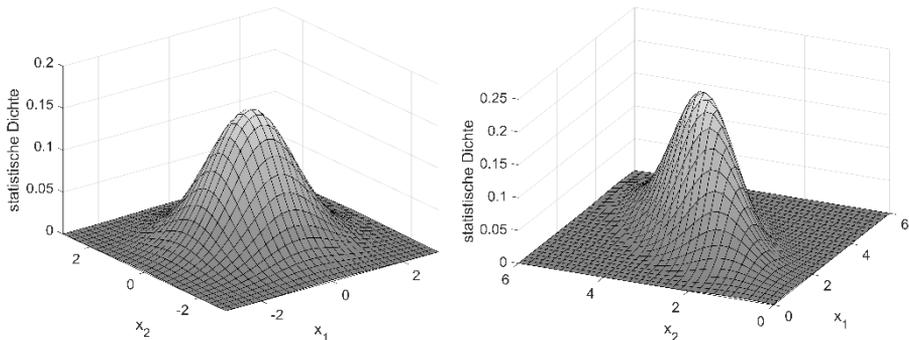


Abb. 2: Bivariate Normalverteilung: links: Standardnormalverteilung, rechts: Normalverteilung mit Kovarianzen $\neq 0$.

Verteilungstests:

Wie bei der eindimensionalen Normalverteilung, kann auch auf mehrdimensionale Normalverteilung getestet werden. Dafür kann zunächst die univariate Normalverteilung jeder Variablen überprüft werden. Diese ist eine notwendige, aber nicht hinreichende Bedingung für multivariate Normalverteilungen. Fallen diese Tests positiv aus, stehen laut Wang (2014) eine Vielzahl von Tests für multivariate Normalverteilungen zur Verfügung, deren Stärken und Schwächen von den potentiellen Alternativverteilungen abhängen. In seiner Arbeit ermittelt er mittels Monte-Carlo-Simulation die Power zwölf verschiedener Tests gegenüber sechs verschiedenen Alternativverteilungen bei einem Signifikanzlevel von 5%, verschiedenen Dimensionalitäten und verschiedenen Stichprobenumfängen. Das Signifikanzlevel gibt dabei die Wahrscheinlichkeit an eine tatsächliche Normalverteilung nicht als solche zu erkennen, wohingegen die Power anzeigt, wie wahrscheinlich man erkennt, wenn es sich nicht um eine Normalverteilung handelt.

Wang (2014) gibt in seiner Veröffentlichung eine Empfehlung für zwei Tests ab. Zum einen Mardias Kurtosis-Test (Mardia 1970), welcher die Übereinstimmung der Kurtosis – einer Maßzahl für die Wölbung, bzw. Steilheit (eingipfliger) Dichtefunktionen – mit der einer Normalverteilung vergleicht. Dieser ist laut Wang (2014) der stärkste Test beim Vergleich mit der multivariaten t-Verteilung mit je drei und zehn Freiheitsgraden, sowie mit der multivariaten Gleichverteilung und der Khintchine-Verteilung. Für multivariate Misch-Normalverteilungen und multivariate schiefe Normalverteilungen hingegen empfiehlt Wang den $W_{min,m}(5)$ -Test nach Wang & Hwang (2011). Sämtliche von Wang (2014) untersuchten Tests stellt dieser in Form eines MATLAB®-Pakets kostenlos zur Verfügung.

In der Praxis weiß man in den seltensten Fällen, welche Alternativverteilung vorliegen kann. Ein Ansatz kann daher sein zu evaluieren, welche Auswirkungen falsche Annahmen einer Normalverteilung bei verschiedenen Alternativverteilungen auf die Simulation hat. Auch gibt es laut Wang (2014) bereits Bestrebungen die Kombination verschiedener Tests zu evaluieren, was in einem starken allgemeinen Test resultieren könnte.

3 NORMALVERTEILUNG IM SIMPLEX

Eine Lösung für die in Abschnitt 2.1 beschriebene Problematik des Definitionsbereichs von Zusammensetzungsdaten ist die von Pawlowsky-Glahn et al. (2015) beschriebene isometric-log-ratio-(ilr-)Transformation. Bei dieser wird der D-dimensionale Zusammensetzungsvektor in einen (D-1)-dimensionalen Vektor von logarithmischen Verhältnissen transformiert. Diese Transformation findet so statt, dass der Abstand

zweier Punkte erhalten bleibt und eine eindeutige beidseitige Zuordnung jedes Zusammensetzungs- und ilr-Vektors möglich ist (die Transformation ist demnach bijektiv). Es ist dabei zu beachten, dass Pawlowsky-Glahn et al. beim Abstand nicht vom euklidischen, sondern vom Aitchison-Abstand nach Gleichung (5) sprechen.

$$d_a(\vec{x}, \vec{y}) = \sqrt{\frac{1}{2D} \sum_{i=1}^D \sum_{j=1}^D \left(\ln \frac{x_i}{x_j} - \ln \frac{y_i}{y_j} \right)^2} \quad (5)$$

Ein so gebildeter ilr-Vektor kann nun in jeder Komponente jede beliebige reelle Zahl annehmen, die dazugehörige Verteilung liegt auf jeden Fall innerhalb deren Definitionsbereich, dem Simplex, welcher bei drei Komponenten durch das Ternärdiagramm dargestellt wird. Beschreibt man nun die statistische Dichte der ilr-Vektoren durch eine multivariate Normalverteilung so sprechen Pawlowsky-Glahn et al. (2015) von der Normalverteilung im Simplex.

Erste positive Erfahrungen mit der Anwendung der ilr-Transformation auf Abfallzusammensetzungen beschreiben Edjabou et al. (2017). Sie zeigen, dass die Transformation erlaubt, Korrelationen der Fraktionsanteile korrekt zu interpretieren. In ihrer Arbeit gehen sie auch darauf ein, wie sie mit einer wichtigen Einschränkung der ilr-Transformation (der ursprüngliche Zusammensetzungsvektor darf keine Nullen enthalten) umgehen und welche Pakete der Statistik-Programmiersprache R dafür benutzt werden können.

4 WEITERE VERTEILUNGEN

Eine weitere Simplex-Verteilungen – welche keine Transformation benötigt – ist laut Pawlowsky-Glahn et al. (2015) z.B. die Dirichlet-Verteilung. Auch wäre es möglich jede multivariate Verteilung mittels ilr-Transformation in eine Simplex-Verteilung umzuwandeln, sofern ihr Definitionsbereich alle vorliegenden ilr-Vektoren abdeckt.

Eine Alternative zu parametrischen Verteilungen ist darüber hinaus die empirische Verteilungsfunktion. Im eindimensionalen Fall ist diese eine Treppenfunktion, die bei einer Stichprobengröße von N bei jedem ermittelten Wert um $1/N$ ansteigt. Analog funktioniert die mehrdimensionale empirische Verteilungsfunktion. Diese ist auch eine der Möglichkeiten, um multimodale Verteilungen – also solche mit mehreren Extremwerten – abzubilden.

5 SCHLUSSFOLGERUNG BZW. ZUSAMMENFASSUNG

Es gibt eine Vielzahl möglicher Ansätze, um Abfallzusammensetzungen zu beschreiben. Welche davon gut geeignet sind, kann vom jeweiligen Abfall und Zweck der Beschreibung abhängen. Korrelieren die Fraktionen nicht, so spricht nichts gegen eine eindimensionale Betrachtung. Wird allerdings die gesamte Zusammensetzung – und nicht nur einzelne Fraktionen – betrachtet, ist von Korrelationen auszugehen.

In den meisten Fällen wird es daher nötig sein, mehrdimensionale Verteilungen zur Beschreibung der Abfälle zu nutzen. Eine Möglichkeit hierfür kann die multivariate Normalverteilung sein. Entsprechende Tests, um die Validität der Nutzung dieser Verteilung zu überprüfen, wurden vorgestellt und sollten durchgeführt werden. Darüber hinaus ist zu klären, ob ein ausreichend großer Anteil der beschriebenen Zusammensetzungen definiert ist, sich also im Simplex befindet – dies wird vor allem bei kleineren Streuungen der Zusammensetzungen der Fall sein.

Sind die Streuungen sehr groß und entsprechend große Anteile der Verteilung außerhalb des Simplex, so kann die multivariate Normalverteilung im Simplex, die auf der

isometric-log-ratio-Transformation beruht, eine Lösung sein. Auch die Dirichlet-Verteilung ist eine mögliche Verteilung für Simplex-Daten.

Beschreibt keine dieser Verteilungen die Abfallzusammensetzung hinreichend – z.B. weil diese multimodal ist – so muss auf andere Verteilungen zurückgegriffen werden – gegebenenfalls unter Anwendung einer ilr-Transformation – oder die empirische Verteilung genutzt werden.

In diesem Beitrag wurden verschiedene Ansätze zur modellierungstauglichen Beschreibung von Abfallzusammensetzungen vorgestellt. Neben dem Modellierungsziel haben diese auch Bedeutung für eine valide Interpretation von Abfallzusammensetzungen. Es gibt bisher allerdings nur sehr wenige Erfahrungswerte dafür, welche Verteilungen sich – bei möglichst geringem Beprobungs- und Analysenaufwand – wirklich gut für die Beschreibung und Modellierung eignen. Hier gibt es noch einigen Forschungsbedarf.

6 SYMBOLVERZEICHNIS

D	Anzahl der Dimensionen bzw. Fraktionen
d_a	Aitchison-Abstand
q	Statistische Dichte
x_i, y_i	Anteil der Fraktion i
μ_i	Arithmetisches Mittel der Fraktion i
Σ	Kovarianzmatrix
σ_i	Standardabweichung der Fraktion i
σ_{ij}	Kovarianz der Fraktionen i und j
σ_i^2	Varianz der Fraktion i

7 DANKSAGUNG

Das Kompetenzzentrum Recycling and Recovery of Waste 4.0 – ReWaste4.0 – (860 884) wird im Rahmen von COMET – Competence Centers for Excellent Technologies durch BMVIT, BMWFW und Land Steiermark gefördert. Das Programm COMET wird durch die FFG abgewickelt.

LITERATUR

- Edjabou, M.E., Martín-Fernández, J.A., Scheutz, C., Astrup, T.F. (2017) *Statistical analysis of solid waste composition data: Arithmetic mean, standard deviation and correlation coefficients*. Waste management (New York, N.Y.) 69, 13–23.
- Kaufeld, S., Coskun, E., Bosling, M., Pretz, T. (2017) *Siebwirkungsgrad von Trommelsieben in Abfallbehandlungsanlagen: Untersuchung zum Einfluss zweidimensionaler Materialien*, in: Thomé-Kozmiensky, K.J., Goldmann, D. (Eds.), Recycling und Rohstoffe. TK Verlag Karl Thomé-Kozmiensky, Neuruppin, pp. 439–452.
- Mardia, K.V. (1970) *Measures of multivariate skewness and kurtosis with applications*. Biometrika 57 (3), 519–530.
- Pawlowsky-Glahn, V., Egozcue, J.J., Tolosana-Degado, R. (2015) *Modelling and analysis of compositional data*. John Wiley & Sons Inc, Chichester, West Sussex.
- Siebertz, K., van Bebber, D., Hochkirchen, T. (2010) *Statistische Versuchsplanung*. Springer Berlin Heidelberg, Berlin, Heidelberg.
- Wang, C.-C. (2014) *A MATLAB package for multivariate normality test*. Journal of Statistical Computation and Simulation 85 (1), 166–188.
- Wang, C.-C., Hwang, Y.-T. (2011) *A new functional statistic for multivariate normality*. Stat Comput 21 (4), 501–509.

Unternehmensbefragung zum Thema Abfallwirtschaft 4.0

R. Sarc

Montanuniversität Leoben, Lehrstuhl für Abfallverwertungstechnik und Abfallwirtschaft, Leoben, Österreich

R. Hermann

TÜV SÜD Landesgesellschaft Österreich GmbH, Bruck a.d. Mur, Österreich

KURZFASSUNG: Im Rahmen des Projektes ReWaste4.0 wurde eine Online Befragung von Unternehmen aus der Abfallwirtschafts- und Entsorgungsbranche zum Thema Abfallwirtschaft 4.0 durchgeführt. Die Online Befragung erfolgte mittels einem Fragebogen mit neun Fragen. Bei der Umfrage handelte es sich um eine mittels Link per E-Mail durchgeführte Online Befragung die an einer Grundgesamtheit von 2.350 Unternehmen unterschiedlicher Größe aus den Bereichen Entsorgungs- und Abfallwirtschaft sowie Recyclingtechnik im DACH Raum durchgeführt wurde. Insgesamt beantworteten 394 Unternehmen den Fragebogen vollständig, was einer sehr hohen Abschlussquote von 32,5 % entspricht. Die Fragen mit dazugehörigen Antworten sowie zusätzlichen Anmerkungen der Unternehmen aus der Befragung sind im gegenseitlichen Beitrag vorgestellt.

1 EINLEITUNG

Das K-Projekt ReWaste4.0 besteht aus einem übergreifenden strategischen Projekt und zwei technischen Areas mit untergeordneten Einzelprojekten. Im strategischen Projekt erfolgen neben dem wissenschaftlich-technischen Projektmanagement und der effizienten Koordination und Abstimmung der beiden AREAs auch areaübergreifende Grundlagenarbeiten. Dazu gehört u.a. diese Befragung der Branche zum Thema Abfallwirtschaft 4.0.

Nachfolgende Ausführungen betreffen eine Online Befragung von Unternehmen aus der Abfallwirtschafts- und Entsorgungsbranche. Dabei wurden folgende Themen behandelt:

- Marktbedarf, -trends und Anforderungen zum Thema Abfallwirtschaft 4.0,
- Digitalisierung und Vernetzung der Abfallwirtschaft und
- Bedarf an lenkungspolitischen Maßnahmen.

Die Online Befragung erfolgte mittels einem Fragebogen mit neun Fragen. Der Fragebogen wurde in einzelne Themengebiete getrennt und mit Überleitungsfragen verbunden. Wichtig war, dabei einfach zu verstehende eindeutige Begriffe zu verwenden, die von allen teilnehmenden Unternehmen in gleicher Weise verstanden werden. Die Fragen wurden einfach gehalten, um lange bzw. komplexe Formulierungen zu vermeiden. Diese können prinzipiell offen oder geschlossen formuliert werden. Im vorliegenden Fragebogen wurde ausschließlich mit geschlossenen Fragen gearbeitet, da diese den Aufwand bei der Auswertung der Fragen stark minimierten. Folgende Fragen wurden dabei gestellt:

- Welcher Unternehmensgröße würden Sie ihr Unternehmen zuordnen?
- Welche Chancen/Risiken sehen Sie allgemein im Thema „Abfallwirtschaft 4.0“?
- Beschäftigt sich Ihr Unternehmen bereits mit Digitalisierung in der Abfallwirtschaft?
- Wenn ja in welchen Themen?

- Werden Sie sich auch in Zukunft mit dieser Thematik beschäftigen?
- Welche Erwartungen haben Sie für Ihr Unternehmen nach der Umsetzung von „Abfallwirtschaft 4.0“?
- Planen Sie konkrete Investitionen im Bereich „Abfallwirtschaft 4.0“?
- Sind in Bereich der „Abfallwirtschaft 4.0“ derzeit rechtliche bzw. lenkungspolitische Maßnahmen notwendig?
- Was benötigt Ihr Unternehmen konkret für die Einführung/Umsetzung von Umfragestatistik?

Bei der Formulierung der Antwortmöglichkeiten wurde darauf geachtet, dass sie alle möglichen Fälle abdecken und möglichst überschneidungsfrei waren. Grund für die eher geringe Anzahl an Fragen war einerseits der Umstand, dass Unternehmen wenig Zeit in allgemeine Umfragen investieren möchten und andererseits der Wunsch eine hohe Rücklaufquote erreichen zu wollen.

Bei der Umfrage handelte es sich um eine mittels Link per E-Mail durchgeführte Online Befragung die an einer Grundgesamtheit von 2.350 Unternehmen unterschiedlicher Größe aus den Bereichen Entsorgungs- und Abfallwirtschaft sowie Recyclingtechnik im DACH Raum durchgeführt wurde. Die Umfrage wurde im Zeitraum von 24. August 2017 bis 16. Jänner 2018 abgehalten. In diesem Zeitraum besuchten über den zur Verfügung gestellten Link insgesamt 1.214 Unternehmen den Onlinefragebogen. Von diesen beantworteten 394 den Fragebogen vollständig, was einer insgesamt sehr hohen Abschlussquote von 32,5 % entspricht. 18 Unternehmen übermittelten den Fragebogen nur teilausgefüllt, 801 nutzen den Link zum Fragebogen, füllten ihn aber nicht aus und konnten daher auch nicht in der Auswertung berücksichtigt werden.

2 ERGEBNISSE AUS DER UMFRAGE

Nachfolgend werden die einzelnen Fragen mit der Auswertestatistik aufgelistet und eine Kurzinterpretation gegeben.

2.1 Welcher Unternehmensgröße würden Sie ihr Unternehmen zuordnen?

Einzelwahl, geantwortet 394x, unbeantwortet 0x

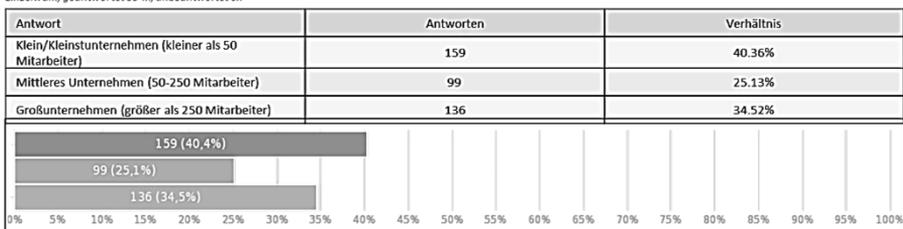


Abb. 1: Antworten auf Frage zur Unternehmensgröße.

Aus den Antworten lässt sich erkennen, dass das Thema Digitalisierung Unternehmen unterschiedlicher Größen gleichermaßen betrifft und keine eindeutige Aussage über einen direkten Zusammenhang zwischen Digitalisierung und Unternehmensgröße gezogen werden kann. Etwas überraschend stellten aber die Klein/Kleinstunternehmen jene Gruppen dar, die am häufigsten rückgemeldet hatten. Das könnte darauf zurückzuführen sein, dass die Entsorgungs-, Abfallwirtschafts- sowie Recyclingbranche eher kleinstrukturierte Formen an Unternehmensgrößen aufweist, diese aber Innovationen und zukunftsfähigen Konzepten z.B. in der Digitalisierung sehr offen gegenüberstehen.

2.2 Welche Chancen/Risiken sehen Sie allgemein im Thema „Abfallwirtschaft 4.0“?

Mehrfachauswahl, geantwortet 393x, unbeantwortet 1x

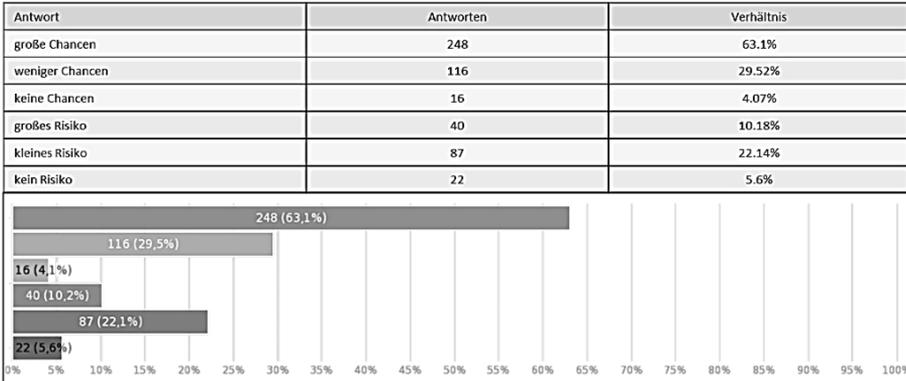


Abb. 2: Antworten auf Frage zu Chancen/Risiken.

Die Antworten lassen wiederum den Rückschluss zu, dass die Unternehmen der Entsorgungs-, Abfallwirtschafts- und Recyclingbranche ihre zukünftigen organisatorischen und technischen Entwicklungen durchaus mit Digitalisierungsaspekten in Verbindung bringen und daraus auch wirtschaftliche Vorteile ableiten können.

2.3 Beschäftigt sich Ihr Unternehmen bereits mit Digitalisierung in der Abfallwirtschaft?

Einzelwahl, geantwortet 394x, unbeantwortet 0x

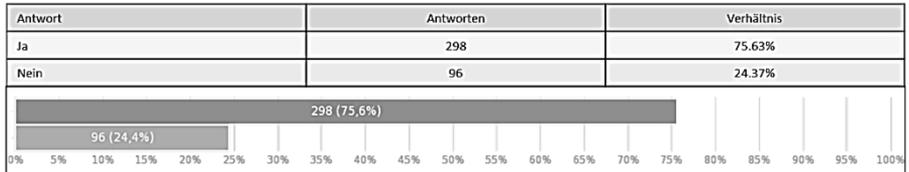


Abb. 3: Antworten auf Frage zur Beschäftigung mit Digitalisierung.

Hier ist deutlich erkennbar, dass sich mehr als drei Viertel der teilnehmenden Unternehmen nämlich 298 nach eigenen Angaben mit dem Thema Digitalisierung beschäftigen und diese Frage mit „Ja“ beantwortet haben. Der hohe Prozentsatz lässt darauf schließen, dass unter Digitalisierung unterschiedliche Aspekte verstanden werden, die in nachfolgender Frage näher hinterfragt werden.

2.4 Wenn ja in welchen Themen?

Antwort	Antworten	Verhältnis
In der Zusammenarbeit und Vernetzung mit Kunden	194	64,00%
In Form von neuen Geschäftsmodellen	96	32,20%
Im Bereich der Beschaffungslogistik	90	30,20%
Innerbetrieblicher bzw. überbetrieblicher Datenaustausch	224	75,16%
Im Bereich von Anlagenkonzepten	118	39,59%
Andere	85	28,52%

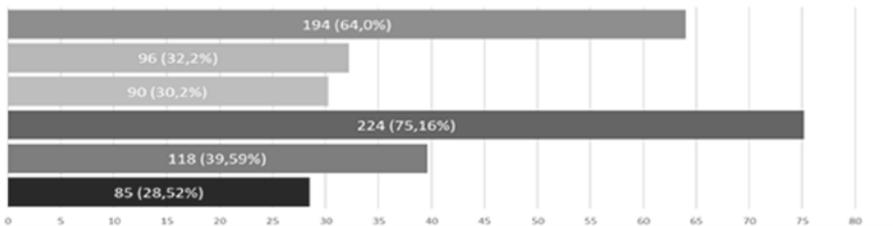


Abb. 4: Antworten auf Frage zu den Themen der Digitalisierung.

Zusammenfassend lässt sich erkennen, dass sich Unternehmen derzeit im Bereich der Digitalisierung überwiegend mit dem Thema Telematik und Telemetrie beschäftigen. Dabei wird die Vernetzung einzelner Computerarbeitsplätze und Anwendungen verstanden, um hausinterne, externe und überregionale Kommunikation mit dem entsprechenden Datenaustausch zu ermöglichen.

2.5 Werden Sie sich auch in Zukunft mit dieser Thematik beschäftigen?

Antwort	Antworten	Verhältnis
Ja	331	84,01%
Nein	63	15,99%

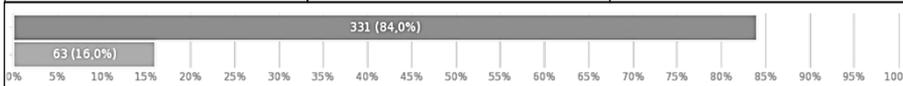


Abb. 5: Antworten auf Frage zur zukünftigen Beschäftigung mit der Thematik Digitalisierung.

Die Antworten lassen den Rückschluss zu, dass das Thema Digitalisierung in der Entsorgungs-, Abfallwirtschafts- sowie Recyclingbranche in Zukunft verstärkt an Bedeutung gewinnen wird und Unternehmen unterschiedlicher Größe davon betroffen sein werden.

2.6 Welche Erwartungen haben Sie für Ihr Unternehmen nach der Umsetzung von „Abfallwirtschaft 4.0“?

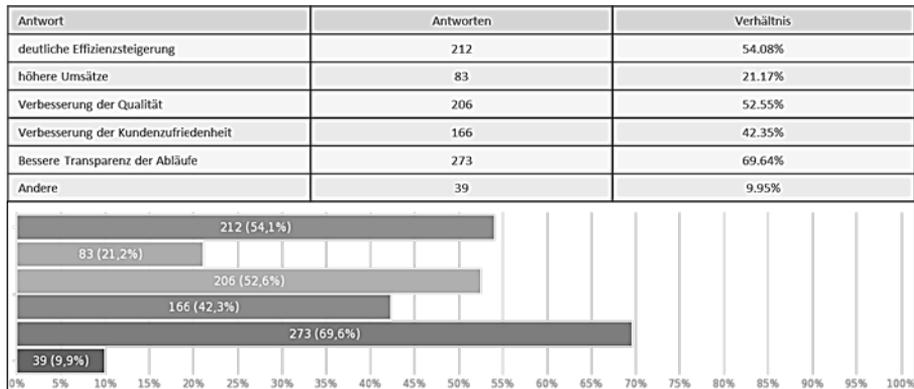


Abb. 6: Antworten auf Frage zu den Unternehmenserwartungen betreffend Abfallwirtschaft 4.0.

Zusätzlich zu den vorhandenen Antwortmöglichkeiten erhoffen sich Unternehmen mehr Übersicht und vereinfachte Arbeitsschritte durch Teilautomation, Bessere Erfüllung von Nachweispflichten oder Optimierungen im Bereich der Dokumentation und Planung.

2.7 Planen Sie konkrete Investitionen im Bereich „Abfallwirtschaft 4.0“?

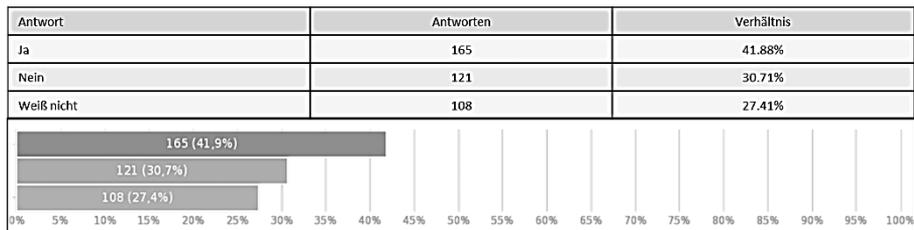


Abb. 7: Antworten auf Frage zu geplanten Investitionen im Bereich „Abfallwirtschaft 4.0“.

Da die Einführung von Maßnahmen im Bereich Digitalisierung/ Abfallwirtschaft 4.0 mit Kosten verbunden ist, kann die Frage nach notwendigen Investitionen nicht außer Acht gelassen werden. Die Auswertung dieser Frage zeigt, dass überraschend viele Unternehmen, nämlich 27 % bezüglich notwendiger Investitionen noch keine Abschätzung treffen können.

Daraus ergibt sich wiederum die Notwendigkeit Unternehmen hinsichtlich dieses Themas noch zu informieren bzw. zu sensibilisieren.

2.8 Sind in Bereich der „Abfallwirtschaft 4.0“ derzeit rechtliche bzw. lenkungspolitische Maßnahmen notwendig?

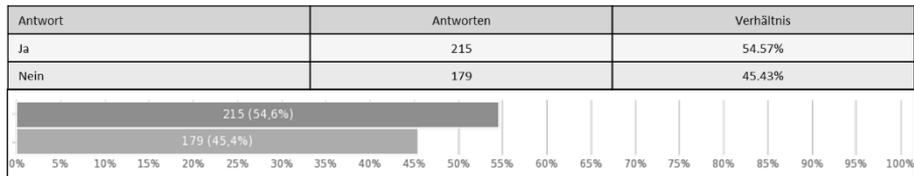


Abb. 8: Antworten auf Frage bezüglich derzeitiger notwendiger Maßnahmen.

In Zeiten von Big Data und Digitalisierung wird es für Unternehmen von immer höherer Bedeutung Daten über Cloud-Systeme und Netzwerke zu Verfügung zu stellen. Der damit verbundene überbetriebliche Datenaustausch bietet Unternehmen neue Möglichkeiten in der Kommunikation mit Behörden, anderen Standorten, Partnerunternehmen, Kunden und Organisationen.

Die Auswertung dieser Frage ergab, dass eine Mehrheit der befragten Unternehmen rechtliche bzw. lenkungspolitische Maßnahmen für notwendig erachten, um bestehende Rahmenbedingungen zu verbessern, digitale Innovation und Technologietransfer in der Wirtschaft zu ermöglichen sowie die Koordination und Umsetzung von e-Government-Lösungen für die Unternehmen, Bürgerinnen und Bürger und öffentlichen Institutionen zu beschleunigen.

2.9 Was benötigt Ihr Unternehmen konkret für die Einführung/Umsetzung von Umfragestatistik?

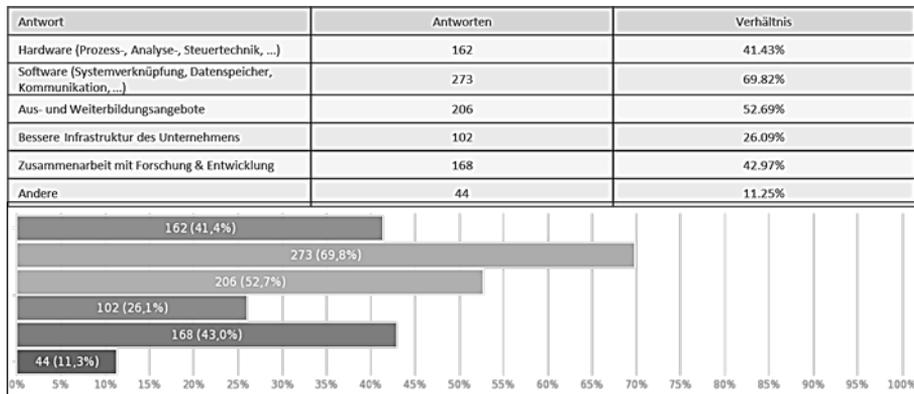


Abb. 9: Antworten auf Frage über Firmenbedarf für die Einführung/Umsetzung von Umfragestatistik.

Die befragten Unternehmen hatten bei dieser Frage auch die Möglichkeit eine individuelle Antwort abzugeben. Dabei zeigte sich, dass Unternehmen entsprechend motivierte und qualifizierte Mitarbeiter benötigen, um eine optimale Umsetzung von derartigen Projekten erreichen zu können.

Durch Kurse und Weiterbildungen in diesem Bereich könnte dieses Problem möglicherweise behoben werden. Unternehmen gaben auch an, dass sie entsprechende Zusammenarbeit innerhalb der Branche benötigen, um bestmögliche Synergien in der

gesamten Wertschöpfungskette erzielen zu können oder auch die Harmonisierung von EU Regelungen als wichtig erachten.

3 ZUSAMMENFASSUNG UND DISKUSSION DER ERGEBNISSE

Im Rahmen des Projektes ReWaste4.0 wurde eine Online Befragung von Unternehmen aus der Abfallwirtschafts- und Entsorgungsbranche zum Thema Abfallwirtschaft 4.0 durchgeführt. Bei der Umfrage handelte es sich um eine mittels Link per E-Mail durchgeführte Online Befragung die an einer Grundgesamtheit von 2.350 Unternehmen unterschiedlicher Größe aus den Bereichen Entsorgungs- und Abfallwirtschaft sowie Recyclingtechnik im DACH Raum durchgeführt wurde. Lt. Statistik der Umfrage könnte eine Abschlussquote von 32,5 % erreicht werden, siehe Abb. 10.

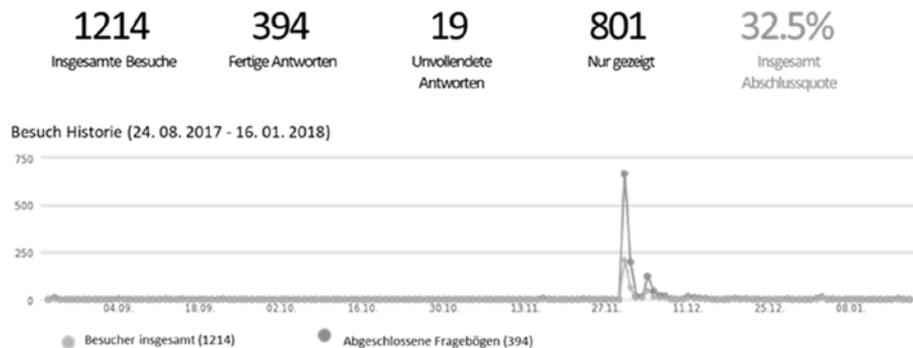


Abb. 10: Umfragestatistik.

Zusammenfassend kann gesagt werden, dass die überdurchschnittlich große Beteiligung der Unternehmen an der Umfrage zeigt, dass das Thema Digitalisierung in der Abfallwirtschaftsbranche aktuell ist und von großem Interesse zeigt. Das Interesse beschränkt sich dabei auch nicht spezifisch auf einzelne Unternehmensgrößen, sondern wird gleichermaßen von allen attestiert. Ein Großteil der Unternehmen beschäftigt sich laut Angaben derzeit bereits mit diesem Thema oder wird sich in Zukunft damit beschäftigen. Unternehmen die angegeben haben sich bereits mit diesem Thema zu beschäftigen bedienen sich derzeit unterschiedlicher digitaler Lösungen wie z.B. elektronische Rechnungen, Serviceportal für Kunden, papierlose Auftragsabwicklung, Behälterverfolgung, Fahrzeugortung und -verfolgung für Disponenten oder auch Füllstandsmessung in Abfallbehältern. Der Einsatz von Robotern in der Abfallsortierung oder Abfallsammlung wurde explizit nicht erwähnt.

Grundsätzlich fördert Digitalisierung das Ausmaß an Wettbewerb, was den Konsumenten zugutekommt, und trägt über eine Steigerung der Arbeitsproduktivität zum gesamtwirtschaftlichen Wachstum bei. Um diese Vorteile genießen zu können, bedarf es jedoch einer entsprechenden lenkungs- und ordnungspolitischen Rahmensetzung. Darunter fallen eine Reihe von Maßnahmen wie z.B. die Flexibilisierung von Beschäftigungsstrukturen und den Breitbandausbau aber zugleich auch die Weiterentwicklung der Rechtsordnung (z. B. in Bezug auf Datenschutz) und eine auf die Nutzung von IKT ausgerichtete Weiterbildungspolitik.

Der Arbeitsmarkt wird sich durch die zunehmende Digitalisierung auch in der Abfallwirtschaftsbranche stark verändern. Die heute schon mögliche Kollaboration zwischen Mensch und Maschine im Produktionsprozess sowie die gestiegene räumliche

und zeitliche Mobilität haben ein hohes Innovations- und Wachstumspotential. Einige Berufs- und Tätigkeitsfelder werden an Bedeutung verlieren, während andere neu entstehen. Dies hat zur Folge, dass hochqualifizierte Arbeitskräfte relativ stärker nachgefragt werden. Diese Entwicklung zeigt, dass es aus ordnungspolitischer Sicht von großer Bedeutung ist, in das Bildungssystem zu investieren, um die Risiken der Digitalisierung, von denen insbesondere Mittel- und Niedrigqualifizierte betroffen sind, abzumildern.

Das Konzept des lebenslangen Lernens wird zunehmend an Bedeutung gewinnen. Die Vermittlung und Aufklärung über die Notwendigkeit einer lebenslangen Weiterqualifizierung in Betrieben könnte in Zukunft eine zentrale Aufgabe der Bildungseinrichtungen darstellen. (Feld et al. 2016)

4 ANMERKUNG

Vollständige Version des Beitrages ist dem Endbericht „Unternehmensbefragung – Ergebnisse“ im Rahmen des Projektes ReWaste4.0 zu entnehmen.

