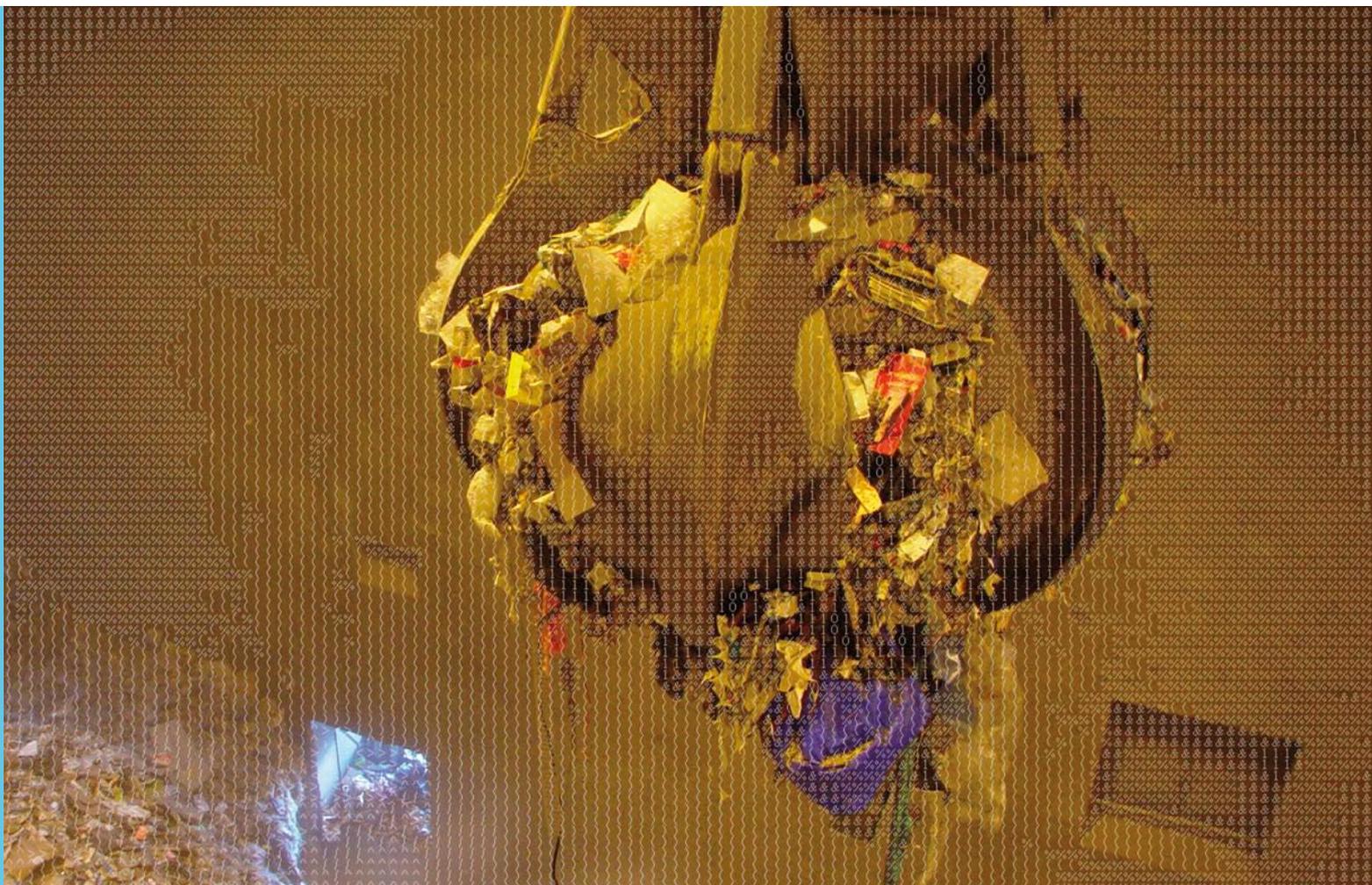

> KVA-Rückstände in der Schweiz

Der Rohstoff mit Mehrwert



Schweizerische Eidgenossenschaft
Confédération suisse
Confederazione Svizzera
Confederaziun svizra

Bundesamt für Umwelt BAFU

Impressum

Herausgeber

Bundesamt für Umwelt BAFU

Das BAFU ist ein Amt des Eidg. Departements für Umwelt, Verkehr, Energie und Kommunikation (UVEK).

Autoren

Adam F., Ammann, Asai K., P., Blatter E., Böni, D., Brunner M., Bühler A., Bunge R., Chardonnens M., Fahrni H. P., Ganguin J., Hellweg S., Horn, J., Huter C., Johnson C.A., Koralewska R., Kuhn E., Langhein E.-C., Ludwig C., Martin J., Morf L.S., Schlumberger S., Selinger A., Steiner C., Stucki S., Walker B., Zeltner C.

Begleitung BAFU

Kaarina Schenk, Abteilung Boden

Georg Ledergerber, Abteilung Kommunikation

Zitierung

Schenk K. (Ed.) 2010: KVA-Rückstände in der Schweiz.

Der Rohstoff mit Mehrwert. Bundesamt für Umwelt, Bern. 230 S.

Gestaltung

grafikwerkstatt upart Bern | Laurence Rickett

Titelfoto

BAFU/AURA

Download PDF

www.umwelt-schweiz.ch/ud-1026-d

> Inhalt

> Vorwort	7
> Avant-propos	8
> Foreword	9

1 Geschichte der Abfallwirtschaft Schweiz mit Fokus auf die Abfallverbrennung

Hans-Peter Fahrni

Von der wilden Deponie zu den Verbrennungsrückständen

1. Zur Geschichte der schweizerischen Abfallwirtschaft	11
2. Das Leitbild für die schweizerische Abfallwirtschaft	14
3. Der Aufbau des rechtlichen Rahmens der Abfallwirtschaft	15
4. Der Stellenwert der Verbrennung	18
5. Die Verbrennungsrückstände	21

Marc Chardonens

Les résidus de l'incinération dans le canton de Fribourg: chronique d'une histoire imparfaite

1. La nécessité d'une approche historique	25
2. Expériences et doutes: 1960–1990	25
3. Planification et réalisations: 1990–2010	29
4. Les résidus de l'incinération	31
5. Conclusions	34

2 Abfallverbrennung – Stoffflüsse und Ökobilanzen

Leo S. Morf

Stoffflussanalysen für die thermische Abfallbehandlung: Erkenntnisse und Ausblick nach mehr als 25 Jahren Erfahrung

1. Stoffflussanalyse zur Beschreibung komplexer Systeme	37
2. Methodenentwicklung der letzten 25 Jahre	38
3. Erkenntnisse aus typischen praktischen Anwendungen in den letzten Jahren	41
4. Ausblick	51

Stefanie Hellweg

Ökologische Beurteilung von Entsorgungstechnologien und -szenarien

1. Einleitung	54
2. Die Methode Ökobilanz und deren Anwendung in der Abfallwirtschaft	56
3. Ökobilanzen von Entsorgungstechnologien	57
4. Ökobilanzen von nationalen Entsorgungsszenarien	59
5. Schlussfolgerungen	60

3 Abfallverbrennung – Verbrennungstechnologien und Energiegewinnung

Martin Brunner

Trennen durch Verbrennen: Behandlungstechnologien

1.	Die Prozessschritte der thermischen Abfallbehandlung	66
2.	Welches Verbrennungssystem: Rost, Wirbelschicht oder Drehrohr?	66
3.	Der Einfluss der Behandlungstemperatur	69
4.	Energie aus Abfall – Energy from Waste	70
5.	«Alternative» thermische Behandlungsverfahren	71
6.	Die Schlussfolgerung	72
7.	Ausblick	72
8.	Beispiele zukunftsweisender Anlagenkonzepte	73

Johannes Martin

Abfallverbrennungsanlagen im Wandel der Zeit

1.	Einleitung – Abfall/Kehricht ist ein besonderer Stoff	75
2.	Ein kurzer Ausflug in die Geschichte	77
3.	Die thermische Abfallbehandlung heute	80
4.	Der Weg der Schweiz – aus Sicht eines Anlagenbauers	82
5.	Zusammenfassung – Ausblick	85

Adrian Selinger, Christian Steiner, Kenji Asai

Wirbelschichttechnik

1.	Thermische Abfallverwertung in der Wirbelschicht	86
2.	Die Wirbelschichtfeuerung TIF	87
3.	Der Wirbelschichtkessel ICFB	88
4.	Die Wirbelschichtvergasung TwinRec	90
5.	Ausblick: Renaissance der Wirbelschicht?	94
6.	Zusammenfassung	94

Edi Blatter

KVA, verkannte Kraftwerke – KVA, verkannte Bergwerke

1.	Schweizer KVA, verkannte Kraftwerke	96
2.	Schweizer KVA – verkannte Bergwerke	97

4 Verbrennungsrückstände – Schmelzprozesse, Charakterisierung der Rückstände

Christoph Zeltner

Schmelzprozesse zwischen Abfall- und Ressourcenwirtschaft

1.	Schmelzprozesse bei der Siedlungsabfallbehandlung mit Rostfeuerungen	104
2.	Siedlungsabfallbehandlung mit gezielten Schmelzprozessen	104
3.	Schmelzprozesse der Ressourcenwirtschaft	111
4.	Geogene Schmelzprozesse	112
5.	Folgerungen für künftige Entwicklungen	112

Urs Eggenberger, Urs Mäder

Charakterisierung und Alterationsreaktionen von KVA-Schlacken

1.	Einführung	116
2.	Probenahme und Methoden	117
3.	Charakterisierung der Schlacken	117
4.	Eluatverhalten von Schlacken	126
5.	Diskussion	134

Jacques Ganguin

Kupfer im Sickerwasser einer Schlackedeponie

1.	Einführung	138
2.	Verhalten von Schlacke	138
3.	Deponie Ronde Sagne	139
4.	Diskussion	142
5.	Schlussfolgerungen	143

C. Annette Johnson, Christoph Huter

Characterization and geochemical properties of selected incineration residues

1.	Introduction	145
2.	Elemental composition	146
3.	Mineralogy	146
4.	Acid neutralization capacity	147
5.	The solubility control of minor components	147
6.	Long-term behaviour	149
7.	Conclusions	150

Elmar Kuhn, Leo Morf

**Schlacke aus der thermischen Abfallbehandlung:
heutige Qualität – zukünftige Herausforderungen**

1.	Stand der Technik und Potenzial der Schlacken-Wertstoffe	153
2.	Schadstoffbetrachtung und Qualitätsentwicklung	154
3.	Ziele der Abfallwirtschaft – Fernziel Langfristsicherheit	157
4.	Rahmenbedingungen, Stand der Technik, Limiten	159
5.	Strategische Herausforderungen und Lösungsansatz	160
6.	Weiterer Handlungsbedarf auf technischer Ebene	160
7.	Zusammenspiel der Kräfte	162

**5 Verbrennungsrückstände – Behandlung,
Metallrückgewinnung**

Beat Walker

Sortierung und Ablagerung von KVA-Schlacke

1.	Einführung	165
2.	Grundlage	166
3.	Zwischenlagerung und Behandlung	166
4.	Sortierung der KVA-Schlacken	166
5.	Ablagerung der Schlacke	168
6.	Qualität der abgelagerten Schlacke	168
7.	Stand der Technik 2010 und Definition von Mindestanforderungen	168
8.	Abschliessende und allgemeine Betrachtungen	169

Rainer Bunge

Wertstoffgewinnung aus KVA-Rostasche

1.	Wertstoffe in Rostasche	170
2.	Metallrückgewinnung durch trockenmechanische Aufbereitung	174
3.	Kosten	180
4.	Weitergehende Aufbereitung zu Baustoffen	182

Anton Bühler, Stefan Schlumberger

Schwermetalle aus der Flugasche zurückgewinnen

1.	Einleitung	186
2.	Saure Flugaschewäsche	186
3.	Die einzelnen Verfahrensschritte im Detail	188
4.	Ausgewählte Stoffströme	191
5.	Fazit/Ausblick	191

Stefan Schlumberger

**Neue Technologien und Möglichkeiten der Behandlung
von Rauchgasreinigungsrückständen im Sinne eines nach-
haltigen Ressourcenmanagements**

1.	Einleitung	194
2.	Saure Flugascheextraktion	194
3.	Verfahrenskonzepte zur Schwermetallrückgewinnung	195
4.	Thermische Zerstörung der PCDD/F	199
5.	Ökologische und ökonomische Nachhaltigkeit	201
6.	Ausblick	202

6 Abfallverbrennung – Neue Verfahren, neue Herausforderungen

Ralf Koralewska, Eva-Christine Langhein, Joachim Horn Verfahren zur Verbesserung der Qualität von Verbrennungs- rückständen mit innovativer MARTIN-Technologie

1.	Einleitung	205
2.	SYNCOM	206
3.	SYNCOM-Plus	207
4.	MARTIN Trockenentschlackung	210
5.	Flugaschebehandlung/-rückführung	212
6.	Zusammenfassung/Ausblick	213

Daniel Böni, Franz Adam Vom Netzwerk «Trockenaustrag von KVA-Schlacke» zum Zentrum für nachhaltige Abfall- und Ressourcennutzung ZAR

1.	Der Produktzyklus	215
2.	Optimierung der Teilsysteme	215
3.	Das Netzwerk «Trockenaustrag von KVA-Schlacke»	216
4.	Das Zentrum für nachhaltige Abfall- und Ressourcen- nutzung (ZAR)	217

Samuel Stucki, Christian Ludwig Neuartige Materialien in Konsumgütern als Herausforderung für die Abfallbehandlung von morgen

1.	Einleitung	219
2.	Entwicklung der Technik in den letzten zwanzig Jahren	220
3.	Neue Herausforderungen für die Rückgewinnung von Wertstoffen aus Rückständen	222

Pierre Ammann Déchets des déchets: des solutions «aval» à celles du Phénix

1.	Introduction	225
2.	Vers une gestion durable des déchets des déchets	226
3.	Déchets des déchets: ressources stratégiques?	227

> Vorwort

Die Ziele und Grundsätze im «Leitbild für die schweizerische Abfallwirtschaft» (1986) haben die Abfallpolitik des Bundes und damit die Entwicklung der Abfallentsorgung in der Schweiz während der letzten zwei Jahrzehnte wesentlich geprägt. Von der Schweizer Abfallwirtschaft gehen heute – im Vergleich zur Situation der Achtzigerjahre – nur noch geringe Umweltbelastungen aus. Dieser hohe Standard der Abfallentsorgung in der Schweiz ist die Folge von strengen Umweltvorschriften, konsequentem Vollzug und auch der Bereitschaft aller Beteiligten, die Kosten einer umweltverträglichen Abfallentsorgung zu tragen.

Die Schweiz hat eine lange Tradition in der Abfallverbrennung. Aus Mangel an geeigneten Deponiestandorten und aufgrund der negativen Erfahrungen mit der direkten Ablagerung gemischter und brennbarer Abfälle haben die Behörden bereits früh auf die Verbrennungstechnik gesetzt. Entsprechend gross ist hierzulande das Wissen über Verbrennungstechnologien und die Behandlung der Rückstände aus den Kehrichtverbrennungsanlagen (KVA). Stand zu Beginn primär die Optimierung der Verbrennungsprozesse im Vordergrund, rückte in den letzten Jahren immer mehr die Optimierung der Rückstandsbehandlung in den Mittelpunkt. Verbesserte Ablagerungseigenschaften und die Nutzung der in den Rückständen enthaltenen Rohstoffe versprechen erhebliche ökologische und ökonomische Vorteile. Wichtige Hilfsmittel sind dabei Stoffflussbestimmungen und Ökobilanzen.

Heute werden nicht verwertbare brennbare Abfälle in 30 KVA thermisch behandelt. Modernste Technologien sorgen in den KVA für einen minimalen Ausstoss an Schadstoffen und ermöglichen eine effiziente Behandlung der brennbaren Abfälle. Dabei fallen jährlich rund 800 000 Tonnen Schlacke und 80 000 Tonnen Filterasche an, die es umweltverträglich zu entsorgen gilt.

Das Bundesamt für Umwelt (BAFU) wie auch andere Institutionen in der Schweiz haben in den letzten zehn Jahren viele Forschungsprojekte im Bereich der Abfallverbrennung lanciert und durchgeführt. Das Resultat sind wissenschaftlich hochstehende, aber auch praxisnahe Forschungsergebnisse. Mit der vorliegenden Publikation sind wichtige Arbeiten und Resultate zusammengetragen worden, um sie einem breiteren Kreis von Interessierten zugänglich zu machen.

Die Publikation «KVA-Rückstände in der Schweiz. Der Rohstoff mit Mehrwert» ist indessen nicht als Abschluss der Arbeiten zu verstehen. Es wurde in den letzten Jahren auf dem Gebiet der Abfallverbrennung zwar vieles erreicht. Auf den Lorbeeren ausruhen können wir uns deshalb jedoch nicht. Es warten in der Zukunft neue Herausforderungen, denen wir uns zu stellen haben. Mit einem gemeinsamen, auf eine nachhaltige Abfallverbrennung gerichteten Fokus lässt sich die Rückstandsbehandlung und damit die Ressourcenbewirtschaftung noch weiter optimieren.

Das BAFU dankt allen, die an der Publikation mitgewirkt haben, für ihre Mitarbeit.

Gérard Poffet
Vizedirektor
Bundesamt für Umwelt (BAFU)

> Avant-propos

Les objectifs et les principes fixés dans les «Lignes directrices pour la gestion des déchets en Suisse», publiées en 1986, ont fortement influencé la politique de la Confédération dans ce domaine et on en a eu par là une grande incidence sur l'évolution observée dans le secteur au cours des deux dernières décennies. Comparé à la situation qui régnait au milieu des années 1980, l'industrie suisse des déchets ne porte aujourd'hui plus guère atteinte à l'environnement. Ce niveau élevé a pu être atteint grâce à un ensemble de circonstances favorables: prescriptions environnementales sévères, autorités décidées à une mise en application consciencieuse de ces règles et disponibilité de tous les acteurs concernés à payer le prix d'un tel système.

Notre pays connaît une longue tradition de l'incinération. Cette technologie a très tôt reçu le soutien des autorités, en raison du manque de sites pouvant accueillir des décharges et des mauvaises expériences vécues avec l'entreposage direct de déchets combustibles non triés. De fait, les connaissances en matière de technologie d'incinération et de traitement des résidus des usines d'incinération des ordures ménagères (UIOM) sont particulièrement développées en Suisse. Alors qu'initialement l'attention s'est surtout focalisée sur l'optimisation des processus de combustion, elle se concentre depuis quelques années toujours plus sur le traitement des résidus. En effet, tant l'amélioration de leurs caractéristiques de stockage que l'extraction des matières premières qu'ils contiennent promettent encore bien des bénéfices écologiques et économiques. Les analyses des flux de matières et les écobilans sont ici des instruments de prévision fort utiles.

Aujourd'hui en Suisse, les déchets combustibles non valorisables sont traités thermiquement dans 30 UIOM, équipées des technologies les plus modernes afin de réduire les émissions de polluants à un niveau minime et d'assurer l'efficacité du processus. Il en résulte quelque 800 000 tonnes de mâchefers et 80 000 tonnes de cendres volantes, qui doivent être éliminées dans le respect de l'environnement.

Ces dernières années, l'Office fédéral de l'environnement (OFEV), tout comme d'autres institutions suisses, ont lancé de nombreux projets portant sur l'incinération des déchets. Les résultats obtenus sont non seulement de haute qualité scientifique, mais également d'une grande pertinence pratique. Les principaux travaux et résultats ont été réunis dans le présent recueil, afin de les mettre à disposition d'un public le plus large possible.

La publication de cet ouvrage ne doit cependant pas être considérée comme le point final des travaux dans ce domaine. Nous avons, certes, de nombreux succès à notre actif ces dernières années, mais nous aurions tort de nous reposer sur nos lauriers, car de nouveaux défis nous attendent. Ensemble, nous devons continuer à viser une incinération des déchets toujours plus durable afin de faire progresser encore le traitement des résidus, contribuant ainsi à une utilisation toujours plus rationnelle de nos ressources naturelles.

L'OFEV tient à remercier tous les contributeurs pour leur précieuse collaboration.

Gérard Poffet
Sous-directeur
Office fédéral de l'environnement (OFEV)

> Foreword

The objectives and principles of the Guidelines for Waste Management¹ published in 1986 have significantly influenced Switzerland's waste policy and shaped the development of the disposal industry for the last two decades. The pollutant emitted by this industry are now only a fraction of what they were in the middle of the 1980s. This high standard of waste disposal is the result of strict environmental regulations, of rigorous implementation, and also of the readiness of all concerned to bear the costs of an environmentally sound waste management system.

Switzerland has a long tradition of waste incineration. The authorities turned to this technology at an early stage because of a lack of suitable landfill sites and of negative experiences with the direct landfilling of mixed and combustible waste. There is therefore considerable knowledge about incineration technologies and the treatment of residues from municipal solid waste incinerators (MSWI) in this country. Although to begin with the main emphasis was on the optimisation of incineration processes, in recent years the focus has shifted to optimising the treatment of residues. Improved final storage characteristics and the exploitation of the raw materials contained within the residues promise considerable ecological and economic benefits. Material flow analyses and life cycle assessments are important tools.

Today combustible waste that cannot be recycled is thermally treated in 30 MSWIs. State-of-the-art technology has lowered emissions of noxious substances to a minimum and makes possible the efficient treatment of the combustible waste. This produces around 800 000 tonnes of bottom ash and 80 000 tonnes of fly ash annually which has to be disposed of in an environmentally sound manner.

The Federal Office for the Environment (FOEN), like other institutions in Switzerland, has launched and carried out many research projects in the domain of waste combustion during the last ten years. The results are both of high scientific quality and practice-oriented. The main studies and results collected in this publication, in order to make them accessible to a wider circle of interested parties.

The compendium "MSWI residues in Switzerland. The raw material with added value" should not however be understood as a conclusion to the studies. Though much has been achieved in recent years in the domain of waste combustion, we cannot yet rest on our laurels. The future holds new challenges for us which we will have to face up to. We must not lose our focus on sustainable waste incineration and continue to optimise the treatment of its residues, striving towards ever better management of our resources.

The FOEN thanks all those who have worked on this publication for their contributions.

Gérard Poffet
Vice Director
Federal Office for the Environment (FOEN)

¹ BUWAL, Leitbild für die schweizerische Abfallwirtschaft, 1986, Schriftenreihe Umweltschutz Nr. 51, 41 p.

1 > Geschichte der Abfallwirtschaft Schweiz mit Fokus auf die Abfallverbrennung

Es werden die Geschichte der Abfallwirtschaft und die Fortschritte der entsprechenden schweizerischen Umweltschutzgesetzgebung aufgezeigt. Das Beispiel des Kantons Freiburg veranschaulicht, wie die Entwicklung der Abfallwirtschaft mit Fokus auf die Abfallverbrennung war, und zeigt die Umsetzung der Umweltvorschriften auf kantonaler Ebene in diesem Bereich von 1960 bis heute auf.

Histoire de la gestion des déchets en Suisse centrée sur l'incinération

Ce chapitre illustre l'histoire de la gestion des déchets et les progrès de la législation suisse en matière de protection de l'environnement. Sur la base de l'exemple du canton de Fribourg, l'évolution de la gestion des déchets depuis les années 60 jusqu'à aujourd'hui est présentée, avec un accent tout particulier sur l'incinération, ainsi que la mise en œuvre progressive des prescriptions environnementales dans ce domaine.

History of Waste Management in Switzerland, focussing on Incineration

This chapter presents the history of waste management and the progress of the Swiss environmental legislation. The example of the Canton of Fribourg serves to illustrate the developments of waste management, in particular of incineration, and the gradual implementation of environmental prescriptions, from the 1960s to this day.

- > *Hans-Peter Fahrni: Von der wilden Deponie zu den Verbrennungsrückständen*
- > *Marc Chardonnens: Les résidus de l'incinération dans le canton de Fribourg: chronique d'une histoire imparfaite*

> Von der wilden Deponie zu den Verbrennungsrückständen

Hans-Peter Fahrni

Bundesamt für Umwelt, 3003 Bern, Schweiz

In der Abfallentsorgung kam es in der Schweiz erst in den 80-er Jahren zu einer Abkehr von einer möglichst billigen aber wenig umweltverträglichen Entsorgung. Die Umsetzung der neuen, auf eine umweltverträgliche Abfallentsorgung ausgerichteten Vorschriften bewirkte eine starke Reduktion der Umweltbelastung. Im Bereich der Verbrennungsrückstände besteht aber nach wie vor Optimierungspotenzial.

Keywords: Abfallentsorgung, Gesetze, Verordnungen

1. Zur Geschichte der schweizerischen Abfallwirtschaft

Erstaunlich spät begann sich der schweizerische Bundesstaat mit der Entsorgung von Abfällen zu befassen. Offenbar wurden Menge und Qualität bis in die zweite Hälfte des 20. Jahrhunderts als unproblematisch eingeschätzt, so dass die Entsorgung ohne weiteres den Gemeinden überlassen werden konnte. Das mochte sogar seine Richtigkeit haben, solange Abfälle vor allem aus ein paar zerbrochen Tongefässen und Tellern, den Scherben einer Glasscheibe oder pflanzlichen Abfällen bestanden. Schliesslich wurden in der guten alten Zeit Metalle gesammelt und wieder verwendet. Die Nahrungsmittelabfälle dienten als Schweinefutter; Möbel bestanden meist aus Holz und wurden lange genutzt. Die Asche aus der Holzfeuerung, in der sicher auch einige Abfälle verbrannten, wurde zum Düngen des Gartens genutzt, wobei sich vor dem Auftauchen leistungsfähiger Analysenverfahren niemand Gedanken über den Schwermetallgehalt des Bodens machte. Dieser unbekümmerte Umgang mit Abfällen hatte keine allzu grossen Konsequenzen für die Umwelt, solange die Abfallmengen relativ klein waren und solange diese Abfälle vorwiegend aus natürlichen Materialien bestanden. Erfahrungsgemäss müssen auch die meisten der kleineren alten Gemeindedeponien, soweit auf diesen keine problematischen Abfälle aus Industrie und Gewerbebetrieben endeten, nur in wenigen Fällen als Altlast saniert werden.

Diese sorglose Abfallentsorgung dauerte in der Schweiz an, auch nachdem sich Menge und Zusammensetzung stark verändert hatten. In der zweiten Hälfte des letzten Jahrhunderts kamen vermehrt Kunststoffe als Konstruktions- und spä-

ter als Verpackungsmaterial zum Einsatz. Im Detailhandel breitete sich die Selbstbedienung aus. Die Waren wurden nicht mehr für jeden Kunden individuell in einen Papiersack abgewogen, sondern standen sauber verpackt auf dem Regal. Die Milch brachte nicht mehr der Milchmann, sondern sie ward in Kartonverbundpackung abgefüllt. Einrichtungsgegenstände waren nicht mehr für Generationen gedacht, sondern häufig wenig dauerhaft gestaltete Massenware, dafür aber billig. Noch problematischer war der Wandel in der Industrie. Viele Betriebe setzten Schwermetalle, beispielsweise zur galvanischen Oberflächenbehandlung ein; Abfälle mit teilweise löslichen Schwermetallsalzen waren die Folge. Die chemische Industrie nahm einen grossen Aufschwung; sie produzierte nicht nur Farbstoffe, sondern in zunehmendem Mass auch toxikologisch und ökologisch relevante Substanzen für den Einsatz als Insektizide, Fungizide, aber auch als hochwirksame Pharmazeutika. Die während Jahrzehnten übliche Entsorgung der Abfälle der chemischen Industrie Basel, welche typischerweise durch das Einleiten flüssiger Abfälle in den Rhein und durch das Einbringen der festen Abfälle über ein Verklappungsschiff erfolgte, stiess zunehmend auf Protest aus Gewässerschutzkreisen. Die chemische Industrie wich denn auch in Basel bei der Abfallentsorgung zunehmend auf das Verfüllen von Kiesgruben in der näheren und weiteren Umgebung aus, eine Umstellung, die Martin Forter sorgfältig dokumentierte [1].

Die vielleicht früher, bei kleineren Abfallmengen und unproblematischer Zusammensetzung noch tolerierbare unsorgfältige Abfallentsorgung wurde auch bei ganz anderen

Mengen und vor allem bei problematischeren Inhaltstoffen beibehalten und nicht hinterfragt. Dies zeigt sich beispielhaft an der Entsorgung von Munition in den Schweizerseen. So hat die Schweizer Armee zwischen 1945 und 1964 z. B. im Thuner- und Brienersee Fliegerbomben, Granaten, gewöhnliche Patronen und Sprengstoffrückstände versenkt. Gemäss Angaben des VBS handelt es sich um etwa 3000 Tonnen Material, nämlich 2000 Tonnen Metall und 1000 Tonnen Sprengstoff, davon etwa 500 Tonnen Trinitrotoluol [2].

Während die schweizerische Gesetzgebung die wirtschaftliche Landesversorgung spätestens nach dem ersten Weltkrieg zur Bundesaufgabe machte, blieb die Entsorgung der Abfälle bis weit in die zweite Hälfte des 20. Jahrhunderts auf Bundesebene ungeregelt. Erste Regelungen im Bundesrecht finden sich erst im Gewässerschutzgesetz vom 16. März 1955 [3]; dieses hält in Artikel 4 fest:

«Es ist untersagt, in Gewässern feste Stoffe aller Art einzuwerfen oder abzulagern, die geeignet sind, das Wasser zu verunreinigen, oder die in anderer Weise dem ... gewährten Schutz zuwiderlaufen.

Untersagt ist auch das Ablagern von Stoffen ausserhalb der Gewässer sowie die Anlage von Kiesgruben in der Nähe von Grundwasserfassungen, sofern diese Vorkehren geeignet sind, eine Verunreinigung der Gewässer zu verursachen. Bei bereits vorhandenen Ablagerungen und Kiesgruben, sind die erforderlichen Massnahmen zu treffen, um die damit verbundenen Gewässerverunreinigungen zu beheben.»

Schon das Gewässerschutzgesetz 1955 enthielt den für die zukünftige Ausgestaltung des schweizerischen Gewässerschutzes wichtigen Grundsatz, wonach der Gewässerzustand sämtliche Nutzungen, für Trinkwasser, Badezwecke, für die Fischerei und Landwirtschaft erlauben soll. Das Gewässerschutzgesetz von 1955 blieb ziemlich unverbindlich, was konkrete Vorgaben für die Umsetzung betrifft. Das Festlegen von Sanierungsfristen wurde den Kantonen überlassen. Konkrete, analytisch chemisch überprüfbare Anforderungen an Abwäs-

ser oder an deren Behandlung wurden vermieden. Vor allem blieb aber die Finanzierung des Baus von Abwasser- und Abfallanlagen, von ein paar Ausnahmefällen abgesehen, ungeregelt. Kein Wunder, dass schon nach wenigen Jahren der Ruf nach einer wirksameren gesetzlichen Grundlage aufkam.

Eine von der EAWAG 1969 durchgeführte Tagung war der Anlass für eine eigentliche Bestandesaufnahme der schweizerischen Abfallwirtschaft [4] (Tabelle 1).

Die Schweiz wies 1969 rund 5,8 Millionen Einwohner auf. Nach der damaligen Untersuchung der EAWAG war somit die Art der Abfallentsorgung nur bei gut der Hälfte der Einwohner und bei etwa 20% der Gemeinden bekannt. Die anderen Einwohner verursachten natürlich ebenfalls Abfälle, nur wurden diese auf den von der EAWAG nicht erfassten Gemeindeflächen oder sonst irgendwo in Wald und Feld entsorgt.

Die wilde Abfallentsorgung und vor allem die doch sehr schleppende Umsetzung der Vorschriften zur Abwasserbehandlung waren die Gründe, die schon in den sechziger Jahren den Ruf nach einer Neufassung der gewässerschutzrechtlichen Vorschriften auslösten. Mit dem Gewässerschutzgesetz 1971 [5] wurde ein griffigeres Instrument geschaffen. Das Gewässerschutzgesetz 1971 enthielt denn auch deutlich konkretere Anforderungen im Bereich der Abfallentsorgungen. Die Kantone wurden verpflichtet, die Abfälle schadlos zu beseitigen, wobei das Gesetz die Möglichkeit zur Delegation dieser Aufgabe explizit aufführt.

Art. 27

Abs. 2 Die Kantone sorgen dafür, dass die festen Abfälle aus Haushalt, Gewerbe und Industrie gesammelt und durch geordnetes Deponieren, Kompostieren, Verbrennen oder auf andere Weise schadlos beseitigt werden. Die Kantone übertragen diese Aufgaben den Gemeinden, anderen Korporationen des öffentlichen Rechtes, Zweckverbänden oder Verursachern, soweit sie sie nicht selber ausführen. Sie überwachen deren Massnahmen und Arbeiten.

Abs. 3 Die Kantone sind dafür besorgt, dass bestehende Deponien fester Abfälle ausserhalb der Gewässer, die eine Verun-

	Anzahl	Angeschlossene Einwohner	Angeschlossene Gemeinden
Verbrennungsanlagen mit Wärmeverwertung	10	1 935 800	165
Verbrennungsanlagen ohne Wärmeverwertung	12	402 300	223
Einfache Anlagen zur Kehrriechtkompostierung	3	89 500	6
Kompostierungsanlagen mit Siebrestverbrennung	1	22 700	8
Kombinierte Kompostierungs- und Verbrennungsanlagen	10	652 400	146
Geordnete Deponie	7	100 900	42
Total	43	3 203 600	590

Tab. 1 Die Abfallentsorgung in der Schweiz 1969, nach Angaben der EAWAG [4].

reinigung des Wassers verursachen könnten, innerhalb von zwei Jahren nach Inkrafttreten dieses Gesetzes aufgehoben werden. Wo die Umstände es erfordern, hat die kantonale Behörde indessen unverzüglich Massnahmen anzuordnen.

Interessant ist aus heutiger Sicht der Begriff der «Beseitigung». Entgegen dem seit den Arbeiten von Antoine Laurent de Lavoisier im 18. Jahrhundert bekannten naturwissenschaftlichen Axiom, wonach bei chemischen und biologischen Prozessen die Masse der Reaktionspartner enthalten bleibt, wird die Illusion einer schadlosen Beseitigung vertreten. Die Abfälle sind aber auch nach der Beseitigung auf eine Deponie noch vorhanden; die in Abfällen enthaltenen chemischen Elemente sind auch nach einer Verbrennung noch in den Reaktionsprodukten, d. h. den Verbrennungsgasen und den Rückständen enthalten.

Wichtig für den Durchbruch im Gewässerschutz, den das Gesetz von 1971 bewirkte, war die damit geschaffene Grundlage für finanzielle Beiträge des Bundes an die erstmalige Erstellung von Abwasser- und Abfallanlagen. Die Subventionen des Bundes an Abfallanlagen beschleunigten in den folgenden Jahren die Umsetzung des Gesetzes. Sie ermöglichten den Bundesbehörden auch eine gewisse Steuerung beim Bau von Anlagen. Weil ein «sachgemässer Gewässerschutz» eine zentrale Voraussetzung für die Subventionierung war, konnten die Behörden den Bau von erwiesenermassen nicht funktionsfähigen Anlagen zur Abfallbehandlung oder von Anlagen zur Abwasserreinigung mit ungenügender Leistungsfähigkeit verhindern. Zum Teil, gelang es dank der Bundesmittel auch, die Planung benachbarter Gemeinden bei der Abwasserreinigung zu koordinieren und damit den Bau grösserer und damit kostengünstigerer Abwasseranlagen zu fördern. Bei Abfallanlagen bildeten meist Gemeindeverbände oder die grösseren Städte die Trägerschaft von Anlagen.

Die prozentuale Höhe der Bundesbeiträge richtete sich nach der Finanzkraft der Kantone. Ursprünglich erhielten finanzstarke Kantone 15% der beitragsberechtigten Kosten vom Bund erstattet, die finanziell mittelstarken Kantone 25% und die finanzschwachen Kantone 35%. Mit dem Gewässerschutzgesetz vom 24. Januar 1991 wurden die Subventionen für finanzstarke Kantone abgeschafft. In den anderen Kantonen lief nach Inkrafttreten eine fünfjährige Übergangsfrist. Für die Verbrennungsanlagen in Thun und im Tessin, die wegen Wechsel der eingesetzten Behandlungsverfahren nicht rechtzeitig eine Baubewilligung erhalten hatten, verlängerte das Parlament diese Fristen. Insgesamt leistete der Bund von 1973 bis 2009 Bundessubventionen in der Höhe von 1160 Millionen Franken – oder rund 150 Franken pro Einwohner – an den Bau von Abfallanlagen.

1976 wurde gestützt auf Vorarbeiten der EAWAG mit der Verordnung über Abwassereinleitungen konkrete Anfor-

derungen an die Qualität der in Kanalisationen und Fließgewässer eingeleiteten Abwasser gestellt. Die Qualitätsanforderungen waren später auch massgebend bei der Beurteilung der tolerierbaren Emissionen von Deponien. Ebenfalls aus dem Jahr 1976 datiert die Richtlinie über «Allgemeine Anforderungen an Standort, Anlage, Betrieb und Kontrolle von geordneten Deponien» [6]. Ganz generell blieb aber der Abfallbereich auf Bundesebene ein vernachlässigtes Stiefkind. Heute fällt auf, wie summarisch die Regelungen im Abfallbereich noch in den siebziger Jahren ausgestaltet waren. Dies gilt vor allem dann, wenn wir diese Regelungen mit den gleichzeitig erlassenen und in der Folge akribisch vollzogenen detaillierten Vorschriften über die Lagerung wassergefährdender Flüssigkeiten vergleichen.

Nicht zuletzt aufgrund der klaren Vorgaben des Gewässerschutzgesetzes von 1971 verbesserte sich aber die Situation bei der Abfallentsorgung insofern, als der Anteil der wilden Entsorgung deutlich abnahm. Für das Jahr 1978 hat das Eidgenössische Amt für Umweltschutz den damaligen Stand der Abfallentsorgung erhoben [7], (Tabelle 2).

Bei rund 94% der Einwohner ist die Art der Abfallentsorgung 1978 den Behörden bekannt. Nach den damaligen Schätzungen wird von einer Gesamtmenge von 2 Millionen Tonnen Siedlungsabfällen ausgegangen. Die direkte Kompostierung von Kehrriech mit dem Ausscheiden und Verbrennen von Siebresten hatte nach wie vor Bedeutung, obwohl die EAWAG schon seit Jahren auf den damit verbundenen, problematischen Eintrag von Schwermetallen in die Böden hinwies.

Eine umfassende Beurteilung von Verfahren mit allen Stoff- und Energieflüssen und der Beurteilung der Auswirkungen auf die Umweltkompartimente, Luft, Wasser und Boden fand nicht statt. Der Entscheid über das bei der Abfallentsorgung zur Anwendung gelangende Verfahren erfolgte auf Gemeinde- oder Verbandsebene wobei die Einflussmöglichkeiten der Behörden relativ klein waren, insbesondere wenn die kantonalen Behörden oder private Promotoren nicht überprüfte Verfahren ohne Bundesmittel und damit ohne Einflussmöglichkeiten der Bundesbehörden realisieren wollten. Es

Art der Behandlung	Anteil der behandelten Abfälle
Verbrennung mit Wärmeverwertung	52%
Verbrennung ohne Wärmeverwertung	18%
Kompostierung und Verbrennung	10%
Geordnete Deponie	14%
Total 94%	94%

Tab.2 Stand der kommunalen Abfallbeseitigung in der Schweiz 1978 [7]

fehlten noch klare, analytisch chemisch überprüfbare Anforderungen an die Behandlungsprodukte, also z. B. Grenzwerte für die Schadstoffgehalte in Komposten oder Anforderungen an die Abgase von Verbrennungsanlagen. Dies erklärt, weshalb auch immer wieder nicht erprobte Verfahren zum Einsatz kamen, deren Leistungsfähigkeit im Dauerbetrieb nicht erwiesen war. Erwähnt sei hier etwa die direkte Vergärung von mit Wasser versetzten Siedlungsabfällen in abgedeckten Becken. Dieses Verfahren lieferte zwar eine gewisse Menge an Biogas, daneben blieben aber grosse Mengen an nassen, angefaulten Rückständen und hoch belastete Abwässer zu «beseitigen». Auch die verschiedentlich propagierte Herstellung von Bauprodukten aus sortierten und gepressten Siedlungsabfällen lieferten im Dauerbetrieb nicht die von den Promotoren versprochenen schadstoffarmen, hochwertigen Produkte.

Die stiefmütterliche Behandlung des Abfallbereichs im Rahmen der Bundesgesetzgebung setzte sich auch beim Erarbeiten eines umfassenden neuen Umweltschutzgesetzes fort. Volk und Stände nahmen am 6. Juni 1971 den Artikel 24^{septies} der Bundesverfassung an, welcher den Bund verpflichtet, Vorschriften «über den Schutz des Menschen und seiner natürlichen Umwelt gegen schädliche und lästige Einwirkungen» zu erlassen.

Die Botschaft des Bundesrates vom 31. Oktober 1979 zu einem Bundesgesetz über den Umweltschutz [8] enthält zur Abfallwirtschaft drei Artikel. Namentlich ist dies die Pflicht, Abfälle nach den Vorschriften des Bundes und der Kantone zu verwerten und unschädlich zu machen, oder zu beseitigen. Zudem wurde eine Bewilligungspflicht für Deponien eingeführt. Die Kantone haben weiterhin die Pflicht, dafür zu sorgen, dass die Abfälle vorschriftsgemäss verwertet, unschädlich gemacht oder beseitigt werden. Der Bund erhält die Kompetenz, bei bestimmten Abfällen die Verwertung vorzuschreiben. Zudem kann er die separate Sammlung und Verwertung, Beseitigung oder Unschädlichmachung bestimmter Abfälle vorschreiben. Erst bei der Beratung im Parlament wurde unter dem Einfluss des Skandals um die verschwundenen Fässer mit den dioxinhaltigen Abfällen aus Seveso noch die Kompetenz zur Kontrolle des Verkehrs mit Abfällen eingefügt. Man möchte fast meinen, es hätte auf Ebene der Gesetzgebung eine gewisse Hemmung bestanden, sich mit etwas so dreckigem wie Abfällen vertieft zu befassen.

In der Praxis liessen die problematischen Folgen dieser Vernachlässigung durch Gesetzgeber und Aufsichtsbehörden nicht lange auf sich warten. Der Störfall bei der ICMESA in Seveso und das später folgende Verschwinden der Fässer mit den stark dioxinhaltigen Abfällen aus dem Reaktor zeigten die Notwendigkeit, gerade beim grenzüberschreitenden Verkehr mit Abfällen eine Kontrolle von «Cradle to grave» aufzubauen. Der Störfall bei Seveso hatte zudem eine für die Abfallpolitik wichtige Nebenwirkung. Die Dioxinanalytik wurde zur Routi-

ne entwickelt, mit dem Ergebnis, dass sich in den damals nur mit Elektrofiltern von gröberem Staub befreiten Abgasen der KVA relativ hohe Dioxinwerte nachweisen liessen.

Die Ablagerung aller Arten von Abfälle auf Deponien, bei denen die einzige Sicherheit in einer mehr oder weniger behaupteten Undurchlässigkeit gegen Wasser lag, führte zu den zu erwartenden Problemen. Untragbare Geruchsemissionen veranlassten z. B. die Gemeinde Kölliken, am 1. April 1985 eine Schliessung der Sondermülldeponie zu verlangen. Die Deponie blieb dann auch, entgegen der Erwartungen der im Konsortium vertretenen Organisationen, endgültig geschlossen.

Zum ersten Mal war die billige Art der Beseitigung durch das Ablagern unbehandelter Sonderabfälle verschwunden. Auch die als Ausweidlösung genutzten Exporte gerieten in kurzer Frist ins Kreuzfeuer. Englische Bürger und Bürgerinnen protestierten lautstark gegen die Verbrennung von Abfällen aus der Schweiz in Sonderabfallanlagen und gegen die direkte Ablagerung auf Oberflächendeponien. Sogar die schweizerische Armee kam in Kritik, war sie doch nach der Schliessung der Deponie Kölliken für die Entsorgung ihrer Batterien auf die Benutzung der Sondermülldeponie im ostdeutschen Schönberg angewiesen.

Die unzureichend geregelte Abfallentsorgung und insbesondere die Ablagerung von unbehandelten Industrieabfällen stellt eine der Hauptursachen für die heute in der Schweiz bestehenden Altlasten dar. Rund 4000 Altlasten, müssen saniert werden, weil sie wegen des Austritts von Schadstoffen früher oder später eine Gefahr für Mensch und Umwelt darstellen. Die notwendigen Massnahmen werden nach heutigen Schätzungen rund 5 Milliarden Franken kosten und sich über 25 Jahre hinziehen.

2. Das Leitbild für die schweizerische Abfallwirtschaft

Nicht nur bei der Entsorgung der Sonderabfälle, auch im Bereich der Siedlungsabfälle waren in den 80-er Jahren Missstände verbreitet. Ein Teil der Deponien genügte offensichtlich nicht einmal minimalen Anforderungen des Grundwasserschutzes, wiesen die Deponien doch weder eine Basisabdichtung, noch eine Fassung des Sickerwassers und schon gar keine Fassung und Behandlung der Deponiegase auf. Häufig waren die Deponien auch an aus hydrogeologischer Sicht völlig ungeeigneten Standorten errichtet worden. Die damals meist nur mit Elektrofiltern ausgerüsteten Kehrrechtverbrennungsanlagen KVA lösten mit ihrer Emissionen an flüchtigen Metallen, wie Quecksilber und Cadmium, aber auch wegen der befürchteten Dioxinbelastung der Umgebung heftige Kontroversen aus. Das Wirtschaftswachstum der Hochkonjunktur und die mittlerweile breit eingeführten neuen Distributionsformen (Selbstbedienung) führten zu einem Anstieg der Abfall-

mengen, dem die bestehende Entsorgungsinfrastruktur weder qualitativ noch quantitativ gewachsen war.

Die grossen Missstände in der Abfallwirtschaft waren Mitte der 80-er Jahre der Ausgangspunkt für die Erarbeitung des Leitbildes für die schweizerische Abfallwirtschaft. Die Eidgenössische Kommission für Abfallwirtschaft setzte im März 1985 eine Arbeitsgruppe ein, um das in der Interpellation vom Nationalrat Hermann Fehr 1984 [9] verlangte und vom Bundesrat in Aussicht gestellte Leitbild auszuarbeiten. Die Unzufriedenheit mit der damaligen Situation schuf günstige Voraussetzungen für einen eigentlichen Paradigmawechsel in der Abfallwirtschaft. Anstelle des möglichst billigen «aus den Augen aus dem Sinn» wurden die Grundzüge der modernen Abfallwirtschaft festgelegt, welche sich nach den Zielen der Gesetze zum Schutz des Menschen und seiner natürlichen Umwelt ausrichtet. Aus heutiger Sicht fast überraschend war die sehr breite Unterstützung, welche auch eher revolutionäre Grundsätze des Leitbilds [10] wie die folgenden fanden:

«Entsorgungssysteme produzieren aus Abfällen nur zwei Arten von Stoffklassen wieder verwertbare Stoffe und endlagerfähige Reststoffe.»

Oder

«Die Abfallbehandlungsverfahren sind so zu konzipieren, dass umweltgefährdende Stoffe in möglichst konzentrierter Form und umweltverträgliche Stoffe in möglichst reiner, d. h. erdkruste- oder bodenähnlicher Form anfallen.»

Die Grundsätze fanden ihre Akzeptanz bei der Wissenschaft, die bei der Erarbeitung prominent vertreten war; bei den Umweltverbänden, welche die Vorgaben für eine grundsätzliche Neuorientierung der Abfallwirtschaft unterstützten und schliesslich auch bei der Wirtschaft. Einerseits erkannten die Vertreter der Wirtschaft die sachliche Richtigkeit der naturwissenschaftlichen Grundsätze des Abfallleitbilds, andererseits war rasch klar, dass die gestiegenen Kosten einer umweltverträglichen Entsorgung viel eher zu ertragen waren, als eine totale Blockade bei der Entsorgung der Industrieabfälle, insbesondere der Sonderabfälle.

Eine solche Blockade drohte tatsächlich, war doch das Ausland immer weniger geneigt, schweizerische Abfälle zur Entsorgung zu übernehmen, weil in den meisten anderen europäischen Staaten zu wenig Kapazität für eine umweltverträgliche Behandlung der eigenen Sonderabfälle vorhanden war. Zudem erwuchs der Hochseeverbrennung, d. h. der Verbrennung von Sonderabfällen, insbesondere von chlorierten Lösungsmitteln, auf spezialisierten Schiffen ohne jede Rauchgasreinigung, immer mehr Widerstand. Nicht zuletzt aufgrund der fehlenden Umweltverträglichkeit erteilten die schweizerischen Behörden ab 1990 keine Bewilligungen für Exporte zur Hochseeverbrennung mehr. In der Schweiz wollte verständlicher-

weise keine Gemeinde eine neue Sondermülldeponie akzeptieren, solange wegen der vorerst noch fehlenden Anforderungen an abzulagernden Abfälle über kurz oder lang die gleichen Probleme wie in Kölliken zu erwarten gewesen wären.

3. Der Aufbau des rechtlichen Rahmens der Abfallwirtschaft

Gestützt auf das Umweltschutzgesetz vom 7. Oktober 1983 wurde eine ganze Reihe von Verordnungen ausgearbeitet, welche die neu geschaffenen Kompetenzen zum Begrenzen der schädlichen Einwirkungen auf Mensch und Umwelt, insbesondere auf Luft und Boden konkretisierten.

3.1 Verordnung über den Verkehr mit Sonderabfällen

Als eine der ersten Verordnungen im Abfallbereich setzte der Bundesrat am 12. November 1986 die Verordnung über den Verkehr mit Sonderabfällen (VVS) in Kraft. Unternehmen, welche Sonderabfälle entgegen nahmen, brauchten nun eine Bewilligung des Standortkantons. Für Transporte von Sonderabfällen ausserhalb des Betriebsgeländes mussten Begleitscheine verwendet werden, um jederzeit die Herkunft und den Verbleib von Abfällen feststellen zu können. Als zu gross wurde die sonst bestehende Versuchung erachtet, die Sonderabfälle auf dem Weg zur Entsorgung einfach verschwinden zu lassen, um die Behandlungskosten zu sparen. Die Einfuhr und Ausfuhr von Sonderabfällen benötigte eine Bewilligung des Bundes, welche nur erteilt wurde, wenn die vorgesehene Entsorgung umweltverträglich erfolgte.

Der anlaufende Vollzug des VVS zeigte rasch, dass es sich bei der Mehrheit der Sonderabfälle nicht um hochtoxische Abfälle von der Art der Dioxinfässer aus Seveso handelte, sondern um Rückstände, welche nicht zuletzt aufgrund von Umweltschutzmassnahmen anfielen. Dazu gehörten etwa die grossen Mengen an Filterstäuben aus der Kehrichtverbrennung und aus Stahlwerken, aber auch Rückstände aus der Destillation von Lösungsmitteln oder Schlämme aus der Reinigung schwermetallhaltiger Abwässer. Auch etwas anderes zeigte sich: mit der vorher angenommen Entsorgungssicherheit war es nicht weit her. Zwar bestanden in der Schweiz diverse Firmen, die durchaus bereit waren Sonderabfälle entgegen zunehmen, das damalige Bundesamt für Umweltschutz führte sogar entsprechende Listen. Leider bestand aber die Aktivität der meisten Firmen im Sammeln und Weiterleiten von Abfällen, wobei die tatsächliche Behandlung, insbesondere die Verbrennung in wenigen, dazu geeigneten Anlagen im Ausland stattfand.

Der Vollzug der VVS und die damit verbundene, kontrollierten und umweltverträgliche Entsorgung der Sonderabfällen hatten vor allem in den ersten Jahren einen starken Kostenanstieg zur Folge. Damit resultierte für Industrie und Gewerbe ein starker Anreiz, die teuer zu entsorgenden Sonderabfälle

durch verfahrenstechnische Optimierungen oder gar durch Umstellungen in der Produktion zu vermindern und zu vermeiden. So ging der Einsatz chlorierter Lösungsmittel spürbar zurück. Abfallarme Produktionsverfahren wurden rentabel.

3.2 Die Luftreinhalteverordnung (LRV)

Abfallverbrennungsanlagen weisen wegen der hohen Temperaturen des Verbrennungsprozesses, wegen der mit den Abfällen eingetragenen Schadstoffe und wegen des beträchtlichen Volumenstroms an Rauchgasen – immerhin rund 6000 Normkubikmeter pro Tonne Abfall – ein beträchtliches Potential zur Luftverunreinigung auf. Weil vor dem Inkrafttreten des Umweltschutzgesetzes keine rechtliche Grundlagen zur umfassenden Regelung der Emissionen in die Luft bestanden, existierten bis in die 80-er Jahre nur eine Begrenzung des staubförmigen Auswurfs in Form einer Richtlinie aus dem Jahr 1972 [11]. Die zulässigen Emissionswerte lagen bei Anlagen mit einem Durchsatz unter einer 1 Tonne Abfall pro Stunde bei 200 mg/m^3 und bei den Anlagen über 5 Tonnen pro Stunde bei 100 mg/m^3 .

Im Hinblick auf das bevorstehende Inkrafttreten des Umweltschutzgesetzes erliess das Eidgenössische Departement des Innern im Februar 1982 je eine Richtlinie zur Luftreinhaltung beim Verbrennen von Siedlungsabfällen und von Sonderabfällen [12]. Diese schon detaillierter ausformulierten Richtlinie verlangten einen guten Ausbrand der Rauchgase, und legten einige Grenzwerte für Staub (50 mg/m^3) bei Sonderabfallanlagen und bei grösseren KVA sowie tiefe Werte – je $0,1 \text{ mg/m}^3$ für Cadmium und Quecksilber – fest.

In den folgenden Jahren wurde intensiv um die definitive Ausgestaltung der neuen, aufgrund des Umweltschutzgesetzes möglichen Luftreinhalteverordnung in Abfallbereich gerungen. Zwar vertraten einzelne Betreiber von Abfallanlagen die Ansicht, die Abfallverbrennung sei lufthygienisch weniger streng zu regeln als andere Bereiche, um bei der Verbrennung zusätzliche Kosten zu vermeiden. Der Bundesrat setzte am 16. Dezember 1985 die Luftreinhalteverordnung LRV auf den 1. März 1986 in Kraft. Glücklicherweise hatten sich die Befürworter von dem Stand der Technik entsprechenden Regelungen durchgesetzt. Für Schwermetalle enthielt die LRV tiefe Werte. Die Grenzwerte für den Ausstoss von Salzsäure und Quecksilber waren so festgelegt, dass sie damals nur mit einer nassen Rauchgasreinigung erreicht werden konnten. Dieses Verfahren wies eine grosse Zuverlässigkeit auf und sein Einsatz war einfach zu überprüfen. Mit der Änderung der LRV von 1992 wurden die Grenzwerte für Staub von 50 auf 10 mg/m^3 , bei Blei und Zink von 5 auf 1 mg/m^3 gesenkt. Wesentlicher war die Reduktion der Stickoxidemissionen, hier sank der Grenzwert von früher 500 auf 80 mg/m^3 und der Schwefeldioxidemissionen von 500 auf 50 mg/m^3 . Wie sich zeigen sollte, hatte die Reduktion der Stickoxid-

emissionen auch eine deutliche Senkung der damals noch nicht mit einem Grenzwert geregelten Emissionen chlorierter Dioxine und Furane zur Folge. Wobei dieser positive Nebeneffekt bei Einsatz der katalytischen Entstickung besonders ausgeprägt ist.

3.3 Die Technische Verordnung über Abfälle (TVA)

Mit der Publikation des Leitbildes für die schweizerische Abfallwirtschaft war klar: organisch-chemische Abfälle gehörten nicht einfach auf einer Deponie abgelagert, wo sie über Jahrhunderte die Sickerwässer mit schwer abbaubaren antropogenen Substanzen belasten konnten. Lösliche Schwermetallsalze, wie sie etwa in den Filterstäuben von KVA aber auch in vielen Abfällen aus der Industrie finden, durften nicht mehr direkt abgelagert werden. Zudem stand die Sondermülldeponie Kölliken als billiger, abfallwirtschaftlicher Allesfresser nicht mehr zur Verfügung. Der mit der Verordnung über den Verkehr mit Sonderabfällen 1986 anlaufende bessere Vollzug der Umweltvorschriften im Abfallbereich brachte die Engpässe bei der Abfallentsorgung in der Schweiz noch deutlicher zu Tage.

Die ungesicherte Entsorgung wurde rasch breiten politischen Kreisen bewusst; diese forderten den Aufbau einer eigenen Entsorgungsinfrastruktur für brennbare Sonderabfälle und auch von Anlagen zur Vorbehandlung von anorganischen Sonderabfällen und zu deren Ablagerung. Unter der Leitung des Chefs des Departements des Innern suchten Arbeitsgruppen nach Standorten für zusätzliche Sonderabfallverbrennungsanlagen und für Deponien für Sonderabfälle. Diese Suche gestaltete sich allerdings recht schwierig; die wenigsten Gemeinden wollten eine Deponie beherbergen, die allzu offensichtlich die Nachfolge des berühmt berüchtigten Kölliken angetreten hätte. In dieser Situation setzten 1988 die Bundesbehörden den mit dem Leitbild vorgegebenen Paradigmawechsel in der Abfallwirtschaft um und eröffneten die Vernehmlassung für die Technische Verordnung über Abfälle TVA.

Die am 10. Dezember 1990 in Kraft gesetzte TVA brachte erstmals verbindliche Kriterien für die Zulassung von Abfällen zur Ablagerung. Neue Deponietypen wurden definiert, wobei die Inertstoffdeponie, primär für gesteinsähnliche, wenig mit Schadstoffen belastete Abfälle und für mineralische Bauabfälle bestimmt war. In Reststoffdeponien sollten Abfälle mit erhöhtem Gehalt an Schwermetallen in unlöslicher Form abgelagert werden. Der Gehalt an löslichen Salzen und an organischen Kohlenstoffverbindungen wurde begrenzt. Sowohl für die Zulassung auf Inertstoffdeponien wie auch auf Reststoffdeponien mussten die Abfälle die Anforderungen eines Eluattests erfüllen. Damit wurde für diese beiden Deponietypen die Zielsetzung umgesetzt, wonach die abgelagerten Abfälle auch ohne Behandlung des Sickerwassers und der Deponiegase keine unzulässigen Emissionen verursachen sollten.

Zwar wurde die direkte Ablagerung von Siedlungsabfällen auf Reaktordeponien weiter toleriert, doch brachte bereits 1996 eine Änderung der TVA das Gebot zur Verbrennung der nicht verwertbaren brennbaren Abfälle und damit das Ende der Ablagerung unbehandelter Siedlungsabfälle ab dem 1.1.2000.

Die TVA schuf aber auch diverse gesetzlichen Grundlagen, etwa für die Abfallplanung, für die Bewilligung und für die Kontrolle von Abfallanlagen und legte sachlich überprüfbare Kriterien an den Standort von Deponien fest. Letztlich bildet die TVA eine zentrale Basis für den angelaufene Aufbau einer Infrastruktur zu umweltverträglichen Abfallentsorgung.

3.4 Die Verordnung über Getränkeverpackungen (VGv)

In den 80-er Jahren kam es auch in der Getränkedistribution zu einem Wandel. An Stelle der bewährten Mehrwegflaschen traten Aludosen, leichte, bruch sichere PET-Flaschen, daneben aber für stille Mineralwässer seinerzeit auch noch PVC Flaschen. Die Getränke in den neuen Einweggebinden wiesen grosse Zuwachsraten auf. Angesichts der sich abzeichnenden Flut von leeren Packungen und angesichts der ohnehin nicht leistungsfähigen, geschweige den umweltverträglichen Entsorgungsinfrastruktur führten diese Wegwerfpackungen zu grossen Diskussionen. Im Parlament wurden diverse Vorstösse eingereicht, in denen unter anderem ein Verbot von Aludosen, fixe Mehrwegquoten oder ein generelles Pfand gefordert wurden.

Nach langen Diskussionen verpflichteten sich Handel und Getränkeindustrie zum Aufbau von leistungsfähigen Recyclingsystemen für Aludosen, PET-Flaschen und zum Ausbau des damals schon bestehenden Glasrecyclings. Die Bundesbehörden ihrerseits setzten mit der Verordnung über Getränkeverpackungen vom 22. August 1990 eine Grenze für die maximal im Abfall erlaubten Einweggetränkeverpackungen. Diese Grenze, die sogenannte Restabfallmenge berechnet sich aus der Differenz zwischen der in Verkehr gebrachten Menge, z. B. von PET-Flaschen, und der für die Verwertung zurückgewonnenen Menge. Für den Fall, dass die Recyclingsysteme nicht mit dem nötigen Nachdruck aufgebaut oder betrieben würden, drohte die Verordnung des Bundes mit einem Pfand. Sollten zu viele Gebinde im Abfall enden, würde auf allen Gebinden des gleichen Materials ein Pfand eingeführt.

Die Wirtschaft baute die zugesicherten, leistungsfähigen Recyclingsysteme auf. Freiwillig bezahlte Entsorgungsbeiträge sicherten und sichern immer noch die Finanzierung der erfolgreichen Sammlung von PET-Flaschen und Aludosen. Bei Glasflaschen ergab sich keine freiwillige Finanzierungslösung, hier sicherte der Bund später die Finanzierung über vorgezogene Entsorgungsgebühren.

3.5 Verordnung über die Rücknahme und die Entsorgung elektrischer und elektronischer Geräte (VREG)

Elektrische und elektronische Geräte enthalten grosse Mengen an verwertbaren Metallen wie Kupfer und Eisen und Aluminium, sowie Schwermetallen wie Blei, Zink und Cadmium und zum Teil auch noch problematische Teile (Quecksilberkippschalter, PCB-Kondensatoren). Um die Verwertung dieser Metalle zu ermöglichen, und um die Siedlungsabfälle und die Verbrennungsanlagen von solchen Abfälle zu entlasten, ist die separate Erfassung und Verwertung dieser Geräte wichtig. Nachdem sich die Branche zur freiwilligen und für die Konsumenten kostenlosen Rücknahme und Verwertung von elektronischen Geräten bereit erklärte, hielten die Bundesbehörden mit der Verordnung über die Rückgabe, die Rücknahme und die Entsorgung elektrischer und elektronischer Geräte (VREG) vom 14. Januar 1998 die wichtigsten Rahmenbedingungen zur umweltverträglichen Entsorgung solcher Geräte fest. 2005 konnte für alle elektrischen und elektronischen Geräte die kostenlose Rückgabe vorgeschrieben werden. Aufgrund dieser Regelungen konnten 2009 über 107 000 Tonne Geräte oder rund 14 kg pro Einwohner separat erfasst und verwertet werden.