5 DANKSAGUNG

Das Kompetenzzentrum Recycling and Recovery of Waste 4.0 - ReWaste4.0 - (860 884) wird im Rahmen von COMET – Competence Centers for Excellent Technologies durch BMVIT, BMWFW und Land Steiermark gefördert. Das Programm COMET wird durch die FFG abgewickelt.

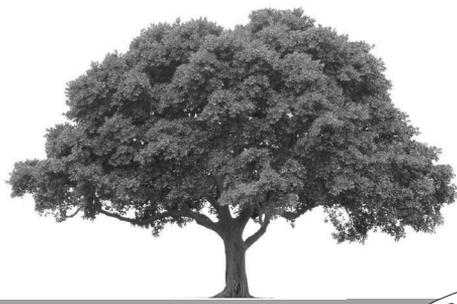
LITERATUR

Feld, L.P., Doerr, A., Nientiedt, D., Köhler, E.A. (2016) *Ordnungspolitische Herausforderung der Digitalisierung*. Eine Veröffentlichung der Konrad-Adenauer-Stiftung e.V. 2016, ISBN: 978-3-95721-204-7, Sankt Augustin/Berlin, Deutschland.

English Abstracts



Verein zur Verleihung
des Zertifikates eines
Entsorgungsfachbetriebes



Nur die besten Betriebe der Abfallwirtschaft-
und Recyclingbranche dürfen sich
Entsorgungsfachbetrieb (EFB) nennen –
folgen sie dieser Marke:



www.vefb.at

Think Green

Ressourcenmanagement & Nachhaltigkeit

**MEDIA
PLANET**

- Weg von der Wegwerfgesellschaft hin zur Kreislaufwirtschaft?
- Funktioniert Fairtrade als Teil der CSR-Strategie?
- Was steckt tatsächlich hinter einem Gütesiegel?



Mediaplanet nimmt diese Fragen genauer unter die Lupe und schafft gemeinsam mit Experten aus der Branche einen Ratgeber und eine Inspirationsquelle für ein besseres Ressourcenmanagement und mehr Nachhaltigkeit.



Magazin-
Download:
bit.ly/thinkgreen

WWW.BUSINESS2BUSINESS.AT

www.greentech.at



World's #1
in Green Tech



The Long History of Legacies - Insights from Environmental History for a Sustainable Future

V. Winiwarter

Institute of Social Ecology Vienna, Department of Economics and Social Sciences, University of Natural Resources & Life Sciences, Vienna, Austria
Guest Researcher, Complexity Science Hub Vienna, 1.3.2018-30.9.2018

Contaminated sites have increasingly become a topic of public relevance since the 1980s, but they have existed - at least in the sense of long-term, anthropogenic and problematic changes in ecosystems much longer. They represent a mortgage on future development, which elicits not enough consideration in the sustainability discussion. Contaminated sites emerge along the entire value chain of extractive industries and present a special problem when they are connected with military enterprises.

Abandoned Uranium mines and their tailings present a case in point. Other wicked legacies are the eternity costs involved with ensuring the habitability of the Ruhr Region in Germany after the end of coal mining, or the dangerous subterranean tanks of the Hanford nuclear facility in Washington. Arsenic stored in the tunnels of an abandoned gold mine in Yellowknife has to be kept from leaking into the aquifer by means of freezing the ground with thermosyphons, forcing the indigenous population to become "Guardians of Eternity". The legacies of colonial silver mining in Mexico consist of an area the size of Poland denuded of all vegetation as the forest, once cut, will not likely be able to re-colonize the hills. Why do legacies develop?

The decisions that lead to their emergence in the past and present can be made comprehensible in the light of historical insights. This should give rise to the establishment of precautionary action in dealing with them.

Does Waste Incineration Still Have a Future?

P. Quicker

RWTH Aachen University, Unit of Technology of Fuels, Aachen, Germany

Waste incineration is an integral and indispensable part of any modern waste management system. It is first and foremost a sanitation measure and a sink for hazardous pollutants that have to be removed from the economic cycle to protect the environment and our health.

A reasonable alternative to waste incineration does not exist. Mechanical-biological processes may be used for waste pretreatment prior to incineration in order to improve fuel properties. However, these processes are not a real waste sink. The widely advertised alternative thermal waste treatment processes have not yet been able to prove their suitability – on the contrary: all attempts to establish alternative thermal processes for residual waste treatment have more or less massively failed. Recycling will also not be able to replace waste incineration. Many wastes are simply not suitable for high-quality recycling. The widespread belief that waste incineration would hinder or even prevent recycling is also untenable. Recycling also produces waste that cannot be used further as a material but requires safe thermal disposal, especially if it is contaminated with pollutants. We need that sink!

Waste incineration is therefore unrivaled and definitely has a future. Only a reduction in residual waste would lead to a reduction in the required incineration capacity. However, such a development is not in sight. This could only change if suitable measures would ensure the effective implementation of product responsibility and if rational waste management concepts would replace non efficient existing structures.

The „Wertstoffwende“ and How We Can Reach It

D. Goldmann

Clausthal University of Technology, Department of mineral and waste processing, Clausthal-Zellerfeld, Germany

The “Wertstoffwende”, a newly introduced term does not have a translation into english yet and might perhaps find its way as a typical german concept in international use. What is meant by this term? It describes a major change in resource efficiency and securing the raw materials supply under environmental, politico-economic and social aspects.

A transdisciplinary approach (scientific, technology-driven, economic, environmental friendly obeying psychological and social aspects) shall activate the complete chain of stakeholders to enforce an advanced circular economy and the implementation of modern and interactive recycling chains.

Networks of infrastructures and pilot regions, where all societal groups from pupils to workers, from administration to industry are involved shall try to enhance the awareness on raw materials, especially those, generated out of waste.

A holistic approach, to reach this goal is presented in this paper.

Does Recycling Make Sense? – An Analysis from an Economic Point of View

I. Meyer & M. Sommer

Österreichisches Institut für Wirtschaftsforschung - WIFO, Umwelt, Landwirtschaft, Energie, Vienna, Austria

Against the background of the Paris Agreement aiming at a global response to the threat of anthropogenic climate change by transitioning to a low-carbon economy, recycling may play an important role as climate mitigation measure and as risk strategy against a soaring global run for resources that stem inter alia from renewable energy technology deployments. Due to the limited availability of raw materials, tensions in the commodity markets are to be expected. Recycling reduces energy use and greenhouse gas emissions and may as well generate local added value and employment. Returning a larger proportion of materials through recycling is one cornerstone of the circular economy concept which features prominent on political agenda such as the EU Circular Economy Package.

The aim of the paper is to estimate the macroeconomic contribution of recycling waste materials and reusing secondary raw materials regarding four major groups of substances in Austria: selected metals (steel and aluminum), paper and glass. Economic impacts are modeled using the WIFO.DYNK (Dynamic New Keynesian) model. WIFO.DYNK is a dynamic macroeconomic multi-sector model based on supply and use tables that covers the interlinkages between 62 to 88 industries and 6 final demand categories (consumers). The method used to calculate economic impacts of recycling was to compare an actual state (here: 2014) with a counterfactual which represents a hypothetical constellation by simulation of a no-recycling case for the substance groups considered. Instead, primary production for iron and steel, paper and glass was assumed to be at the same production level as in 2014 with the use of recycling technologies and secondary raw materials. For aluminum, the import of semi-finished products is simulated since there is no primary production of aluminum in Austria.

Accordingly, the recycling economy shows a net GDP effect of 0.52 % or €1.7 billion. Employment effects amount to 14,759 jobs or 0.38 % of total employment. The biggest economic effect is achieved by recycling the metals iron and steel and aluminum, followed by paper. The recycling of glass has a comparatively negligible economic impact, since both small quantities and small price differentials are at work, and part of the primary raw materials are mined domestically. This means by the same token the more dependent the economy is on raw material imports and the higher the prices of imported raw materials, the greater the economic effects of recycling.

Based on emissions factors, the recycling of the considered substance groups was accounted to have mitigated approx. 7.9 million tons CO_{2eq} emissions. This calculation includes the cumulative energy use of the entire supply chain and therefore also relates to emissions that result abroad from e.g. mining and transportation.

Fire-Hazardous Waste Materials – About Risks and Strategies in Waste Management

T. Nigl & R. Pomberger

Montanuniversitaet Leoben, Chair of Waste Processing Technology and Waste Management, Leoben, Austria

The waste management industry has always faced the challenge to deal with wastes with high calorific potential properly. Nonetheless, fire events reached a new peak in recent years. In addition to the enormous environmental impact and the obvious conflict with the targets of waste management, the increasing property damage and threat of loss of insurance are becoming an ever greater problem for companies.

On the one hand, the article deals with the special challenges of the industry, such as inhomogeneous material flows, contamination, adherences and fire-hazardous contaminants, as well as high levels of dust pollution. On the other hand, the article reveals the historical development of the fire events in waste management. Thereafter, the causes of the fire are analyzed and then industry-specific causes of fire, such as self-ignition or batteries are discussed in more detail.

Finally, the article provides an overview of possible strategies and measures to reduce fire events in the value chain of waste management. Among these are, on one side, approaches on how to avoid hazardous substances in waste streams or how to separate them; on the other side, improved risk management and measures of preventive fire protection.

Tracer Based Sorting – Innovative Sorting Options for Post Consumer Products

J. Woidasky & C. Lang-Koetz
Pforzheim University, Pforzheim, Germany

M. Heyde & S. Wiethoff
Der Grüne Punkt - Duales System Deutschland GmbH, Köln, Germany

I. Sander & A. Schau
Werner&Mertz GmbH, Mainz, Germany

J. Moesslein & M. Fahr
Polysecure GmbH, Freiburg, Germany

B. Richards & A. Turshatov
Karlsruhe Institute for Technology, Karlsruhe, Germany

F. Sorg
Umwelttechnik BW GmbH, Stuttgart, Germany

Tracer Based Sorting (TBS) is an innovative approach for waste management enabling material or product sorting regardless of their physical properties. The technology is based on applying inorganic marker substances in ppm concentrations in or on the objects to be sorted. These substances can later be detected in the recycling process, serving either to remove contaminants or to recover valuable materials from the waste stream. TBS uses the luminescence effect which is generated by electromagnetic irradiation using e. g. laser diodes or LED, and which can be detected using simple detector technology such as CCD camera chips. Both excitation and detection only take milliseconds and are carried out in a non-destructive process. The excitation irradiation used is in the invisible spectrum while the luminescence occurs in form of visible light.

In the collaborative research project “Marker-based sorting and recycling system for plastic packaging” („Markerbasiertes Sortier- und Recyclingsystem für Kunststoffverpackungen (MaReK)“), seven partners work together under the guidance of the Institute for Industrial Ecology (INEC) at Pforzheim University. Also in this partnership, the German companies Polysecure GmbH (Freiburg), Werner & Mertz GmbH (Mainz), Der Grüne Punkt – Duales System Deutschland GmbH (Köln) and the Karlsruhe Institute for Technology (KIT) conduct research with the contractors CMO-SYS GmbH and Nägele Mechanik GmbH and the associated partner Umwelttechnik BW GmbH (Stuttgart) with the goal to develop a demonstration case for TBS. The technological core of the project is a harmonized packaging and sorting technology development to recover high quality secondary polymer packaging from packaging wastes.

This research project is supported by a grant of the German Federal Ministry for Education and Research (BMBF) as a part of the framework program “Research for Sustainable Development” (FONA3) on the topic “Plastics in the environment” with grants no. 033R195A-E under supervision of the project executing organization Jülich (PTJ). The sole responsibility of this text is with the authors.

Influence of Defilements on Sensorbased Sorting

B. Küppers, D. Vollprecht, R. Pomberger

Montanuniversität Leoben, Lehrstuhl für Abfallverwertungstechnik und Abfallwirtschaft, Leoben, Österreich

The project NEW-MINE has received funding from the European Union's EU Framework Programme for Research and Innovation Horizon 2020 under Grant Agreement No 721185 

Within the framework of the project "NEW-MINE" the use of sensor-based sorting machines in the field of landfill mining (LFM) is investigated. Within the topic of LFM, contaminations are a particular challenge in the treatment and sorting of plastics contained in landfills. For this reason, the effects of various defilements, which can arise during the residence time in the landfill body or due to the mechanical treatment in landfill mining, are studied. In the following elaboration, the focus is on the influences of surface moisture as well as the influence of surface roughness of plastics on sensor-based sorting by means of near-infrared sensor technology. Attempts have been made to evaluate the signal of the reflected near-infrared radiation and to influence the yield of eight different types of plastic. For this purpose, a test stand for sensor-based detection and sorting was used. The experiments were carried out on a chute sorter. Near-infrared (NIR) radiation in a wavelength range of 990 nm to 1680 nm has been used for the detection and classification of plastics.

The results show minor impact of surface roughness on most sorting tasks. Only the classification and sorting of transparent and particularly similar materials can be influenced by increased surface roughness considerably. It was shown that surface water causes noticeably increased absorption of NIR radiation, amplifying and mitigating the extent of various peaks in the spectrums derivative, used for the identification of plastic types.

ARGOS - Development of a Multi-Sensor System for Real-Time Analysis Metal-Rich Processing Products

S. Flamme, S. Hams & M. Kölking

Institute for Infrastructure, Water, Resources, Environment (IWARU), Münster, Germany

With the technology currently available in processing plants, the extent to which metals can be recovered from old and new scrap alloys is limited. By reliably specifying the qualities of metal-rich waste and quickly detecting quality changes in the respective material flows, metal losses along the value chain can be significantly minimized through improved pre-sorting, technical adjustments in processing technology and optimized process control in metallurgical processes adapted to the input specification.

As part of the "ARGOS" research project, a multi-sensor system is being developed with which metal-rich processing products, e.g. from scrap processing, are to be analysed qualitatively and quantitatively in real time. Since the mass flow is an elementary reference value for sensor-supported real-time analysis, the determination of the volume of individual particles is an important aspect of investigation. For this purpose, a 3D laser triangulation sensor is to be used to measure the three-dimensional expansion of individual particles. The system can calculate particle masses by using the approximately determined envelope volume in combination with specific material densities. The Institute for Infrastructure, Water, Resources, Environment (IWARU) in cooperation with Steinert GmbH investigated whether and how selected material-specific particle shapes affect the measurement accuracy of the 3D sensor. The individual particles used for this were characterized, assigned to defined shape classes and then optically measured with the 3D sensor. Comparatively small deviations were found for flat and massive or body-shaped particles. In the case of heavily deformed particles, on the other hand, volume overdeterminations of up to a factor of four occurred. Since the deviations are systematic, they can be minimized by form specific correction factors.

Selective Recovery of Non-Ferrous Metal from ELV Scrap by EMT- and LIB-Spectroscopy

G.J. Lichtenegger & S. Laske

Saubermacher Dienstleistungs AG, Departement of Research and Development, Feldkirchen bei Graz, Austria

Within the FP7-funded EU-Project SHREDDERSORT, two prototypes for the automated and selective sorting of non-ferrous metal from automotive ELV-Shredder were developed and constructed. The prototypes used electromagnetic tensor spectroscopy (EMTS), combined with optical vision analysis (VIA), as well as laser-induced breakdown spectroscopy (LIBS).

EMTS is based on the analysis of the electromagnetic tensors of objects within an electromagnetic field at different frequencies. Combined with information on the morphology of the analyzed fragments, electrical properties (e.g. the electrical conductivity) can be estimated. According to the determined conductivity, each particle can be assigned to a certain metal- or alloy-fraction (e.g. copper, brass, bronze, aluminium etc.).

The second sorting technology, LIBS, uses high-power laser pulses to ablate a small mass of material from the objects surface generating a plasma plume at extremely high temperature. The created plume emits light at certain wavelengths, which are characteristic for the elemental composition of the ablated surface material. Both prototypes of the SHREDDERSORT-project used pressurized air ejectors for the sorting of the identified metal qualities into three fractions and had a target throughput of up to 1 ton of metal scrap per hour. The fully automated prototypes were tested for their practical operational capability on facilities of the Saubermacher Dienstleistungs AG.

Both sensor principles turned out to be promising technologies for a non-destructive, automated and highly accurate dry sorting of non-ferrous metals.

Recovering of Grains from Production Residues of Coated Abrasives

M. Schnell, L. Schenke, T. Horst & P. Quicker

RWTH Aachen University, Unit of Technology of Fuels, Aachen, Germany

H. Giani & A. Feil

RWTH Aachen University, Department of Processing and Recycling, Aachen, Germany

The production of coated abrasives goes along with off-specification, chads and batch losses. These production wastes account for up to 10 % of total production. Until today, these production wastes are incinerated and landfilled without being subject to pre-treatment. As there is no recycling process available, all abrasive grains that are part of above-mentioned wastes accordingly leave the production cycle, their raw material potential cannot be utilized and the environmental expenditures related to their production get lost.

Within the DBU-funded ReCAb (**Recycling of Coated Abrasives**) project a process for recovering abrasive grains from production waste was developed. It is the objective to recover abrasive grains that meet the quality requirements for direct re-supply to the production cycle of coated abrasives.

The process consists of five steps combining mechanical and thermal treatment steps. At first, the material needs to be conditioned for thermal treatment. Due to the thermal process, organic composite of coated abrasives will be oxidized. In the following, agglomerates are broken up as well as grains and ashes are separated. In the last step separated grains will be classified based on FEPA Standard (Federation of European Producers of Abrasives). The process is adapted, developed and optimized, utilizing the most commonly used abrasives grains: semi friable aluminium oxide and silicon carbide. In addition, the process is validated with valuable special abrasives such as diamonds, zircon corundum and various ceramics. The process is designed to segregate grains from approx. 1 mm down to 25 µm.

For conditioning of all considered production residues, a shredding process by a cogging wheel was identified as a suitable procedure. Thereby a particle size of maximum 300 mm for the following thermal treatment step was achieved for all materials.

A successful thermal material separation is possible in oxygen atmospheres at temperatures between 450 °C and 600 °C. These conditions were identified in muffle furnace tests on laboratory scale. Afterwards these parameters were transferred to different continuous technical processes (grate firing, rotary kiln, screw reactor and fluidized bed firing) to reach a scale up. A successful material separation was only partially achieved. All investigated aggregates revealed different advantages and disadvantages.

Also in case of successful thermal material separation, residues formed grain-ash-agglomerates. To break up these agglomerates an air separation mill was chosen as a suitable aggregate. Afterwards the separation of ash and abrasive grains is possible by an air separator.

Within the ReCAb project, a purity in the recycling product of > 95 % was achieved. Furthermore, coated abrasives produced with recycled abrasive grains fulfilled all manufacturers' requirements. Nevertheless, additional tests especially for thermal processing are necessary to investigate a technical and economic feasibility.

Leaching Controlling Mechanisms of Heavy Metals in Steel Slags - Analyses, Modelling, Syntheses

S. Neuhold & D. Vollprecht

Montanuniversitaet Leoben, Chair of Waste Processing Technology and Waste Management, Leoben, Austria

P. Presoly & J. Schenk

Montanuniversitaet Leoben, Chair of Ferrous Metallurgy, Leoben, Austria

B. Adamczyk

Federal Institute for Materials Research and Testing, Division Thermochemical Residues Treatment and Resource Recovery, Berlin, Germany

To ensure an environmentally friendly use of steel slags, different conditioning methods are applied in the steel making process. However, a detailed understanding of how the leaching of environmentally relevant elements e.g., Vanadium is controlled is not completely understood yet. In the course of the project MiLeSlag (Mineralogy and Leachability of Steel Slags) different characterisation methods and leaching tests as well as hydrogeochemical and metallurgical modelling are combined to understand the complex link between mineralogy and leachability. Methods applied are ICP-MS (inductively coupled plasma mass spectrometry), XRD (x-ray diffraction), EMPA (electron microprobe analyses), pH-dependent leaching tests (according to EN 14429) and percolation tests (according to EN 14405). The modelling is done by using the software LeachXSTM and FactSageTM. After conditioning procedures are identified by combining the gained experimental and modelled data, melting experiments are conducted to verify the stated leaching controlling mechanisms. The experiments take place in the lab scale (crucibles) as well as in the pilot plant scale (electric arc furnace). In this article the results of first attempts to reduce the leaching of V from a conditioned electric arc furnace slag are presented.

Paper Foam Boards on the Base of Recycled Paper Dust

W. Veltzke, M. Timpe & M. Baune

University of Bremen, UFT – Center for Environmental Research and Sustainable Technology,
Chemical Process Engineering, Bremen, Germany

The careful use of resources is becoming increasingly important. This also includes the responsible use of raw materials and energy, especially with regard to finite resources such as oil. Therefore, it is necessary in the long term to replace petroleum-based products with new sustainable products. Cellulose containing materials such as waste paper or paper dust, which accumulates as waste in waste paper recycling, are available as an option here. The biggest disadvantage of cellulose flakes is the high amount of dust generated during milling and processing, as there is a risk that the limits for E-dust (inhalable fraction) and A-dust (alveolar fraction) will be exceeded according to the Technical Rules for Hazardous Substances. If this paper dust can be brought out of the process, the value of the waste paper increased on the one hand, and on the other hand, the fine cellulose flakes would have a higher quality and could thus gain a larger market share not only in the building insulation.

On the basis of this fines fraction, a manufacturing process for paper foam boards was developed, that have good thermal insulation properties, whereby the functionalities of the boards can be adjusted over a wide range. Due to the systematic investigation of the properties several possible applications could already be identified. In addition to the use as a thermal transport box, special building products for thermal or acoustic insulation are the focus of current developments.

Use of Recycled Waste Paper Reject as Filler for Thermoplastic Materials

A.F.K. Scholten & D. Meiners

Clausthal University of Technology, Institute of Polymer Materials and Plastics Engineering, Clausthal-Zellerfeld, Germany

During the recycling of waste paper from private households different rejects with high fiber content accumulate. Due to the short length and the high contamination with other materials, like expanded polystyrene and coarse wood splints, a reuse of the fibers in paper is not possible. At the moment those rejects are disposed thermally. The useful heat in doing so is relatively low because of the high water content of the reject.

One alternative to this recycling route can be the use of the reject as filler for thermoplastic materials. In investigations at the Institute of Polymer Materials and Plastics Engineering at Clausthal University of Technology different plastics like polypropylene and polyamide (both as virgin and recycled materials) were evaluated. The plastics were molten, mixed with the dried reject and shred to granulate, which could be processed via injection molding. To examine the thermal and mechanical properties of the compounds DSC, TGA, tensile and CHARPY impact measurements were performed.

The investigations show, that the use of the reject as filler for thermoplastics is generally possible. The mechanical and thermal properties are mainly defined by the filler content. This is already known from natural fiber reinforced plastics. In all cases an increase of filler content leads to an increase of stiffness that sometimes induces higher rigidity. In other cases a reinforcement of the plastics could be seen.

Unused Potentials in Waste Treatment

A. Feil & T. Pretz

RWTH Aachen University, Institut für Aufbereitung und Recycling, Aachen, Germany

The material heterogeneity of waste is a well-known phenomenon which, in combination with lack of bulk material properties, has a detrimental effect on treatment processes. Bulk solids are dispersions of solids whose individual components are dimensionally stable and therefore flowable. Most wastes lack the characteristic of dimensional stability, so that accepted rules of bulk material technology cannot be applied. This poses a challenge for the metering of material streams for processing in separation processes. The technologies developed for the application in waste processing have been adapted to the diverse substance characteristics of waste. In the process chain, this leads to discontinuities in volume flows from the loading of a treatment plant to the provision of sortable partial streams. By way of example, the magnitude of such fluctuations is presented and the impact on sorting processes is discussed. These are reflected in the form of overload conditions in most separation processes by reduced transfer coefficients and they are measurable in terms of the yield of recyclables and the quality of recyclables.

Current demands for improved recycling quotas are often countered by the expansion of sorting steps and thus better sorting depth. However, too little attention has been paid to the aspect of consistency of material flows in terms of material and, in particular, volumetric and thus conveying conditions. However, appropriate measures would affect significant capacity potentials in existing treatment plants and at the same time contribute to an improvement in qualitative terms.

Modular Sorting Plant – From Waste Streams to Valuable Concentrates

K. Bokelmann, M. Kehlenbach, J. Knierim, C. Gellermann & R. Stauber
Fraunhofer IWKS, Alzenau, Germany

The generation of concentrated fractions is an important step in the process chain of treating secondary raw materials. In addition to established classification and sorting processes based on physical principles there is an increasing demand for intelligent solutions to meet the growing complexity and heterogeneity of material flows.

The use of the so called electrohydraulic fragmentation leads to a specific weakening of interfaces within the material. This enables a selective separation that is largely independent of the degree of comminution. As a result, there is a high liberation of materials without excessive comminution. For further process steps, preconditioning and sorting, there are different technologies available which already exist at Fraunhofer IWKS in pilot-plant scale. By applying a multi deck screening machine materials can be classified – e. g. separated into undersize and oversize particles. Ferrous and non-ferrous metals can be removed by classical procedures such as magnetic and eddy current separation from the material flow. Finally, the preconditioned material can be separated in further fractions with the help of a sensor-based sorting unit. This sorting unit consists of an induction sensor, an optical CCD camera and a hyperspectral NIR camera. Application of these sensors results in the separation of metals, materials of different colours or forms, plastics and other infrared-active components. By the adaptable combination of the described technologies specific process chains can be developed for different material flows and application fields. Operating parameters can be recorded and optimized by extensive crosslinking and data acquisition. In this way a detailed assessment of the process chain can be performed under economic and ecological points of view.

Densimetric Tables for Sorting of Recycling Materials

A.P. Kindler, J.J. Cebrian de la Torre & M. Trojosky

Allgaier Process Technology GmbH, Research and Development, Uhingen, Germany

The technical separation of raw and waste material plays a more and more important role in many branches. In density based separation processes the particles are separated by their specific weight. Many different process principles exist and moreover the separation may be realized by air and water. Water based processes usually lead to higher separation quality but they inevitably have many disadvantages, such as investment costs, operating costs and huge environmental footprint. Therefore, during the last decades, there is a trend to use dry separation processes that need to be optimized due to their physically based disadvantages.

Due to this reason, a new apparatus for free-flowing products was developed by Allgaier. The working principle is based on a densimetric table for gravimetric sorting (Type: GOSAG), that also uses air for the separation process. The result of the development process is the new more efficient densimetric table, called GSort. It is particularly suitable for sorting of high solid mass flow rates in the mineral and recycling industry.

The new densimetric table GSort provides significant benefits over currently existing machines, inter alia, the adjustability of the table inclination, the vibratory frequency, the zone-wise air volume flow below the perforated air distributor plate as well as a mechanism to exchange this plate fast and easily.

In numerous experimental studies it was investigated how these newly integrated adjustment parameters affect the separation process. By introducing the zone-wise air volume flow along the air distribution plate, very high feed mass flow rates and simultaneously a high separation quality may be realized. Moreover, the vibratory frequency and the table inclination give the operator the opportunity to fine adjust the separation process.

During the presentation the development steps and the results of laboratory and practical experiments, that were carried out in order to optimize the technology, and typical exemplary industrial applications will be explained.

Handling of Disturbing Materials in WTE-Plants

A. Freimund

Energie AG Oberösterreich Umwelt Service GmbH, Head of production, Wels, Austria

The so-called disturbing (non-conform) materials are a permanent challenge for running a WTE-plant. There are physical and chemical restrictions, which cause some trouble for the treatment of municipal and commercial waste. Losing a lot of tons in input material we focus on two groups of materials: non-conform and high caloric value waste.

To get an overview, it was necessary to define some classes of non-conform input material like dust, ropes, chemical materials, bulky materials and others. Analyzing the reclamation process and some incidents, we start engineering for the treatment of bulky materials, dust, ropes and nets. Another classification has been defined as mono-charges and mixed charges. On the other hand, we focus on consultation for the costumers and financial corrections.

The presentation gives you a short summary of activities. At the beginning, we focused on bulky materials like excavator chains. We separated them on all our sites and defined a process for the company and costumers to treat them. Testing and fixing this way to handle the chains, we defined a solution for dust, rope and so on. At the beginning of the next year, we start commercially running a treatment plant for dust materials to be burned on the grate firing. Systematically we want to realize a mixture of technology, information and financial correction to handle non-conform material.

Thermal Treatment of Carbon Fibre-Containing Waste - Intermediate Results of Practical Studies on an Industrial Scale

J. Stockschläder & P. Quicker

RWTH Aachen University, Technology of fuels, Aachen, Germany

W. Baumann, M. Wexler & D. Stapf

Karlsruhe Institute of Technology, Institute for Technical Chemistry, Karlsruhe, Germany

C. Thiel & M. Beckmann

TU Dresden, Chair of Energy Process Engineering, Dresden, Germany

R. Koralewska

Martin GmbH für Umwelt- und Energietechnik, Munich, Germany

The use of carbon fibre reinforced plastics has grown significantly in recent years. New areas of application are also constantly being developed. As a result of the increasing use, carbon fibre containing wastes are also increasing. Due to partially missing separate collection, carbon fibre containing waste can be introduced into municipal or hazardous waste incinerators. Practical reports and laboratory tests show that carbon fibers require high dwell times and temperatures for complete destruction. In the case of unburned carbon fibers, both the plant technology and existing disposal paths for the process specific residues can be affected. Therefore, a review of the effects on plant engineering and occupational safety is necessary. This article presents the interim results of a large-scale co-incineration trial with carbon fibre reinforced plastics in a municipal and hazardous waste incineration plant.

Description of the Fuel Transport in the Feeding Area of Waste Incineration Plants

M.H. Zwiellehner

SAR GmbH, Process- and Environmental Technology, Dingolfing, Germany

R. Warnecke & F. Grafmans

Gemeinschaftskraftwerk Schweinfurt, Schweinfurt, Germany

On large-scale incineration plants which are run with heterogeneous solid fuels (like municipal solid waste) there is actually no possibility to make an online-determination of the fuel mass flow which is brought on the grate. If it would be possible, to (pre-)calculate the mass flow this would lead quicker to better performance of combustion control systems and combustion simulation / models could be improved significantly. The causal problem for the determination of the fuel mass which is extracted per feeder stroke, is the lack of knowledge about the fuel's density in the feeder area and the extracted volume is also not known. These 2 parameters can neither be measured online nor be determined through calculations. Literature research showed only little resilient information about this specific topic. Additional problems are caused by the fact, that fuel's density is changing continuously from hopper to chute to the point of feeder forward stroke.

In principle, it should be possible to derive the fuel mass flow out of a product consisting of the volume which is moved by the feeder ram, the double-strokes per hour and the fuel's density. The volume is described by the product of feeder width, feeder stroke length and feeding mouth height. For validation of this, fuel crane mass balances and year mass balances have been analyzed from more than 50 representative combustion lines. If the above mentioned formula is applied on those 50 combustion lines, the results of the calculated mass show *remarkable deviations* to the measured mass flow.

This knowledge has led to the awareness that further influences have to be considered. In particular, it has to be assumed that an averaged bulk fuel density (as it can be measured during material delivery / handling) as well as the simplified assumed feeding volume do not accord with the real conditions. Therefore it seems necessary to introduce an enhanced geometrical-physical approach.

To be able to calculate the fuel mass flow, extensive test series have been carried out to determine - amongst others - things like variations in fuel densities, compressibility of the fuel and the feeding effectiveness of ram feeders. After that, the empirically determined perceptions were described by mathematical formulas. This has led to the development of a "mass flow calculation formula", which can calculate the mass flow on ram feeder systems with a very high accuracy only by having construction drawings of the feeding system. To be able to understand the effects which occur during fuel feeding and to finally derive such a mass flow formula it was necessary to carry out extensive experiments and analysis. At this point the above mentioned geometrical-physical approach could be developed. By applying the described procedure it becomes possible to calculate the fuel mass flow on all different types of ram feeder systems with an accuracy of $\pm 10\%$. It shall be mentioned as a distinctive feature of the newly developed formulas for calculation of the fuel mass flow, that they are sensitive to a variation of stroke length and to a variation of the stroke position as well.

Fly Ashes From Waste Incineration - A Raw Material Source of the Future?

F. Gehring & R. Graf

Fraunhofer Institute for Building Physics, Department Life Cycle Engineering, Stuttgart, Germany

S. Fromm, C. Hutterer, J. Haberl & M. Schuster

Technical University of Munich, Department of Chemistry, Garching, Germany

A.-L. Fabricius, M. Renner & L. Düster

German Federal Institute of Hydrology, Koblenz, Germany

R. Koralewska

Martin GmbH für Umwelt- und Energietechnik, München, Germany

A. Perfolll & M. Funk

Zweckverband Müllverwertungsanlage Ingolstadt, Ingolstadt, Germany

With the BMBF-funded research project SESAM "Extraction of secondary raw materials from fly ashes from waste incineration", a gap was closed that was still hardly researched at that time. The study focused the recovery of raw materials of strategic and economic relevance. To achieve this goal, the entire project was divided into three parts. The first part dealt with the development of suitable, validated methods and the characterization of fly ash. In the second part, methods for the release of the identified target elements from the fly ashes were investigated. The methods should be resource-saving and sustainable manner. In addition, the use of an innovative polymer-supported ultrafiltration for the selective separation of valuable metals from leach solutions was investigated and optimized. Parallel to the part 1 and 2 a project- and development-accompanying sustainability analysis was carried out in part 3. The additional consideration of dynamic material flow analyses shed light on possibilities of return to the system cycle.

To evaluate the potential of the study, two dimensions must be focused. On the one hand the polymer-supported ultrafiltration with the selective separation of target elements from the leach solution and on the other hand the potential of the fly ash based on its composition. The study showed that selective enrichment and release of copper basically work. However, due to the target element concentrations and the impurities in the leach solution, it is only partially suitable for this application. Accordingly, it is indispensable to expand the perspective. The break-even concentration can be used to identify suitable waste streams in order to determine potential locations and sales markets in combination with the dynamic material flow analyses. On this basis, new secondary raw material markets can be entered and loops closed. Based on the determined contents of the fly ash of the waste incineration plant, theoretical raw material potentials for Germany were derived. Approx. 130,000 tons of fly ash is accrued annually throughout Germany. This corresponds to 5,150 tons zinc, 1,650 tons lead and 875 tons copper. This is equivalent to 1.13 % of zinc imports, 1.14 % of lead imports and 0.13 % of copper imports.

As the composition of ashes from different waste incineration plants can vary, the quantities mentioned are to be used as an indication. Fly ash is still an interesting waste stream that has the potential to become a valuable material stream in the near future.

Utilisation and Disposal of MSWI Bottom Ash in Europe

F. Huber & J. Fellner

TU Wien, Institute for Water Quality and Resource Management, Vienna, Austria

About 20 % of the mass inserted into a municipal solid waste incineration (MSWI) plant emerge as bottom ash. The mineral fraction (about 900 g/kg bottom ash) has to be utilised, if limited landfill space should be conserved.

In the present study, a survey about the utilisation of MSWI bottom ash has been conducted. Thereby the current practice in different European countries has been investigated. The results of the analysis indicate that the most common utilisation option of the mineral fraction is as aggregates in the subbase of roads. In addition, MSWI bottom ash is also used in cement production and as aggregates in concrete.

Quality criteria for the utilisation (total and leachate contents) vary significantly between the different European countries, whereby even the methods for determining the quality criteria "leachate content" differ. They range from shaking tests (with different L/S ratio and sample particle size), column test (with different L/S ratios and particle size) to a tank test for monolithic materials.

As a result of the different leaching procedures, it is in most cases not possible to compare the leachate limit values from different countries. This issue could be resolved by a harmonised leaching procedure in Europe.