3.6 Die Änderung des Umweltschutzgesetzes von 1995

Bei der Umsetzung des Leitbilds von 1986 zeigten sich immer wieder Lücken den gesetzlichen Grundlagen. So fehlten Grundsätze für die Ausgestaltung der abfallwirtschaftlichen Vorschriften. Beim Aufbau der zur umweltverträglichen Entsorgung der Abfälle notwendigen Infrastruktur zögerten Investoren, unabhängig ob es sich um Private oder um Gemeindeverbände oder Städte handelte, weil bei Investitionen der Höhe von z.T. über hundert Millionen Franken in neue Abfallanlagen keine Sicherheit bestand, dass diese Anlage dann auch während der für eine Amortisation notwendigen Zeit einigermassen ausgelastet sein würde. Bei der Suche nach Standorten für Abfallanlagen erwiesen sich zusätzliche Vorschriften über den Umfang der Abfallplanung durch die Kantone als notwendig. Für die Finanzierung der Entsorgung von Konsumgütern, welche nach Gebrauch speziell behandelt werden müssen, z. B. von Batterien oder elektrischen und elektronischen Geräten fehlte ein sinnvolles Instrument.

Deshalb wurde mit der Botschaft zur Änderung des Umweltschutzgesetzes vom 7. Juni 1993 [13] – zusammen mit diversen anderen Änderungen – z. B. in den Bereichen Organismen oder Lenkungsabgaben – eine grundlegende Überarbeitung des Kapitels über Abfälle vorgeschlagen. Die Ergänzungen des Umweltschutzgesetzes im Bereich der Abfallwirtschaft fanden in der parlamentarischen Beratung fast ausnahmslos Zustimmung. Damit enthielt das Umweltschutzgesetz mit der Änderung vom 21. Dezember 1995 ein neu gestaltetes Kapitel Abfälle. Die am 1. Juli 1997 in Kraft

getretenen Bestimmungen umfassten nun unter anderem Vorschriften über:

- > das Festlegen von Einzugsgebieten und Zuweisen von Abfällen auf bestimmte Entsorgungsanlagen
- > Neuregelung der Aufgabenteilung zwischen Staat und Privaten nach dem Subsidiaritätsprinzip
- > Einführen einer vorgezogenen Entsorgungsgebühr zur Finanzierung einer umweltgerechten Entsorgung von Produkten
- > Vorschriften über den Verkehr mit Nicht-Sonderabfällen als Ergänzung der bestehenden Vorschriften über Sonderabfälle
- > Pflicht zur Sanierung von Abfallaltlasten und teilweise Finanzierung der Sanierung durch eine spezielle Abgabe.

3.7 Die Notwendigkeit staatlicher Regelungen im Abfallbereich

Im Bereich der Abfallwirtschaft hat sich über Jahre die Notwendigkeit von klaren Regelungen und flächendeckendem Vollzug der Vorschriften immer wieder bestätigt. Ohne Vorschriften besteht eine grosse Gefahr, dass Abfälle einfach möglichst billig nach dem Prinzip «aus den Augen aus dem Sinn» verschwinden. Aus einer nachlässigen Entsorgung resultiert in aller Regel eine Schädigung Dritter, seien dies nun Landwirte, wenn ungeeigneter Kehrriechtkompost auf landwirtschaftlichen Böden ausgebracht wird, oder sei dies die Allgemeinheit, wenn Ressourcen wie Wasser, Boden oder Luft durch eine unsorgfältige Abfallentsorgung belastet werden. Regelungen und ihre Durchsetzung sind aber auch notwendig, weil ohne sie keine Investitionen in Verbesserungen der Abfallbehandlung erfolgen. Solange die direkte Ablagerung von Abfällen auf unkontrollierten Deponien toleriert wird, können weder Private noch Kooperationen des öffentlichen Rechts ihre Investitionen in eine bessere Abfallentsorgung amortisieren.

Bei fehlendem Durchsetzen von Regelungen wiederum werde diejenigen Marktteilnehmer «bestraft» welche abfallrechtliche Vorschriften beachten und die damit verbundenen Mehrkosten zahlen, während Konkurrenten weiterhin billig aber illegal entsorgen.

In vielen Fällen, etwa bei der Rauchgasreinigung von Abfallverbrennungsanlagen zeigte sich auch, dass schon das Festlegen erster Anforderungen genügt, um einen Markt für bessere Verfahrene zur Abgasreinigung zu schaffen. So wurden schon wenige Jahren nach dem Inkrafttreten der Luftreinhalteverordnung Verfahren auf dem Markt angeboten, welche die Grenzwerte nicht nur problemlos einhielten, sondern Emissionswerte lieferten, die zum Teil eine Grössenordnung unter den Grenzwerten lagen.

Auch die Verwertung von Abfällen ist ohne Regulator und ohne sinnvolle Regelungen immer wieder gefährdet, wenn z.B. die gesunkenen Altstoffpreise die Kosten der

Sammlung und Verwertung bestimmter Abfallfraktionen nicht mehr decken. Ohne stabilisierende Vorschriften, welche die Verwertung dann vorschreibt, wenn diese ökologische sinnvoll und zu tragbaren Kosten möglich ist, wären die Verwertungssysteme für Papier, Glas oder auch für PET-Flaschen bei jeder Schwankung der Altstoffpreise existentiell gefährdet. Gerade bei verwertbaren Abfällen aus dem Konsumbereich kann nicht damit gerechnet werden, dass ein Akteur diese Abfälle an Lager hält, bis die geänderten Altstoffpreise eine Verwertung wieder rentabel machen. Deshalb ist es wichtig, dass die Verwertung von Abfällen verbindlich vorgeschrieben und auch in geeigneter Art und Weise finanziert ist. Eine Forderung, die sich im Übrigen schon im Leitbild aus dem Jahr 1986 findet. Die Fortentwicklung der gesetzlichen Vorschriften, die Tätigkeit als intelligenter Regulator und das Durchsetzen der Vorschriften bleiben damit auch in Zukunft wichtige Aufgaben des Staates in der Abfallwirtschaft.

4. Der Stellenwert der Verbrennung

4.1 Die Abfallverbrennung hat Tradition

In der Schweiz nahm die erste Abfallverbrennungsanlage schon 1904 in Zürich an der Josefstrasse den Betrieb auf. Weitere Anlagen folgten ab den 40-er Jahren und dann vor allem nach 1960. Schon in Ende der 60-er Jahre wurden die Siedlungsabfälle von 53% der Bevölkerung in den damals 33 Verbrennungsanlagen verbrannt, wobei die Verbrennung teilweise mit der Kompostierung von Kehrriech kombiniert war [4]. Die 10 KVA mit Wärmeverwertung wurden von Städten betrieben, die meisten wiesen eine Kapazität im Bereich von 200 bis 400 Tonnen pro Tag auf. Bei den Anlagen ohne Wärmeverwertung handelte teilweise um sehr kleine Anlagen mit einem Durchsatz, der zum Teil unter einer Tonne pro Stunde lag.

1978 standen in der Schweiz 50 Verbrennungsanlagen für kommunale Abfälle in Betrieb [7]. Davon wiesen 26 eine Kapazität zwischen 0,3 und 5 Tonnen pro Stunde aus. Insgesamt betrug die Kapazität dieser meist ohne Wärmenutzung betriebenen 26 Kleinanlagen 73 Tonne pro Stunde. Bei dem damals bei solchen Anlagen möglichen Betrieb während 5500 Stunden entspricht dies einer Jahrkapazität von 400 000 Tonnen. Nach den vorliegenden Angaben waren diese kleinen Anlagen zu etwa 80% ausgelastet. Die in Kleinanlagen verbrannte Menge betrug somit etwa 320 000 Tonnen.

16 Anlagen wiesen Kapazitäten zwischen 5 und 10 Tonnen pro Stunde aus. Insgesamt betrug deren Kapazität 124 Tonnen pro Stunde. Daraus lässt sich bei jährlich 6200 Betriebsstunden eine Jahreskapazität von 744 000 Tonnen abschätzen. Allerdings wiesen diese mittleren Anlagen mit 60% eine relativ bescheidene mittlere Auslastung auf. Sie verbrannten 446 000 Tonnen.

Die 8 grössten Anlagen verfügten über Kapazitäten zwischen 10 und 50 Tonnen pro Stunde. Die Gesamtkapazität dieser Anlagen betrug 181 Tonnen pro Stunde. Mit einer besseren Verfügbarkeit von 7000 Stunden im Jahr errechnete sich für diese Anlagen eine Jahreskapazität von 1,267 Millionen Tonne. Weil die grossen Anlagen nur zu 55% ausgelastet waren, verbrannten sie demnach rund 700 000 Tonne Abfälle.

Damit ergibt sich für das Jahr 1978 eine verbrannte Abfallmenge von 1,466 Mio. Tonnen. Bei einem geschätzten Anfall an Siedlungsabfällen von 2 Millionen Tonnen, wurden also schon 1978 73% der Abfälle verbrannt. Die vielen kleinen Anlagen, welche zum Teil auch nur im Fünf-Tage-Betrieb gefahren wurden und die generell unzureichende Rauchgasreinigung führten zu einer grossen Belastung der Umwelt.

Nach dem als Folge des Störfalls in Seveso die Dioxinanalytik als Routinemessung zur Verfügung stand, wurde 1980 auch das nur mit Elektrofiltern gereinigte Abgas von KVA untersucht. Dabei wurden beispielsweise im Abgas der KVA Zürich Josefstrasse Werte zwischen 4 und 50 ng an chlorierten Dioxinen und Furanen pro m³ gefunden [14]. Übrigens entwickelte das BUWAL damals die Toxizitätsäquivalente, um die Toxizität der Gehalte von mehreren hundert unterschiedlich toxischer Kongenere von chlorierten Dioxinen und Furanen zusammenzufassen. Im abschliessenden Befund wurde eine direkte Gesundheitsgefährdung durch die Aufnahme aus der Luft ausgeschlossen. Ebenfalls ausgeschlossen wurde eine Gefährdung, wenn sich jemand nur aus Produkten ernähren würde, die in der Nähe der KVA wachsen. Was die Dioxingehalte betrifft, zeigte sich rasch, dass verschiedene Massnahmen zur Senkung der Emissionen möglich sind. Einerseits zählen dazu Massnahmen zur Verbesserung des Ausbrands der Gase, wie gute Durchmischung, genügend Sauerstoff und genügend lange Aufenthaltszeit bei entsprechend hoher Temperatur. Andererseits können mit unterschiedlichen Techniken der Rauchgasreinigung die in der Abkühlphase unter katalytischer Wirkung – z. B. von Kupfer – gebildeten Dioxine zurückgehalten werden. Mittlerweile enthält die LRV einen Grenzwert von 0,1 ng/m³ TEQ für chlorierte Dioxine und Furane, wobei dieser Wert in neueren Anlagen deutlich unterschritten wird.

4.2 Die Abfallverbrennung als Konsequenz der Umsetzung des Leitbilds und der TVA

Der Grundsatz, wonach die Abfallbehandlung entweder verwertbare Stoffe oder aber endlagerfähige Stoffe produzieren soll, führte schon beim Erarbeiten des Leitbildes zu Diskussionen über die weitere Zulässigkeit der direkten Ablagerung von Siedlungsabfällen. Eine Siedlungsabfalldeponie erfüllt die Kriterien an ein Endlager nicht, weil ohne Nachbehandlung des Sickerwassers und des Deponiegases zumindest über Jahrzehnte, unzulässige Gasaustritte und wahrscheinlich über

Jahrhunderte unzulässig hohe Belastungen des Sickerwassers zu erwarten sind.

Bei den Diskussionen rund um die Abfallentsorgung wurde einer breiteren Bevölkerung bewusst, dass Haushaltsabfälle nicht einfach harmlos waren, nur weil sie aus Haushalten stammten. Auch diese Abfälle enthielten zunehmende Masse Chemikalien antropogenen Ursprungs. Viele Chemikalien, deren Nutzung zwar mit der 1985 in Kraft getretenen Stoffverordnung verboten oder zumindest eingeschränkt wurde, waren in alten Produkten und damit in Abfällen noch während Jahren vorhanden.

Schon während diesen Diskussionen über die Zukunft Siedlungsabfalldeponien zeigten sich in der zweiten Hälfte der 80-er Jahre die grossen Fortschritte, die eine Rauchgasreinigung nach dem Stand der Technik bei einer KVA bringen konnte. Zwar liessen sich durch optimierte Verpackungen einige Procente der Abfälle vermeiden, durch die damals aufgebaute bessere Verwertung konnten schliesslich die Hälfte der Siedlungsabfälle stofflich verwertet werden, durch eine Behandlung der Abgase nach dem Stand der Technik konnten aber die Emissionen einer KVA rasch auf Bruchteile früherer Werte gesenkt werden. Wiesen beispielsweise alte KVA Salzsäureemissionen in der Höhe von 1000 mg/m³ auf, so sank dieser Wert bei Anlagen mit Rauchgaswäsche in den Bereich von 1–2 mg/m³. Auch bei anderen Schadstoffen gelang es dank der modernen Rauchgasreinigung die Emissionen mindestens um eine Grössenordnung zu senken. Die viel geschmähten «End of pipe» Technologie ermöglichten so eine schnelle und drastische Reduktion der Umweltbelastung aus der Abfallverbrennung. Dies eröffnete der Abfallverbrennung neue Wege. Im einzelnen sprechen folgende Argumente für die Verbrennung der nicht verwertbaren Abfälle in einer dem Stand der Technik entsprechenden Anlage:

- > Reduktion des Volumens der abzulagernden Abfälle um eine Grössenordnung,
- > kleinere Reaktivität der noch abzulagernden Abfälle, damit keine Notwendigkeit über Jahrzehnte Gase zu fassen und zu behandeln (Methan!) und über mehr als hundert Jahre Sickerwasser zu reinigen,
- > Zerstörung schwerabbaubarer organischer Substanzen, wie sie in Industrieprodukten, Haushaltchemikalien oder Pharmazeutika enthalten sind,
- > Gewinnung von Energie (aktuell etwa 3,5 MWh Energieinhalt pro Tonne),
- > Rückgewinnung von Eisen und von Nichteisenmetallen aus der Schlacke,
- > Rückgewinnung der flüchtigen Metalle, insbesondere Zink, aus der Filterasche

Die Luftreinhalteverordnung brachte für die KVA eine neue Ära. Innerhalb einer angemessenen Übergangszeit nach

den Inkrafttreten von mussten die Anlagen Anforderungen einhalten, was beträchtliche Investitionen verlangte. Die Reinigung der Rauchgase auf das von der LRV geforderte Niveau war für Anlagen ohne Wärmenutzung technisch schwierig und völlig unwirtschaftlich. Die Kleinanlagen ohne Wärmenutzung wiesen meist grosse Gasvolumina pro Tonne Abfall auf, der Ausbrand der Gase war teilweise schlecht. Anstelle der Sanierung wurden denn auch die meisten der Kleinanlagen im Laufe der 80iger Jahre geschlossen.

1988 standen noch 31 KVA in Betrieb, davon verfügten 8 über keine Wärmenutzung [15]. Die Rauchgasreinigung dieser Anlagen entsprach nicht der LRV. Die Anlagen von Mühlheim und Hefenhofen die wurden in den folgenden Jahren geschlossen, (und durch die KVA Weinfelden ersetzt), die beiden Anlagen Bioggio und Locarno, wurden im Laufe der 90-er Jahre geschlossen und erst 2009 durch die KVA Giubiasco ersetzt. Anderen Anlagen, wie Trimmis, Sion und Gamsen wurden durch neue Anlagen mit Wärmenutzung und einer Rauchgasreinigung nach dem Stand der Technik ersetzt. Die Kleinanlage von Zermatt wurde später geschlossen (Abbildung 1).

Die Umsetzung des Abfallleitbildes, die Umsetzung des Ablagerungsverbot für brennbare Abfälle, welches zwar erst am 1. Januar 2000 in Kraft tat, aber schon vor der TVA Änderung von 1996 absehbar war, und die Nachrüstung der KVA mit Rauchgasreinigungsanlagen lösten einen grossen Investitionsschub aus. Weil sich beim Bau von KVA grosse Skaleneffekte ergeben, grössere Anlagen also tiefere Kosten pro Tonne

Verbrennungskapazität aufweisen, und weil viele Anlagenbetreiber damit rechneten, in Zukunft die noch deponierten Abfälle zu verbrennen, zeichnete sich in den 90-er Jahren ab, dass ohne Koordination eine beträchtliche Überkapazität resultieren würde. Unter der Leitung des damaligen Bundesamtes für Umwelt, Wald und Landschaft BUWAL begannen die Kantone ihre KVA Planung abzusprechen und zu koordinieren. 1994 wurde ein Bericht publiziert und das weitere Vorgehen kommuniziert [16]. Um die sicher Entsorgung der Abfälle in der Schweiz ohne lange Transportwege zu ermöglichen, wurde eine regionale Verteilung der Anlagen angestrebt. In den Regionen Berner Oberland und Freiburg wurde ein eine neue KVA empfohlen, um die noch deponierten Abfälle zu entsorgen. Zudem sollte die beiden alten Anlagen im Tessin durch eine Neuanlage ersetzt werden. Der Ersatz der beiden alten Anlagen Müllheim und Hefenhofen durch eine Neuanlage in Weinfelden war damals bereits in Gang. Gerechnet wurde damals für das Jahr 2000 mit 2,54 Mio. Tonnen zu verbrennender Siedlungsabfälle, 0,7 Mio. Tonnen brennbaren Bauabfälle und 0,16 Mio. Tonnen Klärschlamm (als Trockensubstanz), also insgesamt mit 3,4 Mio. Tonnen zu verbrennender Abfälle.

Die Pressemitteilung [17] führt im weiteren folgende Punkte an:

- > Schliessung KVA ohne weitergehende Rauchgasreinigung
- > Schliessung der nicht dem Stande der Technik entsprechenden Siedlungsabfalldeponien
- > Verzicht auf den Bau neuer Deponien und neuer Deponieabteile für die Ablagerung unbehandelter Siedlungsabfälle

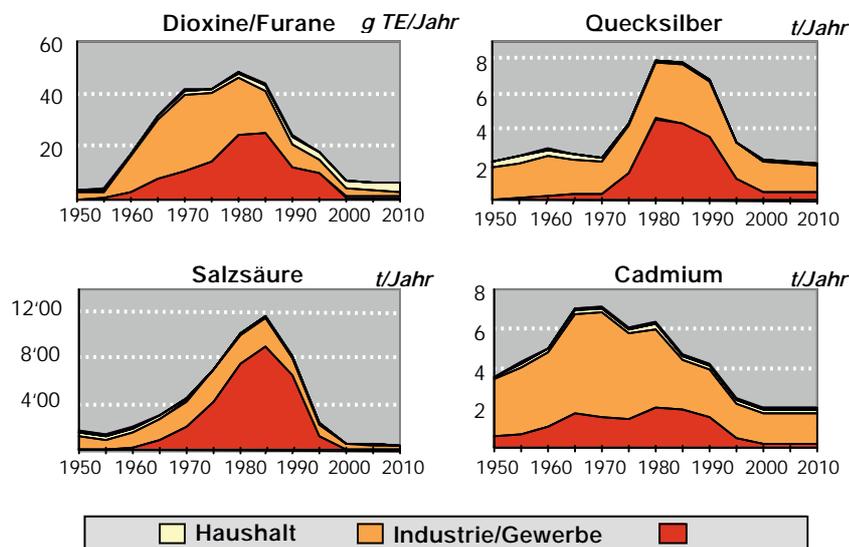


Abb.1 Die Umsetzung der Luftreinhaltverordnung führte zu einer drastischen Reduktion der Schadstoffemissionen von KVA.

Die Tatsache dass der Bund die Erstellung von Abfallanlagen gestützt auf das Gewässerschutzgesetz von 1971 in allen Kantonen bis 1991 und in den finanziell schwachen und mittelstarken Kantonen bis 1996 mit Subventionen unterstützen konnte, ermöglichte auch hier wieder eine zügige Umsetzung der Planung und verschaffte den Bundesbehörden eine – ohne Bundesbeiträge wohl kaum nicht zu erreichende – Einflussmöglichkeit bei der Koordination und Ausgestaltung der Projekte.

Der Ersatz alte KVA durch neue, mit deutliche kleineren Schadstoffemissionen stiess üblicherweise nicht auf grosse Widerstände, war doch für die betroffenen Bevölkerungskreise eine klare Verbesserung der Situation zu erwarten. Aber auch dort, wo neue KVA gebaut wurden, hielt konnte immer noch von der grossen Akzeptanz profitiert werden, welche schon das Abfallleitbild von 1986 bei breiten Bevölkerungskreisen bewirkt hatte. Sogar die Umweltverbände verlangten aller Regel, dass die Abfälle soweit als möglich zu verwerten seien und dass die nichtverwertbaren Siedlungsabfälle in Anlagen mit Rauchgasreinigung nach dem Stand der Technik und mit einer guten Wärmenutzung zu verbrennen seien. Die Diskussionen beim Bau neuer Anlagen waren denn meist auch nicht dogmatisch geprägt, sondern hatten in erster Linie Fragen der optimalen Kapazität und der zu erwartenden Kosten zum Inhalt.

5. Die Verbrennungsrückstände

Mit der Erarbeitung des Leitbildes für die schweizerische Abfallwirtschaft begann die Ära, in der sich Aufsichtsbehörden vermehrt um die Verbrennungsrückstände zu kümmern begannen. Während die Kehrriechtschlacke nach einer Entschrottung und einer mehrmonatigen Lagerung im Freien häufig als Baustoff für Dammschüttungen oder in der Foundation von Strassen eingesetzt wurde, erfolgte die Entsorgung der damals anfallenden rund 40 000 Tonnen Filterasche aus den Elektrofiltern der KVA zum Teil sehr unsorgfältig. In gewissen Regionen wurde die Filteraschen, welche reich an flüchtigen Schwermetallen wie Cadmium, Zink oder Blei ist, und welche auch durchaus relevante Gehalte an chlorierten Dioxinen und Furanen enthält, auf Waldwege gestreut. Das war billig und hatte dem Hörensagen nach auch eine dämpfende Wirkung auf das Wachstum vom Brombeeren und anderem Unkraut.

5.1 Die Entsorgung der Filterasche

Schon 1985 rief das damalige Bundesamt für Umweltschutz BUS in einem Rundschreiben die Kantone zu mehr Sorgfalt beim Umgang mit Filterasche auf. Natürlich gab es die Untertagedeponien in Salzstöcken in Deutschland, aber diese waren nur über ein oder zwei Firmen erreichbar, die ihre Mono-

polstellung finanziell ausnützten. Weit über 1000 Franken pro Tonne Filterasche wurde damals für den Transport zu einer Untertagedeponie und die Ablagerung bezahlt. Das BUS wurde denn schon in den 80-er Jahren mit der Forderungen der KVA-Betreiber konfrontiert, billigere und trotzdem umweltfreundliche Entsorgungswege für Filterasche aufzuzeigen. In einer sehr kreativen Arbeitsgruppe wurden ab 1983 Filterasche und die verschiedenen Möglichkeiten zum Erzielen bessere Eigenschaften bei der Ablagerung untersucht. 1987 publizierte das BUS einen ausführlichen Bericht und Vorschläge zur Behandlung der Asche [18].

Beim Erarbeiten des Berichts ergaben sich wesentliche Erkenntnisse die in denn Folgejahren in die TVA Eingang fanden. So wurde anhand von Modellüberlegungen und Rechnungen die maximal tolerierbare Freisetzung von Schwermetallen abgeschätzt und daraus Anforderung für Eluattests hergeleitet [19].

Um die Löslichkeit der Schwermetalle in den abzulagernden Abfällen zu reduzieren und um eine einfach zu deponierende Rückstände zu produzieren, wurden verschiedene Methoden der Verfestigung geprüft. Dabei resultierten Rezepturen zur direkten Verfestigung der unbehandelten Filterasche mit hydraulischen Bindemitteln, wie Spezialzementen, welche aber wegen des hohen Gehalts an löslichen Salzen der Asche nicht immer voll überzeugend waren. Deshalb wurde auch die Verfestigung von vorgängig neutral oder sogar sauer gewaschener Asche untersucht. Die neutrale Wäsche lieferte einfach und gut zu verfestigen Rückstände. Herausgelöstes Zink und Cadmium werden gefällt und können zurückgewonnen werden.

Bei der sauren Wäsche kommt die in den Rauchgaswäschern der KVA anfallende stark saure Lösung nach Entfernen des darin enthaltenen Quecksilbers zum Einsatz. Die Entfernung des Quecksilbers erfolgt durch selektive Ionentauscher. Die in der Waschlösung enthaltenen Metalle, insbesondere Zink, werden gefällt oder elektrolytisch separiert. Die sauer gewaschen Asche wird häufig der abzulagernden Kehrriechtschlacke beigemischt.

Da auch gewaschene Elektrofilterasche noch Spuren von Dioxine und Furanen enthält, laufen Versuche zur Entfernung dieser Schadstoffe, beispielsweise durch Flotation. Geprüft wird auch, wie weit es möglich ist, die von flüchtigen Metallen weitgehend entfrachtete, sauer gewaschene Filterasche wieder in die Kehrriechtschloten zu geben.

Unter der Leitung des BUWAL wurden Ende der 90-er Jahre verschiedene Verfahren zur Verglasung von Filterasche intensiv untersucht. Dabei wurden verglaste oder gesinterte Proben von mehr als 30 Verfahren zur Verglasung von Filterasche oder von Filterasche Schlackegemischen untersucht. Zum Beurteilen der Stabilität wurde ein angepasstes Testverfahren entwickelt. Dabei werden die auf eine Korngrösse zwischen 100 und 125 Mikrometer gemahlene Rückstände wäh-

rend mehrerer Tage mit destilliertem Wasser bei 90 °C eluiert. Im Rahmen der umfangreichen und mit thermodynamischen Berechnungen unterlegten Arbeiten konnten auch die Anforderungen an die Zusammensetzung stabiler Silikatgläser definiert werden. Wie die Untersuchungen zeigten, sind die in der Glasmatrix eingebundene Schwermetalle vor der Auslaugung geschützt, solange nicht die Glasmatrix selbst aufgrund von sehr aggressiven Umweltbedingungen, z. B. einem pH-Wert über 10 oder unter 2 Einheiten aufgelöst wird. Die Resultate der umfangreichen Studie sind publiziert [20], sie dienen nicht zuletzt auch als Grundlage für das Festlegen der Anforderungen an verglaste Rückstände in der geltenden technischen Verordnung Abfälle.

5.2 Die Entsorgung der Kehrichtschlacke

Im Bereich der Schlacke versuchte die Bundesbehörden erst in den 90-er Jahren eine bessere Qualität zu erreichen. Weil geschmolzene Kehrichtschlacke im Kontakt mit Wasser kaum Schwermetalle freisetzt und praktisch keine organische Belastungen mehr verursacht, wurden immer wieder versucht, die traditionelle Rostfeuerung zu ersetzen oder mit Stufen zum Aufschmelzen zu ergänzen. Erwähnt sei etwa das Holderbank-Schmelz-Redoxverfahren (HSR-Verfahren). Nach 1990 vereinbarten verschiedene Kantone und mehrere Abfallverbände unter der Leitung des Kantons Zürich zusammen mit den Firmen Holderbank Management and Consulting Ltd und von Roll die gemeinsame Entwicklung eines neuen Verfahrens zur Weiterbehandlung der Kehrichtschlacke, Das BUWAL unter-

stützte das Vorhaben gestützt auf das damalige Gewässerschutzgesetz finanziell, die wissenschaftlichen Arbeiten wurden nicht zuletzt von der Montanuniversität Leoben getragen. Ausgehend von positiven Vorversuchen sollte ein Verfahren zur technischen Anwendungsreife weiterentwickelt werden, bei dem die heisse Schlacke unter definierten Oxidations- und Reduktionsbedingungen behandelt und aufgeschmolzen werden konnte.

Die Produkte des Verfahrens waren einerseits eine verwertbare Metalllegierung Form, andererseits ein silikatisches Glas, das beim Kontakt mit Wasser puzzolanische Eigenschaften zeigte, sich also als hydraulische Bindemittel einsetzen liess [21]. Aufgrund technischer Probleme mit einer ersten Anlage im kommerziellen Massstab wurde jedoch nur einzelne Verfahrensschritte in anderen Weiterentwicklungen von Abfallverbrennungsverfahren genutzt.

Erst in den letzten Jahren kam mit der Weiterentwicklung von Sortiertechniken, insbesondere der Wirbelstromscheidung in Kombination mit dem trockenen Austrag von Kehrichtschlacke wieder eine gewisse Dynamik auf. Dabei ergeben sich Möglichkeiten zur Rückgewinnung grosser Mengen an Aluminium und Buntmetallen aus der Kehrichtschlacke von Rostöfen. Trotz der langen Entwicklungszeit der Rostöfen bieten dies somit immer noch Entwicklungspotential. Erst in den vergangenen Jahren sind auch Forschungsprojekte angelaufen, um die Ursachen der organischen Belastung von Sickerwasser aus Schlackedeponien und die Zusammensetzung der organischen Stoffe besser abzuklären.

Vision: Thermische Abfallbehandlung

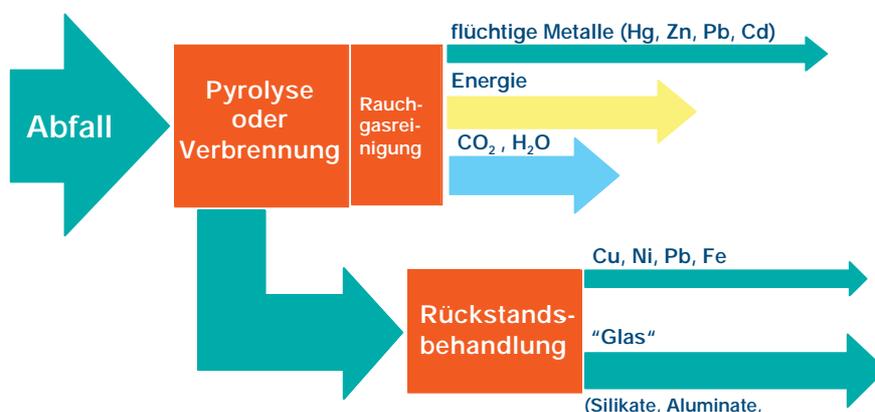


Abb. 2 Verbrennungsprozesse erlauben es im Idealfall, flüchtige Schwermetalle abzutrennen, schwerflüchtige Metalle für die Verwertung wieder zu gewinnen und schliesslich eine weitgehend von Schwermetallen entfrachtete Silikat-Aluminat-Schlacke zu produzieren.

Ziel bleibt eine ökologische Optimierung, bei der vermehrt Stoffe in eine neue Nutzung zurückgeführt werden bei der eine unproblematisches Material für die Ablagerung resultiert.

5.3 Die neuen thermischen Verfahren

Trotz dem noch vorhandenen Optimierungspotential für Rückstände aus Rostfeuerungen fällt auf, dass in Westeuropa – im Unterschied etwa zu Japan – kaum Verfahren zur Behandlung kommunaler Abfälle eingesetzt werden, die schon aufgrund der hohen Temperaturen geschmolzene Rückstände mit guter Einbindung der Schwermetalle liefern. Wie die umfangreichen Untersuchungen verglaste Rückstände zeigten [20], weisen die Silikatgläser über relativ breite Konzentrationsbereiche hohe Stabilität und gute Einbindung von Schwermetallen auf, wobei das dazu massgebende Verhältnis von Silizium und Calcium in der Matrix durch Zugabe billiger Abfallstoffe (z. B. Altglas) einfach beeinflusst werden kann. Die technische Verordnungsgebung über Abfälle ermöglicht seit 2005 die kostengünstige Ablagerung von verglaste Rückständen, welche gewisse Qualitätsanforderungen erfüllen, auf Inertstoffdeponien. Eine Sickerwasserbehandlung und eine Gasbehandlung ist nicht nötig. Trotz diesem finanziellen Vorteil der Ablagerung von Rückständen kommen solche Verfahren in Schweiz nicht zum Einsatz (Abbildung 2).

Es fehlte in den vergangenen Jahren nicht an Vorschlägen für neue Verfahren zur thermischen Abfallbehandlung, welche eine bessere Schlackequalität versprochen. Einzelne Verfahren wurden auch für kommerzielle Anlagen angeboten. So etwa das bis zu Anwendungsreife entwickelte Schwelbrennverfahren der Firma Siemens. Die Planung einer nach diesem Verfahren arbeitenden Anlage in Thun wurde eingestellt, nachdem sich im Betrieb einer Anlage in Fürth 1998 Pannen und einzelne Störfälle ergaben.

Auch das von der Firma Thermoselect angebotene Pyrolyse- und Hochtemperaturverbrennungsverfahren sollte in der Schweiz in einer Anlage im Kanton Tessin gebaut werden. Hier wurden die Planung abgebrochen, nachdem eine nach dem gleichen Verfahren arbeitende Anlage in Deutschland die geforderte Durchsatz bei weitem nicht erreichte.

In den beiden Fällen Siemens-Schwelbrenn und Thermoselect ist verständlich, dass schweizerischen Abfallverbände den Bau einer Anlage abbrechen, nachdem sich im Ausland wesentliche Probleme im routinemässigen Betrieb zeigten. Abfallanlagen laufen heute in der Regel über 8000 Stunden im Jahr. Städte und Verbände sind auf eine zuverlässige Abfallbehandlung angewiesen, müssen sie doch andernfalls ihr Abfälle teuer extern entsorgen.

Es kamen aber in den vergangenen Jahren auch Verfahren nicht zum Zug, deren Zuverlässigkeit und Leistungsfähigkeit bekannt, weil solche Anlagen bereits seit längerer Zeit in

Japan betrieben werden, wie die Abfallverbrennungsanlagen mit Pyrolyse und Schmelzzyklon der Firma EBARA aus Japan. Für dieses Zögern der Schweizerischen Anlagenbetreiber ist einerseits die Skepsis nach dem Scheitern der Projekte für Anlagen nach dem Schwelbrenn- und dem Thermoselectverfahren verantwortlich. Andererseits genügen aber schon geringe tatsächliche oder auch nur befürchtete Kostennachteile, um die Betreiber von Abfallanlagen von der Beschaffung neuartiger Behandlungsanlagen abzuhalten. Etwas höhere Investitionskosten, etwas weniger Kenntnisse über die im Routinebetrieb zu erwartenden Kosten und über die Leistungsfähigkeit halte die Verantwortlichen vor der Bestellung einer neuartigen Anlage ab. Damit bestätigt sich einmal mehr die Vermutung, dass in der Abfallbehandlung neue, verbesserte Verfahren primär dann zum Einsatz gelangen, wenn sich daraus ein klarer Kostenvorteil für die Anlagenbetreiber ergibt oder aber, wenn staatliche Vorschriften den Wechsel zu leistungsfähigeren Verfahren verlangen.

Auch für den Regulator besteht hier ein gewisses Dilemma, kann es doch kaum den Einsatz neuartiger Verfahren verbindlich verlangen, bevor die Machbarkeit im Dauerbetrieb mit schweizerischen Abfälle erwiesen ist. Im Bereich des Gewässerschutzes brachte in solchen Situationen häufig die finanzielle Absicherung, d. h. die Übernahme der Mehrkosten durch den Bund den Durchbruch. Ein Vorgehen, das möglicherweise auch in der Abfallbehandlung wieder zu prüfen wäre.

Literatur

- [1] Martin Forter: Farbenspiel, Ein Jahrhundert Umweltnutzung durch die Basler chemische Industrie, Chronos Verlag Zürich 2000.
- [2] Ursula Haller, Motion: Bergung und Entsorgung von Munition aus Schweizer Seen, 2004.
- [3] Gewässerschutzgesetz vom 16. März 1955.
- [4] EAWAG, Stand der MÜLLBESEITIGUNG, 4. Internationaler Kongress der Internationalen Arbeitsgemeinschaft für Müllforschung, Basel 2.–5. Juni 1969. Schweizerische Zeitschrift für Hydrologie 31, Seiten 185–777, 1969.
- [5] Schweizerischer Bundesrat, Gesetz zum Schutz der Gewässer vom 8. Oktober 1971.
- [6] Eidgenössisches Amt für Umweltschutz Richtlinie über Allgemeine Anforderungen an Standort, Anlage, Betrieb und Kontrolle von geordneten Deponien März 1976
- [7] Eidgenössisches Amt für Umweltschutz, Stand der kommunalen Abfallbeseitigung in der Schweiz, 1. Januar 1978, 1978.
- [8] Der schweizerische Bundesrat, Botschaft zu einem Bundesgesetz über den Umweltschutz vom 31. Oktober 1979, Bundesblatt 131, Band III, 749–853, 1979.
- [9] 84.901 Interpellation Fehr, Abfallentsorgung. Leitbild vom 12. Dezember 1984.
- [10] Eidgenössische Kommission für Abfallwirtschaft, Leitbild für die schweizerische Abfallwirtschaft, Bundesamt für Umweltschutz, Schriftenreihe Umweltschutz, Bern, 1986.
- [11] Eidg. Departement des Innern, Richtlinien über die Auswurfbegrenzung für Anlagen zum Verbrennen von Müll vom 7. Februar 1972, Bundesblatt 1972 1 1096, Bericht 62.
- [12] Eidg. Departement des Innern, Richtlinien über die Luftreinhaltung beim Verbrennen von Siedlungsabfällen, 1982.
- [13] Botschaft zu einer Änderung des Bundesgesetzes über den Umweltschutz (USG) vom 7. Juni 1993, Bundesblatt 1993 II, 1445.
- [14] Bundesamt für Umweltschutz, Umweltbelastung durch Dioxine und Furane aus kommunalen Kehrichtverbrennungsanlagen, Schriftenreihe Umwelt 5, Bern Juni 1982.
- [15] Bundesamt für Umwelt, Wald und Landschaft (BUWAL) Entsorgung von Siedlungsabfällen in der Schweiz, Stand 1988, Schriftenreihe Umwelt 174, Bern, 1992.
- [16] Bundesamt für Umwelt, Wald und Landschaft (BUWAL), Interkantonale Koordination der Planung von Abfallbehandlungsanlagen, Schriftenreihe Umwelt Nr. 228, Bern 1994.
- [17] Bundesamt für Umwelt, Wald und Landschaft (BUWAL), Pressemitteilung vom 18. August 1994.
- [18] Bundesamt für Umweltschutz, Behandlung und Verfestigung von Rückständen aus Kehrichtverbrennungsanlagen, Schriftenreihe Umweltschutz 62, Bern 1987.
- [19] H.P. Fahrni in P. Baccini (ed.), The Landfill: Reactor and Final Storage, Springer 1989, 363–369.
- [20] D. Perret et al., Thermodynamic Stability of waste glasses compared to leaching behaviour Applied Geochemistry, 18, (2003) 1165–1184.
- [21] A. Mayer and T. Rey, Innovative HSR process to transform waste incinerator slag into useful mineral additives, Waste Management, 16, 1996, Pages 27–33.

> Les résidus de l'incinération dans le canton de Fribourg: chronique d'une histoire imparfaite

Marc Chardonnens

Service de l'environnement, Route de la Fonderie 2, 1700 Fribourg, Suisse

L'incinération dans le canton de Fribourg fait l'objet d'une rétrospective depuis les premières expériences inabouties des années 1960 jusqu'à mise en place d'usines d'incinération pour les déchets urbains et les boues de stations d'épuration dans le courant des années 2000. L'essor de l'incinération de la biomasse dès le milieu des années 2000 est également évoqué dans le contexte de la promotion des énergies renouvelables. Quant à la problématique des résidus, elle est présentée sous l'angle d'une autorité d'exécution cantonale qui veille en premier lieu à la bonne application des exigences fédérales, mais qui ne peut s'empêcher de songer aux prochains enjeux liés à la disponibilité des ressources pour les générations futures.

Keywords: Fribourg, incinération, résidus, mâchefers, cendres

1. La nécessité d'une approche historique

On pourrait avoir l'impression que l'histoire des résidus de l'incinération dans le canton de Fribourg se limite à la dernière décennie, c'est-à-dire à cette période qui débute en 2001 par la mise en service à Posieux de l'usine d'incinération des ordures ménagères (UIOM). Cette perception est trop étroite et ne tient compte ni des premières expériences en matière d'incinération des déchets qui ont lieu dès la fin des années 60 dans le canton, ni des autres pratiques d'incinération qui se développent dans le courant des années 2000 avec l'incinération des boues d'épuration et celle des déchets de bois au titre de la promotion des énergies renouvelables.

Pourtant, ces différentes formes d'incinération se rapportent chacune à des enjeux particuliers de la gestion des déchets au cours du temps. Il serait dès lors réducteur de ne pas retracer ce parcours et d'abandonner une source d'informations importantes pour comprendre comment un canton s'est efforcé de mettre en œuvre les prescriptions fédérales et à quelles difficultés il a dû faire face dans cette entreprise.

La présente contribution est donc une tentative pour mettre en évidence l'action des autorités d'exécution face à des enjeux liés à l'introduction progressive d'une nouvelle technologie, en l'occurrence l'incinération des déchets. On

espère ainsi également apporter un éclairage sur les mécanismes qui peuvent conditionner le succès d'une telle transition, que ce soit sur le plan institutionnel ou environnemental.

2. Expériences et doutes: 1960–1990

2.1 Premières tentatives entre 1960 et 1980

Au sortir de la deuxième guerre mondiale le canton de Fribourg est encore principalement à vocation agricole. Depuis 1950, une petite entité de l'administration cantonale dotée de trois personnes s'occupe de protection des eaux. La gestion des déchets n'est pas à l'ordre du jour. Le canton compte 159 194 habitants en 1960.

En matière d'environnement, la Suisse fait face dès les années 50 à une détérioration préoccupante de la qualité de ses eaux. Le Conseil fédéral écrit en 1953 dans un message à l'Assemblée fédérale relatif à l'introduction d'un article constitutionnel sur la protection des eaux contre la pollution ce qui suit: «Mais la pollution des eaux n'a atteint un degré vraiment inquiétant que lorsque, par suite de l'accroissement considérable de la population des villes et de celle d'une série de localités plus ou moins importantes, on se mit à canaliser

les égouts, c'est-à-dire à introduire par des tuyaux collecteurs directement dans les lacs, rivières et ruisseaux les déchets provenant des ménages... On ne s'est pas toujours rendu compte que, de ce fait, les inconvénients sont tout simplement déplacés des habitations humaines dans les eaux» [1]. La première loi fédérale sur la protection des eaux entre en vigueur le 1^{er} janvier 1957 (figure 1).

2.1.1 L'usine d'incinération de Fribourg

Pourtant, ce n'est pas en premier lieu pour des raisons de protection des eaux que la Ville de Fribourg commande en 1965 à Von Roll la construction d'une usine d'incinération des ordures ménagères. En fait, il s'agit d'abord d'un choix d'opportunité entre la possibilité de trouver un nouveau site de décharge à proximité de la ville et le recours à une nouvelle technologie comme l'incinération qui a besoin de moins de place et qui se targue d'être «moderne, efficace et durable» [2].

L'usine est destinée à la destruction non seulement des ordures mais aussi des huiles usées et des boues d'épuration provenant de la nouvelle station d'épuration (STEP) de Fribourg qui débutera son exploitation en octobre 1968. La Ville de Fribourg, pour éviter de longs pourparlers, fait construire l'usine sous sa propre responsabilité. Elle tient toutefois compte des besoins des communes des environs.

L'usine est construite aux Neigles, à proximité immédiate de la Sarine. Elle dispose de deux fours d'une capacité horaire de 2,5 tonnes/heure. Il est prévu qu'elle fonctionne 5 jours par semaine. La quantité d'ordures à traiter au moment de la mise en service de l'usine est estimée à 16 000 tonnes par an, soit 150 tonnes d'ordures par semaine pour la Ville de Fribourg, 80 tonnes pour les autres communes et 70 tonnes de

déchets venant des industries. A ce tonnage il faut encore ajouter 2 000 à 3 500 tonnes de boues d'épuration et 60 à 80 tonnes d'huiles usées. La zone d'apport dessert environ 60 000 habitants.

Les équipements techniques de l'installation sont rudimentaires. Ils comprennent un refroidissement des gaz de combustion par injection d'eau, mais pas de chaudière pour récupérer la chaleur ou produire de l'électricité vu le manque de rentabilité du processus. Les eaux sont ensuite acheminées sur la STEP. Pour ce qui est des gaz, ils passent dans un «rotoclon» qui doit permettre de respecter les normes en matière de rejets de poussières. L'accent est mis sur la destruction des particules nauséabondes des gaz. Finalement, cendres et scories sont évacuées ensemble et on admet que «les scories peuvent être déposées n'importe où, même à ciel ouvert, puisqu'elles sont parfaitement stériles et ne présentent aucun danger pour la pollution des nappes phréatiques» [2] (figure 2).

La nouvelle usine est construite avec l'aide financière de la Confédération qui se félicite de l'utilisation judicieuse des subsides pour lutter contre la pollution des eaux. Par contre, le canton ne dispose pas de subventions pour soutenir la construction de l'installation. Les investissements se montent à 6 146 000.– francs. Les frais d'exploitation sont estimés à 25 francs la tonne.

En 1970, l'usine traite 14 648 tonnes d'ordures. Les quantités augmentent rapidement pour atteindre un maximum de 28 410 tonnes en 1974 avec des apports provenant de 101 communes représentant 110 000 habitants. Une collaboration est mise en place avec l'UIOM de Berne et la décharge de Teufal à Frauenkappelen, qui débute son activité en 1973. Les années suivantes, les quantités incinérées diminuent pour



Fig.1 Décharge sauvage sur les bords d'une rivière (source: OFEV)



Fig.2 STEP et UIOM de Fribourg en arrière-plan en 1968 (Source: Ville de Fribourg)

atteindre 21 140 tonnes en 1979, qui ne proviennent plus que de 18 communes. L'usine dégage souvent des fumées noires. Une évaluation de leur qualité est effectuée sur la base de normes allemandes, «les normes suisses étant inexistantes en la matière» [3]. Les résidus d'incinération ont été acheminés à la décharge de Châtillon à Posieux dès 1974; auparavant les stockages se sont faits dans les environs proches de l'usine.

2.1.2 L'usine d'incinération d'Estavayer-le-Lac

Dès 1970 les autorités staviacoises sont contraintes de trouver de nouvelles solutions pour l'élimination des déchets de la cité. Les ordures sont en effet déchargées sur les rives du lac de Neuchâtel dans un secteur destiné au développement touristique, ce qui suscite de «véhémentes protestations de la population». Après de nombreuses démarches sans succès pour trouver un site de décharge dans les environs, le Conseil communal décide donc d'opter pour une usine d'incinération.

L'installation est construite sur le territoire de la commune de Lully (FR). Elle est équipée d'un four d'une capacité de 1,5 tonne/heure. Ouverte 5 jours par semaine, sa durée de fonctionnement annuelle est de 5200 heures environ, soit une capacité de traitement de 7800 tonnes. Il est prévu que l'installation desserve 41 communes de la Broye fribourgeoise et 14 communes vaudoises pour une population totale de 16 830 habitants (70% Fribourg – 30% Vaud). L'usine est inaugurée le 1^{er} juillet 1973. Les coûts d'investissement, devisés à 1 587 000 francs, bénéficient de subventions fédérales à hauteur de 40% pour la part fribourgeoise et 32% pour la part vaudoise. Le prix à la tonne est de 53.50 francs à la mise en service, avant de passer à 60 francs.



Fig. 3 UIOM d'Estavayer-le-Lac en 1973
(Source: Commune d'Estavayer-le-Lac)

En 1975, l'usine incinère 2998 tonnes d'ordures, en 1976 2490 tonnes. Les tonnages diminuent encore par la suite vu la concurrence qu'exercent les décharges de Teuftal et d'En Craux à Châtel-St-Denis ouverte en 1976.

Les scories de l'usine sont acheminées dans une décharge située sur la commune de Montet, distante de quelques kilomètres. Les eaux de lixiviation de la décharge doivent être transportées par camion et déversées dans une station d'épuration pour le traitement final conformément au préavis du nouvel Office cantonal de la protection des eaux (OCPE). Celui-ci a vu le jour le 1^{er} janvier 1972, suite à l'adoption en octobre 1971 de la loi fédérale sur la protection des eaux (figure 3).

L'exploitation de l'usine ne donne toutefois pas satisfaction, en particulier pour les rejets de poussières, qui dépassent largement les normes admises de 150 mg/Nm³. L'EMPA mesure en octobre 1976 pour les poussières une valeur de 650 mg/Nm³ à la sortie de la cheminée [4]. La Confédération refuse de payer le solde des subventions. Pour soulager ses finances, la commune annonce alors qu'elle a déversé les eaux de la décharge de Montet dans les forêts communales au lieu de les acheminer sur la STEP de Morat. En 1977, un rapport de l'office vétérinaire cantonal fait état de l'autopsie pratiquée sur une dizaine de têtes de bétail dont le décès était suspect et pouvait éventuellement être mis en relation avec les émissions de poussières. Le Conseil communal songe dès lors sérieusement à arrêter l'exploitation de l'usine.

2.2 Hésitations et transition entre 1970 et 1990

En Suisse, les années 70 voient en premier lieu le développement de la protection des eaux avec la nouvelle loi de 1971, qui octroie des moyens financiers importants pour la réalisation de STEP et de réseaux d'évacuation des eaux usées. Dans le domaine de l'environnement, le peuple suisse accepte le 6 juin 1971 par 93% des votants un nouvel article constitutionnel qui demande à la Confédération de légiférer «sur la protection de l'homme et de son milieu naturel contre les atteintes nuisibles qui leur sont portées». Il faudra toutefois attendre 1983 pour que le Parlement adopte la première loi fédérale sur la protection de l'environnement (LPE), qui contient également les premières dispositions contraignantes pour la gestion des déchets. Dans ce domaine, la concrétisation se fera pas à pas, avec tout d'abord la publication par l'Office fédéral de la protection de l'environnement (OFPE) des «Lignes directrices pour la gestion des déchets en Suisse» en 1986, puis avec l'adoption le 10 décembre 1990 de l'Ordonnance sur le traitement des déchets (OTD).

Les années 70 et 80 sont donc une période de transition délicate pour les cantons. Il n'y a pas encore de véritable stratégie fédérale en matière de gestion des déchets, les règles ne sont pas établies et les nouvelles technologies comme l'incinération peu éprouvées. L'OFPE publie certes en mars 1976

de toutes premières directives sur «l'emplacement, la préparation, l'exploitation et la surveillance des décharges aménagées», mais il ne s'agit là que d'une première orientation en matière de gestion des déchets.

Le canton de Fribourg vit aussi cette période de transition, avec des succès comme la fermeture progressive des décharges communales, mais aussi des hésitations dans la mise en place des nouvelles installations que sont les premières décharges contrôlées et les usines d'incinération de première génération. Sur le plan institutionnel, simultanément à la mise en vigueur de la LPE, le canton se dote le 1^{er} janvier 1985 d'un Office de la protection de l'environnement (OPEN). La thématique des déchets est alors intégrée dans la section hydrogéologique.

Du point de vue démographique et économique, le canton de Fribourg poursuit sa mutation. Il compte 185 246 habitants en 1980, soit un accroissement moyen de 1,5% par an depuis 1960.

2.2.1 La fin de l'UIOM d'Estavayer-le-Lac

Le 31 décembre 1979, l'usine d'incinération d'Estavayer-le-Lac est mise hors service après que le Conseil communal ait renoncé à effectuer les investissements nécessaires à l'amélioration du traitement des fumées. Les ordures sont alors acheminées sur l'usine d'Yverdon. Outre les aspects techniques, c'est aussi la concurrence acharnée des nouvelles décharges contrôlées qui impose cette décision. En guise de compromis, il est par ailleurs demandé à la Confédération de verser le solde des subventions.

Finalement, on peut estimer que l'UIOM d'Estavayer-le-Lac a incinéré de 12 000 à 15 000 tonnes d'ordures au cours de ses six années et demie d'exploitation. L'usine ne sera démantelée qu'en 1986, libérant ainsi le tracé pour la future autoroute A1.

	En exploitation	Usine fermée
Poussières (g/m ² /mois)	3	0,5
Plomb dans les poussières (mg/m ² /mois)	3	0,4
Zinc dans les poussières (mg/m ² /mois)	12	1

Tab.1 Immissions de l'UIOM de Fribourg*

* Tiré de Bulletin d'information de la ville de Fribourg, avril 1984

2.2.2 La fin de l'UIOM de Fribourg

Dès le milieu des années 70, l'usine d'incinération de Fribourg est également confrontée à des difficultés de fonctionnement, qui occasionnent des nuisances importantes au voisinage. En 1978, l'OCPE demande d'examiner le meilleur mode d'évacuation des déchets. Finalement, après diverses études associant la Ville, les cantons de Fribourg et Berne et la Confédération, il est décidé de ne pas maintenir l'UIOM en activité. Elle cesse définitivement son exploitation le 25 novembre 1983. Pour assurer l'incinération de ses ordures, la Ville de Fribourg passe alors un contrat de 10 ans avec la Ville de Berne.

Le bulletin d'information de la Ville d'avril 1984 fait état de mesures comparatives effectuées avant et après la fermeture de l'usine, qui permettent de documenter ses impacts sur l'environnement [5] (tableau 1).

Au cours de ses presque 16 années d'exploitation, l'UIOM de Fribourg a incinéré 264 736 tonnes d'ordures, soit environ 17 000 tonnes par an. Comme à Estavayer-le-Lac, ce sont essentiellement des problèmes de pollution de l'air qui ont conduit à la fermeture de l'usine. La problématique du stockage des résidus d'incinération ne joue aucun rôle dans la prise de cette décision.

2.2.3 A la recherche d'alternatives

Les premiers incinérateurs fermés, les nouveaux principes de la Confédération demandant que les procédés de traitement ne produisent à l'avenir que des résidus aptes au stockage définitif ou des matières recyclables [6], les acteurs locaux de la gestion des déchets s'efforcent d'anticiper et proposent des alternatives à l'incinération et à la simple mise en décharge de déchets bruts.

C'est le cas de la société SORVAL SA à Châtel-St-Denis qui investit environ 20 millions de francs pour un centre de tri des ordures ménagères. L'objectif est d'en valoriser le 80%, de respecter ainsi les nouvelles orientations fédérales tout en conservant le personnel employé sur la décharge contrôlée attenante. Il convient de noter que l'installation suscite un intérêt marqué en Suisse romande. Le très sérieux Journal de Genève lui consacre d'ailleurs une pleine page en juin 1987, mettant notamment en évidence qu'on peut ainsi renoncer à l'incinération et que le processus est bien moins onéreux qu'une UIOM comme les Cheneviers à Genève [7].

Début 1989, l'installation est mise en service. Elle comprend une fosse de réception, un pont roulant avec grappin, une éventreuse de sacs, un séparateur magnétique, une aspiration pneumatique, des tambours de triage, un moulin déchiqueteur, une extrudeuse, des presses à compacter cartons et plastiques, des lignes pour le tri manuel fin ainsi qu'une place à l'intérieur des bâtiments pour composter la fraction organique récupérée [8]. En 1989, l'installation traite quelque

22 000 tonnes d'ordures et continuera à fonctionner pendant 10 ans à peu près à ce rythme. Elle ferme en 1999 car elle ne répond pas aux nouvelles prescriptions fédérales mises en vigueur au cours des années 90 et n'arrive pas à respecter les exigences qualitatives pour les produits recyclés (combustibles dérivés d'ordures ménagères destinés aux cimenteries, compost d'ordures). Sa rentabilité est aussi tout à fait insuffisante.

Dans cette phase de transition pour la gestion des déchets, on peut encore noter que le canton de Fribourg renonce en 1986 à réaliser une décharge pour déchets spéciaux dans la commune de Vallon. A titre de rappel, la décharge pour déchets spéciaux de Kölliken (AG) avait dû fermer prématurément en avril 1985.

3. Planification et réalisations: 1990–2010

Avec l'adoption le 10 décembre 1990 de l'OTD, le Conseil fédéral fixe les conditions générales pour une gestion moderne des déchets. Il s'agit désormais d'incinérer les déchets urbains s'ils ne peuvent pas être valorisés. La modification de l'OTD du 14 février 1996 fixe un délai au 1^{er} janvier 2000 pour la fin définitive de la mise en décharge des déchets combustibles.

Dans le canton de Fribourg, une section spécifique pour les déchets est créée en 1993 au sein de l'OPEN. Le plan cantonal de gestion des déchets, dont les premières réflexions remontent à 1988, est adopté par le Conseil d'Etat le 19 avril 1994. Le Grand Conseil adopte la loi cantonale sur la gestion des déchets (LGD) le 13 novembre 1996. Elle entre en vigueur le 1^{er} avril 1997. L'OPEN change de désignation en 2003 et devient le Service de l'environnement (SEn).

Par ailleurs, le canton de Fribourg continue à se développer. Sa population passe de 213 571 habitants en 1990, à 241 706 en 2000 et environ 280 000 en 2010, soit un accroissement annuel moyen de l'ordre de 1,3% par an pendant 20 ans. Fribourg est le canton suisse qui connaît la plus forte croissance démographique. Ses structures communales se modifient aussi profondément, puisque le nombre de communes passe de 286 au début des années 60, à 245 en 2000 et à 168 en 2010.

3.1 L'usine d'incinération des déchets urbains

La genèse de la nouvelle UIOM fribourgeoise est mouvementée. C'est en 1991 déjà que la planification de l'usine débute. En novembre 1993, le Grand Conseil du canton de Fribourg décide d'un crédit d'engagement de 1,4 million de francs en vue d'assurer le financement des études pour un avant-projet d'usine d'incinération dans le canton. En septembre 1994, une discussion sur les études préalables réunit l'ensemble des syndicats du canton à Grangeneuve, en présence de H.P. Fahrni de l'Office fédéral de l'environnement, des forêts et du pay-

sage (OFEFP). A l'issue des débats, les syndicats décident d'un moratoire dans la planification ainsi que de la mise sur pied d'une commission d'évaluation de l'avant-projet. Le rapport de ladite commission est présenté en décembre 1995 et un nouveau forum des syndicats a lieu en janvier 1996. Des options privilégiant des petites entités d'incinération (par ex. de type Norsk Hydro) sont opposées à une installation permettant de desservir l'ensemble du canton. Finalement, en avril 1997, un mandat de pilotage est confié par le Conseil d'Etat du canton de Fribourg aux Entreprises Electriques Fribourgeoises (EEF). Associées aux communes les EEF lancent alors la seconde étape du projet. Un crédit d'étude de 1,2 million est octroyé pour l'élaboration du projet final. Il est financé à parts égales par les quatre partenaires: communes du canton de Fribourg et de la Broye vaudoise, Etat de Fribourg et les EEF.

Le 18 mai 1998, l'OFEFP confirme la priorité accordée au projet d'usine d'incinération de Posieux par rapport à celui de Tridel à Lausanne ainsi que son subventionnement qui se fera à hauteur de 25%. La Confédération entend éviter que des capacités d'incinération excessives ne soient créées en Suisse romande, suite à l'annonce par le canton de Genève en 1996 d'une capacité disponible supplémentaire de 100 000 tonnes à l'usine des Cheneviers.

Le rapport final est présenté à toutes les communes en juin 1998. Par rapport au projet initial, l'usine a été redimensionnée. D'une installation à deux lignes et 135 000 tonnes de capacité annuelle, elle passe à une seule ligne de 88 000 tonnes. On tient compte ainsi de la situation en Suisse romande ainsi que de l'introduction de la taxe au sac dans l'ensemble du canton demandée par la nouvelle loi cantonale sur



Fig. 4 L'usine d'incinération de SAIDEF SA, avec à l'extrême gauche l'installation pour l'incinération des boues de STEP (source: SAIDEF SA)

la gestion des déchets. L'ensemble du projet est devisé à 140 millions de francs. Grâce à ce nouveau concept, le coût d'élimination pour les déchets urbains des communes actionnaires peut être fixé à 155 francs la tonne. Une péréquation des frais de transport est mise en place pour toute la zone d'apport, avec une distance d'équilibre entre contributeurs et bénéficiaires qui se situe à 20 kilomètres de l'usine [9].

Début 1999, 95% des communes approuvent le projet alors que plus de 90% d'entre elles adhèrent au mode de financement (actionnariat à raison de 40 francs par habitant). En avril 1999, le capital-actions de la société SAIDEF, Société anonyme pour l'incinération des déchets du canton de Fribourg, est augmenté de 250 000 à 25 millions de francs. Les actionnaires sont l'Etat de Fribourg (25,18%), l'Etat de Vaud (10,22%), les communes de la zone d'apport (37,28%) et les EEF (25,18%), le solde de 2,14% restant en mains de SAIDEF. Le chantier débute à fin août 1999, le 11 juin 2001 a lieu le premier allumage du four (figure 4).

3.2 L'incinération des boues de STEP

Dès 2000, la Suisse est confrontée à la crise de la vache folle qui fait suite à des problèmes majeurs dans l'alimentation des bovins affourragés avec des farines animales. Les animaux sont frappés par une maladie dégénérative incurable, l'encéphalopathie spongiforme bovine (ESB), dont l'agent pathogène est le prion. Dans ce contexte, les boues d'épuration apparaissent au début 2001 comme un vecteur potentiel pour la transmission des prions dans la chaîne alimentaire. Les organisations agricoles et les grands distributeurs refusent alors l'utilisation de boues d'épuration dès lors qu'elles pourraient porter atteinte à leurs produits. La stratégie du risque zéro s'impose. Le Conseil fédéral décide en mai 2002 d'interdire la valorisation des boues d'épuration en agriculture à partir du 1^{er} octobre 2006.

Le canton de Fribourg réagit rapidement en décidant de réaliser une installation pour incinérer les boues d'épuration. C'est un changement radical pour le canton, puisque 95% des boues était encore utilisé en agriculture à fin 2000. Après l'adoption d'un crédit pour un avant-projet en mai 2002, l'assemblée générale de SAIDEF accepte le rapport final en mars 2003 avec présentation d'un crédit de 30 millions pour la réalisation d'une installation d'incinération des boues de STEP (IBS) sur le site de SAIDEF. L'investissement est également au service de la collaboration intercantonale puisque la Broye vaudoise, la région d'Oron et un peu plus tard celle de Laupen (BE) sont des partenaires à part entière du projet. L'installation est dimensionnée pour pouvoir incinérer 40 000 tonnes de boues déshydratées avec une teneur en matière sèche moyenne de 25%.

Si le choix technologique se porte sur un four à lit fluidisé sur site plutôt que sur un séchage des boues en vue d'une

incinération en cimenterie, c'est que le canton entend conserver sa pleine indépendance en matière d'élimination. Le tarif de prise en charge de 125 francs par tonne de boues déshydratées est également très attractif pour les communes. L'utilisation des synergies avec l'usine d'incinération voisine, que ce soit pour le lavage des fumées dont l'IBS peut utiliser les réserves de capacité ou pour les apports énergétiques, permet de réduire les coûts de traitement. Le chantier débute à mi 2004 et la mise en service se fait en décembre 2005. Des problèmes importants avec la chaudière et la rupture d'une pièce sensible de l'installation retardent le début effectif de l'exploitation à septembre 2006.

En 2009, vu les difficultés apparues suite au couplage de l'IBS avec l'UIOM (perte de capacité de traitement, rejets excessifs d'ammonium), il est finalement décidé de séparer complètement les deux lignes de traitement pour les ordures ménagères et les boues d'épuration. Les travaux sont réalisés en 2010.

3.3 L'incinération de la biomasse

L'incinération des déchets ne s'arrête pas aux seuls déchets urbains et déchets de chantier combustibles. Vu les enjeux énergétiques et climatiques liés à l'utilisation des énergies fossiles, vu l'accroissement des coûts pour ces énergies avec le baril de pétrole qui passe de 28 dollars par baril à mi-2003 à un maximum de 144 dollars en juillet 2008, la filière bois énergie se développe fortement dans le canton à partir des années 2000. A fin 2008, le canton de Fribourg compte 175 installations de puissance supérieure à 70 kW, pour une puissance installée globale de plus de 73 MW (tableau 2).

Les exigences légales pour ces installations évoluent en particulier pour ce qui concerne les émissions de poussières fines, dont les effets néfastes sur la santé et l'environnement sont peu à peu reconnus. L'Ordonnance sur la protection de l'air (OPair) est modifiée en 2007. la valeur limite d'émission pour les poussières passera dès 2012 de 150 à 50 mg/Nm³ pour les installations de puissance comprise entre 70 kW et

Type de combustible	Nombre d'installations	Puissance totale (kW)
Résidus de bois	95	33 632
Bois de forêt	70	26 933
Résidus de bois et bois de forêt	2	11 000
Granulés de bois (pellets)	8	1 620
Total	175	73 185

Tab. 2 Installations de chauffage au bois dans le canton de Fribourg d'une puissance supérieure à 70 kW (état 2008, source: SEN)

500 kW, alors qu'elle a déjà été abaissée de 150 à 20 mg/Nm³ pour les installations de plus de 500 kW dès 2008. Ceci a inévitablement des répercussions sur la quantité de cendres produites et de résidus à éliminer.

4. Les résidus de l'incinération

Au vu des étapes qu'il a fallu franchir pour réaliser des installations de traitement des déchets conformes aux exigences de l'OTD et des autres prescriptions fédérales, notamment l'OPair et l'Ordonnance sur la protection des eaux (OEaux), on comprendra que les résidus de l'incinération ne soient pas tout de suite apparus au premier rang des préoccupations cantonales.

Dans ce domaine, c'est principalement la Confédération qui a pris des mesures de précaution avec l'adoption de l'OTD en 1990. Pour l'essentiel, il s'agissait de maîtriser le potentiel polluant des résidus de l'incinération des déchets urbains, soit en raison de leur quantité puisque la Suisse produit à peu près 700 000 tonnes de mâchefers par an, soit en raison de la concentration très élevée de polluants qui se retrouvent dans des résidus comme les cendres volantes ou les boues issues du traitement des eaux de lavage. Il faut toutefois reconnaître que les résidus d'UIOM ont bénéficié d'une attention nettement plus soutenue que d'autres types de résidus, que ce soient les cendres des boues d'épuration ou celles du bois-énergie, puisqu'on ne devait pas s'attendre aux mêmes impacts quantitatifs et qualitatifs sur l'environnement.

Les développements ci-dessous essaient de mettre en perspective les démarches entreprises par un canton pour appliquer les exigences relatives aux différents résidus de l'incinération. On s'efforce aussi de montrer comment, de façon plus générale, une stricte perspective de limitation des nuisances peut se transformer, de proche en proche, en défi sur les ressources disponibles pour les générations futures.

4.1 Les résidus de l'UIOM

Même si comme toute usine d'incinération moderne, SAIDEF parvient à réduire le volume des déchets de près de 90%, il reste à la sortie du four, sur une tonne d'ordures, environ 210 kilos de mâchefers, 20 kilos de cendres volantes et 10 kilos de boues issues du lavage des fumées. L'IBS quant à elle produit environ 120 kilos de cendres par tonne de boues d'épuration incinérée [10] (figure 5).

SAIDEF exploite une installation de lavage acide des cendres volantes, qui sont récoltées au niveau de la chaudière et des électrofiltres. Les cendres sont fortement chargées en polluants, notamment avec les métaux lourds les plus volatils que sont le cadmium, le mercure, le plomb et le zinc. Grâce au lavage acide (procédé T.I.L. de Lab), il est possible d'extraire 94% du cadmium, 79% du zinc et 20% environ du plomb. Le

mercure est capté quant à lui à 95% dans les cendres lavées et le plomb à 80% environ [11]. Le solde des métaux lourds se retrouve dans les boues du traitement des eaux.

Pour ce qui est des cendres lavées, même si elles contiennent encore passablement de mercure et de plomb, ces métaux sont très fortement adsorbés aux cendres, puisque les taux de lixiviation sont dix fois inférieurs aux exigences très sévères de l'OTD. Sur cette base, le canton a pu délivrer en juin 2001 une autorisation permettant de mélanger les cendres lavées aux mâchefers en vue de leur stockage définitif dans la décharge bioactive de Châtillon, située à proximité immédiate de l'UIOM.

Si dans un premier temps, le mélange mâchefers – cendres lavées a été directement mis en décharge, il est apparu assez rapidement qu'un potentiel non négligeable existait encore pour la récupération de métaux. Dès 2004, la Société fribourgeoise de recyclage (SFR SA) a donc proposé à SAIDEF la mise en place d'une installation complémentaire pour améliorer le déferrailage des mâchefers et développer une récupération poussée des métaux non ferreux. Il a fallu concevoir une installation spécialement adaptée à la configuration de l'usine. Désormais, les mâchefers passent tout d'abord par un aimant puissant qui permet d'extraire les métaux ferreux. Après un crible destiné à enlever les imbrûlés et les alliages inoxydables, les mâchefers transitent par un séparateur des métaux amagnétiques. Ceux-ci sont ensuite rejetés dans une benne qui sera acheminée sur des installations spécialisées en vue de leur valorisation métallurgique (figure 6).

Depuis la mise en service de l'installation en été 2005 jusqu'à fin 2009, 802 tonnes de métaux non ferreux ont été extraits des mâchefers, dont 65% d'aluminium et 20% de mé-

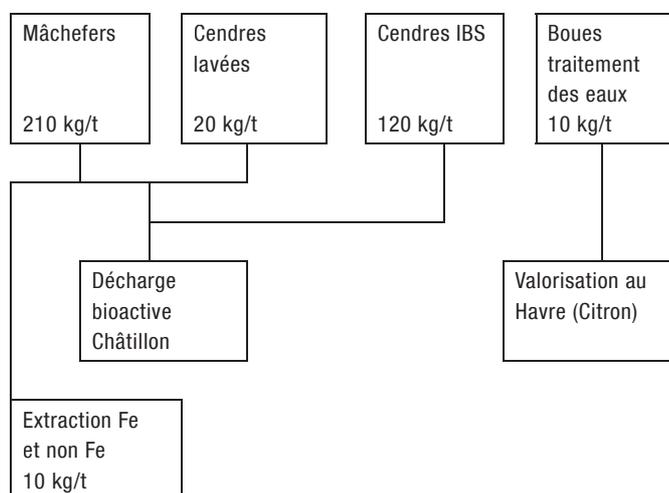


Fig. 5 Les résidus de l'UIOM et de l'IBS de SAIDEF

taux lourds comme le cuivre. Le solde de l'extraction, soit 15% environ, est à ce jour sans valeur commerciale. La ferraille récupérée dans l'installation représente quant à elle environ 700 tonnes par an.

Au bout de la chaîne d'élimination, les boues du traitement des eaux usées concentrent le solde des métaux lourds que les différents systèmes de lavage de l'usine ont capté. Ces boues présentent une teneur en zinc particulièrement élevée de l'ordre de 28%. Dans ces conditions et suite à différents échanges entre Confédération, canton et SAIDEF, un traitement métallurgique des boues s'est imposé. La société Citron, dont le siège est à Zurich, s'est vue confier la valorisation de ces résidus. Elle exploite près du Havre un four pyrolytique à sole tournante, dénommé Oxyreducer. Le zinc est récupéré et il peut ainsi rejoindre à nouveau les différentes filières de production.

4.2 Les cendres de l'IBS

L'incinération de boues de STEP dans un four à lit fluidisé produit évidemment des cendres en quantités importantes. Pour des boues déshydratées à 25%, comme c'est le cas pour SAIDEF, ceci représente environ 120 kilos de cendres par tonne incinérée puisque 50% de la matière sèche des boues est de nature minérale (figure 7).

Il est apparu rapidement que ces cendres ne satisfaisaient pas aux exigences des matériaux admissibles en décharge contrôlée pour matériaux inertes (DCMI), en raison de teneur totale en cuivre et en zinc dépassant respectivement de 10% et

50% les teneurs fixées par l'OTD [12]. Le canton a donc demandé que ces déchets soient stockés en décharge bioactive. A relever encore que le stockage de ces résidus n'est pas chose aisée sur le plan logistique vu le caractère très pulvérulent des cendres, qui requiert un conditionnement préalable.

En termes de ressources, la question qui se pose lors de l'élimination des cendres de l'IBS n'est pas tant celle de la récupération des métaux lourds que celle du phosphore. D'après une étude de synthèse de l'OFEFP, les prévisions sur les ressources disponibles au plan mondial sont inquiétantes, puisque les gisements de phosphate brut exploitables font état d'une durée de vie statique comprise entre 50 et 330 ans. La Suisse importe chaque année quelque 16 500 tonnes de phosphore et en exporte 4 000 tonnes. Dans le métabolisme national du phosphore, la gestion des déchets représente un flux annuel important de 13 500 tonnes et les pertes qui en dépendent sont estimées à plus de 10 000 tonnes, dont près de 6 300 t/an pour les décharges et 3 000 t/an pour les cimenteries [13].

L'étude de l'OFEFP montre clairement que le plus important potentiel de phosphore encore inexploité dans la gestion des déchets est situé dans le traitement et la valorisation des eaux usées et des boues d'épuration (environ 5 800 tonnes par an). En 2006, selon cette étude, 43% des boues d'épuration étaient éliminées par mono-incinération (14 installations), 25% en UIOM et 22% en cimenterie, les 10% restants étant encore livrés à l'agriculture.

Le canton de Fribourg, en choisissant la mono-incinération des boues sur le site de l'UIOM a tout d'abord opté pour

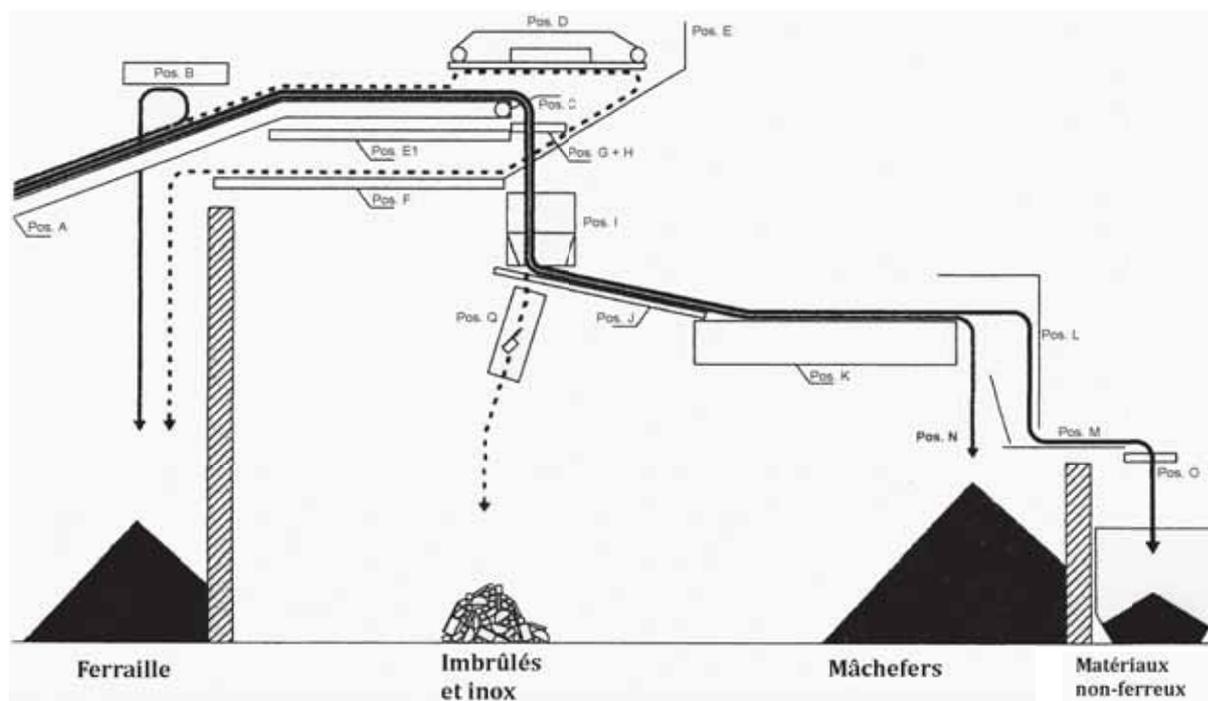


Fig. 6 L'installation de récupération des métaux contenus dans les mâchefers de SAIDEF (source: SFR SA)

l'indépendance en matière de traitement de ses déchets. La question de la récupération du phosphore n'était pas au premier plan de ses réflexions. Aujourd'hui le développement de techniques prometteuses pour valoriser le phosphore à partir des cendres de boues de STEP ouvre de nouvelles perspectives. En particulier, le système ASH DEC développé en Autriche dispose d'une installation pilote de grande dimension avec production d'un engrais phosphaté agréé [14]. Dans ces conditions, et dans l'attente de la réalisation d'installations industrielles, le canton ne ferait preuve que d'une saine anticipation en demandant que les cendres provenant de l'IBS soient stockées dans un casier séparé de la décharge, afin de pouvoir en récupérer le phosphore le moment venu.

4.3 Les résidus des chaudières à bois

Si l'intérêt énergétique de la filière bois énergie relève de l'évidence, si les questions relatives aux émissions de particules fines ont été assez rapidement perçues au vu de leurs répercussions sensibles sur la santé et l'environnement, il n'en va pas de même avec la problématique des résidus des chaudières à bois. La première mouture de l'OTD de 1990 ne les traitait pas spécifiquement. Il s'agissait alors d'appliquer les critères généraux d'évaluation fixés par l'OTD pour définir la filière d'élimination des cendres. Vu que les valeurs d'analyses sur les cendres obtenues pour le pH, la fraction soluble et la lixiviation du chrome hexavalent dépassaient nettement les seuils pour un stockage en DCMI, seule une élimination en décharge bioactive était alors possible.

La modification de l'OTD du 1^{er} janvier 2010 (annexe 1, chiffre 11, lettre c) change la donne et considère désormais les cendres de foyer issues de l'incinération de bois à l'état naturel comme des matériaux inertes. Il est seulement précisé qu'elles ne doivent pas dépasser 5% en poids de la quantité annuelle stockée dans la décharge. Dès lors que ces conditions sont respectées, les exploitants de DCMI peuvent accepter ces résidus en vue de leur stockage définitif. Le message explicatif indique que «leur composition chimique et minéralogique ainsi que leurs propriétés physiques et géochimiques permettent de partir du principe qu'ils se comportent comme des matériaux inertes et que les éventuels polluants qu'ils contiendraient sont d'origine géogène ou biogène» [15].

Pourtant, un rapport de 2003 de l'OFEV sur les cendres de grandes chaudières à bois faisait état d'une valeur moyenne de lixiviation dépassant 140 fois la limite fixée dans l'ancienne OTD pour le chrome hexavalent (0,01 mg/l) [16]. Les valeurs ont pu évoluer entretemps et il est certain qu'elles peuvent varier fortement d'une installation à l'autre. De récentes analyses sur de grandes installations dans le canton de Fribourg ont montré un dépassement nettement moins important pour le chrome hexavalent, mais un dépassement tout de même d'un facteur 2 à 4 par rapport aux anciennes valeurs de l'OTD.

Dans ce contexte, l'exploitant d'une DCMI gardera à l'esprit qu'il suffirait de détecter pour le chrome hexavalent une valeur de 0,01 mg/l dans un piézomètre de contrôle à l'aval d'une décharge en secteur Au de protection des eaux ou

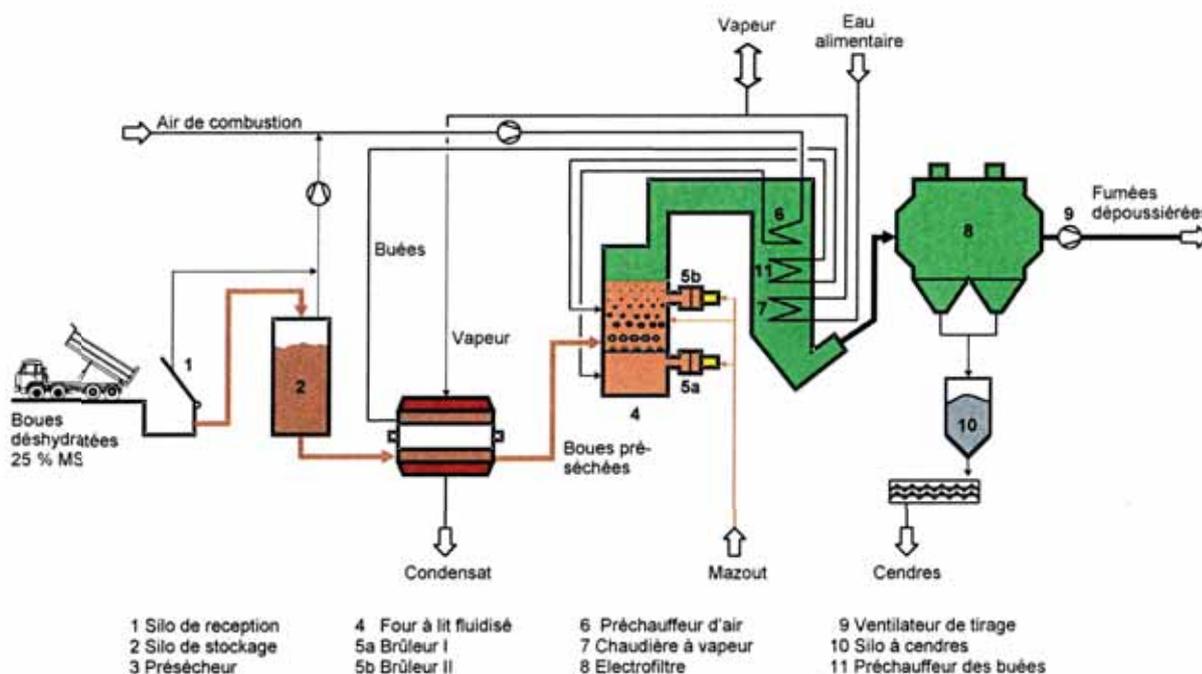


Fig. 7 Ligne d'incinération des boues de STEP (IBS) (source: SAIDEF)

une valeur de 0,2 mg/l dans un drain pour qu'un assainissement du site soit nécessaire en application de l'ordonnance fédérale sur les sites contaminés (OSites). Dans ces conditions, on peut comprendre qu'il renonce à accepter ce genre de déchets en faisant appel au principe de précaution. On ne saurait passer non plus complètement sous silence la question des sels solubles contenus dans les cendres de chaudière à bois. Leur teneur est en effet souvent plus élevée que ce qu'autorise la nouvelle OTD pour les déchets inertes autres que les cendres (0,5% poids).

Finalement, ce sont les exploitants de DCMI qui doivent savoir aujourd'hui s'ils veulent stocker ces résidus et s'ils veulent assumer les conséquences en cas de détérioration notable de la qualité des eaux d'extrusion ou des eaux souterraines à l'aval de leurs décharges. Les autorités cantonales ne peuvent les obliger à prendre en charge ces déchets. Par contre, le canton est prêt à soutenir des solutions capables d'apporter des réponses convaincantes pour immobiliser durablement les polluants et prévenir des pollutions. Une alternative consisterait à prétraiter les cendres pour les incorporer dans des boues minérales à stocker ou à utiliser dans les couches d'étanchéité d'une DCMI qui s'y prête. Cette approche est importante, vu que plusieurs milliers de tonnes de cendres de foyer provenant des chaudières à bois sont produites chaque année dans le canton de Fribourg.

5. Conclusions

Les technologies environnementales ont très fortement évolué au cours des cinquante dernières années. Peu à peu, la question des résidus de l'incinération s'est aussi profilée comme une des questions importantes de cette technologie pour la rendre compatible avec le principe de précaution, et plus récemment celui de préservation des ressources. En ce sens, l'exigence des Lignes directrices pour la gestion des déchets de 1986 publiées par la Confédération, demandant que les systèmes d'élimination des déchets soient compatibles dans leur totalité avec l'environnement conserve sa pleine pertinence. En effet, qui oserait contester aujourd'hui qu'«il ne suffit pas d'avoir des prescriptions, donc des objectifs de qualité, concernant le procédé d'incinération et les émissions de fumée; il en faut aussi pour les scories et les résidus de l'épuration des fumées» [6].

Il y a 25 ans, il s'agissait d'une véritable prise de conscience. Contrairement aux fumées et aux rejets dans les eaux, les résidus des UIOM ont en effet la fâcheuse propriété de disparaître définitivement dans des décharges. La première tâche dans le traitement des résidus a donc été de maîtriser leur potentiel polluant. La Confédération a joué un rôle déterminant dans ce domaine en fixant des règles strictes avec la mise en vigueur de l'OTD en 1990. Si cette stratégie s'est ré-

vélée convaincante, en particulier pour les mâchefers, cendres et boues de lavage provenant des UIOM, aujourd'hui certaines questions restent en suspens. Ceci concerne par exemple les connaissances incomplètes sur la qualité des différents types de résidus de l'incinération ainsi que sur les effets à long terme de leur stockage.

Quant à la réflexion sur les ressources contenues dans les résidus, elle n'est apparue que récemment. C'est en effet le 1^{er} janvier 2010 que la Confédération émet de premières exigences sur la valorisation des métaux non ferreux contenus dans les mâchefers d'UIOM. Cette approche est d'autant plus nécessaire que «peu paraissent se rendre compte de ce que les réserves exploitables de quelques métaux essentiels comme l'argent, l'étain, le cuivre, le nickel, le plomb et le zinc, ne correspondent qu'à une à quatre décennies d'utilisation et que, pour des métaux qui nous sont aussi familiers que l'aluminium et le fer, les réserves ne nous garantissent guère plus d'un siècle de disponibilité» [17]. Par contre, le phosphore des boues d'épuration ne fait pas encore l'objet de prescriptions contraignantes en vue de sa récupération, quand bien même cela serait urgent au vu de l'importance vitale de cet élément et des réserves restreintes au niveau mondial. Cela est sans doute dû au fait que les technologies de traitement n'ont pas encore atteint le stade de la fiabilité industrielle.

Pris dans le champ des transformations profondes de la gestion des déchets au cours de ces cinquante dernières années en Suisse, le canton de Fribourg s'est efforcé de gérer cette mutation avec pragmatisme. Même s'il y a eu des hésitations et des tâtonnements, le canton peut se targuer aujourd'hui de disposer d'une gestion moderne des déchets. A l'exemple des résidus de l'incinération, quels enseignements peut-on tirer de ce long et difficile processus de transition?

- > En premier lieu, il faut qu'au niveau fédéral la politique générale pour la gestion des déchets et les règles de son fonctionnement soient clairement établies, de sorte que les autorités d'exécution cantonales puissent agir efficacement. L'application de nouvelles exigences par les acteurs publics et économiques locaux requiert un engagement de longue haleine de la part des cantons pour convaincre, puis réaliser les équipements nécessaires. Cette dimension est souvent sous-estimée par l'autorité fédérale.
- > Dans le domaine des résidus de l'incinération, il est important de conserver la vue d'ensemble et d'agir avec la plus grande cohérence possible. La présente contribution a choisi d'ouvrir le champ de vision et de ne pas se confiner aux seuls résidus des UIOM. Il faut de la cohérence dans les exigences posées aux différents types de résidus d'incinération; il faut aussi de la cohérence pour veiller aux conséquences que peuvent avoir diverses ordonnances fédérales sur la filière complète de traitement

des résidus, notamment en matière de sites pollués comme le montre l'exemple des cendres des chaudières à bois.

> Finalement, il apparaît aujourd'hui clairement qu'il ne suffit pas de résoudre à notre façon l'équation de la pollution posée par les résidus de l'incinération ou celle de la sécurité alimentaire dans le cas des boues d'épuration. Les autorités ne peuvent plus passer simplement sous silence la question fondamentale des ressources. Un vrai développement durable ne peut exister que si cette question trouve des réponses concrètes. Tous les acteurs, publics et privés, sont appelés à l'innovation et à l'anticipation dans ce domaine.

La gestion des déchets et des résidus de l'incinération n'est certainement pas arrivée au terme de son évolution. La récupération des ressources qu'ils contiennent doit se développer, la prévention des pollutions qu'ils peuvent provoquer doit se poursuivre, avec comme ambition commune de créer un monde qui ne s'épuise pas de lui-même.

References

- [1] Feuille fédérale, Message du Conseil fédéral à l'Assemblée fédérale relatif à l'introduction d'un article 24 quater dans la constitution (protection des eaux contre la pollution, Berne, Mai 1953.
- [2] Ville de Fribourg, Usine d'incinération des résidus de la Ville de Fribourg, Plaquette pour l'inauguration, 1968.
- [3] Ville de Fribourg, Rapport annuel d'activités 1978, p. 55.
- [4] EMPA, Usine d'incinération d'ordures d'Estavayer-le-Lac, Mesures de poussières émises, 1976.
- [5] Ville de Fribourg, Bulletin d'information, Edition avril 1984.
- [6] Office fédéral de la protection de l'environnement, Lignes directrices pour la gestion des déchets en Suisse, 1986, p. 10.
- [7] Journal de Genève, Michel Angel, La machine à fouiller les poubelles, Juin 1987.
- [8] TBF, Evaluation de l'usine SORVAL à Châtel-St-Denis, 1991.
- [9] SAIDF, Etude complémentaire pour l'élaboration du projet de l'usine d'incinération, Juin 1998.
- [10] SAIDF, Rapports annuels d'activité 2006–2008.
- [11] LAB, UIOM Fribourg, Bilan mercure et autres métaux lourds du traitement des fumées et des cendres T.I.L., Mai 2002.
- [12] TBF + Partner AG, SAIDF usine d'incinération des boues de STEP, mesures de performance, Octobre 2006.
- [13] Binder Claudia R., de Baan Laura, Wittmer Dominic, Phosphorflüsse in der Schweiz. Stand, Risiken und Handlungsoptionen, Abschlussbericht. Umwelt-Wissen Nr. 0928, Bundesamt für Umwelt, Bern, 2009.
- [14] Hermann Ludwig: Rückgewinnung von Phosphor aus der Abwasserreinigung. Eine Bestandesaufnahme. Umwelt-Wissen Nr. 0929. Bundesamt für Umwelt, Bern, 2009.
- [15] DETEC, Explications relatives à la révision de l'ordonnance sur les mouvements de déchets (OMoD); Modification du droit en vigueur: Ordonnance sur le traitement des déchets (OTD), Berne, Novembre 2008.
- [16] Vock W., Entsorgung von Asche aus Grossfeuerungen für naturbelassenes Holz, Bundesamt für Umwelt, Bern, Oktober 2003.
- [17] Hamon J., Energies fossiles, métaux essentiels: comment s'adapter après l'épuisement des réserves?, Environnement & Technique, Janvier–Février 2010, p. 15.

2 > Abfallverbrennung – Stoffflüsse und Ökobilanzen

Das Instrument der Stoffflussanalyse eignet sich ausgezeichnet, um komplexe Prozesse, Verfahren oder Systeme transparent darzustellen und zu optimieren. Mit der Lebenszyklusanalyse können die Vor- und Nachteile von Entsorgungstechnologien und -szenarien aufgezeigt sowie die ökologischen Auswirkungen und Zukunftsszenarien untersucht werden.

Incinération des déchets – Flux de matières et écobilans

L'analyse du flux de matières est un instrument idéal pour rendre transparents des processus, procédés ou systèmes complexes, afin de les optimiser. Les analyses du cycle de vies, ou écobilans, permettent de mettre en évidence les avantages et inconvénients de technologies et de systèmes de traitement des déchets, d'étudier leurs impacts écologiques et d'esquisser des scénarios d'avenir.

Waste Incineration – Material Flows and Life Cycle Assessments

Material flow analyses are an ideal instrument to elucidate complex processes, technologies or systems, in order to optimise them. Life cycle assessments give an overview of the advantages and disadvantages of treatment technologies and schemes, in order to study their environmental impacts and the potential of different future scenarios.

- > *Leo S. Morf: Stoffflussanalysen für die thermische Abfallbehandlung: Erkenntnisse und Ausblick nach mehr als 25 Jahren Erfahrung*
- > *Stefanie Hellweg: Ökologische Beurteilung von Entsorgungstechnologien und -szenarien*

> Stoffflussanalysen für die thermische Abfallbehandlung: Erkenntnisse und Ausblick nach mehr als 25 Jahren Erfahrung

Leo S. Morf

*Baudirektion des Kanton Zürich, Amt für Abfall, Wasser, Energie und Luft (AWEL),
Sektion Abfallwirtschaft, Teilbereich Thermische Abfallbehandlung, 8090 Zürich*

Das Instrument der Stoffflussanalyse eignet sich ausgezeichnet komplexe Prozesse, Verfahren oder ganze Systeme transparent darzustellen, zu verstehen und zu optimieren oder heterogene Güter verlässlich und effizient zu charakterisieren. Deshalb wird sie in auch schon seit 25 Jahren in thermischen Abfallverbrennungsanlagen, wie Kehrrechtverbrennungsanlagen, angewandt. Dort dienen die Analysen z.B. der Bestimmung des extrem heterogenen Abfallinputs, um beispielsweise den Effekt abfallwirtschaftlicher Massnahmen zu messen oder als Basis für Verfahrensoptimierungen. Der Autor fasst aus vielen typischen Projekten der letzten Jahre wichtige Resultate und Erkenntnisse zusammen und gibt einen Ausblick.

Keywords: Stoffflussanalyse, thermische Abfallbehandlung, KVA, MVA, Abfallzusammensetzung, Rückstandsqualität

1. Stoffflussanalyse zur Beschreibung komplexer Systeme

1.1 Stoffflussanalysen (SFA)

Das Instrument der SFA gemäss [1] und [2] wird vielfach angewandt, um chemische Elemente oder Verbindungen – als Stoffe bezeichnet – von deren Quellen bis zu deren letzten Senken zu verfolgen. Zu Beginn lag der Fokus vor allem auf der Untersuchung des Schicksals der Stoffe in der Umwelt («pathway analysis»). Die Analyse wurde dann weiterentwickelt, um den Stofffluss durch einzelne Prozesse und technische Verfahren sowie deren Einfluss auf die Umwelt zu untersuchen. Die Methode eignet sich ausgezeichnet Prozesse und Verfahren zu optimieren. Auch können Handlungsbedarf aufgezeigt und effiziente Massnahmen definiert werden. Die Anwendung der Methode gewann seit den 90-er Jahren stetig an Bedeutung, nachdem Umweltschutzmassnahmen der ersten Generation («end of pipe») alleine an ihre Grenzen sties- sen und bzgl. des Schutzes von Mensch und Umwelt bzw. der Ressourcenschonung integrale Massnahmen und Vorsorgeprinzipien notwendig wurden.

1.2 Monitoring der Anthroposphäre anhand der Produkte der Entsorgung

Vor 10–20 Jahren gab es praktisch keine Daten zeitabhängiger Stoffflüsse und Stoffkonzentrationen als Basis für die Erfolgskontrolle. Ein typisches Beispiel aus der Praxis für Holzabfälle zeigt Abbildung 1. Vier Stichproben aus grossen Holzhaufen aufgenommen während eines Jahres lieferten wenig aussagekräftige, statistisch kaum belastbare Daten.

Die zeitabhängige Erfassung von Stoffflüssen ist aber eine wichtige Grundlage, um die Ziele der Abfallwirtschaft «langfristige Umweltverträglichkeit» und «optimale Ressourcennutzung» zu erreichen und zu kontrollieren. Um die Wirkung und den Erfolg von nicht selten sehr aufwändigen und teuren Massnahmen in der Abfallwirtschaft zu bewerten, braucht es speziell entwickelte Analyseninstrumente. Ein routinemässiges Monitoring der Anthroposphäre anhand der Produkte der Entsorgung liefert dazu wertvolle Informationen. Als Anthroposphäre wird der Bereich verstanden in dem die menschlichen Aktivitäten stattfinden. Primäres Ziel eines solchen Monitorings ist die Bestimmung der stofflichen

Zusammensetzung der Abfälle bzw. der Stofffrachten. Zusätzlich interessiert die Verteilung des Inputs auf die Outputs (Verbrennungsprodukte) und die Qualität der Verbrennungsrückstände.

Diese Aspekte dienen als Motivation zur Entwicklung und verstärkten Anwendung von Stoffflussanalysen in der Abfall- und Ressourcenwirtschaft sowie im Speziellen in thermischen Abfallbehandlungsprozessen in den letzten 25 Jahren. Diese Entwicklung sowie Erfahrungen aus zum Teil weltweit erstmaligen Anwendungen sind Gegenstand dieses Beitrags.

1.3 Thermische Abfallbehandlungsprozesse als Monitoringpunkte in der Anthroposphäre

Kehrichtverbrennungsanlagen (KVA) und andere thermische Abfallbehandlungsprozesse erfüllen die im folgenden beschriebenen, wichtigen Voraussetzungen, um für einen Monitoringpunkt in der Anthroposphäre interessant bzw. für die Anwendung als Monitoringinstrument geeignet zu sein.

Thermische Behandlungsprozesse erfassen bedeutende Anteile der vom Menschen umgesetzten Stofffrachten. Abbildung 2 stellt für Ende der Neunziger Jahre die Bedeutung der thermischen Behandlungsprozesse für verschiedene Stoffe dar. So gelangten damals in Zentraleuropäischen Ländern gemäss Schätzungen z.B. mehr als 40% des nationalen Stoffflusses der beiden hochtoxischen Schadstoffe Quecksilber und Cadmium in brennbaren Abfällen in KVA. Auch heute sind KVA nach wie vor für viele Stoffe ein wichtiger Zielprozess. Abbildung 3 zeigt die KVA als Teil der Abfallwirtschaft in der Anthroposphäre für Cd in der Schweiz.

Als weitere Voraussetzung transformiert der Behandlungsprozess (KVA) sehr heterogene Abfälle (Input) in wesent-

lich homogenere Produkte (Output) und konzentriert niedrig konzentrierte Stoffe im Abfall in einzelnen Produkten stark auf. Dies bedeutet, dass sie als sogenannte «Homogenisierungsprozesse» bzw. «Konzentrationsprozesse» genutzt werden. Dank dieser Eigenschaften können Stofffrachten und -konzentrationen mittels der Anwendung der Stoffflussanalyse mit optimierten Probenahmekonzepten und mathematischer Algorithmen kostengünstig und genauer bestimmt werden. Eine sehr gute Anlageverfügbarkeit der KVA erlaubt zusätzlich einen störungsfreien Routinebetrieb des zukünftigen Monitoringinstruments.

2. Methodenentwicklung der letzten 25 Jahre

SFA in KVA werden je nach Ziel und Fragestellung in unterschiedlicher Art angewandt. Grundsätzlich stehen drei Anwendungsstrategien von SFA zur Verfügung:

1. Input-Outputanalysen
2. «Indirekte» Analyse anhand der Probenahme in allen Verbrennungsprodukten
3. Optimierte «Indirekte» Analyse anhand der Probenahme in nur einzelnen Verbrennungsprodukten

Die ersten beiden Optionen wurden schon in [7] beschrieben.

Die erste Anwendungsstrategie bedingt das Einbeziehen der aufwändigen und mit grossen Fehlern behafteten Beprobung des extrem heterogenen Abfallinputs (Kehricht/Restmüll). Abbildung 4 zeigt einen typischen Kehricht, in dem es z.B. gilt, pro Tonne Abfall verlässlich 0,5–1 g Hg zu finden! Stoffflüsse im Input werden der Summe der Stoffflüsse in den

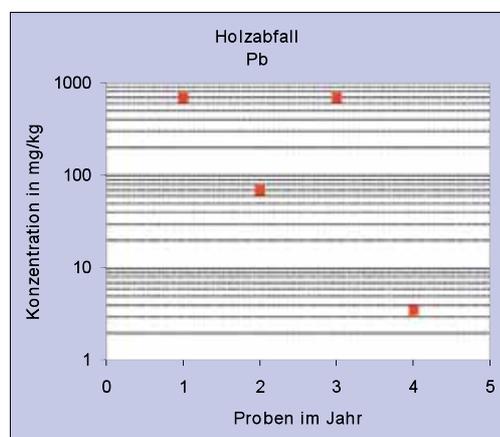


Abb. 1 Pb-Konzentrationen in Holzabfall für eine Verbrennungsanlage – typisches Beispiel der Datenqualität in den 90-er Jahren.

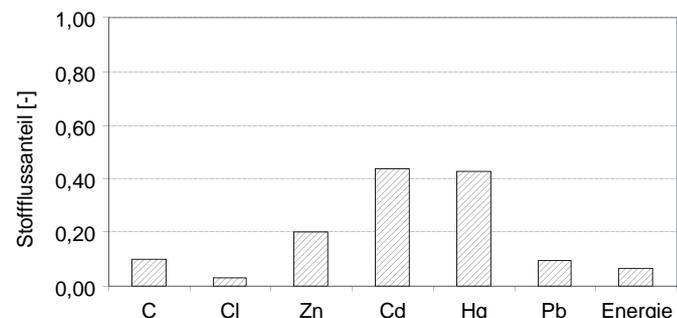


Abb. 2 Geschätzte Anteile nationaler Stoffflüsse bzw. Energieflüsse in brennbaren Abfallfraktionen zum gesamten Verbrauch an Stoffen bzw. Energie in den Prozessen «Produktion» und «Konsum» der Anthroposphäre für ausgewählte Elemente C, Cl, Zn, Cd, Hg und Pb; aus [4]; Quellen: [3], [5], [6].

Cadmium in der Schweiz in den 90er Jahren

Σ Import = 111

Σ Export = 82

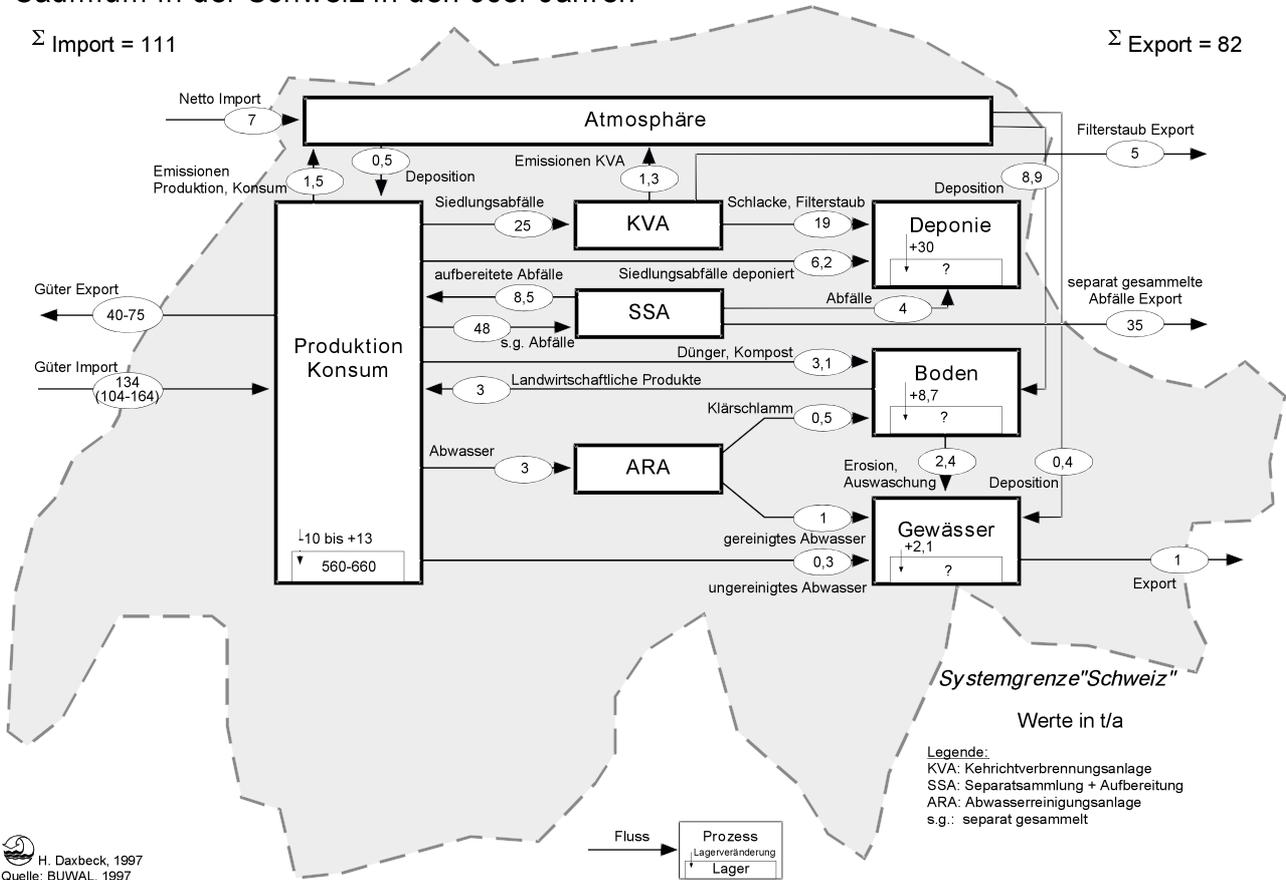


Abb. 3 Die KVA als Teil der Abfallwirtschaft in der Anthroposphäre am Beispiel des Cadmiumhaushaltes der 90-er Jahre in der Schweiz; Flüsse in [t/a], Quelle: [3].



Abb. 4 Typische heterogene brennbare Abfallfraktion, deren stoffliche Zusammensetzung es gilt zu bestimmen.

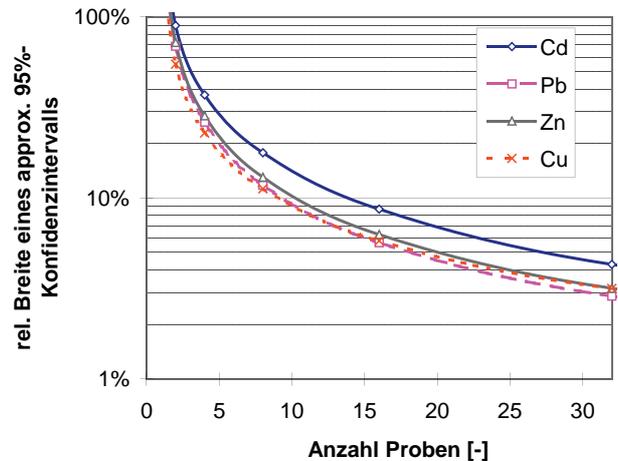


Abb. 5 Relativer Fehler ΔL [-] (relative Breite eines approximativen 95%-Konfidenzintervalls) für die mittleren Stoffkonzentrationen in der Elektrofilterasche während der Zeitperiode $L (=1 \text{ Jahr})$ in Funktion der Probeanzahl (Annahmen: Anzahl Analysen pro Mischprobe: $N=1$, Analysevarianz $\sigma^2_a = 0,02\sigma^2_x$); [19].

Outputs (Verbrennungsprodukte: (feste Rückstände, Abwasser, Abgas) gegenübergestellt. In der Regel lassen sich bei beschränkten Mitteln die Bilanzen nur sehr schlecht schliessen.

[8] und [9] führten z.B. solche aufwändige Analysen durch. Der Vergleich zwischen Input- und Outputstoffflüssen war nur bedingt möglich und die Werte stimmen nur teilweise überein. Besser geeignet ist die Input-Output-Bilanzierung zur Untersuchung von Teilsystemen der KVA, in denen man homogenere Massenströme vorfindet (z.B. Aschebehandlungssystem).

Bei der zweiten Anwendungsstrategie wird dem Problem der Heterogenität des Inputs so begegnet, dass der Input aus der Summe aller relevanten Outputflüsse berechnet wird («indirekte» Analyse anhand der Probenahme aller Outputflüsse). Dazu werden in allen relevanten Outputgütern² (Verbrennungsprodukte) nach einem definierten Konzept Proben gezogen, aufbereitet und analysiert. Daraus werden die Stoffkonzentrationen und deren Unsicherheiten bestimmt. Zusätzlich werden über die Versuchsdauer alle Massenflüsse bestimmt. Die Multiplikation der Massenflüsse mit deren Konzentrationen ergeben die Stoffflüsse.

SFA in thermischen Behandlungsprozessen mittels dieser Option wurden erstmals in den achtziger Jahren angewandt [10], [11], [12], [13]. Weitere Anwendungen wurden in den Neuzigerjahren in analoger Weise durchgeführt (z.B. [14], [15], [16], [17]). Unsicherheiten wurden dabei z.B. in [16] und [18] vertieft untersucht. Auch wurden dabei statistische Eigenschaften von Stoffkonzentrationen in Verbrennungsrückständen genauer untersucht, um Sampling-Strategien zu optimieren [19]. Abbildung 5 zeigt eine typische Darstellung der Unsicherheit abhängig von der Probenzahl für Elektrofilterasche.

Ein Nachteil auch dieser Anwendungsstrategie besteht darin, dass – wie schon bei der ersten Option – nur ein Momentanzustand erfasst werden kann (Punktmessung). Mit

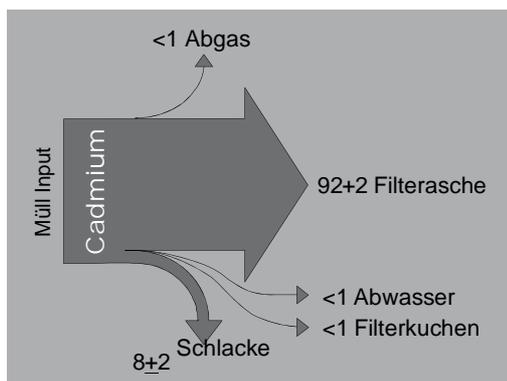


Abb. 6 Typische Darstellung der Transferkoeffizienten am Beispiel für Cd in einer KVA (Quelle: IWA, TU Wien).

vertretbarem, finanziellem Aufwand können damit zeitliche Verläufe der Stoffflüsse bzw. z. B. der Müllzusammensetzung nicht erhoben werden.

Mit den beiden ersten Anwendungsstrategien können mittels der einzelnen Outputstoffflüsse sowie deren Summe die Transferkoeffizienten³ (=Verteilungskoeffizient) und deren Unsicherheiten experimentell bestimmt werden (Abbildung 6).

Bei der dritten Anwendungsstrategie wird die stoffliche Zusammensetzung des Abfalls (Input der KVA) durch die Analyse des Stoffes in nur einem (optimal geeigneten) Verbrennungsprodukt sowie unter Zuhilfenahme von a-priori Wissen (bekannte Stoffverteilung und deren Unsicherheit) und mathematischer Hilfsmittel kostengünstig berechnet. Zusätzlich werden für die gewählten Zeitintervalle (z. B. ein Monat) die Massenflüsse des Inputs und des gewählten Verbrennungsprodukts gemessen. Analog können Stoffflüsse und Stoffkonzentrationen auch für die nicht direkt beprobten und analysierten Verbrennungsprodukte bestimmt werden (z.B. Schlacke). Die Unsicherheit wird dabei immer berücksichtigt.

Diese Methode wurde in [20] vorgeschlagen. Erste Messdaten als Grundlage für die Entwicklung dieser Methode wurden in [16] gesammelt und ausgewertet. Die Entwicklung der Methode und deren Umsetzung in der Praxis erfolgte Ende der 90-er Jahre [19], [21]. Weltweit erstmals wurde sie 2000 in der Müllverbrennungsanlage (MVA) Spittelau in Wien angewandt und läuft dort schon seit 10 Jahren. Sie wurde bisher in weiteren Anlagen (KVA Thurgau, KVA St. Gallen, KVA Limmattal, RENI AG, KEZO Hinwil) eingesetzt.

Abbildung 7 zeigt für eine typische Anwendung der Stoffflussanalyse die Messorte ausgewählter Stoffe.

Die verwendete Methode basiert – wie schon die oben erläuterte zweite Option – auf der Annahme, dass im untersuchten System (KVA) die Summe der gemessenen Stoffflüsse im Output gleich dem gesamten Stofffluss im Input ist. Diese Annahme ist berechtigt, falls sich die Stoffe im untersuchten System nicht umwandeln oder akkumulieren bzw. keine weiteren Inputs vorliegen. Zusätzlich muss beachtet werden, dass keine systematischen Veränderungen der Transferkoeffizienten stattfinden (z. B. Einbau eines neuen Verbrennungsrosters oder sprungförmige Änderung der Abfallzusammensetzung). Falls dies zutrifft, sollte die Verteilung der Stoffe überprüft werden, damit keine systematisch falschen Resultate erzeugt werden.

2 Gut = handelbare Substanz mit positivem oder negativem Wert

3 Der Transferkoeffizient beschreibt die Verteilung eines Gutes oder Stoffes innerhalb eines Prozesses vom Edukt (Input) auf verschiedene Produkte; der Transferkoeffizient kann auch als Verteilungskoeffizient bezeichnet werden. In der «pathway analysis» spricht man häufig von einem «partitioning coefficient».

3. Erkenntnisse aus typischen praktischen Anwendungen in den letzten Jahren

Dem Leser soll in diesem Kapitel aus den zahlreichen praktischen Anwendungen der Stoffflussanalyse in KVA während der letzten rund zehn Jahre ein Überblick der Resultate und wichtigsten Erkenntnisse gegeben werden. Die Auswahl der präsentierten Beispiele erfolgte anhand typischer Zielsetzungen bzw. Fragestellungen, wie z. B.:

- > Wie verändert sich die stoffliche Zusammensetzung von Kehricht/Restmüll sowie von Stoffflüssen in KVA?
- > Wie unterscheiden sich Stoff-Parameter verschiedener Abfälle?
- > Wie stark unterscheiden sich Stoffgehalte im Kehrichtinput von KVA mit unterschiedlichen Einzugsgebieten?
- > Wie verhalten sich Transferkoeffizienten?
- > Welche Wert- und Schadstoffgehalte liegen in Verbrennungsrückständen vor und wie variieren diese?
- > Wie gross sind Wert- und Schadstoffflüsse im Kehricht im Vergleich zu anderen Abfallarten?

Auch werden typische Verknüpfungen der SFA in KVA mit anderen Analysen beschrieben.

Verschiedene dieser Arbeiten sind auch mit Unterstützung und in Zusammenarbeit mit dem Bundesamt für Umwelt/H.P. Fahrni durchgeführt bzw. ermöglicht worden.

3.1 Routinemässiges Monitoring der Kehricht- bzw. Restmüllzusammensetzung

Kehricht bzw. Restmüll ist Träger von Schadstoff- bzw. Wertstofffrachten aus unserer Zivilisation. Die chemische Müllzusammensetzung kann sich aufgrund gesetzlicher Vorschriften oder wegen technischer, ökonomischer oder gesellschaftlicher Entwicklungen verändern. Welche Stoffe im Abfall landen und wie sich dessen Zusammensetzung über die Zeit verändert, ist für den Gesetzgeber, für Betreiber von Verwertungs- und Entsorgungsanlagen, wie auch für die Abfall- bzw. Ressourcenzwirtschaft von Interesse. Zur Bewertung von Wirkung und Erfolg von Massnahmen ist daher eine regelmässige Analyse der Zusammensetzung des Mülls nötig. Deshalb werden seit dem Jahr 2000 in der Müllverbrennungsanlage (MVA) Spittelau, Wien weltweit erstmals die elementare Zusammensetzung sowie die Stoffflüsse von C, Cl, Al, Cd, Cu, Fe, Hg, Pb und Zn im dort verbrannten Restmüll bestimmt. Die routinemässige Bestimmung erfolgt anhand der Methode der indirekten Analyse der Stoffe nach [4].

Schon nach Abschluss der ersten fünf Messjahre (Pilotphase) zeigt sich, dass sich die Methode des routinemässigen Monitoring eignet. In diesem Projekt konnten wertvolle Erfahrungen bezüglich der angewandten Methode gewonnen werden. Es zeigte sich, dass mit der Methode, unter Verwendung konstanter Transferkoeffizienten und mit dem betrie-

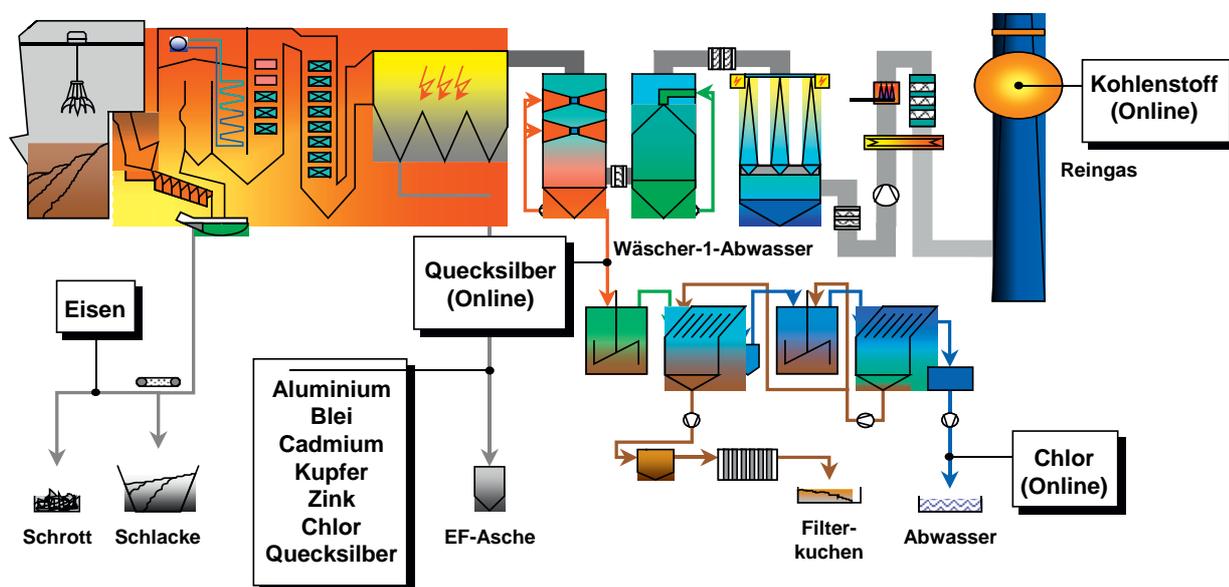


Abb. 7 Schematische Darstellung der Messstellen in der MVA Spittelau, Wien. (Quelle: Fernwärme Wien GmbH, adaptiert).

benen vertretbaren Probennahme- und Analysenaufwand Jahresmittelwerte der Müllzusammensetzung unter Berücksichtigung der Unsicherheit je nach Stoff genügend ($< \pm 30\%$) bzw. sehr gut ($< \pm 10\%$) und genau bestimmt werden können. Möchte man in zukünftigen Messungen auch die Unsicherheit der mittleren monatlichen Müllzusammensetzung bzw. Stoffflüsse auf tiefem Niveau halten, dann wäre der Aufwand zu erhöhen. Der Aufwand ist mittels einer Kosten-Nutzen-Abschätzung für jeden Fall separat zu bestimmen.

Wie aus verschiedenen früheren Arbeiten bekannt ist, wird die Stoffverteilung (Transferkoeffizienten) in KVA durch Veränderungen des Abfallinput und Prozess (z. B. Einbau eines neuen Verbrennungsrost) je nach Stoff unterschiedlich beeinflusst [23], [24], [25]. Durch die mehrjährigen Messungen der Transferkoeffizienten im Wiener Projekt konnte das Verhalten der Transferkoeffizienten studiert werden (Abbildung 8). Es konnte festgestellt werden, dass ohne starke (systematische) Veränderungen im Input oder Prozess Variationen die Transferkoeffizienten stochastisch (zufällig) variieren. Eine Veränderung im Input wäre z. B. eine neue Abfallart mit deutlich anderen Eigenschaften. Als Beispiel für eine Veränderung im Prozess wäre z. B. der Einbau eines neuen Verbrennungsrostes. Ohne solche Veränderungen können – unter Berücksichtigung der Unsicherheit – die Transferkoeffizienten als konstant betrachtet werden können. Für das rouniemässige Monitoring reicht es die mittleren Transferkoeffizienten und deren Unsicherheit in 2–4 Mess-Wiederholungen zu bestimmen. Je nach Anforderungen sind mehr Wiederholungen nötig

bzw. ist die Überprüfung des Mittelwerts weniger oder öfter durchzuführen. Abbildung 9 zeigt exemplarisch das zufällige zeitliche Verhalten der monatlichen Transferkoeffizienten von Pb in die Elektrofilterasche in der MVA Spittelau Wien.

Für die Planung zukünftiger Messkampagnen liess sich anhand der Resultate der Pilotphase auch ableiten, dass ein längerfristiges Monitoring von mehr als 10 Jahren erforderlich ist, um Veränderungen der Müllzusammensetzung in einem Bereich von rund $\pm 25\%$ als signifikant festzustellen. Anhand der Auswertungen nach zehn Jahren kann nun für die beiden stark toxischen Stoffe Hg und Cd im Wiener Restmüll auch sehr schön gezeigt werden, dass eine signifikante Abnahme stattgefunden hat. Abbildung 10 zeigt den erfreulichen Trend für Hg.

Das mehrjährige Monitoring zeigte für die Mehrheit der untersuchten Elemente auch deutlich, dass die Müllzusammensetzung bzw. die Stofffrachten zwischen einzelnen Monatsmittelwerten zum Teil sehr stark variierten. Ein Messkonzept, welches zum Ziel hat, Jahresmittelwerte bzw. -frachten repräsentativ zu ermitteln, muss darum in der Lage sein, solche zeitlichen Variationen zu berücksichtigen. Sonst besteht die Gefahr, dass zeitliche Veränderungen überhaupt nicht oder nicht korrekt erfasst werden. Auch sind Resultate so genannter «Punktmessungen» der Abfallzusammensetzung an einem bestimmten Zeitpunkt (z. B. innerhalb einer Woche im Jahr) mit Vorsicht bzgl. Aussagen zum zeitlichen Verhalten zu verwenden. Die Definition des Abfallmenüs spielt dabei eine wichtige Rolle (Repräsentativität, Homogenisierung). Wie

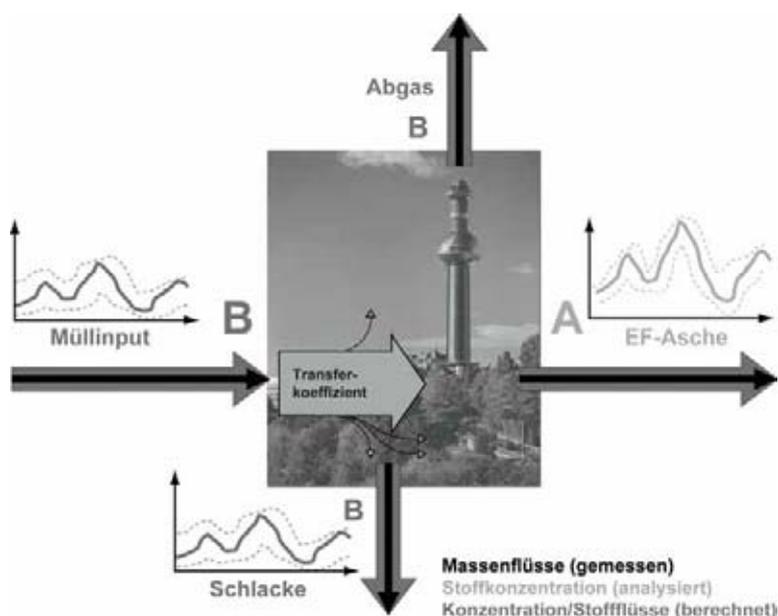


Abb. 8 Angewandte Methodik in der MVA Spittelau schematisch dargestellt (Verbrennungsprodukte, Abwasser, Filterkuchen sind nicht dargestellt); A = Analyse, B = Berechnung. [22]

stark Monatsmittelwerte (!) in der abfallwirtschaftlichen Praxis variieren können zeigt Abbildung 11 exemplarisch für Hg.