Recovery of Zn and Pb from Fly Ash Eluates - First Results

K. Tandon & S. Heuss-Aßbichler

Ludwig Maximilians Universität München, Department of Earth and Environmental Sciences, Munich, Germany

There are several treatment methods for fly ash from municipal solid waste incineration (MSWI). Commonly used is the stabilization and solidification of the fly ash by adding chemicals in order to deposit them afterwards. Other methods are the use of fly ash as an additive for building materials or in concrete. What all those methods have in common is that the metals are lost as secondary resource. There are various methods dealing with the issue to recover the metals from fly ash. FLUWA, washing of fly ash, is one of these. Already in use in more than 50% of the incineration plants in Switzerland, MSWI plant Ingolstadt is the first in Germany that uses the FLUWA process. Lime milk is added to the salt-rich eluates after the treatment of the fly ash with acid scrub water. Result is a highly voluminous slurry. The plan was to send the hydroxide sludge to zinc smelting to recover the metals. However, the treatment of these sludges was not possible due to the high content of water and salt in the residue as well as due to the thixotropic consistency, hence, the material has to be disposed of as hazardous waste.

This leads to the question: is it possible to recover the metals ecologically and economically from fly ash eluates of MSWI? We studied the potential of a novel treatment process for wastewater, called SPOP (specific product oriented precipitation) for this purpose. The SPOP-process, first developed for Cu-containing wastewater, could already be successfully applied to various metals such as Zn, Ni, Ag, Mn, Pb, Sn, Pd, Au. Aim of this study is to apply the SPOP process to saline solutions like fly ash eluates from MSWI to recover the metals for circular economy. Therefore, we worked out three different concepts by changing the reaction conditions and reaction parameters. The third concept, a multi stage process led to best results. In the first step (1) a metal-oxide and salt-rich residue precipitates. It consists of Zn-oxide, Zn-hydroxides, Zn-hydroxychlorides and of an Pb-hydroxychloride. In the second step (2) the residue is washed with pure water ($\leq 5\mu\text{S}/\text{cm}$) to remove soluble salts. Result is an almost salt-free residue and a salt-rich solution. Thus, the metals Zn and Pb can be enriched in the residue as oxide/hydroxide with low content of Cl in the residue at the same time.

The removal efficiency for Zn was 99.6% and for Pb 99.9% and the limits for the direct discharge of the wastewater are fulfilled for Zn (limit is 0.5 mg/L). For Pb, the concentration was 0.27 mg/L (limit is 0.1 mg/L). The Cl in the residue could be drastically reduced to 2.25 wt% of the initial value. This allows recycling of the materials and thus the economic and ecologic goals can be achieved by optimizing the process parameters.

This study was supported by MSWI plant Ingolstadt, Germany, and partly funded by the Bavarian State Ministry of the Environment and Consumer Protection.

Smart Steering of Waste Streams Containing Special Metals - Challenges and Solutions Throughout the Process Chain

S. Kreibe, A. Förster & B. Reinelt
bifa environmental institute GmbH, Augsburg, Germany

M. Krupp
University of Applied Sciences Augsburg/HSAOps, Augsburg, Germany

In order to enhance the recovery of environmentally relevant precious and special metals, the project "ILESA" (Smart steering of waste streams containing precious and special metals: pooling, temporary storage, recovery rate) developed concepts for the efficient steering and pooling of the respective waste streams.

At present, in particular, technical and organizational obstacles as well as a lack of information flows hamper an efficient recycling of the special metals.

Special metals such as neodymium or indium are not recovered from waste or only to a very limited extent today. But the recycling of such could, in many cases, make a contribution towards reducing the environment impact, as well as contributing to the security of supply especially for environmental technologies.

The project showed that particularly the recovery of neodymium from NdFeB magnets appears promising. Compared to most other special metal applications, the potential is relatively large and the quantities used are growing fast.

From the project results, basic recommendations for an efficient pooling and steering of special metals into the recovery processes can be derived. For practicable solutions, the entire process chain, beginning from the collection, and the motivation of the economic actors must be taken into account.

Recovery of (Critical) Metals from Fine Grained E-Scrap – Opportunities and Challenges

K. Pfandl, J. Hafner & R. Pomberger

Montanuniversitaet Leoben, Chair of Waste Processing Technology and Waste Management, Leoben, Austria

Together with project partners from industry and research, the Montanuniversitaet Leoben is aiming for the production of metal concentrates (valuable metals and critical metals) by using dry-mechanical processing units for subsequent metallurgical recycling. During the processing of electrical and electronic scrap at the partner company, metal-containing residual fractions are produced, including a copper-rich fine fraction < 6 mm. Their further processing has two main challenges: fluff and magnetic dust. The sorting analyses and chemical analyses of the sorting groups provide information about the chemical and material composition of the waste stream and the sorting groups. The processing test was done in discontinuous batch mode operation and consisted of sieving, magnetic separation and eddy current separation units. Through the separation of the fine fraction < 1 mm, the problem of magnetic dust could be mostly solved. The fluff separation was achieved by sieving at a mesh size of 5 mm at low frequency. Subsequently, copper could be enriched from the now free-flowing material. In addition, the sinks for the critical elements antimony, gallium, indium, manganese, tungsten and rare earths were located.

Developments in the Recycling of AIMn Batteries

A. Arnberger

Saubermacher Dienstleistungs AG, Research and Development, Feldkirchen/Graz, Austria

E. Coskun

REDUX Recycling GmbH, Quality Management, Offenbach am Main, Germany

A. Aldrian & R. Pomberger

Montanuniversitaet Leoben, Chair of Waste Processing Technology and Waste Management, Leoben, Austria

Alkaline-manganese cells (AIMn cells) are the largest individual fraction of portable batteries marketed and, besides zinc-carbon batteries treated in the same recycling process, constitute a very substantial waste stream. Legal regulations currently stipulate a recycling efficiency of at least 50 %. AIMn cells mainly contain manganese oxide, carbon, zinc and steel/brass. Most or at least some of these materials can be recovered as part of various recycling strategies following appropriate screening to obtain pure battery fractions. These strategies include mechanical dismantling of the cells as well as pyrometallurgical and mechanical processing (crushing, screening). Mechanical processing is performed in Redux Recycling GmbH's recently constructed AIMn cell recycling plant in Bremerhaven, Germany, described in more detail in this article. The new AIMn cell recycling plant was officially opened at the beginning of June 2018. It has an approved capacity of 10,000 t per year and a throughput of 5 t/h, processing batteries with state-of-the-art technology. The plant comprises a sorting line for portable batteries and a downstream mechanical processing facility. A key element of plant design had been dust-free operation of the plant. The conveying, disintegration and separation technology, cooling bunkers and filling technology are designed specifically for this purpose. In addition, special attention has been paid to emissions. The plant has a dedicated exhaust cleaning system and is also equipped with periodic monitoring of the exhaust air.

Recovery of Valuable Metals from Steelmaking Slags in the InduCarb-Reactor

C. Ponak, S. Windisch, V. Mally & H. Raupenstrauch

Montanuniversitaet Leoben, Chair of Thermal Processing Technology, Leoben, Austria

A. Schönberg

S-PEC e.U., Graz, Austria

Since steelmaking slags (basic oxygen furnace slags or BOFS) contain high amounts of iron, manganese and chromium oxides, an effort is made to recover these metals. The reducing treatment of BOFS is challenging, though, because they also contain phosphorus, which – when reduced – is gaseous and reacts with liquid iron. Therefore, an innovative reducing treatment has been developed at the Chair of Thermal Processing Technology (Montanuniversitaet Leoben).

The BOFS and additives are fed to a reactor that consists of a bed of graphite cubes, which are inductively heated to 1650 °C. The slag melts and moves through the reactor. Metal oxides and phosphorus compounds are reduced and the phosphorus gas (together with CO from the reactor atmosphere) is removed from the reactor, post-combusted and hydrolysed so that phosphoric acid can be produced.

Preliminary experiments delivered an optimal operating point (amount of SiO₂-addition and temperature). Based on these results, the continuous operation in a pilot plant called InduRed was tested.

It was found that iron and chromium oxides as well as phosphorus compounds could be fully reduced (> 95 %) and that high amounts of phosphorus could be removed via the gas phase simultaneously (80 % in batch operation).

Process Analysis for Resource Efficient Recycling of Chips from Aluminium Processing

C.N. Cislo, T. Fazokas & B. Buchmayr

Montanuniversitaet Leoben, Chair of Metal Forming, Leoben, Austria

C. Weiß²

Montanuniversitaet Leoben, Chair for Process Technology and Industrial Environmental Protection, Leoben, Austria

Under the name “solid state recycling” several new recycling processes started to develop, to bypass the high energy consumptions required for processing aluminium chips through remelting. Because of the elimination of the liquid phase, these direct recycling processes do not only consume less energy than conventional methods but also reduce the material loss during recycling, which leads to a more direct and resource efficient process. To achieve the best results in aluminium recycling it is necessary to separate the metal from impurities and other alloys. Especially in companies producing finished parts from aluminium and its alloys, big amounts of machining chips from only one alloy can be collected quite easily. The recycling of these chips with a direct recycling route offers a great potential and could lead to a reduced consumption of raw material. In this work a recycling route for solid state recycling of aluminium including all necessary processing steps is designed and presented. This includes the cleaning from cutting and cooling fluids to reduce the amount of impurities, the compacting of the chips to briquettes to facilitate the handling during further processing and the consolidation step with different possible solutions to achieve a solid state recycled product. Because a consolidation would not be possible for most of the direct recycling routes without a cleaning step, the main part of the recycling route, is a detailed concept for cleaning the chips from cutting and cooling fluids in a washing drum, based on the results of laboratory testing. Subsequently the necessary tool assemblies for the compaction and the consolidation without a separate heating step prior to deformation are presented. Additionally the chosen consolidating processes are compared to other solid state recycling techniques by their measured and calculated energy consumptions to show their potential in energy savings. To verify the potential of the deformation processes first laboratory tests were done. Some of their promising metallographic examinations are shown to conclude this paper and offer a starting point for further investigations and research work.

From Waste to Resource - How to Close the Cycle for Metal-Containing Sludges

F. Costa

Cronimet Envirotec GmbH, CEO, Bitterfeld, Germany

Large quantities of oily grinding sludges are produced by the metal industry every year. These materials are classified as dangerous waste and need to be disposed at high costs. However, the generated waste streams still contain valued metals which cannot be recovered through traditional methods such as incineration or landfilling. This results in a definite loss of resources which could otherwise be reused in the market. Therefore, a recycling solution for such materials is of utmost importance.

Cronimet Envirotec developed a new process and built the first plant worldwide, which recycles oily metal sludges without compromising the overall product quality. With its vacuum distillation process, it is possible to fully recover the metal fraction and separate it from oil, water and other contaminants. The overall process runs under an inert atmosphere hindering any oxidative reactions of the metals. As a result, no further post-treatment is needed before using the obtained products in other steps of the value chain. In the past years, Cronimet Envirotec was able to gain experience in recycling a large variety of metal slurries, such as HSS-, stainless- and tungsten carbide-sludges. Overall it can be said that with its novel and innovative process, Cronimet Envirotec has helped adding sustainability to the metal production sector. Its process helps recover valuable resources and contributes to stable raw material prices.

Synergies Through Plant Combinations on Biogas Plants

M. Meirer, F. Blauensteiner & M. Pölz
R-Power Environmental Technology & Consulting GmbH, Feldkirch, Austria

Separately collected biowaste is a valuable secondary raw material and should be utilized energetically (biogas production) as well as substantially (compost production). Improper collection of the biowaste requires a complex and cost-intensive (investment and maintenance) waste treatment before the anaerobic digestion and after the aerobic treatment to get a high-quality compost. An intelligent selection of the plant technology and, if possible, the use of synergies with other treatment plants at or near one's own location can make the decisive difference to the economic viability of a biogas and composting plant.

This paper describes the most important external and internal framework conditions which should be kept in mind when designing a biogas plant.

One example of a cooperation of two companies (T+E Humuswerk Bechhofen & Natura) shows the benefits of separating biowaste into a coarse fraction which can be treated aerobically and a fine fraction which can be treated anaerobically.

Another example of successful synergetic usage is described by the Augsburg biogas and composting plant. Most of the infrastructure of the former composting plant was used to integrate a dry digestion and a composting of the digestate afterwards. The exhaust air of the first composting step (the following two weeks after the digestion) is used in the waste to energy plant, which is also positioned at the factory premises, and used as primary air for the combustion. As a result air emissions can be reduced to a minimum.

The third example the Rothmühle biogas plant uses a dry batch fermentation as a predigestion. The digestate gets pressed in a pistonpress with small holes, whereas the wet, soft and small parts go into two wet digesters and the hard and large parts go into the composting plant. As a result of the two sequentially go voted digesters, a high biogas production can be achieved.

Spirubiosis in Germany – A Heat Usage Concept not Only for Biogas Plants

D.F. Weil

Justus-Liebig University, Professorship for waste and resource management, Giessen, Germany

The Cyanobacteria *Spirulina* (*Arthrospira platensis*) is a high value food source that is rich in protein and can help win the fight against malnutrition in the world. In Germany it is possible to produce *Spirulina* successfully by combining the production process with a heat usage concept, e.g. a biogas plant. The group of waste and resource management of the Justus-Liebig University was the first to be able to establish a reliable pilot plant in Germany. *Spirulina* was produced in racewayponds that were equipped with an underfloor heating system to ensure optimal temperature conditions. The ponds were built inside greenhouses to maintain temperature and minimize evaporation and to regulate shading when needed.

Spirulinabiomass will be harvested from the ponds by drumfiltration. The remaining biomass will be further processed by vacuum pressing and air drying. The dried *Spirulina* can then be used as a high valuable food for human consumption or used as a feed for animals. Another application is the use of *Spirulina* biomass as a substrate in a biogas plant to close the loop in the recycling economy.

Hydrothermal Processes as Treatment Options for Biogenic Residues and Waste - A Multi-Criteria Analysis Approach

D. Reißmann & A. Bezama

Helmholtz Centre for Environmental Research, Department of Bioenergy, Leipzig, Germany

D. Thrän

Helmholtz Centre for Environmental Research, Department of Bioenergy, Leipzig, Germany & Deutsches Biomasseforschungszentrum gGmbH, Leipzig, Germany

The efficient treatment of biogenic residues and waste with high water content is a challenging task. For example, the cost-intensive and energy-intensive pre-treatment (e.g. thickening and drying) which is necessary for most conventional biomass treatment paths is a considerable barrier. Thus, the interest in more suitable processes for the efficient use of such materials is high. Hydrothermal processes (HTP) seem generally suitable as they already need 70-90% substrate water content for an optimal processing. However, the decision on whether or not using such substrates in HTP depends on a large variety of further factors (e.g. costs, process efficiency). This is a multi-criteria decision-making (MCDM) problem which is not addressed by a suitable approach so far. Hence, this study presents a tailor-made MCDM approach for HTP combining the Analytical Hierarchy Process (AHP) and the Technique for Order Preference by Similarity to Ideal Solution (TOPSIS). The approach is tested with data from literature and further validated by a sensitivity analysis. First results indicate that the assessment approach seems suitable for decision-making support. The exemplary calculations show that Hydrothermal Gasification (HTG) is most favourable considering the assumptions made. However, so far this exemplary calculation is not representative due to an insufficient data basis. For more reliable results, more profound assessments are necessary.

Compostability of Biodegradable Plastics – Monitoring with FTIR Spectroscopy

S. Lenz, P. Rauscher, E. Binner & M. Huber-Humer

University of Natural Resources and Life Sciences, Institute of Waste Management, Vienna, Austria

The property of biodegradation does not depend on the resource basis of a material but is linked to the chemical structure of the polymer. Biodegradable plastic types offer new ways of recovery and recycling (organic recycling). If certified compostable according to international standards such as the EN 13432 (preferably by an independent third party), these plastics should be compostable in industrial composting plants. To obtain certification according EN 13432 certain requirements need to be fulfilled. The assessment comprises a chemical characterization, determination of biodegradability, determination of disintegration and analysis of ecotoxicity of compost.

Compostability of biodegradable bioplastics was investigated within a twelve-weeks lasting lab-scale experiment following the specifications of EN 13432. Investigated bioplastics were either based on starch or on PLA but consisted to considerably amounts of petroleum. Bioplastics and bio-waste were characterized both conventionally and by means of FTIR spectroscopy. Prior to the experiment, during biodegradation and after finishing the experiment conventional parameters describing composting process were determined. FTIR spectroscopy was used to collect spectra of the bioplastics itself and from grinded mixed samples (bio-waste + bioplastics).

According to EN 13432, bioplastic must biodegrade within six months. This timeframe exceeds the usual duration of industrial composting and also experiment time of this study. Besides beginning of biodegradation mainly physical degradation of bioplastics was observed. Biodegradation is strongly influenced by the chemical properties of plastic. Starch based bioplastic bags (trade mark Biomat and CleanPac) were degraded more obviously compared to PLA based bio-waste bags (trade mark dm Profissimo). Temperature and plastic layer thickness were also identified as critical characteristics for degradation.

Degradation within twelve weeks fulfilled specifications of EN 13432. Plastic particles in the remaining fraction (< 2 millimeter) were barely visible with the naked eye but FTIR spectra identified considerable amounts of plastics. Peaks assigned to fossil based plastic hardly changed. Only at $1,248\text{ cm}^{-1}$ (starch) a decrease of the absorption band was observed. When compost quality is assessed this should be considered.

No evidence was found, that composting processes (mineralization, humification) was disturbed by plastic admixtures. FTIR spectroscopy turned out to be suitable for monitoring biodegradation of bioplastics in lab-scale composting experiments. For identification of bioplastics a maximum amount of 5 % wet mass (by weight) in bio-waste or compost is necessary. This is more than the 1 – 2.5 % of biodegradable bags in bio-waste usually found in industrial composting plants. Therefore, efforts are made to lower detection limit of bioplastic by advanced sample preparation and / or use of more sensitive FTIR spectroscopy devices.

Recycling of Plastics from WEEE with Simultaneous Elimination of Legacy Substances

C. Slijkhuis

Müller-Guttenbrunn Group, Public Affairs & E-Waste, Amstetten, Austria

The total amount of plastics used in Electronic applications in Europe amounts to some 3 Mio MT's per annum. With the Waste of Electronic and Electric Equipment (WEEE) some 1.2 Mio MT's of plastics are separately collected in the EU. Only a small percentage of these collected WEEE plastics contain legacy substances such as Brominated Flame Retardants BFRs or Cadmium Compounds as pigments, which are embedded in a structure of solid plastics.

The recycling technology of these complex WEEE plastics has developed over the last 15 years, as a new Circular Economy industry. The recycled plastics are of sufficient quality to re-use these recycled plastics in new electronic appliances. The plastics with substances of concern such as BFRs or Cadmium compounds are separated into an identifiable fraction that is monitored to prove environmentally safe treatment. In Europe these plastics with legacy substances are incinerated to destruct these embedded substances of concern.

Some of the Brominated Flame Retardants are classified as Persistent Organic Pollutants (POPs). There are legislative proposals to re-cast the EU POP Regulation by defining an "Unintended Trace Contaminants" (UTC) threshold of 10 ppm for one of the most frequently used BFR, namely deca-BDE. Although the recycling industry has technology to separate and eliminate plastics containing POP flame retardants, this new industry cannot provide for the certainty to reduce the levels of deca-BDE close to or below detection levels. A UTC level at or below detection limits thus implies a de-facto prohibition for recycling of plastics from WEEE. It is simply not possible to produce recycled plastics containing deca-BDE on an industrial scale at concentrations below 10 ppm. It is not possible to reliably measure such a threshold in a specialized laboratory, let alone in an industrial recycling process. A UTC limit value for deca-BDE in recycled plastic of 10 ppm would completely undermine the targets set for WEEE (and ELV) recycling, it would be in contradiction with the objectives of the Circular Economy and the objectives of the EU plastics strategy.

With regards to the proposed re-cast of the EU POP Regulation, this presentation proposes to align the UTC threshold with the threshold set in REACH, that was defined early 2017 to be 0.1% by weight (1000 ppm) and that was (and is) considered perfectly safe for human health and for the environment.

This presentation calls for a stimulation of a developing recycling industry by setting realistic thresholds for legacy substances.

Recycling of Multi Material Textile Waste - An Industrial Project

U. Jenull-Halver

Montanuniversitaet Leoben, Institut for Polymer Processing, Leoben, Austria

The legal guidelines of the EU for the circular economy bear great challenges for the traditionally SME- structured textile industry in Austria, since the high growth rates and the strong tendency to multi-material textile solutions make material recycling even more difficult.

To avoid direct or indirect landfill, burning and, respectively, in order to conserve valuable resources and lowering of CO- emissions closing the circle of material usage is a key requirement.

The aim of project Tex2Mat is to provide secondary raw materials derived from textile waste. For that purpose, a cooperation of suitable companies and university institutes were chosen. Several companies provide textile waste from industrial textiles, towels and working clothes (mostly multi material). Another company prepares and compounds the purely synthetic textile fibres (PET and PA). The TU Wien develops an enzymatic process in order to break down the cotton from the PET- cotton mix and extract the pure PET which is then also compounded. The pellets from both alternatives are then used for fibre spinning or injection moulding according to their properties. For the injection moulding part there are two companies in the project as partners and potential recipient for the recycled material. The two companies produce high quality technical parts.

The PET fibres from the encymatic process are spun into fibres again and are planned to be woven into a towel like the original product.

The expected results are the installations of stable, industrial processes from collecting and sorting of the textile waste to the upcycling of the retrieved material and the production of new products.

Recycling Challenge Multi-Layer? – Innovative Recycling Technology Offers Solution

F. Riedl
APK AG, Merseburg, Germany

The APK AG, located in Merseburg (Germany), manufactures high-quality plastic re-granulates and compounds made of pre- and post-consumer plastic wastes.

The APK owns a solvent-based, physical recycling technology (Newcycling®) that enables to separate the different polymer types in multi-layer films (e.g. PE/PA or PET/PE films). The result are sorted re-granulates (e.g. PE and PA) with very high purity.

By the in the industry commonly used mechanical recycling processes, multi-layer films cannot be recycled properly. Therefore multi-layer films end-up in many cases in incineration or are recycled to re-granulates with a quality just suitable for low value applications, such as grass pavers or pallets. By contrast, with the solvent-based, physical technology from APK it is possible to realize a much higher value recycling of these films. Again re-granulates with properties close to virgin material, that can be used again e.g. in flexible packaging are generated.

Today in most European countries the post-consumer waste from the private households is sorted in sorting centers into different fractions. One of these fractions is the mixed film fraction, that consists mainly of small size films, often with multi-layer structure of different polymers. This mixed film fraction is in many cases not recycled, but incinerated. The Newcycling process is able to separate e.g. the PE and PP from this mixed film fraction and generate pure, sorted PE and PP re-granulates. This way a big part of this waste fraction can be recycled to high-quality re-granulates again, what offers an active contribution to the circular economy and helps to achieve the growing recycling targets in Europe.

Requirements for the Chemical Recycling of Fibre Reinforced Polymers

E. Seiler

Fraunhofer Institute for Chemical Technology ICT, Environmental Engineering, Pfinztal, Germany

U. Teipel

Technische Hochschule Nürnberg Georg Simon Ohm, Faculty of Process Engineering, Nürnberg, Germany

The use of fibre reinforced polymers (FRP) in lightweight construction faces the recycling industry with new fundamental challenges. Besides the pyrolysis, which is the only industrial used process and mainly applied for carbon fibre reinforced polymers (CFRP), chemical processes are more in the focus of research lately. The possibility to fully recover both, fibres and matrix, by using at the same time environmental friendly solvents can be seen as main advantage of processes using chemical solvents. Special interest lays on the potential of a material recycling of the matrix components, as this would positively impact the achievement of recycling quotes e.g. in the automotive industry.

During the chemical recycling of glass fibre reinforced polymer (GFRP) waste, the epoxy resin is transferred into a liquid phase whilst the inorganic glass fibres remain as solid leftover in the reaction vessel. The chemical recycling of FRP at higher temperatures of $T > 200$ °C and pressures of $p > 1013$ bar is called solvolysis, which can be run under sub- or supercritical conditions. Especially the application of supercritical fluids is considered as promising for the recycling of FRP. Due to their thermodynamic, supercritical fluids have viscose properties (e.g. low viscosity), a high mass transport behaviour and a high diffusion coefficient leading to a high dissolving power. As typical solvents water or alcohols are applied.

The presented research work aimed at deriving process requirements by conducting parameter studies for the fibre recovery using sub- and supercritical water. The results show that the amount of remaining resin decreases with increasing temperature and processing time, whereof the temperature has the higher influence on the removal of the resin.

Current Situation Concerning Co-Processing of Alternative Fuels and Raw Materials in the European Cement Industry

M. Oerter

CIMALUX S.A., Esch-sur-Alzette, Luxemburg

The production of cement and respectively the clinker burning process offer an excellent possibility for an environmentally safe and sound recovery of alternative materials. Currently the European cement industry recovers more than 40% of the overall fuel energy demand via suitable alternative fuels. In Austria and Germany the average fuels substitution rates are even higher. Modern cement kilns have a high energy efficiency. Moreover, the recovery of alternative fuels reduces significantly the fossil fuel related CO₂-emissions. Additionally, the clinker burning process offers the unique feature of a simultaneous energy and material recovery of the input materials. The fuel ashes and the mineral constituents are completely converted into products. Due to a strict national environmental legislation cement kilns using alternative fuels have to meet the same strict requirements as dedicated waste incinerators.

Is the (Whole) Earth Waste?

M. Eisenberger & C. Wutte

Umweltrecht&Consulting, Rechtsanwalt Dr. Martin Eisenberger, LL.M., Graz, Austria

The term “waste“ is interpreted extensively by the administration and the courts. Art 2 (1) of the Austrian Waste Management Act defines waste as chattel that the possessor discards or intends to discard (subjective waste), or whose collection, storage, transportation or treatment as waste is necessary due to public interest (objective waste). According to the jurisdiction on the subjective waste term, it is sufficient that one of the prepossessors had the intention to discard the material. Based on that, the Supreme Administrative Court ruled that due to the intention to discard of the building contractor or the property owner excavated soil is (subjective) waste. The Supreme Administrative Court overlooks, that only because of the activity of the building company the chattel comes into being. The excavating company is the first waste producer and the first waste possessor. The building contractor or the property owner never was the possessor of the chattel. Therefore, his intention to discard is not relevant. Only the building company's intention to discard is pertinent. This jurisdiction can be transferred to other situations. The gardener, who is assigned to cut trees, and the surgeon who is removing appendixes are suddenly creating waste as well. This legal opinion creates multiple problems in the dealing with soil, excavated soil, tunnel excavation, and other natural materials. All of these companies or contractors must satisfy waste law regulations as well as regulations on taxes and levies (e.g. authorization to practice a profession according to Art 24a of the Waste Management Act, industrial plant law approvals according to Art 37 or 53 of the Waste Management Act, or the payment of levies according to the Residual Waste Remediation Act). The resulting effort for the subjects of the regulations as well as the administration are tremendous.

Standardization of Residual Waste Sorting Analyses - Potentials and Limitations in an International Comparison

A. Happenhofer & P. Beigl

University of Natural Resources and Life Sciences, Institute of Waste Management, Vienna, Austria

Knowledge of solid waste composition is a crucial factor for the evaluation of existing waste management systems and also for the development of future measures for source separation. The method of solid waste sorting analysis creates the possibility to identify optimization potentials in terms of separate collection, prevention potentials (for example concerning food waste) and also collection costs. Until now the comparability of sorting analyses was often very limited or not possible due to the application of different methods.

In the past, sorting analyses in Austria were also carried out with different methodological approaches. Amongst other things this affected the choice of stratification criteria (regional, seasonal), sampling-planning (choice of access level, sample size and sample unit), sample selection (of communities and samples), the conduction of sample selection and sorting (sampling from large containers, sieving, sorting catalogues) and also the evaluation of results (in terms of accuracy, assignability and transferability). Existing frameworks like ÖNORM S-2097 („Sortieranalyse von Abfällen“) at a national level or SWA-Tool („Methodology for the Analysis of Solid Waste“) on European level give too little concrete determining in some relevant aspects which was reflected in different methodological approaches in different countries. But it has shown that the choice of various approaches has led to difficulties in terms of a national comparability of results and that the development of a standardized method can make a significant contribution to defining and closing said methodological and formal gaps in the future.

Aim of the presentation is to discuss potentials and limitations of a standardized method for the conduction of solid waste sorting analyses. The main question is which regulations are useful in terms of uniformity or are limiting the flexibility of answering specific, possibly regionally significant research questions on the other hand. It should be displayed in which aspects relevant differences exist in an international comparison and where regulations or scopes can be used specifically to develop a method that generates as reliable and comparable results as possible in the long term.

Waste Management Law 4.0 - Legal Perspectives on a Digitised and Automated Waste Management

K. Lachmayer

Sigmund Freud University Vienna, Vienna, Austria

L. Wieser

Univ.-Prof. (SFU) Dr. Konrad Lachmayer, Vienna, Austria

The paper provides an outline of the legal problems arising from the automation and digitisation of waste management. It deals with short-term scenarios as well as long-term perspectives. The legal framework provides the necessary democratic legitimacy for the evolution of the waste management industry. Its adaptation becomes crucial to allow for technological advancements in the face of new developments.

Automation and digitisation technologies enable new procedures and workflows in both waste collection and waste treatment. The paper presents three cases, in which potentials for automation in waste treatment exist:

- In the context of waste collection, in particular with regards to residential waste (“Dustbin”),
- In the context of waste disposal, in particular concerning transport chains (“Garbage Trucks”) and
- In the context of waste treatment, in particular concerning the coordination between different waste management companies (“Waste Transfer”).

All three examples show clearly that the automation and digitisation of waste management raise challenges not only for statutory law, but for jurisprudence as well. The successful and effective implementation of new technologies depends on the further harmonisation of waste management laws, both on the national as well as the European level. In Austria, a particular problem arises from the division of the legislative competences for waste management law between the Federation and the States. Also, legal instruments and procedures in waste management law must become more flexible to accommodate new technological developments, which often no longer fit under established principles and concepts.

The digitisation of waste management provides further challenges with regards to privacy and data protection. The possibility to conduct precise analyses of the substances contained in residential waste offers new tools to analyse the behaviour and lifestyle of individuals. The democratically legitimised legislator is called upon to define boundaries protecting individual rights as well as to establish a legal framework that furthers beneficial developments and harnesses the potentials of automation and digitisation in waste management.

Status and Development of the Global Recycling Economy - Future Impact on Europe

P. Hodecek

Scholz Austria GmbH, Director of EU Affairs, Vienna, Austria

The European Commission is vigorously trying to reposition the issue of the circular economy in the European Union and to anchor it firmly in Community law. In particular, this should conserve resources, reduce import dependencies on certain raw materials, and create additional jobs. A particular focus will be on the intended increases in currently existing recycling rates for certain waste streams, some of which are very ambitious. A particular challenge is represented by those Member States, which have an even less differentiated or technologically less developed waste management infrastructure and in which, consequently, the largest proportion of waste is still landfilled directly or untreated or without prior separation.

In addition to the implicit future handling of the collection, sorting and processing of increased quantities of recyclables, the question of the respective sales markets in the individual material fractions is of central importance. Are the existing markets even capable of receiving 30% or even 50% more input quantity? Are the required qualities of secondary raw materials as a result of the differing infrastructures of the fragmented European waste markets presentable in reality? And above all: can secondary raw materials compete with existing raw materials in their existing markets?

Markets and price structures for commodities are formed globally and influenced by various events worldwide. The already today globally traded significant flow rates of secondary raw materials such as metals, recovered paper and waste plastics will be affected to the same extent and therefore participate equally in the international price fluctuations as well as in the market and trade barriers of primary raw materials.

The purpose of this paper is to analyze these global developments and to describe in more detail their repercussions on the European secondary raw material markets on the basis of the waste streams of metals, paper and plastics. In addition, a quantitative and economic analysis of these international material flows and their interdependence with the global commodity markets will be discussed.

Commodity markets operate globally; In this context, it should be critically examined whether the current political will of the European Union - namely to turn away from linear market behavior and to focus on circular economies in the future - can even be achieved against the background of the global development of commodity markets. The question of whether - and if so, how - the "Europe region" as a resource-poor continent will be able to decouple from the global behavior of certain secondary commodity markets and establish a "separate" circular economy for these secondary materials. In any case, this requires new and, above all, economically attractive markets for secondary materials within the European Union, which are strongly influenced by the productivity of the economic sectors involved, by the economic performance of the Member States and by other market-determining factors.

The EU Circular Economy Package – Is It a New Concept Or Water Under The Bridge?

A. Bartl

TU Wien, Institute of Chemical, Environmental and Bioscience Engineering, Vienna, Austria

Waste management in Europe has made enormous progress in recent decades. In some countries of the European Union, almost no waste ends up in landfills, but is sent for thermal recovery and recycling. Recently, the EU has just paved the way for a new chapter in waste management. A number of amendments to directives on waste as part of the so-called circular economy package have been enacted. On the one hand, the amendments are still massively based on recycling rates which will be further tightened. It has, however, to be considered that recycling is not an objective, but an instrument. An increase of the recycling rate does not necessarily lead to a reduction in environmental impact and might recycling make not economically viable. On the other hand, the amendments go beyond recycling rates and waste prevention is addressed. The basics include an increase of lifespan of products and a promotion of design for repair and recycling. It is, however, striking that some of the ideas of the circular economy package have already been anticipated more than four decades ago. It was already in 1972 when Meadows et al. published the famous book “The Limits to Growth”. 46 years ago, the authors concluded that growth must be stopped, otherwise resources would be irrevocably exploited and the environment destroyed. Meadows et al. further suggested examples how mankind could reach a steady state. These examples include recommendations such as “*new methods of waste collection*”, “*more efficient techniques of recycling*” or “*better product design to increase product lifetime and promote easy repair.*” It is evident that the ideas of the circular economy package are not completely new. However, the concept is highly topical and has not been put into practice up to now.

Renaissance of Return-Refill Systems in Austria

C. Pladerer & P. Hietler

Austrian Institute of Ecology, Vienna, Austria

The five-level waste hierarchy is defined in the EU Waste Framework Directive. Waste prevention is the first step in reducing the amount of packaging waste. Packaging is part of everyday life and has useful and necessary functions. But there is also a downside. Both the production of the packaging and its transport and disposal have an impact on the environment. A glance at our own household waste gives an idea of the quantities of packaging material we throw away. The waste statistics show it even more clearly: slightly more than 80 million tons of packaging waste are produced annually in the EU and around 1.3 million tons of this packaging waste in Austria. At around 150 kilograms per capita, Austria is in line with the EU average, but there is clearly room for improvement. For example, the volume of plastic and glass packaging in Austria has increased significantly in the last decade. In the packaging projects of the Austrian Institute of Ecology we investigate the questions: How can we reduce the impact on the environment? What legal requirements exist and what can each player along the value chain do?

In the project "Mehrwegtransportverpackungen" (MTV) in Vienna of the Austrian Institute of Ecology an overview of the current use of reusable and refillable transport packaging in selected industries was created for the first time. At the same time, awareness was also raised for the increased use of MTV in the future. The ecological, economic and logistical advantages of the use of MTV were collected and measures and recommendations for increased use were derived.

Based on the quantitative and qualitative data collected during the pilot phase in the Project „Reusable Displays at the Point of Sale“ - Eye-catching and waste-free: development and implementation of a reusable solution for retail displays, the individual points are summarised and recommendations made. The waste-prevention potential is approximately 60%. Using the estimated total annual weight of disposable displays used in the Austrian food retail business of between 12 million kilograms and 18 million kilograms, the theoretical waste-prevention potential lies between 7.2 million kilograms and 10.8 million kilograms. If thinner or less cardboard is used to brand the reusable displays, the effect is even greater. Increased use of reusable displays could save larger amounts of cardboard waste in the food retail trade. When assembling the displays, it has been demonstrated that an average time saving of 26% is possible on the assembly and filling of the reusable displays.