Das fünfjährige Pilotprojekt erlaubte auch wichtige Erfahrungen zum Einsatz von Online-Messgeräten im Betrieb zu sammeln. Es zeigte sich, dass für den reibungslosen Betrieb der Elektrofilterbandwaage (Masse), Hg- und Chloridsonde eine intensive Wartung notwendig ist. Dieser Aufwand ist deutlich grösser als ursprünglich angenommen. Die Online-Messgeräte für Cl und Hg eignen sich heute infolge erhöhter Störanfälligkeit (noch) nicht gut für die routinemässige Erfassung von Monats- und Jahresmittelwerten der Müllzusammensetzung. Die manuelle Entnahme und die Aufbereitung sowie Analytik von Proben dieser Güterflüsse im Labor haben sich hingegen sehr gut bewährt. In zukünftigen Messkampagnen ist abzuwägen, ob manuelle Probennahmen und Analysen ausreichen.

Die langjährige Untersuchung des Restmülls, wie in diesem Projekt, kombiniert mit Resultaten aus anderen spezifischeren Untersuchungen, wie z.B. Mitverbrennungsversuche (Leichtfraktion etc.) lieferten z. B. in Wien wertvolle Grundlagen für die optimale Zuordnung von Abfällen auf Behandlungsprozesse in der Abfallwirtschaft (Einfluss von Schwer- und Leichtmetallgehalten auf das Prozessverhalten und die Produkte alternativer Entsorgungsprozesse MVA, Wirbelschicht, mechanisch biologische Abfallbehandlung).

Neben den Resultaten zur Müllzusammensetzung liefern diese Art von Messungen auch wertvolle Informationen zu mittleren jährlichen Stofffrachten (Ressourcen- und Schad-

stoffpotenziale) in andere, nicht direkt beprobte Verbrennungsrückstände (wie z.B. Schlacke). Auch stehen so, hinsichtlich der Stoffflüsse in die Atmosphäre, dem Gesetzgeber z. B. in der Klimadebatte präzise Grundlagen zur Verfügung, um den Beitrag der Abfallwirtschaft zu den Emissionen an Treibhausgasen zu berechnen.

Das nun in Wien seit zehn Jahren angewendete Monitoring wurde in der Zwischenzeit auch in der Schweiz in mehreren KVA angewandt. Erstmals installiert und seit 2001 wurde es in der KVA Thurgau. Im Zuge des Aufbaus einer routinemässigen Stoffbuchhaltung in KVA des Kanton Zürich wurde in einem Pilotprojekt in der KVA Limmattal, Dietikon in den Jahren 2003–2005 gemessen. Dieses Pilotprojekt wurde dann übergeführt in die Anwendung der Stoffbuchhaltung in der KVA Hinwil (siehe weiter unten).

3.2 Vergleich der chemischen Zusammensetzung verbrannter Siedlungsabfälle

Das Bundesamt für Umwelt (BAFU) entschied im Jahr 2003 eine Messung der mittleren Gehalte und deren Unsicherheit für eine Auswahl relevanter Stoffe im Kehricht aus privaten Haushalten sowie aus Industrie und Gewerbe durch zu führen. Obwohl in den 20 Jahren davor in der Schweiz, in Deutschland und Österreich die Abfallzusammensetzung in verschiedenen Verbrennungsanlagen mittels Stoffflussanalysen bestimmt worden ist, fehlten in der Schweiz Untersuchungen zu Siedlungsabfall, welcher aus privaten Haushalten (HK) oder Industrie und Gewerbe (I+G) stammt. Die letzte Analyse der chemi-

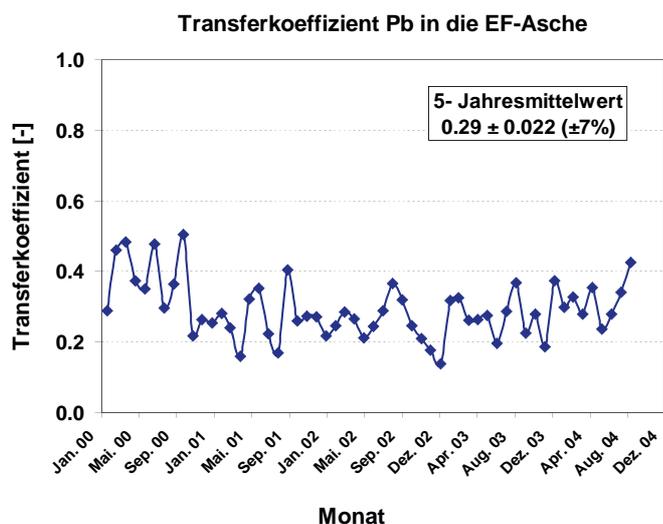


Abb. 9 Verhalten der mittleren monatlichen Transferkoeffizienten von Blei in die EF-Asche auf der MVA Spittelau in der Messperiode 01.02.00–30.09.04.

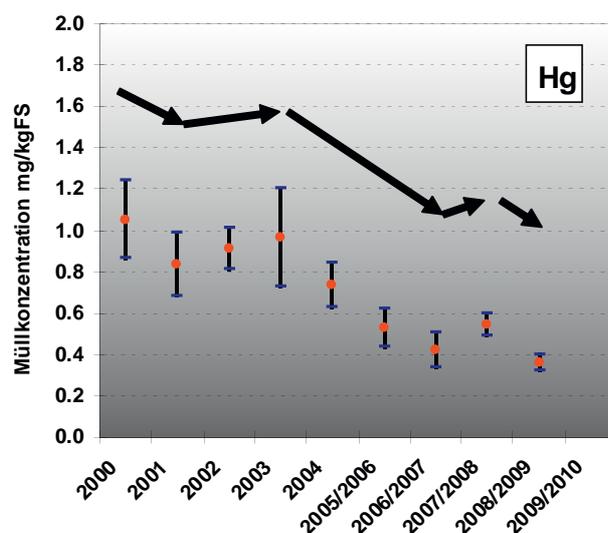


Abb. 10 Verlauf der mittleren jährlichen Hg-Konzentration im Wiener Restmüll bestimmt anhand der indirekten Analyse nach [4] in der MVA Spittelau während der Messphase 01.02.00 bis 30.04.09 (inklusive unterer und oberer Grenze eines approx. 95%-Konfidenzintervalls)[23].

schen Zusammensetzung von Kehricht ausschliesslich aus privaten Haushalten wurde für das Einzugsgebiet der KVA St. Gallen durchgeführt und datierte aus dem Jahre 1991. Weil die Zusammensetzung sich aufgrund gesetzlicher, technischer, ökonomischer und gesellschaftlicher Entwicklungen verändert, sollte diese in zwei Verbrennungsversuchen in einer KVA mit jeweils der identischen Methode der indirekten Analyse nach rund 12 Jahren wieder bestimmt werden. Der Verband KVA Thurgau, unter der umsichtigen Leitung von Direktor Peter Schmid, stellte deren KVA als «Analysetool» für die beiden Kampagnen zur Verfügung. Dies nachdem die gleiche KVA seit dem Jahr 2001 schon als Monitoringtool zur routinemässigen Analyse der Zusammensetzung ihres Abfallinputs diente (Abbildung 12).

In den beiden Messkampagnen wurden mittels der indirekten Methode alle relevanten Verbrennungsrückstände beprobt und analysiert sowie deren Massenströme erfasst. Die Zusammensetzung des Abfallinputs wurde anhand einer Stoffbilanz daraus berechnet. Die Resultate erlauben eine gute Charakterisierung des damaligen Ist-Zustandes und einen Vergleich bezüglich der chemischen Zusammensetzung, auch wenn die beiden durchgeführten Punktmessungen keineswegs repräsentativ für die ganze Schweiz waren und keine Aussagen über zeitliches Verhalten erlauben. Wichtige Erkenntnisse bezüglich bestehender Wertstoff- und Schadstoffpotenziale sowie Unterschiede zwischen den beiden untersuchten Abfällen konnten gewonnen werden. Die Untersuchungen stellen eine Basis für weitere Stoffflussanalysen

im Bereich der Siedlungsabfälle dar. Parallel dazu wurde für den I+G-Abfall eine Abfallfraktionsanalyse durchgeführt. Zu diesem Zweck wurde der Abfall in verschiedene Fraktionen aussortiert. Diese Analyse sowie Daten aus der letzten nationalen Fraktionsanalyse zu HK-Abfall in den Jahren 2001/2002 dienten der Interpretation der Resultate. Die Resultate und Schlussfolgerungen sind im Detail in [27] beschrieben.

In Ergänzung zu den beiden oben beschriebenen Messkampagnen zur Bestimmung der chemischen Zusammensetzung verbrannter Siedlungsabfälle aus dem Kanton Thurgau, Schweiz wurde vom Verband KVA Thurgau entschieden Anfang März 2006 in einem identischen dritten Verbrennungsversuch die Zusammensetzung kommunal gesammeltem Abfall aus der Gegend von Konstanz (Deutschland) so genannter ABK-Abfall zu bestimmen. Damit konnten die Eigenschaften des deutschen Abfalls mit denjenigen des Hauskehrichts (TG HK) im 2003 bzw. der haushaltsähnlichen Industrie- und Gewerbeabfälle im 2004 (I+G-Abfälle) aus dem Einzugsgebiet der KVA verglichen werden.

Der Vergleich der Eigenschaften der Abfälle mit verschiedener Herkunft erlaubte wertvolle Aussagen bezüglich ressourcenrelevanter (Metalle, wie Cu, Al etc.), klimawirksamer, Schadstoff- bzw. Rauchgasreinigungsrelevanter (Halogene, Schwefel, Hg etc.) und verbrennungsrelevanter (Heizwert, Gehalt an H₂O, Inertem) Abfallparameter. Es konnten anhand der Messkampagnen weitere Erkenntnisse zu Menge, Eigenschaften und Verwertungspotenzial der Schlacke und

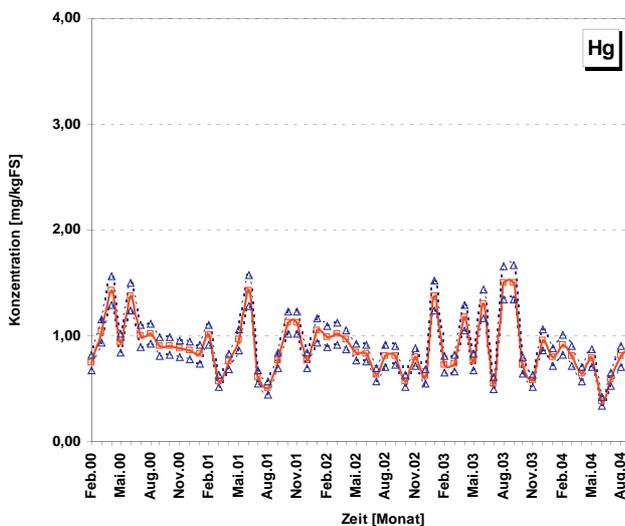


Abb. 11 Verlauf der mittleren monatlichen Hg-Konzentrationen bezogen auf Feuchtsubstanz im Wiener Restmüll, (inklusive unterer und oberer Grenze eines approximativen 95%-Konfidenzintervalls ($\approx \pm 2\sigma$), [22]).



Abb. 12 Die KVA Thurgau des Verbands KVA Thurgau als «Analysetool» für die beiden Messkampagnen des BAFU.

anderer Rückstände und der Stoffverteilung im Verbrennungsprozess gewonnen werden.

Die Resultate und Erkenntnisse sind in [28] beschrieben und dienen dem Verband der optimierten Ausgestaltung von Annahme- (Abfall) und Abgabeverträgen (Rückstände). Der Versuch dauerte, wie schon die ersten beiden 24 h mit einem zusätzlichen Vorlauf von 8 h. Die behandelte Abfallmenge betrug 270 Tonnen (inkl. Vorlaufzeit rund 360 t). Trotz der grossen «Stichprobe» von 270 t für die Analyse des ABK-Abfalls handelt es sich auch um eine «Punktmessung». Deshalb ist die gleiche Vorsicht zur Interpretation der Resultate geboten, wie schon in den ersten beiden Kampagnen.

Die folgende Tabelle 1 zeigt die untersuchten Abfallparameter unter Berücksichtigung der Unsicherheit im Vergleich. Stoffkonzentrationen sind bezogen auf Trockensubstanz, damit der Einfluss des Wassergehalts («Verdünnungseffekt») ausgeschaltet wird.

3.3 Abfallzusammensetzung in verschiedenen KVA im Vergleich

Wendet man die identische Methode der SFA in KVA mit Einzugsgebieten an verschiedenen geografischen Standorten an, kann man Unterschiede in der stofflichen Zusammensetzung

der nichtverwertbaren, verbrannten Abfälle messen. Anhand der Resultate aus verschiedenen Projekten in der Schweiz und Österreich zeigt sich für identische Jahre, dass Stoffkonzentrationen oder -frachten im Müllinput an den verschiedenen Orten zum Teil stark variieren. Abbildung 13 zeigt deutlich, wie die mittlere jährliche Müllkonzentration bei ähnlichen Wassergehalten für zwei ausgewählte Elemente Pb und Cl in drei KVA der Schweiz und einer MVA in Österreich im Jahr 2002 deutlich unterschiedlich sind. Bei Pb liegt die Müllkonzentration in Österreich auf einem fast dreimal tieferen Niveau als in den drei Anlagen in der Schweiz. Für Chlor sind sowohl innerhalb der Schweiz als auch zwischen der Schweiz und Österreich grosse Differenzen feststellbar. Erst die Kombination solcher Messungen mit anderen Analysen (Müllfraktionsanalysen, regionale Stoffflussanalysen etc.) erlauben Ursachen für die Unterschiede (z.B. Abfallvermeidungsmassnahmen, vorgelagerte Aufbereitungsschritte, Separatsammelsysteme) zu ermitteln.

3.4 Schlackemonitoring

Wiederum der Verband KVA Thurgau entschied sich im Jahr 2007 mittels der Stoffflussanalyse Wertstoffpotenziale und die

Stoffe		ABK-Abfälle	Hauskehricht	rel. Differenz	Sig.	I+G-Abfälle	rel. Differenz	Sig.
Parameter	Einheit	Mittelwert $\pm 2\sigma$	Mittelwert $\pm 2\sigma$	ABK/HK		Mittelwert $\pm 2\sigma$	ABK/I+G	
unterer Heizwert	MJ/kg	9.7 \pm 1.2	11.4 \pm 1.3	85%	nein	14.7 \pm 1.3	66%	ja
Anteil feste								
Verbrennungsrückstände	Gew.-%	34.5 \pm 1.7	18 \pm 0.8	192%	ja	28 \pm 1.3	123%	ja
Spez. Schlackemenge	kg/t Abfall	291 \pm 15	150 \pm 8	194%	ja	230 \pm 11	127%	ja
Spez. Aschemenge	kg/t Abfall	54 \pm 2.7	25 \pm 1	216%	ja	47 \pm 2	115%	ja
Anteil Wasser	H2O [Gew.-%]	25 \pm 5	22 \pm 4	114%	nein	21 \pm 4	121%	nein
Anteil brennbare Masse	[Gew.-%]	41 \pm 2	60 \pm 2	68%	ja	52 \pm 2	79%	ja
Kohlenstoff	C [Gew.-%] bez.auf FS	25 \pm 1.8	33 \pm 2.5	75%	ja	37 \pm 2.6	67%	ja
Wasserstoff	H [Gew.-%] bez.auf FS	4 \pm 0.4	5 \pm 0.5	91%	ja	5 \pm 0.5	91%	ja
Sauerstoff	O [Gew.-%] bez.auf FS	19 \pm 1.9	8 \pm 3.0	238%	ja	8 \pm 3.0	238%	nein
Phosphor	P [mg/kgFS]	698 \pm 51	738 \pm 70	95%	nein	581 \pm 143	120%	nein
Schwefel	S [mg/kgFS]	5025 \pm 450	1493 \pm 145	337%	ja	3280 \pm 207	153%	ja
Brom	Br [mg/kgFS]	239 \pm 27	126 \pm 11	190%	ja	441 \pm 72	54%	ja
Chlor	Cl [mg/kgFS]	9303 \pm 573	6499 \pm 449	143%	ja	8959 \pm 553	104%	nein
Fluor	F [mg/kgFS]	426 \pm 40	357 \pm 26	119%	ja	1641 \pm 237	26%	ja
Aluminium	Al [mg/kgFS]	15085 \pm 1524	11103 \pm 832	136%	ja	15922 \pm 1780	95%	nein
Kalzium	Ca [mg/kgFS]	31326 \pm 2760	17876 \pm 1385	175%	ja	31138 \pm 2472	101%	nein
Eisen	Fe [mg/kgFS]	44728 \pm 6807	23022 \pm 1780	194%	ja	29145 \pm 4627	153%	ja
Kalium	K [mg/kgFS]	4628 \pm 393	2078 \pm 146	223%	ja	2891 \pm 192	160%	ja
Magnesium	Mg [mg/kgFS]	2947 \pm 324	2503 \pm 189	118%	nein	2527 \pm 218	117%	ja
Natrium	Na [mg/kgFS]	9563 \pm 646	4620 \pm 590	207%	ja	5531 \pm 484	173%	ja
Silizium	Si [mg/kgFS]	49902 \pm 3662	20765 \pm 2805	240%	ja	26375 \pm 2090	189%	ja
Arsen	As [mg/kgFS]	8.0 \pm 1.61	1.4 \pm 0.10	584%	ja	5.1 \pm 0.38	156%	ja
Kadmium	Cd [mg/kgFS]	22.0 \pm 3.00	8 \pm 0.6	280%	ja	19.2 \pm 1.60	115%	nein
Chrom	Cr [mg/kgFS]	188 \pm 40	136 \pm 13	138%	ja	209 \pm 48	90%	nein
Kupfer	Cu [mg/kgFS]	1232 \pm 211	907 \pm 104	136%	ja	897 \pm 179	137%	ja
Quecksilber	Hg [mg/kgFS]	0.90 \pm 0.09	0.64 \pm 0.06	140%	ja	0.46 \pm 0.07	195%	ja
Nickel	Ni [mg/kgFS]	74 \pm 34	51 \pm 4	144%	nein	83 \pm 29	89%	nein
Blei	Pb [mg/kgFS]	917 \pm 174	403 \pm 43	228%	ja	883 \pm 83	104%	nein
Antimon	Sb [mg/kgFS]	109 \pm 17	52 \pm 6	210%	ja	164 \pm 12	67%	ja
Zinn	Sn [mg/kgFS]	107 \pm 20	97 \pm 22	110%	nein	106 \pm 22	101%	nein
Zink	Zn [mg/kgFS]	1862 \pm 208	1099 \pm 104	169%	ja	3054 \pm 280	61%	ja

Tab.1 Überblick zum Vergleich der ausgewählten Abfall-Parameter im ABK-Abfall mit Hauskehricht (Messung 2003) und I+G-Abfall (Messung 2004) in der KVA Thurgau mit Angabe der Unsicherheit als approx. 95%-Konfidenzintervall ($\approx \pm 2\sigma$), der relativen Differenzen in % und der Signifikanz der Differenz (Sig.). Konzentrationen bezogen auf Gesamsubstanz = Feuchtsbstanz [28]

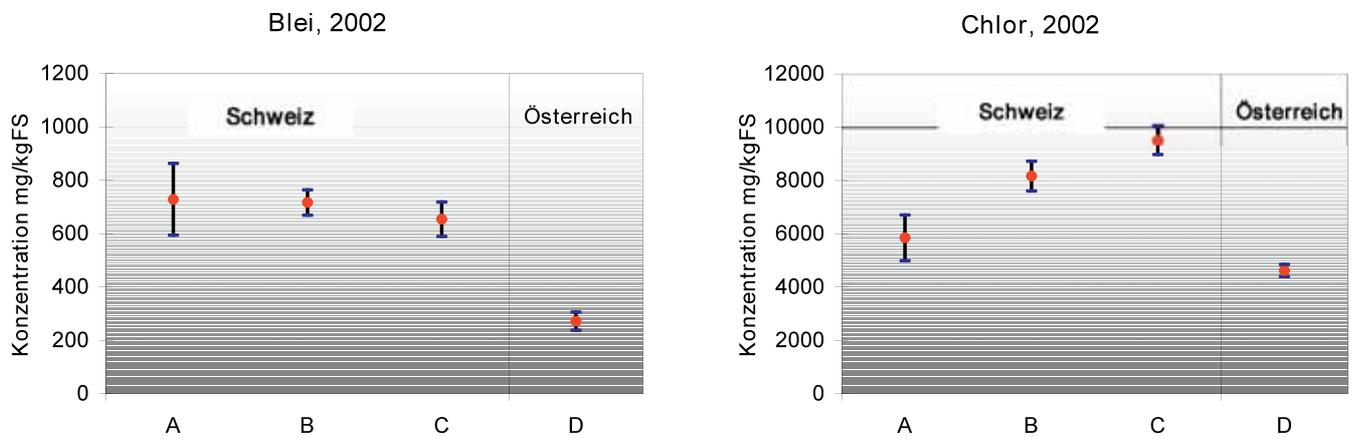


Abb. 13 Mittlere jährliche Müllinputkonzentration von Pb und Cl in drei KVA in der Schweiz und einer MVA in Österreich im Jahr 2002 im Vergleich; Fehler der Mittelwerte sind angegeben als Grenzen eines approx. 95%-Konfidenzintervalls ($\approx \pm 2\sigma$)



Abb. 14 Wertstoffe und Rückstände bei der mechanischen Schlackeaufbereitung. [29]

Qualität von nass ausgetragener Schlacke genau zu bestimmen [29]. Bestimmt wurde dabei für die Schlacke ab Band der Verlauf von 11 Monatsmittelwerte und deren Unsicherheit von Stoffen relevant bzgl. der technischen Verordnung für Abfälle (TVA), Trockensubstanz (TS) bzw. Wassergehalt, Glührückstand (GR), Gesamtkohlenstoff, Organischer Kohlenstoff, Al, Cd, Cr, Cu, Fe, Hg, Ni, Pb und Zn und Eluate nach TVA (24 und 48 h) und TA-Siedlungsabfall. Für weitere Stoffe (As, Br, Ca, Cl, F, K, Mg, Na, P, S, Sb, Si, Sn und EOX und Säurebindungsvermögen) wurden Quartalsmittelwerte bestimmt.

Auch interessierten die Möglichkeiten und Grenzen der angewandten mechanischen Schlackeaufbereitung nach Zwischenlagerung. Dabei wurden unter Berücksichtigung der Unsicherheit bestimmt: (a) die momentane Abscheideleistung für Eisen- und Nichteisenmetalle aus nass ausgetragener Schlacke, (b) die Qualität der aufbereiteten Schlacke, (c) allfällige Unterschiede der Schlackeeigenschaften vor und nach der mechanischen Aufbereitung, (d) potenziell verfügbarer Anteil an Wertstoffen (Eisen- und Nichteisenmetallen) in der Rohschlacke bezüglich des im Abfallinput vorhandenen Potenzials, (e) mit der mechanischen Aufbereitung aktuell nutzbarer Anteil an Wertstoffen im Bezug zum Potenzial im Müllinput und (f) Restpotenziale an aussortierbaren Eisen- und Nichteisenfraktionen in der behandelten Schlacke (vgl. Abbildung 14).

Abbildung 15 zeigt als Resultat des Monitorings exemplarisch der Konzentrationsverlauf des Leitparameters für die Qualität (organischer Kohlenstoffgesamtgehalt) der nass ausgetragenen Schlacke in der KVA Thurgau.

Der Kohlenstoffgehalt variiert zwischen den einzelnen Monaten um fast einen Faktor 2 zwischen 0,7 und 1,3 Gew.-% (Monatsmittelwerte!). Die Schwankungen zwischen den einzelnen Monaten sind z. B. für den Wertstoff Kupfer noch grösser (Faktor 4). Die adäquate Berücksichtigung dieser Schwankungen ist zur verlässlichen Abschätzung von Ressourcen- und Schadstoffpotenzialen oder zur Kontrolle von Jahresbilanzen unabdingbar, da sonst bei punktuellen Messungen leicht grössere falsche Prognosen möglich sind. Die Messungen zeigen auch stark unterschiedliche Fehlerbreiten für die einzelnen Monate, was auf grössere zeitliche Variationen innerhalb der Monate hindeutet.

Anhand der Stoffflussanalyse der mechanischen Schlackeaufbereitung lässt sich sehr schön die Verteilung der Metalle während der Aufbereitung sowie allfällige Restpotenziale, die im Labor aus der Restfraktion der mechanischen Aufbereitung noch aussortiert werden konnten, bestimmen. Abbildung 16 zeigt für das Element Ni exemplarisch die Stoffverteilung über die Schlackeaufbereitung und anschliessende händische Sortierung im Labor. Mit der SFA konnten die aktuelle Abscheideleistung der Schlackeaufbereitung bezüglich der Metalle sowie die Metallrestpotenziale, welche im auf der Deponie abgelagerten Rückstand noch vorliegen, im Bezug zum Inputpotenzial bestimmt werden.

Anhand der stoffflussanalytischen Untersuchungen konnte bezüglich der Metall-Rückgewinnung aus der Schlacke folgendes gezeigt werden: Mit der angewandten Aufbereitungstechnik wurden für Cr und Ni etwas mehr als 50%

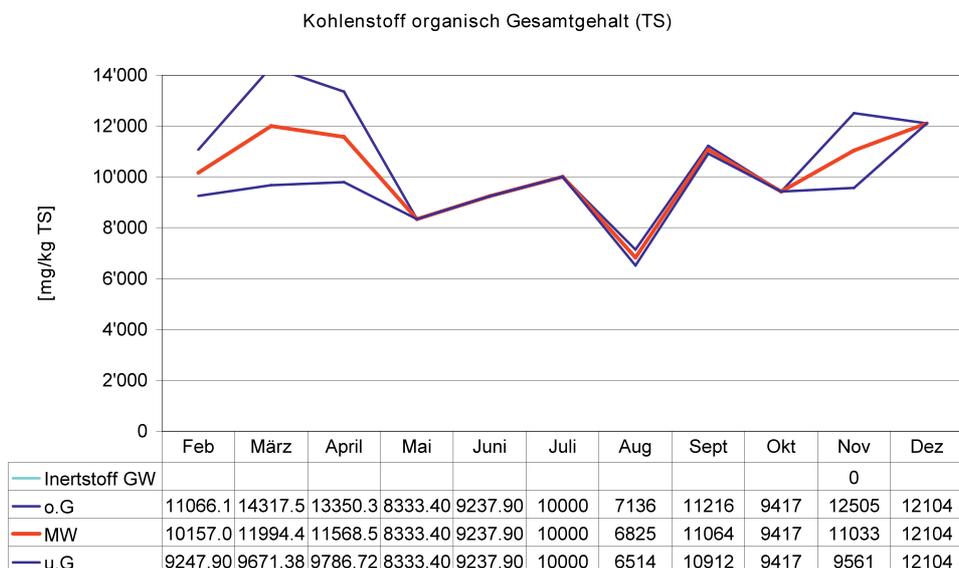


Abb. 15 Verlauf von Monatsmittelwerten des org. C-Gehalts in der Schlacke der KVA Thurgau im Jahre 2007 (Monatsmittelwerte mit Angabe eines approx. 95%-Konfidenzintervalls ($\approx \pm 2\sigma$)[29]

der Metalle aus der nass ausgetragenen Schlacke zurück gewonnen. Für Eisen war es mit rund 40% noch ansehnlich viel. Bei Al und Cu lagen aber die aktuellen Rückgewinnungsraten, bezogen auf den Gesamtgehalt dieser Metalle in der Schlacke, auf noch relativ tiefem Niveau (13%). Kann das Potenzial, ermittelt mittels händischer Sortierung im Labor, noch technisch umgesetzt werden, dann könnten bzgl. des Gesamtgehaltes mindestens folgende Rückgewinnungsraten erreicht werden: 60% für Fe, 30% für Al, 22% für Cu, 63% für Cr und 67% für Ni. Wie gross es in Realität sein wird (mit oder ohne Trockenausstrag), werden zusätzliche Optimierungs-Versuche zeigen müssen. Wie viel vom unbekanntem Restpotenzial im Schlackesand noch genutzt werden kann, hängt von dessen chemischen Spezierung (Bindungsform) und von der zur Verfügung stehenden Verfahrenstechnik bzw. von den Kosten für die Aufbereitung ab und müsste auch in zusätzlichen Abklärungen ermittelt werden.

Zusätzliche stoffflussanalytische Abschätzungen zum Wertstoffpotenzial im Abfallinput der KVA ermöglichten die aus der Schlacke zurück gewonnenen Wertstoffmengen ins Verhältnis zum Gesamtgehalt im Abfallinput zu setzen (Abbildung 17).

Die Messungen zeigten, dass im Jahr 2007 im Abfall Gesamtgehalte für Fe bei rund 6200 t, für Al bei 2000 t, Cu 320 t, Cr 70 t, Ni 26 t und Zn 160 t lag. Von diesen Potenzialen (unabhängig der Bindungsformen) im Abfall sind geschätzt in metallischer nutzbarer Form für Fe 60%, Al 65% und Cu, Ni, Cr rund 90%. Die restlichen Anteile sind z.B. Al-Oxide in Papieren und Mineralien etc. Folgende Anteile konnten mittels der mechanischen Aufbereitung auf der Deponie aktuell genutzt werden: Für Fe 41% (=2600 t), Al 11% (=260 t), Cu 12% (=320 t), Cr 48% (=70 t), Ni 55% (=26 t) und Zn 0%. Die heute in der KVA Thurgau wieder verwerteten Metalle stellten demnach im Jahre 2007 ein Klimareduktionspotenzial von rund 6100 t CO₂ dar. Würde auch der händisch aussortierte Anteil wiederverwertet, läge das Potenzial sogar bei 11 400 t CO₂. Verglichen mit den rund 180 000 t CO₂-Emissionen im Abgas der KVA sind dies aktuell 3% und im Fall der Nutzung des zusätzlichen Potenzials immerhin rund 6% der emittierten CO₂-Menge.

In Tabelle 2 ist der Effekt der Separierung in der mechanischen Aufbereitung und im 2. Schritt der händischen Sortierung auf die Gesamtgehalte in der Schlacke gezeigt. Dabei zeigt sich, dass für Al und Cu mit der mechanischen Sortie-

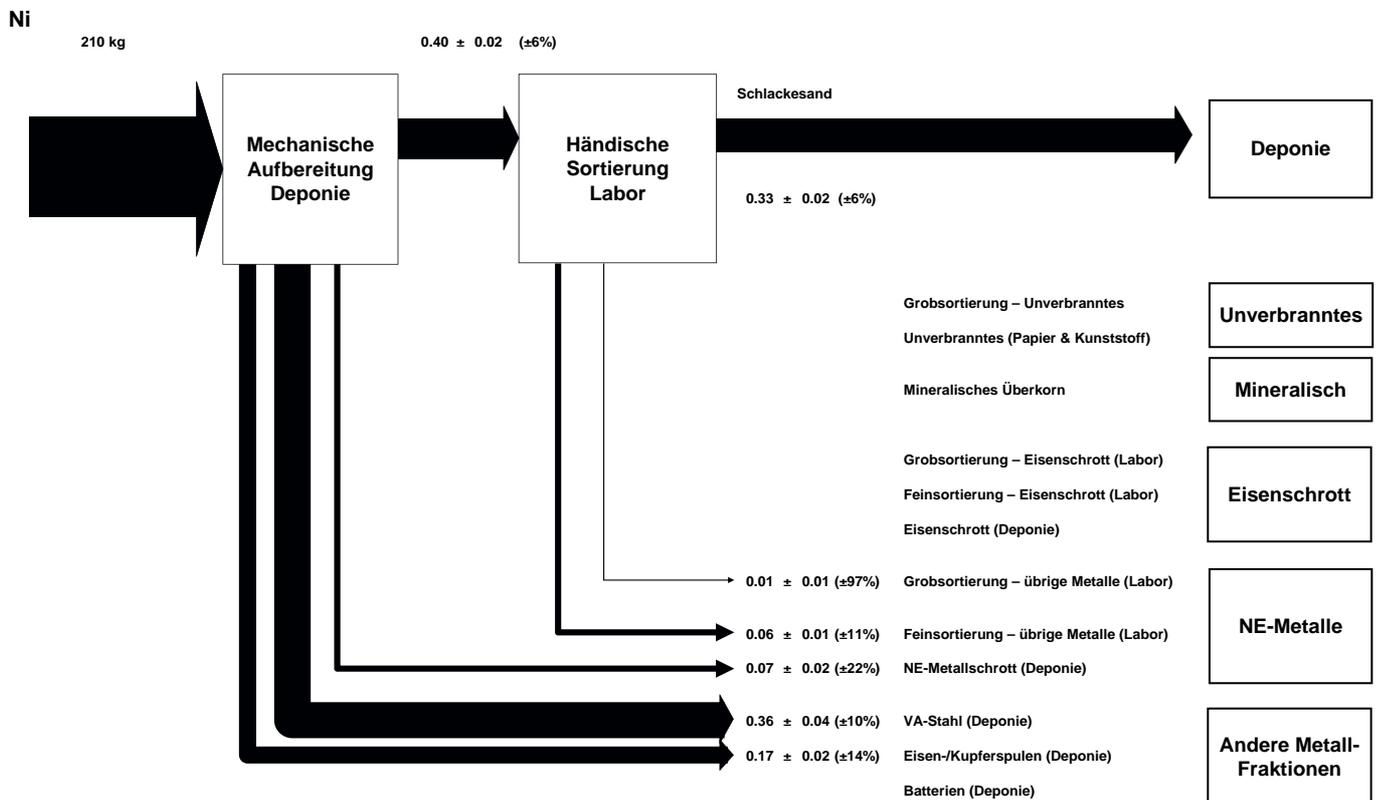


Abb. 16 Stoffflüsse und Transferkoeffizienten von Nickel in der Schlacke bei der mechanischen Aufbereitung auf der Deponie sowie der händischen Sortierung im Labor; Angabe der Unsicherheit als approx. 95%-Konfidenzintervalle. [29]

rung sogar unter Berücksichtigung der händisch aussortierten Teile im Labor nur eine relativ bescheidene Reduktion der Gesamtgehalte in der Restschlacke erreicht werden kann. Beim Cu ist dabei die Unsicherheit sehr gross und die Resultate damit wenig sicher. Zukünftige Probenahme- und Probenaufbereitungskonzepte sind hinsichtlich der Erfassung von Cu zu optimieren.

Mittels der Resultate dieser rund 50000 CHF teuren SFA konnten belastbare Grundlagen zum aktuellen Stand der Behandlungstechnik, zu vorhandenen Potenzialen und zur Qualität der abzulagernden Schlacke erarbeitet werden. Mittels Fehleranalyse kann auch die Datenqualität überprüft bzw. Handlungsbedarf definiert werden. Die Resultate dienen einerseits der Behörde als wertvolle Grundlage in Vollzug/Planung sowie dem Anlagebetreiber für Neuinvestitionen bzw. für Vertragsverhandlungen für den Gütertausch.

3.5 Stoffbuchhaltung in der KEZO Hinwil

Auch das AWEL benötigt eine solide, ganzheitliche Datenbasis für die Erfolgskontrolle und Steuerung abfallwirtschaftlicher Massnahmen. Für den bedeutenden Abfallwirtschafts-Prozess KVA ist es wichtig Stoffflüsse sowie deren Ver-

änderungen im Input (Abfall) als auch deren Verteilung auf die Reststoffe zu kennen. Aus diesem Grunde wurde in einem dreijährigen Pilotprojekt in der KVA Limmattal eine so genannte Stoffbuchhaltung (StoBu), d.h. routinemässige (Kosten-Nutzen optimierte) Stoffflussanalyse im Kanton Zürich erstmals angewandt und getestet. In den Jahren 2003 bis 2005 wurden dort Stoffflüsse und die Kehrrechtzusammensetzung von C, Cl, Cd, Cu, Hg, Pb, Zn, F, Al, Fe, Sb und Sn routinemässig bestimmt. Auch wurde die Stoffverteilung in die Verbrennungsprodukte in mehreren Kontrollmessungen gemessen (Transferkoeffizienten). Die dreijährige Pilotphase lieferte wichtige Erkenntnisse und dient als Grundlage für die Definition einer zukünftigen KVA-StoBu im Kanton Zürich [30].

Im Zusammenhang mit den Bestrebungen der KEZO Hinwil, die Schlackequalität durch betriebliche Massnahmen zu optimieren und die Qualitätssicherung zu verbessern, bot es sich an, dort die KVA-StoBu auch als Qualitätskontrollinstrument für die festen Reststoffe sowie den Abfallinput anzuwenden. Hauptzweck der StoBu ist die Datenbereitstellung als Basis für Prozessoptimierungen zur Verbesserung der Reststoffqualität und die Qualitätssicherung im Abfallinput und den Reststoffen. Der bisherige Hauptzweck der StoBu

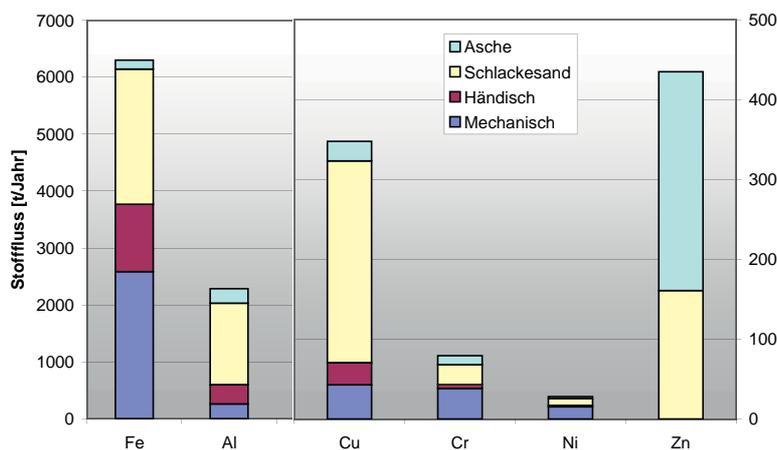


Abb. 17 Stofffrachten im Abfallinput bzw. genutzte (mechanisch) und verfügbare (händisch, Asche, Schlackesand) Potenziale für die KVA Thurgau im Jahr 2007 (absolute Massenströme). [29]

	Fe	Al	Cu	Cr	Ni
Rohschlacke	198'000 ± 10'000	65'400 ± 2'600	10'400 ± 1'700	2'200 ± 120	830 ± 40
nach mechanischer Sortierung	127'000 ± 24'000	63'400 ± 6'300	10'000 ± 7'200	1'070 ± 270	370 ± 80
nach mechanischer + Laborsortierung	93'000 ± 17'000	54'700 ± 2'100	9'600 ± 7'500	960 ± 250	330 ± 70

Tab. 2 Stoffkonzentrationen (mg/kg TS) in Rohschlacke, nach mechanischer Sortierung sowie nach mechanischer und Laborsortierung.

(routinemässige Monitoring der Abfallinputzusammensetzung als Datenbasis für abfallwirtschaftliche Betrachtungen), wie in der KVA Limmattal angewandt, wird damit in der KEZO Hinwil weiter verfolgt und nun optimal mit der angestrebten Qualitätskontrolle der Reststoffe und des Abfallinputs verknüpft. Von dieser Kombination profitieren auch in der Hinwil der KVA-Betreiber und die Behörde gleichermaßen. Weiter soll die KVA-StoBu ins bestehende Controllingtool (Betriebsdatenerfassung) als Basis für die Definition von betrieblichen Optimierungsmassnahmen und zur Qualitätssicherung im Bereich Abfallinput integriert werden. So dient das Instrument nun auch der Überprüfung von Effektivität und Effizienz von Massnahmen im Betrieb selber.

3.6 Verknüpfung der Stoffflussanalysen auf KVA mit anderen Analysen

3.6.1 Ursachen für Schadstoffeinträge in den Kehricht/Restmüll

Möchte man Ursachen für das festgestellte Verhalten der Stoffkonzentrationen (Trends, Korrelationen etc.) ermitteln, müsste man die Stoffflussmonitoring-Resultate mit beispiels-

weise Restmüll-Fraktionsanalysen oder mit regionalen Stoffflussanalysen verknüpfen.

Wie weiter oben erläutert, wird in der MVA Spittelau in Wien seit über 10 Jahren die Müllzusammensetzung für ausgewählte Stoffe routinemässig analysiert. Massnahmen und deren Wirkung auf die Restmüllzusammensetzung können damit sehr genau und kostengünstig summarisch auf Elementebene überprüft werden. Die Stadt Wien interessierte sich nicht nur für das Monitoring, sondern auch für die Analyse der Ursachen für die festgestellten Veränderungen der Müllzusammensetzung oder für festgestellte signifikante Unterschiede zu Messungen an andern Orten. Für die Ursachenanalyse wurden darum im Projekt MOVE [31] die Stoffflussmonitoring-Resultate der MVA Spittelau mit Fraktionsanalysen der Stadt Wien und mit umfangreichen Literaturdaten zu Stoffkonzentrationen kombiniert. So konnten in einem ersten Schritt mit relativ bescheidenem Aufwand wertvolle Informationen zur Relevanz von Stofffrachtanteilen in einzelnen Fraktionen bzgl. der ausgewählten Wert- und Schadstoffe Pb, Cd, Cr, Fe, Cu, Hg, Zn, Al, As gewonnen werden. Abbildung 18 zeigt die Relevanz der Fraktionen bzgl. des Stoffeintrags in den Restmüll (Kehricht). Daraus wird er-

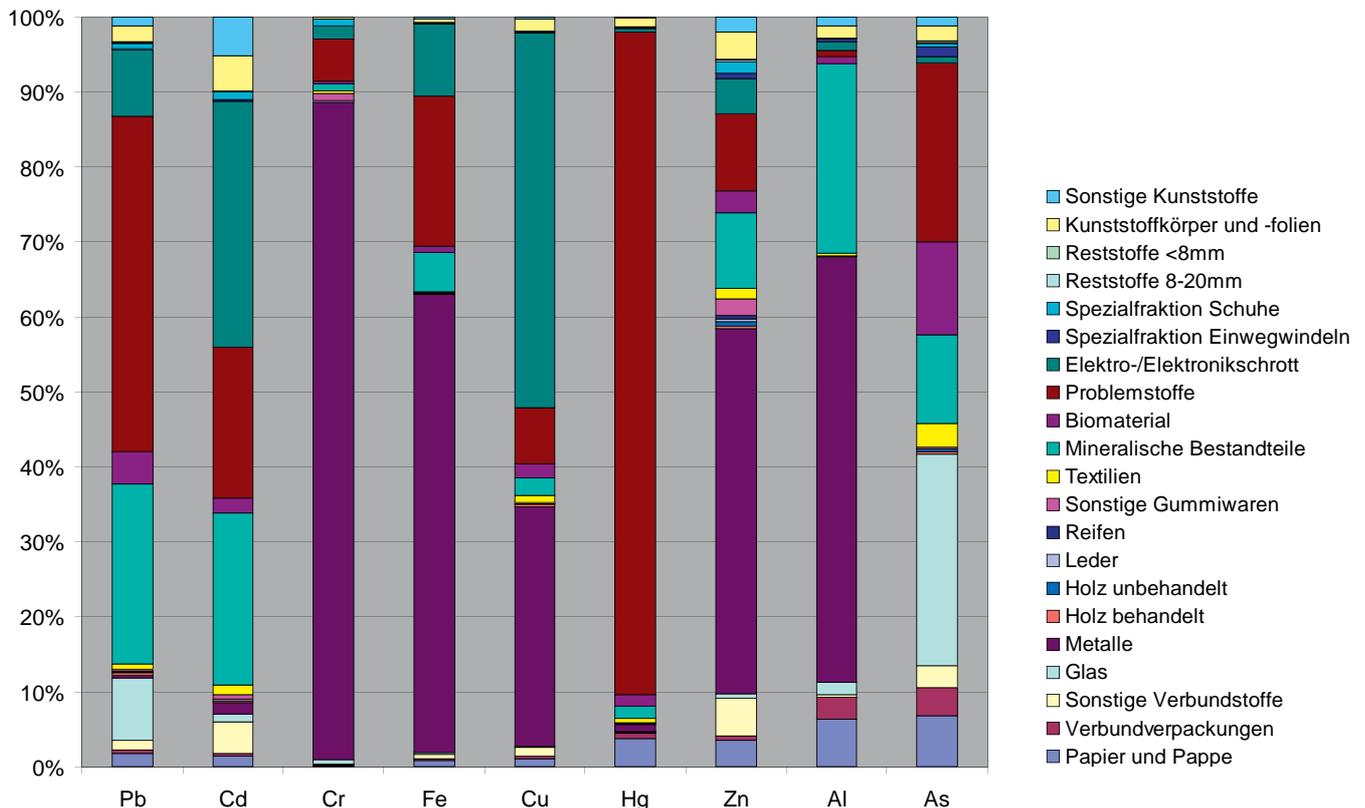


Abb. 18 Relevanz der Fraktionen bzgl. Stofffrachtanteile im Restmüll (Werte in Klammern) für die ausgewählten Metalle [31].

sichtlich, dass die relevanten Fraktionen für den Schwermetalleintrag Mitte des letzten Jahrzehnts Problemstoffe, Elektroschrott, Metalle und mineralische Bestandteile waren.

Anhand der Untersuchung der zeitlichen Veränderungen der Fraktionsanalysen konnten auch Veränderungen der Stofffrachtanteile geschätzt werden. Die Untersuchungen im Projekt MOVE erlaubten zudem – wie geplant – auch einen ersten Vergleich mit den online-Messungen der Restmüllzusammensetzung in der MVA Spittelau für das Jahr 2003. Der Vergleich zeigte z. B., dass für dieses Jahr für die beiden Metalle Fe und Pb die Resultate sehr gut und für Cd gut übereinstimmen. In einem ersten approximativen Vergleich der zeitlichen Entwicklung zeigte sich, dass die bisher einzige signifikante Veränderung in der MVA Spittelau (20% Abnahme von Cd) auch durch die hier erarbeiteten Resultate bestätigt wurden. Die Hypothese, dass in der Stadt Wien die Cd-Gehalte bzw. -frachten im Wiener Restmüll im betrachteten Zeitraum durch abfallwirtschaftliche Massnahmen (Steuerung gewisser Abfallfraktionen) verkleinert werden konnten, wurde anhand dieses Vergleichs gestützt.

Durch den Einbezug der Daten-Unsicherheit im Projekt MOVE konnte ausserdem der Handlungsbedarf zur Verbesserung der Datenqualität definiert werden. Dies ist zentral in der Definition von zukünftigen Messkampagnen, um möglichst kosteneffizient die gewünschten Resultate zu generieren. Ausgehend von diesen Resultaten sowie weiteren methodischen Abklärungen [32] entschied das Bundesministerium für Land- und Forstwirtschaft, Umwelt und Wasserwirtschaft (BMFLFUW) in Kombination mit Restmüllfraktionsanalyse der Stadt Wien im Jahr 2009/2010 zur Durchführung einer «produktbezogenen Stoffflussanalyse» zur Untersuchung des Vorkommens der Schwermetalle in Produkten im Restmüll. Die Resultate dieses zur Zeit laufenden Projekts ProSFA «produktbezogenen Stoffflussanalysen» werden für Restmüll wertvolle Grundlagen für die Abfallvermeidungs- und -verwertungsstrategie im österreichischen Bundesabfallwirtschaftsplan oder für die Konzepte der stoffflussbasierten Indikatoren in der Abfallwirtschaft, wie in Niederösterreich in der Umsetzung geplant, liefern [33].

3.6.2 Stoffflüsse im Kehricht/Restmüll im Vergleich zu anderen Abfällen

Stoffflussanalysen in KVA zur Bestimmung der stofflichen Zusammensetzung des Abfallinputs (Kehricht) dienen für die Abfall- und Ressourcenwirtschaft auch schon als wertvolle Datenquelle für Vergleiche zwischen verschiedenen Abfallarten.

Sind für andere Abfallarten ähnlich genaue Analysen wie für Kehricht vorhanden, sind die Vergleiche umso aussagekräftiger. Im Falle des Elektro- und Elektronikabfalls (Kleingeräte) liegen dank umfangreichen Stoffflussanalysen

solche Daten vor [34], [35]. Abbildung 19 zeigt als eines der wertvollen Resultate das Verhältnis zwischen den mittleren Stoffkonzentrationen im Elektro- und Elektronikabfall (EE-Abfall) zu Schweizer Kehricht für ausgewählte Elemente.

3.6.3 Weitere Anwendungen der SFA

Viele SFA, welche in KVA während der letzten Jahre durchgeführt wurden, dienen für weitere Analysen als wertvolle Grundlage. Dies z. B. für nationale Stoffflussanalysen des BAFU (z. B. Cd, Cu, Sb, Br in bromierten Flammschutzmitteln). Auch auf betrieblicher Ebene können SFA-Daten in Kombination mit anderen Analysen wertvolle Erkenntnisse liefern. So z. B. mittels C-, H-, O-Bilanzen zur online-Erfassung des Heizwerts für Energieanalysen [36] oder mittels Cl-, S-, Erdalkali/Alkali-Element- und Schwermetall-SFA als wertvolle Datengrundlage für Korrosionsanalysen in KVA [37].

4. Ausblick

Obwohl SFA in KVA nun schon mehr als zwei Jahrzehnte angewandt worden sind und stark dazu beitragen konnten diese komplexen Systeme zu verstehen, bestehen nach wie vor Herausforderungen oder es liegen Potenziale für weitere sinnvolle Anwendungen in KVA oder im Umweltschutz und der Ressourcenwirtschaft generell brach. Auf methodischer Ebene gibt es Bedarf an Entwicklungen für Kosten-Nutzen-optimierten Anwendungen (z. B. Gehalte für partikulär vorliegende Metalle). Die Methoden sind auch laufend dem technologischen Stand anzupassen (z. B. Feinstpartikelauflösung bei Verbrennungsrückständen oder in Zukunft sogar die Modellierung von Nanopartikel). Angestrebt werden sollte

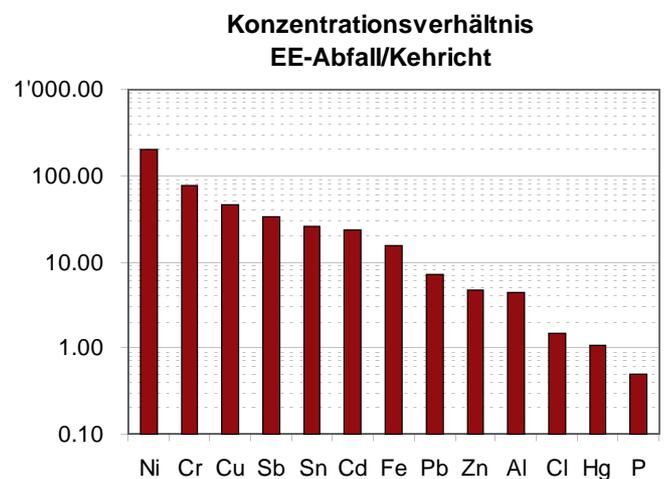


Abb. 19 Verhältnis mittleren Stoffkonzentrationen im Elektro- und Elektronikabfall (EE-Abfall) zu Schweizer Kehricht für ausgewählte Elemente (Quelle: [34])

auch die Vereinheitlichung der Methoden-anwendung, um vergleichbare Resultate zu erzeugen. Standards könnten z. B. im gerade eröffneten Zentrum für nachhaltige Abfall- und Ressourcennutzung ZAR in Hinwil (www.zar-ch.ch) auf Ebene der Qualitätssicherung definiert werden. Diese könnten im Bereich KVA z. B. mittelfristig in der geplanten KVA-Charta (nationale Branchenvereinbarung) einheitlich angewandt werden. Längerfristig wäre vorteilhaft die vielen Daten systematisch zu verwalten und den verschiedenen Stakeholdern in definierter Form zugänglich zu machen. Obwohl analoge SFA, wie für die KVA z. B. auch in der Elektro- und Elektronikabfallverwertung in der Schweiz [34, 35] oder der Abwasserwirtschaft/Klärschlammverwertung in der Stadt Wien [38] schon angewandt wurden, wären weitere Anwendungen wünschenswert. So würden auch andere abfallwirtschaftliche Prozesse besser verstanden bzw. deren Stoffumsatz transparenter darstellbar. Dies wäre wertvoll zur weiteren Optimierung von z. T. komplexen Anlagen hinsichtlich Umweltschutz und Ressourcenschonung. Verbesserte und häufigere Daten auf Prozessebene wären im Gesamtsystem einer Region auch sehr begehrenswert für die Bewertung und Optimierung des regionalen Ressourcen- bzw. Stoffhaushaltes.

5. Dank

Allen Auftraggeber, Förderer und den vielen Beteiligten in den zahlreichen Projekten in der Vergangenheit sei auch hier nochmals ein grosser Dank ausgesprochen.

References

- [1] Baccini, P., Brunner, P.H. (1991): *The Metabolism of the Anthroposphere*, Springer Verlag, Berlin, Heidelberg, New York, London.
- [2] Baccini, P. and H.P. Bader (1996): *Regionaler Stoffhaushalt: Erfassung, Bewertung und Steuerung*. Berlin, Heidelberg, New York, Oxford, Spektrum Akademischer Verlag GmbH.
- [3] Daxbeck, H., Morf, L., Brunner, P.H. (1998): *Stoffflussanalyse als Grundlage für eine ressourcenorientierte Abfallwirtschaft*, Institut für Wassergüte und Abfallwirtschaft, Technische Universität, Wien.
- [4] Morf, L., Brunner, P.H. (1998): *The MSW Incinerator as a Monitoring Tool for Waste Management*, *Environ. Sci. & Technol.*, 32, 12, 1825–1831.
- [5] Bergbäck, B., Hedbrandt, J., Jonsson, A., Lohm, U., Svidén, J., Sörme, L., Östlund, C. (1998): *Urban metabolism Metals in Stockholm, Case study report 2 in Materials accounting as a tool for decision making in environmental policy (Mac Tempo)*, TEMA Department of Water and Environmental Studies Linköping University.
- [6] Fehring, R., Rechberger, H., Pesonen, H.-L., Brunner, P.H. (1997): *Auswirkungen unterschiedlicher Szenarien der thermischen Verwertung von Abfällen in Österreich (ASTRA)*, Institut für Wassergüte und Abfallwirtschaft, TU Wien.
- [7] Brunner, P.H., Ernst, W. (1986): *Alternative Methods for the Analysis of Municipal Solid Wastes*, *Waste Management & Research*, 2, 4, 147–160.
- [8] Chandler A.J. & Associates Ltd., Compass Environmental Inc., Rigo & Rigo Associates, The Environmental Research Group University of New Hampshire, Wastewater Technology Center (1993) *Waste Analysis, Testing and Evaluation (Waste) Program: Effect of Waste stream Characteristics on MSW Incineration: The Fate and Behavior of Metals*. In: *Final Report of the Mass Burn MSW Incinerator Study* (Burnaby, B.C.).
- [9] Maestre, L.Y. and F. Viret (1995) «A goal oriented characterization of urban waste.» *Waste Management & Research* (13): 207–218.
- [10] EAWAG (1982), *Metallgehalte in der Kehrrichtschlacke und Elektrofilterasche der Kehrrichtverbrennungsanlage Biel*, Projekt Nr. 30-4658.
- [11] Erbach, G. (1985), *Stoff- und Mengenbilanz an der Sonderabfallverbrennungsanlage Bieberheim, in Müllverbrennung und Umwelt*, EF-Verlag für Energie- und Umwelttechnik GmbH.
- [12] Brunner, P.H., Mönch, H. (1986), *The flux of metals through a municipal solid waste incinerator*, *Waste Management & Research*, 4, 105–119.
- [13] Reinmann, D.O. (1989), *Heavy metals in domestic refuse and their distribution in incinerator residues*, *Waste Management & Research*, 1, p. 57–62.

- [14] Agenend, F.J., Trondt, L. (1990), Bilanzierung bei der Müllverbrennung am Beispiel des Müllheizkraftwerkes Essen-Karnap, VGB Kraftwerkstechnik, 1, 36–42.
- [15] Vehlow, J. (1993), Heavy metals in waste incineration, DAKOFA Conference, September 6, 1993, Kopenhagen.
- [16] Schachermayer, E., Bauer, G., Ritter, E., Brunner, P.H. (1995): Messung der Güter- und Stoffbilanz einer Müllverbrennungsanlage, UBA Wien, Bd.56.
- [17] Belevi, H. (1995): Dank Spurenstoffen ein besseres Prozessverständnis in der Kehrichtverbrennung, EAWAG News, 40D, Nov.
- [18] Bauer, G. (1995): Die Stoffflussanalyse von Prozessen der Abfallwirtschaft unter Berücksichtigung der Unsicherheit, Dissertation, Technische Universität Wien, 1995.
- [19] Morf, L. (1998): Entwicklung einer effizienten Methode zur kontinuierlichen Bestimmung von Stoffflüssen durch eine Müllverbrennungsanlage, Dissertation, Institut für Wassergüte und Abfallwirtschaft, Technische Universität, Wien.
- [20] Brunner, P.H., Schachermayer, E. (1992): Die MVA als Analyseinstrument, Waste Magazin, 3/92.
- [21] Morf L., Brunner, P.H. (1999): Online-Messung der Stoffbilanz auf der MVA Spittelau, Phase A, Institut für Wassergüte und Abfallwirtschaft, Technische Universität, Wien.
- [22] Morf L., Ritter, E., Brunner, P.H. (2005): Online-Messung der Stoffbilanz auf der MVA Spittelau, Endbericht: Synthese der Resultate 2000–2004, Institut für Wassergüte und Abfallwirtschaft, Technische Universität, Wien.
- [23] Belevi, H. and H. Moench (2000): «Factors determining the element behavior in municipal solid waste incinerators. 1. Field studies.» Environmental Science & Technology 34 (12): 2501–2506.
- [24] Belevi, H., Langmeier, M. (2000): «Factors determining the element behavior in municipal solid waste incinerators. 2. Laboratory Experiments.» Environmental Science & Technology 34 (12): 2507–2512.
- [25] Morf, L., Brunner, P.H., Spaun S. (2000): Effect of operating conditions and input variations on the partitioning of metals in a municipal solid waste incinerator, Waste Management & Research, 18, 4–15.
- [26] Morf, L., Ritter, E., Brunner, P.H. (2001): Online-Messung der Stoffbilanz auf der MVA Spittelau, PHASE B; Bericht für das Messjahr 2000, Institut für Wassergüte und Abfallwirtschaft, Technische Universität, Wien.
- [27] Morf L. (2006): Chemische Zusammensetzung verbrannter Siedlungsabfälle. Untersuchungen im Einzugsgebiet der KVA Thurgau. Umwelt-Wissen Nr. 0620. Bundesamt für Umwelt, Bern.
- [28] Morf, L. (2006): Eigenschaften von ABK-Abfällen und deren Verhalten bei der Verbrennung in der KVA Thurgau – Endbericht.
- [29] Morf, L., Taverna, R., Buser, A. (2008): Schlackemonitoring in der KVA Thurgau im Jahr 2007 – Endbericht.
- [30] Morf, L. (2006): Pilotprojekt Stoffbuchhaltung auf der KVA Limmattal – Endbericht.
- [31] Morf, L., Taverna, R. (2006): Monitoringkonzept zur Ermittlung von Ursachen für Veränderungen der Schwermetallgehalte im Wiener Restmüll (MOVE) Ermittlung von Quellen der Schwermetalle im Restmüll. Endbericht, im Auftrag der Magistratsabteilungen 22 und 48 der Stadt Wien, und der Fernwärme Wien GmbH.
- [32] Leo Morf, L., Taverna, R., Frühwirth, W., Stark, W. (2007): Produktbezogene Stoffflussanalyse von Abfällen hinsichtlich Schwermetallen – Methodenentwicklung, Bundesministerium für Land- und Forstwirtschaft, Umwelt und Wasserwirtschaft Abfallwirtschaftsplanung, Abfallbehandlung und Altlastensanierung, Wien.
- [33] Morf, L., Winzeler, R. (2007): Erfolgskontrolle abfallwirtschaftlicher Ziele aus stoffstromwirtschaftlicher Sicht, Endbericht, im Auftrag der Niederösterreichischen Landesregierung.
- [34] Morf, L., Tremp, J., Gloor, R., Huber, Y., Stengele, M., Zennegg, M., (2005): Brominated Flame Retardants in Waste Electrical and Electronic Equipment: Substance Flows in a Recycling Plant. Environ. Sci. Technol. 39 (22): 8691–8699.
- [35] Morf, L. S., Tremp, J., Gloor, R., Schuppisser, F., Stengele, M., Taverna, R. (2006): Metals, Non-Metals and PCB in Electrical & Electronic Waste – Actual Levels in Switzerland, Waste Management, Waste Management 27 (2007) 1306–1316.
- [36] Morf, L. (2008): Kontinuierliche Heizwertbestimmung mittels Daten des routinemässigen Stoffflussmonitorings auf der MVA Spittelau, Endbericht, im Auftrag der Fernwärme Wien GmbH.
- [37] Morf, L. (2005): Stoffflussmonitoring und Korrosion, Diskussionsforum «Rauchgasseitige Dampferzeugerkorrosion» Freiberg, 27.–28.10.2005.
- [38] Kroiss, H., Morf, L., Lampert, Ch., Zessner, M., Spindler, A. (2008): Optimiertes Stoffflussmonitoring für die Abwasserentsorgung Wiens (OSMA – Wien) – Endbericht, TU Wien, GEO Partner AG im Auftrag der Stadt Wien, Fernwärme Wien GmbH, EbS, Lebensministerium Österreich.

> Ökologische Beurteilung von Entsorgungstechnologien und -szenarien

Stefanie Hellweg

Institut für Umweltingenieurwissenschaften, Gruppe für Ökologisches Systemdesign,
ETH Zürich, 8093 Zürich

Im vorliegenden Beitrag werden Entsorgungstechnologien sowie verschiedene vergangene und zukünftige Abfallwirtschaftsstrategien für die Schweiz im Rahmen einer Ökobilanz analysiert. Die Ergebnisse zeigen, dass das Verbot der direkten Deponierung, die Einführung von Rauchgasreinigungsanlagen sowie die Separatsammlung in der Vergangenheit zu wesentlichen ökologischen Verbesserungen hinsichtlich der Luft- und Wasseremissionen geführt hat. Eine weitere Erhöhung des vorgelagerten stofflichen Recyclings wäre möglich, jedoch sind die Potenziale bereits weitgehend ausgeschöpft und daher sind die ökologischen Vorteile dieser Strategie relativ begrenzt. Ein grösseres Verbesserungspotenzial hat die konsequente Einführung von Technologien, die ein Rückgewinnen der Metalle aus den festen Rückständen der Verbrennung erlauben. Voraussetzung für die Nachhaltigkeit dieser Prozesse ist, dass Transparenz über die genauen Verwertungswege geschaffen wird. Mit diesen Massnahmen ist es sehr wahrscheinlich, dass die Schweizer Abfallpolitik ihren Pioniercharakter in der Entsorgungswirtschaft beibehält. Die Signalwirkung auf das Ausland könnte insbesondere im Kontext eines sich im Wandel befindenden Europas relevant sein, wo immer noch grosse Abfallströme deponiert werden, die in der Zukunft direkt einer optimierten Entsorgung zugeführt werden könnten.

Keywords: Life Cycle Assessment, waste treatment technologies, waste management scenarios, incineration, landfill, recycling

1. Einleitung

Die Abfallentsorgungsstrukturen in Europa befinden sich im Wandel. Gründe hierfür sind das Deponierungsverbot biologisch abbaubarer Abfälle (35% bis 2016; Richtlinie 1999/31/EG) sowie die Festlegung der sogenannten «Abfallhierarchie» als Grundsatz, welche folgende Priorisierung vorsieht (Direktive 2008/98/EC):

1. Abfallvermeidung
2. Wiederverwendung
3. Recycling
4. Sonstige Verwertung (z. B. energetisch)
5. Beseitigung

Trotz dieser Ziele wird die Abfallhierarchie bisher nur in wenigen europäischen Ländern befolgt. Die Schweiz steht hierbei mit wenigen anderen Nationen an der Spitze (Abbildung 1 oben): Nirgendwo sonst in Europa werden so wenig Abfälle direkt deponiert. Bezüglich der Recyclingquote und insbesondere dem verbrannten Anteil an Siedlungskehrricht liegt die Schweiz ebenfalls weit vorne. Insbesondere die Abfallverbrennung kann auf eine lange Tradition zurückblicken.

Unter Umweltsichtspunkten erkannte man in den vergangenen Jahrzehnten zunächst die Luftemissionen als Problem. Ihnen begegnete die Umweltpolitik mit Grenzwerten, die die Installation von nachgeschalteten Rauchgasreinigungsanlagen zur Folge hatten. Hiermit wurden die relevanten Emissionen, z. B. Salzsäure, Schwefeldioxide, Stickstoffoxide und einige Schwermetallemissionen in die Luft, auf bedenkenlose

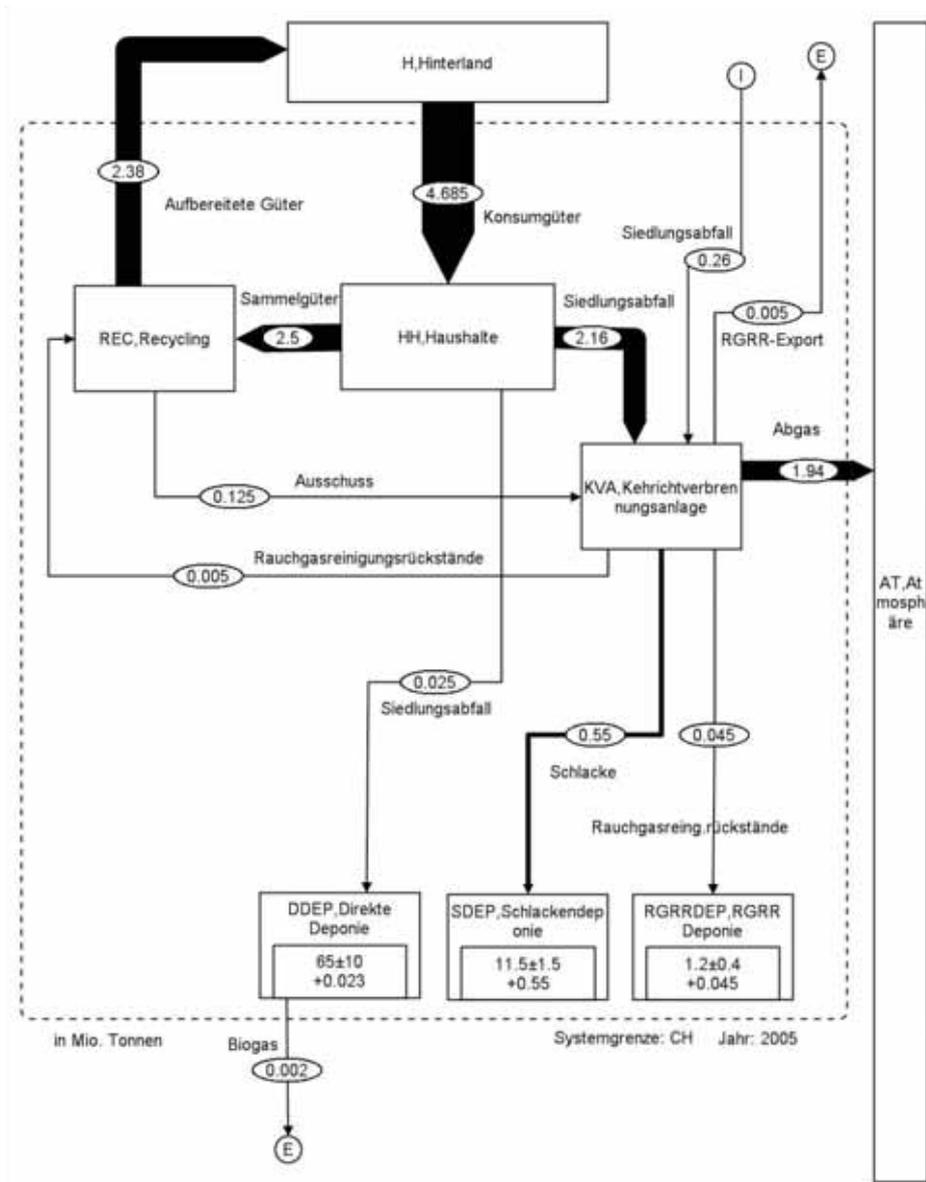
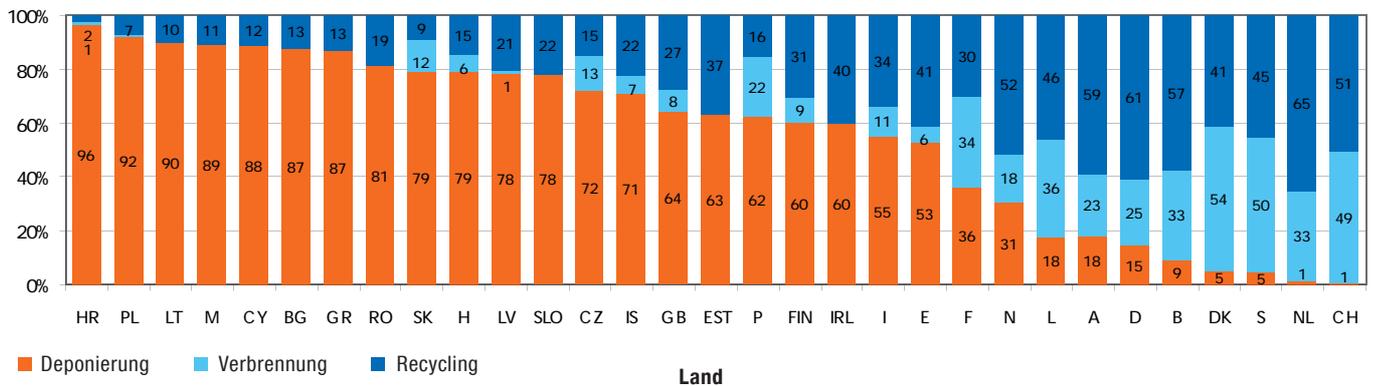


Abb.1 Abfallentsorgungsstrukturen in verschiedenen europäischen Nationen (oben) und Entsorgungssystem für Siedlungskehricht der Schweiz im Jahr 2005 (unten). Der Konsumgüterfluss in die Haushalte ist in der Realität grösser (nur der Abfall-wirksame Teil ist hier dargestellt). Quelle für beide Abbildungen: [1]

Emissionswerte reduziert. Ebenfalls wurde ein effektives Separatsammlungssystem und die Infrastruktur zum stofflichen Recycling aufgebaut. Heute wird die Hälfte des anfallenden Siedlungskehrichts in der Schweiz stofflich verwertet. Es verbleibt jedoch das Problem der Rückstandsqualität, da Filterasche und Schlacke organische Reststoffe und Metalle enthalten, die langfristig emittiert werden könnten und bei Deponierung als Ressource nicht genutzt werden (es sei denn in Zukunft durch «Landfill mining»). Obwohl bereits in den 90-er Jahren neue thermische Verfahren als Alternativen zu dem traditionellen Rostofenverfahren mit dem Ziel entwickelt wurden, Schwermetalle aus den Rückständen wiederzugewinnen und/oder die Verbrennungsrückstände zu homogenisieren und zu stabilisieren, schafften es diese Technologien leider nicht in die grössttechnische Umsetzung. Noch immer ergeben sich daher Widersprüche zum Leitbild für die schweizerische Abfallwirtschaft [1], welches eine Deponierung von nicht-endlagerfähigen Stoffen untersagt. Es fragt sich, wie weit neue Verfahren, wie z. B. die mechanische Aufbereitung von Schlacke (siehe Kapitel Wertstoffgewinnung aus KVA-Rostasche in diesem Buch) eine Lösung dieser Probleme in Zukunft ermöglichen. Dies wäre nicht nur für den Schweizer Kontext relevant, sondern auch für das restliche Europa, wo durch das Deponierungsverbot für organische Abfälle die Nachfrage nach thermischen Anlagen steigt. Abbildung 1 zeigt diesbezüglich ein sehr grosses Potenzial auf, da zur Zeit in vielen Ländern die direkte Deponierung der hauptsächliche Entsorgungspfad darstellt, was sich in Zukunft ändern wird. Könnte in diesen Ländern die ohnehin stattfindende Umwandlung der Entsorgungsstruktur direkt in eine Richtung gelenkt werden, die eine Abreicherung von Schadstoffen in den Rückständen der Verbrennung und ein Wiedergewinnen von Ressourcen erlaubt, hätten diese Technologien eine grosse ökologische Hebelwirkung.

Das vorliegende Kapitel stellt die Vor- und Nachteile von Entsorgungstechnologien und -szenarien anhand der Resultate von Lebenszyklusanalysen zusammen und untersucht die ökologischen Auswirkungen von Zukunftsszenarien für die Schweizer Abfallwirtschaft.

2. Die Methode Ökobilanz und deren Anwendung in der Abfallwirtschaft

Zur ökologischen Beurteilung von Entsorgungsprozessen stehen eine Reihe von Methoden zur Verfügung (Ökobilanzen, Risikoanalysen, Stoffflussanalysen, Umweltaudit, Umweltverträglichkeitsprüfung, Technikfolgenabschätzung), die sich für verschiedene Fragestellungen eignen. In dem vorliegenden Beitrag wird vor allem die Methode Ökobilanz verwendet. Ökobilanzen sind systematische Verfahren zur quantitativen Bestimmung der Umweltauswirkungen von Produkten und Prozessen während ihres gesamten Lebenszykluses. Sie eig-

nen sich zum Vergleich von Umweltauswirkungen verschiedener Produkte/Aktivitäten innerhalb derselben Funktion, zur Produktionsoptimierung, zur Unterstützung bei Kaufentscheidungen und zum strategischen Aufzeigen von Entwicklungsrichtungen. In der Abfallwirtschaft finden Ökobilanzen daher – zu Recht – ein grosses Anwendungsgebiet, z. B. beim Vergleich und der Optimierung verschiedener Abfallbehandlungs- und Recyclingsverfahren sowie beim Vergleich verschiedener Verpackungsarten. Die Schweiz hat eine lange Geschichte in der Erstellung und Anwendung von solchen Ökobilanzen im Abfallsektor. So wurde hier die erste umfassende Ökobilanz-Verpackungsstudie auf Initiative des BAFU (damals BUWAL) durchgeführt [2] und eines der ersten Modelle für die Erstellung von Inventardaten der Deponierung und Verbrennung von Siedlungskehricht in Abhängigkeit von der Abfallzusammensetzung erstellt [3]. Dieses Modell wurde in mehreren Folgearbeiten weiterentwickelt [4–5], und auch international gibt es mittlerweile ähnliche Modelle und Softwaretools (z. B. [6–10]), die in der Praxis zur ökologischen Entscheidungsfindung beitragen.

Die Ökobilanz besteht nach ISO-Norm 14040ff aus vier iterativen Phasen (Abbildung 2).

Bei der Definition des Ziels und der *Rahmenbedingungen* der Studie (1. Schritt nach ISO-Norm 14040) wird der Zweck der Bilanz formuliert und die betrachteten Systeme beschrieben. In dieser Phase wird auch die funktionelle Einheit definiert, die die wesentlichen Funktion(en) der Systeme erfassen soll und die Basis für den Vergleich bildet, da alle In- und Outputs auf sie bezogen werden. In der *Sachbilanz* (2. Schritt nach ISO) werden alle Rohstoffe und Emissionen, die von den untersuchten Systemen konsumiert bzw. in die Umwelt abgegeben werden, erhoben und auf die funktionelle

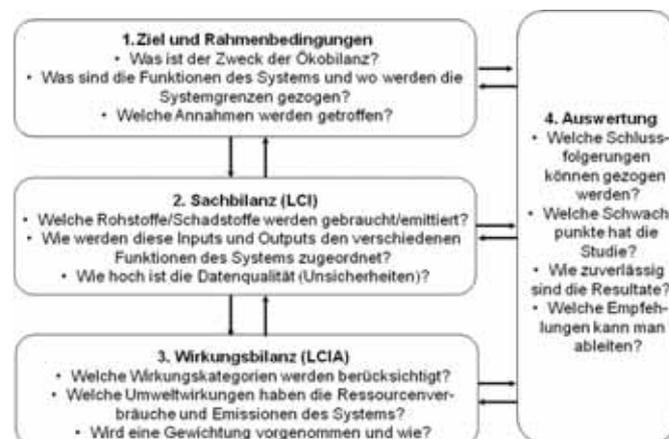


Abb. 2 Die vier Phasen einer Ökobilanz und Fragestellungen, die in jeder Phase beantwortet werden.

Einheit normalisiert. In der *Wirkungsbilanz* (3. Schritt nach ISO) werden die Daten aus der Sachbilanz entsprechend ihrer Umweltauswirkung gruppiert und untereinander gewichtet. Hierfür gibt es mehrere bestehende Methoden mit unterschiedlichen Modellierungs- und Bewertungsansätzen. Es empfiehlt sich, mehrere dieser Methoden anzuwenden, um Sensitivitäten und Unsicherheiten zu erkennen. In der *Auswertung* werden Schlussfolgerungen gezogen und Empfehlungen ausgesprochen.

3. Ökobilanzen von Entsorgungstechnologien

Für die Schweizer Abfallwirtschaft wurden in der Vergangenheit mehrere Ökobilanzen durchgeführt, deren Resultate und Hauptaussagen im folgenden zusammengefasst werden. Das Ziel der dieser Analysen war ein Vergleich verschiedener Entsorgungsverfahren. Die funktionale Einheit war die Entsorgung eines Kilogramms Siedlungsabfalls mit durchschnittlicher Schweizer Zusammensetzung [8] und einem unteren Heizwert von 12 MJ. Ein Überblick über die Systemgrenzen ist in Abbildung 3 zu sehen. Alle Prozesse innerhalb dieser Systemgrenzen wurden inklusiv der vorgelagerten Prozesse berücksichtigt. Je nach betrachteten Technologien muss das System um zusätzliche Funktionen erweitert werden. Beispielsweise wird bei der thermischen Verwertung von Abfällen Energie in Form von Strom und Wärme gewonnen. Wird nun z. B. die Verbrennung mit der direkten Deponierung verglichen, muss das System um diese Funktion der Energieerzeugung erweitert werden, damit ein fairer Vergleich zwischen beiden Entsorgungstechnologien erfolgen kann.

Abbildung 4 zeigt die Ergebnisse einer Ökobilanz, in der die folgenden vier Verfahren miteinander bezüglich der

Wirkungsabschätzungsmethoden CML 2001 [11] und Eco-indicator 99 [12] verglichen wurden:

1. Direkte Deponierung (Reaktordeponie) mit Energierückgewinnung aus Deponiegas
2. Mechanisch-biologische Behandlung mit Energierückgewinnung durch Verbrennung der mechanisch abgetrennten Leichtfraktion
3. Rostofenverfahren mit weitergehender Rauchgasreinigungsanlage, Energierückgewinnung und Eisenrückgewinnung aus der Schlacke
4. Gestufte thermische Verfahren (PECK) [13] mit mechanischer Schlackenaufbereitung (Wiedergewinnung von Kupfer und Eisen) sowie thermischer Filteraschenaufbereitung (Fluapur Verfahren; Wiedergewinnung von Zink und Blei)

Das vierte Verfahren wurde nie im Grossmasstab umgesetzt. Aufgrund der Ähnlichkeit zu aktuellen neuen Verfahren, die ebenfalls auf eine Rückgewinnung der Metallfraktion aus

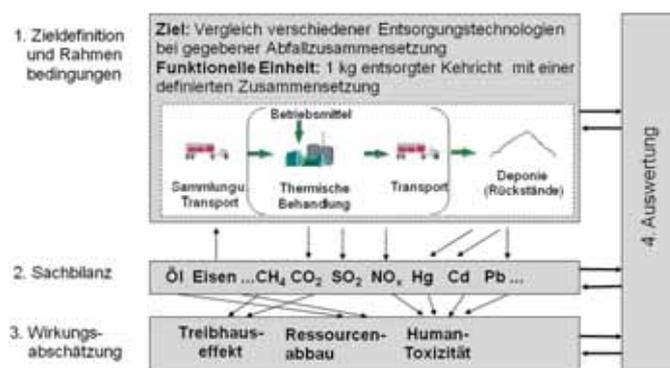


Abb. 3 Ökobilanz von Entsorgungstechnologien.

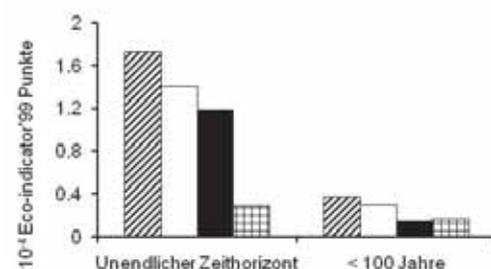
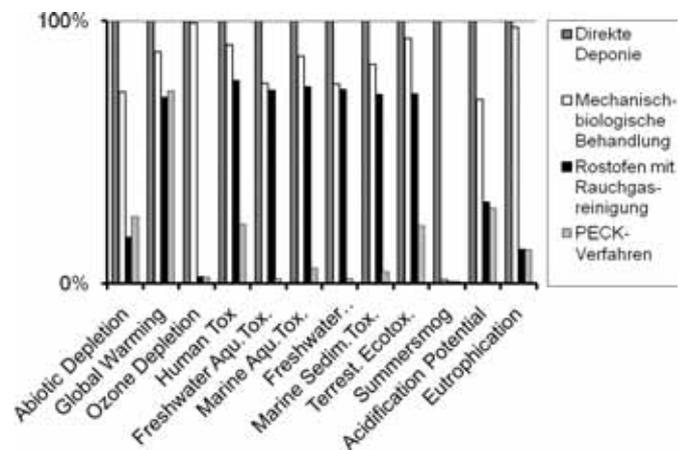


Abb. 4 Exemplarische Resultate des Vergleichs von verschiedenen Entsorgungstechnologien (übersetzt aus [14]). Oben: Resultate bezüglich der Methodik CML01 normiert auf die direkte Deponie (unendlicher Zeitraum); Unten: aggregierte Ergebnisse nach Eco-indicator 99

den Verbrennungsrückständen abzielen (siehe Kapitel Wertstoffgewinnung aus KVA-Rostasche in diesem Buch), sind die Ergebnisse indikativ für diese zu verstehen (Abbildung 3).

Die Ergebnisse zeigen, dass die direkte Deponie bezüglich aller Wirkungskategorien und Bewertungsmethoden die schlechteste Entsorgungsalternative darstellt. Dies ist zum einen auf den geringen energetischen Wirkungsgrad zurückzuführen. Zum anderen weist die direkte Deponie die höchsten Emissionswerte bezüglich einer Reihe von Schadstoffen auf (z.B. Methan und NMVOC). Die mechanisch-biologische Behandlung schneidet besser als die Deponie ab, jedoch steht sie hinter der thermischen Behandlung zurück. Auch hier spielt der energetische Wirkungsgrad sowie einige erhöhte Emissionen wie Methan und ozonabbauende Substanzen eine Rolle.

Bei den thermischen Verfahren verminderte die Installation von weitergehenden Rauchgasreinigungsanlagen die Auswirkungen des Verbrennungsprozesses stark (Abbildung 5). Hierzu trug insbesondere die Reduktion der Emissionen an Schwefeldioxid, Stickoxiden, Salzsäure und Schwermetallen bei. Bei den modernen und neuen Verfahren zeigt das

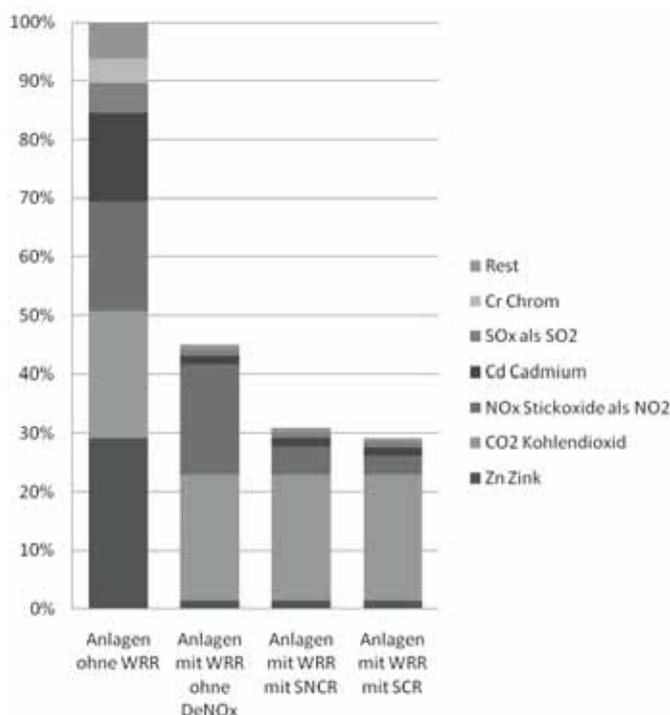


Abb. 5 Vergleich des Verbrennungsprozesses mit dem Rostofenverfahren ohne weitergehende Rauchgasreinigung (WRR), mit WRR aber ohne Entstickung (DeNOx) sowie mit WRR und Entstickung (SNCR oder SCR Verfahren). Wirkungsabschätzungsmethode: Eco-indicator 99. Emissionen an HCl wurden nicht bewertet, sind aber bezüglich anderer Wirkungsabschätzungsmethoden bei dem Verfahren ohne WRR relevant.

PECK-Verfahren aufgrund des höheren Energieverbrauchs (bzw. der reduzierten Energieproduktion wegen des höheren Eigenbedarfs) zwar leicht erhöhte Ergebnisse bezüglich einiger Wirkungskategorien auf, jedoch schneidet es in den toxizitätsbezogenen Kategorien und in der Gesamtbewertung nach Eco-indicator 99 besser ab. Letzteres jedoch hängt vom betrachteten Zeitraum ab. Bei dem Verfahrenvergleich wurden zwei verschiedene Zeithorizonte angenommen: (1.) Unendlich (hier wurde angenommen, dass alle Metalle der Deponie ins Grundwasser ausgewaschen werden) und (2.) ein Zeitraum von 100 Jahren, bei dem bestehende Messwerte von Sickerwasserkonzentrationen auf einen Zeitraum von 100 Jahren extrapoliert wurden. In Abbildung 6 kann man erkennen, dass diese Wahl der zeitlichen Systemgrenze einen massgebenden Einfluss auf die Ergebnisse hatte. Die Relevanz des betrachteten Zeithorizonts zeigt sich auch in Abbildung 6, die die Ergebnisse einer geochemischen Modellierung einer Schlackendeponie widerspiegelt [5]. Zwar sind die modellierten Konzentrationen im Eluat absolut gesehen nicht hoch, jedoch können sie möglicherweise über einen sehr langen Zeitraum andauern [15]. Letzteres lassen auch Untersuchungen an his-

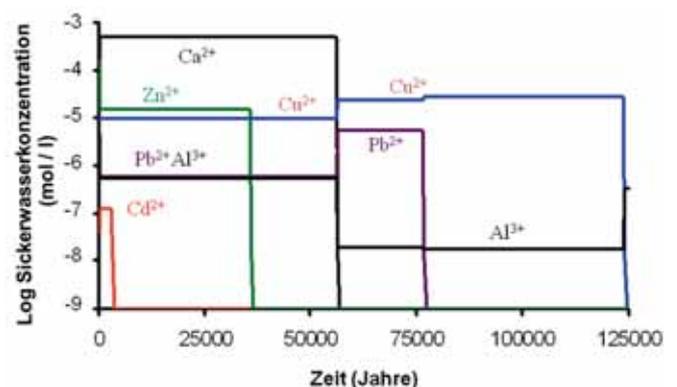


Abb. 6 Simulierte Emissionen einer Schlackendeponie in Abhängigkeit zur Zeit [5]

torischen Deponien (u.a. aus dem römischen Reich) erwarten, da diese Deponien bis in die heutige Zeit hinein Metalle emittieren [16–17].

4. Ökobilanzen von nationalen Entsorgungsszenarien

Um das Verbesserungspotenzial von politischen Massnahmen in der Schweizer Abfallwirtschaft abzuschätzen, wurde eine Ökobilanz von nationalen Entsorgungsszenarien durchgeführt [18]. Hierbei wurde davon ausgegangen, dass der materielle Konsum sowie die Menge (660 kg/Kopf) und Zusam-

mensetzung von Abfall in allen Szenarien gleich ist, damit die Unterschiede in den Resultaten allein auf die gewählten Abfallbehandlungsstrategien zurückgeführt werden können.

Um die Auswirkungen auf ein erhöhtes Recycling zu quantifizieren, wurde die Schweizer Entsorgungsstruktur vom Jahr 2000 mit einem Szenarium «Maximiertes stoffliches Recycling» verglichen, in dem höhere, aber technisch machbare Recyclingraten angenommen wurden (Tabelle 1). Einige dieser Recyclingquoten sind heute bereits fast erreicht (z. B. für Papier/Karton). Für Kunststoffe wurde angenommen, dass lediglich einige Fraktionen wie PET stofflich wiederverwertet

Basisszenarium Stand 2000 [19–20]	Maximiertes stoffliches Recycling	End-of-Pipe (zwei Technologievarianten)
Der Abfall wird entweder stofflich verwertet (ca. 45%) oder thermisch entsorgt (ca. 55%). Die Quoten für Separatsammlung und stoffliche Verwertung liegen bei 66% für Papier/Karton, 82% für PET, 67% für Weissblech und 19% für Aluminium. 53% des organischen Abfalls wird kompostiert.	Die Quoten fürs stoffliche Recycling werden weiter angehoben auf ein technisch machbares Maximum (80% für Papier/Karton, 60% für Aluminium [21], 98% für Eisen, 80% für Glas und 99% für PET. Das organische Material wird kompostiert oder vergärt. 27% der Kunststoffe werden in Zementöfen mitverbrannt. Der restliche Abfall geht weiterhin in die KVA.	Die Separatsammlung wird abgeschafft und das gesamte Siedlungsabfallaufkommen wird der Verbrennung zugeführt.

Tab.1 Beschreibung der angenommenen Entsorgungsszenarien (übersetzt aus [18])

Erbrachte Funktionen	Funktionelle Einheit	Primär- oder Sekundärprozess (Referenzprozess bei Systemerweiterung)
Abfallentsorgung	Entsorgung des jährlichen Schweizer Pro-Kopf-Aufkommens mit folgender Zusammensetzung: Papier/Karton (253 kg), organischem Material (169 kg), Kunststoffen (57,5 kg), Glas (48,9 kg), Mineralien (28,8 kg), Naturprodukten (32,4 kg), Textilien (11,2 kg), Verbundgütern (18,0 kg), Metallen (15,1 kg), Verbundverpackungen (10,8 kg), elektronischer Abfall (1,6 kg), Klärschlamm ^a (6,44 kg)	Stoffliche Verwertung oder thermische Entsorgung je nach Szenarium aus Tabelle 1
Produktion von Materialien	Papier/Karton (202 kg), PET (4,23 kg), Glas (48,9 kg), Aluminium (1,61 kg), Roheisen (11,4 kg), Cu (168 g), Zn (378 g), Pb (166 g) ^b	Primäre oder sekundäre Produktion ^c
Energieerzeugung	Elektrizität (1 GJ) und Wärme (2,4 GJ)	Energieerzeugung aus KVA oder Vergärungsanlagen oder Schweizer Elektrizitätsmix sowie Wärme aus Industrieheizung Erdgas
Brennstoffe für die Zementindustrie	466 MJ	Abfallkunststoffe oder Kohle/Heizöl
Mineralisches Produkt	100 kg	Verglaste Schlacke aus PECK oder Sand

Tab.2 Definition der funktionellen Einheit (Summe der Spalte 2)

- a Die PECK Technologie braucht Klärschlamm für die Filteraschenbehandlung (Szenarium «End-of-Pipe mit neuen Technologien»).
- b Produktionsmengen orientieren sich an dem Szenario mit maximaler Wiedergewinnung von Sekundärmaterial. Flachglas und nicht-wiederverwertbares Papier stammt in allen Szenarien gleichsam aus Primärproduktion und wurde daher vernachlässigt.
- c Produktion von durchschnittlichen industriellen Prozessen nach ecoinvent.

werden und gemischte Kunststoffe entweder in Zementwerken oder in der KVA thermisch behandelt werden. In zwei weiteren Szenarien wurde untersucht, welchen Einfluss eine Abschaffung der Separatsammlung auf die ökologischen Auswirkungen hätte. Im Szenarium «End-of-Pipe» wird lediglich Energie aus der Verbrennung der Abfälle wiedergewonnen. Zusätzlich wurde berechnet, wie ein Szenarium «End-of-Pipe mit neuen Technologien» ausgesehen hätte. In diesem Szenarium wurde die PECK Technologie als Standard angenommen (siehe oben) und die Metalle Kupfer, Eisen, Zink und Blei sowie eine mineralische Fraktion aus den Rückständen wiedergewonnen.

Da die einzelnen Szenarien unterschiedliche Leistungen erbringen, musste das System erweitert werden, um eine Vergleichbarkeit zu gewährleisten (Abbildung 7). Die Systemgrenzen umfassen die Produktion einer definierten Menge an Materialien sowie die anschliessende Behandlung (Recycling oder Entsorgung), die Sammlung und den Transport von Abfall sowie die Herstellung der benötigten Hilfsstoffe und Energien (Abbildung 7). Es wurde keine zeitliche Systemgrenze gezogen. Die funktionelle Einheit wurde als die Entsorgung des jährlichen Pro-Kopf-Aufkommens von Siedlungskehricht (660 kg/Kopf) definiert sowie die Produktion von Materialien (primär oder sekundär), Metallen, Energie/Brennstoffen und einem mineralischen Produkt (Tabelle 2).

Die Ergebnisse der Wirkungsabschätzung wurden mit der aggregierenden Methode Eco-indicator 99 [12] durchgeführt (Abbildung 8). Es ist anzumerken, dass die Unsicherheiten gross und daher die Resultate nur indikativ sind, da zu einigen Recyclingprozessen nur wenige Daten verfügbar waren und die Langzeitemissionen von Deponien nur schwer abschätzbar sind (s.o.).

Die potentiellen Umweltwirkungen des Szenariums «Maximales stoffliches Recycling» sind nur unwesentlich tie-

fer als die des Basisszenarios. Dies ist zum einen darauf zurückzuführen, dass die Recyclingquoten in der Schweiz ohnehin schon sehr hoch sind und in diesem Szenarium nicht mehr sehr weit gesteigert werden konnten. Zum anderen schloss die Kompostierung unter den getroffenen Annahmen (z. B. keine Gutschriften für vermiedenen Dünger) schlechter ab als die thermische Entsorgung, so dass im Szenarium «Maximales stoffliches Recycling» einige positive Effekte des Recyclings anderer Materialien negativ kompensiert wurden.

Erwartungsgemäss schneidet das Szenarium «End-of-Pipe» schlechter ab als die anderen Szenarien. Allerdings sind die Unterschiede zu den anderen Szenarien nicht sehr gross, da viele der Materialien wie Papier und Kompost nicht viele Schadstoffe enthalten und zudem einen positiven Heizwert haben, der zur Energieerzeugung beiträgt. Das abgewandelte Szenarium «End-of-Pipe mit PECK Technologie» hätte ein sehr gutes Resultat erhalten, da in diesem Szenarium ein grosser Teil der Metalle wiedergewonnen wird und somit Langzeitemissionen vorgebeugt und die Ressourcennutzung vermindert würde. Noch besser hätte ein Mischszenarium aus letzterem und dem Szenarium «Maximales stoffliches Recycling» abgeschnitten.

5. Schlussfolgerungen

Aus den durchgeführten Studien können folgende Schlussfolgerungen gezogen werden:

- > Die Abfallpolitik in der Schweiz hat in der Vergangenheit grosse ökologische Errungenschaften erzielt. Insbesondere wurden die ökologisch nachteilhaften direkten Deponien (Abbildung 4) früher und rigoroser verboten als in allen anderen europäischen Ländern (Abbildung 1). Dies war unter energetischen Gesichtspunkten vorteilhaft,



Abb. 7 Systemgrenzen der Ökobilanz von nationalen Szenarien für die Schweiz

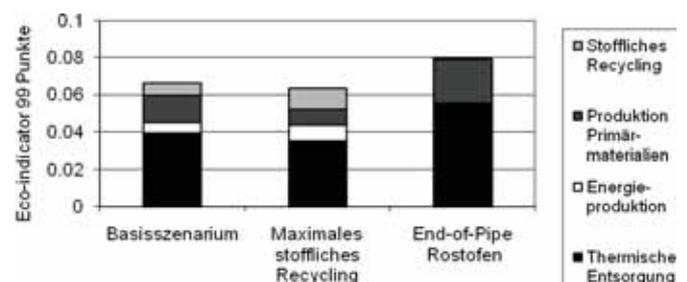


Abb. 8 Ergebnisse der Wirkungsabschätzung der Entsorgungsszenarien aus Tabelle 1 (indikativ).

- da die Energieeffizienz in den Kehrichtverbrennungsanlagen in der Regel die der direkten Deponien weit übersteigt. Des Weiteren wurde eine Reduktion an NMVOC und Methan-Emissionen sowie im geringeren Masse Ammoniak, TOC und Phosphat-Emissionen ins Wasser bewirkt.
- > Zusätzlich wurde die thermische Verwertung mit Rauchgasreinigungsanlagen ausgestattet, welches die Luftemissionen auf einen unbedenklichen Wert reduzierte und die Gesamtbilanz der thermischen Verfahren wesentlich verbesserte (Abbildung 5). Die Umweltauswirkungen einer modernen Kehrichtverbrennungsanlage sind inzwischen bezogen auf die erzeugte Energieeinheit mit denen eines durchschnittlichen europäischen Kraftwerks vergleichbar.
 - > Ein weiterer grosser Beitrag wurde durch die Einführung der Separatsammlung erreicht. Die stoffliche Verwertung ist insbesondere bei PET, Metallen, Glas und Papier gegenüber der Verbrennung vorteilhaft.
 - > Eine gute Ausnutzung des Energiegehalts im Abfall zählt sich ökologisch aus. Ein ökologisches Verbesserungspotenzial liegt somit in der Steigerung der energetischen Wirkungsgrade von bestehenden KVAs. Die Energieausbeute hat sich zwar in der Vergangenheit wesentlich verbessert, kann aber bei vielen KVAs weiter optimiert werden.
 - > Die mechanisch-biologische Behandlung, die in einigen europäischen Ländern aufgrund des Deponieverbots sowie der relativ günstigen Kosten beliebt ist, produziert weniger Energie und ist daher in der Gesamtbilanz schlechter als die Verbrennung zu bewerten (Abbildung 4).
 - > Die Wiedergewinnung von Metallen, z. B. durch nachgeschaltete Schlacken- und Filterschenbehandlungsverfahren oder integrierte neue Verfahren, lohnt sich unter ökologischen Gesichtspunkten. Der Mehrverbrauch dieser Verfahren an Energie wird durch die eingesparten Langzeitemissionen kompensiert. (Abbildung 4). Unter Ressourcengesichtspunkten ist eine Wiedergewinnung von metallischen Ressourcen ebenfalls wünschbar. Allerdings ist darauf zu achten, dass die wiedergewonnen Metallfraktionen auf ökologisch vertretbare Art und Weise wiederverwertet werden. Diesbezüglich ist die Schaffung von Transparenz über den weiteren Lebenswegs des Metallschrotts wichtig. Ebenfalls wären verfahrenstechnische Weiterentwicklungen hinsichtlich einer Wiedergewinnung von weiteren Metallen, neben Kupfer, Aluminium, Stahl und Eisen, wünschbar.
 - > Die Emissionen an kationischen Schwermetallen der nachgeschalteten Schlackendeponien sind von ihrer Konzentration her relativ gering (Abbildung 6), erfolgen aber über sehr lange Zeiträume.
- > Eine ungelöste Frage ist die nach dem ökologisch optimalen Verwertungs- oder Entsorgungsweg der mineralischen Restfraktion. Eine sinnvolle Nutzung dieser Fraktion erscheint aufgrund der grossen Mengen vielversprechend, falls eine Abreicherung von allen relevanten Schadstoffen bzw. Stabilisierung durchgeführt wird. Die ökologischen Vorteile bei einer Nutzung dieser Fraktion sind allerdings nicht abschliessend geklärt, da die Aufarbeitung aufwendig sein könnte (siehe Kapitel Wertstoffgewinnung aus KVA-Rostasche in diesem Buch) und der genaue Einsatz des Materials definiert werden müsste. Wird die mineralische Fraktion als Ersatz für Sand eingesetzt, wäre der ökologische Gewinn relativ klein. Hat das Material hingegen hydraulische Eigenschaften und könnte bei der Zementherstellung eingesetzt werden, könnten die Ergebnisse möglicherweise anders aussehen.
 - > Auf nationaler Ebene ist eine Mischstrategie aus einem Erhöhen der Quoten des stofflichen Recyclings sowie der Metallrückgewinnung aus den festen Rückständen der Verbrennung am vielversprechendsten. Dieses Vorgehen entspricht den aktuellen Entwicklungen in der Schweiz.
- Die Schweiz ist auf einem sehr guten Weg ihren Pioniercharakter in der Abfallwirtschaft beizubehalten. Aufgrund der Grösse des Landes sind die absoluten ökologischen Gewinne nicht unbedingt ausschlaggebend, jedoch könnte die Signalwirkung auf das Ausland sehr gross sein. Dies ist insbesondere im Kontext eines sich im Wandel befindenden Europas relevant, wo sehr grosse Abfallströme zur Zeit deponiert werden, die in der Zukunft direkt einer optimierten Entsorgung zugeführt werden könnten, wenn die entsprechenden Technologien verfügbar sind. Weltweit ist das Potenzial noch viel grösser, da Entwicklungsländer ihre Entsorgungsstrukturen oft ganz neu aufbauen. Hier würde ein «Technologiesprung» einen sehr grossen Beitrag zu einer nachhaltigen Ressourcennutzung leisten.

Literatur

- [1] C. Salzmänn, Stoffflussanalyse des Siedlungsabfalls in Europa, in Institute of Environmental Engineering, ETH Zurich, 2007.
- [2] W.u.L. Bundesamt für Umwelt, Ökoinventare für Verpackungen, Bern, 1996.
- [3] P. Zimmermann, G. Doka, F. Huber, A. Labhardt, and M. Menard, Ökoinventare von Entsorgungsprozessen, Grundlagen zur Integration der Entsorgung in Ökobilanzen. Institut für Energietechnik, ETH Zurich, Zürich, 1996.
- [4] G. Doka, Life Cycle Inventory of Waste Treatment Service. Swiss Center for Life Cycle Inventories, Dübendorf, 2009.
- [5] S. Hellweg, T.B. Hofstetter, and K. Hungerbühler, Modeling Waste Incineration for Life Cycle Inventory Analysis in Switzerland. *Environmental Modeling and Assessment*, 6 (2001) 219–235.
- [6] RTI International, Municipal Solid Waste Decision Support Tool, 2004.
- [7] Ecobilan, Waste-Integrated System for Assessment of Recovery and Disposal (WISARD), 2008.
- [8] DTU, EASEWASTE, 2009.
- [9] J.-O. Sundqvist, Life Cycle Assessment and Solid Waste: A Guideline for Handling Waste Disposal in LCA. Swedish Environmental Protection Agency, Stockholm, 1998.
- [10] M. Kremer, G. Goldhan, and M. Heyde, Waste Treatment in Product Specific Life Cycle Inventories; Part I: Incineration. *International Journal of LCA*, 3 (1998) 47–55.
- [11] J. Guinée, et al., eds. Life Cycle Assessment: An operational guide to the ISO standards. 2.01 ed. Vol. 2001. 2001.
- [12] M. Goedkoop, et al., The Eco-indicator 99: A Damage Oriented Method for Life Cycle Impact Assessment. Pré Consultants, Amersfoort, 1999.
- [13] S. Biollaz and R. Bunge, PECK Incineration Technology, in *Municipal Solid Waste Management: Strategies and Technologies for Sustainable Solutions*, C. Ludwig, S. Hellweg, and S. Stucki, Editors. 2003, Springer: Berlin-Heidelberg-New York. p. 229–240.
- [14] S. Hellweg, G. Doka, G. Finnveden, and K. Hungerbühler, Waste and Ecology: Which Technologies perform Best?, in *Municipal Solid Waste Management: Strategies and Technologies for Sustainable Solutions*, C. Ludwig, S. Hellweg, and S. Stucki, Editors. 2003, Springer: Berlin-Heidelberg-New York. p. 350–404.
- [15] S. Hellweg, M. Binder, and K. Hungerbühler. Model for an Environmental Evaluation of Waste Treatment Processes with the Help of Life Cycle Assessment. in *Systems Engineering Models for Waste Management*. Göteborg, Sweden: The Waste Research Council (AFN) 1998.
- [16] J. Maskall, K. Whitehead, C. Gee, and I. Thornton, Long-Term Migration of Metals at Historical Smelting Sites. *Applied Geochemistry*, 11 (1996) 43–51.
- [17] J. Maskall, K. Whitehead, and I. Thornton, Heavy Metal Migration in Soils and Rocks at Historical Smelting Sites. *Environmental Geochemistry and Health*, 17 (1995) 127–138.
- [18] S. Hellweg and K. Hungerbühler. Is Waste just Waste? – A Case Study comparing Recycling, Conventional End-Of-Pipe Treatment, and New Thermal Approaches. in *10th LCA Case Studies Symposium*. Barcelona: SETAC 2002.
- [19] R. Kettler, Abfallstatistik 2000. Swiss Agency for the Environment, Forests and Landscape, Bern, 2002.
- [20] BUWAL, Zusammensetzung der Siedlungsabfälle der Schweiz 1992/93. Bundesamt für Umwelt, Wald und Landschaft, Bern, 1995.
- [21] H. Bogen, Hausmüllsortieranaysen als Datenbasis für abfallwirtschaftliche Planungen am Beispiel des Landkreises Cuxhaven. *Abfallwirtschaftsjournal*, 9 (1998) 15–21.

3 > Abfallverbrennung – Verbrennungstechnologien und Energiegewinnung

Es werden verschiedene Technologien und Verfahren der thermischen Abfallbehandlung vorgestellt. Dabei liegt der Fokus auf der Qualität der Verbrennungsrückstände, der Metallrückgewinnung sowie der Energiegewinnung.

Incinération des déchets – Les technologies d'incinération et la récupération d'énergie

Ce chapitre présente divers procédés et technologies de traitement des déchets, en insistant sur la qualité des résidus de l'incinération, la récupération des métaux et la valorisation énergétique.

Waste Incineration – Incineration Technologies and Energy Recovery

This chapter presents a number of thermal technologies and processes used for the treatment of waste, focussing in particular on the quality of the incineration residues, as well as on metal and energy recovery.

- > *Martin Brunner: Trennen durch Verbrennen: Behandlungstechnologien*
- > *Johannes Martin: Abfallverbrennungsanlagen im Wandel der Zeit*
- > *Adrian Selinger, Christian Steiner, Kenji Asai: Wirbelschichttechnik*
- > *Edi Blatter: KVA, verkannte Kraftwerke – KVA, verkannte Bergwerke*

> Trennen durch Verbrennen: Behandlungstechnologien

Martin Brunner

Von Roll Umwelttechnik AG, 8005 Zürich, Schweiz

Das Ziel der thermischen Abfallbehandlung

Als Ende des 19. Jahrhunderts in Mitteleuropa die ersten Verbrennungsanlagen in Betrieb genommen wurden, ging es in erster Linie um die Beseitigung und die Volumenreduktion des Abfalls.

Heute ist das primäre Ziel der «thermischen Abfallbehandlung» die Inertisierung des Abfalls und die maximale Nutzung der darin enthaltenen Ressourcen.

Die thermische Abfallbehandlung ist daher – neben der Vermeidung und der stofflichen Verwertung – die dritte und unverzichtbare Säule einer modernen und nachhaltigen Abfallwirtschaft. Sie ermöglicht eine umweltgerechte Behandlung sowie die stoffliche und energetische Verwertung von Abfällen indem sie

> durch umweltgerechte Behandlung

- > zu einer maximalen Reduzierung aller Schadstoffe führt*
- > Reststoffe erzeugt, die keine Schadstoffe mehr in die Umwelt freisetzen*
- > das Abfallvolumen um über 90% verringert*

> durch stoffliche und energetische Verwertung

- > die Rückgewinnung von Metallen wie Eisen, Kupfer und Zink ermöglicht*
- > die im Abfall enthaltenen Energie nutzt und dadurch die Ressourcen an fossilen Primärenergieträgern wie Kohle, Öl oder Gas schont*
- > einen wichtigen Beitrag zur Reduktion von Treibhausgasen leistet*

Keywords: Abfall, Rostfeuerung, Transferkoeffizienten, Plasma, Pyrolyse, Energie aus Abfall

1. Die Prozessschritte der thermischen Abfallbehandlung

Wie bereits erwähnt, steht bei der thermischen Abfallbehandlung nicht die Volumenreduktion sondern die Behandlung, d.h. die Inertisierung des Abfalls bei gleichzeitiger Nutzung der im Abfall enthaltenen Energie im Vordergrund. Die Abbildung 1 zeigt die Prozessschritte im Einzelnen.

Durch die Verbrennung werden die organischen (Schad-) Stoffe oxidiert und in CO_2 sowie in Wasserdampf umgewandelt. Gleichzeitig werden durch die hohen Temperaturen die problematischen, anorganischen Schadstoffe verdampft und von der mineralischen Fraktion abgetrennt. Zurück bleibt eine weitgehende inerte Schlacke.

Viele Metalle sind im Abfall mit anderen Stoffen verbunden (Bsp: Türschloss in einer Türe, Nägel im Holz etc.). Diese Metalle werden durch die Verbrennung freigelegt und können nun einfach aus der Schlacke gewonnen werden.

Die bei der Verbrennung freigesetzte Energie wird im nachfolgenden Dampferzeuger genutzt.

Anschliessend werden die Ascheteilchen zusammen mit den durch die Abkühlung kondensierten Schwermetallen in

der Staubabscheidung abgetrennt. In der Filterasche sind somit die toxischen Schwermetalle aufkonzentriert.

Eine Filterstaubbehandlung verfeinert diesen Trennschritt weiter, so dass die inerte Staubmatrix abgetrennt und ein Metallkonzentrat (im Wesentlichen Zink) gewonnen wird.

Die nachfolgende Abgasreinigung scheidet Schadgase wie HCl , SO_2 und NO_x ab. Das Waschwasser wird neutralisiert und die restlichen Schwermetalle ausgefällt. Das verbleibende, leicht salzhaltige Abwasser wird in die Kanalisation oder den Vorfluter eingeleitet. Die Rückstände aus der Abwasserbehandlung werden behandelt und deponiert.

2. Welches Verbrennungssystem: Rost, Wirbelschicht oder Drehrohr?

Speziell für die Abfallbehandlung konzipiert, ist die Rostfeuerung die bewährteste Technologie zur thermischen Behandlung von Siedlungs- und sonstigen festen Abfällen. Für Sonderabfälle kommen aber auch andere Verfahren zur An-

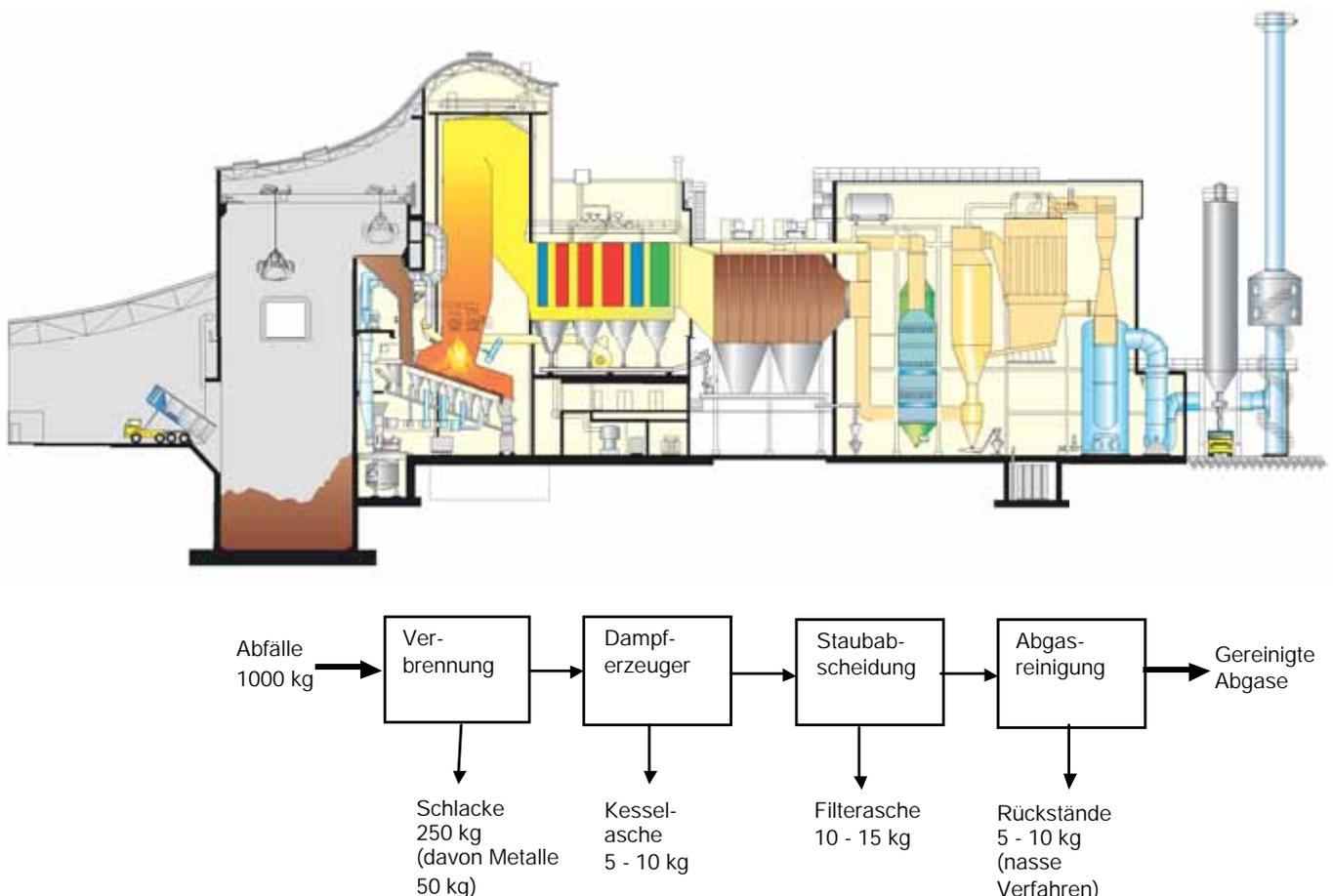


Abb. 1 Prozessschritte der thermischen Abfallbehandlung mit typischen Reststoffmengen

wendung. Die nachfolgende Tabelle zeigt ihre Zuordnung zu den gebräuchlichsten Verbrennungssystemen:

	Rost	Wirbel- schicht	Drehrohr
Unbehandelte oder aufbereitete Abfälle aus Haushalt, Gewerbe und Industrie, Sonderabfälle	x		
Aufbereitete Abfälle (Ersatzbrennstoffe)	x	x	
Klär- und Papierschlämme		x	
Sonderabfälle (fest, flüssig, pastös)			x
Heizwertband (MJ/kg)	5–20	4–40	8–40

2.1 Die Rostfeuerung

Nicht umsonst gilt Rostfeuerung als modernste Technologie in Bezug auf Umweltverträglichkeit, Betriebssicherheit, Flexibilität und Kosteneffizienz. Sie hat sich weltweit für die thermische Behandlung von Abfällen durchgesetzt. Dies aus folgenden Gründen:

- > hohe Flexibilität hinsichtlich der zum Einsatz kommenden Brennstoffe (breites Heizwertband und unempfindlich gegen Grobstoffe)
- > optimierter Verbrennungsablauf zur Reduktion der Schadstoffe
- > höchster Wirkungsgrad der Energieauskopplung
- > robuste und betriebssichere Bauart
- > flexible Baugrößen (16–120 MW, 6–40 t/h Abfall pro Verbrennungslinie)
- > geringer Verschleiss und ökonomischer Betrieb

Kernstück dieser Feuerung ist der Verbrennungsrast. Mittels einer geregelten Dosiereinrichtung werden die Abfälle über einen Einfülltrichter dem Rast zugeführt. Dieser fördert und schürt den Abfall, so dass er im Normalbetrieb ohne Zusatzbrennstoff verbrennt.

Die erforderliche Verbrennungsluft wird als Primärluft von unten durch den Rast eingeblasen und als Sekundärluft – je nach Auslegung gemeinsam mit rezirkuliertem Abgas – oberhalb des Rastes in die Nachbrennkammer eingedüst.

Die ausgebrannte Schlacke wird am Ende des Rastes ausgetragen. Der gesamte Ablauf von der Dosierung über die Rastgeschwindigkeit bis zur Luftzuführung wird kontinuierlich geregelt, was eine optimale Verbrennung sicherstellt.

2.1.1 Rosttypen

Die folgenden zwei Rosttypen haben sich weltweit bewährt und durchgesetzt.

Vorschubrost

Der Vorschubrost besteht aus festen und beweglichen, hydraulisch angetriebenen Rastblockreihen, die den Abfall lockern, schüren und transportieren. Die Rastfläche ist längs in mehrere, einzeln geregelte Zonen unterteilt. Für grosse thermische Beanspruchungen – insbesondere bei aufbereiteten Abfällen mit höheren Heizwerten – sorgen wassergekühlte Rastblöcke für einen optimalen Ausbrand und eine lange Lebensdauer.

Transport und Schürung des Abfalls erfolgen durch eine alternierende Bewegung der Rastblöcke. Beim Vorschubrost kann auf die Neigung der Rastebene in Fließrichtung der Abfälle verzichtet werden (Abbildung 2).

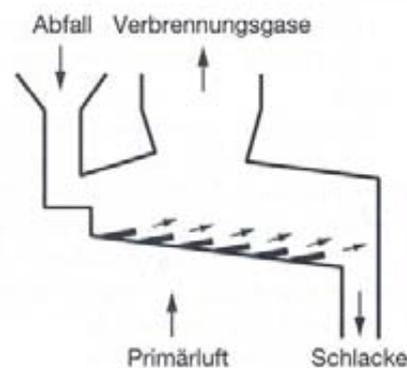


Abb. 2 Schematische Darstellung eines Vorschubrosts

Rückschubrost

Der Transport des Brennstoffes erfolgt durch Einwirkung der Schwerkraft auf die geneigte Rastebene. Die Schürung wird durch die gegenläufige Bewegung der Rastblöcke zur Transportrichtung erzielt (Abbildung 3).

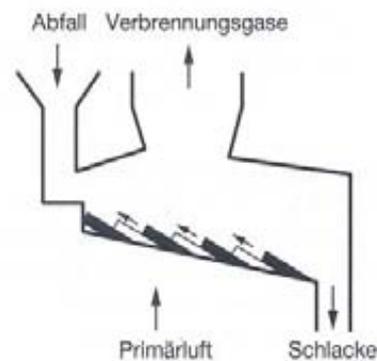


Abb. 3 Schematische Darstellung eines Rückschubrosts

2.1.2 Feuerraum

Der Feuerraum ist hohen Temperaturen, chemischen Angriffen sowie Verschleiss ausgesetzt (im unteren Teil durch Abfall und Schlacken, im oberen Bereich durch Einwirkung der mit Feststoffen befrachteten Abgase). Er muss daher zum Schutz gegen hohe Temperaturen und Abrieb mit einem feuerfesten Material (meist Siliziumkarbidplatten) ausgekleidet werden.

2.1.3 Verbrennungsluftsystem

Das Primärluftsystem liefert Verbrennungsluft für die Rostfeuerung. Zur Verhinderung von Geruchsbelästigungen der Nachbarschaft wird die Primärluft aus dem Abfallbunker abgesaugt und anschliessend zwischen die Rostelemente eingeblasen. Bei Abfällen mit niedrigerem Heizwert wird die Verbrennungsluft auf bis zu 200 °C vorgewärmt.

Die Sekundärluft wird im eingezogenen Bereich des Feuerraumes, oberhalb des Abfallbettes, mit hoher Geschwindigkeit eingeblasen. Sie bewirkt eine intensive Durchmischung und dadurch den vollständigen Ausbrand der aus der Rostzone entweichenden Gase.

2.1.4 Dampferzeuger

Der über dem Ofen angeordnete Dampferzeuger (auch Kessel genannt) ermöglicht die Rückgewinnung der Wärmeenergie durch die Abkühlung der Abgase auf ca. 180 °C. Dabei wird meist überhitzter Dampf (typisch 400 °C bei 40 bar) erzeugt.

Der Hauptbestandteil des Kessels ist eine starre, selbsttragende Röhrenkonstruktion, die auf einem Traggerüst ruht. Die Seitenwände des Kessels setzen sich aus verschweissten Flossenrohren zusammen, die eine Membrane und somit einen vollkommen dichten Kanal bilden. Im zweiten (meist horizontal angeordneten Teil) umströmt das Abgas in Bündeln angeordnete Rohre.

2.1.5 Energienutzung

Der entstehende Dampf wird zumeist einem Turbogenerator zur Stromerzeugung zugeführt. Wird eine möglichst hohe Stromerzeugung angestrebt, kommen Kondensations-turbinen zum Einsatz. Gegendruckturbinen werden verwendet, sofern ein Teil der im Dampf enthaltenen Energie zur Warmwassererzeugung bzw. für industrielle Prozesse bestimmt ist.

2.2 Abgasreinigung

Viele im Abfall enthaltene Stoffe gelangen durch die Verbrennung ins Abgas. Die folgende Tabelle zeigt beispielhaft die Entstehung von Schadstoffen bei der Abfallverbrennung:

Klasse	Stoff (Beispiele)	Herkunft
Staub	Asche	Gesamtmüll
	HCl (Salzsäure)	PVC, Kochsalz
	SO ₂ (Schwefelsäure)	Papier, Farbstoffe, Klärschlamm, Gummi
	HF (Flusssäure)	Isolierstoffe, Teflon, Spraydosen, Kältemittel
	NO _x (Stickoxide)	Textilien, Nylon, Proteine, Sekundärenstehung
Gase	HBr (Bromwasserstoff)	Elektronische Bauteile, flammhemmende Stoffe
	Pb (Blei)	Batterien, Farben, Vorhänge (Bleisaum)
	Zn (Zink)	Batterien, Farben, Galvanik, Kunststoffpigmente
	Cd (Kadmium)	Batterien, Kunststoffe, Druckerfarben
Schwermetalle	Hg (Quecksilber)	Batterien, Thermometer, Amalgam

2.2.1 Trockenverfahren

Bei diesem Verfahren wird ein trockenes Neutralisationsmittel in Form von Kalk (Ca(OH)₂) oder Kalkstein gegen den Abgasstrom in den Reaktor eingeblasen. Dadurch findet eine Stoffverlagerung von der Gasphase an die Oberfläche der Festpartikel statt. Das Verfahren benötigt einen hohen Neutralisationsmittelüberschuss und verursacht daher sehr hohe Reststoffmengen. Wird Natriumbicarbonat zur Neutralisation verwendet, kann die Reststoffmenge stark verringert werden.

2.2.2 Quasitrockenverfahren

Dieses Verfahren ist vom Trockenverfahren abgeleitet. Es dient zur Neutralisation der sauren Schadstoffe in den Rauchgasen und ermöglicht eine Kühlung der Abgase durch Wassereinspritzung, die zur Kondensierung der gasförmigen Schwermetalle beiträgt. Dieses Verfahren wird meist dort eingesetzt, wo keine Abwasserabgabe möglich ist.

2.2.3 Nassverfahren

Bei dem Nassverfahren werden die Schadstoffe durch intensive Abgaswäsche abgeschieden. Anlagen dieses Typs erzielen hinsichtlich der Abgasreinigung die besten Leistungen und erzeugen die geringste Menge an Reststoffen.

3. Der Einfluss der Behandlungstemperatur

Bei den in der Verbrennung herrschenden Temperaturen werden die problematischen, nicht-organischen Schadstoffe von der mineralischen Matrix abgetrennt.