The Project "Mehrweg-Tray" (MW-Tray) shows these results: The advantages of the standardized MW-Tray can be summarized as follows: The standardised LOGIPACK MW-Tray can be used flexibly for the transport of 4, 6, 8, 10/12 multipacks for all common reusable bottles (e.g. NRW bottle, Long Neck, Ottakringer, hanger bottle etc.) and compatible with all standardised packaging such as open or closed basket, wrap, top-clop, etc. Reduced space requirement during transport compared to the crate, due to the possibility of multiple stacking of full and empty containers. By using the standardised tray, breweries can carry out empties exchange processes and logistical costs are reduced through the provision of empties close to production. Transport kilometres and thus CO₂ emissions are reduced, because the return transport of the empties to the brewery with the best logistics can be carried out.

Circular Economy – Which Recycling Rates are Suitable

W. Hauer

Technisches Büro HAUER Umweltwirtschaft GmbH, Korneuburg, Austria

In April 2018 the European Parliament concluded the Circular Economy Package which stipulates high recycling rates. The rates are criticized by a number of parties.

Figures of the last 15 years show a much more than proportional growth of transported goods and the amount of residual commercial waste compared with the growth of GDP. From 2004 to 2007 GDP grew by 9 %, the quantity of residual commercial waste by nearly 30 %. In the crisis after 2007 GDP lost 4 %, but commercial waste decreased by 15 %. After the crisis the same development than before: Plus 6.5 % GDP from 2013 to 2017 but an increase of 17 % more goods transported and an increase of 20 % of commercial waste.

The development of more than proportional increase of used resources can be seen in a dropping time products are in use. While former used tube ray TV have been in operation more than 10 years, today's flat screens are in use just 5 years.

Considering the assumption of a yearly GDP-growth by about 2 % and a constant input of raw materials at the same time combined with the experiences of a more than proportional growth of raw material use recycling rates have to increase. Nothing else the European Commission did. But aren't there limits for recycling rates? Indeed, compared with the thermodynamic circular process which has a thermodynamic limited efficiency a social-economic circular process has limited efficiency. The thermodynamic efficiency can be influenced by changing temperatures and/or pressure – the social-economic process-efficiency can be influenced by changing factor cost. And exactly this change of factor cost is needed to be done by means which are in conformity with market-tools like taxes.

Considering all difficulties which are caused by the designated increasing recycling rates they are needed. How else the increase of material-use can be stopped? However the preservation of structures is needed which means a longer and/or more often use of products not only its material.

The Circular Economy Package is a consequent answer on the existing premises. As recycling rates would have to increase to unrealistic levels other solutions and a dramatic change of our Economy is needed.

Where does Austria Stand on the Road to a Circular Economy for Plastic Packaging?

E. Van Eygen, D. Laner, H. Rechberger & J. Fellner

Christian Doppler Laboratory for Anthropogenic Resources, TU Wien, Vienna, Austria

The circular economy package of the EU stipulates that the current recycling target for plastic packaging waste is to be increased from currently 22.5 % to 55 % until 2030. To evaluate if this increase makes sense from an environmental perspective, this study investigates the environmental performance of the current waste management system of plastic packaging in Austria. Furthermore, two additional scenarios were constructed, reflecting the system structure of the waste management system as it was in 1994 in Austria and still is in some of the new EU member states, as well as a situation achieving the proposed circular economy targets to be met by 2030.

The results showed that for the status quo, the environmental benefits achieved through the production of secondary resources and energy are higher than the impacts caused, resulting in net benefits for 15 out of 16 impact categories evaluated. These benefits are achieved by a combination of the three main treatment processes (mechanical recycling and thermal recovery in a waste-to-energy plant as well as in the cement industry), although the contribution of each of these processes varies strongly across the impact categories. Furthermore, when looking at the different collection routes (separate collection, residual waste, and bulky and commercial waste), it is clear that although only 60 % of the waste stream is collected separately, the vast majority of the benefits of the whole waste management system are achieved by separate collection (e.g. 100 % for global warming, 82 % for particulate matter, 92 % for mineral resource depletion and 64 % for fossil resource depletion).

Furthermore, regarding the alternative scenarios, for most impact categories these benefits increased with increasing recycling rates, although for four impact categories the highest net benefit was achieved by the status quo. Moreover, for many impact categories the marginal environmental benefit decreased at higher recycling rates. This indicates that, besides from an economic, also from an environmental perspective there is an optimal recycling rate below 100 %. The optimal recycling rate therefore depends on a multitude of factors, which should be considered when laying down recycling targets.

Provincial Waste Management Plan Styria 2018

I. Winter

Office of the Regional Government of Styria, Directorate 14 – Department Waste Management and Sustainability, Graz, Austria

The Styrian Provincial Waste Management Plan 2018 applies to both non-hazardous municipal waste and further waste fractions, which are collected via municipal structures. It comprises figures and facts on waste amounts, waste treatment facilities and capacities, a waste volume forecast, and future strategies and objectives of Styrian waste management. The plan 2018 is providing an evaluation of the previous plan (dating back to 2010) and a forward projection until 2035, with particular emphasis on the legal planning period of six years until 2024. The pathway objectives are derived from the overall vision for circular economy.

The achievements of Styrian waste management are internationally recognized as exemplary. Particularly the region-wide separate collection of recyclables including organic waste, which is resulting in high recycling rates, the network of municipal waste advisors, and the comprehensive waste legislation are regarded as best practice examples.

Still, high waste volumes coupled with the urgent need for a conscious and efficient use of natural resources call for further measures that foster waste prevention, reuse, and recycling. Targeted efforts should be made in terms of awareness-raising, education, optimization of the collection infrastructure, green technology development, and incentive systems where applicable.

Problems of Wet Wipes in Sewage Treatment Plants in Styria

F. Hammer

Gemeinschaft Steirischer Abwasserentsorger, Graz, Austria

M. Wellacher

Montanuniversitaet Leoben, Chair of Waste Processing Technology and Waste Management, Leoben, Austria

It was demonstrated that wet wipes cause problems for wastewater drainage systems. However, distinctions must be made among low, moderate and high tear strength wet wipes. It was only possible for high tear strength wet wipes to show that they can cause stoppage of a standard 3.7 kW wastewater pump without other wastewater contents. Moderate tear strength wet wipes were pumpable even in high concentrations, albeit with a brief rise in the amount of power drawn by the pump. However, the fact that there are materials in wastewater that tend to form plugs makes it likely that these wet wipes also cause problems.

The description of the 19 original wet wipes proved simple and informative. Description of the used wet wipes from the treatment plants rakes was naturally more difficult.

Tear strength testing with a simple apparatus gave quantifiable results that agreed with the chemical composition and fibre analysis. We recommend using tear strength as a quality parameter for the flushability of wet wipes.

Disintegration was tested in slosh tests which showed that the natural fibre wet wipes quickly disintegrate into small pieces, while moderate tear strength wet wipes with synthetic fibres remain whole. It is thus probable that all wet wipes with synthetic fibre content can contribute to plug formation in wastewater lines and treatment, and then be caught in rakes, causing an increase in the amount of rake material.

Chemical composition showed that in low tear strength wet wipes the carbon is mostly biogenic, in moderate tear strength wet wipes it is a mix of biogenic and fossil, and in high tear strength wet wipes it is largely from fossil sources. In connection with the examination of the fibres in selected wet wipes this showed clearly that high tear strength wet wipes consist of synthetic fibres like polyethylene while low tear strength wet wipes are of natural fibres like viscose.

Sampling and sorting of used wet wipes from rake material requires great effort due to the hygienic issues, but it was possible.

Extrapolation for all of Styria was done based on three treatment plant size groups. Obviously not all treatment plants could be sampled for this study. This method makes sense only under the premise that wet wipes enter wastewater as a function of population structure (urban, small town, rural). This was confirmed for the three plants chosen.

Digital Citizen Integration in the Collection and Recycling Processes of Waste Management

T. Althoff & R. Holzhauer

Center for Recycling Technologies, Westphalian University of Applied Sciences, Gelsenkirchen, Germany

The lack of insufficient purity in municipal waste flows and the digital change in citizens' communication behaviour challenges waste management companies with new ideas of creating value. Therefore, new forms of digital citizen integration into collection and recycling processes must be investigated and analysed for future business models. The publication gives an overview of the current state of the art, the current possibilities of citizen integration to optimize the interface between the citizen and the collection system and the digital possibilities of citizen integration to optimize the interface citizen and a sensor driven collection system. Furthermore, the research project "Find it - Use it" is used as an example to demonstrate how the citizen can work as an alternative sensor and which synergies exist with regard to the increase of insufficient purity, the increase of collection quantities, the increase of container filling levels and the emptying frequency of collection containers. The observational research profits from three different spatial pattern test areas in the city of Bottrop, Federal State of North Rhine-Westphalia in Germany.

Resource Scanner - How to Motivate Citizens!

A. Opelt, M. König, G. Lichtenegger, H. Rauscher, F. Suppan & S. Laske
Saubermacher Dienstleistungs AG, Feldkirchen bei Graz, Austria

A. Rinnhofer & M. Jaschik
Joanneum Research, Institute for Information- and Communication technology, Graz, Austria

G. Waltner & H. Bischof
University of Technology, Institute for Computer Vision, Graz, Austria

Still much valuable resource is contained in the residual waste bin. Waste analyses have even shown that one can find hazardous waste from households in the normal bins. Since decades the tirelessly work of waste consultants has brought us – in developed countries like Austria – to a status where waste separation works well. Recent results of waste analyses in Styria have however shown that almost two thirds of the residual waste in the “black” bin does not belong in this bin. And this situation is at most stable but not improving over the last years. Low quality in waste separation comes along with disadvantages for the environment but also for the economy. Based on these misthrows Styria loses around 10 million Euros each year due to wasted resources. Extrapolating this to the whole country of Austria or even the relevant countries worldwide, it sums up to hundreds of millions or billions of Euros each year.

To increase the quality in waste separation a direct feedback to each citizens is necessary. This cannot be done in the traditional model of waste consulting. There are examples of specific automated systems where for example metal can be detected in bio waste. Maier & Fabris (Maier 2017) has developed such a system and reports a behavioural change in waste separation in areas where this system is used. However the system from Maier & Fabris is specific for detecting metal and not generalizable. A system where valuable resources are detected in standard residual waste is not available yet.

The progress in sensor technology and machine learning in the last couple of years is significant. This brought us into the situation to develop an new “resource scanner”. Based on a set of cameras and a multi-spectral sensor the information is fed into a convolutional neuronal network. These neuronal networks have been successfully used to recognize gestures (Poier et. al 2018) or to classify objects in images (Opitz et. al 2017, Waltner et. al 2016). The neuronal network is trained on different valuable resources like paper, metal, glas but also on bio waste. Based on this trainings the scanner is able to qualitatively provide feedback on the waste quality of residual waste.

This article provides insights on the setup of this resource scanner and the first results achieved. To make a change in behaviour however this article also discusses how such a scanner must be integrated in an automated communication suite to provide crisp feedback in real-time to the citizens. Because only then the behaviour will really improve and then we can use such a new technology to make a next step in increasing the quality in waste separation.

Recycling Logistics 4.0 - Possibilities and Limits of Industry 4.0 for the Recycling Industry

M. Krupp

Augsburg University of Applied Sciences, Research Group for Optimized Value Creation HSA_ops, Augsburg, Germany

S. Kreibe

bifa environmental institute GmbH, Augsburg, Germany

In business logistics value creation systems are called flow systems. A flow system consists of nodes (places of value creation) and edges (ways of transportation). Within a flow system different objects, e.g. goods, raw materials and components, flow on edges from node to node. Optimization approaches often zoom in on complex networks consisting of different organizations (Supply Chains) rather than a single company. Value creation processes are considered especially efficient

- the more current the used information is,
- the denser the different I-points are distributed,
- the more precise the used information is and
- the more information can be used (along the whole chain).

Digitization and Industry4.0-technologies provide the opportunity to significantly increase the efficiency of the approaches mentioned above.

The following innovations are considered to be the core technologies of Industry 4.0:

- Internet of things and services,
- Intelligent sensor networks,
- Cyberphysical systems,
- Assistance systems,
- Digital factory and
- Big data analysis / management.

These technologies mentioned above offer benefits for improving edge/transport operations (e.g. by improving planning processes and by shortening stop times) and in nodes/production, warehousing and transshipment locations (e.g. by accelerating disassembly or by easier identification of relevant substances).

However the promises, the limits of the mentioned technologies must be taken into account as well. The limits usually can be found in the details of technical performance and the associated costs. This can be explained best by using the RFID (Radio Frequency Technology) as a striking example.

The problem would be the period of time goods equipped with RFID-technology need to reach the recycling process. It is questionable if the current state of the technology is able to provide readable and interpretable data after such a long time. In case of the RFID-technology the management of the data is done directly on the tag or by a database-system that structures the information using the individual tag-number as key. Data would either have to survive safely on the tag or the database would need to be securely and uniquely maintained throughout the lifetime of a product. These are all solvable obstacles, but today not state of the art.

Guideline for Analysis of E-Waste Generation and Composition – Development and Application

P. Beigl, R. Ottner & S. Salhofer

University of Natural Resources and Life Sciences Vienna, Institute of Waste Management, Vienna, Austria

Due to unleashed growth trends, the content of precious materials as well as the environmental relevance of e-waste, there is a need for action for improved collection and treatment of e-waste. This topic refers both to countries with established collection and recycling systems as well as nowadays setup collection schemes in emerging countries. For monitoring the status quo in respective countries it is essential to develop a sufficiently robust database on e-waste collection streams, their composition by device categories as well as the content of valuable and hazardous material. Both scientific literature and existing technical standards still do not offer sufficient support for this specific and highly complex waste stream.

Within two projects funded by FFG (Austrian Research Promotion Agency) a systematic methodology for sampling planning, sampling, device classification, counting, dismantling and extrapolation was developed and compiled within a guideline. The main objective of the guideline was to efficiently design e-waste analyses with regard to regionally varying planning objectives (e.g. selection and improvement of suitable collection channels, estimation of content of valuable materials), whereby sampling planning is given special attention.

The developed database and the herewith linked practical experiences are derived from sorting campaigns in three countries with more than 50 tons e-waste collected. In connection with analyses of device composition of approximately 1,300 devices covering 95 device types, a procedure for estimating the content of valuable materials (e.g. copper, printed circuit boards, iron) was validated within the framework of batch trials of a WEEE pre-treatment plant.

The application of the guideline was done within a feasibility study in the Republic of South Africa that focused on technology transfer and the improvement of existing e-waste collection and recycling systems. Practical task was the identification of suitable collection channels with consideration of device composition at the level of devices, components as well as materials. Printed circuit boards and batteries were selected as priority fraction for dismantling of selected device types. A comparison of e-waste analyses in Austria proved significant differences concerning the composition of collected e-waste quantities, however, a very good concordance of composition of single devices of comparable device types.

Management of Resource-Efficient Preparation for Reuse of Waste Electrical and Electronic Equipment

N. von Gries & H. Wilts

Wuppertal Institute for Climate, Environment, Energy, Research Unit Circular Economy, Wuppertal, Germany

S. Bringezu

University of Kassel, Center for Environmental Systems Research, Kassel, Germany

Waste electrical and electronic equipment is one of the fastest growing waste streams in Europe, with growth of three to five percent per year. Repair and reuse can help by extending product lifetimes to reduce waste and save resources by avoiding new production.

The paper aims to develop an understanding of how specific waste management contexts manage preparation for reuse (in EU waste legislation, the waste management measure with highest priority) of WEEE and which resource consumption are related to the affected material flows. Methodologically, the study is based on a material flow-oriented analysis of case studies. The activities of two re-use companies in different European regions (Flanders in Belgium and North Rhine-Westphalia in Germany) are considered with a focus on washing machines, loudspeakers, coffee machines and flat screen monitors. Key data collection tools are the evaluation of internal data documentations of the companies' (e.g. more than 1,000 handwritten pages with lists of tested products were analysed in the German company), collection trials, observations of repair measures (e.g. observation of 32 repair measures in the Flemish company) and interviews with the responsible actors.

The results show to what extent resources can be saved through repair and reuse. For example, in 2015, as part of the activities of a Flemish re-use company, 25 % of the collected washing machines were processed and sold for reuse. The indicator "Total Material Requirement" to repair the defective components of second-hand washing machines sold in 2015 is only about 7 grams per inhabitant, while over 4,400 grams per inhabitant resources are consumed to produce the equivalent amount of new products (preliminary results).

The results also show the differences of the resource consumption of the production of the individual components. If used spare parts, which would otherwise be disposed of, replace defective components the resources required for the repair can be considerably reduced. Conversely, the resource consumption can also be significantly higher, e.g. when new spare parts are used for the repair. The repair therefore does per se not have to be resource-efficient. Knowledge of statistics on defects and resource consumption of repairs are therefore examples of important prerequisites to enable an informed promotion of a resource-efficient preparation for reuse of products (e.g. access to used spare parts, focus on specific products).

First Investigation of the Occurring Stresses during the Collection, Transport and Unloading of Waste Electrical and Electronic Equipment

R. Brüning & J. Wolf

Dr. Brüning Engineering UG, Brake, Germany

Waste electrical and electronic equipment (WEEE) may contain many harmful substances such as mercury, toner dust, heavy metals, batteries etc. Especially problematic in this regard are monitors, as they may contain mercury (in TFT flat screens) or a luminous coating containing heavy metals (in analogue screens.)

When these WEEE are recycled, the logistics operations are not comparable with the logistics operations for new products. Which means that weather protection, wrapping, cargo securing, careful transshipment etc. are not common.

In contrast, the collection and transport in 20 or 40 feet containers is customary. WEEE will commonly be tipped from the containers onto a concrete floor from a height of one to two metres. During the tipping WEEE, as a rule, are not wrapped. Weather protection is legally required but seldom employed in practice. During unloading and other logistics operations WEEE, especially monitors, can be destroyed or damaged and hazardous substances, such as mercury from flat screens, can be released into the environment. In this way, staff members and the environment may be put at risk.

To optimise logistics operations and to prevent the release of harmful substances from WEEE, the stresses during collection and transport were investigated for the first time. One objective was to investigate the WEEE's acceleration during common logistics processes. For the measuring, data loggers that can record high accelerations were used. Thus, the fall of WEEE during unloading could be measured. Additionally, the data loggers had to be able to record accelerations in three axes, as the loading and unloading processes are not directed movements. During the experiments the data loggers were screwed inside WEEE and they had an additional mechanical protection.

During the experiments data for the transport as well as for other logistics operations, when high stresses were expected, were recorded. Recorded processes include the loading of containers by hand, the loading of containers using mechanical equipment, the transport (different transport lengths of 100 – 300 kilometres), the unloading and the tipping of the transported WEEE.

Via the experiments the stresses acting on WEEE during logistics operations could be recorded. The experiments aimed at recorded accelerations in three axes and reaction time. As expected, very high acceleration values were recorded. The experiments were conducted by the company Dr. Brüning Engineering UG.

The results are expected to be used for the new development and further development of collection and transport containers/vessels for e.g. monitors. Furthermore, the objective is to better protect workers as well as the environment from the release of harmful substances from WEEE.

Resource Efficiency through Remanufacturing

U. Lange

VDI Zentrum Ressourceneffizienz GmbH, Berlin, Deutschland

Remanufacturing as a key component of a circular economy possesses a high resource efficiency potential. A used part is fed into a rebuilding system either at the end of the use phase or at the beginning of the disposal phase. The use of primary raw materials and the employment of, among other things, energy as well as raw, auxiliary and operating materials for new production are hence done away with for at least one life cycle. Up to nearly 90 % less emissions and material and up to 56 % less energy are consumed in examples by remanufacturing of cores (Dias et al. 2013, Biswas et al. 2013, Bartel 2015). It is hence assessed to be a circulation option with one of the highest resource efficiency potentials and has a lower environmental impact than recycling, for instance.

Manufacturers in the manufacturing industry assume on average more than 40 % for material costs which thus represent the largest cost center within a company. Through remanufacturing material and energy expenditures can be lowered. Consequently refabricated products can be offered on a case-by-case basis for around 40 to 80 % of the price for procurement of an equivalent original product and represent a major cost advantage for the customer. In this case remanufacturing results in a win-win situation for the manufacturer and the customer.

The economic and ecological advantages of remanufacturing can be strengthened if the product design is already adapted to refabrication. 'Design for remanufacturing' (DfRem) is a component of eco design which can lower the environmental impacts over the entire life cycle of a product (BMU 2016). Design for remanufacturing (DfRem) can be applied on the technical level, i.e. the physical product design. This includes for instance easy disassembly, modular design or wear resistance of components.

Corporations such as Bosch, Liebherr, Ricoh and Caterpillar make use of the advantages of remanufacturing and rebuild their own products in in-house remanufacturing divisions. However, remanufacturing also offers numerous options for small and medium-sized enterprises. Remanufactured products can be used in place of new makes, or remanufacturing can be integrated into the company workflows. For manufacturers this means lowered production costs, increased profit margins and strategic competitive advantages, whereas customers can profit from more flexible pricing policies. The VDI Center for Resource Efficiency published an industry overview that is particularly intended to provide an impetus to small and medium-sized enterprises for implementing remanufacturing processes and creating incentives for use of remanufactured products. The European remanufacturing industry is expected to grow by more than 50 % to 46 billion euros by 2030 given the current conditions. With more favorable political and economic conditions the industry is even predicted to more than three times as much (Parker et al. 2015). This underscores the rising significance of remanufacturing for industrial production and unlocks further resource efficiency potential.

Research Association for Increased Resource Efficiency in the Bavarian Economy - ForCYCLE II

M. Mocker

OTH Amberg-Weiden (OTH Technical University of Applied Sciences), Amberg, Germany

P. Hense & J. Neidel

Fraunhofer Institute for Environmental, Safety, and Energy Technology UMSICHT, Institute branch Sulzbach-Rosenberg, Sulzbach-Rosenberg, Germany

As sequel to the successfully completed research association ForCYCLE, the Bavarian State Ministry of the Environment and Consumer Protection (StMUV) financed the conception of a novel network for increasing resource efficiency in Bavaria, addressing especially SMEs and skilled trades. The the conception of the project was carried out by the Ostbayerische Technische Hochschule (OTH Amberg-Weiden) and Fraunhofer UMSICHT, institute branch Sulzbach-Rosenberg. In this regard, the main challenge was to point out possible obstacles and the requirements of the Bavarian economy concerning resource efficiency, and to identify the resulting research required to address these topics. For this purpose, an online survey was conducted. In the following, four main topics of interest were identified: (1) Increase of resource efficiency by automation and digitalization technologies, (2) integrated product policy – consideration of the whole product life cycle, (3) increase of resource efficiency by innovative business models, and (4) substitution of environmentally relevant raw materials. These topics will be part of the new research association ForCYCLE II, starting in the middle of 2019.

The Potential of Stainless Steel in Urban Mining

C. Stadler, B. Stäubli, L. Morf, B. Hürlimann & E. Kuhn

Cantonal Authority of Zurich, Office of Waste, Water, Energy and Air, Switzerland

G. Meylan

Zurich University of Applied Sciences, Winterthur, Switzerland

A material flow analysis for stainless steel in Switzerland shows the potential in recycling of this valuable resource. The urban mining potential analysis of the Office of Waste, Water, Energy and Air follows a systematic approach and discusses relevant issues in functional and non-functional recycling. This includes (i) the significance of stainless steel and their basic elements chrome and nickel, (ii) the material flows in Switzerland, (iii) the urban mining potential of stainless steel as secondary raw material, (iv) a life-cycle analysis, (v) sorting and recycling technologies, (vi) economical aspects and (vii) resource management.

In Switzerland about 62 % of stainless steel is recycled via the functional recycling process. Especially new technologies of sorting of stainless steel out of dry extracted bottom ash offers large additional metal recovery potential. At the moment this process is implemented and optimised in first bottom ash treatment plants. Applied to all over Switzerland, it would lead to an increase of a recovery rate of 25 % of stainless steel and would save accordingly disposal volume. In addition, compared to primary production the recycling of stainless steel offers an energy saving way of production.

One of the most important drivers in the functional recycling of stainless steel is the market value of the basic materials, which is dependent on geopolitical factors as well as on the fluctuating energy prices and therefore extremely volatile. In future, the limitation of the primary resources will raise the recycling necessity of stainless steel.

Recycling in Life Cycle Assessment - How do we Address Multifunctionality?

C. Dierks & G. Homm

Fraunhofer Project Group Materials Recycling and Resource Strategies IWKS, Alzenau, Deutschland

Resource scarcity has become a central topic in today's society. Recycling plays a major role within the field of circular economy, contributing to the closing of material cycles and conserving natural resources as well as reducing landfilling and waste incineration.

Life Cycle Assessment (LCA) is a well-established method to quantify and evaluate potential environmental impacts of product systems throughout their life cycles. In the context of recycling, it can be used to investigate the direct and indirect environmental implications of processes or process chains involved in the recycling of end-of-life products. The LCA framework is standardized (ISO 14040/44) and includes four phases: definition of goal and scope, life cycle inventory analysis, life cycle impact assessment and interpretation.

Recycling has two integral purposes. From the perspective of the end-of-life product it is a means of waste disposal. Concurrently it produces secondary (recycled) raw materials, which can replace virgin materials. This raises the question how the environmental credits of recycling should be allocated between the product that is recycled and the product system that uses the recycled materials. This controversial issue regarding the choice of system boundaries has been discussed in LCA literature for a long time and is commonly referred to as end-of-life allocation.

This article focuses on the problems arising when allocating the environmental burdens and credits of recycling processes between the life cycles of different products as well as the choice of system boundaries when investigating recycling processes. It is explained how this issue was approached in an LCA of the utilization of catalyst slag.

Sustainability Assessment for Advanced Biofuel from Waste Wood Integrated in the Steel Industry

G. Jungmeier, I. Kaltenecker & M. Hingsamer

JOANNEUM RESEARCH Forschungsgesellschaft mbH, LIFE – Centre for Climate, Energy & Society, Graz, Austria

P. Königshofer & M. Hadler

Karl-Franzens-Universität Graz, Institute of Sociology, Graz, Austria

Within the EU project TORERO (**TO**Rrefying wood with **E**thanol as a **R**enewable **O**utput: large-scale demonstration), a cost-, resource-, and energy-efficient technology concept for producing bioethanol from a wood waste feedstock, fully integrated in a large-scale, industrially functional steel mill will be demonstrated. Wood waste is converted to bio-coal by torrefaction; bio-coal replaces fossil powdered coal in a steel mill blast furnace. Carbon monoxide and hydrogen in blast furnace exhaust fumes is microbially fermented to bioethanol, while material and energy loops of the process are closed to a very large degree. TORERO is an add-on technology that can be used to upgrade existing facilities of the steel sector, an industry that is actively scouting for technological solutions to make its production processes more sustainable.

To assess sustainability, a Life Cycle Assessment (LCA) will be used for the environmental assessment. LCA considers mainly environmental impacts along supply chains, from extraction of raw materials to end-of-life of products. Based on the integrated process design for TORERO the LCA methodology is adapted to the specific challenges and framework conditions of the project. The different sectors (e.g. steel industry, wood waste chain and the recycling, waste industry) and the circular economy approach are included and linked to each other in the assessment. Within the LCA, the environmental effects of the whole value chain of the TORERO process are analyzed. The key environmental effects for the assessment (e.g. GHG emissions, GHG emission reduction potential, primary energy demand) are quantified and compared with LCA of conventional reference products e.g. gasoline, electricity from waste wood. The most relevant systems are identified, for which then the environmental effects are assessed. Alternative uses of waste wood and the actual situation in the steel industry are part of the conventional reference system.

Furthermore, besides environmental and economic issues, a focus will be laid on social issues (including health and safety) which will be considered in the whole life-cycle. The s-LCA will be tailor-made for this new process within the steel sector and will be assessed at a district and regional level at the demonstration plant location. TORERO demonstrates for the first time a technology concept for creating and using torrefied wood for the production of bioethanol in a steel mill, fully integrated in a large-scale, industrially functional steel mill. The installation of the new process will probably not be completed within the next year but preliminary results on the set-up of the assessment in this special context will be available. The demonstrated use of biomass in the steel mill to produce advanced biofuels will also transform steel sector into a biorefinery to become a relevant part in the future bio-economy.

LCA Modelling for the Development of a Simplified Assessment Tool for Wood Waste Valorisation and Disposal

N. Unger & S. Scherhauser

University of Natural Resources and Life Sciences, Institute of Waste Management, Vienna, Austria

J. Davis, E. Holtz & K. Östergren

Research Institutes of Sweden, Agrifood and Bioscience, Sweden

F. De Menna & M. Vittuari

University of Bologna, Department of Agricultural and Food Sciences, Bologna, Italy

P. Metcalfe

Quadram Institute, Quadram Institute Bioscience, Norwich, UK

M. Loubiere

Deloitte Sustainability, Paris, France

Food waste is an increasing concern in Europe. Each step in the food supply chain generates side-flows that can be valorised and recycled (e.g. processed to animal feed, producing methane gas in anaerobic digestion) or disposed (e.g. landfilled, discarded to land). The assessment of prevention, valorisation and disposal of side-flows from the food supply chain is part of the EU H2020 funded project called REFRESH. The aim is to develop a spreadsheet tool that should encourage stakeholders in exploring the environmental effects and costs of treatment of side-flows. Specific side-flows for the assessment were selected based on their availability and potential for valorisation (apple pomace, blood from slaughtering, brewer spent grain, tomato pomace, whey permeate and rape seed press cake). The target audience for the tool are businesses, policy makers, researchers and other stakeholders interested in a principal understanding of the life cycle environmental impacts and costs for selected valorisation routes. LCA modelling for the development of a simplified assessment tool for food waste valorisation and disposal faces several challenges. Aspects such as theoretical robustness, data availability and communicative capacity from the view of the users of the tool are determining factors to agree on a modelling framework, but which are not always obvious. The contribution presents the iterative journey of finding an appropriate framework for a generic and simplified spreadsheet tool to assess greenhouse gas emissions and costs of valorisation and disposal of food side-flows. Different approaches of modelling frameworks (attributorial, consequential small-scale, consequential large-scale) were tested in its applicability to fulfil the requirements of the spreadsheet tool.

Enticing Consumers to Avoid Waste - Digital and Analogue Ways of Raising their Awareness

U. Gelbmann & M. Zimek

University of Graz, Institute of Systems Sciences, Innovation, and Sustainability Research, Graz, Austria

Waste prevention is a top priority of waste management. It takes mainly place outside the waste regime, although it is a duty of waste management authorities. They have to encourage producers of products and goods to engage in waste prevention. Still, in official documents strategies directed at waste prevention at the consumer level are either very generic or at a very operational level. This paper argues that a change of actions at consumers' level cannot be achieved by applying a "one-kind-serves-all" strategy of measures but rather has to be tailored appropriately to the consumers' level of experience. Consumers who have not yet become acquainted with an issue need to be approached by other measures than those who have already nearly reached the tipping point of changing their way of acting. In our experience, this at first glance trivial insight has not yet been implemented in consciousness formation. We build on concepts taken from attitudes' research, sustainable education and from marketing to devise an approach to design measures aiming at the particular consumers' needs. We use cases and examples taken from secondary research and from our own action research experience to fill the model with respective examples and thus provide the responsible actors with a plethora of opportunities for targeted awareness building.

Consequences of Optimised Packaging on Food Waste Prevention Potential at Consumer Level

G. Obersteiner, M. Cociancig, J. Mayerhofer, & S. Schwödt
 Universität für Bodenkultur, Institut für Abfallwirtschaft, Vienna, Austria

Within the last decade the problematic of food waste is a widely discussed topic. Several measures are implemented on a national as well as European level. Nevertheless, still about 75,000 tons of food waste arise at Austrian retailers. Beside well known measures like food donation the focus of prevention measures was laid also in optimised packaging to expand the shelf life of products and therefore avoid food waste at the retail sector.

Within the FFG financed project “STOP Waste – SAVE Food” specific case studies for the reduction of food waste in the value chain processing-packaging-logistics-retail-recovery are developed. It already could be shown that there is huge prevention potential by expanding the shelf life by improved packaging at the retailer level. Until now there have not been any investigations if and how these improved packaging also has an effect on the food waste prevention potential at household level.

Therefore, the following questions are discussed within the paper:

- Does the consumer realise the optimised packaging?
- Does optimised packaging influence the decision on purchase?
- Do consumers use the optimised packaging in a correct way?
- Where do consumers store their products and is this adequate to the optimised packaging?

To get initial findings an online questionnaire was spread via several social media channels. More than 1,480 persons participated and 1,150 fully completed questionnaires could be used for the analysis.

It could be shown that packaging plays only a minor role for the choice of a product. Only 19 % of the respondents stated that packaging influences their decision on purchase. Although more than half of the respondents think that packaging might expand shelf life of products e.g. in case of tomatoes (25 %) or strawberries (34 %) very often the product is not stored in the original packaging but in a loose way.

Also storage information given on the packaging is not realised or even ignored by consumers. For tomatoes 88 % and for strawberries 91 % of the respondents state that they have not seen instructions on storing on the packaging. This leads to the fact that still 20 % of the respondents keep their strawberries outside and not in the refrigerator.

These first results indicate that shelf life expanding packaging, if any, only have a minor impact on food waste generation at household level.

BauKarussell - Social Urban Mining

M. Meissner & C. Pladerer

pulswerk GmbH, Vienna, Austria

M. Neitsch

Re-Use und Reparaturnetzwerk Österreich, Vienna, Austria

T. Romm

Romm/Mischek ZT, Vienna, Austria

Introduction

The Recycling Construction Material Regulation and the Austrian standard ON B 3151 define the national legal frame for the dismantling of buildings as a standard method for demolition. Depending on the size of the buildings, a pollution investigation and a concept for dismantling and demolition are required. Within these documents also re-use-able materials and products should be listed if found in the object. At present hardly any of the experts have the knowledge to decide whether a property is “reusable”. The project partners of BauKarussell aim to develop that knowledge and have made first experiences in two operational pilot activities. The results show that reuse in the large scale building sector is feasible. The earlier in the process of planning reuse is integrated, the more likely it is to realise its potential.

Project approach

BauKarussell is the first Austrian cooperation that addresses reuse in buildings at large scale. Together with property developers, the consortium removes selected materials and products to make them available for the new buildings. The operational work is performed by transit employees from social enterprises. These former unemployed people gain work, training and support to find their way back to the labour market. In parallel, the consortium (Caritas Wien, DRZ VHS Wien, RepaNet, Romm/Mischek ZT and pulswerk GmbH) develops internal structures to finally found a legal entity for BauKarussell.

Project results

Within two operational pilot objects, BauKarussell has at least prevented 450,300 kg of waste due to reuse. Furthermore, 74,000 kg of material was collected separately and handed over for recycling. Finally, 171,000 kg of impurities that impede recycling of construction and demolition waste were removed. The revenues and the cost savings due to the reuse of material have allowed the social enterprises to provide app. 7,600 working hours.

The project is supported by the government of Vienna, the Federal Ministry of economy and the Foundation for waste prevention of Austrian packaging systems.

MehrWert because of MehrWeg – Reusable Cups for Coffee to go in Innsbruck

J. Knapp & A. Bockreis

Universität Innsbruck, Unit of Environmental Engineering, Innsbruck, Austria

Drinks and snacks sold „to go“ are becoming more and more important in our society. Unfortunately, this phenomenon is accompanied by increasing amounts of disposable packaging waste. In Innsbruck, six partners, the University, two large bakery chains, two coffee shops, and the cafeterias at the University's campuses, joined forces to take a stand against this trend. Together they selected and designed a reusable cup that is available in more than 60 shops in Innsbruck since September 2018. The launch of this reusable cup is accompanied by several campaign activities to raise awareness for the waste problem amongst coffee consumers and the general public of Innsbruck. The general topic of the campaign is titled "Effects of the use of disposable packaging on the environment and potential alternatives". The slogan of the campaign is "Besser Kaffeetscheln", which is accompanied by a graphic motif of mountains. The campaign is implemented jointly with the City of Innsbruck, the State of Tyrol and several other stakeholders. In addition to the campaign activities, interviews with students and other customers are continuously carried out to assess typical "coffee drinking behaviour". The results are analysed and used to improve the campaign for reusable cups in Innsbruck.

Monitoring and Reporting of Food Waste in Germany

D. Leverenz, P. Pilsl, G. Hafner & M. Kranert

University of Stuttgart, Institute for Sanitary, Water Quality and Solid Waste Management, Stuttgart, Germany

The United Nations included the prevention of food waste in the Agenda 2030 for sustainable development. The aim is to halve global food waste at the retail and consumer levels and to reduce food losses along production and supply chains, including post-harvest losses by 2030. In this context, the national research project REFOWAS (Pathways to Reduce Food Waste) is developing a reliable data basis that enables reporting on the generation and development of food waste in Germany. Preliminary results show that around 15.1 million tons of food waste are generated in Germany every year along the food value chain. Applicable prevention approaches were developed and tested in cooperation with relevant actors and companies during operation. The reasons for the generation of food waste are manifold, e.g. overproduction, qualitative defects, losses due to incorrect storage and transport. Measurement methods and optimization approaches are shown exemplarily for the out-of-home consume. Therefore, the authors developed the RESOURCEMANAGER-FOOD, a measuring instrument to enable a comparable collection of food waste in catering establishments. In a hotel business, food waste was measured over a nine-month investigation period and preventive measures were derived. In this case study, around 1,754 kg of food waste was saved, corresponding to a value of around EUR 6,840.

Food Waste Reduction and Its Potential to Mitigate Global Warming

S. Scherhauser & G. Obersteiner

University of Natural Resources and Life Sciences, Institute of Waste Management, Vienna, Austria

The European Union (EU) produces an estimated amount of 88 Million tonnes of food waste each year (Stenmarck et al. 2016). The EU with the Circular Economy Package but also platforms such as the Consumer Goods Forum have committed to reduce food waste. The identification of most effective food waste prevention and reduction measures will play a major role to reach targets of Circular Economy Package and of the Sustainable Development Goals of the United Nations.

Food waste occurs in each step of the food supply chain. The later food waste occurs in the supply chain the more emissions need to be attributed to this food waste, e.g. food which is wasted in the consumption step of the chain needs to be produced, processed, transported and distributed before. So all impacts caused by activities upstream in the food supply chain need to be added to the impacts coming from food waste treatment and disposal in order to gain overall food waste related impacts. Regarding the Paris Agreement, the European Union needs to cut greenhouse gas emissions in order to limit Global Warming to less than 2 °C. Food waste prevention and reduction can have a contribution to mitigate Global Warming Potential if the right measures are set.

This paper shows the reduction potential of food waste prevention and reduction at EU level to mitigate Global Warming based on data from the EU FP7 project FUSIONS. The impacts were calculated for the Global Warming Potential (GWP) via a bottom-up approach using more than 130 existing LCA studies on nine 'indicator products' (apple, tomato, potato, bread, milk, beef, pork, chicken, white fish) which represent food commodities (e.g. food commodity 'fruits' is represented by an apple). Impacts were calculated for the whole food supply chain from agricultural production to consumer and for food waste related impacts including food waste management.

The GWP of food which is eaten in Europe resulted in 997 Million tonnes (Mt) CO₂-equivalents (eq.) and food which is wasted with 186 Mt CO₂-eq. If food waste related impacts are attributed to the step where food waste originates than the consumer level has with 65 % the highest share of the total GWP. Assuming that 50 % of the food waste at consumer level is avoidable, it results in a GWP reduction potential of 60 Mt CO₂-eq which could be achieved by food waste prevention measures. This corresponds to the level of Finland's total GHG emissions.

Waste Prevention in the Austrian Food Industry

P. Hietler & C. Pladerer

Austrian Institute of Ecology, Resource Management, Vienna, Austria

The study "Waste Prevention in Austrian food industry" is the first in Austria to have established valid data, reasons and activities for the status quo of avoidable food waste in food industry.

Data collection was carried out by a qualitative survey and a quantitative method by waste analysis in companies. This method has determined the amount of waste and waste compositions as well as activities and causes related to food waste. The results allow an extrapolation to the annual quantities in Austria.

Austrian food industry converts between € 13.5 and € 20 billion per annum and consists of around 3,500 companies employing around 70,000 people.

In total, food industry generates 121,800 tonnes of avoidable food waste per year. For nearly half of the avoidable food waste in the food industry, (51,700 tonnes), are bakeries responsible. 35,600 tonnes of these are bread and pastries, which food retailer returns to the producers as part of free returns. The least amount of avoidable food waste is generated in the fats and oil industry at around 200 tonnes per year.

Furthermore, the study found that 1.3 million tonnes of unavoidable organic by-products, materials or wastes are generated annually in Austrian food industry.

Austrian food industry has an annual goods input of about 10 million tons and a goods output of approximately 8.6 million tons. It follows that a total of 14% of the raw materials used are lost as a result of the manufacturing process, 1.2% in relation to the goods input could be avoided.

A synopsis of avoidable food waste in Austria according to current knowledge shows that about 577,000 tons per year are generated along the food value chain, excluding the quantities from agriculture and wholesalers.

- Food industry: 121,800 tonnes (including 35,600 tonnes of returned bread and pastries as free returns from the food retailers),
- Food retailer: 74,100 tonnes,
- Hospitality sector: 175,000 tonnes and
- Private households: 206,000 tonnes.

All Bio – Initiative Bio-Cycle-Bag

R. Tulnik, H. Seiringer & S. Uschnig
Compost & Biogas Association Austria, Vienna

Problem case plastic bags

Plastic is everywhere, on fields, grasslands, in the water and also in form of micro plastic maybe also in our food. One opportunity to contribute to the solution of this problem is to use biodegradable and compostable bioplastic. According to a study of the Italian Compost & Biogas Association (2016) plastics represent the biggest contaminant fraction in the biowaste with 62 %. Plastic bags and plastic foils embody more than the half of all impurities with 55 %.

The solution – the Austrian bio-cycle-bag

All light bags from the fruit and vegetable division throughout Austria should consist of easy degradable bio plastic (“ok-compost-home”). They will be labelled as bio-cycle-bags. This way they can be used for the biowaste collection in order to promote it and also to reduce the residual waste. Thus the bio-cycle-bag enables everybody to do something good for the environment. It is made out of a starch blend, which is classified as biological degradable material. It is made out of polymers, which originate from renewable resources, such as starch, plant oils, sugar, as well as from fossil sources.

What about the other plastic bags?

A small part of the population is going to ignore the bio-cycle-bag and will probably use the big plastic bags for collecting biowaste in case they collect at all. Because of that, also the normal plastic bags need to conform the EN 13432 (ASI 2008). To avoid consumers confusion, this should be not be labelled as compostable or bio degradable to. About 255.000 tonnes organic are lost in the Austrian mixed municipal waste (BMNT 2017) and thus represent the potential for a separate collection and composting.

- Bio-cycle-bags: light bags out of 100 % degradable plastics (“ok-compost-home”),
- All one way plastic bags need to conform the EN 13432 (ON 2008) nationwide and
- Only light bags are labelled as compostable with an uniform design.

The Compost & Biogas Association Austria initiated the alliance for the Austrian bio-cycle-bag and strives to reach this goal in collaboration with the alliance partners.

In Situ Remediation of Organic Contaminants in Dense Soils by Injection of Chemical/Biological Agents

B.T. Bogolte & R. Philipp
TERRA Umwelttechnik GmbH, Vienna, Austria

In a multiyear project the partners TERRA Umwelttechnik GmbH and Montanuniversitaet Leoben are testing methods for the in situ decontamination of organic pollutants in dense areas of alluvial soils („Silt Lenses“). As a substantial number of brown fields are located in Austria near Rivers, this setting is very relevant. Insufficiently remediated areas have the potential to question the success of the whole remedial operation, respectively sites with remarkable percentages of silt lenses are excluded from in situ remediation a priori.

Therefore several transport mechanisms were investigated which promise to spread a sufficient amount of chemical/biological agents into the contaminated soil within a reasonable time span. Furthermore, degradation processes were evaluated which seem potent enough to support the destruction of organic pollutants in dense soils in the long run.

Innovative In Situ Remediation of the Historically Contaminated Site N16 'Tuttendorfer Breite' - 9 Years of Operation

G. Luschin

Federal Company for Site Remediation (BALSA GmbH), Vienna, Austria

A.P. Loibner

University of Natural Resources and Life Sciences, Vienna; IFA-Tulln, Geobiotechnology; Tulln, Austria

The site N16 'Tuttendorfer Breite' represents a historical refinery site that is contaminated with petroleum hydrocarbons (PHC) in form of crude oil and its fractionated products. The site is located about 10 km north of Vienna at the edge of the town Korneuburg. In July 2009, the remediation plant was set in operation after a one year construction phase of containment and clean-up facilities. Since then, PHC are removed from the vadose and saturated zone by means of several decontamination procedures.

As a first measure, spreading of contaminants was permanently restricted from the 18 ha comprising site by constructing a V-shaped *funnel & gate* system having an entire wall length of 1,165 m. The *funnel* directs the total groundwater flow that enters the site towards 7 gates in which contaminants are removed from groundwater using activated carbon filters. In the safeguard of the *funnel & gate* system, 55 t of PHC floating on the groundwater were skimmed from 8 remediation wells.

As a further measure essential for decontaminating the site, bioremediation was established inside the funnel eventually covering an area of about 38,000 m². Biodegradation of pollutants is accomplished by microorganisms that are naturally occurring in the subsurface of the site. They were stimulated by providing terminal electron acceptors and if required nutrients. Over a period of 2 years, 21 t of sodium nitrate serving as nitrogen source and electron acceptor were introduced into the aquifer. Furthermore, $10.5 \cdot 10^6$ m³ of soil gas were extracted from the vadose zone in 8 years of operation. By pressure compensation, atmospheric oxygen that serves as electron acceptor for aerobic degradation was introduced into the subsurface. Oxygen concentrations were monitored in the extracted soil gas so providing data for calculating the amount of PHC having been degraded in the vadose zone. Until October 2017, about 635 t of PHC have been removed from the site by microbiological means.

The efficiency of remediation measures was confirmed by comprehensive monitoring of hydraulic and chemical parameters within and downstream the site. In addition, biodegradation of contaminants at this site was verified by accomplishing a series of *in situ* respiration tests in 2016. Oxygen consumption rates indicate comprehensive ongoing pollutant removal by microbiological means. Results confirm that even after 7 years of operation, bioremediation will be key for future decontamination of the site.

Electron Acceptors and Microbial Communities in Anaerobic Alkane Activation Strategies

M. Kern & K.E. Brandstätter-Scherr

University of Natural Resources and Life Sciences (BOKU), Department IFA-Tulln, Institute of Environmental Biotechnology, Tulln, Austria

Crude oil and its products, a mixture of hundreds of saturated and unsaturated hydrocarbons, are amongst the most common organic contaminants of soil, ground and surface waters including marine environments. These petroleum hydrocarbons are subject to complex microbial transformation processes upon their release, particularly under anaerobic *in situ* conditions. Their biotransformation pathways, particularly various activation mechanisms and resulting biomarker transformation products, are highly relevant for the assessment of natural attenuation and bioremediation measures. In the present study, crude oil contaminated aquifer microcosms were incubated with nitrate, nitrate plus molybdenum and mixed nitrate/sulfate as terminal electron acceptors (TEA). The analysis of stable isotope shifts (^{15}N and ^{34}S) in terminal electron acceptors revealed the occurrence of lithotrophic recycling processes between sulfate and nitrate. Using canonical correspondence analysis (CCA), the relation between environmental variables and (i) microbial community composition and (ii) the abundance of activation pathway-specific biomarkers was studied. Particularly, the correspondence of biomarkers and redox-conditions, incubation time and availability of molybdenum, hypothesized to be involved in nitrate reduction and alkane hydroxylation, was evaluated, enabling for the identification of conditions beneficial to biomarker production and accumulation. Secondary alcohols quickly arising from alkane activation *via* hydroxylation are exclusively observed under molybdenum-supplemented nitrate reducing conditions, conditions also associated to fast cumulated metabolite conversion. Moreover, 1-dodecanol arising from subterminal fumarate addition is distinctly more abundant under molybdenum addition. Lowest cumulated metabolite persistence was found in highly diversified microbial communities with nitrate/sulfate. In contrast, molybdenum addition did not increase *Pseudomonas*' relative abundance, but both denitrification and metabolite degradation rates. These insights contribute to the elucidation of key taxonomic units involved in and environmental conditions amenable to particular C-H bond activation strategies, representing a typical bottleneck in petroleum hydrocarbon bioremediation strategies in their energetically highly unfavorable character.

Research on Contaminated Sites Within the Austrian Federal Funding Scheme

T. Wirthensohn

Kommunkredit Public Consulting GmbH, Department for Water and Contaminated Sites, Vienna, Austria

The federal law for the remediation of contaminated sites (ALSAG) was implemented in 1989. In 1993 the federal law for environmental funding (UFG) was implemented, the Kommunkredit Public Consulting GmbH (KPC) was assigned with processing the federal funding.

Since 1993 until present 293 sites were classified as contaminated sites in Austria. 157 of these contaminated sites have undergone treatment within the rules of ALSAG and UFG and are meanwhile remediated or under hydraulic control. However, there is reasonable suspicion, that approximately another 2,000 sites are contaminated and cause potential danger to soil and groundwater and therefore might be classified as contaminated sites. It is a clear aim of the stakeholders, to remediate these sites within the next app. 30 years. Estimations calculate the remediation costs up to 5 to 6 billion Euros. The remediation, carried out with mostly federal money, must fulfil ecological but also economical criteria. Therefore, the federal funding system supports the development and improvement of remediation technologies.

The ALSAG defines a fee for waste treatment and disposal. This money of annually app. 50 million Euro is earmarked for the remediation of contaminated sites, 2 % of this fund (app. 1 million Euro) is assigned for research projects. The eligibility criteria for projects are listed in the online information (umweltfoerderung.at), the most important ones are innovation, relevance for the remediation of Austrian contaminated sites and application oriented research. In addition to these eligibility criteria, a special focus is defined for each three-year-period. The focus points for the period 2016-2018 are

- Enhancement and optimisation of remediation technologies, especially in situ technologies,
- Combination of (in situ) remediation technologies for faster remediation progress and
- Promotion of international research partnerships.

Changes in the funding scheme are expected with the upcoming research focus 2019-2021 and the reform of the ALSAG, which will put more emphasis on the utilization of the sites more.

In between 2010 and 2017 the KPC has funded 11 projects. The average costs of a research project is app. 600,000 Euro, the average funding is app. 455,000 Euro (app. 77 %). So far, 157 contaminated sites are remediated, but a multiple number still awaits treatment. To overcome this future challenge of remediation in an ecological and economical way, the existing technologies have to be improved and new ones have to be developed.

Biochar and Compost as Organic Soil Additive for the Stabilisation of Contaminants

G. Sigmund, T. Hüffer & T. Hofmann

University of Vienna, Department of Environmental Geosciences, Vienna, Austria

G. Soja

Austrian Institute of Technology, Department Health and Environment, Tulln, Austria

Highly contaminated soils (hot spots) are typically removed from contaminated sites in the remediation practice. The surrounding areas can remain diffusely contaminated as their treatment would be disproportionately expensive. Herein, the KOKOSAN concept aims at the remediation of diffusely contaminated soils that can remain present after the treatment of highly contaminated hotspots. Biochar, a product from biomass pyrolysis, can be used as sorbent for the immobilization of heavy metals and residual organic contaminants. In addition, Biochar is a soil amendment that can be used to decrease the washing out of nutrients in sandy soils, increase the soil water holding capacity, and increase the pH of acidified soils. Therefore, the use of biochar in soil remediation can additionally increase the ecological stability of contaminated soils. To increase the degradation of organic contaminants at such sites, compost can additionally be amended to the soils. The results from the KOKOSAN Project could show that biochar and compost are very well suited for the retention of inorganic and organic contaminants and the remediation of residually to medium-contaminated sites. The essential biochar properties for contaminant-dependent biochar selection for remedial use include physical properties (pore size distribution and specific surface area) and chemical properties (surface chemistry, influence on soil pH). The results from KOKOSAN have further shown that the sorption capabilities of biochar and compost are differently influenced depending on site properties. The biochar application rate required to achieve a target value depends on a large number of factors, with contaminant properties, soil type and contaminant concentration in the soil being of central importance. The presented combination of biochar and compost for the sustainable remediation of residual contamination was the subject of the research project KOKOSAN funded by the Bundesministeriums für Land- und Forstwirtschaft, Umwelt und Wasserwirtschaft (Project number B420004 Management by Kommunalkredit Public Consulting GmbH).

Combination of Microorganisms and ZVI for Degradation of Perchloroethene - Lab- and Lysimeter Investigations

T.G. Reichenauer, D. Summer, P. Schöftner & B. Wimmer

AIT Austrian Institute of Technology, Environmental Resources and Technologies, Tulln, Austria

T. Kostic & A. Sessitsch

AIT Austrian Institute of Technology, Bioresources, Tulln, Austria

Chlorinated ethenes like perchloroethene (PER) are found at about one third of contaminated sites in Europe. Since these substances are very persistent, they lead to long lasting pollutions by forming long groundwater-plumes. A promising treatment of such sites is the use of the microorganism *Dehalococcoides*, which can use PER as electron acceptor in chlororespiration leading to dechlorination. To perform an in-situ microbial degradation a carbon source (e.g. molasses, lactate) is introduced into the aquifer to provide reductive conditions, under which a microbial consortium can be established that provides hydrogen for chlororespiration. However, a common problem is that under such conditions the degradation may stop at the intermediate degradation product vinylchloride (VC), which is more toxic than PER and also carcinogenic. The use of chemical reduction of PER by zero valent iron (ZVI) on the other hand works without build-up of chlorinated intermediates, but suffers from the poor mobility of ZVI in the ground and high costs of ZVI itself (especially if high reactive nanoscale ZVI (nZVI) is used). The aim of this project was to investigate a possible combination of microbial PER degradation with zerovalent iron (ZVI) as a H₂-donor by identification of potential synergistic and toxic effects.

In batch-experiments several cultures containing *Dehalococcoides* (commercial and non-commercial) and several ZVI-products (nano-sized (nZVI) and micro-sized (μZVI)) were tested for their degradation-kinetics of PER and the build-up of intermediate products and fully dechlorinated end-products. These investigations showed significant differences among the tested cultures and materials.

In batch experiments where PCE was treated simultaneously with microorganisms and ZVI a toxic effect of nZVI, but not μZVI was observed. ZVI led to a faster degradation of intermediate dichlorination products like cis-DCE and VC and to a faster generation of fully chlorinated end-products (ethane + ethene). Hydrogen produced by anaerobic corrosion was fully consumed after a lag-phase leading to a constant production of methane.

We tested the combination of nZVI and microbial degradation in a lysimeter-experiment under "field-like" conditions. The results showed that after stopping the addition of the carbon source in a co-treatment with nZVI and a microbial consortium compared to microbial treatment alone the degradation of PCE was reduced, but continued at a higher level.

We conclude from our results that ZVI has a positive effect on the in-situ treatment of PCE with microorganisms. Therefore it is an approach worth testing in a field test.

Acknowledgements: Funded by the Austrian Federal Ministry of Sustainability and Tourism. Funding Management by Kommunalkredit Public Consulting (KPC). Project BIANO (Project Nr. B420003).

ZEROS – Decomposition of Aquatic Organic Pollutants Driven by an Innovative Process Combination (Part 2)

K.P. Sedlazeck, D. Vollprecht, J. Gill & M. Hartl

Montanuniversitaet Leoben, Chair of Waste Processing Technology and Waste Management, Leoben, Austria

P. Müller & R. Mischitz

ferroDECONT GmbH, Leoben, Austria

W. Trois

ECOCAN GmbH, Leoben, Austria

I. Maunz

envionix engineering gmbh, Graz, Austria

R. Frate

pro aqua diamond electrode production Ltd., Niklasdorf, Austria

In the course of the project ZEROS (funded by the Federal Ministry of Sustainability and Tourism), the goal was to combine different water treatment processes to find an alternative Pump & Treat process for the degradation of organic pollutants in waters for groundwater remediation at contaminated sites. For this combination, the treatment with Fe (0) in fluidized bed reactors (ferrodecont® process), the use of ultraviolet radiation and a diamond electrode were selected.

During the experiments, the efficiencies of the processes were evaluated individually, in combination of two and in combination of all three methods with various pollutants. Additionally, the application of different chemicals, i.e., H_2O_2 or $\text{H}_2\text{O}_2 + \text{H}_2\text{SO}_4$ was investigated.

For the experiments, original waters from Austrian contaminated sites were used if possible. If this was not possible, the local tap water was mixed with the pollutant. In the present article, the results are presented by using the example of tetrachloroethylene. The results show that the methods are already effective on their own, but the effectivity is enhanced by combining the treatment methods. Especially by using the combination of all three methods with the addition of H_2O_2 or $\text{H}_2\text{O}_2 + \text{H}_2\text{SO}_4$, the pollutant concentration could be reduced very effectively.

Adjustment of the IPCC Gas Prognosis Model to Middle-European Conditions

G. Rettenberger

HS Trier, Ingenieurgruppe RUK GmbH, Germany

In the last years it becomes obvious that the gas prognosis models for landfill gas could not describe very exactly the real situation of middle European landfills. In a research program for the German Environmental Agency modifications had been investigated. This was done by:

- A parameter study with a comparison of the results with real data from landfills. This was done in a way that at the final end the results of calculations and measurements at the real plant fit together,
- a literature study,
- evaluation of analysis of waste samples out of landfills and
- laboratory simulations.

In the paper an overview of the results is given. As an important result a modified parameter set is proposed. With this set of parameters good results had been achieved when calculations had been compared with results from real plants. The data showed nearly complete accordance. The work is still be continuing.

Planning Assessment for Hazardous Waste and DK II-Landfills in Consideration of TA Luft 2002 and FFH-Directive

C. Weiler

Sweco GmbH, License and expert opinions, Cologne, Germany

U. Bartl

Sweco GmbH, Waste and geotechnics, Cologne, Germany

B. Dieker

Sweco GmbH, Energy, Munich, Germany

Sweco has been working as an environmental expert for making the EIA evaluation for SGD Süd (licensing authority) for part 8 of the landfill for hazardous waste in Flotz-grün (Rhineland-Palatinate). First, we checked the emission and impact prognoses for dust and noise. A more detailed calculation for heavy metals in the dust emissions was necessary and given by the experts of the proposer. The evaluations and calculations were done according to TA Luft 2002 (technical guideline in Germany). Additional calculations had to be done for noise, eutrophication and acidification in the flora-habitat area directly beneath the landfill. These data were also given, checked and evaluated by Sweco. According to different objections from NGOs, an additional investigation had to be made about the influence of the old part of the landfill on the drinking water plant in Speyer. This investigation by Prof. Rettenberger and AHU Aachen was coordinated by us. The result was that there is no acute danger and the risk is not increased by the new part 8 of the landfill. The wells around the landfill that are used to pump out water and restrict contamination on the site of the landfill could be improved. All statements of the authorities and in the objections were considered by Sweco in the process of describing and evaluating the environmental impacts. The flora-fauna-habitat area was especially considered. SGD Süd made the planning assessment decision on 25th January 2017. There were no filing actions at court afterwards.

Sweco also planned the enlargement of the landfill class II in Hubbelrath near Düsseldorf in direction South. We accomplished the planning and we prepared the permit documents. We made most expert evaluations ourselves and coordinated the rest of them. The calculation of dust emissions and impact of fine dust and the calculation of the eutrophication and the acidification in the neighbored flora-fauna-habitat area (200 meter) were created by us. In addition, we made the environmental impact assessment report and the flora-fauna-habitat compatibility report. This work was all done for the operator of the landfill. It could be shown that the project had no relevant environmental impacts. The public hearing for the project occurred in May 2017. The Bezirksregierung Düsseldorf (district government in Northrhine-Westfalia) made the planning assessment decision on 18th April 2018. Despite a public relation campaign, in May 2018 the nearest municipality south of the landfill came to the decision to conduct a court filing. Together with the applicant, we are now waiting for the bill.

As shown in this lecture, Sweco GmbH can efficiently support their clients in all matters end in every single step of the implementation of all kinds of landfill projects.

Geophysical Imaging for an Improved Delineation of the Internal Structure and Composition of Landfills

A. Flores-Orozco, M. Steiner, J. Gallistl, & A. Ivanova

Vienna University of Technology, Geodesy and Geoinformation – Geophysics Research Division, Vienna, Austria

Within the last years there has been a growing interest in the economical exploitation of landfills, either for energy production or the mining of raw-materials. Additionally, detailed subsurface characterization in the vicinity of landfills is also critical for environmental protection, for instances to detect the release and migration of leachates. Today landslide characterization heavily relies on direct measurements conducted in soil, water and gas samples. However, landfills are highly complex systems, with the distribution and composition of waste varying largely, sometimes within only a few meters. Such heterogeneities exert an important control in groundwater flow and circulation. Hence, the ex-situ investigations might be strongly limited considering the large spatial and temporal variability in landfills. To overcome this, we present here the combined application of emerging electrical and electromagnetic methods, namely: Electrical Resistivity Tomography (ERT), Electromagnetic Induction (EMI) mapping, Transient Electromagnetic (TEM) soundings, and Induced Polarization (IP) imaging. Such methods permit to gain information about the spatial variations of the electrical conductivity, which is in turn primarily controlled by the porosity, the saturation and the salinity of the fluid filling the pores. All of these parameters are highly relevant for the characterization of landfills. Moreover, other parameters relevant in landfill investigations, such as metal content and temperature, also play a significant role in subsurface electrical properties.

The ERT method is used to delineate the general geometry of landfill and leachates. However, the interpretation of ERT results proved to be challenging considering that different subsurface materials may produce a similar response. For instances, highly conductive anomalies may be related to an increase in both metal content and the salinity of the pore-water. To overcome this, we investigated the applicability of the IP imaging method to delineate changes in the geochemical composition of groundwater and changes of waste composition. The IP is an extension of the ERT method, which provides information about the electrical resistivity and capacitive properties of the subsurface. Results presented here demonstrated a strong IP response associated with waste in solid-phase. Thus, IP imaging results permitted to discriminate between waste and leachates and an improved delineation of the landfill structure. Furthermore, contactless EMI and TEM methods revealed consistent results to those resolved through ERT and IP. Furthermore, EMI and TEM methods permitted to extend our investigations, as those methods permitted to map larger areas in shorter acquisition times. EMI methods demonstrated to be well suited to delineate lateral changes in the near subsurface, as required to identify infrastructure as well as surface textural changes controlling surface run-off and infiltration. Additionally, TEM soundings resolved for vertical variations in the electrical properties, permitting the validation of the ERT results.

Our results demonstrate that the combination of different electrical and electromagnetic techniques permits to obtain data across multiple-scales, and can be used to compensate for drawbacks of the independent methods.

Comprehensive Approach for a Reliable Hazard and Risk Assessment of Groundwater at Contaminated Former Industrial Sites

P. Dost, F. Kurzius, K. Hellmann & C. Nitsche
BGD ECOSAX GmbH, Migration Laboratory, Dresden, Germany

Reliable prognoses of contamination propagation are required, not only as a component of detailed investigations and for the preparation of monitored natural attenuation (MNA) and enhanced natural attenuation (ENA) concepts, but also in determining necessity and scope of resulting remediation measures. The existing investigation status is often not sufficient to achieve reliable prognoses of the spread of contaminants in soil and groundwater. This results in considerable uncertainties in their evaluation. As a result of the practice-oriented research project of the Federal Ministry for Economic Affairs and Energy (BMWi), entitled "Development of a process engineering laboratory system for the automated determination of migration parameters for soil and groundwater" (Funding Code: KF3294101SA4), we have developed a solution together with the TU Dresden and IUP Ingenieure GmbH that enables the determination of necessity (risk assessment) and costs for remediation measures with a forecasting quality, cost reliability and acceptance by the authorities that has previously not been achieved when compared to the corresponding state of investigation.

With the laboratory system, a system component was developed which significantly supports the user in the design, the execution and the evaluation of experiments and the simplified or extended model-based risk assessment.

Through a two-stage approach, the plausibility of the results obtained is supported by the developed database and guarantees an optimal arrangement of a laboratory test, even prior to commencement, as well as a reliable groundwater hazard and risk assessment of contaminated former industrial sites. The first stage is an immediate evaluation based on the source and transport parameters contained in the database, including examination of the hazard of the protected resource being considered. If the hazard is not tolerable, then the second stage is processed: Determination of object-specific source and transport parameters using the developed laboratory system.

The risk of over- and underestimation of damage can be significantly reduced in comparison to frequently used literature values, without having to apply complex mass transport models.

20 Years of Use of Seal Control Systems to Monitor Landfill Sealing Systems

A. Rödel

ProGeo Monitoring Systeme und Services GmbH & Co. KG, Großbeeren, Germany

Seal control systems for the leak detection of landfill sealing systems have been developed in Germany since the end of the 1980s and have been used successfully since the mid-90s, especially for the capping of contaminated sites, municipal waste landfills and hazardous waste landfills. With the intensification of the approval practice by the German Landfill Directive of 2009, the use of single-layer, controllable surface sealing systems has largely come to a standstill. In the case of hazardous waste landfills of landfill class 3, the use of seal control systems since 2009 is mandatory and regular practice.

Model-Based Optimization for the Operation of LNAPL/DNAPL-Skimming on the Contaminated Site O76 - Coking Plant Linz

R. Mayr, C. Angermayer & G. Hirsch
voestalpine Stahl GmbH, Umwelt, Linz, Österreich

A. Schönberg
S-PEC e.U, Graz, Österreich

G. Gnjezda
SV-Büro für Boden + Wasser GmbH, Gallneukirchen, Österreich

H. Raupenstrauch
Montanuniversität Leoben, Leoben, Österreich

The coke oven plant started production in 1942 and was rebuilt after the extensive damage towards the end of World War II. For the production of by-products, tar and crude benzene (light oil, coal) were distilled on site. Due to the effects of war and the resulting destruction of various parts of the coking plant, there were massive contaminations of the soil at the operational facilities. Based on these contaminations in soil, there is still a significant input of pollutants into the groundwater. As a result a plume of PAHs (polycyclic aromatic hydrocarbons) and BTEX (benzene, toluene, ethylbenzene and xylene) has been formed over several hundred meters length in the groundwater stream over the decades since then.

As part of the remediation project of the Linz coking plant, soil organic phases (LNAPL and DNAPL) are to be removed. A part of the pollutants is present in the saturated soil zone. This is removed by means of a phase extraction via vertical wells.

For the optimization of the discharge rate and plant efficiency, a transport model was developed to estimate the pollutant mobilization in the groundwater. This model is based on semi-analytical approaches and considers the flow conditions as quasi-stationary. The transport processes are transiently considered. With the help of values from the current evidence analysis and data acquisition, which are gained during the operation of the plant, the model results can be interpreted and model parameters can be adapted. The goal is to be able to calculate specifications for optimized operating conditions and time periods. In addition, discharge scenarios with variants of level selection that are operated simultaneously can be qualitatively estimated to optimize pollutant discharge rates for operation.

Optimizing the In-Situ Aeration of Landfills Using the Example of the Austrian Landfill “Heferlbach”

R. Prantl & C. Brandstätter
blp GeoServices, Vienna, Austria

J. Fellner
TU Wien, Institute for Water Quality and Resource Management, Vienna, Austria

The measures of in-situ aeration of the “Heferlbach” landfill near Vienna was started in 2012. The process of in-situ aeration can be compared to a batch-reactor without feed input. The final product is the exhaustion of C (C-discharge), preferably in the form of CO₂. Naturally, the ongoing degradation processes lead to a substrate depletion and the consumption rates are continuously decreasing.

Since the low-pressure in-situ aeration is typically a process proceeding over multiple years, optimizing such field scale measures can greatly contribute to save resources and reduce pollution. For the measures of the “Heferlbach” landfill, we had the opportunity to separately analyse data from eight horizontally aerated fields. During the research project, we applied an extensive series of tests on one of the fields in view of either the increase of the C-discharge or the decrease of energy cost. Some boundary conditions were interchanging operation (aeration and suction), or variation of suction and the addition of air.

The interchanging operational concept, where the air inflow and the gas extraction could be reversed after some time, generally proved to be most energy effective. In the research project, it was possible to provide guidelines for the operators for each individual field. These guidelines were applied by the operators and evaluated on a yearly base. The evaluation was performed by using an optimized decay model based on the degradation process prior to the optimization.

It could be shown, that the applied optimization steps lead to an acceleration of the degradation process and partly could even reverse the decreasing tendency of microbial activity. It can also be a valuable lesson for future in-situ aeration projects, that constant adaption, can improve the overall effectiveness and reduce costs and environmental impact.

Multifunctional Securing of Contaminated Site K20 „Kalkdeponie I/II“, Brückl, Carinthia

H. Kraiger

Geologie-Wasser-Umwelt GmbH, Salzburg, Austria

Into the contaminated site K20 - approximately 1 km south of Brückl in the downstream valley of river Gurk - carbide lime as well as CHC-(chlorinated hydrocarbon) and mercury-contaminated waste were deposited. Per notice of the authority the complete evacuation of the landfill was ordered in 2009.

After discovering HCB (hexachlorobenzene) in November 2014, amongst others in food, which was produced in the vicinity of a cement plant, in which the contaminated lime slurry was treated, the excavation was stopped. A further Europe-wide call for bids for the treatment of the contaminated lime slurry was not successful, therefore a new security-concept had to be established.

The plan is to seal the landfill on site. Near to the surface a multifunctional, multi-layer geotextile sequence was embedded. The air in this shallow zone and additional 26 vertical extraction wells is extracted, to avoid an accumulation of CHC beneath the sealing. The extracted air is cleaned by an activated carbon filter,

As a second element of the securing the slurry walls with a maximum depth of 33 meter were installed all around the site. Through 20 wells approximately 62 l/s of groundwater are pumped off the interior zone and subsequently treated with activated carbon. Sampling and analysis of 12 groundwater and surface water gauges, emission control (with standardised grassland crops) and the fully automated registration of air pollutants complete the extensive audit programme.

Available data of the comprehensive audit programme already show a considerable improvement of the environmental situation.

Complex Groundwater Remediation by Airsparging at a Former Military Oil Port

M. Alter & G. Schrauwen

Arcadis Germany GmbH, Darmstadt, Germany

P. Sommerhuber

Arcadis Austria GmbH, Wien, Austria

The success of remediation measures mainly depends on site specific boundary conditions as well as on control and optimization measures during the execution of an active remediation.

- Was the site investigated sufficiently?
- Is there a conflict of interest in relation to the utilization of the site?
- Are the right parameters be monitored to evaluate the remediation progress?
- Is a system of continuous optimisation implemented?

The airsparging project in the State of Hesse (Germany), posed several challenges which are discussed in the following. On the site of a former military oil port, a neighbouring site of the Staudinger power plant in Großkrotzenburg (Germany) a soil and groundwater contamination with aromatic hydrocarbons (AHC) was detected due to previous land use. One of the biggest challenges was the timely parallel construction of a coal storage unit in the same area. Also external factors, like the substantial reduction of the thickness of the unsaturated zone due to the creation of a retention area created a challenge. In addition, the river proximity with considerable water level fluctuations up to floods and reversable groundwater flow directions had to be considered.