Toxische Schwermetalle besitzen in den meisten Fällen einen relativ tiefen Siedepunkt (Quecksilber, Cadmium) und werden daher abgedampft. Sie finden sich anschliessend in

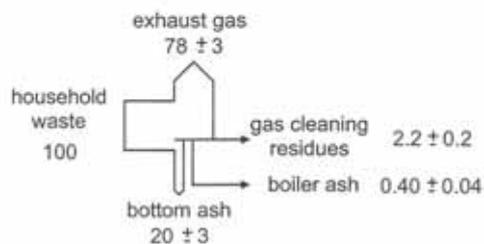


Abb. 4 Darstellung der Transferkoeffizienten bezüglich der Masse bei der Verbrennung von Hausabfall

sehr konzentrierter Form im Filterstaub wieder. Dadurch ist es möglich eine weitgehend schwermetallfreie mineralische Fraktion – die Schlacke – und eine hochkonzentrierte Schwermetall-Fraktion – die Filterasche – zu gewinnen.

Dieser Vorgang lässt sich anhand der sogenannten «Transferkoeffizienten» nachvollziehen. Der Transferkoeffizient eines Elementes (Hg, Cd, Cl) in ein Medium (Schlacke, Flugasche, Abgas) ist das Verhältnis des Massenstroms im Output und bezogen auf den Massenstrom im Input.

Die Abbildung 4 zeigt die Transferkoeffizienten bezüglich der Masse bei der Verbrennung von Hausabfall [Quelle: Environmental Engineering of Municipal Solid Waste Incineration, H. Belevi, 1998].

Dazu exemplarisch die Transferkoeffizienten einiger Metalle (Abbildung 5).

Trägt man die Transferkoeffizienten ausgewählter Metalle über ihrem Siedetemperatur auf, so ergibt sich folgendes Bild (Abbildung 6).

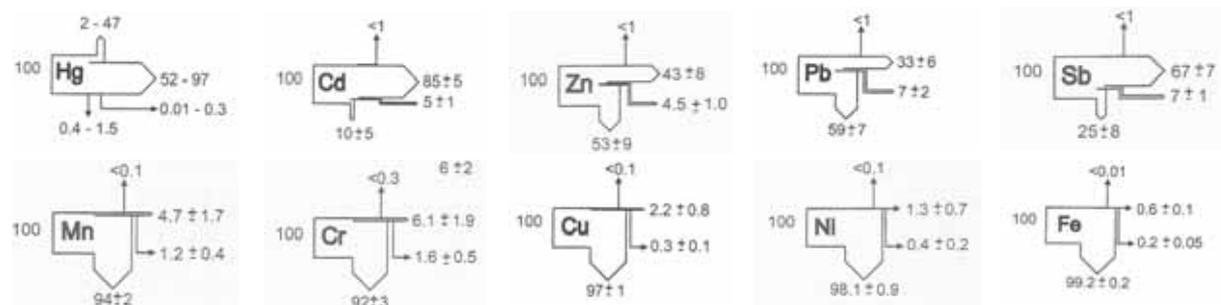


Abb. 5 Exemplarische Darstellung der Transferkoeffizienten einiger Metalle [Quelle wie Abb. 4]

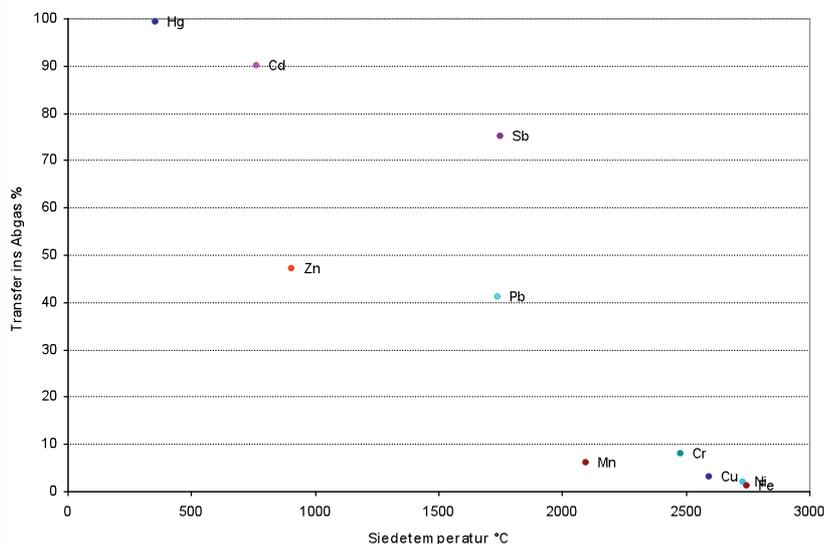


Abb. 6 Transfer von Metallen ins Abgas in Funktion ihrer Siedetemperatur

Problematische Schwermetalle (Hg, Cd, Sb) gehen also bevorzugt in die Gasphase, damit in den Filterstaub bzw. die Abgasreinigungsrückstände und letztlich in das Endlager. Nutzbare Metalle (v. a. Fe, Cu) verbleiben in der Schlacke und können wiederverwendet werden.

Zwar lassen sich die Transferkoeffizienten durch gewisse weitere Prozessparameter (reduzierend/oxidierend) oder Begleitstoffe (z. B. Chloride) beeinflussen, doch bleibt der ausschlaggebende Punkt die Wahl der optimalen Behandlungstemperatur.

- > Ist die Temperatur zu gering, werden die Schwermetalle nicht verdampft und verbleiben in der Schlacke.
- > Wird eine zu hohe Temperatur gewählt, wird auch die mineralische Matrix verdampft und so die Filterasche «verdünnt».

Zielsetzung der thermischen Abfallbehandlung bleibt die Inertisierung der Schlacke und Abtrennung sowie Aufkonzentrierung von problematischen Stoffen in einem Rückstand von minimaler Menge.

Belüftet sich bei einer Rostfeuerung (Bettemperatur um 900 °C) die Filteraschenmenge auf 1–1,5% so kann sie bei einem Schmelzverfahren aufgrund der hohen Temperaturen (> 1200 °C) leicht 10–15 % betragen. Damit erreichen diese Verfahren zwar eine weitere Inertisierung der Schlacke, ein Vorteil der durch eine wesentlich grössere Rückstandsmenge der problematischen Stoffe zunichte gemacht wird.

4. Energie aus Abfall – Energy from Waste

Energie aus Abfall kann einen bedeutenden Beitrag zur zukünftigen Energieerzeugung leisten, denn zukünftig soll unsere Energie regenerierbar, emissionsarm und klimaneutral erzeugt werden.

Die Frage nach der Ökonomie scheint hingegen in der Diskussion oft in den Hintergrund zu treten. Aus rein ökonomischer Sicht muss mit möglichst wenig Geld möglichst viel Energie erzeugt werden. Die ökologischen Folgen dieser Denkweise sind mittlerweile bekannt.

Daher sollte die Frage heute anders gestellt werden: Wie kann die Energieeffizienz gesteigert werden resp. wie kann zu geringsten Kosten die Energieerzeugung ausgebaut und dabei Ressourcen sowie das Klima geschont werden? Genau diese Frage liefert ein wichtiges Argument für die «Energie aus Abfall».

4.1 Investitionskosten

Die nachstehende Tabelle zeigt die ungefähren Investitionskosten für 1 MWh Strom aus verschiedenen regenerierbaren Energiequellen.

Energiequelle	Investkosten ca. M€ / MW	Volllaststunde h/a	Investkosten ca. € / MWh
Energie aus Abfall	5,0	8000	30
Windkraft	1,3	1700	40
Photovoltaik	5,0	800	300

Der Vergleich zeigt, dass die Investitionskosten für Energie aus Abfall erheblich unter denen für Wind- und um Faktor 10 unter denjenigen für Sonnenenergie liegen. Es lohnt sich also, zukünftig vermehrt über «Energie aus Abfall» und die Effizienzsteigerung bestehender Anlagen nachzudenken.

4.2 Energiemenge und Wirkungsgrade

Die Energiemengen, die in einer modernen Anlage gewonnen werden können sind erheblich:

Energieabgabe	Energiemenge kWh/t Abfall	Netto «Wirkungsgrad»
	Strom	
Nur Strom	900	28%
Strom und Wärme	700	53%
Nur Wärme	0	103%

Der mittlere Energiebedarf eines durchschnittlichen Haushaltes (2,2 Personen) liegt bei ca. 4 MWh/a Strom und 10 MWh/a Wärme. Damit lässt sich (bei gemischter Strom-/Wärmeproduktion)

- > mit dem Abfall von 10 Haushalten der Energiebedarf von
- > 1 Haushalt mit Wärme und
- > 2 Haushalten mit Strom decken

4.3 Klimarelevanz

Mehr als 50% des Energie-Inhalts der nichtverwertbaren Abfälle stammt aus nachwachsenden Rohstoffen – vor allem Holz – und ist damit CO₂-neutral. Damit ist auch mehr als die Hälfte der Energie, die durch thermische Abfallbehandlung erzeugt wird, klimaneutral.

Bei der Deponierung von Abfällen gelangen erhebliche Mengen an Methan in die Atmosphäre. Methan ist ein 22-fach stärkeres Treibhausgas als CO₂ und somit hat die Verhinderung dieser Emissionen in der Klima-Politik eine der höchsten Prioritäten überhaupt.

Den Vorteil der thermischen Behandlung gegenüber der Deponierung der Abfälle zeigt das Ergebnis einer Studie, gemäss welcher Finnland sein Ziel zur CO₂-Reduktion auf zwei Wegen erreichen könnte: Entweder durch das Stilllegen des gesamten privaten Verkehrs oder durch die thermische Behandlung der heute deponierten Abfälle.

In der Abbildung 7 werden die Klimaauswirkungen folgender Abfallbehandlungs- und Energieerzeugungs-Szenarien vergleichend gegenübergestellt:

1. Deponierung, Stromgewinnung aus Kohle, Wärme-
gewinnung aus Öl
2. Wie Szenario 1, aber Stromgewinnung mit Europäischem
Strom-Mix (d. h. neben fossilen Brennstoffen noch
Anteile aus Wasser- und Kernkraft)
3. Wie Szenario 2, aber weitest mögliche Nutzung der
Deponiegase zur Stromerzeugung
4. Thermische Verwertung des Abfalls zur Gewinnung
von Strom
5. Thermische Verwertung des Abfalls zur Gewinnung von
Wärme (Fernwärme oder Prozess-Dampf).

Der Vergleich in der verschiedenen Abfallbehandlungs-
szenarien zeigt, dass jede Tonne thermisch verwerteter Abfall
ein CO₂-Equivalent von bis zu 2500 kg klimawirksamen Gas-
sen vermeidet und somit einen relevanten Beitrag zum Klima-
schutz darstellt.

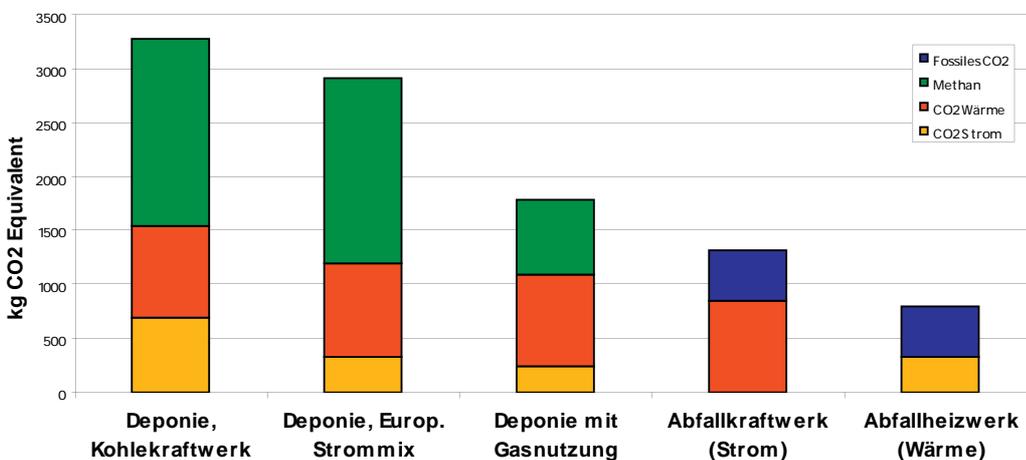


Abb. 7 Klimaauswirkungen verschiedener Abfallbehandlungsszenarien (Basis: 1 t Abfall, 10 MJ/kg)

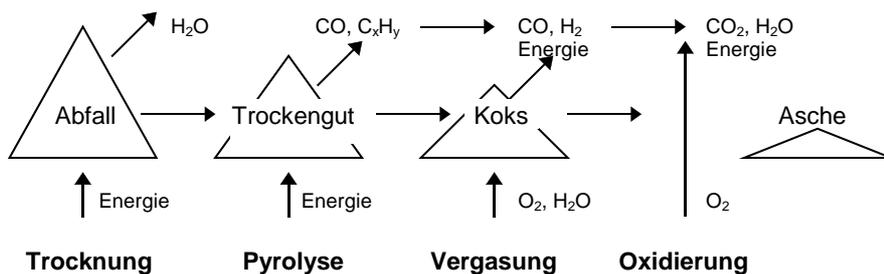


Abb. 8 Teilprozesse, mögliche Reaktionswege sowie Edukte und Produkte bei der Verbrennung

5. «Alternative» thermische Behandlungsverfahren

Der Gesamtprozess «Verbrennung» lässt sich in die vier Teil-
prozesse Trocknung, Pyrolyse (Entgasung, Verschmelzung),
Vergasung und Oxidierung unterteilen (Abbildung 8).

Die «alternativen» (oder «innovativen») thermischen
Behandlungsverfahren zeichneten sich dadurch aus, dass sie
diese Teilschritte auf Einzelprozesse aufteilten:

Verfahren *	Trocknung und Pyrolyse	Vergasung	Oxidierung
Rostfeuerung	Rost	–	Rost / Brennkammer
Schwel-Brenn	Schweltrommel	–	Brennkammer
Thermoselect	Entgasungskanal	HT-Reaktor	Gasmotor
Von Roll RCP	Pyrolysekammer	–	Schmelzreaktor
Plasma Verfahren	Plasmabrenner	–	Gasmotor

* alle hier namentlich genannten Verfahren sind inzwischen vom Markt
verschwunden

Durch die Aufteilung der Prozessschritte kann ein brenn-
bares Gas gewonnen werden. Dieses Gas wird und mit gerin-

gem Luftüberschuss (bzw. reinem Sauerstoff) gezielt oxidiert. Damit lassen sich lokal hohe Temperaturen erreichen um die mineralischen Anteile der Schlacke zu schmelzen.

5.1 Einschätzung der alternativen Verfahren

Gegenüber der Rostfeuerung haben die «alternativen» Verfahren

- > höhere Investitionskosten (auch wenn anfänglich das Gegenteil behauptet wird)
- > geringere Eluierbarkeit der geschmolzenen Schlacke
- > mehrfach grössere Filteraschenmenge
- > wesentlich (doppelt bis dreifach) höhere Unterhaltskosten (aufgrund der höheren Temperaturen)
- > sehr geringe energetische Wirkungsgrade (oft gegen Null)

Wie sind nun sogenannte alternative Verfahren – Pyrolyse, Vergasung, Plasma-Schmelzverfahren, etc – im Vergleich zur thermischen Behandlung zu beurteilen?

5.1.1 Pyrolyse / Vergasung

Trotz unzähligen Versuchen ist es in den letzten 50 Jahren nicht gelungen, aus Industrie- und Haushaltabfall ein nutzbares Gas zu gewinnen. Grund dafür ist der hohe Schadstoff-Gehalt des Abfalls, insbesondere an Chlor und Schwefel. Im Gegensatz zur Verbrennung, wo der Schwefel als SO_2 vorliegt und sehr einfach abgeschieden werden kann, liegt bei der Pyrolyse und Entgasung der Schwefel als H_2S vor. Dies macht eine ausserordentlich aufwändige Gasreinigung notwendig. Aufgrund der Inhomogenität des Abfalls und den dadurch schwankenden Temperaturen entsteht neben Pyrolyse-Gas auch immer ein hoher Anteil an teerhaltigen Stoffen, welche die Gasreinigung zusätzlich erschweren.

5.2 Plasma-Schmelzverfahren

Oft wird für Plasmaverfahren mit den hohen Behandlungstemperaturen ($> 10000^\circ\text{C}$) geworben. Zum einen tritt diese hohe Temperatur nur im Bereich der Plasma-Flamme auf, die letztlich dazu dient, den Abfall zu erhitzen. Wäre der gesamte Abfall so hohen Temperaturen ausgesetzt, so würde die gesamte mineralische Matrix verdampft und damit der eigentliche Trenn-Effekt, der bei einer gezielten Verbrennung erreicht werden kann, zunichte gemacht.

6. Die Schlussfolgerung

Trotz enormem finanziellem Einsatz und unzähligen Versuchen konnte in den letzten 30 Jahren kein einziges «alternatives» Verfahren bei vertretbaren Kosten einen vernünftigen Betrieb geschweige denn die Produktion eines nutzbaren Gases demonstrieren. Hierzu ein Zitat von Professor Paul Brunner (Technische Universität Wien) aus dem Jahre 1982: «Wenn es schon nicht gelingt, aus einem sehr homogenen Produkt wie Autoreifen ein vernünftiges Pyrolyse-Gas oder Öl herzustellen, wie sollte dies dann bei einem inhomogenen Produkt wie Abfall gelingen?»

Die Rostfeuerung hat sich seit der Einführung vor ca. 100 Jahren kontinuierlich weiter entwickelt und gehört heute noch zu den bewährtesten Verfahren zur Verbrennung bzw. Behandlung von Abfall. Sie erreicht gute Resultate im Sinne der Inertisierung, vereinfacht die Rückgewinnung von Metallen und ermöglicht einen Grad der Energie-Rückgewinnung, wie es bisher von keinem anderen Verfahren auch nur annähernd erzielt werden konnte.

7. Ausblick

Von Roll Inova ist überzeugt, dass die Rostfeuerung nicht nur heute sondern auch in Zukunft das Verfahren für nicht verwertbare Abfälle bleiben wird. Alle Argumente sprechen dafür. Darum engagieren sich im Unternehmen mehrere hundert Mitarbeitende in Forschung, Entwicklung, Technik, Beratung und Management für die kontinuierliche Weiterentwicklung von Technologien, Verfahren und Produkten.

8. Beispiele zukunftsweisender Anlagenkonzepte

Nachfolgend werden drei Energy from Waste Anlagen vorgestellt, die alle «massgeschneidert» wurden, um unter den gegebenen Randbedingungen eine maximale Nutzung der Ressource Abfall zu erreichen (NB: In diesen Anlagen sind Abfälle «Ressourcen am richtigen Ort» ;-)

8.1 Uppsala (S) – Höchste Energieeffizienz und geringste Emissionen (Abbildung 9)

Die Hauptaufgabe bei der Konzipierung der Anlage «Block 5» im schwedischen Uppsala war die Verminderung der Emissionen bei gleichzeitig möglichst geringen Betriebskosten. Zudem sollte auch eine Reduktion des Einsatzes fossiler Brennstoffe erreicht werden.

Dies wurde einerseits durch eine aufwändige sechsstufige Abgasbehandlung erreicht. Andererseits wurde die Energierückgewinnung so aufgebaut, dass ein Maximum an Energie als Fernwärme genutzt werden kann. Mit dem hier gewählten Konzept werden aus 73,3 MW Brennstoff-Input insgesamt 75 MW an das Fernwärmenetz abgegeben. Und auch ausserhalb der Heizperiode wird die gewonnene Energie optimal genutzt; die Wärmepumpen werden umgeschaltet und als Kühlaggregate liefern sie im Sommer Kälte an das Fernkältenetz.

Die Anlage besteht aus einer Linie mit Vier-Zug-Horizontal-Dampferzeuger mit externem Economiser, einer Turbosorp Abgasreinigung und SNCR-Entstickung.

Kapazität	210 000 t/a (1 x 26,4 Mg/h)
Thermische Leistung	73,3 MW
Dampf	100 t/h (Sattdampf 20 bar)
Abfallenergie	590 GWh/a
Wärmeabgabe	600 GWh/a
Netto Wirkungsgrad Wärme	103%
R1 Wert	1,05

8.2 KVA Emmenspitz (CH) – Wegweisende Energieverwertung und Wertstoffgewinnung (Abbildung 10)

Mit dem Bau der ersten zwei Verbrennungslinien begann 1973 eine jahrzehntelange erfolgreiche Zusammenarbeit zwischen KEBAG und Von Roll Inova. Seither hat die KEBAG ihre Anlage stets mit der neusten Technik erweitert und setzt mit ihrem Betrieb ökologische Massstäbe. Zudem ermöglichen die Anlieferung der Abfälle und der Abtransport der Schlacke per Bahn ein Minimum an Strassentransport und reduzieren damit die Umweltbelastung deutlich.

Die vier Verbrennungslinien bestehen jeweils aus Rostfeuerung, Dampferzeuger sowie der Abgasreinigung mit Elektrofilter, Dioxinminderung, Nasswäscher und SNCR-Entstickung. Dadurch werden Emissionswerte, die weit unter den schweizerischen und EU-Grenzwerten liegen, erreicht.

Mit dem Von Roll Inova eigenen Flugaschen-Waschverfahren (FLUWA) wird ein wiederverwertbares Zink-Konzentrat gewonnen, welches dem Recycling zugeführt wird. Zukünftig soll auch dieser Schritt in der Anlage durchgeführt und direkt reines Zink gewonnen werden.

Ein durchdachtes Wärme-Kraft-Koppelungs-Konzept und ein weitreichender Energieverbund ermöglicht eine maximale Energienutzung und einen hohen Gesamtwirkungsgrad*.

Kapazität	212 000 t/a (3 x 10, 1 x 11 t/h)
Thermische Leistung	3 x 28,5; 1 x 31,4 MW
Dampf	2 x 29; 1 x 33; 1 x 31 t/h (37 bar, 375 °C)
Abfallenergie	713 GWh/a
Stromabgabe	59,9 GWh/a
Wärmeabgabe	446,6 GWh/a
Netto Wirkungsgrad Strom	8,4%
Netto Wirkungsgrad Wärme	62,6%
R1 Wert	0,94

* Zahlenbasis Jahresbericht: 2007

8.3 Riverside (UK) – Hocheffiziente Stromerzeugung im Herzen der Grossstadt (Abbildung 11)

Bei dieser Anlage handelt es sich um die grösste energetische Abfallverwertungsanlage Englands. Ab 2011 werden pro Jahr 585 000 Tonnen Siedlungs- und Gewerbeabfall verarbeitet und daraus 72 MW elektrische Energie gewonnen. In jeder der drei Linien der Anlage werden stündlich 31,8 Tonnen Abfall verwertet. Mittels einer 72 MW Turbine wird Strom zur Versorgung von ca. 66 000 Haushalten gewonnen. Zur Wirkungsgradsteigerung werden Dampfdrücke von 70 bar und 425 °C sowie zusätzliche Wärmerückgewinnung eingesetzt. Der Abfall wird umweltfreundlich in geschlossenen Containern mit Booten auf der Themse angeliefert.

Die Anlage besteht aus drei Linien mit Vier-Zug-Horizontal-Dampferzeuger, einer Turbosorp Abgasreinigung und SNCR-Entstickung.

Kapazität	585 000 t/a (3 x 31,8 t/h)
Thermische Leistung	3 x 79,5 MW
Dampf	3 x 54 t/h (72 bar, 427 °C)
Abfallenergie	1 900 GWh/a
Stromabgabe	530 GWh/a
Netto Wirkungsgrad Strom	27,8%
R1 Wert	0,75

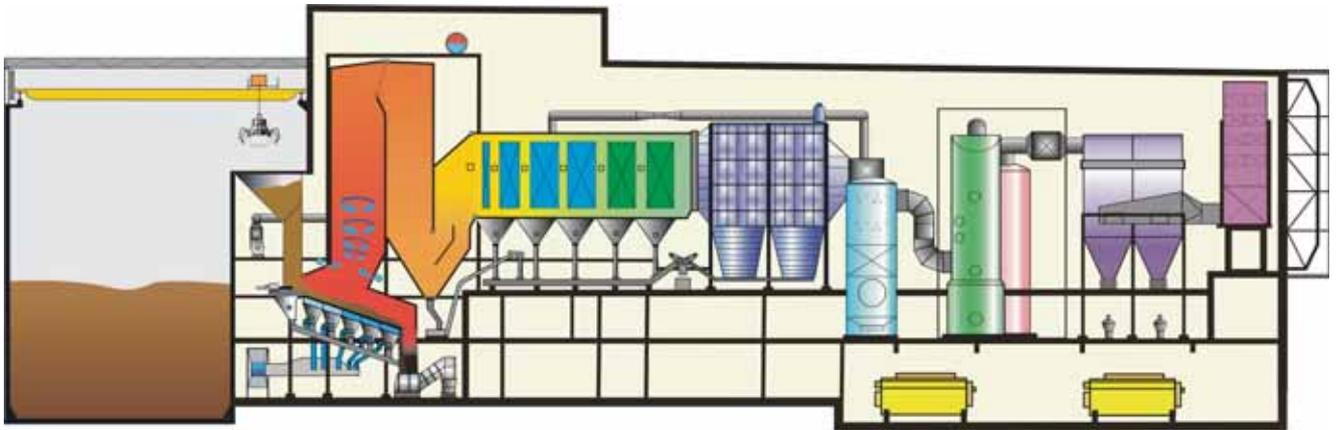


Abb.9 Anlage Uppsala (Schweden)

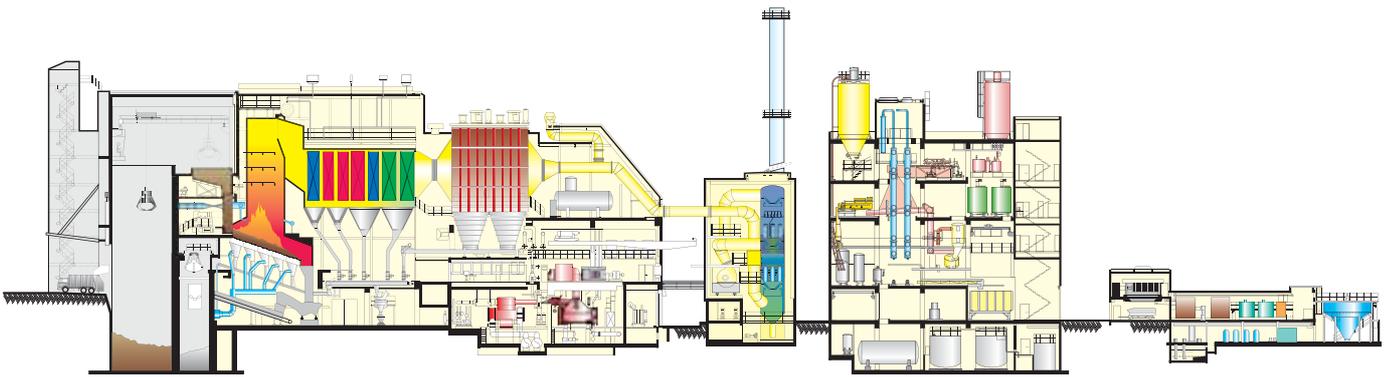


Abb.10 KVA Emmenspitz (Schweiz)

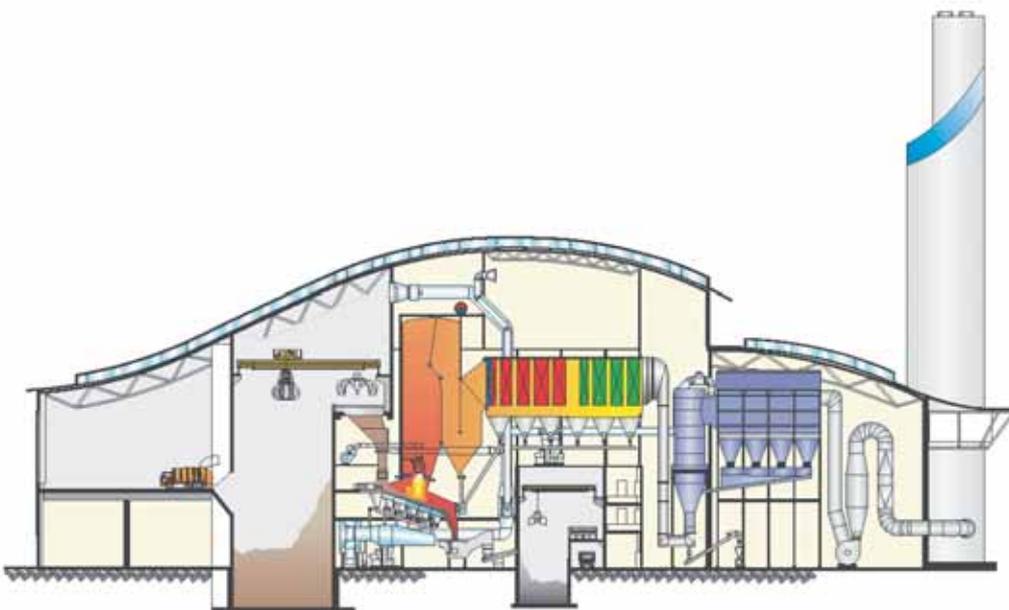


Abb.11 Anlage Riverside, London (UK)

> Abfallverbrennungsanlagen im Wandel der Zeit

Johannes Martin

Martin GmbH für Umwelt- und Energietechnik

Die thermische Abfallbehandlung auf der Basis der Rostfeuerung hat einen langen, erfolgreichen Weg der Entwicklung durchlaufen und wird auch zukünftig eine zentrale Rolle bei der Abfallbehandlung spielen. Dabei wird der Verwertung der Verbrennungsrückstände und der Steigerung der Energieeffizienz eine grosse Bedeutung zukommen.

Keywords: Abfall, Abfallverbrennung, thermische Abfallbehandlung, Kehrichtverbrennung, Rostfeuerung

1. Einleitung – Abfall/Kehricht ist ein besonderer Stoff

Abfall oder Kehricht ist ein besonderer Stoff. Dies merkt man schon daran, dass es offensichtlich gar nicht so einfach ist, diesen Stoff zu beschreiben. Verschiedene Länder haben in teils mühevollen und langwierigen Diskussionen unterschiedliche Definitionen für unseren Abfall gefunden und – vor allem in den letzten Jahren – aufbauend auf diesen Definitionen die Ziele einer modernen, nachhaltigen Abfallwirtschaft entwickelt.

Die für die **Schweiz** geltende «Technische Verordnung über Abfälle» (TVA) vom 10. Dezember 1990 (Stand am 1. 1. 2010) legt fest:

Art. 1

Diese Verordnung soll:

- > Menschen, Tiere, Pflanzen, ihre Lebensgemeinschaften sowie die Gewässer, den Boden und die Luft vor schädlichen oder lästigen Einwirkungen schützen, die durch Abfälle erzeugt werden;
- > Die Belastung der Umwelt durch Abfälle vorsorglich begrenzen.

Art. 3

Siedlungsabfälle sind die aus Haushalten stammenden Abfälle sowie andere Abfälle vergleichbarer Zusammensetzung.

Als *Behandeln* von Abfällen gilt deren Verwerten, Unschädlichmachen oder Beseitigen. Dem Behandeln gleichgestellt ist das Zwischenlagern; nicht als Behandeln gelten das Sammeln und Transportieren.

Art. 6

Die *Kantone* sorgen dafür, dass verwertbare Anteile von Siedlungsabfällen wie Glas, Papier, Metalle und Textilien soweit wie möglich getrennt gesammelt und verwertet werden.

Art. 11

Die brennbare Anteile von Bauabfällen und andere brennbare Abfälle, soweit sie nicht verwertet werden können, in geeigneten Anlagen *verbrannt* werden. Zulässig ist auch eine umweltverträgliche Behandlung mit anderen thermischen Verfahren.

Für **EU-Europa** gilt die EU-Richtlinie 2008/98/EG des europäischen Parlaments und des Rates vom 19. November 2008, welche besagt:

Präambel (6)

Das oberste Ziel jeder *Abfallpolitik* sollte darin bestehen, die nachteiligen Auswirkungen der Abfallerzeugung und -bewirtschaftung auf die menschliche Gesundheit und die Umwelt zu minimieren. Die Abfallpolitik sollte auch auf die Verringerung der Nutzung von Ressourcen abzielen und die praktische Umsetzung der Abfallhierarchie fördern.

Art. 3

Im Sinne dieser Richtlinie bezeichnet der Ausdruck «*Abfall*» jeden Stoff oder Gegenstand, dessen sich sein Besitzer entledigt, entledigen will oder entledigen muss;

Art. 4

Folgende *Abfallhierarchie* liegt den Rechtsvorschriften und politischen Massnahmen im Bereich der Abfallvermeidung und -bewirtschaftung als Prioritätenfolge zugrunde:

- > Vermeidung
- > Vorbereitung zur Wiederverwendung
- > Recycling
- > sonstige Verwertung, z. B. energetische Verwertung
- > Beseitigung

In **Deutschland** regelt das *Kreislaufwirtschaftsgesetz* (KrWG) in seinem Arbeitsentwurf vom 23. 2. 2010:

Art. 1

Zweck des Gesetzes ist die Förderung der Kreislaufwirtschaft zur Schonung der natürlichen Ressourcen und die Sicherung der umweltverträglichen Bewirtschaftung von Abfällen.

Art. 3

(1) *Abfälle* im Sinne dieses Gesetzes sind alle Stoffe oder Gegenstände, deren sich ihr Besitzer entledigt, entledigen will oder entledigen muss. Abfälle zur *Verwertung* sind Abfälle, die verwertet werden; Abfälle, die nicht verwertet werden, sind Abfälle zur *Beseitigung*.

(4) Der *Besitzer* muss sich Stoffen oder Gegenständen im Sinne des Absatzes 1 entledigen, wenn diese entsprechend ihrer ursprünglichen *Zweckbestimmung* nicht mehr verwendet werden, aufgrund ihres konkreten Zustandes geeignet sind, gegenwärtig oder zukünftig das Wohl der Allgemeinheit, insbesondere die Umwelt zu gefährden und deren Gefährdungspotential nur durch eine ordnungsgemässe und schadlose Verwertung oder gemeinwohlverträgliche Beseitigung nach den Vorschriften dieses Gesetzes und der aufgrund dieses Gesetzes erlassenen Rechtsvorschriften ausgeschlossen werden kann.

Art. 6

Massnahmen der Kreislaufwirtschaft, Abfallbeseitigung und der sonstigen Abfallbewirtschaftung stehen grundsätzlich in folgender *Rangfolge*:

- > Vermeidung
- > Vorbereitung zur Wiederverwendung
- > Recycling
- > sonstige Verwertung, insbesondere energetische Verwertung und Bergversatz
- > Beseitigung

Auch wenn diese Zitate bruchstückhaft aus den jeweiligen Gesetzeswerken bzw. aktuell in Diskussion befindlicher Gesetzgebung in Europa entnommen wurden, sieht man sehr deutlich, dass es ein gemeinsames Ziel gibt, nämlich den

Schutz unserer Umwelt vor möglichen schädlichen Einflüssen von Abfällen und die Erkenntnis, dass Abfälle durchaus auch Ressourcen darstellen können. Im Detail werden aber die aus diesem übergreifenden Ziel resultierenden Vorschriften sehr unterschiedlich geregelt. Kurz, klar und pragmatisch in der Schweiz. Umständlich, ausschweifend, unübersichtlich, vielen Facetten und verschiedensten Interessensgruppen entgegenkommend in der EU und Deutschland. Immerhin umfasst das deutsche Kreislaufwirtschaftsgesetz in der derzeit vorliegenden Form 206 Seiten, gegenüber nur 38 Seiten für die TVA!

Auf einer Tagung in Potsdam vor einigen Jahren fiel der Ausspruch: Es gibt nur 2 Arten von Gegenständen – Kulturgüter und Abfall. Auf den ersten Blick vielleicht eine zu einfache, populistische Aussage, aber auf den zweiten Blick mit sehr viel Wahrheit dahinter. Kulturgüter (Gemälde, Gebäude, Bücher etc.) versuchen wir über die Jahrhunderte zu erhalten um auch unseren Nachfahren die Möglichkeit zu geben, diese zu erleben und sich daran zu erfreuen. Alle anderen Gegenstände werden irgendwann, früher oder später, zu «Abfall». Weil sie defekt sind, ihren Zweck erfüllt haben oder einfach nicht mehr modern sind, unser Geschmack sich geändert hat, wir sie nicht mehr wollen/brauchen.

Ziel einer modernen Abfallwirtschaft muss daher einerseits sein, mögliche schädliche Auswirkungen, die von den Abfällen ausgehen können, zu minimieren und andererseits Abfälle weitgehend zu vermeiden bzw. Materialien wieder in den Kreislauf zurückzubringen – sei es in ihrer ursprünglichen Beschaffenheit und Verwendung oder in anderer, sinnvoller Form.



Abb. 1 *Abfall«entsorgung»* in Europa um 1350

2. Ein kurzer Ausflug in die Geschichte

In Europa geht der Beginn eines einigermaßen geregelten Umgangs mit Abfällen nur ca. 200 Jahre zurück. Davor war es durchaus üblich, Abfälle einfach auf Strassen und Wege zu kippen oder dorthin, wo man sie mit möglichst wenig Aufwand loswerden konnte (Abbildung 1).

Der Ausbruch von Seuchen wie Pest, Cholera, Typhus etc. und das damit verbundene Leid abertausender Menschen erzeugte ein allmähliches Umdenken. Es verbreitete sich nämlich die Erkenntnis, dass das Entstehen, aber auch die schnelle Ausbreitung solcher Epidemien auf die katastrophalen hygienischen Verhältnisse zurückzuführen war. Die Abfälle zogen Ungeziefer aller Art an und die natürlichen Umsetzungsprozesse der Abfälle waren ein idealer Nährboden für Krankheitserreger.

Neben einer geregelten Einsammlung, Abfuhr und Lagerung der Abfälle erkannte man schnell, dass darin durchaus wiederverwertbare Materialien enthalten waren. In der zweiten Hälfte des 19. Jahrhunderts wurden erste Sortieranlagen gebaut, in denen Wertstoffe weitgehend von Hand aussortiert wurden. Um die hygienischen Verhältnisse nachhaltig zu verbessern, kam aber nur die thermische Behandlung in Frage, mit der man Krankheitserreger abtöten und gleichzeitig einigermaßen unbedenklich abzulagernde Reste erzeugen konnte.

Erste Verbrennungsanlagen für Siedlungsabfälle wurden schliesslich gegen Ende des 19. Jahrhunderts in England und Deutschland gebaut (Abbildungen 2 und 3).

Diese Verbrennungsanlagen wurden noch weitestgehend manuell bedient. Der Abfall wurde teils mit Kran, teils

manuell aufgegeben und die Schlacke von Hand aus dem Ofen herausgeholt. Die bei der Verbrennung entstehende Wärme blieb ungenutzt, wobei die Abgase den Kamin ohne Reinigungsstufe verliessen.

Die technologische Entwicklung schritt schnell voran und es gab Anfang des 20. Jahrhunderts bereits Anlagen, bei denen die Abwärme in einem Kessel zurück gewonnen und als Fernwärme oder Elektrizität genutzt wurde, wie in den Anlagen Amsterdam, Kiel, Paris oder Frederiksberg in Dänemark (Abbildung 4). Da die Schlacke stark zum Verbacken neigte aufgrund des hohen Anteils an (Braun-)Kohleaschen in den Abfällen, wurden an mehreren Standorten auch Anlagen zur Wiederverwertung der Schlacken als Baumaterial integriert, in denen Ziegel für die Gebäudeerstellung produziert wurden.

In der Schweiz ging Anfang des 20. Jahrhunderts die erste KVA in Zürich an der Josefstrasse in Betrieb (Abbildung 5), auch hier in der damals modernsten Auslegung mit Energie-nutzung. Die Verdampfungsziffer lag übrigens knapp über «1» (1 kg Müll verdampfte ca. 1,2 kg Wasser).

Der erste Weltkrieg und die danach einsetzende Weltwirtschaftskrise unterbrachen diese dynamische Entwicklung abrupt. Auch wenn – aus heutiger Sicht – durchaus bahnbrechende Erfindungen gemacht wurden, wie z.B. die Entwicklung von Rostfeuerungen zur Verbrennung von Abfällen und Kohle, die Erfindung von Stösseleentschlackern zum automatischen und staubfreien Schlackeaustrag oder der Einsatz ölhydraulischer Antriebe für Rost, Beschickung sowie Entschlackung, blieben diese Errungenschaften aus finanziellen Gründen weitestgehend dem Einsatz in Produktionsanlagen

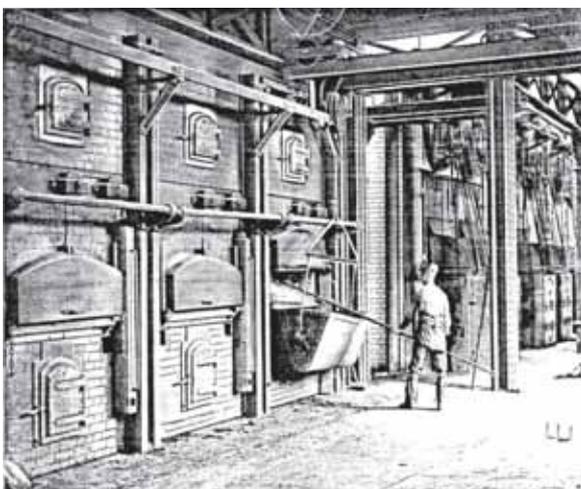
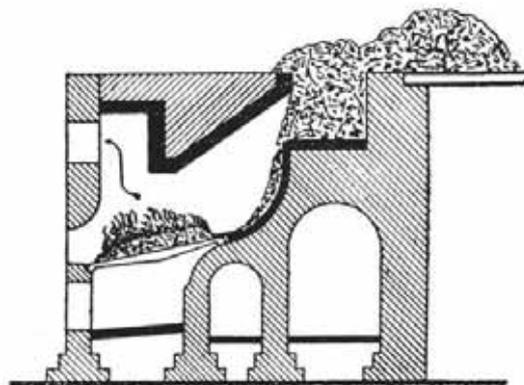


Abb. 2 Thermische Abfallbehandlung in England ca. 1874



(Industriekraftwerken) vorbehalten. Die thermische Abfallbehandlung fiel in einen «Dornröschenschlaf» und die einfache Ablagerung von Abfällen definierte die Abfallwirtschaft. Auch das 1925 gegründete Unternehmen MARTIN hatte sich dieser Entwicklung anzupassen und verkaufte seine eigentlich für die Kehrichtverbrennung vorgesehenen Feuerungs-/Entschlackungsanlagen für den Einsatz zur Verbrennung minderwertiger Kohlen sowie Kohleschlümmen (Abbildung 6). Es sollte über den zweiten Weltkrieg hinaus dauern, bis die Abfallverbrennung eine Renaissance erlebte.

Mit dem Wiederaufbau nach dem Ende des 2. Weltkriegs und der wachsenden Wirtschafts- und Finanzkraft der industrialisierten Länder wuchsen die Abfallmengen sehr schnell wieder an. Gleichzeitig entstand langsam das Bewusstsein, dass wir unsere Natur schonender behandeln müssen, damit wir, und vor allem unsere Nachfahren, noch eine lebenswerte Umwelt vorfinden. Die Finanzkraft der Bürger war ebenfalls gestiegen, so dass sich die nicht unerheblichen Kosten für eine geregelte Abfallwirtschaft finanzieren liessen. Deponieraum für Abfälle wurde knapper und das Bewusstsein, dass mit Deponien ein langfristiges Risikopotential erwächst, kam immer mehr zum Tragen.

So begann erst verhalten – in den 50-er und 60-er Jahren –, dann mit hohem Nachdruck ab den 70-er Jahren ein

neues Zeitalter für die thermische Behandlung des Siedlungsabfalls.

Die dafür hauptsächlich zum Einsatz kommende Rostfeuerung war entscheidend weiter entwickelt worden. Aufgabe von Abfall und Austrag der Schlacke erfolgten vollautomatisch, Führung und Regelung der Verbrennungsluft war so optimiert, dass ein guter Ausbrand der Schlacke und der Abgase auch bei wechselnden Abfallqualitäten garantiert waren.

MARTIN konnte an dieser Entwicklung teilhaben und erste Verkaufserfolge seines Müllverbrennungssystems erzielen. Nach zwei Kleinanlagen ohne Wärmerückgewinnung in São Paulo/Brasilien, entschieden sich Grossstädte wie Rotterdam, München und Paris für die neue Technologie und auch die Schweiz zeigte Interesse, das in erste Verkaufserfolge in Zermatt und im Limmattal mündete.

Die hohe Marktdynamik erlaubte und forderte zahlreiche Neuentwicklungen, die, damals richtungsweisend, auch heute noch in unseren modernen KVA's integraler Bestandteil sind, wie zum Beispiel:

- > Kesselwände in dichtgeschweisster Membranwandkonstruktion (Rohr – Steg – Rohr)
- > Gekühlte Feuerraumwände, sei es durch bis auf den Rost heruntergezogene Kesselwände oder luftgekühlte Wandelemente

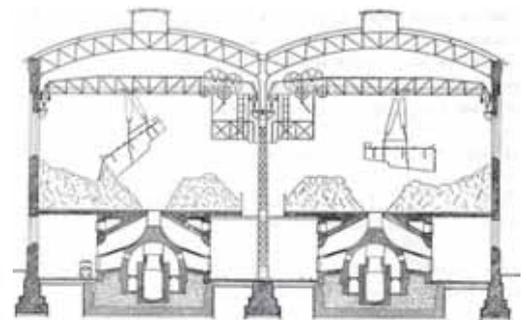


Abb. 3 Thermische Abfallbehandlung in Deutschland (Hamburg-Bullerdeich) ca. 1896

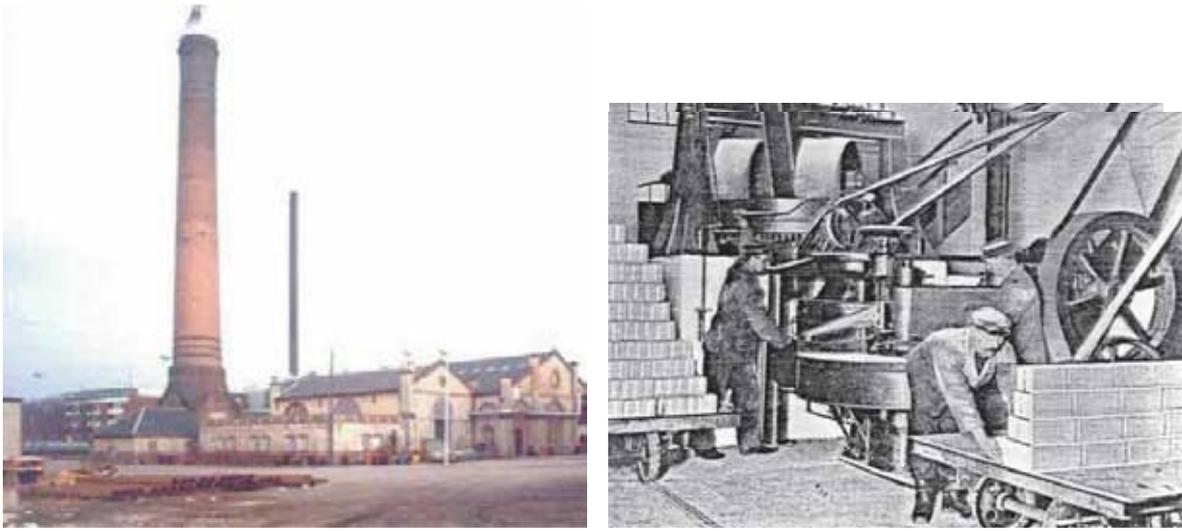


Abb. 4 Thermische Abfallbehandlung in Dänemark (Frederiksberg) ca. 1903

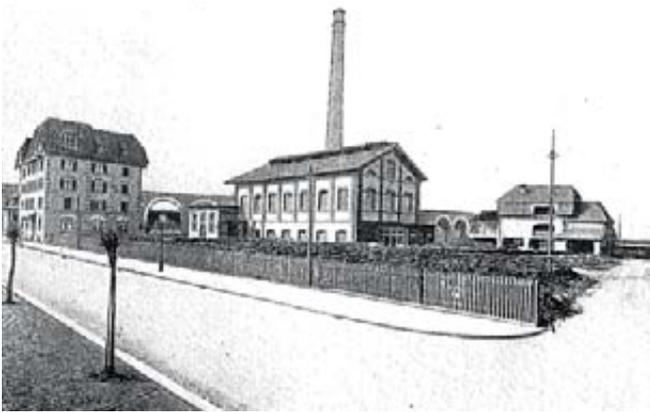


Abb. 5 Thermische Abfallbehandlung in Zürich an der Josefstrasse ca. 1904



Abb. 6 Der MARTIN Rückschub-Rost in den 1930er Jahren

- > Bestiftung und Bestampfung der Membranwände im Feuerraum
- > Kraftwerks-Hochdruck- und -Hochtemperaturkonzepte für die Dampferzeugung
- > Rostelemente aus hochfesten und temperaturbeständigen Gussmaterialien
- > Selbstreinigende Rostbeläge durch Einführung von Relativbewegungen zwischen benachbarten Roststäben für lange Laufzeiten zwischen Revisionen
- > Aufteilung der Primärverbrennungsluft auf mehrere in Längs- und Querrichtung voneinander getrennte Zuführungen zur bedarfsgerechten Verbrennungsluft-Dosierung
- > Effiziente Sekundärluftbereiche wenig oberhalb der Verbrennung auf dem Rost zur Restoxidation der Abgase
- > Elektrofilter mit hoher Entstaubungsleistung
- > Mitverbrennung von Klärschlamm
- > Aufbereitung der Rostschlacke mit Fe-Abtrennung, Klassierung und Verwendung im Strassen-/Wegebau

Es gab in dieser Zeit aber auch Entwicklungen, die sich als falsch oder ineffizient erwiesen. So hat man z. B. das Korrosionspotenzial der Müllverbrennungs-Abgase unterschätzt und – abgeleitet von Kohlekraftwerkserfahrungen – teilweise sehr hohe Dampfparameter vorgesehen (München-Nord Block 1: 540 °C, 187 bar/Paris-Ivry: 470 °C, 90 bar). Standzeiten der Überhitzer von weniger als zwei Jahren waren dann das unerfreuliche Ergebnis.

Auch die Kombination der Verbrennung von Kohle mit Abfällen erwies sich als wenig zielführend, da die Verschmutzung der Kesselrohre wegen der eutektischen Effekte der Aschen nur noch schwer zu kontrollieren war. Kesselreisezeiten von weniger als 2000 Stunden zwischen den manuellen Reinigungen plagten die Kunden über viele Jahre.

Viel zu lange hat man auch die Umweltbelastung durch die Abgase unterschätzt, welche nur entstaubt und ohne weitere chemische Reinigungsstufen in die Luft geblasen wurden. Die dann gemessenen Dioxin- und Schwermetallemissionen waren in einem für Mensch und Tier durchaus relevanten Bereich und rückten die Kehrichtverbrennung insgesamt in ein schlechtes Licht.

3. Die thermische Abfallbehandlung heute

Die Kehrichtverbrennungsindustrie hat aus den Erfahrungen der Vergangenheit durchaus gelernt, so dass es heute einen breiten Konsens zwischen Kunden, Beratern und Herstellern über die Grundauslegung moderner Kehrichtverbrennungsanlagen gibt. Eine moderne Rostfeuerung, wie sie derzeit zur Anwendung kommt, ist in Abbildung 7 dargestellt. Die Primärluft wird abhängig von der Abfallqualität über die Länge des Rostes geregelt aufgegeben. Um den Ausbrand der Abga-

se zu gewährleisten, wird die Sekundärluft über 4 Reihen auf 2 Ebenen an der Vorder- und Rückwand des Kessels eingeblasen. Um die Bedingungen bzgl. Verweilzeit und Temperatur einzuhalten, aber auch zum Schutz der Kesselwände vor Korrosion, ist ein Bereich im 1. Zug, oberhalb des Rostes, mit einer feuerfesten Auskleidung und/oder Inconel-Auftragschweissungen ausgeführt. Computer-basierte Regelungen erlauben vollautomatische Betriebsweisen bis hin zur energieerzeugungs-optimierten Fahrweise mit Anpassung an jeweilige Netz-Abgabebedingungen.

Die Wärmeverwertung – ohnehin in den meisten Ländern gesetzlich vorgeschrieben – erfolgt überwiegend mit Dampfparametern von 400 °C/40 bar, die einen guten Kompromiss zwischen den Forderungen nach hoher Energieeffizienz, hohen Reisezeiten und korrosionsarmem Betrieb darstellen. Die Dampfkessel sind voll in den Verbrennungsprozess integriert und der erzeugte Dampf kann als Prozessdampf, in Fernwärmenetzen und/oder in einer Turbine zur Stromerzeugung genutzt werden.



Abb. 7 Modernes Rostfeuerungssystem

Es haben sich verschiedene Kesselkonzepte (Abbildung 8) auf den Märkten durchgesetzt. Die Entscheidung, welche Bauart zum Einsatz kommt, ist neben Platz- und Kostenaspekten auch von der Präferenz des jeweiligen Endkunden abhängig.

Die Entwicklung von Technologien zur Reinigung der Abgase war sehr aufwendig und mit hohen Kosten verbunden. Aufgrund des hohen Drucks durch die Öffentlichkeit, aber auch aufgrund des hohen Schadstoffpotenzials unserer Siedlungsabfälle hat die Kehrichtverbrennung einmal mehr eine Vorreiterrolle in der Industrie eingenommen. Ausgangsbasis waren dabei die von verschiedenen Luftreinhalteverordnungen gesteckten Ziele sowie die Tatsache, dass die in den Abfällen enthaltenen Schadstoffe bei der Verbrennung teilweise freigesetzt (Cl, F, S, Schwermetalle, Dioxine) oder auch erst im Verbrennungsprozess (Flugasche, CO, C_xH_y, NO_x) bzw. im Abgasweg (Dioxine) gebildet werden.

Die Strategien der Emissionsminderung von Schadstoffen bezogen sich folgerichtig einerseits auf feuerungstechni-

sche Massnahmen (CO, C_xH_y, teilweise NO_x) und andererseits auf mehrstufige Filteranlagen, die zwischen Kesselanlage und Kamin geschaltet wurden (HCl, HF, SO₂, NO_x, Schwermetalle, Dioxine, Stäube). Heute können wir zurückblickend sagen, dass es gelungen ist, die Schadstoffe aus den Abgasen mit so hoher Effizienz zu entfernen, dass KVA's keinen signifikanten Beitrag mehr zur Verschmutzung der Atmosphäre beitragen.

Thermische Abfallbehandlungsanlagen zählen deshalb inzwischen zu den saubersten Kraftwerken, verlangen aber auch nicht unerhebliche Investitionen für ihre Errichtung und sind entsprechend komplex aufgebaut. Abbildung 9 zeigt ein exemplarisches Beispiel für eine solche Anlage.

Im Zusammenhang mit der Diskussion über die Reduktion von Treibhausgasen und der Erkenntnis, dass die natürlichen Ressourcen (fossile Brennstoffe, Metalle) immer weiter zurückgehen, kommt der thermischen Abfallbehandlung heute eine entscheidende Aufgabe in unserer Gesellschaft zu. Das Beenden der Deponierung von Siedlungsabfällen leistet einen wesentlichen Beitrag zur Reduktion von Treibhausgasen (z. B.

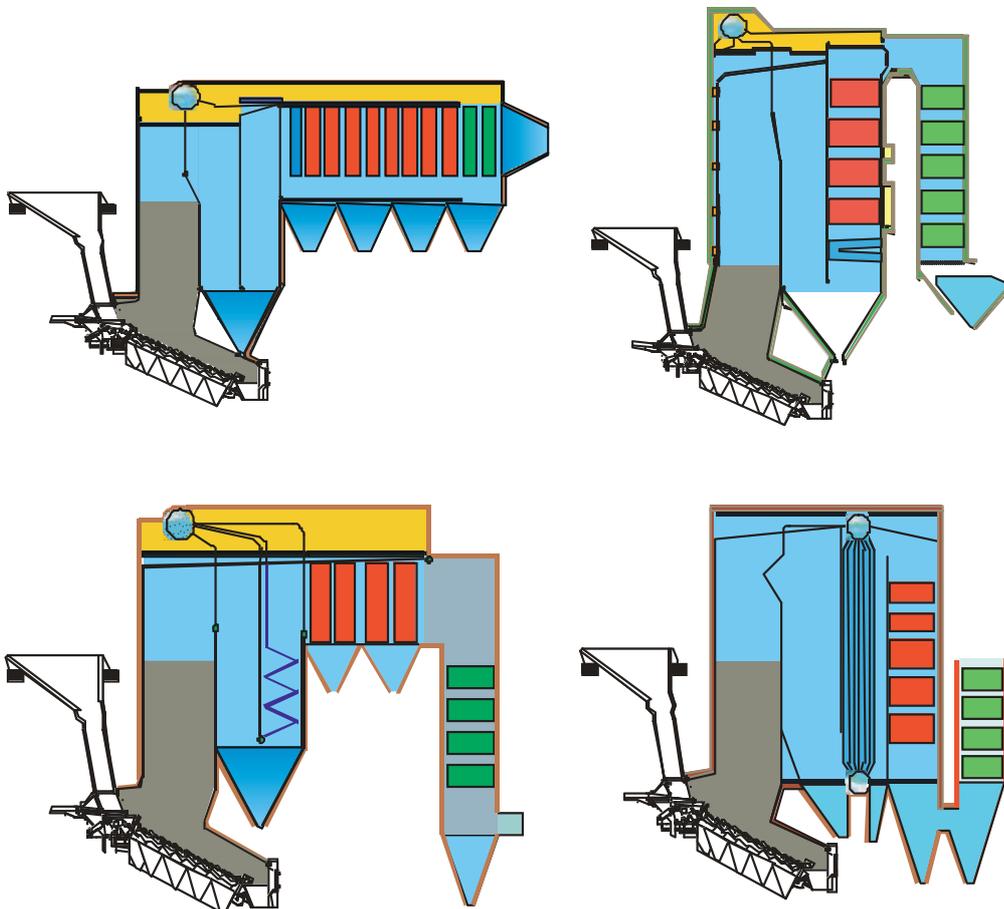


Abb. 8 Kesselkonzepte für Kehrichtverbrennungsanlagen

Methan). Die bei der Verbrennung freiwerdende Energie ersetzt fossile Brennstoffe, da Siedlungsabfälle zu ca. 50–60 % biogenen Ursprungs sind und deren Verbrennung klimaneutral ist («erneuerbare Energie»). Darüber hinaus sind diese Anlagen «Stoffstrom-Trennanlagen», die einerseits Schadstoffe aus dem Wirtschaftskreislauf ausschleusen oder zerstören können und deren Rückstände in zunehmendem Masse zur Gewinnung von Metallen und mineralischen Produkten genutzt werden.

4. Der Weg der Schweiz – aus Sicht eines Anlagenbauers

Im Umgang mit Siedlungsabfällen ist die Schweiz schon lange einen eigenen, sehr konsequenten Weg gegangen, wie zum Teil schon aus den Zitaten einschlägiger Gesetzgebung in der Einleitung hervorgeht. Oberstes Ziel war und ist der Schutz der Umwelt und des Menschen. Aber bei dem, was mit den Abfällen geschehen soll, hat man sich sehr pragmatisch daran orientiert was technisch machbar, finanziell tragbar und ökologisch sinnvoll ist. Abfallvermeidung und das stoffliche Wiederverwenden sind natürlich auch in der Schweiz prioritäre Ziele der Abfallwirtschaft und man hat frühzeitig erkannt, dass die Ablagerung, auch in einer nach dem Stand der Technik gebauten und betriebenen Deponie, keine nachhaltige Lösung ist. Deshalb hat man sich nicht gescheut klar und deutlich zu sagen, dass der nicht wiederverwertbare Anteil der Siedlungsabfälle unter Nutzung der freiwerdenden Energie verbrannt werden soll.

Der flächendeckende Bau von KVA's wurde schon in den 1950er Jahren begonnen und konsequent umgesetzt. Dabei war die Technologie der Rostfeuerung als bewährte, robuste und zuverlässige Technologie «gesetzt». Es ist daher nicht erstaunlich, dass viele Rostfeuerungssysteme in der Schweiz entwickelt wurden, nämlich die Systeme von Roll, W+E, K+K und OFAG, sowie später auch noch Stiefel, Koch und Schenkel. Viele von diesen Feuerungen sind noch heute auf dem Markt verfügbar. MARTIN war sozusagen der einzige «Eindringling» auf diesem Markt, der aus dem Ausland kam. Die Tatsache, dass in der Schweiz intensive Entwicklungstätigkeiten stattfanden, die stärksten Konkurrenten dort zu Hause waren und die Kunden genau wussten, was sie wollten, übte eine grosse Anziehungskraft auf das kleine Münchner Familienunternehmen aus.

Seit den 1960-er Jahren wurden intensiv Projekte und Ausschreibungen von München aus bearbeitet, wie z. B. eine Ausschreibung aus dem Kanton Glarus im Jahr 1965 für eine Kleinanlage mit 1 × 5 t/h oder 2 × 2,5 t/h Verbrennungsleistung (Abbildung 10).

Trotz – oder gerade wegen – des Erfolges bei einigen Ausschreibungen wurde bald klar, dass eine sinnvolle Marktbearbeitung in der Schweiz nur mit einer engen Betreuung des Marktes und über die Gründung einer lokalen Tochtergesellschaft möglich war: die MARTIN AG für Umwelt- und Energietechnik wurde 1983 gegründet und bildete die Basis für zahlreiche weitere Erfolge in der Schweiz.



Abb. 9 Das Müllheizkraftwerk in Mainz/Deutschland

Nicht nur für MARTIN sondern auch für die anderen Schweizer Marktteilnehmer war die konstante, hohe Dynamik des Schweizer Marktes ein besonderer Glücksfall. So sicherten die vergebenen Aufträge einerseits eine gewisse Auslastung der Kapazitäten, andererseits entstanden Anlagen mit Referenzcharakter, die man Gästen aus aller Welt vorzeigen konnte und durfte. Nahezu alle Schweizer Anlagen befinden sich auf einem hohen planerischen Niveau mit herausragenden Konzeptionen und Dispositionen, so dass die zahlreichen Besucher immer mit dem Gefühl in ihr jeweiliges Heimatland zurückgereist sind, dass auch sie «gerne eine solche Anlage bauen wollen». Wichtige zusätzliche Unterstützung leistet die aussergewöhnlich hohe und herzliche Gastfreundschaft der Schweizer sowie die unvergleichliche Kultur der Speisen und Weine – und, nicht zu vergessen, eine Umwelt, die so manche Geschäftsreise zu einem touristischen Erlebnis werden lässt. Der gute Zustand der Anlagen – auch älterer – sowie die perfekte Sauberkeit suchen auf der Welt Ihresgleichen und werden allenfalls noch in Japan erreicht.