It was achieved to install the remediation infrastructure in parallel with the construction of the coal storage unit through a two-phase procedure. In the end, the active remediation, a combination of air/biosparging and soil vapour extraction, was taken into operation at different times in two spatially adjacent areas. The remediation infrastructure consisted of 64 airsparging and 35 soil vapour air extraction wells. The remedial measures were subject to many optimizations and supplementary investigation phases to increase efficiency. The goal was to close the active remediation after the on beforehand planned remediation period of six years followed by a compliance monitoring period of approximately two years.

The remedial target values were achieved throughout the northern area and in the western downgradient area. Furthermore, the total contaminant mass has decreased significantly. Despite the optimisation measures and remedial successes, it was foreseeable in 2015 that the remedial targets set for the planned remediation period of 6 years would not be fully achieved in time.

A one-year test shutdown of the airsparging system in 2016 was proposed and agreed with the competent authorities, based on the partial remedial success in combination with the consideration of test criteria for application of Monitored Natural Attenuation (MNA) in the State of Hesse. After successful completion of the airsparging shutdown phase, a MNA concept was developed and approved by the authorities in Summer 2017. The currently ongoing quarterly groundwater monitoring results confirm the positive development in AHC concentrations and thus efficiency of the natural degradation processes. The criteria related with MNA are fulfilled.

Demolition of a Refinery – A Site Exit with Many Winners

K. Noé

Arcadis Germany GmbH, Environment Europe Central, Stuttgart, Germany

The demolition of a refinery site is a complex large-scale project. Its success essentially depends on utilizing the creation of value potential of the plants and buildings to be demolished and of the site which then becomes available once again. The company Bayernoil provides a perfect example. Supported by the design and consultancy company Arcadis, Bayernoil succeeded in decommissioning and demolishing its 108-hectare refinery site in Ingolstadt, Germany.

Within a period of only eight years after the decommissioning, the entire site could be sold. Bayernoil was able to almost fully finance all the decommissioning, dismantling, remediation, and building preparation measures from the proceeds of the sale. A decisive factor was the fact that one was able to finalize this highly complex conversion project with such positive results by having sufficient time for planning. Early on and already three years before the decommissioning of the refinery, Bayernoil began to think about reasonable future uses of the site. Using the expertise of experienced employees, this provided sufficient time to gather all the necessary information and to investigate the site in detail. Getting third-party expertise involved in the beginning was also a major advantage. At a very early stage of the project, Arcadis was able to apply an integrative approach to profoundly analyze and assess the creation of value potential and investment risks in regard to the revitalization of the refinery site. At all times Bayernoil thus had a clear view of the proceeds to be expected and always had the required investments under control.

As part of a proactive project management, risks could thus be minimized and the creation of value optimized. Short decision-making paths were decisive for a steady project course. Arcadis directly coordinated decisions regarding the remediation strategy and the development and marketing of the property with the Bayernoil management and/or with the decision-makers of the shareholders. High transparency and proactive public relations work contributed to the success of the project. Above all, the early and close contact with the City of Ingolstadt, the political boards, and the competent and administrative authorities resulted in broad acceptance and trusting cooperation.

In the Footsteps of Christo

D. Ulbricht-Sundt
PORR Umwelttechnik GmbH, Austria

The building project Penzinger Straße is a former industrial site with building objects originating from different construction periods. All these objects have been used for various purposes in the course of the lifetime of the building. E.g. former workshops and halls have been adapted at a later stage of the lifetime in order to be used as office spaces. For this reason, different construction materials which – from today's perspective – are classified as pollutants have been used in the past. The objective of this commissioned pollutant remediation was the release of these objects for the demolition of the building stock.

The disposal of the pollutants stemming from these objects was carried out in 7 main remediation zones whereby 4 remediation zones were used for the removal of sprayed asbestos in the facade of newer buildings and 3 remediation zones were established for the removal of PAH-containing soil in older parts of the building.

Therefore, within a construction period of approx. 12 months, a total of approx. 5,700 m² façade surface and 5,400 m² ground area have been cleaned from construction material containing pollutants in order to guarantee a safe demolition.

The EU Training Network for Resource Recovery Through Enhanced Landfill Mining (NEW-MINE)

D. Vollprecht, B. Küppers & R. Pomberger

Montanuniversität Leoben, Chair of Waste Treatment Technologies and Waste Management, Leoben, Austria

L. Machiels

KU Leuven, Department of Chemistry, Leuven, Belgium

E. Bernardo

University of Padova, Department of Industrial Engineering, Padova, Italy

J. Krook

Linköping University, Environmental Technology and Management, Linköping, Sweden

The recovery of resources from landfills, landfill mining, has been investigated already for decades. However, previous national research projects like the Austrian LAMIS project (2013 – 2015) focussed on using existing technologies for exploration, excavation, processing and recycling of landfilled waste. In most cases, the economic and ecological assessment of these approaches led to the conclusion that landfill mining for resource recovery is not economic and most of the excavated material has to be landfilled again.

Consequently, the European NEW-MINE (2016 – 2020) project aims for developing novel technologies. 15 PhD students, so-called Early Stage Researchers (ESRs), investigate in four scientific work packages (WP) the entire added value chain from geophysical exploration (ESR 1) via mechanical processing (ESR 2 - 4) via plasma gasification and associated processes (WP 2, ESR 5 – 8) to upcycling of the slags of these processes (WP 3, ESR 9 – 12) and evaluate the suggested process economically, environmentally, sociologically and politically (WP 4, ESR 13 – 15).

This paper presents a summary of the results of the first half of the project which have been published in/on national and international journals and conferences. The focus is on work package (WP) 1, which covers the entire process until the production of refuse derived fuel (RDF) and recyclable fractions. ESR 1 developed a novel inversion method to treat data from electromagnetic surveying of landfills in order to predict their quality, quantity and mineability as anthropogenic resources. ESR 2 investigated the potential of a ballistic separator for a separation of calorific fractions, whose beneficiation to RDF by near-infrared (NIR) sorting is investigated by ESR 3. ESR 4 develops novel processing concepts to recover secondary resources from the fine fraction which was discarded in previous projects. WP 2 investigated gasification of RDF as an alternative to state-of-the art grate furnace incineration. Whereas residues from waste incineration are only used in low-value granular beds in road construction, WP 3 has demonstrated the feasibility to beneficiate the residue from plasma gasification to inorganic binders and glass ceramics. Finally, compared to the state of the art in landfill mining assessment (cost-effectiveness analyses and life-cycle assessment), WP 4 considers also political and sociological aspects.

Characterization of Fine Fractions from Landfill Mining - A Case Study of a Landfill Site in Belgium

J.C. Hernández Parrodi

Renewi Belgium SA/NV, NEW-MINE project, Lommel, Belgium
 Montanuniversität Leoben, Department of Environmental and Energy Process Engineering,
 Leoben, Austria

C. García López, K. Raulf & T. Pretz

RWTH Aachen University, Department of Processing and Recycling, Aachen, Germany

B. Küppers, D. Vollprecht & R. Pomberger

Montanuniversität Leoben, Department of Environmental and Energy Process Engineering,
 Leoben, Austria

Within the framework of the “EU Training Network for Resource Recovery through Enhanced Landfill Mining – NEW-MINE”, about 370 Mg of waste were excavated from a landfill site in Mont-Saint-Guibert, Belgium. The fine fractions (material < 90 mm) from the excavated waste were obtained through the implementation of a ballistic separation process with simultaneous screening. An amount of fine fractions of about 80 wt.% (raw state) was obtained with respect to the total amount of excavated material.

The material composition, physico-chemical properties and particle size distribution of the fine fractions were determined and analyzed. Parameters such as bulk density and water content were determined regarding the physico-chemical properties. Grouped material fractions, such as combustibles, inert, metals, agglomerated fines < 10 mm, fine fractions < 10 mm and others, were employed for the classification of the material composition in raw and dry states.

The present study has the main aim to document and disseminate the findings on the material characterization of the examined fine fractions obtained in this investigation, since such information is of critical importance for designing an efficient mechanical processing and assessing the potential for material and energy recovery.

The bulk density of the studied fine fractions varied between 750 - 900 kg/m³ with a median of about 810 kg/m³, while the range of the water content was 25 - 30 wt.% with a median of around 27 wt.%.

In dry state, the material showed a more even particle size distribution than in raw state and the results obtained confirm that water content has a large impact on the particle size distribution of the fine fractions, as well as on the content of impurities in the combustibles, inert and metal fractions. The particle size distribution analysis can be used to identify the particle size starting with which the material might require a drying step or wet processing. In this study an initial sieving step at around 30 mm could be applied to the fine fractions directly after the ballistic separation process, without the necessity of any drying step.

Results on the material composition show amounts of around 8 wt.% combustibles, 30 wt.% inert, 1 wt.% metals and 50 wt.% fine fractions < 10 mm in dry state. Furthermore, there are some material fractions (e.g. combustibles and metals) that were less affected, in terms of impurities, by the presence of moisture and, therefore, they could be recovered in raw state. On the other hand, the inert fraction might need either a drying or washing step before material recovery can be implemented.

Mine It Or Leave It? - Integrating Landfilled Material Stocks Into Modern Resource Classification Frameworks

A. Winterstetter

VITO – Flemish Institute for Technological Research, Mol / University of Antwerp, Department of Bioengineering, Antwerp, Belgium

E. Wille & P. Nagels

OVAM – Public Waste Agency of Flanders, ELFM-division, Mechelen, Belgium

J. Fellner

Christian Doppler Laboratory for Anthropogenic Resources, Institute for Water Quality, Resource and Waste Management, Vienna University of Technology, Vienna, Austria

The goal of this study is to apply the newly developed methodology ECLAR for the evaluation (E) and classification (CL) of anthropogenic resources (AR) in line with the United Nations Framework Classification for Resources (UNFC) to three historic landfills in Flanders. Considering each of the three landfills' specific characteristics, this methodology helps to decide whether a landfill site is to be mined or not, and under which framework conditions. A Material Flow Analysis illustrates recoverable material and energy flows, while a Discounted Cash Flow analysis provides information on the project's economic viability. Finally, the individual projects, where clean land and / or resources are recovered, are mapped within the three UNFC dimensions "knowledge on composition and recoverable material / land share", "technical feasibility and project status", and "socioeconomic viability". The evaluation of the Bornem project from a public perspective, focusing on both land and resource recovery, yields a negative Net Present Value (NPV) of -17 Mio € (-44 €/ t of excavated waste). A combination of increasing land prices and parallel decreasing sorting costs can realistically be reached. Consequently, the landfill has reasonable prospects for economic extraction in the future. The Turnhout case, a land development project by a private investor without any resource recovery, turns out to be economically viable with a NPV of 392,000 € (8 €/ t of excavated waste). The Zuienkerke remediation project is just at the beginning, therefore it is too soon to determine its socioeconomic viability. The case studies resulted in different final resource classification under UNFC. Although each landfill mining project has to be evaluated on a case by case basis it is of utmost importance to make the classification as consistent and transparent as possible. For landfill mining projects being situated in a similar geographic, economic and legal context, the main focus of attention should be on 1) site specific conditions (e.g. landfill's composition, land prices), 2) project related factors (e.g. remediation required vs. resource / land recovery, selected technologies and project set-ups, private vs. public evaluation perspective) and 3) the timing of mining, considering future development of costs, prices, laws, available data and information.

Carbon Sink Landfill - Expected Carbon Content after 2.5 to 5 Years of Aerobisation

E. Binner, A. Pukhnyuk, P. Lechner & M. Huber-Humer

BOKU – University of Natural Resources and Life Sciences, Institute of Waste Management, Vienna, Austria

Target of MBT (mechanical biological treatment of wastes) is to mineralise and to stabilise waste organic matter. This leads to a reduction of emissions after landfilling the pretreated wastes. It is well known, that MBT-landfills can be seen as a carbon sink, but there is a deficit in knowledge about the time frame respectively which share of organic carbon will remain in the landfill over long period.

During last decades at ABF-BOKU approximately 870 incubation tests (according to ÖE-NORM S2027 part 2, 2012) were analysed (450 MBT samples and 355 samples from old landfill sites). 233 of these long-term tests were evaluated to get an idea about gas generation potential respectively the “end-carbon-content” in MBT-landfills and in conventional landfills.

In a first step a prediction model (log-normal distribution curve) for gas formation potential was developed (Tintner et al., 2011; Binner et al., 2013). Actual the gas formation potential of 148 MBT-samples and 85 samples from old landfills was estimated by this model. For calculation of “end-TOC” (TOC = total organic carbon) in MBT-landfills (TOC after gas formation has stopped) the TOC of input for incubation test and the carbon release by predicted amount of landfill-gas (1 g TOC leads to 1.868 l of landfill gas) were used.

Assumption for these estimations is that landfills will be anaerobic forever. For assessing the influence of possible future aerobisation of landfills on the carbon degradation, 8 of the long term Incubation tests are aerated since actual gas generation has undergone 0.02 % of gas generation sum (actual duration of aerobisation 30 to 59 months). Aeration rates and CO₂-concentrations in the waste air are monitored; thus further carbon degradation can be calculated.

RESULTS:

- Gas formation during incubation test can be predicted by a log-normal model.
- By analysing carbon content of the input material and estimating gas generation potential by modelling, an „end-TOC“ of MBT-landfills can be calculated.
- By evaluation of 148 MBT-samples an „end-TOC“ of minimum 10 % DM is expected for MBT-landfills. The estimated average for “end-TOC” of 81 samples meeting limits of Austrian Landfill Ordinance ($GS_{21} < 20 \text{ NI/kg DM}$ and $H_o < 6,600 \text{ kJ/kg DM}$) is 13.7 % DM with a range from 5.9 to 17.0 %.
- For reactor landfills (85 samples) an „end-TOC“ of 10.0 % DM can be expected (range from 2.6 to 22.1 %).
- Aerobisation of landfills will lead to increasing mineralisation even if anaerobic degradation already was finished before aeration started. The “end-TOC” after aerobisation will be lower than the one estimated by the gas generation model for strict anaerobic conditions.
- Actually there is still CO₂-release in all of the 8 aerated trials. The current TOC (calculated by CO₂-release) is 10-13 % for MBT materials and 4-8 % DM for material from old landfills. Total loss of TOC (during anaerobic + aerobic test duration between 2.5 and 4.9 years) ranges between 16 and 49 %.

Measures for the Stabilization of Organic Waste at the Landfill Rautenweg

D. Lesny & M. Huber- Humer

University of Natural Resources and Life Sciences, Department für Wasser-Atmosphäre-Umwelt, Institut of Waste Management, Vienna, Austria

O. Pöschl & R. Scholger

Montanuniversitaet Leoben, Department Applied Geosciences and Geophysics, Chair of Applied Geophysics, Leoben, Austria

K. Reiselhuber

Magistratsabteilung 48 der Stadt Wien, Deponie Rautenweg, Vienna, Austria

R. Sarc & K. Lorber

Montanuniversitaet Leoben, Department of Environmental and Energy Process Engineering, Chair of Waste Processing Technology and Waste Management, Leoben, Austria

In the course of the implementation of measures to speed up the stabilization of organic waste at Deponie Rautenweg, selected areas of the landfill have been irrigated or moisturized. Since the commissioning of the waste incineration plant Pfaffenau in 2008, only processed particulates have been deposited at Rautenweg. This leads to partial surface insulation from penetrating leachate which in turn leads to reduced water flow, desiccation inside the landfill body and as a result to a reduction of the gas production. With systematic irrigation and hydration of selected areas the micro-bacterial activity and the gas production shall be increased. In order to determine suitable and promising areas, the method of electric resistance tomography, which visualizes the moisture level inside the landfill body, has been used. Using the collected data, gas wells have been selected and irrigated over a fixed period. Subsequently the gas quality and quantity of the respective gas wells has been monitored. In the course of the preliminary survey and the irrigation first conclusions about the gas production and moisture content could be drawn. Inside the landfill body, areas of different/varying gas quality and quantity have been revealed. Moreover, the moisture level inside the landfill body strongly varies between small and local areas. The monitoring of the gas wells is currently still undergoing so that the first more detailed results will be presented at the conference.

Nitrogen Transformation by Reason of In-Situ Aeration - A Preview on Project MINTOX

N. Fricko, C. Brandstätter, J. Fellner & P. Aschenbrenner
TU Wien, Institute for Water Quality and Resource Management, Vienna, Austria

Landfills containing untreated municipal solid waste represent a long-term hazard potential for humans and the environment due to their emissions. The main reasons for this are landfill gas migration and leachate pollutants, of which nitrogen is most persistent. In-situ aeration of landfills is considered as a proven tool to reduce landfill emission; the positive effects during aeration are well investigated for both – laboratory and field scale. Which opens perspectives for shortening the post-closure phase for landfills. However, it remains uncertain if the observation of reduction in nitrogen emissions results from a sustainable decrease in accessible nitrogen or if nitrogen is simply incorporated into biomass during aeration and thus only temporarily inaccessible. The latter bears the risk of an increase in nitrogen loads after ending aeration. Determining the long-term impact of in-situ aeration on old landfill emissions in general, and the metabolism of nitrogen in particular, remain central research questions, which are being tackled within the MINTOX project.

Since April 2018, a total of nine landfill simulation reactors are operating in three different aeration modes: Three reactors under anaerobic conditions, the other six reactors are aerated with an Ar-O₂ gas mixture after having undergone a two-month anaerobic stabilization phase. Finishing one year of operation, aeration will be terminated for three reactors, whereas the others will be aerated until the end of the experiment in April 2020.

Measurements to quantify nitrogen remaining in the waste material, as well as being discharged via leachate and off-gas, are in progress. The possibility to characterise future emissions is mainly based on knowledge regarding the importance of individual microbial conversion processes. Consequently, an incubation experiment with isotope-labelled material (N¹⁵) is carried out and the exposed microbial communities are quantitatively and qualitatively detected. Besides a better understanding of the long-term metabolism of nitrogen in landfills, project MINTOX is aiming to provide detailed nitrogen balances for landfills in order to optimize existing remediation measures.

Evaluation of Results from Simulated Aerated Landfills

M. Ritzkowski & K. Kuchta

Hamburg University of Technology, Institute of Environmental Technology and Energy Economics, Hamburg, Germany

For about 15 years, the number of measures for accelerated aerobic in-situ stabilization of municipal waste landfills in Germany and Europe has increased significantly. This is reflected among other things by the number of publications in international journals, which has risen to 30 articles in the same period. It is noticeable that many of the publications refer to investigations on a laboratory scale and only in a few cases a direct relation to the large-scale implementations is given. In addition, a variety of different benchmarks can be found in the indication of the results, which makes both the comparability of the tests with each other difficult as well as the transfer to large-scale technical conditions.

A preliminary evaluation of publications on laboratory investigations for landfill aeration shows a significant span of the study duration between 180 and 1650 days for projects in Germany, Italy, Austria, China, Poland and Singapore. On average, the simulation experiments in lysimeters took about 725 days, but these were often stopped immediately after the end of the aeration. Important information on the emission behavior (landfill gas formation and leachate pollution) after stabilization could not be collected.

Significant differences can also be seen in the choice of the set ventilation volumes. These are about 6.6 times higher for projects in Germany, Italy, Austria and Japan with an average of $33 \text{ l} / (\text{Mg TS} \cdot \text{h})$ than in the large-scale implementation in the field (data for projects from Germany, Austria and Italy). Also noticeable is the large spread of the selected aeration rates which ranges between $12.5 - 88 \text{ l} / (\text{Mg TS} \cdot \text{h})$. It is important to note that the aeration intensity has a significant impact on the biological conversion processes and is thus reflected in the temporal variation of the observed emissions.

In addition to the above-mentioned aspects, the selected operating temperature is of overriding importance in the laboratory experiments. While temperature fluctuations and temperature increases up to $70 \text{ }^\circ\text{C}$ are observed during large-scale implementation, the laboratory tests are generally carried out at constant temperatures in the mesophilic range at about $35 \text{ }^\circ\text{C}$. Higher temperatures, however, have a direct impact on the reaction processes within the aerated waste, in particular influencing the nitrogen dynamics.

The paper summarizes and evaluates own results published by other authors from large-scale projects as well as from laboratory investigations. The aim is to provide information on the targeted interpretation of the results and to formulate guidelines for future investigations.

Terminating Encapsulation Measures at Old Landfill Sites

G. Döberl, S. Foditsch & T. Dörrie

Environment Agency Austria, Contaminated Sites Department, Vienna, Austria

M. Ortman & T. Wirthensohn

Kommunalkredit Public Consulting, Vienna, Austria

H. Kraiger

GWU Geologie-Wasser-Umwelt GmbH, Salzburg, Austria

In Austria about 35 municipal solid waste landfills have been remediated by encapsulation measures (i.e. cut-off walls including hydraulic measures) since the 1980s in order to reduce their impact on groundwater. After operating periods of several decades, the leachate respectively the pumping water at some sites is of rather good quality meanwhile. Due to ongoing operation costs the termination of hydraulic measures has been discussed in some cases. However, there are neither any generally accepted criteria to describe the biochemical status of a landfill nor to describe acceptable emissions to groundwater. Against this background a study has been ordered by the Austrian Ministry for Sustainability and Tourism. Based on data and information from existing landfills as well as on the outcome of a discussion process among all relevant stakeholder groups, possible framing conditions, requirements and specific criteria for terminating encapsulation measures are proposed.

Geotextile Based Solutions for Treatment of Contaminated Subaquatic Depositions

K. Thimm, M. Wilke & H. Lassnig
HUESKER Synthetic GmbH, Gescher, Deutschland

Background

Contaminated subaquatic sedimentary depositions are a far spread environmental issue due to the possible bioaccumulation which can affect the whole food chain. Significant sources include former industrial sites and harbours. The contaminants can infiltrate water bodies or sediments on different pathways, these include run-off water, accidents, and spillages as well as along with process water.

Many contaminants persist for years or decades because the contaminant does not degrade or degrades very slowly in the aquatic environment. Contaminants sorbed to sediment normally develop an equilibrium with the dissolved fraction in the pore water and in the overlying surface water to be taken up by fish and other aquatic organisms. Some bottom-dwelling organisms ingest contaminated sediment, and in shallow water environments, humans may also come into direct contact with contaminated sediment.

Aim

Today, different procedures are being applied to solve the problems originating from contaminated sediments. These include monitored natural recovery, in-situ capping and dredging and dewatering the contaminated sediments. The decision which method is used depends on the on-site situation, as well as possible environmental impacts and the degree of contamination.

In this paper, two different remedial approaches under the utilisation of geosynthetics are highlighted. On the one hand active capping, on the other dredging and dewatering using geotextile dewatering tubes.

Active capping is an in-situ remedial approach in which the contaminated sediments remain at their current location and are secured by above placed layers of geosynthetics, active materials and sand or clean sediment. Key for this application are active geo-composites, which combine active materials and geosynthetics. While the geosynthetics act as a filter preventing the mixing of different cap layers and ensure stability of the cap, the active materials bind the by upwelling contaminants for example by adsorption.

The other alternative consists in the hydraulic removal of the subaquatic disposals by means of e.g. a cutter suction dredger. Afterwards the liquefied material can be dewatered with the aid of geosynthetic dewatering tubes. Finally, the residuals can be deposited. This method allows for an accelerated removal with a simultaneous dewatering operation.

Conclusion

Depending on on-site situations and an overall risk assessment and local regulations, different approaches can be applied to remediate contaminated sediments. The key decision to make is to do in-situ or ex-situ treatment. For both solutions geosynthetics can be applied. In challenging projects also a combination of the different remediation methods can be applied.

PFAS - Poly- and Perfluorinated Alkyl Substances – The New Challenge

T. Held & P. Sommerhuber
Arcadis Austria GmbH, Vienna, Austria

Poly- and perfluorinated alkylic substances (PFAS), the main ingredients of high performing fire extinguishing foams (so called aqueous foam forming fluids; AFFF) are released during application and may form a long-lasting contamination of soil and groundwater. The specific properties of these chemicals (inert to chemical, biological or thermal destruction) foster their persistence at the polluted sites.

Due to intensive fire protection measures at airports and at sites of the mineral oil industry, these are the locations with the highest risk of PFAS contamination. The spreading of the pollutants is not limited to their application locations such as actual fire extinguishing, fire training pits, fire brigades and emergency foam carpet on runways. Moreover, we observe a spreading over sewer systems and a more diffuse distribution on the surface due to improper foam application in former decades. The uptake and accumulation of PFAS by plants may lead to the fact that grass cuttings gained from airfield must be treated as contaminated waste which needs to be disposed technically safe at elevated costs.

According to current knowledge, PFAS comprise around 3000 different compounds used in industry and households. In general, only a small number of compounds can be detected by commercial chemical analysis. However, many compounds also contain non-fluorinated parts in the molecule. They can be degraded to persistent perfluorinated compounds (in which every C atom contains only fluorine atoms instead of hydrogen). These partially degradable PFAS are therefore called precursors. Thresholds have been defined only for a small number of compounds. However, since the precursors can be degraded to the regulated compounds, any risk assessment will fall short if the precursors are not considered.

The challenge was therefore to detect the precursors, since conventional chemical analysis is not able to do so. Arcadis, together with a commercial laboratory, has developed the so-called TOP (total oxidizable precursor) analysis method for the quantification of precursors. Applied to the AFFF, the results showed that these products contain a high concentration of precursors that can also occur in soil and groundwater. Ultimately, only a holistic view of pollutant properties, site-specific distribution, risk assessment and remediation options can solve the problem of background pollution at the lowest possible cost.

The Effect of Hydraulically Low Permeability Areas on In-Situ Groundwater Remediation

D. Poetke, G. Laudel & C. Nitsche
BGD ECOSAX GmbH, Dresden, Deutschland

Based on the practical experience from in-situ groundwater remediation and the results of laboratory tests for the quantification of ENA parameters, the importance of considering the hydraulically low-permeability aquifer areas for the exploration, planning, implementation and verification of successful in-situ groundwater remediation was recognized. These primarily concern:

- In addition to the hydrodynamic dispersion, the mixing processes between the contaminants to be treated (these also play an important role in the investigation and should not be masked during the investigation of a damage case) and the substances to be infiltrated for the ENA measure as a result of mass exchange processes between the hydraulically low and well-permeable aquifer areas, and
- the considerably longer reaction time in the hydraulically low permeability aquifer areas, which in a uniform reaction space can cause a considerably larger reduction in the amount of contaminants due to microbial degradation when compared to the hydraulically well-permeable areas.

As a result, an innovative process for the infiltration of reactive substances for in-situ groundwater treatment was developed, which for the first time takes into account the effect of the hydraulically low permeability areas. In comparison to the state of the art, the following advantages are achieved:

- The reaction space is reliable in terms of its dimensions and, to a large extent, can be clearly planned.
- The concentration of contaminants and the substances to be infiltrated for the ENA measure flowing out of the reaction space can be controlled. The prognosis of biological degradation and the required reaction materials are much more reliable than currently known from standard practice.
- The remediation time and remediation costs can be determined much more reliably, beginning already in the planning phase.

Waste-to-Energy Role in Circular Economy Concept - Modelling Approach

J. Kropáč, J. Gregor & M. Pavlas

Brno University of Technology, Institute of Process Engineering, Brno, Czech Republic

Waste management is undergoing significant development in many EU states. This development may be related to the circular economy ideas or may be related to the residual municipal waste and recyclable waste direct landfilling ban. The suitability of different municipal waste management approaches is discussed in this context, however, comparison of the approaches assumes a complex assessment according to many aspects and a broad data basis.

The main contribution of this paper is the interconnection of selected partial models to a complex scenario task and a related overall assessment of municipal waste management approaches. The scenario represents waste material flow from the producers to the final processing in the context of this paper. The aim is to design an efficient, realistic and, above all, economically viable comprehensive waste management solutions. Previously developed techno-economic models describing municipal waste treatment are presented in the contribution, i.e. models of waste logistics, waste transfer station, waste-to-energy plant, composting plant, waste sorting plant and mechanical biological treatment plant. The models are interconnected for the purpose of waste flow modelling in specific scenarios. The proposed approach is supported by geographical, logistic, economic and legislation datasets included in in-house developed large-scale computational tools *NERUDA* and *JUSTINE*.

The main output of the contribution comprehensive methodical approach to municipal waste management scenarios assessment. The methodology includes logistical, operational and legislative claims and it is based on an assessment of investment and operating costs, environmental considerations and benefits for regional energy (electricity, heat). The applicability of the proposed methodology and the potential of its application in arbitrarily chosen areas is proven by a case study of a particular territory.

Sustainable Approach to Valorise Ashes from MSWI

H. Lucas & B. Friedrich

RWTH, IME Process Metallurgy and Metal Recycling, Aachen, Germany

P.R. Monich & E. Bernardo

University of Padua, Department of Industrial Engineering, Padua, Italy

G. Sauve & K. Van Acker

KU Leuven, Department of Materials Engineering, Leuven, Belgium

Nowadays in Europe, only 24 wt.-% of Municipal Solid Waste (MSW) generated is landfilled (Eurostat 2016). This achievement in waste reduction has been influenced by the use of municipal incinerators to decrease waste volumes and produce energy. Incineration reduces the amount of waste weight to around 60 - 70 %. By the end of the process, two types of residues are generated: bottom ash and fly ash. The first one represents around 80 % of the total and contains metals such as Fe, Cu or Al. In most cases, ashes are dried and mechanically treated to extract metals before being landfilled.

In this work, three different scenarios have been evaluated to analyse the quality of the recovered metals from bottom ash (BA) and the potential valorisation of a post-treated vitrified bottom ash (VBA). In these new approaches, BA is first cleaned and vitrified using an electric arc furnace (EAF).

The vitrified bottom ash was later converted into highly porous glass-ceramics by using a novel technique. After activation of the glassy slag in a weakly alkaline solution, foams were easily obtained by vigorous mechanical stirring, with the help of a surfactant, and stabilized by gelification. Finally, the resulting open-celled structure could be 'frozen' by a sinter-crystallization treatment. A life cycle assessment was also carried out to assess the environmental performance of the different approaches used to transform MSWI into valuable porous materials. This tool demonstrated the environmental benefits of upcycling municipal solid waste incineration (MSWI) bottom ash into valuable building materials compared with the common disposal route.

Disposal of British Municipal Solid Waste (MSW) in Continental Europe

J. Schlecht, A. Sauter & T. Zeller

CUTEC Clausthal Research Center for Environmental Technologies, Department of Resource Technology and Systems, Clausthal-Zellerfeld, Germany

CUTEC developed within a research project an expert report to estimate and compare the environmental impact of various options for the removal of British municipal solid waste (MSW). The developed conditions were the deposition of MSW at UK landfill facility, the treatment of MSW at a British incineration plant (with electricity generation and partial thermal energy recovery) and the pre-treatment, export and thermal treatment of waste at an exemplary waste-to-energy plant in continental Europe (with different means of transport and with average electricity generation and thermal energy recovery).

For all the considered scenarios, the collection, transport and the pre-treatment of the MSW had a minor contribution in the total emissions of CO₂-eq. Regarding transport, it must be pointed out that the transport by ship is associated with lower emissions than the transport by freight truck. The pre-treatment of the MSW at a material recovery facility (MRF) allows the recovery of materials, which after their respective recycling treatment represent a source of secondary raw materials and thus have a positive impact for the balance as the recovered materials act as “credits” for avoided production of primary raw materials. It should be noted that the avoided emissions associated with the recycling process are higher in those scenarios in which a sorting of the MSW takes place. Therefore, the contribution of the recycling phase to the total emissions has a moderate importance.

The landfill phase and the incineration process are related with a very high contribution in the total emissions of CO₂-eq.

In the scenarios in which electricity is generated and heat is extracted, these activities strongly influence the total emission amounts.

The results of the study show that under the characterized conditions and in terms of CO₂-eq. emissions the treatment of British MSW in modern incineration plants in mainland Europe could be the preferred removal route.

Classification of Anthropogenic Resources

U. Kral, J. Fellner, D. Laner & H. Rechberger

Technische Universität Wien, Research Center for Waste and Resource Management, Vienna, Austria

S. Heuss-Aßbichler

Ludwig-Maximilians-Universität München, Department of Earth- and Environmental Sciences, Munich, Germany

F. Müller

German Environment Agency (Umweltbundesamt), Dessau-Roßlau, Germany

M. Simoni

Geological Survey of Norway, Geological Resources and Environment, Trondheim, Norway

L. Weber

Vice-Chair of the International Organizing Committee of the World Mining Congress

F.-W. Wellmer

Former President of the Federal Institute for Geosciences and Natural Resources, Hannover, Germany

A. Winterstetter

Flemish Institute for Technological Research (VITO), Mol, Belgium and University of Antwerp, Department of Bioengineering, Antwerp, Belgium

The mining sector draws upon a long tradition in classifying resources, which is the systematic categorization of mineral resources in deposits. The information is used to develop mining project in public / private partnerships, where the financial sector provides the investments, government authorities set the legal and fiscal framework conditions, and industry provides the capability for implementing recovery projects. It is also used for planning the raw material supply of nations and industries. Until recently, such a systematic categorization of resources has not been established for raw materials from secondary sources such as tailings, landfills, buildings or durable consumer goods, or transformation processes in industry and waste management. The United Nations Framework Classification for Resources (UNFC) and its extended application to anthropogenic resources is now filling this gap.

This article chronicles the development of the UNFC and its predecessor from the 1970-ies to now and outlines the societal challenges that UNFC had to address over time. Next, it introduces the new *Specifications to apply the UNFC to Anthropogenic Resources* and highlights a consistent terminology, definitions and application rules for categorizing anthropogenic resources. Finally, the article points out the role of UNFC for developing recovery project portfolios, for optimizing raw material supply through linking geogenic and anthropogenic resource classification, and not least for environmental-economic accounting on the national level.

The implementation of anthropogenic resource classification is just at its beginning. It will further profit from future cooperation across industry, science and politics, to push forward the comparability of resource availability with the United Nations sponsored global initiative.

GHS and Substance Restrictions – Limits and New Demands for Recycling Processes?

B. Kummer

Kummer umwelt:kommunikation GmbH, Rheinbreitbach, Germany

More transparency of supply chains and more information are necessary for waste streams under REACH and GHS (Globally Harmonized System) on behalf of hazardous substances. These obligations cover also companies which do not reach the end of waste status of their treated substances and mixtures. There is a legal background for more substance information: Since the Globally Harmonized System (classification and labelling of substances and mixtures) is implemented companies are obliged to consider new classification and labelling rules, for substances the deadline was end of 2011, for mixture the deadline June 2015. This is a demand in the whole supply chain UN wide, because some other countries beside EU have already similar obligations implemented. For risk based waste management purposes, the Basel Convention only offers a rather rudimentary classification option for waste classification: hazardous or not hazardous, without specification of the type of hazard or expression of the hazard as function of the concentration of the hazardous waste component(s).

Persistent organic pollutants (POPs) are chemical substances that persist in the environment, bioaccumulate through the food web, and pose a risk of causing adverse effects to human health and the environment. This group of priority pollutants consists of pesticides (such as DDT), industrial chemicals (such as polychlorinated biphenyls, PCBs) and unintentional by-products of industrial processes (such as dioxins and furans). Persistent Organic Pollutants are transported across international boundaries far from their sources, even to regions where they have never been used or produced. Beside POPs many substances are restricted under Annex XVII of the REACH ordinance. Consequently, persistent organic pollutants and other hazardous substances pose a threat to the environment and to human health all over the globe. Waste streams need therefore special treatments in case POPs and restricted substances are present above special concentration limits. These new chemical and waste legislation for recyclers and waste treatment plants will be presented.

Digitalization in Wastemanagement

W. Bauer

ia GmbH – Wissensmanagement und Ingenieurleistungen, Munich, Germany

Digitalization has become an integral part of our daily life. This includes communication, optimization of work processes, all in all our entire way of working. When referring to waste management, however, one initially thinks of a highly analogue process, in particular when regarding waste collection. The report depicts to which extent digital transformations of our daily life are changing waste and to what degree the possibilities of a digitalized working procedure are influencing waste management as an industry. In addition, products based on digital techniques have long since become a part of everyday life. Examples are given of applied visualization in the waste disposal technology, on how worldwide customer relations can take place content-oriented, and that first businesses are already utilizing blockchain technologies for the verification of transport and recycling chains.

Investigations for Pollutants and Contraries at Demolition Sites - Experiences and Challenges

A. Ragoßnig, J. Maier & H. Kellermann

RM Umweltkonsulten ZT GmbH, Frohnleiten / St. Veit an der Glan / Vienna, Austria

At the beginning of the year 2016 a new Austrian ordinance with regard to construction waste recycling was enacted. This new regulation has induced a major change in the building sector. The main objective was to increase the share of construction waste recycling as about 70% of the waste arisings in Austria are to be attributed to the construction sector at the same time there is a high optimization potential.

The stipulations in the construction waste recycling ordinance aim at the requirement of identifying pollutants and contraries that are detrimental to a high quality recycling of the mineral waste. Before the demolition of buildings these substances have to be removed in order to secure high quality mineral waste that can be recycled.

The practical experiences providing expert services to the sector show that the balance between the legal stipulations such as the waste management act and the construction waste recycling ordinance and normative guidelines (Austrian Standard B3151 and Austrian Standard EN ISO 16000-32) as well as economics and practical implementation pose major challenges.

The current article constitutes a survey regarding practical experiences and challenges identified about three years after implementation of the construction waste recycling ordinance in Austria.

Challenges in Using RC Building Materials from Recycled Construction Waste in Earthworks

S. Huber & D. Heyer

Technical University of Munich, Chair of Soil Mechanics and Foundation Engineering, Rock Mechanics and Tunnelling, Munich, Germany

Mineral construction waste is by far the largest waste stream in Germany with an annual production of around 200 million tonnes. The predominant proportion of these are "soil and stones" (approx. 58.7 % by weight in 2014) and "construction waste" (approx. 27 % by weight in 2014). Due to legal obligations, political pressure and social necessity as well as economic opportunities, high-quality recycling of residual mineral materials meanwhile is well established in Germany. On closer inspection, however, it becomes apparent that a large part of the recycling of the "soil and stones" fraction is accounted for by backfilling as the most subordinate recycling measure and that there are still no high-quality sales opportunities for some recycled construction waste. While the reasons for the material stream "soil and stones", which prevent a higher quality recycling than backfilling, are in many cases due to inadequate structural suitability, the reasons for processed mineral construction waste in many cases lie in often unjustified reservations regarding both their structural and environmental suitability. These reservations can also be partly attributed to differences in the technical behaviour of RC building materials compared to primary building materials.

This article provides an overview of the current recycling situation of mineral substitute building materials from processed construction waste and their use as building material in earthworks. In addition to structural requirements for the building material and the earth structures, special features of RC building materials are pointed out, which must be considered during testing in the laboratory and in the field. Difficulties in the laboratory arise, for example, in the context of classification in determining the particle size distribution by means of sedimentation analysis. In the case of RC building materials, the fine particles often flocculate in the solution, so that it is no longer possible to determine the distribution of the fines. Further difficulties are also encountered in the determination of the material composition. This is very time-consuming and is done manually according to visual appearance and is therefore potentially associated with great uncertainties. In addition, the grain size proportions < 4 mm are not taken into account. Further difficulties occur in the Proctor test when determining the optimum water content and the reference density for compaction in the field (Proctor density). The porosity of the individual grains of RC building materials has the effect that the dry density in the compaction test does not show any clear dependence on the water content, which means that it is not easily possible to derive an optimum water content and the Proctor density.

Further difficulties may arise in particular during field testing in the context of compaction control by means of indirect test procedures and application of the guideline values of ZTV E-StB 17. With the static plate load test, with sufficient compaction sufficiently high E_{v2} values are achieved, but comparatively low E_{v1} values lead to high ratios E_{v2}/E_{v1} above the permissible requirement values. In contrast, the E_{vd} values determined in the dynamic plate load test usually are significantly below the required values.

The Project BauCycle

S. Dittrich & V. Thome

Fraunhofer Institute for Building Physics IBP, Inorganic Materials and Recycling, Holzkirchen, Germany

R. Wack

Fraunhofer Institute for Building Physics IBP, Acoustics, Stuttgart, Germany

J. Nühlen

Fraunhofer Institute for Environmental, Safety and Energy Technology UMSICHT, Sustainability and Resources Management, Oberhausen, Germany

R. Gruna

Fraunhofer Institute of Optronics, System Technologies and Image Exploitation IOSB, Visual Inspection Systems, Karlsruhe, Germany

J. Dörmann

Fraunhofer Institute for Material Flow and Logistics IML, Environment and Resource Logistics, Dortmund, Germany

The approach of the Fraunhofer project „BauCycle“ is the sustainable processing of construction and demolition waste (c&dw) with a particle size below two millimeter. By state of the art this material, about 5 million tons per year are landfilled in Germany. The first important step in order to reuse the material in building applications is the processing of the material. By optical computing based sorting techniques using hyperspectral cameras it is possible to selectively separate impurities like gypsum from the c&dw. Thus it is possible to obtain a material customized according to a producers' requirement. With the processed material two products have been designed: an autoclaved aerated concrete and a sound absorbing plaster for indoor application. Both materials are produced with an amount of up to 58 % of recycled c&dw. The materials will be optimized within the remaining project time in order to obtain competitive building products. Further the demands of relevant stakeholders like demolition companies, producers of building materials and logistics specialists are taken into account for the analysis of life cycle-related process chains and material flows. At first this analysis was carried out for a model region in Nordrhein Westfalen, Germany. As a final step the obtained data is used to design an online marketing platform to enable sustainable material trade for the relevant stakeholders.

Recycling and Recovery of Waste 4.0 - ReWaste4.0

R. Sarc & R. Pomberger

Montanuniversitaet Leoben, Chair of Waste Processing Technology and Waste Management, Leoben, Austria

In total, 23 project applications have been submitted as part of the sixth call for tender for the K projects of the COMET competence center program. Eight new projects with a total volume of more than €43 million from the federal government, the federation states of Austria (Länder) and the participating organizations are funded.

Recycling and Recovery of Waste 4.0 – „ReWaste4.0“ – is a long-term oriented, innovative as well as cooperative K-Project at the highest scientific, technical and economic level with two scientific and seven industrial partners.

ReWaste4.0 will not only strengthen the existing branch specific know-how and international technology leadership of Austrian companies but will also improve international reputation, strategic importance and competitiveness. This project enables the development of new and highly sophisticated process concepts as well as process equipment and for existing as well as new markets for secondary raw materials. Selected focus areas of investigation are:

- Further development of new sorting, separation and shredding technologies,
- Online/Ontime characterization of mixed waste,
- Extraction of high quality (recycling and recovery) products or output streams for increasing the recycling rate of mixed wastes,
- Determination of recycling rate for solid recovered fuel by its energy recovery in co-incineration plants and
- Increasing the energy recovery rate for mixed waste.

The project consortium consists of two scientific partners (Montanuniversitaet Leoben (MUL) & Münster University of Applied Sciences, Institute for Water, Resources, Environment (IWARU) (DE) as well as eight industry partners (Anton Mayer GesmbH, BT-Wolfgang Binder GmbH - REDWAVE, IFE Aufbereitungstechnik GmbH, IUT Ingenieurgesellschaft Innovative Umwelttechnik, Komptech GmbH, Lafarge Zementwerke GmbH, , M-U-T Maschinen-Umwelttechnik-Transportanlagen GmbH and Saubermacher Dienstleistungs AG).

ReWaste4.0 is classified as a so-called “SMART” Project as it was jointly developed Specifically for the waste management industry and will be implemented by Motivated consortium partners to achieve the Ambitious goals set for future Resources (recycling and recovery) in a Time-oriented manner (2030). The overall innovative objective and the novelty of research is to investigate and partially implement - for the first time - the “Industry 4.0” approaches (i.e. digital networking, interaction, communication between waste quality and plant performance, dynamic process control and optimization, robotics etc.) for the development of the Austrian waste management towards circular economy, especially with focus on high-quality recycling and recovery processes.

The consortium leader is the Chair of Waste Processing Technology and Waste Management (AVAW, Prof. Dr. Roland Pomberger) of the MUL. The project leader is Dr. Renato Sarc (AVAW). In addition to the AVAW, other chairs of the MUL are also involved in the project: Chair of Process Technology and Industrial Environmental Protection, Chair for Thermal Processing Technology, Chair of Automation, Chair of Information Technology and the Industrial Liaison Department. Approved total costs (project duration: 48 months) EUR 4.88 million, of which approx. 70 % cash.

Extract Robotic Sorting Solution ZenRobotics

T. Baldt

ZenRobotics, Sale, Helsinki, Finland

More stringent legal conditions which demand higher material recycling rates, an increased and still growing shortage to find sorting personnel and last but certainly not least the Chinese ban on importing waste have put an enormous pressure on European waste management and recycling industry.

It is commonly agreed that in order to continue operating facilities in a profitable way new concepts deploying groundbreaking sorting technologies are needed.

ZenRobotics has pioneered AI based robotic sorting technology. Based on its smart object recognition which is self-learning and adaptable to changes in both composition of the waste as well as types of material customers can increase recovery rates while minimizing residue streams.

However, it must be understood that only by changing from manual sorting work places to a robotic sorting station it is impossible to draw the highest impact that this technology is offering.

Currently a lot of missionary work is required to convince both plant operators and the various plant builders and system integrators that the entire plant concept, from material supply to process technology, is important to enable effective, unmanned robotic sorting.

The ZenRobotics Heavy Picker, which in its current design reliably operates for our customers throughout the globe since 2014 is perfectly suitable for larger, heavy and bulky waste streams.

Therefore, it is crucial to separate flat objects (2D) and fines prior to feeding the robotic sorting station.

It is highly recommended to foresee a live bunker (i.e. walking floor) prior to the ZenRobotics Heavy Picker. This allows the robot to take over bunker discharge and control in-feed to the sorting belt of the system.

Of course, it is vital to ensure that the material is fed into the robotic sorting station in a monolayer. Another big advantage of the bunker consists in the fact that it would allow to work extra shifts, during weekdays but also over the weekend. The only limitation is the volume of the live bunker.

Basically, there's two opposite operational modes.

- Highest purity of positively sorted fractions during daily, ordinary shifts and
- Highest recovery of recyclables during extra shifts over night or weekend.

Since the ZenRobotics Heavy Picker generates a lot of data for its sorting task it is also possible to display and provide operational and statistical data which can be used to monitor the entire sorting process.

Waste Management in China

M. Nelles

University of Rostock, Department Waste and Resource Management, Rostock, Germany as well as DBFZ, the German Centre for Biomass Research, Leipzig, Germany

I. Eickhoff & G. Morscheck

University of Rostock, Department Waste and Resource Management, Rostock, Germany

Y. Zhou

Chinese University of Petroleum, Institute for New Energy, Beijing, China

More than 1.4 billion people live in China, which accounts for about 20% of the world's population. The immense economic growth over the past 25 years is associated with considerable environmental problems resulting in environmental protection being an important topic for the political decision-makers in China.

As in many other areas, also the development of waste management in China has been very dynamic over the past 15 years. In the current national Five-Year Plan, the protection of natural resources and the further development of waste management to a sustainable circular economy are central fields of activity and therefore supported by the necessary financial resources.

The total amount of municipal waste collected in mainland cities increased from 25.8 million tons in 1979 to 155 million tons (120 kg per capita) in 2004 and 164 million tons in 2011, reaching a total of 191 million tons in 2015. According to an estimate of the World Bank, the total mass of the municipal solid waste, which is currently at 525,000 tons per day (191,625,000 tons/year), will further increase to 1.4 million tons per day (511,000,000 tons/year) by 2025.

The proportion of treated waste should be further increased. The 13th Five-Year Plan aims at further developing waste treatment therefore generating energy, separating recyclable waste for further use, and treating waste in an environmentally sound manner. The treated waste (mainly ash) can then be disposed of in landfills in an environmentally sustainable manner.

By expanding the treatment capacity to 360,000 tons per day for the cities and 130,000 tons per day for the districts, the proportion of thermal municipal waste treatment in the cities is generally to be increased to 50% and in the eastern provinces to 60%.

By 2020, 192.4 billion yuan (CNY) (about 25 billion euros) will be invested in municipal waste treatment facilities. By the end of the 13th Five-Year Plan, a total organic waste treatment capacity of 40,000 tons per day will be constructed. This requires investments of 13.6 billion yuan (CNY) (around 1.76 billion euros) by 2020.

Furthermore, by the end of 2020, the major Chinese cities will have to achieve a separate collection rate of over 90 percent and a recycling rate of 35 percent, including separately collected biodegradable waste. This requires an additional investment of 252 billion yuan (\$ 36.7 billion).

Therefore, China is a very interesting but also difficult market for German and European players. In the summer of 2015, the working group China was thus founded in within the framework of the German export initiative RETech. This paper presents selected information from the working group on waste management development in China from the current publications. More detailed information can be found in these publications.

Innovations On The Field Of Eddy Current Separation

H. Tröbinger

IFE Aufbereitungstechnik GmbH, Leitung Projektierung, Vertrieb & Marketing, Waidhofen a.d. Ybbs, Österreich

Eddy current separators with centric or eccentric horizontal magnetic drums are well-established as state of the art in nonferrous metal separation. If particle properties like size or shape are neglected, the resulting magnetic forces on electrically conductive particles are dependent on magnetic flux density and the frequency of the alternating magnetic field. It is also known, that separation efficiency decreases with particle size due to the torque acting on fine particles, which leads to high rotational speed of these particles.

In eddy current separation technology there is a trend towards higher rotational speed of the magnetic drum and therefore to higher frequencies, especially for particles smaller than approximately 5 mm. Frequencies of around 1500 Hz are already achievable. An increase of the frequency often comes along with smaller magnets, hence accepting a loss of magnetic flux density on the belt surface.

However, the company IFE Aufbereitungstechnik decided to do research work in the opposite direction of this development by using FEM-software and a high-speed camera which is able to detect trajectories of particles. The combined application of these tools has resulted in increased knowledge on eddy current separation technology, especially on the influence of the force vector on electrically conductive particles by changing the design of the magnetic system.

Two new eddy current separators – VIOS and ENOS – have been developed during this research project. The first one is a rotating drum eddy current separator with enhanced magnetic system and high magnetic flux density on the belt surface. Due to its arrangement of the magnets the ratio of radial force to tangential force is higher than other eddy current separators, whereby separation efficiency is higher for small particles.

The second one does not have a rotating magnetic drum, but an eddy current bar in the belt drum. The results of selected material tests show excellent separation results particularly for particle sizes down to 0.5 mm due to punctual impact of the magnetic field.

Recycling of Lithium-Ion Batteries from Electric Vehicles

K. Schneider & T. Elwert

Clausthal University of Technology, Institute of Mineral and Waste Processing, Waste Disposal and Geomechanics, Clausthal-Zellerfeld, Germany

M. Reimer

Clausthal University of Technology, Institute of Management and Economics, Department of Business Administration and Environmental Management, Clausthal-Zellerfeld, Germany

In the past decade and in parallel to the rise of electric vehicles, a considerable number of national and international efforts have been initiated by the private and public sectors in lithium-ion battery (LIB) recycling. Although general trends can be identified in different fields relevant to the recycling of traction batteries, high dynamics and new developments in this young market lead to unavoidable uncertainties.

The electric car and bus markets are characterized by high growth rates. Annual global sales of battery electric vehicles and plug-in hybrid vehicles already exceeded 1 million units in 2017. This will inevitably lead to high return flows of traction batteries. Until 2025, a return flow of about 0.6 million tons waste traction batteries is forecasted. The biggest market by far is the People's Republic of China (PRC). Besides cars and in contrast to the European Union (EU) and the United States of America (USA), also electric buses play a major role in the PRC.

In the field of legislation, no specific regulations for recycling of traction batteries are currently implemented in the three main markets EU, PRC, and USA. Whereas some legislations still allow landfilling, others impose strict recycling regulations and requirements. At present, the EU regulations seem to be most suitable to ensure an organized recycling of LIBs. Key elements include a landfill ban, the extended producer's responsibility principle, and the implementation of recycling efficiencies.

Regarding the technical realization of recycling, all recycling routes start with the extraction of the battery from the end-of-life vehicle followed by disassembly down to module/cell level. This allows to direct the different material fractions of the battery infrastructure, about 40% of the battery weight, to dedicated recycling processes. At present, these steps are conducted manually.

Specific battery cell recycling processes for LIBs will raise in importance due to increasing return flows, more stringent regulations, decreasing cobalt and nickel contents, and increasing interest in lithium recovery. In principle, two recycling approaches have been developed and partially implemented. The first approach consists of pyrometallurgy and subsequent hydrometallurgy. The second approach comprises mechanical processing of the cells, followed by metallurgical processing of the separated active electrode materials. Due to economic reasons, most developments aim at a raw material recovery with a focus on cobalt, nickel, copper, and lithium.

First life cycle assessment (LCA) results for different battery recycling routes demonstrate promising overall results, especially for the recycling of batteries with layered oxides. However, especially the further development of the metallurgical processes should be accompanied closely by LCA as these processes currently show in some impact categories unfavorable results in comparison with the primary production.

Sewage Sludge as a Raw Material - Approaches for a Recycling of Phosphorus

L. Zeggel & C. Dierks

Fraunhofer Projekt Group Materials Recycling and Resource Strategies IWKS, Alzenau, Germany

B. Lewandowski, M. Finke & S. Pfohl

Fritzmeier Umwelttechnik GmbH, Großhelfendorf, Germany

M. Heene & D. Takoeta

ICL Fertilizers GmbH, Ludwigshafen, Germany

With the adoption of the amendment of the Sewage Sludge Ordinance and the associated, long-term commitment to recover phosphorus from sewage sludge (sewage) to wastewater treatment plants with more than 50,000 PE, the identification of ways of large-scale implementation of P-recovery in Germany is gaining in importance. Although a variety of phosphorus recovery technologies have been developed in the past in the field of wastewater treatment, questions about the practicality of the use of phosphates, niches, the generation and recovery of secondary residues have often received only minor attention.

In the framework of the PRiL project, based on the P-bac[®] method developed by the company Fritzmeier Umwelttechnik, it is therefore investigated how the recovered phosphate can be further developed into a practicable, ready-to-use fertilizer, which possibilities with regard to recovery of the leached ash or the Heavy metals and how an overall economic concept can be designed. The P-bac[®] method utilizes microorganisms in both the leaching and precipitation of the phosphate. The microbially induced solution and precipitation of the phosphate minimizes the use of chemicals. Results from the scale up show that far more than 80 % of the phosphorus is brought from the sewage sludge ash into solution. Chemically speaking, the recovery product is mainly an iron phosphate with about 30 % P₂O₅. While the product is almost insoluble in water, the solubility in neutral ammonium citrate/H₂O reaches up to 98 % according to the Fertilizer Ordinance.

Since an overall concept cannot be limited to the recovery of the phosphorus alone, but must take into account different paths of recovery and disposal of all substances in the process. The consideration of the economic efficiency will take place in the form of a modular system. In this individual components, such as "disposal of residual ash", "use of residual ash as a building material", "direct recycling of recycled phosphate as fertilizer" or "surcharge of recycled phosphate to conventional P-fertilizer" individually considered. These and other components can then be put together in different combinations depending on external requirements. This ensures the assessment of the applicability of the P-bac[®] method in a wide range.

Phosphorus Recovery from Sewage Sludge Ash in Respect to the New German Sewage Sludge Ordinance

M. Rapf

University of Stuttgart, Institute for Sanitary Engineering, Water Quality and Solid Waste Management, Chair of Waste Management and Emissions, Stuttgart, Germany

The new German sewage sludge ordinance from 2017 demands the recovery of phosphorus from 2029 for large sewage treatment plants. The use of sludge in agriculture and landscaping as well as its co-incineration will be strongly restricted. All sewage treatment plants whose sludge contains more than 2 % phosphorus of their dry mass will have to return at least 50 % of this phosphorus to the natural or industrial cycle.

According to the development since the contents of the new ordinance became known, it can be concluded that a predominant part of the German sewage sludge will be treated in mono-sludge incineration plants with subsequent phosphorus recovery. The latter will most probably not be performed by the sewage treatment plant, but by external specialised companies.

Also smaller plants without the duty to recycle phosphorus will chose this disposal route, as it promises to be safe and conforming to the law. Therefore supposedly more than the calculated 65% of the phosphorus in German sludge will be recovered.

Concerning the available technologies, companies with existing sales channels for phosphorus and also the economically significant by-products will have clear advantages.

In spite of all efforts and successes the economy of phosphorus recycling processes remains highly challenging. On one hand, subsidies from the state could help the development to speed up. On the other hand this means that there is still place for new or adapted technologies.

Pilot-Scale Tests for the Recovery of Nitrogen from Sludge Liquor at a Waste Water Treatment Plant

J. Lubensky, M. Ellersdorfer & A. Lechleitner

Montanuniversitaet Leoben, Chair of process technology and Industrial Enviromental Protection, Leoben, Austria

K. Stocker

Montanuniversitaet Leoben, Chair of Resource Mineralogy, Leoben, Austria

For the recovery of ammonium from sludge liquor of municipal waste water treatment plants, a hybrid process, the “ion-exchanger-loop-stripping” (ILS), has been developed by the chair for Process Technology and Industrial Environmental Protection. The technology provides lower investment and operating costs compared to conventional stripping processes. ILS works with fixed bed columns containing natural zeolite (main mineral: clinoptilolite), which exhibits high selectivity for NH_4^+ -ion-exchange. The columns are alternately loaded and regenerated. For the regeneration process a sodium hydroxide solution at a $\text{pH} > 11$ and a temperature of about $60\text{ }^\circ\text{C}$ is used. The regeneration fluid is simultaneously air-stripped and the resulting gaseous ammonia is captured as concentrated ammonium sulfate in solution via an acid scrubber. The product can be used as an industrial NO_x -removal agent, for example in cement works providing an all year round utilization of recovered nitrogen.

The technical feasibility of the ILS-process was proven in lab-scale ($20 - 30\text{ L h}^{-1}$) experiments. Based on these results, a pilot plant with a treatment capacity of 500 L h^{-1} sludge liquor was designed and operated at a local municipal waste water treatment plant from March to July 2017. In this study, we present results from the pilot plant operation.

Sludge liquor with typical input concentrations from 500 to $1500\text{ mg NH}_4^+\text{ L}^{-1}$ was taken after mechanical sludge dewatering and directly used for ammonim recovery experiments on the pilot plant. The treated liquor was continuously transferred back to the nitrification basin. Ammonium removal rates of $69 - 94\%$ were achieved. Removal rates increased after the first NaOH regeneration of the zeolite and remained constant over more than sixty consecutive loading and regeneration cycles. Ammonia was recovered and a highly concentrated ammonium sulfate solution was produced ($40\text{ m}\%$). The solution was successfully tested as an industrial NO_x -removal agent in a cement work in Styria.

Recycling of Phosphorus from Sewage Sludge and Sludge Ash - Outlook for Austria

P. Mostbauer, E. Binner

University of Natural Resources & Life Sciences (BOKU), Institute of Waste Management, Vienna, Austria

Phosphorus (P) may be recovered from sewage sludge or sludge ash, and thereby substitute primary phosphorous fertilizers. Different processes of P recovery have been developed within the past two decades. In 2017, the Institute of Waste Management was commissioned by the Environmental Agency of the self-governed district Bolzano-South Tyrol (Italy) to develop and evaluate scenarios of phosphorus recovery. The performed evaluation consisted of three steps:

- Pre-selection of recovery technologies.
- Compilation of relevant process data for 12 selected scenarios of sewage sludge management, description of state-of-the art of P recovery in the district Bolzano-South Tyrol, collection of data on regional P removal methods and sludge characteristics (water content, amounts in the region, composition) and a literature review on specific environmental assessment methods applied for environmental/technical assessment.
- Technical and ecological evaluation. Criteria for the evaluation were: P recycling rate (% of P load to sewer), fertilizing effects, organic pollutants, heavy metal content (in relation to P), overall energy balance, sum of chemicals needed for P extraction and flue gas cleaning, stage of development and technical complexity of the P recovery process.
- The results of the Bolzano-South Tyrol study were used to provide an outlook for the sludge management of Austria, concurrently viewing at the Austrian federal Waste Management Plan (BAWP 2017) which has been published by the Austrian Ministry of Environment in January of 2018. Prospects are:

Only a few P recovery scenarios are associated with too high energy demand or with too short P recovery rates. For example, the fuel consumption of the Japanese Kubota process seems to be quite high. A second example is use of existing combustion installations: P is lost completely, if dewatered sewage sludge were dried and incinerated at MSWI plants (or cement ovens) without previous extraction of P. With regard to the potential application of the Budenheim ExtraPhos process for extraction of P from wet sludge, it is recommended to verify in near future at an industrial scale whether the proposed recovery target (> 45 % recovery rate) of the Austrian BAWP 2017 is reached. Mixing of sludge ash of better quality with additives may be also an adequate solution, if evidence is provided that production and application of primary P fertilizer(s) is associated with a larger environment burden. It was proposed that ash composites (or secondary P fertilizers derived from ash) should contain less than 20 mgCd/kg P₂O₅. Mono-incineration of sludge is quite promising, since P is concentrated up in the ash, and some Cd and most of Hg is removed by the high temperatures. In addition, the overall eco-balance of scenarios including mono-incineration may be improved by solar dryers. Decentralized sludge management may be implemented using quite simple processes, e.g. composting for closing of the P loop. In this case, it is recommended to monitor inorganic and organic pollutant content carefully (of both, sludge and soil). An actual inventory of persistent organic pollutants present in sludge is needed in this context.

Recovery of Excavated Soil - Or Just Disposal?

J. Mitterwallner

Office of the Provincial Government of Styria, Department 14 – Waste Management and Sustainability, Graz, Austria

According to the Austrian Federal Waste Management Plan 2017 around 55 million tonnes per year of excavation material accounts for the largest share of total waste generated in Austria. Excess excavated material is usually used elsewhere, for example on construction sites, or is disposed of on landfill sites. In the recent past, soil excavation materials are increasingly being used in Styria for so-called "agricultural structure improvement measures" on agricultural and forestry land. However, about half of the recovery measures applied required the clearing of forest areas and small agricultural structures and landscape elements fell victim to the deposits, respectively. Applicants for agricultural structure improvement measures usually prefer to get a permission for their projects in the so-called recovery line instead of the disposal line (landfill permission) due to procedural or cost reasons. The boundary between the agricultural necessity of the measures and cost-effective disposal of excavation material is becoming increasingly fluid. Therefore, it would be of high urgency to incorporate the existing legal / technical regulations for the recovery of excavated material into the procedural law of the Austrian Waste Management Act 2002. Supplement of clear demarcation characteristics between recovery and disposal will be necessary to reach an alignment with the existing landfill law.

Recycling of Excavated Soil

M. Wellacher, R. Pomberger & D. Vollprecht

Montanuniversitaet Leoben, Chair for Waste Processing Technology and Waste Management, Leoben, Austria

F. Poschacher

Poschacher Kompost, Kraubath/M, Austria

P. Liebhard & A. Jelecevic

University of Natural Resources and Life Sciences, Department of Crop Sciences, Division of Agronomy, Vienna, Austria

Excavated materials in Austria added up to a total of 33 million tons in 2015 and represent the biggest subset of all Austrian waste materials. Soil sealing by buildings, traffic roads and commercial areas have reached an alarming degree in Austria, 2,200 km² in 2016, but recycling excavated soil as a re-cultivation substrate could mitigate the negative effects of soil destruction through sealing.

According to the European waste management rules, recycling should be preferred to landfilling. Nevertheless, the recycling rate for excavated soil decreases in recent years and the landfill rate rises. Thus, it must be assumed that market mechanisms prefer landfilling before recycling at the moment in Austria.

The following market mechanisms influence whether recycling of excavated soil is favoured to landfilling:

- takeover price,
- transport distance and cost of transport,
- information on the alternatives to landfilling,
- necessity to do conduct basic analysis; even for small quantities <2,000 tons,
- partnership with recycling or landfilling companies or in-house solutions,
- response time of the entity, to process huge quantities on short notice
- risk appetite of the entity to take over materials without existing basic analysis and proof of harmlessness.

Recycling of excavated soils in Austria must follow the guideline and limits of the Federal Waste Management Plan, which determines total and eluate concentrations of certain elements and chemicals. Thus, excavated soil is mainly evaluated through its content of contaminants, such as certain metals. Metals in soil can be of geogenic or anthropogenic origin. Although metals seem to be anthropogenic at first sight, if geogenic origin can be proven, it can be categorized as an exemption. However, there is no method proposed to distinguish a geogenic from an anthropogenic origin.

The presented study is embedded in the research program ReSoil and proposes a method for this question. Analysing the soil in-situ in different soil depths and particle sizes for metals, permits an interpretation of their origin. The contamination is classified as anthropogenic once the concentration in the upper soil layer is higher than in the lower layer, or higher in the fine fraction <2 mm than in the coarse fraction >2 mm. Otherwise it is interpreted as geogenic. However, before any recycling soil takes place, the harmlessness of the components must be proven additionally. Then, after a positive declaration of harmlessness, the soil can be recycled in coordination with the authority as far as its origin is geogenic.

Management of Excavated Materials at the Construction Sites of the Gemeinschaftskraftwerk Inn

C. Rienessel

VUM Verfahren Umwelt Management GmbH, Klagenfurt am Wörthersee, Austria

The Gemeinschaftskraftwerk Inn (GKI), situated at the Upper Inn in the border area of Switzerland and Austria, is the largest run-of-the-river power plant newly constructed in the Alpine region for many years. The power plant, thoroughly assessed in Austria and Switzerland, will annually generate 400 GWh of electricity from waterpower following the six-year construction phase (2014 - 2020).

The water required for the GKI is supplied by an approximately 23 km long headrace tunnel, reaching from the weir system in Ovella to the electric powerhouse in Prutz / Ried. The starting point for tunnelling is the access tunnel in Maria Stein. From there, the headrace tunnel is excavated using two tunnel boring machines – one drilling approximately 12.7 km towards the weir system, the other one drilling approximately 8.9 km towards the electric powerhouse. At both the site of the weir system in Ovella and the site of the electric powerhouse in Prutz / Ried, a reverse drive is carried out. The headrace tunnel is lined with reinforced concrete segments. In total, approximately 1 million m³ of tunnel excavation materials from tunnelling by using tunnel boring machines and blasting accumulate in the main zone for the tunnel construction. On the one hand, these excavation materials are recovered locally, backfilling of a gravel extraction site, operated for the production of the reinforced concrete segments. On the other hand, surplus quantities are deposited on a disposal site for excavated materials, specifically permitted for GKI project.

Furthermore, the management of excavated materials is also of major importance at the other construction sites of GKI project (realisation of possible recovery measures; securing a proper disposal of remaining materials).

The experiences gained throughout the project show that recovery measures with respect to excavated materials bring along numerous challenges within the construction process. Due to the huge quantities, a well-conceived management of excavated materials is not to be underestimated: On the one hand, until the results of the chemical analysis are available (if the excavated materials have to be considered as waste materials in the legal sense), on the other hand, until the construction process allows reusing the materials (the time period between the excavation of the materials and their reuse can be quite long with regard to such large-scale projects). Thus, these issues should be focussed already in the planning phase.

Depending on the local geological situation, the continuous observance of the limit values for an expedient recovery according to the Federal Waste Management Plan, especially concerning quality class A2-G, can be challenging as well. In this regard, the updated Federal Waste Management Plan 2017 brings along certain reliefs, which enable to consider the specific local conditions.

For GKI project, a “waste officer on the part of the project applicant” was appointed in order to cope with the challenges relating to waste management topics – also in compliance with a regarding condition of the project permit. This “waste officer” is responsible for a project-related waste management in accordance with the regulations and serves as a central contact person for all waste management issues.

Production of a Compost - Excavated Soil Compound - The ÖWAV Guideline 44

A. Stüger-Hopfgartner

Office of the Styrian State Government, Department 14 – Department Waste Management and Sustainability, Graz, Austria

Compost - excavated soil compound is used as a restoration layer in landscape construction as well as in sustainable agriculture. For that matter this compound is produced by mixing compost with excavated soil where the ratio of the components depends on the intended use of the final material.

In general compost loses its waste character by the declaration according to the ordinance on composting (§ 3 Z 17 Kompostverordnung 2001) and can be used as a product without further waste relevant restrictions. Since excavated soil is classified as waste the mixture of compost and excavated soil converts into waste again and cannot be traded as a product.

Because of this disadvantage a guideline was established in coordination with the responsible ministry in a working group of the ÖWAV (= Austrian Water and Waste Organisation). In this guideline the most relevant key data for the production of the objective compound as well as the legal requirements for the permitted use of these mixture have been summarized. An important aspect is the specification of input material to take account of the relevant regulations for the permitted use.

It was determined that input material for mixtures used in sustainable agriculture and landscape construction can only be excavated soil with the quality class A1 and A2 according to the federal waste management report (Bundesabfallwirtschaftsplan) together with compost according to the ordinance on composting.

The ÖWAV guideline 44 serves as an important basis for planning, permitting and operating plants producing the objective compound.

However, it is important to point out that the ÖWAV guideline 44 is not a new regulation but a structured summary of existing legal provisions and technical aspects.

Composition of Mixed Municipal Waste in the Czech Republic

T. Weissenbach, T. Dobra & R. Sarc

Montanuniversitaet Leoben, Chair of Waste Processing Technology and Waste Management, Leoben, Austria

G. Schmidt & G. Lichtenegger

Saubermacher Dienstleistungs AG, Feldkirchen bei Graz, Austria

In the Czech Republic, landfilling of mixed municipal waste (= residual waste) will be prohibited as of 2024. Major adjustments in the Czech waste management system are required to fulfil this obligation. In order to identify other options for the management of mixed municipal waste, information about its composition in terms of material fractions is required. A literature research resulted in two publications, which provide data about the composition of mixed municipal waste / household waste in the Czech Republic. In addition, a sorting analysis of residual waste accepted at a Czech landfill site was carried out.

A comparison of the approaches of the three sorting analyses shows clear differences with regard to objectives, frame conditions as well as sorting methodology. Therefore, resulting data of the sorting activities have to be harmonized in order to make a direct comparison possible. The results of the three sorting analyses show similar data only for some waste fractions, while others differ remarkably. The differences can partly be explained by the implementation of separate collection schemes and partly by the use of differing methodologies. Therefore, it is recommended not to transfer existing sorting results directly on other use cases, which differ in terms of sorting objectives and applied methods.

Comparison of Two Methods to Estimate the Material Content in Selected Waste Bales

S. Möllnitz & R. Sarc

Montanuniversitaet Leoben, Chair of Waste Processing Technology and Waste Management, Leoben, Austria

J. Eichner

Management Center Innsbruck, Innsbruck, Austria

An analysis of waste and recycling materials is the basis for decision-making, followed by handling and recovery options. Appropriate samples of the material are necessary to carry out material analyses. The recycler is challenged with the evaluation and the examination of the material quality (for example content of valuables or impurities). Especially in case of baled material, quality can only be assessed with great effort. The only existing "non-destructive" test is the visual inspection of the exterior of the bale. However, no information from inside the bale is provided by this test. Currently, to ensure representative sampling, bales are randomly selected, opened and sampled afterwards.

This article shows that the "direct bale sampling" method is suitable in the current case, to assess the composition of bales in a non-destructive, uniform and reproducible manner.

Ten selected bales were sampled using the "direct bale sampling"-method. Both the sampled bales and the cuttings were sorted manually into several fractions (e.g. metal, textile, wood, plastics, etc.). The plastic fractions of both methods were sorted a second time, using FTIR- or NIR-spectrometer, into various types of plastics (for example polyolefins, PVC, etc.). Finally, the obtained sorting results of both methods were compared.