Das eindeutige Bekenntnis der Schweiz zum Rost als Basis der thermischen Abfallbehandlung setzt bis heute ein klares Signal, dem viele Länder hohe Beachtung schenken. So blieben diesem Land kostspielige Experimente mit fragwürdigen Verfahren erspart, die in anderen Ländern teilweise zu jahrelangen Verwerfungen des Marktgeschehens geführt haben. Beispielhaft genannt seien hier nur die Vergasungsverfahren, Dioxin-Moratorien oder der Mülltourismus.

Pragmatismus und konsequente Analyse der Fakten führen immer wieder zu besonderen Entwicklungsschritten. So gibt es in der Schweiz keine sog. TA-Luft-Brenner in den Feuerräumen und keine Anlagen mit überzogenen Dampfparametern.

Bei der Kessel-Technologie setzt die Schweiz viel mehr auf moderate Dampfparameter, bei denen ein optimaler Kompromiss aus hoher Energieeffizienz und langen Standzeiten der Kesselrohre erreicht wird. Überwiegend werden sog. «Dackel-Kessel» eingesetzt mit drei vertikalen Leerzügen, in denen der Wärmeübergang durch Strahlung dominiert, und einem horizontalen Zug mit hängend angeordneten, konvektiven Heizflächen, die üblicherweise durch Klopfung während des Betriebes gereinigt werden.

Bei der Abgasreinigung hat die Schweiz ebenfalls eine weitgehend einheitliche Lösung umgesetzt, bestehend aus Elektrofilter, zweistufiger Wäsche und Entstickung. Unterschiedlich ist allerdings die Ausführung der Entstickung. In einigen Anlagen verwendet man SNCR-Verfahren, meist kommt jedoch die SCR zur Anwendung, entweder ganz am Ende der Abgasreinigung unmittelbar vor dem Kamin – mit der Notwendigkeit der Wiederaufwärmung der Abgase – (tail-end) oder in Form eines «geteilten» Kessels, d. h. nach ersten Eco-Paketen folgt ein Elektrofilter für die Entstaubung, dann die SCR (low dust – high acid) und danach weitere Eco-Flächen. Beide Konzeptionen arbeiten sehr funktionssicher, mit entsprechend langen Standzeiten der Katalysatoren.

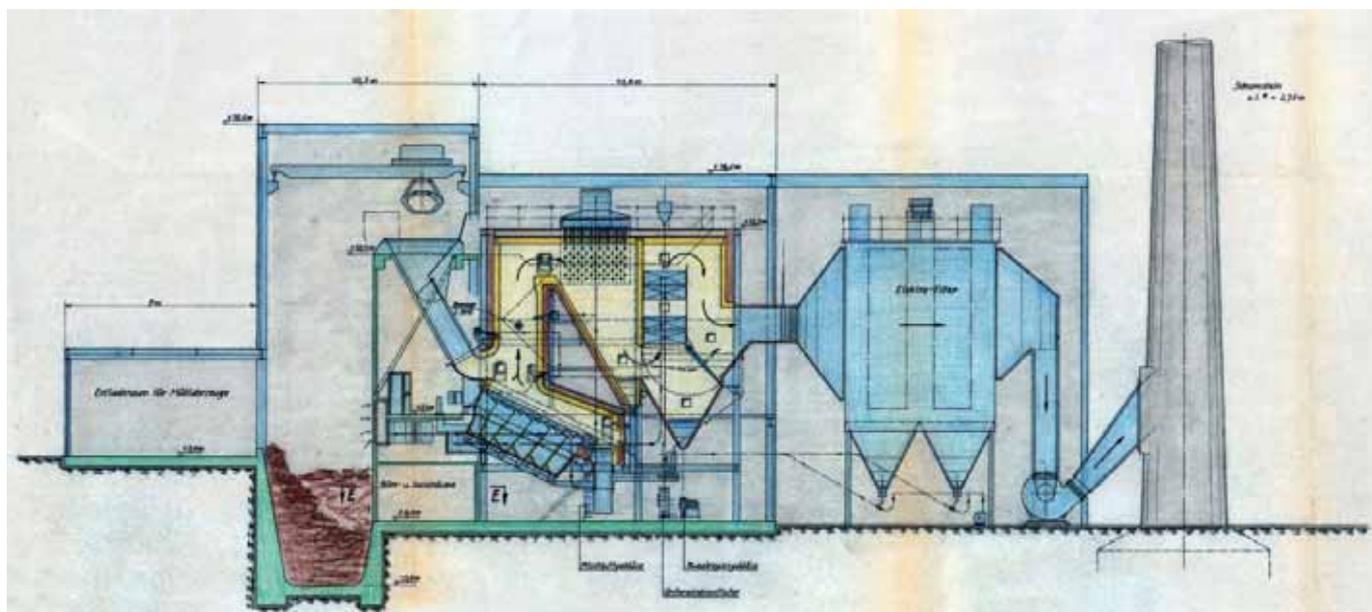


Abb. 10 Projekt KVA Glarus (1965)



Abb. 11 KVA ICTR Giubiasco, CH

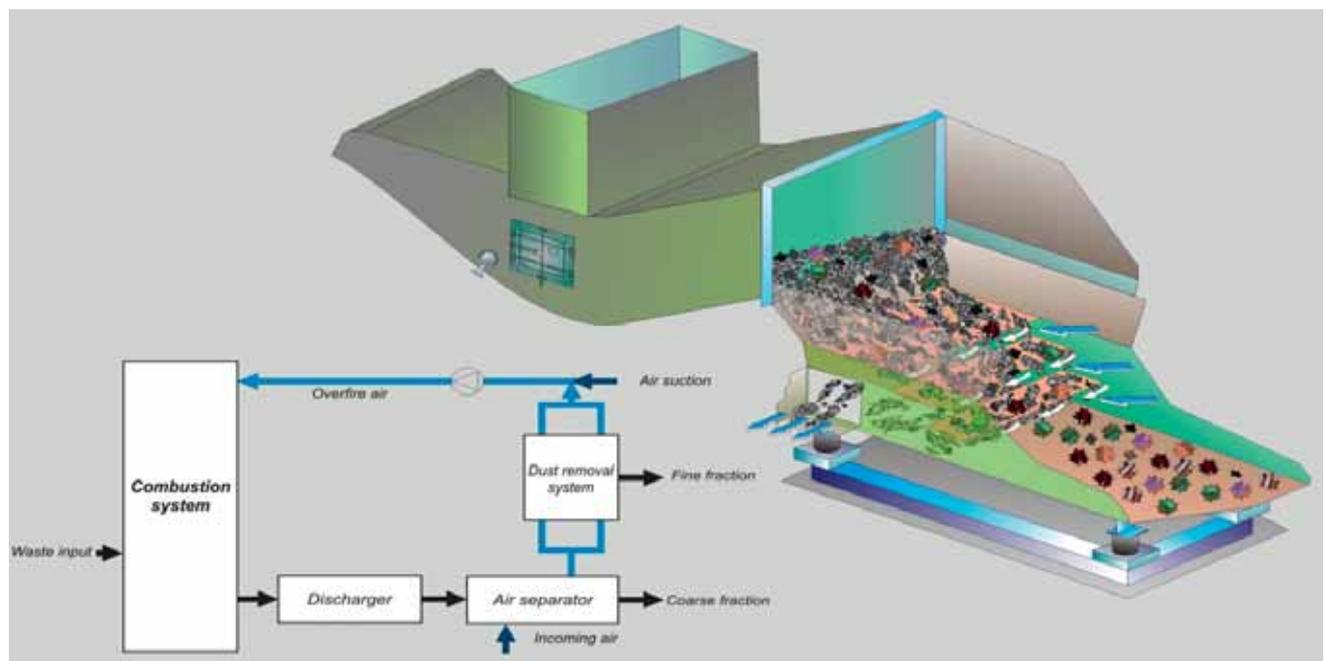


Abb. 12 Beispiel eines Systems zur Trockenentschlackung

Eine weitere Schweizer Besonderheit ist die Wäsche der Flugasche aus dem Elektrofilter mit dem sauren Überlauf aus dem Wäscher, die eine auslaugsichere Ablagerung der Reststoffe ermöglicht und sogar die Gewinnung von Zink aus diesen Flugaschen und deren Rückführung in den Stoffkreislauf ermöglicht.

Die «Extreme», wie sie z. B. in Deutschland realisiert wurden, mit z. T. 6 stufigen Abgasreinigungs-Chemiefabriken einerseits und einfachen, halbtrockenen 2-stufigen Systemen andererseits blieben in der Schweiz die Ausnahme.

Typisches Beispiel einer modernen KVA ist die gerade in Betrieb genommene Anlage in Giubiasco/Tessin (Abbildung 11).

Mit dem momentan letzten Entwicklungsschritt geht die Schweiz den eingeschlagenen Weg einer maximalen Schonung von Ressourcen bei gleichzeitiger Minimierung der am Ende noch abzulagernden Stoffe konsequent weiter: der Trockenentschlackung. Mittels dieser Technologie lassen sich einerseits Wasser, Transportkosten und Deponieraum einsparen und andererseits können Fe-Metalle sowie Aluminium besser und mit einer höheren Qualität zurückgewonnen werden. Darüber hinaus können sogar bisher unzugängliche NE-Metalle wie Zink und Kupfer wirtschaftlich aus der Rostschlacke abgetrennt und vermarktet werden (Abbildung 12).

5. Zusammenfassung – Ausblick

Die thermische Abfallbehandlung auf der Basis der Rostfeuerung hat einen langen und erfolgreichen Weg der Entwicklung hinter sich. Anlagen nach dem heutigen Stand der Technik sind nicht nur zuverlässig, robust, vielseitig und betriebsicher, sie erfüllen auch strengste Anforderungen an die Umweltverträglichkeit. Die Emissionen aus diesen Anlagen sind vernachlässigbar gering.

Einem Betrieb mit möglichst weitgehender Vermeidung von nicht mehr verwertbaren Rückständen kommt dabei eine immer grössere Bedeutung zu, wie auch der konsequenten Nutzung der in den Siedlungsabfällen enthaltenen Energie. Diffuse Emissionen von Treibhausgasen aus Deponien werden vermieden und die Abhängigkeit von fossilen Brennstoffen verringert, wobei die Steigerung der Energieeffizienz ein wesentlicher Schwerpunkt ist.

Die Schweiz hat frühzeitig und konsequent auf die Kehrichtverbrennung gesetzt. Mit technisch anspruchsvollen Konzepten, aber klar am Machbaren orientiert, hat sie ihren Markt für die Bürger, Anlagenbetreiber, Anlagenbauer und letztlich auch die politisch/behördlich Verantwortlichen übersichtlich und berechenbar gemacht. Der Dialog zwischen allen Beteiligten wurde und wird offen und fair geführt, in gegenseitigem Verständnis und Respekt vor den jeweiligen Bedürfnissen und Zwängen.

Im Zentrum dieser Entwicklung stehen Menschen und es sind diese Menschen, die all das erst möglich und umsetzbar machen. Ein ganz besonderer Mensch in dieser Entwicklungskette ist Herr Hans-Peter Fahrni, der nicht nur einen überaus grossen Einfluss über viele Jahre ausgeübt hat, sondern der eine seltene Symbiose verschiedenster Eigenschaften verkörpert. Er ist ein Visionär, ein Mensch mit Blick für das Machbare und ein Mensch mit hoher Sachkompetenz, der bis ins Detail versteht worüber er spricht oder was er gestalten möchte. Er hat einen sehr grossen Anteil an dem oben beschriebenen Klima des Erfolges, der Art des konstruktiven Zusammenwirkens, aber auch dem hohen Stand der Abfallwirtschaft und der Kehrichtverbrennung in der Schweiz. Er hat sein Ressort im Bundesamt für Umwelt umsichtig, mit Verständnis für die Belange aller Betroffenen, aber auch einer klaren, am Grundsatz des Umweltschutzes und des Gemeinwohl orientierten Zielrichtung geführt.

Für diese faire, angenehme Kommunikation und Zusammenarbeit möchten wir uns als Unternehmen und auch ich ganz persönlich sehr herzlich bedanken. Ich wünsche Herrn Fahrni für den jetzt vor ihm liegenden Lebensabschnitt alles erdenklich Gute und bin sicher, dass er dem Thema «Abfall» noch lange verbunden bleiben wird.

> Wirbelschichttechnik

Adrian Selinger

Pöyry Energy AG, Hardturmstrasse 161, 8037 Zürich, Schweiz

Christian Steiner

Explosion Power GmbH, Bahnhofstrasse 6, 5600 Lenzburg, Schweiz

Kenji Asai¹

Ebara Corporation, 11-1 Haneda Asahi-cho, Ota-ku, Tokyo 144-8510, Japan

In Europa kam die Wirbelschichttechnik zur Verwertung stückiger Abfälle bis vor wenigen Jahren eher vereinzelt zum Einsatz. Einschränkungen bei grobstückigen Abfällen und der verfahrenstypische Transfer der feinen Asche in die Filterstäube galten als Nachteile bei der Behandlung bzw. Verwertung von rohem Haus- und Gewerbeabfall. Als Folge der aktuellen Entwicklungen in der Abfallwirtschaft könnte nun eine Renaissance der Wirbelschicht bevorstehen. Statt rohem Abfall kommt heute eine Vielzahl vorbehandelter Abfall- und Reststoffklassen auf den Markt. Weiterentwicklungen bewährter Verfahren und eine neue Generation von Behandlungstechnologien bilden das technische Fundament für die steigende Zahl von Projekten auf der Basis der Wirbelschicht, auch in der Schweiz. Der folgende Beitrag stellt drei Technologien aus der Familie der stationären Wirbelschicht vor. Anhand von den jüngsten in Betrieb gegangenen Grossanlagen werden die Erfahrungen mit ganz unterschiedlichen Abfällen und Reststoffen aus Industrie, Gewerbe und Haushalt beschrieben.

Keywords: Wirbelschicht, Verglasung, Rückstände, TwinRec

1. Thermische Abfallverwertung in der Wirbelschicht

Die Wirbelschicht basiert auf dem Prinzip des Brennstoffumsatzes in einem Wirbelbett. Dieses entsteht, wenn ein Bettmaterial wie z. B. Sand durch aufströmendes Gas wie z. B. Luft fluidisiert wird, also beweglich wie eine Flüssigkeit gemacht wird.

In einer Wirbelschichtfeuerung wird der Brennstoff dem Bettmaterial so zudosiert, dass sich das Bettmaterial gegenüber dem Brennstoff stets in grossem Überschuss befindet. Auf diese Weise findet ein intensiver Kontakt zwischen Bettmaterial und Brennstoff statt und die Temperatur kann in einem engen Bereich geregelt werden.

Für eine Vertiefung der allgemeinen Grundlagen der Wirbelschichttechnik wird auf die Literatur verwiesen [1].

Aus der Sicht der Abfallverwertung bietet die Wirbelschicht folgende Vorteile:

- > schnelle Aufheizung der Einzelstücke auf die Betttemperatur
- > Zerfall wasserhaltiger Abfälle durch Dampf-Freisetzung
- > Schneller Abbau von Koks und Krusten durch Stösse und Abrasion durch das Bettmaterial
- > Schneller Abbrand bzw. Zersetzung des stückigen Abfalls.
- > Der Einsatz fester, flüssiger und pastöser Abfälle ist in fast beliebigen Mischungsverhältnissen möglich

Zwei Hauptklassen von Wirbelschichtfeuerungen sind zu unterscheiden:

¹ Korrespondenzautor. E-mail: asai.kenji@Ebara.com

Bei der *extern zirkulierenden Wirbelschicht* strömt das Fluidisierungsmedium mit mehreren Metern pro Sekunde durch den Reaktor und führt das Bettmaterial mit sich aus dem Reaktor. Es wird nachfolgend in einem Zyklon abgeschieden und über ein Fließbett wieder dem Reaktor zugeführt. Diese Technologie kommt vor allem für homogene, kleinstückige Brennstoffe bei hohen thermischen Leistungen (typisch ab 100 MW) zum Einsatz.

Bei der *stationären Wirbelschicht* ist die Strömungsgeschwindigkeit des Fluidisierungsmediums so niedrig, dass das Bettmaterial in der fluidisierten Schicht im unteren Teil des Reaktors verbleibt bzw. in diese zurückfällt. Solche Reaktoren erlauben den Einsatz auch vergleichsweise grobstückiger Brennstoffe und werden im Bereich mittlerer thermischer Leistungen (bis etwa 100 MW) eingesetzt.

Zu dieser Klasse gehören die im Folgenden näher beschriebenen Technologien der Firma Ebara.

1.1 Intern zirkulierende Wirbelschicht

Bei der Verwertung von Abfällen und anderen Reststoffen in der stationären Wirbelschicht kommt der horizontalen Durchmischung des Wirbelbettes eine besondere Bedeutung zu, da nur so ein weitgehend homogener Betrieb auch mit heterogenen Einsatzstoffen zu erreichen ist. Die Wirbelschicht-Technologien der Ebara wenden hierzu das Prinzip der *internen Zirkulation* an. Das Fluidisierungsmedium, zumeist Luft, wird durch Düsen am Boden des Reaktors eingeblasen. Sie durchströmt die Wirbelschicht mit unterschiedlichen Geschwindigkeiten: Von der Mitte zum Rand hin nimmt die Strömungsgeschwindigkeit zu (Abbildung 1a). Zusammen mit der geometrischen Gestaltung des Reaktorvolumens ergibt sich daraus eine ausgeprägte Zirkulation des Bettmaterials innerhalb der Wirbelschicht (Abbildung 1b).

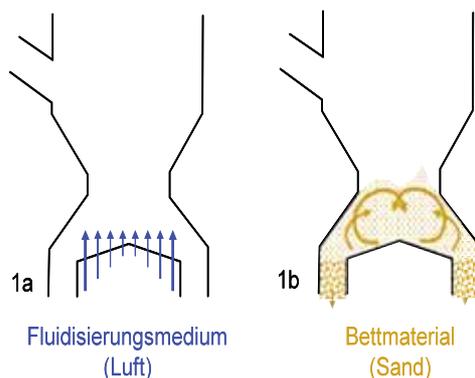


Abb. 1 Prinzip der intern zirkulierenden Wirbelschicht

Zusätzlich bewirkt die Abwärtsströmung des Bettmaterials in der Mitte des Wirbelbettes, dass auch Einzelstücke geringer Dichte nicht auf dem Wirbelbett aufschwimmen, sondern in das Bett gezogen werden und dort intensiv reagieren.

Während die ausgebrannten feinen Partikel gemeinsam mit den gasförmigen Produkten nach oben aus dem Reaktor ausgetragen werden, verbleiben die größeren nichtbrennbaren Bestandteile zunächst im Bettmaterial. An beiden Seiten des Düsenbodens wird aber das Bettmaterial kontinuierlich abgezogen. Es wird in einem externen Sandkreislauf aufbereitet. Im Wesentlichen wird dabei das Bettmaterial von den größeren metallischen und mineralischen Bestandteilen abgesiebt und zurück in den Reaktor gefördert.

Auf diese Weise wird der Aschegehalt im Bettmaterial auf einen Anteil von wenigen Prozenten begrenzt. Im Zusammenspiel mit entsprechend dimensionierten Beschickungseinrichtungen können so auch asche- und metallreiche Brennstoffe bis zu einer Stückgröße von 30 cm verwertet werden.

1.2 Wirbelschicht als Feuerung, Kessel oder Vergaser

Ebara baut seit 35 Jahren Wirbelschichtfeuerungen zur Verwertung von Abfällen. Bis heute wurden weltweit etwa 200 Anlagen nach diesem Prinzip realisiert. Die Erfahrungen flossen in die kontinuierliche Verbesserung der Technologie, aber auch in ganz neue Entwicklungen ein. Insbesondere die Diversifizierung der Anforderungen an eine Abfallverwertung hat dazu geführt, dass Ebara heute drei unterschiedliche Varianten der intern zirkulierenden Wirbelschicht am Markt anbietet:

- > Wirbelschichtfeuerung TIF für Hausmüll, Klärschlamm und ähnliches im mittleren Heizwertbereich
- > Wirbelschichtkessel ICFB für Ersatzbrennstoffe und heizwertreiche Industrie-Reststoffe
- > Wirbelschichtvergasung TwinRec mit integrierter Ascheverglasung für die kombinierte stoffliche und energetische Verwertung

2. Die Wirbelschichtfeuerung TIF

Die erste Wirbelschichtfeuerung TIF wurde 1980 in Japan für die Verwertung von Papierschlamm erstellt (Kapazität 18 t/h). Seitdem wurden über 140 Verfahrenslinien errichtet, davon ca. 2/3 für Hausmüll und 1/3 für industrielle Anwendungen.

Für die TIF-Technologie wurde vom Lizenznehmer Lentjes GmbH die Bezeichnung Rowitec™ verwendet. Über die grosse Anlage in Allington (England) und die Anlage der Fernwärme Wien wurde bereits berichtet [2–4].

Auch in Asien wurden im neuen Jahrtausend bereits 8 TIF-Anlagen realisiert, auch wenn sich im Heimmarkt Japan der Trend klar in Richtung Wirbelschichtkessel und Wirbelschichtvergasung verschoben hat. Während in Korea und Ja-

pan zuletzt Anlagen zur Verbrennung von Schlämmen aus Kläranlagen und Industrie realisiert wurden, stehen in China und Taiwan die Verwertung von Hausmüll im Vordergrund. So ging 2006 in Taiyuan City (China) eine TIF-Anlage mit drei Verfahrenslinien zur Verwertung von je 14 t/h Hausmüll in Betrieb.

TIF bewährt sich als robuste Wirbelschichttechnologie für eine Vielzahl von stückigen Abfällen, Schlämmen und Mischungen im unteren bis mittleren Heizwertbereich (Optimal bis ca. 12 MJ/kg). Charakteristisch ist der gute Ausbrand der Bettasche, die trocken und staubarm zur weiteren Aufbereitung und Verwertung zur Verfügung steht.

2.1 Klärschlammverwertungsanlage Bazenheid

Die erste Wirbelschichtfeuerung der Schweiz zur Verwertung von Klärschlamm und grobstückigen Abfallstoffen ist Anfang 2009 in Bazenheid SG in Betrieb gegangen. Die Anlage ist zur Energiegewinnung aus je 5 t/h mechanisch entwässertem Klärschlamm und festen Abfällen ausgelegt. Es kann eine breite Palette an festen, flüssigen oder pastösen Abfällen behandelt werden, wie z. B. geschreddertes Sperrgut oder Rückstände aus der biologischen Abfallbehandlung (Rottenmaterial).

Bei einer thermischen Leistung von 21 MW werden etwa 23 t/h Dampf (40 bar, 330 °C) zur Stromerzeugung oder Nutzung durch die benachbarte Industrie erzeugt.

Die Metalle werden sauber und trocken mit der Bettasche ausgetragen und können leicht abgetrennt und wiederverwertet werden.



Abb. 2 TIF Bazenheid: Blick in den kalten Feuerraum vor Fluidisierung und Abfallzugabe

3. Der Wirbelschichtkessel ICFB

Fossil befeuerte Dampfkessel-Kraftwerke unterscheiden nicht zwischen Feuerraum und Kessel. Der Brennstoff wird direkt im Kessel verbrannt; nur so sind minimale Energieverluste und die kompakteste Bauweise möglich. Diese Idee stand bei der Entwicklung des Wirbelschichtkessels ICFB Pate.

ICFB steht für «Internally Circulating Fluidized bed Boiler», zu Deutsch intern zirkulierender Wirbelschichtkessel.

Charakteristisch für diese Variante der stationären Wirbelschicht ist:

- > Sehr kompakte Bauweise, da die Wirbelschichtfeuerung vollständig in den Kessel integriert ist. Alle Feuerungswände bestehen aus Kessel-Membranrohrwänden und dienen der Energieerzeugung. Die effiziente Wärmeübertragung in den Kesselheizflächen im äusseren Bettbereich («Tauchheizflächen», Abbildung 3) ermöglicht eine weitere Verringerung der insgesamt notwendigen Heizflächen.
- > Die Tauchheizflächen ermöglichen eine schnelle und sehr effiziente automatische Anpassung des Betriebszustandes an wechselnde Abfalleigenschaften.

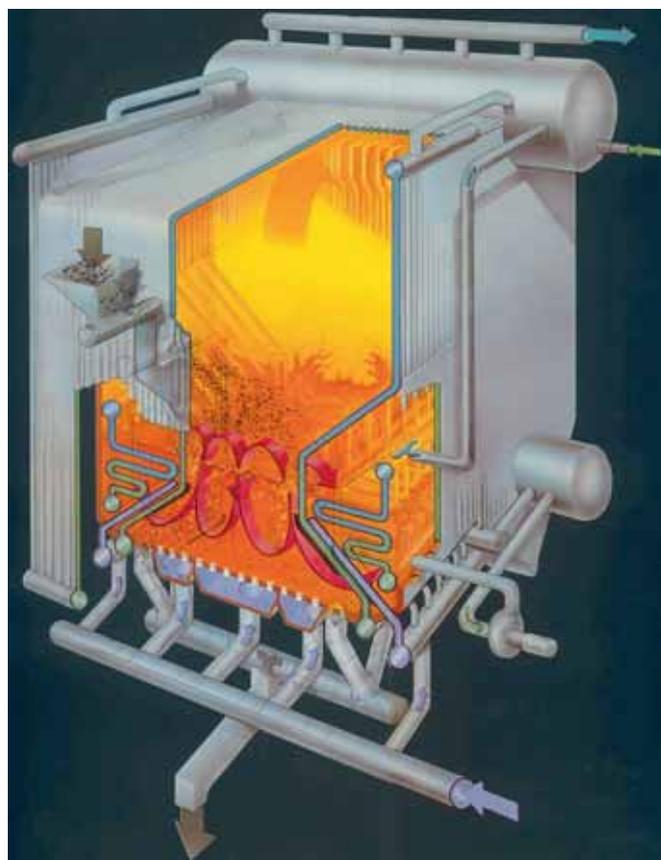


Abb. 3 Schematische Darstellung der ICFB-Technologie

- > Weiterhin wird so eine höhere Energieeffizienz durch Wahl erhöhter Dampfparameter erreicht, ohne dass sich die Lebensdauer des Überhitzers verkürzt.
- > Die Unterhaltskosten sind niedrig, da es im Feuerungsbereich keinerlei bewegte Teile gibt.
- > Für die einzelnen Abfallarten in der Mischung ist ein sehr breites Heizwertband von rund 2 bis 35 MJ/kg möglich. Durch die hervorragenden Mischungseigenschaften ergibt sich eine hohe Flexibilität auch bezüglich veränderten Abfalleigenschaften über die gesamte Betriebsdauer der Anlage. Jederzeit können «neue» Abfälle mitverwertet werden.
- > ICFB ist langjährig erprobt für eine Vielzahl unterschiedlicher Abfallarten und Anlagengrößen.

Vorteile wie auch bei anderen intern zirkulierenden Wirbelschichten:

- > Hervorragender Ausbrand auch inhomogener Abfälle, da der innere Bereich der Wirbelschicht als intern zirkulierende Wirbelschicht ausgebildet ist. Dies ergibt höhere Verweilzeiten für organische Bestandteile und einen problemlosen Abzug der inerten Aschebestandteile.
- > Abfallstückgrößen bis 300 mm sind akzeptierbar, damit geringer Aufbereitungsaufwand, insbesondere praktisch kein zusätzlicher Aufbereitungsschritt für Abfälle aus Vorbehandlungsanlagen
- > Einfache Rückgewinnung stückiger Metalle, falls der Abfall Metalle enthält – ohne Sinterung an andere Aschebestandteile.

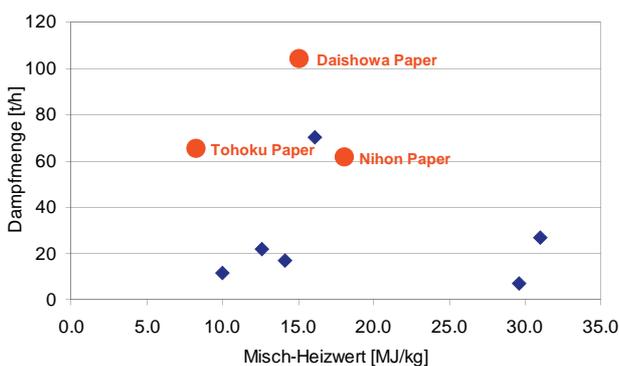


Abb. 4 Dampfmenge und Misch-Heizwert von ICFB-Kraftwerken. Die blauen Markierungen bezeichnen weitere Anlagen

3.1 ICFB Anlagen für die Papierindustrie in Japan

Die nachfolgende Grafik (Abbildung 4) fasst Dampfleistung und Heizwert einiger in ICFB-Technologie erstellten Wirbelschichtkessel zusammen. Die drei rot markierten Anlagen wurden zwischen dem Jahr 2000 und 2004 als Industriekraftwerke an die Papierfabriken Daishowa, Tohoku und Nihon in Japan geliefert. Sie erzeugen aus Papierschlamm, Altreifen, Kohle und Altholz 60–105 t/Dampf bei 460 °C und liefern ausser Prozessdampf 14–15 MW elektrischen Strom an das Netz.

Diese drei Anlagen gehören damit zu den grössten bisher gelieferten ICFB-Kraftwerken. Wie aus Abbildung 4 ersichtlich ist, decken die Auslegungsheizwerte der Abfallmischungen aber auch noch höhere Heizwerte ab (rund 30–32 MJ/kg), wenn Altreifen ohne Beimischung von anderen Abfällen thermisch verwertet werden.

Am Beispiel der Anlage Daishowa lässt sich zeigen, dass Abfall- und Brennstoffe unterschiedlichster Heizwerte in ein ICFB-Kraftwerk beschickt werden können: Der Mischheizwert ergibt sich im Wesentlichen aus etwa 80% Papierschlamm mit nur 3 MJ/kg und 10% Altreifen mit 33,7 MJ/kg. Auch die Zusammensetzung und das Abbrandverhalten dieser Abfall- und Brennstoffe sind sehr verschieden. Kohle wird als Zusatz- und insbesondere Backup-Brennstoff eingesetzt, weil in der Papierfabrik Daishowa zusätzlich mehrere Kohlekessel betrieben werden.

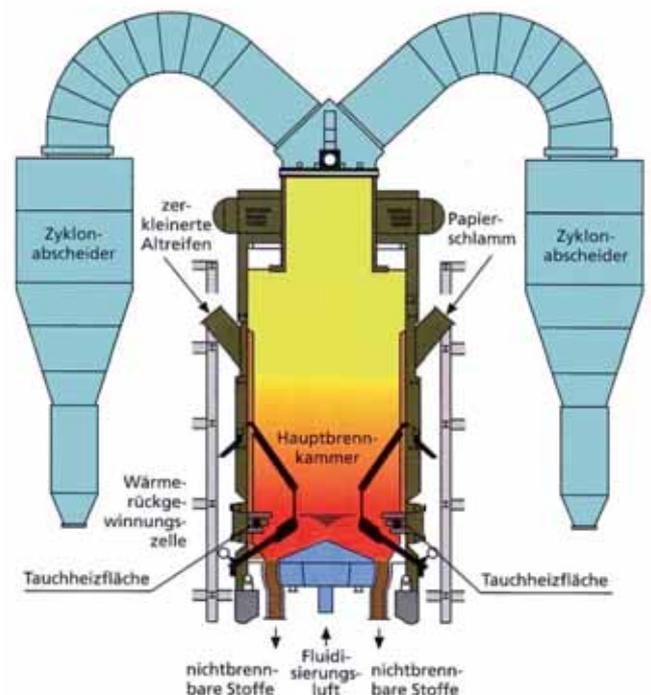


Abb. 5 ICFB Daishowa: Wirbelschichtkessel und Zyklonabscheider

Produkte: Ferromagnetisches und Aschen

Die in den zerkleinerten Reifen enthaltenen Drähte befinden sich nach dem Abbrand der organischen Substanz lose im Bettmaterial. Um die Drähte kontinuierlich auszuschleusen, wird Bettmaterial aus der Feuerung durch die Bettasche-austragsschächte abgezogen und auf ein Separationssystem mit mehreren Magnetabscheidern und Siebstufen aufgegeben. Die Eisendrähte werden von den Magnetabscheidern abgetrennt und ins Metallrecycling verkauft. Das Bettmaterial wird in die Feuerung recycelt.

Zwischen dem Feuerraum-Austritt und den Nachschaltflächen befinden sich zwei Trägheits- und Zyklonabscheider. Diese scheiden einen Grossteil der Flugasche bei einer Temperatur von rund 850 °C aus dem Abgas ab. Die Flugaschefraktion weist eine niedrige Chlorid-Konzentration auf, da noch keine Einbindung von Chloriden an die kalkhaltige Asche erfolgt ist. Entsprechend erfüllt sie die strengen Anforderungen für eine Verwertung im Zementwerk (Abbildung 5).

3.2 ICFB Ersatzbrennstoffkraftwerk im Industriepark Hoechst (Deutschland)

Im Industriepark Hoechst beim Frankfurter Flughafen wird 2010 eine ICFB Anlage in Betrieb genommen. Die Anlage wird mit drei Wirbelschichtkesseln zusammen 250 t/h Dampf erzeugen, aus dem 68 MW elektrischer Energie gewonnen und Prozessdampf für die Industriebetriebe zur Verfügung gestellt wird.

Die Anlage kann bis zu 675 000 t Ersatzbrennstoffe, also Reststoffe aus der mechanischen Abfallaufbereitung, verwerten.



Abb. 6 ICFB Industriepark Hoechst: Aussenansicht vor der Inbetriebnahme 2010

4. Die Wirbelschichtvergasung TwinRec

4.1 Hintergrund: Situation in Japan

Die Entwicklungen zur Vergasung der Rückstände aus der thermischen Abfallbehandlung starteten in Japan und in Europa in etwa parallel in den 80-er Jahren. Während in Europa insbesondere die giftigen Filterstäube im Mittelpunkt standen, ging der Trend in Japan schon bald zur Vergasung auch der groben Bettasche (Schlacke) der Abfallverbrennung, um die gesamten Reststoffe zu verwerten, statt sie auf teuren Deponien abzulagern. Auch in Japan war man sich bald des hohen Energieaufwandes und der verfahrenstechnischen Tücken bei der Vergasung grober, heterogener Materialien bewusst, ohne allerdings von dem Ziel einer nachhaltigen Reststoffbewirtschaftung wieder abzurücken. Durch öffentliche Subventionen wurde ein umfassender Wettbewerb zwischen konkurrierenden Konzepten ermöglicht.

Anders als in Europa wurden allerdings die meisten Verfahren von Firmen entwickelt, die bereits langjährige Erfahrung in der Abfallbehandlung hatten. Bevor Lieferanten am Wettbewerb für subventionierte Anlagen teilnehmen durften, mussten sie über eine Autorisierung der Behörden verfügen. Diese wurde aufgrund detaillierter Prüfberichte zu einem mindestens dreimonatigen kontinuierlichen Betrieb einer 1 t/h-Pilotanlage erteilt.

Durch dieses Umfeld konnten Vergasungsverfahren seit 1998 enorm an Marktanteil zulegen und haben mittlerweile in Japan eine grosse Verbreitung erreicht. In nur 6 Jahren ist ihr Anteil an der Gesamtkapazität der thermischen Behandlungsanlagen auf über 20% angestiegen. In den letzten Jahren wurden ca. 75% der Neuaufträge für Anlagen mit Ascheeinschmelzung vergeben.

Während Altanlagen bis heute noch mit nachgeschalteten, separaten Schmelzanlagen ausgerüstet werden, steht für Neuanlagen die Integration und energetische Optimierung der Asche-Einschmelzung im Vordergrund. Ende 2005 waren bereits über 70 Anlagen mit integrierten Schmelzverfahren in Betrieb, mit einer Gesamtkapazität von rund 4 Millionen Tonnen Abfall pro Jahr.

Es hat sich gezeigt, dass die Kombination einer Abfallvergasung in einer ersten Stufe mit einer Schmelzanlage als zweite Stufe prozesstechnisch besonders vorteilhaft ist, da so die Energie des Abfalls zur Vergasung eingesetzt werden kann, ohne ein separates Recycling der inerten und metallischen Grobfractionen zu verhindern.

4.2 Von der Wirbelschichtverbrennung zur Vergasung mit Asche-Einschmelzung

Als Spezialist für abfalltolerante Wirbelschichtverbrennungen war Ebara in einer guten Ausgangslage, ein integriertes Schmelzverfahren auf der Basis der intern zirkulierenden

Wirbelschicht zu entwickeln. Auch ein Schmelzverfahren, entwickelt zur Direktverglasung getrockneter Klärschlämme war im Hause bereits vorhanden.

Im Jahr 1995 ging dann die erste Pilotanlage nach dem TwinRec-Verfahren in Betrieb.

TwinRec ist im Kern die Kombination einer Wirbelschichtvergasung mit einer Zyklon-Schmelzkammer. Im Vergaser wird wiederum ein Bett aus Sand durch aufströmende Luft fluidisiert und in eine interne Zirkulationsbewegung versetzt. Wie bei einer stationären Wirbelschicht verbleibt der Sand aber im unteren Teil des Reaktors. Der Abfall, z. B. geschredderter Hausmüll, wird über dem Wirbelbett eingetragen und dann mit 20–30% des rechnerischen Luftbedarfs bei einer Temperatur von ca. 580 °C rasch ent- und vergast.

Der Vergaser wird bei leichtem Unterdruck und nur mit Luft betrieben. Durch die Luftströmung wird nicht nur das Brenngas, sondern auch die feine Asche und die nicht vollständig vergasteten Partikel (Koks) nach oben aus dem Vergaser ausgetragen und in die Zyklon-Schmelzkammer überführt.

Die gediegenen Metalle und die größeren mineralischen Aschebestandteile (Steine, Glas, Keramik) verbleiben zunächst im Sandbett und werden aufgrund des kontinuierlichen Abzugs von Bettmaterial allmählich aus dem Vergaser ausgelesen. Diese Mischung wird extern abgesiebt; der Sand wird zurück in das Wirbelbett transportiert. Die abgetrennte Mischung von Inertmaterial und Metallen kann mit konventioneller Trenntechnik mit ausgezeichneten Resultaten weiter aufbereitet werden, da einerseits alles organische Material entfernt wurde, andererseits bei den Temperaturen in der Wirbelschicht keine Versinterung oder gar ein Schmelzen der Metalle auftritt.

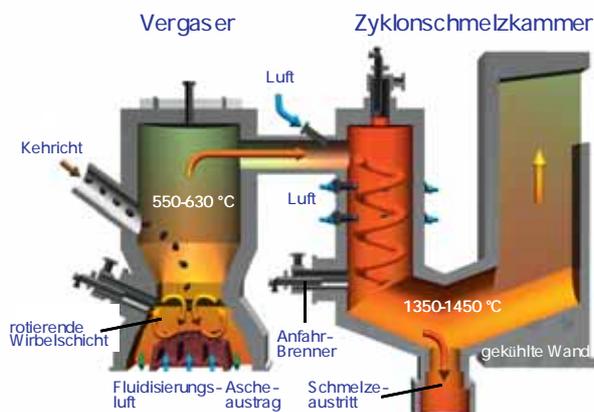


Abb. 7 Die Kernkomponenten des TwinRec-Verfahrens: Wirbelschichtvergasers und Zyklon-Schmelzkammer

Kurz gesagt verlässt die Organik und der Staub den Vergaser nach oben, das Grob-inerte und die Metalle nach unten.

Im zweiten Verfahrensschritt, der Zyklon-Schmelzkammer, wird durch tangentielle Luftzugabe eine schraubenförmige Strömung bewirkt, die die Feinasche an die Wände fördert. Zugleich wird der energetische Gehalt des Stoffstromes freigesetzt. Die so erzielte Temperatur von ca. 1400 °C reicht aus, um die Asche aufzuschmelzen. Die Schmelze läuft langsam durch die Schmelzkammer und verlässt diese zähflüssig. Ein Wasserbad dient zur Kühlung und Granulierung. Das Granulat ist hoch auslaugbeständig und daher für diverse Anwendungen, vor allem im Tiefbau, geeignet und genehmigungsfähig. Die Zyklon-Schmelzkammer ist gleichzeitig die erste Stufe der Energierückgewinnung, indem der überschüssige Teil der Energie zur Dampferzeugung verwendet wird (gleichzeitige Kühlung der Ausmauerung).

Der Zyklon-Schmelzkammer schliessen sich weitere Stufen des Dampfkessels und eine konventionelle Rauchgasreinigung an. Bei den hohen Temperaturen in der Schmelzkammer werden flüchtige Metalle und Metallsalze verdampft, die dann stromabwärts wieder kondensieren und in der Flugasche als Konzentrate abgeschieden werden.

4.3 TwinRec-Produkte zur Verwertung

Metalle

Metalle lassen sich aus der Vergaser-Bettasche sehr effizient abscheiden, da aufgrund der niedrigen und homogenen Temperatur von rund 600 °C keine Versinterungen mit anderen Aschebestandteilen auftreten. Das Material wird zudem trocken ausgelesen, wodurch die von Rost-Entschlackern bekannten zementartigen Verfestigungsreaktionen entfallen. Aufgrund der reduzierenden Atmosphäre im Vergaser werden gediegene Metalle nicht zusätzlich oxidiert. Der Rückgewinnungsanteil für Aluminium ist hoch, da die Vergasertemperatur unterhalb der Schmelztemperatur von Aluminium liegt. Enthält der Abfall Kupfer (z. B. aus Litzen), steht dieses wertvolle Metall ebenfalls in gereinigter Form zur Verwertung selbst sehr kleiner Einzelpartikel zur Verfügung.

Glas

Wie im Kapitel zu Kawaguchi beschrieben, erfüllt das Glas die strengen japanischen Auslauggrenzwerte. Sämtliche TwinRec Anlagen geben das Glas zur Verwertung ab; im Jahr 2003 waren dies bereits rund 30–40 000 Tonnen.

Die Verwertung erfolgt in folgenden Anwendungen:

- > Aggregat für Betonanwendungen im Hoch- und Tiefbau
- > Füllstoff für Asphalt
- > Aggregat für Backsteine, Wegplatten, etc.
- > Sand-/Kiesersatz im Strassenuntergrund

Glas aus TwinRec Anlagen wurde entsprechend den verschiedenen Ländervorschriften und der EU-Deponieverordnung getestet und könnte z. B. in Deutschland gemäss Test DEV S4, DIN 38 414-4 «LAGA Z2» verwertet werden. In der Schweiz wurde im sog. Strasbourg-Test die Langzeitstabilität des Glases bestätigt [6]

Ebara hat bis Ende 2005 insgesamt 9 TwinRec-Anlagen mit 20 Verfahrenslinien an öffentliche und private Kunden übergeben, davon sechs für Hausmüll und 3 für diverse Industrieabfälle. Eine weitere Anlage mit einer Kapazität zur Verwertung von 170 000 Tonnen Industrieabfällen pro Jahr wird im Sommer diesen Jahres in Tokio in Betrieb gehen.

Im Folgenden wird je ein Beispiel für industrielle Abfälle und für Hausmüll ausgeführt.

4.4 TwinRec Aomori – Verwertung der Shredderleichtfraktion

Die weltgrösste Anlage zur Verwertung von Shredder-Leichtfraktion (Reststoffe des Shredders = RESH) wurde Anfang 2000 in Aomori, Japan in Betrieb genommen. Es ist zugleich die erste Grossanlage nach dem TwinRec-Verfahren. Sie hat eine thermische Kapazität von 2×40 MW und ist zur Behandlung von $2 \times 60\,000$ t RESH pro Jahr ausgelegt. Bei Bedarf können zusätzliche Mengen an Klärschlamm mitbehandelt werden, bis zu ca. 30% der RESH-Menge. Allerdings kann die Anlage auch ausschliesslich mit RESH betrieben werden.

Die RESH wird von 5 Shredderanlagen angeliefert und ohne jede Vorbehandlung in den Vergaser eingebracht. Ähnlich wie hierzulande behandeln diese Shredder ausser Altautos noch unterschiedliche Anteile an «Weisser Ware» und ähnlichem Schrott. Weiterhin wird auch der nichtmetallische Anteil der Shredderschwerfraktion («Gummifraktion») und weiterer Sekundärabfall der Metallaufbereitung mitbehandelt. Im Gegenzug werden die metallhaltigen Fraktionen nach der TwinRec-Behandlung wiederum in den Metallaufbereitungsanlagen (z. B. Schwimm-Sink-Anlagen) weiterverarbeitet.

Auch ein Teil des per Dampfturbine erzeugten Stroms wird von den Shredderwerken abgenommen. Das Glasgranulat wird aufgemahlen und als Asphalt-Füllstoff im Strassenbau verwertet. Die metallreiche Flugasche wird zur Metallverwertung an die Hüttenindustrie abgegeben.

Mit ca. 1 000 000 t verwertetem Material ist die Anlage die weltgrösste RESH-Verwertungsanlage. Als besondere Herausforderung stellte sich der Betrieb des Dampfkessels heraus. Die Ablagerungen durch die Sekundär-Flugasche waren weit stärker als erwartet und zeichneten sich auch durch besondere Hartnäckigkeit aus. Durch Verbesserungen der Reinigungsmethoden einschliesslich der Einführung von Sprengreinigung, Optimierung der Verfahrensführung und auch durch Umbauten des Kessels konnten die Probleme gelöst werden. Da der Heizwert der RESH im Durchschnitt nied-

riger liegt als projektiert, wird die Anlage jetzt sogar häufig über 100% der mechanischen Kapazität betrieben, und eine zunehmende Vielfalt weiterer Abfälle wird zusätzlich behandelt, wie z. B. Tiermehl und Klinikabfälle.

4.5 TwinRec Kawaguchi – Verwertung von Hausmüll

Als Beispiel für die Hausmüllverwertung wird die Anlage «Asahi Clean Center» in Kawaguchi (Grossraum Tokio) beschrieben. Diese TwinRec-Anlage zeichnet sich im Vergleich zu Aomori folgendermassen aus:

- > Design für maximale Verwertung der Produktfraktionen und damit maximale Einsparung von Deponieraum.
- > Mit-Einsmelzen von Rostasche einer benachbarten Rostfeuerung.
- > Verglasung auch der eigenen mineralischen Bettasche nach Aufmahlung
- > Sauerstoffanreicherung der Sekundärluft, da der Hausmüll-Heizwert sehr niedrig ist und zusätzlich Fremdasche mitbehandelt wird

Das Asahi Clean Center in Kawaguchi wurde mitten in einem dicht besiedelten Gebiet errichtet (Abbildung 8) und muss deshalb sehr hohe Anforderungen an den Umweltschutz und auch an die visuelle Gestaltung erfüllen. Neben dem TwinRec-Verfahren als Kernprozess sind am Standort noch Aufbereitungsanlagen für Separatsammlungen (Glas, Metall, Plastik, Papier und Karton), Schulungsräume, Ausstellungen zu Recycling und Umweltschutz, ein Restaurant sowie ein Hallenbad, welches durch Abwärme der TwinRec Anlage beheizt wird, untergebracht.

Die TwinRec Anlage verwertet Hauskehricht aus der Stadt Kawaguchi und von einem Nachbarort. Rost-Asche wird von der lokalen Verbrennungsanlage angeliefert. Die



Abb. 8 Das Asahi Clean Center in Kawaguchi

Anlage wurde planmässig in Betrieb genommen und im Dezember 2002 an den Kunden übergeben. Erfahrungen aus den früheren Pilotanlagen und aus der Grossanlage in Aomori sind eingeflossen und erlauben einen sicheren und effizienten Betrieb. Anlässlich des Abnahmetests wurden sämtliche Garantiewerte eingehalten, insbesondere auch der Dioxin-Furan-Wert von 0,05 ng TEQ/m³.

Die Anlagekapazität beträgt 420 t/d (Tonnen pro Tag) Hauskehricht und 37 t/d Rostasche in 3 Verfahrenslinien. Mit der zurückgewonnenen Energie aus dem Kessel (Dampfproduktion je Linie 25,8 t/h bei 40 bar und 400 °C) werden maximal 12 MW Elektrizität erzeugt. Diese decken den Eigenbedarf der TwinRec-Anlage und des gesamten Asahi Clean Centers. Die überschüssige Elektrizität wird an die Tokyo Electric Power Corporation verkauft. Zusätzlich wird Dampf an Einrichtungen des Zentrums (Aufbereitungsanlagen; Hallenbad) geliefert.

Spezielle Eigenschaften des Asahi Clean Centre

> Mit-Einschmelzen von KVA-Rostfeuerungs-Asche:

Die TwinRec Anlage trägt wesentlich zur Reduktion der letztendlichen Abfallmenge der Stadt Kawaguchi bei, da Hauskehricht und Rostfeuerungs-Asche gemeinsam verglast und als Bauprodukt wiederverwertet werden. Die Rostfeuerungs-Asche macht rund 13% des Kehrichtinputs aus.

Die Rostfeuerungs-Asche wird in einem separaten Bunker angenommen, anschliessend gefördert und bei der Beschickung in die drei Vergaser mit dem Hauskehricht zusammengeführt. Während der Inbetriebnahme traten gewisse Schwierigkeiten bezüglich Anhaftungen und Abrasion im Bereich der Förderer auf. Bezüglich des Betriebs des Vergasers, der Schmelzkammer und der Rauchgasreinigung traten keinerlei negativen Auswirkungen der Rostasche-Zugabe auf. Nach kleineren Anpassungen an den Förderaggregaten läuft dieser Verfahrensbereich sehr stabil. Die mittlere Beschickungskapazität zwischen Dezember 2002 und Mai 2003 betrug 11,4 t/d und Linie.

> Reduktion der endgültigen Abfallmenge zur Deponierung:

Um die letztendlich zu deponierende Abfallmenge weiter zu verringern, wird die verfahrensinterne Verglasungsrate durch Rückführung von Flugasche vom Gewebefilter in den Vergaser erhöht. Seit Januar 2003 wurde die Flugasche-Rückführungsrate stufenweise erhöht, bei gleichzeitiger Erstellung von Massenbilanzen und Untersuchung der Glasqualität. Es konnte gezeigt werden, dass die Verglasungsrate durch Flugasche-Rückführung ansteigt und Werte von über 90% erreicht. Dabei bleibt die Glasqualität stabil und erlaubt eine effiziente Verwertung des Glases in der Bauindustrie. Die Anlage Kawaguchi ist zusätzlich auch hinsichtlich der hochwertigen Verwertung der Aschefraktion aus dem Vergaser optimiert.

Nachdem in ersten Trennstufen wertvolles Eisen und Aluminium rückgewonnen werden, wird die verbleibende inerte Vergaserbetasche gebrochen, aufgemahlen und wieder dem Vergaser zugeführt. Sie gelangt dann aufgrund der feinen Körnung in die Asche-Schmelzkammer und wird als Bestandteil des Glases hochwertig verwertet.

> Kein Einsatz von fossilen Brennstoffen durch Einsatz von Sekundärluft-Sauerstoff-Anreicherung

Der mittlere Heizwert des Hauskehrichts in Kawaguchi beträgt lediglich 8340 kJ/kg. Daraus resultieren rund 7800 kJ/kg Heizwert für die Mischung aus Hauskehricht und Rostfeuerungs-Asche. Durch Einsatz von Sauerstoff-Anreicherung für die Sekundärluft kann auch diese Mischung im TwinRec Verfahren ohne Einsatz von fossilen Brennstoffen verglast werden. Zusätzlich führt dies zu einer Reduktion der Abgasmenge. Die Sauerstoffanreicherung erfolgt durch Druck-Wechsel-Absorption.

> Niedrige Emissions-Garantiewerte und Rückstandsminimierung aus der Abgasreinigung

Die Anlage verfügt über einen Nasswäscher, um Reingaswerte von kleiner 1 ppm HCl und SO_x zu ermöglichen, ohne dafür eine höhere Menge an Absorbens einzusetzen und entsprechend eine minimale Menge an Rückstandsprodukten zu erzeugen. Durch Zugabe von Additiven zum Absorbens werden die Schwermetallkonzentrationen auf sehr niedrige Werte reduziert (z. B. Quecksilber 0,005 mg/Nm³).

Betriebswerte

Als Abschluss der Inbetriebnahmephase wurden Ende 2002 Garantiemessungen von einer unabhängigen Prüfstelle durchgeführt. Die Abgaswerte unterschreiten die selbst-auferlegten Garantiewerte, welche wiederum weit unterhalb der Werte nach der Nationalen Gesetzgebung liegen. Die Glasqualität ist besser als von der lokalen «Richtlinie zur effizienten Verwertung von Glas in der Präfektur Saitama» verlangt wird. Die aufgeführten Auslaugwerte wurden mit dem japanischen Auslaugtest ermittelt. Dabei wird das auf kleiner 2 mm gebrochene Glas während 6 Stunden in destilliertem Wasser geschüttelt (Feststoff-Flüssigkeitsverhältnis 1:10). Der Wirkungsgrad der Elektrizitätserzeugung betrug 17,1% und ist damit höher als der Garantiewert von 15%.

Nach Deckung des Eigenbedarfs der TwinRec Anlage und des Asahi Clean Centers, werden noch ca. 9% der mit dem Abfall eingebrachten Energie ans Netz abgegeben. Während des Abnahmetests wurde Stadtgas ausschliesslich zum kurzzeitigen Betrieb des Schlacke-Auslass-Brenners verwendet. Damit konnte die autotherme Vergasung und Ascheeinschmelzung bestätigt werden. Zudem wurde während des Abnahmetests nachgewiesen, dass die Anlage bei Not-Aus und

bei Abtrennung vom Strom-Netz sicher abgefahren und anschliessend ohne Probleme wieder in Betrieb genommen werden kann.

Da die Gesamtkapazität der Anlage die verfügbare Abfallmenge übersteigt, werden abwechselnd 2 und 3 Linien betrieben. Der Durchsatz einer Linie im Dauerbetrieb liegt im Schnitt leicht über der Nennkapazität. Die Anlage arbeitet mit drei jährlichen Wartungs-Stops pro Linie.

5. Ausblick: Renaissance der Wirbelschicht?

Mit der Einführung des Deponieverbotes in der Schweiz und der Etablierung zahlreicher Recyclingverfahren hat sich auch in der Schweiz das (Sekundär-) Abfallaufkommen differenziert. Auf der anderen Seite stehen etablierte Verwertungswege, wie das Ausbringen von Klärschlamm in der Landwirtschaft, nicht mehr zur Verfügung. Europaweit nimmt die Zahl immer weiter aufbereiteter Abfallströme weiterhin zu, für die konventionelle Rostverbrennungsanlagen häufig keine optimale Behandlungsmethode bieten.

Die wichtigste Vorbedingung einer Wirbelschicht, eben die Begrenzung der Korngrösse auf ein technologiespezifisches Maximum, wird immer häufiger im Rahmen der Aufbereitung bereits erfüllt. Auf der anderen Seite eröffnet die Bereitstellung einer trockenen, staubarmen und sauberen Bettasche neue Möglichkeiten der Metallrückgewinnung und Verwertung der mineralischen Grobfraction im Baubereich.

Die bessere Abtrennung des Feinmaterials in Richtung Flugasche führt zu einer Entfrachtung der Bettasche auch von den Schwermetallen. Für die Flugasche wiederum haben sich in den letzten Jahren neue Verwertungsmöglichkeiten eröffnet, so dass die Verwertungs- bzw. Entsorgungskosten dieser Aschen auf einen Bruchteil des Betrages zu Anfang der 90-er Jahre gesunken sind.

Alternativ stehen, wie beschrieben, jetzt auch bewährte und effiziente Technologien zur Asche-Einschmelzung zur Verfügung, so dass auch aus den Aschen belasteter Abfälle inerte Produkte zur Verwertung erzeugt werden können.

Sekundärfractionen, Ersatzbrennstoffe und Stabilate werden häufig im Hinblick auf die energetische Verwertung erzeugt. Der Mitverbrennung in konventionellen Kraftwerken sind aber technische, ökologische und marktwirtschaftliche Grenzen gesetzt, so dass sich zwischen Abfallentsorgung und reinem Kraftwerk ein neuer Markt für die energetische Verwertung inhomogener Brennstoffe öffnet. Technische Lösungen für diesen Markt müssen tolerant gegenüber typischen Eigenschaften von Abfällen sein, und das verbliebene Schadstoffpotenzial dieser Stoffe kontrolliert zerstören oder konzentrieren. Dabei soll insgesamt ein hoher energetischer und ökologischer Wirkungsgrad erreicht werden.

Die Wirbelschicht-Technik hatte sich in den 80-er und 90-er Jahren in Europa weitgehend in die Nische «Klärschlammverbrennung» zurückgezogen. Auch in der Schweiz wird Klärschlamm in einer Reihe von Wirbelschichtfeuerungen unterschiedlicher Technologie und Kapazität verbrannt, wobei nur die Regionale Entsorgungsanlage in Niedergösgen (RENI) ausser Klärschlamm auch kleinteilige Feststoffe wie Papierproduktions-Abfälle und Altholz verwertet.

Mit den erhöhten Anforderungen an die stoffliche UND energetische Verwertung von Abfällen und der Verfügbarkeit aufbereiteter Abfälle und Industrieaktionen in grossen Mengen wächst die Zahl der Anwendungen für die verschiedenen Varianten der Wirbelschicht-Technologien.

Insbesondere die stationäre, intern zirkulierende Wirbelschicht mit ihrer hohen Toleranz bzgl. Stückgrösse und Inhomogenität der Einsatzstoffe konnte seit Anfang dieses Jahrtausends erfolgreich in zahlreichen neuen Anwendungen eingesetzt werden.

Mit den Varianten Wirbelschichtkessel und Wirbelschichtvergasung (mit Asche-Einschmelzung) können sowohl heizwertreiche Fraktionen, als auch Industrieabfälle bis hin zu gefährlichen Abfällen (Sonderabfällen) abgedeckt werden.

6. Zusammenfassung

Seit den 70-er Jahren haben sich durch Weiter- und Neuentwicklungen auf der Basis der intern zirkulierenden Wirbelschicht immer zahlreichere Anwendungsbereiche für diese Abfallverwertungs-Technologien erschlossen:

Die Wirbelschichtverbrennung (TIF, Rowitec) eignet sich zur Behandlung z. B. von geschreddertem Hausmüll, oft in unterschiedlichen Mischungsverhältnissen mit Klärschlamm und kann heute mit mechanischen Kapazitäten bis zu 20 t/h pro Verfahrenslinie realisiert werden.

Als Wirbelschichtkessel ICFB steht die Technologie zur Verwertung heizwertreicher Mischungen von Ersatzbrennstoffen, Spuckstoffen, Altholz, Altreifen und ähnlichem zur Verfügung. Die in den Kessel integrierte Wirbelschicht ermöglicht eine kompakte Bauweise bei hohem elektrischen Wirkungsgrad und niedrigen Investitionskosten.

Mit der Wirbelschichtvergasung TwinRec ist der Durchbruch bei der energieautarken integrierten Ascheverglasung gelungen. Sowohl Hausmüll als auch Shredderleichtfraction und andere industrielle Abfälle können ohne Einsatz fossiler Energie in stabiles Glasgranulat und andere verwertbare Produkte konvertiert werden. Der energetische (elektrische) Wirkungsgrad entspricht demjenigen vergleichbarer konventioneller Technologie.

In einer immer stärker differenzierten und spezialisierten Abfallwirtschaft bietet die Wirbelschichttechnik attraktive neue Lösungen für neue und alte Abfälle.

Literatur

[1] Müller, H.: Verbrennungs- und Emissionsverhalten von Abfällen in der Wirbelschichtfeuerung, Thomé-Kozmiensky K. J. (Hrsg.): Verfahren und Stoffe in der Kreislaufwirtschaft, EF-Verlag GmbH, Berlin 1995.

[2] Schumacher, W. et al: Abfallverbrennung in der Wirbelschicht – Neues Anlagenkonzept in Allington, Optimierung der Abfallverbrennung 3, TK Verlag Karl Thomé-Kozmiensky, Neuruppin 2006.

[3] Strauss, T. et al.: Wirbelschichtofen zur Verbrennung von Klärschlamm und Ersatzbrennstoff, Thomé-Kozmiensky K.J. (Hrsg.): Optimierung der Abfallverbrennung 1, TK Verlag Karl Thomé-Kozmiensky, Neuruppin 2004, S. 403 – 442.

[4] Hollauf, B. et al.: Wirbelschichtöfen zur Verwertung unterschiedlicher Ersatzbrennstoffe in Österreich, Thomé-Kozmiensky K. J. und Beckmann, M. (Hrsg.): Ersatzbrennstoffe 5, TK Verlag Karl Thomé-Kozmiensky, Neuruppin 2005, S. 456 – 465.

[5] Iida, Y. et al: Notes on the Fluidized Bed Gasification and Ash Melting Facility at the Asahi Clean Center in Kawaguchi City, Japan; Ebara Engineering Review No. 201, Oct. 2003.

[6] Perret, D. et al: Thermodynamic stability of waste glasses compared to leaching behaviour, Applied Geochemistry 18 (2003) S. 1165–1184.

> KVA, verkannte Kraftwerke – KVA, verkannte Bergwerke

Optimierte Energieverwertung und Sortieren nach der thermischen Behandlung – von der Abfallverwertung zu einer durchdachten Stoffbewirtschaftung

Edi Blatter

Direktor SATOM SA, Z.I Boeuferrant, 1870 Monthey

KVA in urbanen Gebieten können die im brennbaren Abfall enthaltene Energie in Kaskade mehrfach verwerten: Zur Stromproduktion, als Prozessdampf für die Industrie, für Fernwärmenetze und zur Beheizung von Gewächshäusern. Neue Technologien wie die Trockenentschlackung der Öfen erlauben es aus den Verbrennungsrückständen stückige Metalle in hoher Reinheit zurückzugewinnen. Eine derart effiziente Abfallverwertung bleibt nicht ohne Einfluss auf die Ansprüche an die Sammellogistik.