The "direct bale sampling" method showed good agreement due to the the results of manual bale sorting of fractions with low mass fractions (error: 0.02 - 1.29 M%_{os}). The biggest fraction (polyolefins) showed higher deviations, yet the agreement was quite accurate (< 7 M-%_{os}).

Finally, it can be stated that "direct bale sampling" is an adequate method to check selected bales (e.g. bales from precaution) for the suspicion of high material contents (e.g. PO). To reach a better measurement accuracy despite increased heterogeneity, more cores are required. Overall, a significant saving of resources in sampling was observed.

Identification of Sb-, Cd-, Cr-, and Ni-Carriers in Mixed Solid Waste Based on Data in Literature

S.A. Viczek & R. Sarc

Montanuniversitaet Leoben, Chair of Waste Processing Technology and Waste Management, Leoben, Austria

Antimony (Sb), Cadmium (Cd), Chromium (Cr), Nickel (Ni) and their compounds are widely used in the industrial production of various goods. At the end of the product life cycle, these contaminants - as part of the goods - enter the waste system. Mixed municipal and commercial wastes can be processed to solid recovered fuel (SRF) in mechanical sorting plants. Provided that the SRF meets specific quality criteria that are regulated by the Austrian Waste Incineration Ordinance 2010, it can be used to substitute primary fuels in the Austrian cement industry. The content of defined contaminants plays a crucial role in this regard, as the ordinance states calorific-value-dependent limits for the concentration of Sb, Cd, Cr, Ni, As, Co, Hg, and Pb. In order to meet these requirements, some mechanical sorting plants install additional technological solutions, such as near infrared sorters, to selectively remove contaminant carriers. For this purpose, the actual contaminant carriers need to be known.

In this work, Sb-, Cd-, Cr-, and Ni-carriers are identified based on a combination of literature data from the waste sector with data regarding contaminants in products. Furthermore, the origins of these elements are discussed. PET Bottles, flame-retarded plastics and textiles were identified as important Sb-carriers. Electronic waste, batteries and some plastics showed the highest concentrations of Cd in the examined materials. The highest Cr-concentrations were found to be reported in leather, and electronic wastes as well as batteries carry high loads of Ni.

In summary, with respect to the examined chemical elements, plastics, composite material, leather products, textiles, and rubber were found to be of major importance for the contaminant concentration in the combustible portion of mixed solid wastes. Furthermore, electronic waste and batteries can carry high loads of contaminants. The selective removal of these contaminant carriers could therefore be a suitable measure to reduce the loads of Sb, Cd, Cr or Ni in SRF and thus to improve SRF quality.

Grain Size-Specific Characterization of Mixed Commercial Waste for SRF Production

J. Adam, A. Curtis & R. Sarc

Montanuniversitaet Leoben, Chair of Waste Processing Technology and Waste Management, Leoben, Austria

The co-incineration of solid recovered fuels (SRF) in cement production plants has been established in Austria for decades and is state of the art. In addition to contractual arrangements between SRF producers and recyclers, the legal and technical framework for i.a. Heavy metals determined by the Waste Incineration Ordinance (AVV 2010). The quality of the substitute fuel produced depends, on the one hand, on the mix and the quality of the input materials used and, on the other hand, on the technology used and its processing depth. This paper presents partial results from screening tests for the grain size-specific characterization of commercial mixed pre-shredded industrial waste (samples: GM 1, GM 2, GM 3, GM 4) and commercial waste without pre-shredding (sample: GM OVZ) for SRF production. Screening tests for the separation into oversize fraction (ÜK) > 65 mm and under-screen fraction (UK) < 65 mm were carried out with an industrial sieve. Representative samples of under-screen fraction (UK) < 65 mm were subdivided in the laboratory into the screen fractions UK 0 – 20 mm, UK 20 – 40 mm and UK 40 – 65 mm.

The calorific values and concentrations of the selected pollutants antimony, cadmium, chromium and nickel in the under-screen fractions UK 0 - 20 mm, UK 20 - 40 mm, UK 40 - 65 mm and oversize fraction (ÜK) > 65 mm were compared with the limit values according to AVV 2010.

It can be seen that the levels of the considered pollutants in the individual experimental samples (GM 1, GM 2, GM 3, GM 4 and GM OVZ) with the exception of cadmium in GM OVZ are significantly below the limits of the AVV.

The average values for the pollutants under consideration for pre-shredded industrial waste (Ø GM) are therefore also well below the limit values of the AVV 2010. As expected, these pollutants are distributed differently according to grain size. Especially in the grain size class UK 0 - 20 mm is a significant accumulation of pollutants and in two cases, a slight exceedance of the limit for chromium and Nickel in GM 4 can be seen.

Sensor Technologies in the Circular Economy

S. Flamme, S. Hams & M. Zorn

University of Applied Sciences Münster, Institute for Infrastructure, Water, Resources, Environment, Münster, Germany

The aim of circular economy is the most comprehensive and efficient use of existing material and energy resources. In this context, there is still optimization potential for specific waste streams, which can be exploited by use of advanced sensor technologies that identify various material properties and thereby extend existing sorting technologies in waste treatment plants. So far, visual sensors, near infrared technology, electromagnetic induction and laser induced plasma spectroscopy as well as x-ray transmission and x-ray fluorescence analysis have established themselves in the circular economy. Some provider offer various sensor technologies as “full packages” consisting of all necessary components, in order that the recognition and further processing steps can be configured purposefully. In addition to the removal of impurities and valuable materials from the waste stream, real time analysis is also playing an increasingly important role. So far, selected quality parameters, for example for solid recovered fuels, were investigated discontinuously and with a time lag in the laboratory. This means that direct process control is not possible. With a continuous process control based on near infrared technology, it is possible, for example, to determine the calorific value, moisture-, ash- and chlorine content of solid recovered fuels in real time and thus influence the process flow in a timely manner. With the further establishment of real-time analysis systems, the current comparatively high need for plant-specific adaption can be reduced in the future. In addition, for solid recovered fuel analysis, the focus of current R & D work in this context is also on the recovery of metals in order to be able to identify and quantify valuable alloying elements. Here further approaches are given to transform waste management into a genuine circular economy.

Digital Waste Management

R. Sarc, A. Curtis & K. Khodier

Montanuniversitaet Leoben, Chair of Waste Processing Technology and Waste Management, Leoben, Austria

J. Koinegg, & M. Ortner

Green Tech Cluster, Graz, Austria

Digitalisation as a driver of innovation offers companies in the waste sector numerous opportunities and potential added value in all value creation segments. A "Radar: Digital waste management - Added value along the entire value-added chain" prepared by the Green Tech Cluster in cooperation with the Chair of Waste Processing Technology and Waste Management presents exemplary applications and business models in the categories of data tools, collection and logistics, machinery and equipment as well as business ideas and models. (Green Tech Cluster 2018)

Regarding the digital readiness – i.e. the extent to which the companies are ready for the digital transformation – waste management companies in the German-speaking area are at only 30%. The need to catch up, but also the opportunities through digitalisation for companies in green tech sectors such as waste management are very large. Green tech companies however see themselves much more positively than the digital readiness suggests. The global market volume for environmental technology and resource efficiency in 2013 was € 2,536 billion and is expected to increase to € 5,385 billion by 2025. The market volume in the area of circular economy / waste management will increase from approx. 100 billion euros in 2013 to 170 billion euros in 2025. The digital transformation will cover and fundamentally change all the essential pillars of the value chain inter alia of waste management, such as logistics, machinery and equipment, data tools and business models.

Description of Waste Compositions for Monte Carlo Simulations: an Overview of potential mathematical Methods

K. Khodier

Montanuniversitaet Leoben, Chair of Process Technology and Industrial Environmental Protection, Leoben, Austria

R. Sarc

Montanuniversitaet Leoben, Chair of Waste Processing Technology and Waste Management, Leoben, Austria

Acquisition of mechanical treatment machines for solid wastes is usually based on experiences with specific machines and similar wastes. The confirmation of machine performance being sufficient is then gained through costly and extensive experiments, processing and analysing tons of material with provided real-scale machines. Thus, typically only a very limited number of machines and operating points can be tested, often not knowing whether machine parametrisation is optimal. An approach for improving machine evaluation is the use of mathematical models, obtained through statistically designed small-scale experiments. Using such models as well requires describing the distribution of waste compositions to finally perform Monte Carlo simulations.

This work presents and discusses different approaches for a valid description of the distribution of waste composition. This includes the necessity of multivariate description, due to correlations of fraction percentages. Further the issue of waste fractions being compositional data – and thus only defined in the simplex – and its relevance, when working with statistical distributions, is discussed and approaches for dealing with this are introduced. In particular, this work presents the univariate and multivariate normal distribution, distribution tests for the latter, as well as the normal distribution on the simplex. Finally, further proposals for alternative distributions are given and the choice of a suitable waste composition description is discussed.

Company Survey on the Issue of Waste Management 4.0

R. Sarc

Montanuniversitaet Leoben, Chair of Waste Processing Technology and Waste Management,
Leoben, Austria

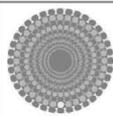
R. Hermann

TÜV SÜD Landesgesellschaft Österreich GmbH, Bruck a.d. Mur, Austria

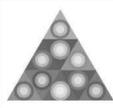
As part of the project ReWaste4.0, companies from the waste management sector were surveyed online on the topic of waste management 4.0. The online survey was carried out by means of a questionnaire consisting of nine questions. The link to the questionnaire was sent via email to a total of 2,350 companies of varying sizes from the fields of waste management and recycling technology in the DACH (Germany, Austria, Switzerland) area. In total, 394 companies completed the questionnaire, which corresponds to a very high completion rate of 32.5%. The questions of the survey with associated answers as well as additional comments of the companies are presented in this article.



Januar
BERLINER ABFALLWIRTSCHAFTS- UND ENERGIEKONFERENZ
 Berlin



März
BERLINER RECYCLING- UND ROHSTOFFKONFERENZ
 Berlin



Mai/Juni
BERLINER KONFERENZ MINERALISCHE NEBENPRODUKTE UND ABFÄLLE
 Berlin



September/October
IRRC – WASTE-TO-ENERGY
 Vienna

ENGLISH

weitere Informationen finden Sie unter

vivis.de
 www.vivis.de



November
BERLINER KLÄRSCHLAMMKONFERENZ
 Berlin

Foto: Sergey Nivens / fotolia.com



EU-Recycling
 Das Fachmagazin für den europäischen Recyclingmarkt

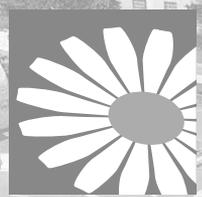
[w³.eu-recycling.com](http://w3.eu-recycling.com)

GLOBAL RECYCLING
 The Magazine for Business Opportunities & International Markets

[w³.global-recycling.info](http://w3.global-recycling.info)

RecyclingPortal
 Das Fachportal für Abfall, Entsorgung, Recycling, Kreislaufwirtschaft und Märkte

[w³.recyclingportal.eu](http://w3.recyclingportal.eu)



ISWA Austria

International Solid Waste Association

ISWA Austria ist das „National Member“ der ISWA (International Solid Waste Association) in Österreich und bietet seinen Mitgliedern die Schnittstelle zur internationalen Abfallwirtschaft.

Die ISWA zählt heute Mitglieder in rd. 110 Staaten und ist damit der weltweite Verband von über 30.000 ExpertInnen und PraktikerInnen der Abfallwirtschaft.

Nähere Informationen finden Sie unter www.iswa.at sowie www.iswa.org

EVT

EnergieverbundTECHNIK

Der Lehrstuhl für Energieverbundtechnik unter der Leitung von Herrn Prof. Thomas Kienberger beschäftigt sich in Forschung und Lehre schwerpunktmäßig mit Fragestellungen, die darauf abzielen mittels interdisziplinären, systemischen Ansätzen die Energieeffizienz von öffentlichen Energiesystemen und Gesamtsystemen entlang der Wertschöpfungskette der produzierenden Industrie zu optimieren.

Nähere Informationen zu unseren aktuellen Forschungsprojekten finden Sie unter <http://evt.uniloeben.ac.at>.



Kontakt

✉ Franz-Josef-Straße 18, 8700 Leoben

✉ evt@uniloeben.ac.at

☎ +43 3842 402 5401



CLC-EAST PROFESSIONAL SCHOOL

Keep up with the latest changes and new trends in the mining industry

The EIT RawMaterials Regional Center Leoben offers courses for industry professionals on the following topics:

- Innovative subsurface mining systems
- Innovative machines/equipment/systems
- Environmental and health issues

State-of-the-art education, tailored for the local industry in Central and Eastern Europe

Next opportunities in Leoben and Zeltweg

Dust, Noise and Vibration Management in Mining Industry	19. – 20.09.2018
Innovative Subsurface Mining Imaging Systems	25. – 26.09.2018
Techniques for Improved Blast Vibration Control	08. – 09.11.2018
Theoretical and Practical Aspects of Mechanical Rock/Rock Mass Extraction	13. – 14.11.2018
Softskill Leadership and Prevention of Crises	15. 11.2018

Education Partners

TU Bergakademie Freiberg, TH Nürnberg, WRC EIT+, AGH, Montanuniversität Leoben, EIT RawMaterials Academy, DMT, Austin Powder, Sandvik and many more!



Book your course here
courses.eitrawmaterials.eu



Resources Innovation Center Leoben
Franz-Josef-Straße 18, 8700 Leoben - Austria
+43 3842 402 7601 | ric-leoben@uniloeben.ac.at
www.rii-leoben.at

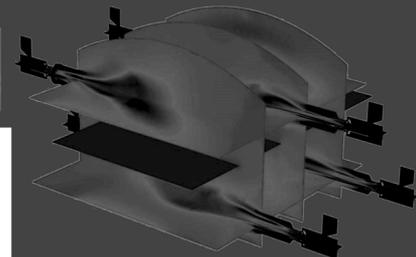


This activity has received funding from the European Institute of Innovation and Technology (EIT), a body of the European Union, under the Horizon 2020, the EU Framework Programme for Research and Innovation



Industrielle Energietechnik

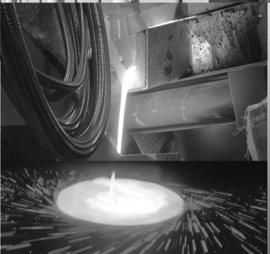
Modellierung und Simulation



TPT

Thermoprozesstechnik

Montanuniversität Leoben
Umwelt- & Energieverfahrenstechnik
tpt.uniloeben.ac.at
tpt@uniloeben.ac.at



Hochtemperaturprozesstechnik



Prozess- und Anlagensicherheit

Autorenverzeichnis

A

Adam, J.....	781
Adamczyk, B.....	135
Aldrian, A.....	221
Alter, M.....	541
Althoff, T.....	343
Angermayer, C.....	529
Arnberger, A.....	221
Aschenbrenner, P.....	599

B

Baldt, T.....	695
Bartl, A.....	309
Bartl, U.....	501
Bauer, W.....	665
Baumann, W.....	175
Baune, M.....	141
Beckmann, M.....	175
Beigl, P.....	295, 363
Bernardo, E.....	561, 637
Bezama, A.....	247
Binner, E.....	255, 585, 735
Bischof, H.....	349
Blauensteiner, F.....	241
Bockreis, A.....	427
Bogolte, B.T.....	453
Bokelmann, K.....	161
Brandstätter, C.....	535, 599
Brandstätter-Scherr, K.E.....	465
Bringezu, S.....	369
Brüning, R.....	371
Buchmayr, B.....	231

C

Cebrian de la Torre, J.J.....	165
Cislo, C.N.....	231
Cociancig, M.....	415
Coskun, E.....	221
Costa, F.....	239
Curtis, A.....	781, 793

D

Davis, J.....	401
De Menna, F	401
Dieker, B.....	501
Dierks, C.....	393, 717
Dittrich, S.....	687
Döberl, G.....	607
Dobra, T.....	763
Dörmann, J.....	687
Dörrie, T.....	607
Dost, P.....	515
Düster, L.....	185

E

Eichner, J.....	767
Eickhoff, I.....	701
Eisenberger, M.....	285
Ellersdorfer, M.....	729
Elwert, T.....	711

F

Fabricius, A.-L.....	185
Fahr, M.....	105
Fazokas, T.....	231
Feil, A.....	129, 153
Fellner, J.....	193, 327, 535, 577, 599, 651
Finke, M.....	717
Flamme, S.....	119, 787
Flores-Orozco, A.....	509
Foditsch, S.....	607
Förster, A.....	205
Frate, R.....	489
Freimund, A.....	171
Fricko, N.....	599
Friedrich, B.....	637
Fromm, S.....	185
Funk, M.....	185

G

Gallistl, J.....	509
García López, C.....	569
Gehring, F.....	185
Gelbmann, U.....	407
Gellermann, C.....	161
Giani, H.....	129
Gill, J.....	489
Gnjezda, G.....	529

Goldmann, D.....	71
Graf, R.....	185
Grafmans, F.....	179
Gregor, J.....	629
Gruna, R.....	687

H

Haberl, J.....	185
Hadler, M.....	397
Hafner, G.....	433
Hafner, J.....	211
Hammer, F.....	335
Hams, S.....	119, 787
Happenhofer, A.....	295
Hartl, M.....	489
Hauer, W.....	321
Heene, M.....	717
Held, T.....	617
Hellmann, K.....	515
Hense, P.....	381
Henzinger, C.....	679
Hermann, R.....	805
Hernández Parrodi, J.C.....	569
Heuss-Aßbichler, S.....	199, 651
Heyde, M.....	105
Heyer, D.....	679
Hietler, P.....	315, 443
Hingsamer, M.....	397
Hirsch, G.....	529
Hodecek, P.....	305
Hofmann, T.....	477
Holtz, E.....	401
Holzhauer, R.....	343
Homm, G.....	393
Horst, T.....	129
Huber, F.....	193
Huber, S.....	679
Huber-Humer, M.....	255, 585, 591
Hüffer, T.....	477
Hürlimann, B.....	387
Hutterer, C.....	185

I

Ivanova, A.....	509
-----------------	-----

J

Jaschik, M.....	349
Jecevic, A.....	745
Jenull-Halver, U.....	265
Jungmeier, G.....	397

K

Kaltenegger, I.....	397
Kehlenbach, M.....	161
Kellermann, H.....	673
Kern, M.....	465
Khodier, K.....	793, 799
Kindler, A.P.....	165
Knapp, J.....	427
Knierim, J.....	161
Koinegg, J.....	793
Kölking, M.....	119
König, M.....	349
Königshofer, P.....	397
Koralewska, R.....	175, 185
Kostic, T.....	485
Kraiger, H.....	541, 607
Kral, U.....	651
Kranert, M.....	433
Kreibe, S.....	205, 357
Krook, J.....	561
Kropáč, J.....	629
Krupp, M.....	205, 357
Kuchta, K.....	601
Kuhn, E.....	387
Kummer, B.....	659
Küppers, B.....	111, 561, 569
Kurzius, F.....	515

L

Lachmayer, K.....	299
Laner, D.....	327, 651
Lange, U.....	375
Lang-Koetz, C.....	105
Laske, S.....	125, 349
Lassnig, H.....	611
Laudel, G.....	623
Lechleitner, A.....	729
Lechner, P.....	585
Lenz, S.....	255
Lesny, D.....	591
Leverenz, D.....	433
Lewandowski, B.....	717
Lichtenegger, G.....	349, 763

Lichtenegger, G.J.	125
Liebhard, P	745
Loibner, A.P	457
Lorber, K	591
Loubiere, M.....	401
Lubensky, J.....	729
Lucas, H.....	637
Luschin, G.....	457

M

Machiels, L.....	561
Maier, J	673
Mally, V	227
Maunz, I	489
Mayerhofer, J.....	415
Mayr, R	529
Meiners, D	145
Meirer, M.....	241
Meissner, M	421
Metcalfe, P.....	401
Meyer, I.....	77
Meylan, G	387
Mischitz, R	489
Mitterwallner, J.....	741
Mocker, M.....	381
Moesslein, J.....	105
Möllnitz, S	767
Monich, P.R	637
Morf, L.....	387
Morscheck, G.....	701
Mostbauer, P	735
Müller, F.....	651
Müller, P.....	489

N

Nagels, P	577
Neidel, J.....	381
Neitsch, M.....	421
Nelles, M.....	701
Neuhold, S	135
Nigl, T	85
Nitsche, C	515, 623
Noé, K.....	551
Nühlen, J.....	687

O

Obersteiner, G	415, 439
Oerter, M.....	281
Opelt, A.....	349
Ortmann, M	607
Ortner, M.....	793
Östergren, K.	401
Ottner, R	363

P

Pavlas, M.....	629
Perfoll, A	185
Pfandl, K.	211
Pfohl, S	717
Philipp, R	453
Pilsl, P.....	433
Pladerer, C.....	315, 421, 443
Poetke, D.....	623
Pölz, M.....	241
Pomberger, R	85, 111, 211, 221, 561, 569, 693, 745
Ponak, C.....	227
Poschacher, F	745
Pöschl, O	591
Prantl, R	535
Presoly, P	135
Pretz, T	153, 569
Pukhnyuk, A.....	585

Q

Quicker, P	65, 129, 175
------------------	--------------

R

Ragoßnig, A.....	673
Rapf, M	723
Raulf, K.....	569
Raupenstrauch, H.....	227, 529
Rauscher, H.....	349
Rauscher, P	255
Rechberger, H.	327, 651
Reichenauer, T.G	485
Reimer, M	711
Reinelt, B	205
Reiselhuber, K.	591
Reißmann, D.....	247
Renner, M.....	185
Rettenberger, G	495
Richards, B	105

Riedl, F	269
Rienessel, C	753
Rinnhofer, A.....	349
Ritzkowski, M.....	601
Rödel, A.....	523
Romm, T.....	421

S

Salhofer, S.....	363
Sander, I.....	105
Sarc, R.....	591, 693, 763, 767, 773, 781, 793, 799, 805
Sauter, A.....	645
Sauve, G.....	637
Schau, A.....	105
Schenk, J.....	135
Schenke, L.....	129
Scherhauser, S.....	401, 439
Schlecht, J.....	645
Schmidt, G.....	763
Schneider, K.....	711
Schnell, M.....	129
Schöftner, P.....	485
Scholger, R.....	591
Scholten, A.F.K.....	145
Schönberg, A.....	227, 529
Schrauwen, G.....	541
Schuster, M.....	185
Schwödt, S.....	415
Sedlazeck, K.P.....	489
Seiler, E.....	275
Seiringer, H.....	449
Sessitsch, A.....	485
Sigmund, G.....	477
Simoni, M.....	651
Slijkhuis, C.....	261
Soja, G.....	477
Sommer, M.....	77
Sommerhuber, P.....	547, 617
Sorg, F.....	105
Stadler, C.....	387
Stapf, D.....	175
Stauber, R.....	161
Stäubli, B.....	387
Steiner, M.....	509
Stocker, K.....	729
Stockschläder, J.....	175
Stüger-Hopfgartner, A.....	759
Summer, D.....	485
Suppan, F.....	349

T

Takoeta, D	717
Tandon, K.	199
Teipel, U	275
Thiel, C	175
Thimm, K.	611
Thome, V	687
Thrän, D	247
Timpe, M.....	141
Tröbinger, H.....	707
Trois, W	489
Trojosky, M	165
Tulnik, R	449
Turshatov, A	105

U

Ulbricht-Sundt, D	557
Unger, N	401
Uschnig, S	449

V

Van Acker, K.....	637
Van Eygen, E	327
Veltzke, W.....	141
Viczek, S.A	773
Vittuari, M.....	401
Vollprecht, D	111, 135, 489, 561, 569, 745
von Gries, N.....	369

W

Wack, R	687
Waltner, G.....	349
Warnecke, R.....	179
Weber, L	651
Weil, D.F.....	245
Weiler, C	501
Weiß, C.....	231
Weissenbach, T	763
Wellacher, M.....	335, 745
Wellmer, F.-W.....	651
Wexler, M.....	175
Wieser, L.....	299
Wiethoff, S	105
Wilke, M	611
Wille, E.....	577
Wilts, H.	369
Wimmer, A.....	231

Wimmer, B.....	485
Windisch, S	227
Winiwarter, V	57
Winter, I	331
Winterstetter, A.....	577, 651
Wirthensohn, T	471, 607
Woidasky, J.	105
Wolf, J.....	371
Wutte, C.....	285

Z

Zeller, T.....	645
Zhou, Y.	701
Zimek, M.....	407
Zorn, M	787
Zwiellehner, M.H.....	179

Sachregister

A

Abfallbegriff	285
Abfallbesitzer	285
Abfallende	759
Abfallrecht	659
Abfallverbrennung	65
Abfallvermeidung	315, 407, 427, 439, 443
Abfallwirtschaft	659, 701, 805
Abfallwirtschaftskonzepte	65
Abfallwirtschaftsrecht	299
Abfallzusammensetzung	799
Abwasser	335
Abwasserbehandlung	199
Aerobisierung	585
Agrarstrukturverbesserung	741
Airsparging	547
Aktive in-Situ Abdeckung	611
Alkali-Mangan-Batterien	221
Altlast O76 Kokerei Linz	529
Altlasten	57, 471, 547
Altlastensanierung	457, 489, 541
Altpapier	141
Aluminium	231
Anlagenbeschickung	153
Anthropogenic resources	577
APK	269
Asbestsanierung	557
Attributional modelling	401
Aufbereitung	239
Aushubmaterial	753
Auslaugung	135
Automobilshredder	125

B

Ballenbeprobung	767
Batterien	85
Batterierecycling	221
Bauschuttrecycling	687
Beendigung von Umschließungsmaßnahmen	607
Befragung	415
Bewässerung	591
Bewusstseinsbildung	407
Bildgebung Verfahren	509
Bildschirmgeräte	371
Bindige Bodentexturen	453
Bioabfall	241

Biogas.....	241
Biogasanlage.....	245
Biogene Reststoffverwertung.....	247
Biokohle.....	477
Bio-Kreislauf-Sackerl.....	449
Biokunststoff.....	255, 449
Bioremediation.....	465
Bodenaushubmaterial.....	741, 759
Bottom Ash.....	637
Brennstoffbeschickung.....	179
Bürgerkommunikation.....	349

C

Carbonfaser.....	175
CFK.....	175
Charakterisierung.....	363
Chemical Recycling.....	275
Circular Economy.....	331, 407
CKW.....	541

D

Datenschutz.....	299
Dehalococoides.....	485
Deponie Rautenweg.....	591
Deponie.....	495, 535
Deponieabdichtung.....	523
Deponiebelüftung.....	601
Deponiegas.....	495
Deponien.....	501
Deponieplanung.....	665
Dichtungskontrollsystem.....	523
Digitalisierung.....	343, 381, 805

E

Echtzeitanalyse.....	787
Echtzeitanalytik.....	119
Edelstahl-Recycling.....	387
Elektrische Widerstandstomographie.....	591
Elektro- und Elektronikaltgeräte.....	369
Elektroaltgeräte.....	363
Elektrofahrzeug.....	711
Elektronikaltgeräte.....	371
Elektroofenschlacken.....	135
Elektroschrott.....	211
Emissionen.....	221, 601
Entwicklung.....	701
Erde.....	285

Ersatzbrennstoffe.....	781, 793
Ersatzbrennstoffqualität	773
Europa	305
Excavated Soil.....	745

F

Feuchttücher.....	335
FFH-Richtlinie	501
Fiber Reinforced Plastics	275
Fine Fractions	569
Flammhemmer.....	261
Flugasche	185, 199
Food Waste	401
Förderung	471
FTIR-Spektroskopie	255
Funnel & Gate - System.....	457

G

Gasbildungspotential	585
Gasprognosemodell.....	495
Gefährdungsabschätzung.....	515
Gemeinschaftskraftwerk Inn	753
Gemischte Siedlungsabfälle	763
Geoelektrik.....	509
Geologger.....	523
Geophysik.....	509
Gewerbeabfall.....	781, 793
Glasrecycling	165
Glass-Ceramics	637
Global	305
Grenzwerte	261
Grundwasser	617
Grundwasserverunreinigungen.....	607

H

Hausmülldeponien	607
Hydrothermale Prozesse	247
Hygienisierung.....	65

I

Immobilie Porosität	623
In situ Sanierung.....	453
In situ	623
Industrie 4.0	357, 693
Industrielle Aufarbeitung von Alteilen.....	375

In-situ Belüftung	535, 599
-------------------------	----------

K

Klärschlammasche	717, 723
Klärschlammverordnung	723
Klassifikation	651
Kohlenstoffsенke	585
komplexe Stoffströme	161
Komposterde	759
Kompostierung	255, 449
Konditionierung	135
Kontaminierte Sedimente	611
Kreislaufwirtschaft	77, 245, 309, 315, 327, 787
Kreislaufwirtschaftspaket	321
Kritische Rohstoffe	211
Künstliche Intelligenz	695
Kunststoff	105, 145
Kunststoffverpackungen	327

L

Landfill Mining	111, 561, 569, 577
LCA	401, 637, 645
Lebensmittelabfall	415, 433, 439, 443
Lebensmittelproduktion	443
Leitfaden	363
Liegenschaftsentwicklung	551
Lithium-Ionen-Batterie	711

M

Magnete	205
Mechanische Aufbereitung	211
Mehrporensystem	623
Mehrweg	315
Mehrwegbecher	427
Messinstrumente	433
Metal	745
Metall	119, 239
Metallabscheidung	707
Migrationsparameter	515
Mikrobiologische in site Sanierung	457
Mineralölkohlenwasserstoffe	465
Mineralölkontamination	547
Modellbildung und Simulation	179
Modulares Sortierungskonzept	161
Müllverbrennung	193
Multifunktionalität	393
Multikriterielle Bewertung	247

Multi-Layer	269
Multimaterial	265
Multisensor	119
Multivariate Verteilung	799
Municipal Solid Waste (MSW)	645
Municipal Waste Management	331
Municipal Waste	629

N

Nachhaltige Sanierung.....	477
Nachhaltigkeit	687
Nachhaltigkeitsziele	57
Nachsorgephase.....	599
Natürlicher Zeolith.....	729
NE-Metalle	125
Newcycling.....	269
NEW-MINE	561
Nullwertiges Eisen	485

O

Oberflächenabdichtung.....	541
Ökobilanz.....	185, 327, 393
ÖNORM B3151	673
Organischer Schadstoffabbau	489

P

PAK - Sanierung	557
Papierrecycling	145
Papierschaumplatten	141
Perchlorethen	485
PFAS	617
Phasenschöpfung	529
Phosphor	227, 717
Phosphorrückgewinnung	723
Phosphorus.....	735
Pilotanlage	729
Potentialanalyse	387
Probenahmekonzept.....	767
Produktentwicklung.....	687
Produktzyklus	309
Prozessanalyse	231
Prozesse.....	601
Prüfung mittels indirekter Prüfmethode.....	679
Pumpe	335

R

RC-Baustoffe im Erdbau	679
Rechtlicher Anpassungsbedarf	299
Recycling Logistik	357
Recycling	77, 111, 129, 141, 205, 227, 239, 309, 381, 393, 693, 711, 717, 735, 745
Recyclingbaustoffverordnung	673
Recyclingwirtschaft	305, 357
Recyclingziele	321
Remanufacturing	375
Reparatur	369
Resource Classification	577
Ressourceneffizienz	375, 381
Ressourcenschonung	281
Restmüll	295
Re-Use	421
ReWaste4.0	693, 695
Robotik	695
Rohstoffe	185
Rohstoffsicherung und Ressourceneffizienz	71
Rückbau	551

S

Sanierung	471, 617
Sanierungsplanung	515
Scanner	349
Scenario Comparison	645
Scenarios Assessment	629
Schad- und Störstofferkundungen	673
Schadstoff Immobilisierung	477
Schadstoffabbau	453
Schadstoff	773
Schadstoffsanierung	557
Schadstoffträger	773
Schlacke	193
Schlammmentwässerung	611
Schleifkorn	129
Schleifpapier	129
Schüttgutaufbereitung	707
Schwermetallverteilung	781, 793
Sekundärrohstoffe	651
Selbstentzündung	85
Seltenerdmetalle	205
Sensor Based Sorting	111
Sensor	343
Sensorbasierte Sortierung	161
Sensorgestützte Sortierung	125, 561
Sensortechnologien	787
Sewage Sludge	735
Sicherheitsrelevante Störstoffe	85
Simplex	799

Solid State Recycling	231
Sortenreinheit	343
Sortieranalyse	295, 763, 767
Sortiertechnik	665
Sortierung	105
Spirulina	245
SPOP-Verfahren	199
Spuckstoff	145
Stabilisotopenanalyse	465
Stahlwerksschlacke	227
Standortsanierung	551
Steel Industry	397
Stickstoffrückgewinnung	729
Stickstoffumsetzung	599
Stoffbeschränkungen	659
Stoffstromführung	153
Störstoffe	171
Supercritical Water Oxidation	275
Sustainability Assessment	397
Synergien	241
Systemlösungen	165

T

TA Luft 2002	501
Telematik	665
Textilien	265
Thermische Abfallbehandlung	179
Thermische Behandlung	171, 175
Torrefication	397
Tracer Based Sorting	105
Transdisziplinäre Ansätze	71
Transportbelastungen	371
Transportmodell	529
Treibhauspotenzial	439
Trockene Dichtesortierung	165
Tschechische Republik	763
Tunnelausbruch	753

U

Unternehmensbefragung	805
Upcycling	265
Uran	57
Urban Mining	387

V

Verbrennungsanlagen.....	171
Verdichtbarkeit und Bestimmung der Bezugsdichte	679
Vereinheitlichung	295
Verfahrenskombination	489
Verfahrensoptimierung.....	535
Vergleichmäßigung von Stoffströmen.....	153
Vermeidung	433
Verpackung.....	415
Verpackungsabfall	427
Verwertung	193, 281, 741
Verwertungsorientierter Rückbau	421
Volkswirtschaftliche Effekte	77
Vorbereitung zur Wiederverwendung	369
Vorräte.....	651
VR China	701

W

Waste Characterization.....	569
Waste Management Planning.....	331
Waste Management.....	629
WEEE Kunststoffe	261
Wertstoffe	349
Wertstoffwende.....	71
Wiederverwendung.....	421
Wirbelstromsortierung.....	707
Wirtschaftsleistung.....	321

Z

Zementherstellung	281
-------------------------	-----



Zum vierzehnten Mal trifft sich die Abfallwirtschaft der DACH Länder im November 2018 in Leoben. Die Recy & DepoTech ist einer der Fixpunkte im Reigen der wissenschaftlichen Konferenzen zu den Themen der Abfallwirtschaft.

Recycling und Abfallverwertung, Abfallwirtschaft und Ressourcenmanagement, Deponietechnik und Altlasten sowie Internationale Abfallwirtschaft und Spezielle Recyclingthemen sind die Themenschwerpunkte.

Charakteristisch für die Recy & DepoTech ist die Verknüpfung von Theorie und Praxis. Sowohl wissenschaftliche Erkenntnisse, als auch Fallbeispiele und Berichte aus der Praxis werden von Experten/innen präsentiert und diskutiert.

Gerade in der Zeit neuer Dynamik in der Umwelttechnik und Abfallwirtschaft - Stichworte Kreislaufwirtschaftspaket, Plastic Strategy, Klimawandel, Recycling, Ressourceneffizienz - hat eine fachliche Plattform besondere Bedeutung.

Das Programm der Recy & DepoTech 2018 umfasst 121 Vorträge und 53 Poster. In diesem Konferenzband sind die qualitativ hochwertigen, redigierten, wissenschaftlichen Fachbeiträge der **VORTRÄGE** inklusive englischem Abstract zusammengefasst.