Keywords: recovery, bottom ash, energy, district heating

1. Schweizer KVA, verkannte Kraftwerke

Kehrichtverbrennungsanlagen (KVA) wurden zur Beseitigung von brennbaren Abfällen gebaut. Bald wurde aber erkannt, dass Abfälle viel Energie enthalten und zunehmend wurde insbesondere in der Schweiz mit Abfällen Strom, und Wärme für Fernwärmenetze produziert. Die schweizerischen KVA haben sich zu Energiezentralen gewandelt. Sie produzieren 3,2% des in den Schweizer Haushalten verbrauchten Stromes, liefern Prozessdampf an Industrie und Gewerbe und beheizen ganze Städte: sie liefern fast 3% des schweizerischen Energieendverbrauches.

1.1 Optimierte Energieproduktion in den KVA

Bei Kesselwirkungsgraden über 85% sind die KVA-Öfen den modernen Biomassekraftwerken absolut ebenbürtig. Strengere Vorschriften machen aber die Abluftreinigung aufwendiger und energieintensiver. Allerdings ist die Abluftreinigung in der Tat oft noch nicht energieoptimiert. Trockene Abluftbehandlung, nicht-katalytische Entstickung der Rauchgase, oder auch Wärmetauscher über die Wäscher und über die Katalysatoren bei katalytischer Entstickung bringen wesentliche Energieeinsparungen. Diese könnten oft mit wenig Aufwand realisiert werden. Schwache Energieerlöse in KVA fördern deren Umsetzung nicht.

Wie mit Kohle, Biomasse (Holz) und Schweröl hat die thermische Stromproduktion mit Abfall – bestehend aus dem Brennstoffgemisch Holz und Kunststoffe – bescheidene Wirkungsgrade. Weil sich aber der Brennstoff Abfall aus hygienischen Gründen nur teilweise lagern lässt, hat sich in den KVA die Stromproduktion trotzdem durchgesetzt, denn Strom kann das ganze Jahr abgegeben werden. Immerhin hat Strom eine hohe energetische Wertigkeit, die beispielsweise beim Betrieb von Wärmepumpen offensichtlich wird. Traditionelle Fernwärmenetze haben relativ hohe Vorlauftemperaturen um 130°C bis 150°C. Wärmeabgabe bei dieser Temperatur reduziert die Stromproduktion merklich und sie bleibt saisonal beschränkt. Die beste Energienutzung realisieren KVA, wenn sie Prozesswärme an die Industrie abgeben können. Die industriellen Prozesse brauchen meistens Prozessdampf bei 6 bar, 8 bar oder 16 bar. Dieser kann von den KVA problemlos bereitgestellt werden.

1.2 KVA als treibende Kraft im industriellen Energieverband

KVA, die Prozessdampf an die Industrie abgeben können, haben das Potential die Energienutzung im Verband zusammen mit Industriebetrieben zu optimieren. Industrien sind selten bereit, ihre Abwärme für Fernwärmenetze oder andere, ausserbetriebliche Nutzungen zur Verfügung zu stellen. Sie wol-

len und können keine Versorgungspflicht bei abgestellter Produktion wahrnehmen. Das redundante Bereitstellen von Öl- oder Gasheizungen für Fernwärmenetze verursacht hohe Kosten und insbesondere die Gasnetzbetreiber, deren Netze im Wettbewerb mit der Fernwärme stehen, verlangen zu deren Bekämpfung hohe Leistungsabgeltungen. Liefert aber die KVA der Industrie den Prozessdampf, lässt sich diese meistens zur Rückgabe der ungenutzten Abwärme verpflichten und steht die Industrie in der Heizperiode einmal still, kann die KVA das Fernwärmenetz direkt versorgen, eine Versorgung, die also selbst bei Unterbrüchen in der Gasversorgung gesichert bleibt.

1.3 Kaskadennutzung der Energie aus Abfällen – am Beispiel der SATOM SA

Die Vorstellung, dass mit der Energie der Abfälle nur Strom, oder nur Prozessdampf produziert, oder nur Fernwärmenetze und Gewächshäuser beheizt werden können, ist falsch. Grundsätzlich können diese vier Arten der Energieverwertung kaskadenartig realisiert, und zum gesamten Energieeinsparpotential aufaddiert werden! Überhitzter Kesseldampf von 50–60 bar kann bis auf 10–20 bar zur Stromproduktion entspannt werden. Als Prozessdampf gibt er in der nächsten Stufe die Kondensationswärme an die Industrie ab und die Industrie kann ihre Abwärme in das Fernwärmenetz einspeisen. Die Rücklaufstemperatur des Fernwärmenetzes kann bei Bedarf (falls nicht ohnehin industrielle Abwärme im Überfluss vorhanden ist) mit der Restwärme der Rauchgase der KVA nochmals angehoben werden und steht zur Beheizung von Gewächshäusern zur Verfügung. Eine solche Energienutzung in Kaskade ist nur bei grossen installierten Kesselleistungen wirtschaftlich möglich und dies trifft bei den Kesseln der schweizerischen KVA meistens zu. Die SATOM SA in Monthey realisiert zurzeit das Konzept der kaskadenartigen Energienutzung. Der Prozessdampf wird an eine Raffinerie geliefert und deren Abwärme speist ein Fernwärmenetz, welches im Notfall auch direkt von der KVA versorgt werden kann. Die grossen Ebenen im Rhonebecken des Chablais eignen sich ideal für Gewächshäuser. 60 ha Land wären in unmittelbarer Umgebung der KVA für deren Bau geeignet. Abwärme ist im Verband mit der Raffinerie immer noch im Überfluss vorhanden.

Insgesamt könnte damit die SATOM SA zur Plattform einer gigantischen Energiemenge von 600 GWh pro Jahr werden. Dies entspricht dem Energieinhalt von 60 Mio. Litern Heizöl oder 1500 Bahnzisternenwagen!

2. Schweizer KVA – verkannte Bergwerke

2.1 Traditioneller Schlackenausstrag aus dem KVA-Ofen

Die Rostrückstände der Verbrennung, Schlacke genannt, fallen im KVA Ofen zum gesicherten Ablöschen und Abkühlen in ein Wasserbad. Überschüssiges Wasser wird abgetropft und die Schlacke im Schlackenbunker zwischengelagert bis sie in eine Schlackendeponie eingebracht wird. In den Siebziger und Achtziger Jahren wurde die Schlacke auch in der Schweiz im Strassenbau verwendet, ohne dass sie dazu speziell aufbereitet wurde. In den meisten Europäischen Ländern trifft das weiterhin zu, wobei die Schlacke jetzt aufbereitet wird. Die Aufbereitung beschränkt sich allerdings auf eine Eisenabscheidung gefolgt von einer zirka dreimonatigen Alterung. Erst seit kurzem werden auch Nichteisenmetalle abgetrennt. In der Schweiz wurde während vielen Jahren vor dem Einbringen in die Deponie nur das Eisen magnetisch abgeschieden. Auch hier ist die Nichteisenabscheidung aus der Schlacke neu. Da die nasse Schlacke in den ersten Wochen sehr reaktiv ist, gehen viele Metalle mit mineralischen Fraktionen Reaktionen ein oder oxidieren. Auch ist die Feinfraktion der Schlacke reich an mineralischen Bindern, weshalb nasse Schlacke in den ersten Wochen mehrmals umgelagert werden muss, um zu verhindern, dass sie abbindet und anschliessend mit schwerem Gerät bergmännisch von der Lagerhalde abgebaut werden muss.

2.2 Metallrückgewinnung aus der Schlacke

Gelagerte Schlacke muss generell aufgebrochen werden, bevor man an die Rückgewinnung der Metalle in der Schlackendeponie denken kann. Schlackendeponien entsorgen meist mehrere KVA, so dass die täglich in der normalen Arbeitszeit zu verarbeitenden Tonnagen hoch sind.

SATOM SA hat 2006 die Abscheidung der Nichteisenmetalle aus der nassen Schlacke direkt in den kontinuierlich laufenden Austrag der Öfen installiert.

Damit läuft die Metallabscheidung während 24 Stunden auch an Wochenenden und Feiertagen. Entsprechend konnte bei allen Maschinen und Geräten der kleinste verfügbare Typ gewählt werden und trotzdem bleiben die Aggregate schwach belastet. Die Metallteile bekommen also fast eine individuelle Behandlung. Die im Wirbelstromscheider ausgeschossenen Metallteile werden nicht von Glas- und Keramiksplintern überdeckt und reissen diese entsprechend nicht mit. Hingegen haftet die Feinschlacke wie Frischmörtel an den Metallteilen und verschmutzt auch die Anlage in einem unangenehmen Ausmass. Die Metallabscheidung ist aber merklich besser als bei der gealterten Schlacke auf der Deponie. Die im Wirbelstromscheider abgeschiedenen Metalle fallen vermisch an und weisen etwa 20% Mineralanhaftungen aus. Der Metallwiederverwerter trennt im nächsten Verarbeitungsschritt die

mineralischen Verunreinigungen problemlos ab und sortiert auch die Metalle sortenrein.

2.3 Erscheinungsbild der Metalle in der trockenen Schlacke

Die Metallteile liegen in der trockenen Schlacke blank oder sind nur von einer Patina bedeckt und entsprechend ist die Metallrückgewinnung um einiges vielversprechender. Ein Drittel der Schlacke bildet die Feinfraktion mit Korngrößen unter 500 µm. Diese stäubt entsprechend wie gebrochener Klinker in der Zementindustrie. Vor der Metallrückgewinnung muss die Schlacke von dieser enormen Staubfracht befreit werden. Zurzeit werden dazu zwei unterschiedliche Verfahren getestet: mehrstufiges Absieben oder Windsichten. In der zurückbleibenden körnigen Schlacke sind die meisten Metallteile gut identifizierbar, genauso wie Glas- und Keramikscherben.

Je nach Abfallzusammensetzung und Brennbedingungen im Ofen liegen aber auch Metallteile, sowie Glas- und Keramikscherben in einer versinterten, harten Masse unterschiedlicher Stückgrösse vor. Bei einer durchschnittlichen Schlacke sind dies immerhin etwa 20 Gew.-%. Diese müssen

	Schmelztemperatur °C	Dampfpartialdruck bei Schmelztemperatur Pa	Verdampfungstemperatur °C
Kupfer	1085	0,05	2567
Eisen	1538	7	2861
Aluminium	660	$2,42 \times 10^{-6}$	2520
Zinn	232	$5,75 \times 10^{-21}$	2602
Nickel	1455	237	2913
Zink	420	192	907

Tab. 1 Schmelz- und Verdampfungstemperaturen von Metallen aus Siedlungsabfällen (Wikipedia)



Abb. 1 Eisen aus Trockenentschlackung

aufgebrochen werden, um die Metalle herauslösen zu können. Erstaunlich ist, dass diese versinterten Brocken etwa gleich viel Eisen enthalten wie die durchschnittliche Schlacke. Hingegen sind die Gehalte an Aluminium und Kupfer klar unterdurchschnittlich.

2.4 Metalle in der Schlacke

Die heute in Konsumgütern verwendeten Metalle schmelzen zwar bei den üblichen Temperaturen von 850°C bis knapp über 1000°C in den KVA Öfen, weisen aber bei diesen Temperaturen derart tiefe spezifische Dampfdrücke auf, dass kaum mit Metallverlusten zu rechnen ist (Tabelle 1).

Viele Metalle liegen deshalb sowohl geschmolzen und zu Nuggets wiedererstart, oder in ihrer ursprünglichen Objektform vor. Reines Eisen hat mit 1538°C einen etwas höheren Schmelzpunkt und je nach Kohlenstoffgehalt sinkt dieser bei Roheisen auf zwischen 1150°C und 1300°C. Entsprechend erstaunt es nicht, dass in der trockenen Schlacke unverkennbar Eisendosen aller Art (Sardinenbüchsen, Spraydosen, Konservenbüchsen, Bierflaschendeckel, Postichklammern etc.) klar identifiziert werden können. Nur vereinzelt schmelzen extrem dünne Eisenteile punktuell knäuelartig zusammen, was die Rückgewinnungsrate aber nicht schmälert. Produktrückstände in Dosen, Spraydosen und in Lebensmittelverpackungen überwiegen im Abfall oft das Gebindengewicht. In der Schlacke liegen die Dosen dann aber gereinigt und ohne Farbaufdruck. Nur selten begünstigen katalytische Reaktionen bei den üblichen Ofentemperaturen die Oxydation von Eisen oder anderen Metallen.

2.4.1 Metallrückgewinnung aus trockener Schlacke

Grössere Eisenstücke und die gesäuberten Dosen werden mittels Trommelmagneten zurückgewonnen. Bei Trockenentschlackung kann das so gewonnene Eisen sauber direkt in den Eisenschmelzereien eingesetzt werden (Abbildung 1).



Abb. 2 Kupfer-Nugget

Die Wertschöpfung pro Tonne ist um ein Vielfaches höher als bei herkömmlichem Schlackeeisen. Der folgende Überbandmagnet fährt die Schlacke in geringer Höhe ab und scheidet kleine Eisenteile, aber auch Mischmetalle mit Eisen aus: vor allem werden hier die vielen Elektrosulen und Batterien abgeschieden. Aufgrund der hohen Kupferpreise und der hohen Qualität der Eisenkerne, wird sich deren Abtrennung wirtschaftlich rechnen. Die entsprechende Sortierschiene existiert aber insbesondere für kleinere Spulen noch nicht.

Die Nichteisenmetalle werden in der Regel mit Wirbelstromscheidern aus der Schlacke herausgetrennt. Es macht Sinn, für eine optimale Abscheidung mit zwei Maschinen zu arbeiten: eine auf eher grössere Teile, die zweite auf kleine Teile eingestellt.

Kupfer und Messinglegierungen findet man in der Schlacke vorwiegend als Nuggets, genauso wie Kupfernuggets in natürlichem Lavagestein vorkommen (Abbildung 2). Besonders bei der Aufbereitung der Feinschlacke fallen beträchtliche Mengen kleiner, zirka 1–2 mm grosse, eher kugelförmige Nuggets auf. Offenbar besitzt Kupfer und seine Legierungen in flüssiger Form eine hohe Oberflächenspannung und die schweren Tröpfchen fallen durch die leichtere Schlacke in kühlere Zonen, ohne sich mit der Schlacke zu vermischen.

Aluminium schmilzt schon bei 660 °C, hat aber bei den Temperaturen um 1000 °C einen sehr kleinen Partialdruck, so dass auch Aluminium nicht verdampft.

In der trockenen Schlacke des Rückschubrostofens liegt das Aluminium wie das Kupfer als Nuggets vor. Grössere Stücke fallen als kunstvoll geschwungene Teile an, sind aber rein und praktisch frei von Anhaftungen (Abbildung 3).

Die Feinschlacke enthält ebenfalls eine Vielzahl von kleinen kugelförmigen Aluminium- Nuggets, was ebenfalls auf eine hohe Oberflächenspannung in der flüssigen Form schliessen lässt. Leere Aludosen schmelzen vor dem Eintritt



Abb. 3 Aluminium-Nugget

ins Hauptfeuer und formen solche Nuggets. Gefüllte Kaffeekapseln können nicht komprimiert werden. Das Aluminium schmilzt um den kühleren Kaffeesatz und wenn dieser weg-brennt bleibt das Aluminium als unverkennbarer, kleiner Halbmond im Radius der Kapsel zurück (Abbildung 4).

Insgesamt dürfte die Rückgewinnungsrate von Aluminium beim Abfallverbrennen auf Rückschubrosten sehr hoch sein. Allerdings ist zu beachten, dass das Aluminium sich immer mit einer Oxydschicht umgibt, die bei dünnwandigen Dosen einen hohen Prozentsatz des Gewichtes ausmacht und in jedem Fall, auch bei der Aufbereitung der selektiv gesammelten Dosen nur durch Aufschmelzen nicht zurückgewonnen wird.

Gold und Silber haben ebenfalls Schmelztemperaturen um 1000 °C. Diese Edelmetalle fallen in der Schlacke blank als Stücke in der ursprünglichen Form an, oder schmelzen zu Nuggets. Schlacke von Siedlungsabfällen enthalten viele Münzen. Es überwiegen allerdings ausländische Währungen. Bisher wurde auf die selektive Rückgewinnung von Wertmetallen wie Gold, Silber, Platin und Münzen in der KVA verzichtet. Bei der Mischmetallaufbereitung fallen diese Metalle in späteren Verarbeitungsschritten an. Da die Wertmetalle im Nichteisenmetallgemisch gut aufkonzentriert sind, ist ihre Rückgewinnung bereits in der KVA denkbar.

2.4.2 Verbesserungspotentiale bei der Metallrückgewinnung

Ofen- und Rostbauart haben mit Sicherheit einen grossen Einfluss auf die Ausbeute der Metallrückgewinnung aus der Schlacke. Rückschubrostöfen dürften die besten Resultate erzielen. Optimierte Einschubzonen zur Verbrennungsgutvorwärmung und eine lange gleichmässige Brennzone könnten im Vergleich zur herkömmlichen Ausführung noch wesentliche Verbesserungen bewirken. Wirbelschichtöfen dürften vor allem für die Rückgewinnung von Aluminium ungeeignet sein. Das reaktive Metall verliert durch den bewegten, heissen



Abb. 4 Aluminium

Sand immer wieder die sich formende Oxydschicht und wird so vollständig oxydiert.

Die Gehalte an leitflüchtigen Metallen sind in der Schlacke von Siedlungsabfällen niedrig. Mit Schlackenbetemperaturen um 850 °C bis 1000 °C verdampfen diese und finden sich in der Flugasche. Problematische Metalle wie Quecksilber und Blei gehören ohnehin nicht mehr in Konsumgüter.

In der Schlackenfeinfraktion mit Korngrösse unter 500 µm sind die Gehalte von Aluminium, Zink und Kupfer im Vergleich zu natürlichem Gestein hoch. Das derart fein vorliegende Aluminium und Zink dürfte aus Farbpigmenten und der Rostschutzbehandlung von Metallen stammen und kann nicht als stückiges Metall zurückgewonnen werden.

Die Rückgewinnung von Zink aus der Flugasche mittels saurer Wäschen ist bereits Stand der Technik und diese könnte auch bei der Feinfraktion der Schlacke angewandt werden.

Kupferdrähte werden zum Abtrennen der Kunststoffisolation in den Sortierwerken kurz geschnitten. Kupfer schmiert aber beim Schneiden und vermutlich sind es diese Schmierreste die mit dem Kunststoff in die KVA gelangen und sich in Flugasche und Feinschlacke wiederfinden. Ähnlich wie Zink könnte das Kupfer mittels Flüssigextraktion aus Flugasche und Feinschlacke zurückgewonnen werden. Dabei gehen aber die guten hydraulischen Qualitäten der Feinschlacke und ein grosses CO₂-Einsparpotential für die Zementindustrie verloren.

2.5 Mineralische Komponenten in der Schlacke

Erwartungsgemäss sind Glas- und Keramiksplitter in der Schlacke dominant und deren Rückgewinnung ist ohne weiteres möglich. Eine wirtschaftliche Verwertung ist aber kaum möglich. Hingegen könnten sie problemlos in einer Inertstoffdeponie abgelagert werden.

2.6 Schlackenaufbereitung und Energieverwertung versus Separatsammlung?

Die energetische Verwertung von brennbaren Abfällen und die Fortschritte der Metallrückgewinnung nach der thermischen Behandlung stellen die traditionellen Separatsammlungen nicht in Frage.

Reine Metalle gehören nicht in den Ofen, genauso wenig wie Glas oder Keramik. Hingegen können verschmutzte Lebensmittelverpackungen und Tierfuttermittelschalen getrost über den Abfallsack entsorgt werden. Ihre Reinigung für eine hygienisch tragbare Separatsammlung würde nur die Kläranlage belasten.

Papier ist für die Papierindustrie ein gesuchter Rohstoff und fällt in so grossen Mengen an, dass sich deren Separatsammlung lohnt. Hingegen ist die Qualität des Papiers bei der Papiersammlung wichtiger als die Quantität und hier setzt die

Sackgebühr falsche Akzente, so dass das Papier nachsortiert werden muss und ein hoher Prozentsatz letztlich doch in der Verbrennung landet.

Grünabfälle sind im Sommer zu wasserhaltig für die Verbrennung.

Ebenfalls nicht in den Ofen gehören Elektronikabfälle. Sie enthalten vielfach seltene Metalle. Deren Rückgewinnung stösst aber auch bei den kommunalen Gemischtsammlungen von Geräten aller Art und verschiedenster Hersteller an Grenzen. Nur die Rücknahme durch den Hersteller und deren Verpflichtung zur Rückgewinnung bietet die Gewähr dass rare Rohstoffe nicht dem Stoffkreislauf entzogen werden.

Zuwenig beachtet und unterstützt wird die Separatsammlung von Inertstoffen wie Keramik aller Art, zerbrochenes Geschirr, zerbrochene Gläser, mineralische Baustoffabfälle wie sie auch in Haushalten regelmässig anfallen. An diesen kann zwar niemand Geld verdienen, hingegen könnten die Gemeinden mit deren Separatsammlung viel Geld sparen. Inertstoffe im Abfallsack bringt der KVA keine gebühmildernden Erlöse und deren Entsorgung in der Schlacken-deponie kostet etwa das Vierfache als die direkte Entsorgung in eine Inertstoffdeponie.

Hingegen ist die Separatsammlung von Kunststoffen aus Haushalten in der Schweiz absolut sinnlos und wird zur Gefahr für die bewährten Entsorgungsstrukturen und Kostendeckungsmodelle. Die Sammlung von brennbaren Restabfällen ist effizient organisiert und speziell mit der Energie der Kunststoffe, leisten die KVA einen substantiellen Beitrag an die Energieproduktion. Sack- und Gewichtsgebühren finanzieren kostenintensive Separatsammlungen also auch jene von Kunststoffen. Weiter ist die Verwertung von Abfällen in KVA mit Kosten belastet, die sie nicht verursachen. So leisten die KVA jährlich mehrstellige Millionenbeträge an die Sanierung von Altlasten aus einer Zeit, wo Abfälle noch deponiert wurden.

Im Gegensatz zur Schweiz enden in vielen Ländern Abfälle immer noch auf der Deponie. Deshalb führen diese eine Separatsammlung für energiereiche Fraktionen wie für die Kunststoffe. Aus diesen werden in der Folge, Ersatzbrennstoffe für die Industrie hergestellt. Brennstoffe, welche die Industrie mit weit weniger strengen Abluftvorschriften verbrennen darf, als die Schweizerischen KVA.

Begünstigt von den Sack- und Gewichtsgebühren werden auch in der Schweiz vermehrt Kunststoffe aus Haushalten separat gesammelt, zu Ersatzbrennstoffen aufbereitet und exportiert. In den Statistiken werden sie damit als wiederverwertet erfasst, nicht aber wenn Kunststoffe mit dem Abfallsack in der nächstgelegenen KVA effizienter und ökologischer der Energieproduktion zugeführt werden.

Bei der Entsorgung energiereicher Abfälle aus Haushalten wirken Sack- und Gewichtsgebühren kontraproduktiv für eine effiziente und ökologische Verwertung.

Entsprechend dem Verursacherprinzip sollte der Abfallsack von Kosten, die er nicht verursacht befreit werden. Die Abfallbehandlung in KVA mit hohem energetischen Wirkungsgrad und ausgerüstet mit der Metallrückgewinnung aus Schlacke, müsste als Wiederverwertung gelten. Nur so kann die ökologisch hochstehende Abfallverwertung gegen den zunehmenden Export von energiereichen Abfällen in schlechteren Behandlungen existieren.

Bereits heute werden der heimischen erneuerbaren Energieproduktion jährlich 500 000 Tonnen Altholz entzogen und im Ausland entweder verbrannt oder in Italien zu Spanplatten verarbeitet. Holz ist eine erneuerbare Energiequelle. Deshalb gibt es keinen Grund, belastetes Altholz aus urbanen Gebieten weg zur Spanplattenproduktion zu führen und deren Produktion in waldreichen Zonen zu konkurrenzieren.

Solange die fossilen Rohstoffe zu über 95% der Energieproduktion dienen, macht es auch wenig Sinn, Kunststoffe mit einer aufwendigen Sammellogistik einer extrem kostenintensiven stofflichen Verwertung zuführen zu wollen. Sie ersetzen, zusammen mit den biogenen Abfällen bei der Energieproduktion in modernen KVA, direkt fossile Rohstoffe.

4 > Verbrennungsrückstände – Schmelzprozesse, Charakterisierung der Rückstände

Die Chancen aber auch die Grenzen von Schmelzprozessen werden dargestellt. Die mineralogische, petrologische, geochemische und physikalische Charakterisierung der KVA-Rückstände sowie das komplexe Eluatverhalten der Schlacken werden umfassend dargelegt.

Résidus de l'incinération – Processus de vitrification et caractérisation des résidus

Les chances et limites des processus de vitrification sont tout d'abord illustrés, puis les caractéristiques minéralogiques, pétrographiques, géochimiques et physiques des résidus de l'incinération sont présentés. Enfin, le comportement d'éluat très complexe des mâchefers est expliqué de manière approfondie.

Incineration Residues – Vitrification Processes and Characterisation of Residues

The opportunities and weaknesses of vitrification processes are presented, followed by a detailed description of the mineralogical, petrological, geochemical and physical properties of incinerator residues and of the complex elution behaviour of bottom ash.

- > *Christoph Zeltner: Schmelzprozesse zwischen Abfall- und Ressourcenwirtschaft*
- > *Urs Eggenberger, Urs Mäder: Charakterisierung und Alterationsreaktionen von KVA-Schlacken*
- > *Jacques Ganguin: Kupfer im Sickerwasser einer Schlackedeponie*
- > *C. Annette Johnson, Christoph Huter: Characterization and geochemical properties of selected incineration residues*
- > *Elmar Kuhn, Leo Morf: Schlacke aus der thermischen Abfallbehandlung: heutige Qualität – zukünftige Herausforderungen*

> Schmelzprozesse zwischen Abfall- und Ressourcenwirtschaft

Christoph Zeltner

Stahl Gerlafingen AG, Qualität und Umwelt, 4563 Gerlafingen, Schweiz

Schmelzprozesse sind an vielen Orten unverzichtbare Bindeglieder zwischen Abfall- und Ressourcenwirtschaft. Sie haben hohe verfahrenstechnische Anforderungen bezüglich Prozesssicherheit, insbesondere der Fassung und Handling der mineralischen und metallischen Schmelzen und der Energieeffizienz. Aus Sicht der Abfallwirtschaft erlauben sie weitergehende Homogenisierung der Rückstände und damit eine Minimierung der Schadstoffemissionen. Einen Beitrag zur Ressourcenwirtschaft leisten sie, wenn ein optimales Produkte-Design gelingt. Dazu müssen förderliche Trennprozesse begünstigt und indifferente und vor allem störende Reaktionen minimiert werden. Dies bedingt eine geeignete Lenkung der Input-Zusammensetzung und dies wiederum eine gute und transparente Vernetzung der stofflichen Prozesse der Abfall- und Ressourcenwirtschaft. Dabei spielen Sammelsysteme und mechanische Aufbereitungsprozesse eine wichtige Rolle. Schmelzverfahren, welche die ganzen Rückstände des Siedlungsabfalls über den Schmelzprozess führen erlauben vollständige Homogenisierung und gute Immobilisierung der verbleibenden Schwermetalle. Eine weitergehende Stofftrennung als bei Rostfeuerung wird erreicht. Infolge ungeeigneter Input-Zusammensetzung laufen aber viele störende Reaktionen ab und es resultieren eher minderwertige Produkte. Insbesondere die metallischen Anteile von Eisen (Fe°) und Aluminium (Al°) sollten vor dem Schmelzprozess abgetrennt werden. Die sich breit durchsetzende Metall-Entfrachtung von KVA-Schlacken geht in die richtige Richtung. Es ist trotzdem möglich, dass sich für Abfallströme mit noch unbefriedigenden Lösungen mittelfristig neuartige Schmelzverfahren durchsetzen werden. Dazu müssen die international vorhandenen metallurgischen Verfahren und Entwicklungen einbezogen werden. Stoffflussanalysen in Kombination mit Metallurgie, Petrologie und Geochemie unterstützen die Bewertung und Entwicklung der Prozesslandschaft. Die steigenden Energiepreise und die international stark schwankenden Metallpreise sind dabei ökonomisch eine grosse Herausforderung und zwingen zu Effizienz.

Keywords: Schmelzprozess, Siedlungsabfall, Abfallwirtschaft, Ressourcenwirtschaft, Petrologie, Metallurgie

1. Schmelzprozesse bei der Siedlungsabfallbehandlung mit Rostfeuerungen

Siedlungsabfall ist wohl das komplexeste Einsatzgut für thermische Verfahren. Die Vielfalt an Stoffen und ihrer Formen und Vergesellschaftungen ist riesig und Abdruck der Gesellschaft und ihrer aktuellen und vergangenen Technologien. Kehrichtverbrennungsanlagen (KVA) mit Rostfeuersystemen mit aufwändiger Abgasbehandlung entsorgen Siedlungsabfall umweltgerecht und prozesssicher. Die heute verfügbaren Technologien erlauben eine weitgehende Nutzung der Energie und auch die Verwertung vieler Stoffe.

Mit geeigneter Systematik können die ab dem Rost ausgetragenen Rückstände trotz grosser Vielfalt morphologisch und mineralogisch charakterisiert werden [1, 2]. Sie beinhalten zu ca. 85% Neubildungen und zu ca. 15% Durchläufer. Die oxidischen, meist silikatischen Neubildungen sind ein Gemisch von Aschen (<2 mm) und Schmelzprodukten, welche auch als Schlacken bezeichnet werden (>2 mm). Davon abgeleitet werden die gesamten Rückstände ab dem Rost in der Schweiz als Schlacke bezeichnet, in den meisten anderen Ländern hingegen als Asche (bottom ash).

Die Untersuchung verschiedener KVA-Schlacken zeigen mit ca. 30–70% stark unterschiedliche Anteile an Schmelzprodukten [2]. Die Gründe liegen bei unterschiedlich zusammengesetztem Abfall-Input und unterschiedlicher Temperatur und Aufenthaltszeit auf dem Rost.

Metallische und silikatische Schmelzen bilden sich in der Schüttung auf dem Rost, eingebettet in die umliegenden festen Körner, wenn die lokale, wenn die Temperatur über den Schmelz- und Erweichungspunkten liegt. Die Erweichungspunkte der silikatischen Schmelzen werden durch die lokal vorhandenen Flussmittel herabgesetzt. Als Flussmittel wirken Salze und die Alkalimetalloxide, aber auch Aluminium- und Eisenoxide. Während dem ganzen Schmelzstadium laufen Prozesse zwischen den Schmelzen und umliegenden festen Körnern ab. Ein Teil dieser Körner wird von der Wärme der Schmelzen ebenfalls aufgeschmolzen und die Schmelzen vermischen sich. Ein Teil der Körner löst sich beim Kontakt mit den Schmelzen auf, ein Teil wird als feste Körner eingeschlossen. Laufend werden durch diese Prozesse den bereits gebildeten Schmelzen im Randbereich neue Körner, Schmelzen und Stoffe zugeführt. Da diese Prozesse meist endotherm sind, erwärmen sich die Schmelzen nur wenig über den Schmelz- oder Erweichungspunkt. Für die silikatischen Schmelzen bedeutet dies, dass sie hochviskos bleiben. Dadurch entstehen homogenisierend wirkende Konvektionsströmungen nur in geringem Masse.

Die mengenmässig wichtigen Metalle liegen in der KVA-Schlacke zu ca. ein Drittel (Al, Zn, Cr) bis zwei Dritteln (Fe, Cu) in metallischer Form (Abbildung 1).

Eisen (Fe°) schmilzt in metallischer Form praktisch nicht auf. Die auf den Eisenteilen bis mm-dicken, gebildeten Zunderschichten bewirken jedoch infolge eutektischer Reaktionen häufig das Aufschmelzen von umliegenden Silikatschmelzen (Wirkung als Flussmittel) [3]. Aluminium (Al°) schmilzt zum grössten Teil, Kupfer (Cu°) und Messing ($\text{Cu}^\circ\text{-Zn}^\circ$) nur teilweise auf. Aus Cu° - oder Messingschmelzen bilden sich aufgrund schlechter Benetzung und hoher Oberflächenspannung meist kleine, kugelige Schmelzprodukte. Grössere Aluminiumschmelzen bilden ähnlich wie die silikatischen Schmelzprodukte meist geformte, knollenartige Gebilde.

Ein Teil der Schmelzen erstarrt langsam auf dem Rost und ein Teil schockartig im Wasserbad. Die langsame Erstarrung führt bei den silikatischen Schmelzen zu grösseren Anteilen von Kristallisationen. Je mehr Netzwerkwandler in der Silikatschmelze sind, desto grösser ist ihre Kristallisationsneigung.

In eisenoxidreichen Schmelzen kristallisieren Wüstit und Spinelle und eisenoxidhaltige Vertreter der Pyroxene und Olivine (z. B. Fayalith) [1, 2, 3]. Diese Schmelzprodukte sind makroskopisch meist dunkelgrau bis schwarz gefärbt. Silikatische Schmelzprodukte mit Aluminium- und Erdalkalioxiden haben kleinere kristalline Anteile eine hellere Färbung (hellgrau, beige).

Bei der Siedlungsabfallbehandlung mit Rostfeuerungen befinden sich die Rückstände im Anfangsstadium der Aufschmelzphase. Die Schmelzprozesse sind unvollständig und weitgehend zufällig. Infolge der für das Schmelzen notwendigen chemisch-physikalischen Bedingungen bilden sich Schmelzprodukte mit typischen Zusammensetzungen und Morphologien.

2. Siedlungsabfallbehandlung mit gezielten Schmelzprozessen

Bei Siedlungsabfallbehandlung mit vollständiger Aufschmelzung der nicht in die Abgase transferierten Rückstände entstehen silikatische und metallische Schmelzprodukte. Die Genese dieser Schmelzprodukte beinhaltet die Stufen Schüttgutbehandlung, Aufschmelzphase, Schmelzbehandlung und Austrag/Abkühlung der Schmelzen.

2.1 Pilotanlagen mit Schmelzprozessen

Mitte der 90-er Jahre werden Schmelzprozesse in drei Pilotanlagen unterschiedlicher neuer Verfahren (Anlagen A–C, Abbildung 2) gezielt eingesetzt. Alle Anlagen sind bezüglich der Silikatschmelzen als Durchflussreaktoren konzipiert.

Anlage A ist der KVA nachgeschaltet, wobei die aus der KVA-Schlacke entstehenden Schmelzen über drei gasseitig getrennte Reaktoren geführt werden: Einschmelz-, Reduktions- und Absetzreaktor. Die Schmelzbehandlung in Anlage A ist geprägt durch lange Verweilzeiten, kontrollierte Tempe-

raturen und O₂-Partialdrücke, sowie einem örtlich getrennten Austrag von Silikat- und Metallschmelze. In den Anlagen B und C wird der Siedlungsabfall zuerst ohne O₂-Zugabe über einen indirekt beheizten Entgasungs- bzw. Schwelreaktor geführt. In Anlage B geht dieser direkt in den Hochtemperaturreaktor über, in dem unter O₂-Zugabe die kohlenstoffreichen Pyrolyse-Rückstände oxidiert werden und die mineralischen Rückstände aufschmelzen. Die Schmelzbehandlung erfolgt im daran anschliessenden Homogenisierungskanal in dem die Silikat- und Metallschmelzen geschichtet gemeinsam in die

Granulation fließen und danach magnetisch getrennt werden. In Anlage C werden nach der Verschwelung Metalle und grobkörnige Mineralien mechanisch abgetrennt. Der verbleibende Schwelrückstand wird gemahlen und über einen Mehrstoffbrenner in den Brenn- und Einschmelzreaktor geführt, wobei mehrstufig Luft zugegeben wird. In Anlage C bildet sich nur die Silikatschmelze. Mit ca. 1300 °C ist sie 100 bis 200 °C kälter, als die Schmelzen der Anlagen A und B. In den Anlagen B und C sind die Aufenthaltszeiten der Schmelzen eine Grössenordnung kleiner als in Anlage A (Tabelle 1).

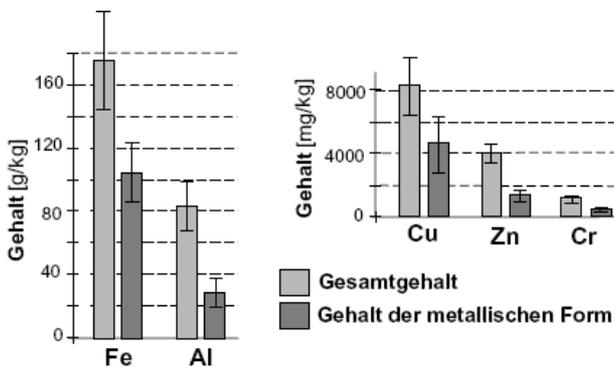


Abb. 1 Metallische Anteile an den Gesamtgehalten von 5 wichtigen Metallen in KVA-Schlacke [4].

Parameter	Anlage A	Anlage B	Anlage C
Schüttgut beim Aufschmelzen	MVA-Schlacke	verschweller Siedlungsabfall	verschweller SA, (Fraktion < 5mm gemahlen auf KG ca. 0.1mm) und Filterstäube
Massenfluss der Silikat- (S) und der Metallschmelze (M)	S: 300-600 kg/h M: 20- 40 kg/h	S: 600-1200 kg/h M: 70 - 150 kg/h	S: 20 - 50 kg/h
mittlere Verweilzeit der Silikatschmelzen in der Anlage	10-15 h E: ca. 1 h R: ca. 12 h A: 1-2 h	> 5 min	8-10 min
Temperaturen der Schmelzen	1200-1600°C	1200-1600°C	1200-1300°C
Gasatmosphäre in den Reaktoren	E: oxidierend R: stark reduzier. A: reduzierend	stark reduzierend, örtlich oxidierend	zuerst reduzierend, dann oxidierend
Art des Kontaktes der Silikatschmelzen mit den Metallschmelzen	E: zuerst Absetzen der Metallschmelzen, dann Überströmen R: intensiv, Emulgierung im Bereich der Grenzfläche A: wenig, Absetzen der Metalltropfen	zuerst Absetzen der Metallschmelzen, dann Überströmen und lokales Emulgieren	keine
Führung der Silikatschmelzen	E: Kombination Pfropfströmung / Rührkessel R: Rührkessel A: vorwiegend Pfropfströmung	vorwiegend Pfropfströmung, über der Metallschmelze lokale Durchmischung	vorwiegend Pfropfströmung

Tab. 1 Verfahrenstechnische Prozessparameter der untersuchten Anlagen.

Anlage A: E = Einschmelzreaktor, R = Reduktionsreaktor, A = Absetzreaktor.

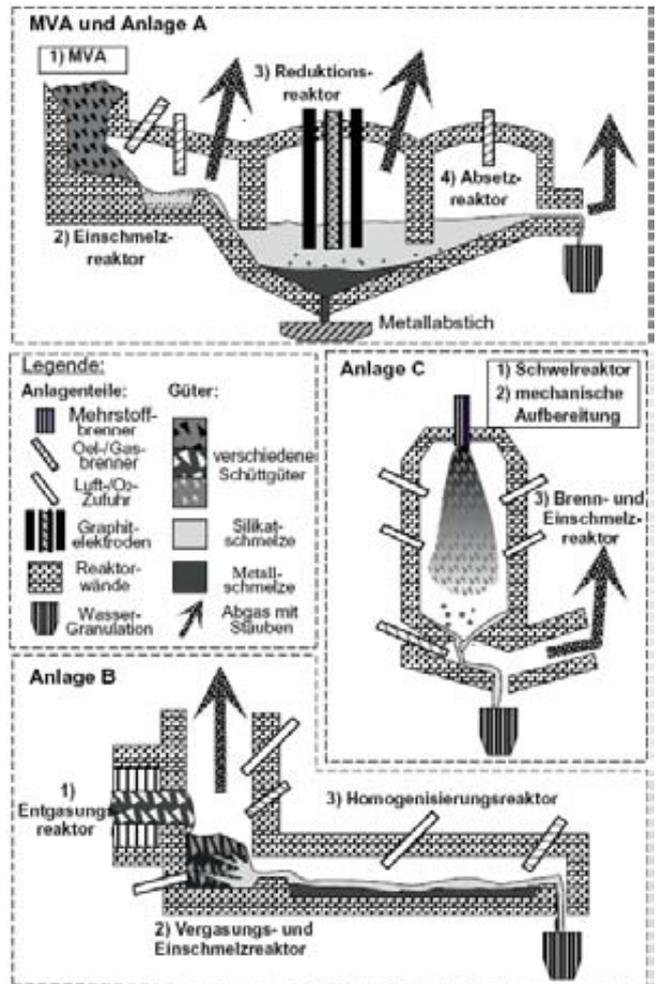


Abb. 2 Längsschnitte durch die Schmelzreaktoren von 3 untersuchten Pilotanlagen [4].

2.2 Untersuchung der Schmelzprodukte und Evaluation der ablaufenden Prozesse

Im Rahmen einer Dissertation werden die Schmelzprodukte der 3 Pilotanlagen untersucht und die ablaufenden Prozesse evaluiert [4]. Von den drei Anlagen werden in Wasser granuliert Schmelzprodukte chemisch-petrographisch charakterisiert, von Anlage A zusätzlich Zwischenprodukte der Reaktoren und langsam erstarrte Silikatprodukte, sowie Tauchsonden-Proben der Metallschmelze. Die Proben werden chemisch und petro- bzw. metallographisch charakterisiert. In den silikatischen Proben werden die Inhomogenitäten mit der in der Glaserzeugung angewendeten Terminologie systematisch charakterisiert (Tabelle 2). Durch die Bestimmung der

Bezeichnungen für die Morphologien	Morphologie	Mit der Morphologie verknüpfte Prozesse	Mögliche, an der Entstehung beteiligte Prozesse*
Steinchen (Durchläufer*)	unregelmässige, gerundete Gestalt	Themisch stabile Feststoffpartikel, die von der Silikatschmelze aufgelöst werden.	Reaktionen, Sedimentation
Kristallisationen, falls < 1 µm [#] Mikrolithe	verschieden: idiomorph, hypidomorph, dendritisch...	In der Silikatschmelze enthaltene Stoffe kristallisieren (Entglasung).	Sedimentation
Tropfchen, falls < 1 µm Kolloide [#]	kugelförmige Gestalt	In der Silikatschmelze bilden sich Emulsionen anderer Schmelzen.	Entmischung, Einschliessen, Reaktionen, Sedimentation, Erstarrung
Gasporen	Hohlräume mit runder Gestalt	In der Silikatschmelze bilden sich Gasblasen.	Entgasung, Einschliessen, Reaktionen, Sedimentation
Lunker	Hohlräume mit unregelmässiger kantiger Gestalt	Durch Erstarrungsphänomene gebildete Hohlräume die von der Silikatschmelze nicht aufgefüllt werden können.	Kristallisation, Reaktion, Erstarrung, Sedimentation
Aggregate verschiedener Inhomogenitäten	verschieden, meist unregelmässig	Ungeordnete Zusammenlagerung vielfach unregelmässig gewachsener Kristalle	Reaktionen, Sedimentation
Schlieren	Gestalt nicht klar abgrenzbar, geschwungen, strählig, die Glasmatrix durchziehend	Durchmischung verschiedener zusammengesetzter Schmelzen durch Strömungsvorgänge	grundsätzlich alle

Tab.2 Übersicht der beobachteten Glas-Inhomogenitäten

Element	Anlage A [g/kg]	Anlage B [g/kg]	Anlage C [g/kg]
Si	190 - 200	100 - 250	210 - 230
Al	63 - 78	55 - 90	41 - 56
Fe	90 - 140	30 - 380	27 - 44
Ca	120 - 140	40 - 110	160 - 190
Mg	14 - 16	6 - 22	17 - 23
Ba	2 - 3	1 - 10	2 - 3
Na	27 - 30	20 - 43	14 - 31
K	6 - 7	3 - 12	14 - 23
Ti	7 - 9	3 - 7	6 - 9
P	1 - 2	2 - 6	8 - 11

Tab.3 Gehalte der Matrixelemente der Silikatprodukte der 3 Pilotanlagen

Fe(II)- und Fe(III)-Gehalte können Näherungswerte der in den Reaktoren auftretenden O₂-Partialdrücke berechnet werden.

In einer Evaluation werden die experimentell ermittelten Daten zusammen mit thermodynamischen und kinetischen Überlegungen zu einem Bild der ablaufenden chemisch-physikalischen Prozesse zusammengefügt. Analogien aus Gebieten mit ähnlichen Schmelzprozessen (v.a. magmatische, metallurgische oder glastechnische Prozesse) werden dabei einbezogen.

Zur Evaluation der Prozesse werden Indikatorelemente vertieft betrachtet. Für die Homogenisierung wesentliche Indikatoren sind Fe, Al und Si, bezüglich Stofftrennung sind es Fe, Cu, Zn, Cr und S.

Element	Anlage A [ppm]	Anlage B [ppm]	Anlage C [ppm]
Cu	800 - 1700	500 - 4000	1100 - 1900
Zn	100 - 2100	200 - 800	5000 - 12000
Cr	2200 - 10000	1300 - 8000	1400 - 2500
Pb	50 - 260	60 - 1000	800 - 6700

Tab.4 Schwermetall-Gehalte der Silikatprodukte der 3 Pilotanlagen

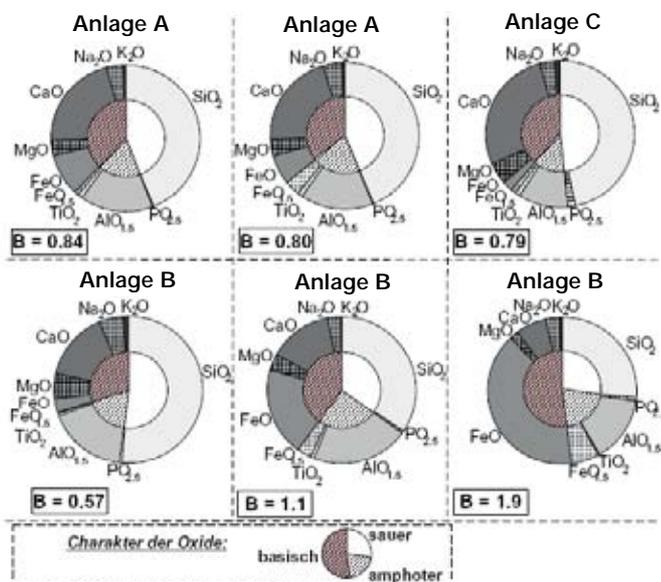


Abb.3 Molare Anteile der Metalloxide von 6 Silikatprodukten der 3 Anlagen.

2.3 Produkte der Anlagen

Chemische Zusammensetzung und Stofftransfer

Die Gehalte an Matrixelementen der Silikatprodukte der drei Pilotanlagen sind in Tabelle 3 zusammengestellt. Alle diese Metalle liegen praktisch vollständig als Oxide vor. Diese Oxide wirken bezüglich der Silikatstruktur als Netzwerkbildner (sauer) oder Netzwerkwandler (basisch). Der Quotient der molaren Anteile der basischen zu den sauren Metalloxiden ergibt den Wert der Basizität B. Die Silikatprodukte der Anlage C haben die tiefsten Basizitäten (um 0,6; Abbildung 3), gefolgt von jenen der Anlage A (um 0,8). Die Silikatschmelzen der Anlage B schwanken infolge sehr unterschiedlicher Anteile an FeO. Im Drei-Stoff-Diagramm $\text{SiO}_2\text{-CaO-FeO}_x$ ist die grosse Schwankungsbreite der FeO_x -Gehalte von Anlage B gut erkennbar. Die weiter noch vorhandenen amphoteren Metalloxide wirken in sauren Schmelzen tendenziell als Netzwerkwandler und in basischen Schmelzen als Netzwerkbildner. Bei allen Silikatprodukten sind etwa ein Sechstel der Metalloxide amphoter, wodurch trotz unterschiedlicher Basizität in allen Silikatschmelzen primär kettenartige Silikatstrukturen auftreten (Abbildung 3). Abgesehen von den FeO_x -reichen Silikatprodukten der Anlage B haben die Silikatschmelzen mittlere Viskositäten und Kristallisationsneigungen.

Die Schwermetallgehalte der Silikatprodukte schwanken stark (Tabelle 4). Bei den Anlagen B und C steigen die

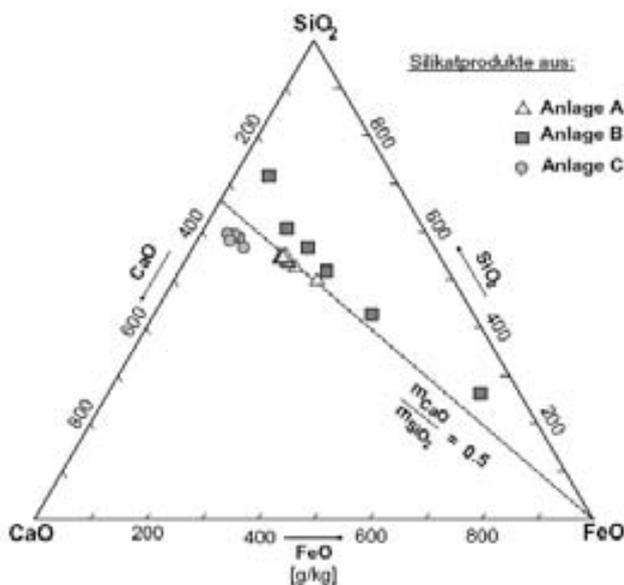


Abb. 4 Silikatprodukte der drei Anlagen im Drei-Stoff-Diagramm $\text{SiO}_2\text{-CaO-FeO}$

Cu- und S-Gehalte im Silikatprodukt proportional zu jenen im Metallprodukt (Abbildung 4). Stoffflussanalysen zeigen die gegenüber der MVA weitergehend gelenkten Stofftransfer (Abbildungen 5 und 6). Die Prozesse des Schwermetalltransfers und limitierenden Faktoren werden in Kap. 2.4 evaluiert.

Morphologie und Mineralogie

Die granulierten Silikatprodukte zeigen Unterschiede bezüglich Homogenisierung in den drei Anlagen:

In Anlage A sind die Silikatschmelzen beim Austrag aus dem Reaktor sehr homogen. Bei der Abkühlung nimmt die Löslichkeit der Sulfide in der Silikatschmelze ab und es scheiden sich bereichsweise Cu-Fe-Sulfid-Kolloide aus, welche die sonst makroskopisch schwarz erscheinenden Granalien schlierenartig bräunlich färben. Bei langsamer Abkühlung führt der gleiche Ausscheidungsprozess zu μm -grossen Sulfidtröpfchen in denen der grösste Teil des S und des Cu der Proben angereichert ist (Abbildung 8). Liegt in den Silikatschmelzen neben dem sulfidisch gelösten Cu auch oxidisch gelöstes vor, so scheiden sich bei langsamer Abkühlung neben Sulfidtröpfchen praktisch reine Cu° -Tröpfchen aus. Werden solche Silikatschmelzen granuliert, bilden sich braunrote Schlieren. Neben den Tröpfchen bilden sich in langsam erstarrten Silikatprodukten Pyroxene und Spinelle (Abbildung 8). Die Spinellbildung tritt vereinzelt auch in den granulierten Silikatschmelzen in Form von Mikrolithen auf (Abbildung 9c/d).

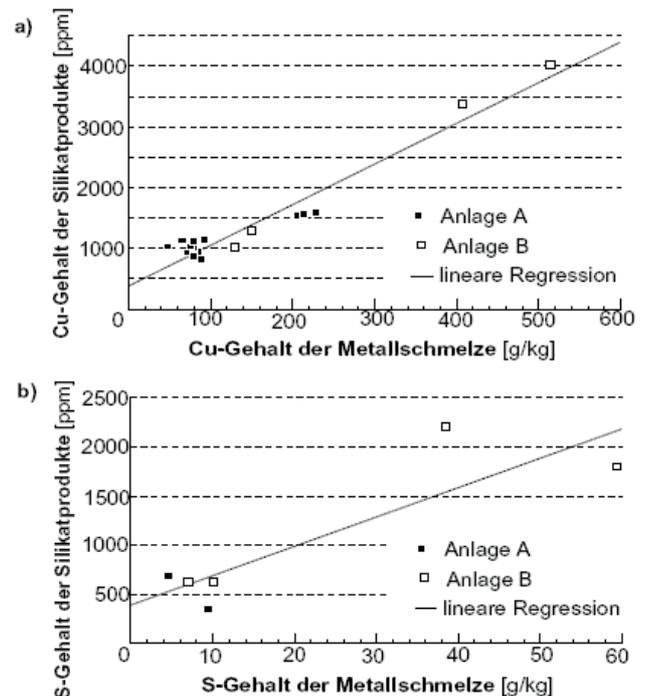


Abb. 5 Cu- und S-Gehalte der Silikatprodukte bezogen auf die Gehalte in den Metallprodukten.

In Anlage B schwanken die FeO_x -Gehalte der Silikatschmelzen relativ stark. FeO_x -arme Silikatschmelzen sind abgesehen von wenigen Tröpfchen ähnlich homogen wie die Silikatschmelzen der Anlage A. Bei mittleren bis hohen FeO_x -Gehalten kristallisieren, wahrscheinlich bereits im Reaktor, kleine Anteile von zonierten Spinellen. An die Spinelle angelagert scheiden sich häufig Sulfidtröpfchen aus. Schlierenartig schwanken die FeO_x -Gehalte auch innerhalb der einzelnen Granulatkörner. Dies deutet auf Oxidationen kurz vor dem Austrag hin. Sind die FeO_x -Gehalte sehr hoch, so kristallisieren Wüstite und Spinelle dendritisch. In allen Silikatschmelzen treten vereinzelt Steinchen auf. Wie in Anlage A entmischen während der Granulation ebenfalls sulfidische und teilweise metallische Kolloide.

Die Schmelzen der Anlage C sind zum Zeitpunkt des Austrages insgesamt betrachtet homogen. Ähnlich wie in

Kohlekraftwerken mit Schmelzfeuerung sind kleinräumig die langsameren Homogenisierungsprozesse noch im Gange (Abbildung 11). Vor dem Austrag aus dem Reaktor laufen jeweils zwei Teilschmelzen mit unterschiedlichem Redoxzustand zusammen:

- > Silikatschmelze in reduziertem Zustand ($c_{Fe^{2+}} > c_{Fe^{3+}}$) mit vielen Aggregaten der Al° -Oxidation, Tröpfchen, Fe° -Steinchen und Neigung zur Kolloidbildung.
- > Silikatschmelze in oxidiertem Zustand ($c_{Fe^{2+}} < c_{Fe^{3+}}$) mit Chromit- und Melilith-Kristallisationen.

Al° wird von Metalloxiden der Silikatschmelze oxidiert, wodurch sich Korundkapseln bilden, welche Si° - Fe° - Cu° -Kugeln umhüllen (Abbildung 12). Vereinzelt sind die Fe° -Steinchen von Cu° und Sulfidsäumen umgeben. Fe° -Körner reduzieren Cu -Oxide und durch die Sulfidbildung wird die

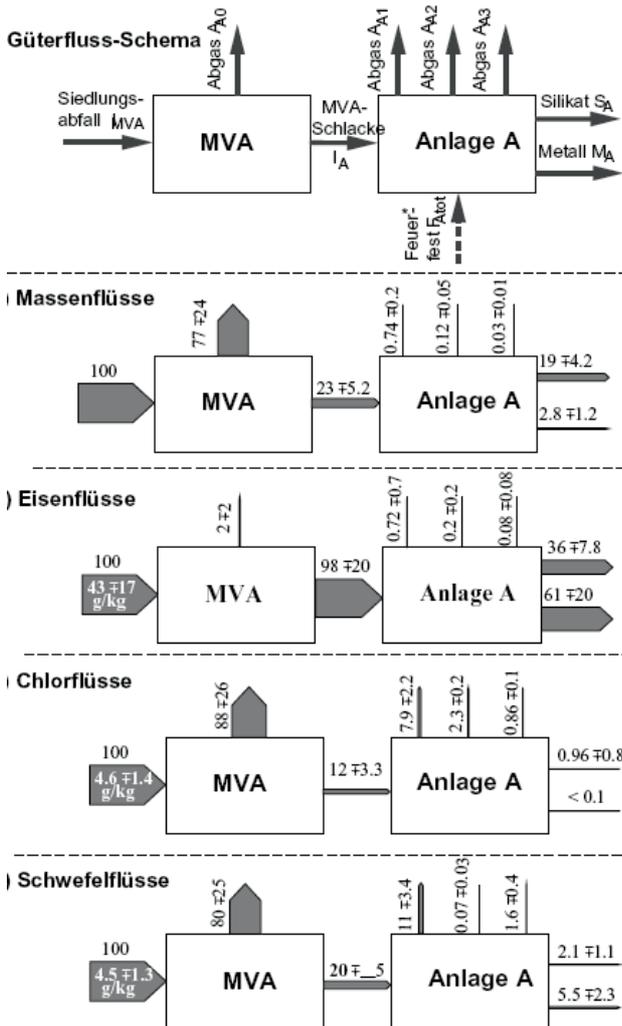


Abb. 6 Stoffflussanalyse der Anlage A
(S: Silikatprodukt, M: Metallprodukt, F: Feuerfest).

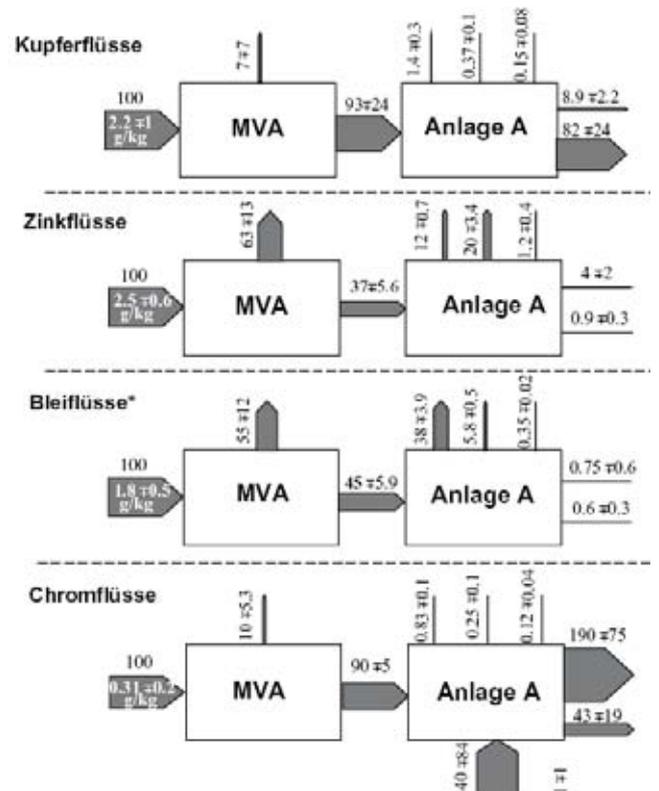


Abb. 7 Stoffflussanalyse der Anlage A
(S: Silikatprodukt, M: Metallprodukt, F: Feuerfest).

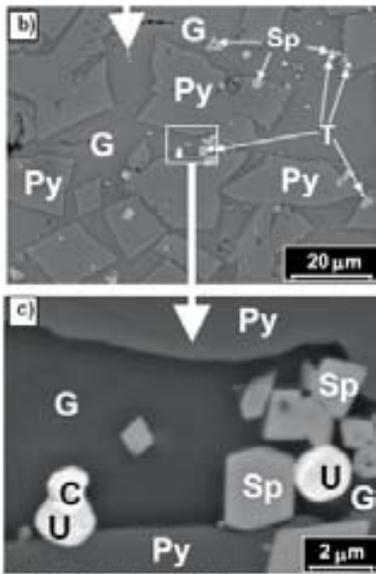


Abb. 8 REM-Aufnahme eines langsam erstarrten Silikatproduktes der Anlage A. Py: Pyroxene, Sp: Spinelle, U Cu-Fe-Sulfide, C: Cu-Metall, G: Glasphase

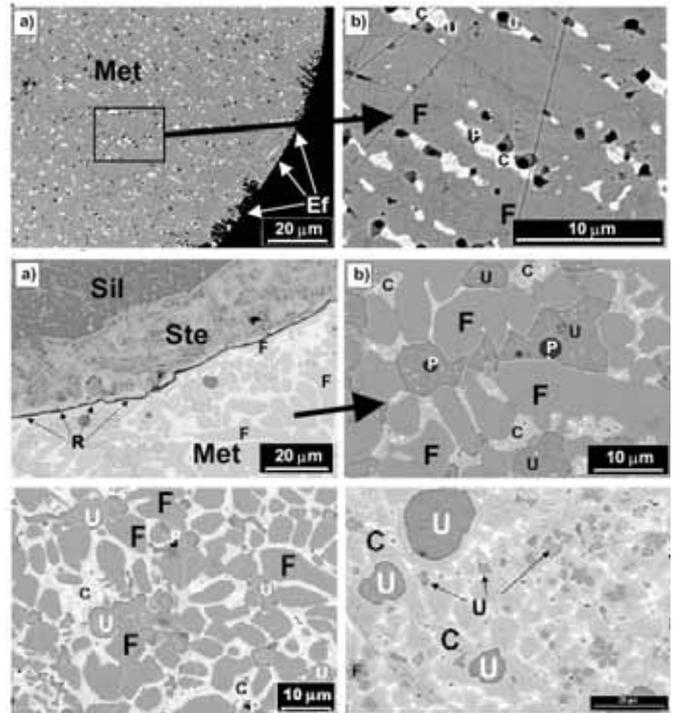


Abb. 10 REM-Aufnahmen von 3 Metallgranulaten der Anlage B. a/b) Fe-reich, c/d) Cu mittel e/f) Cu-hoch. Met: Metall, Sil: Silikatprodukt, Ste: Steinphase, F: Fe-Metall, Cu-Metall, U: Cu-Fe-Sulfid.

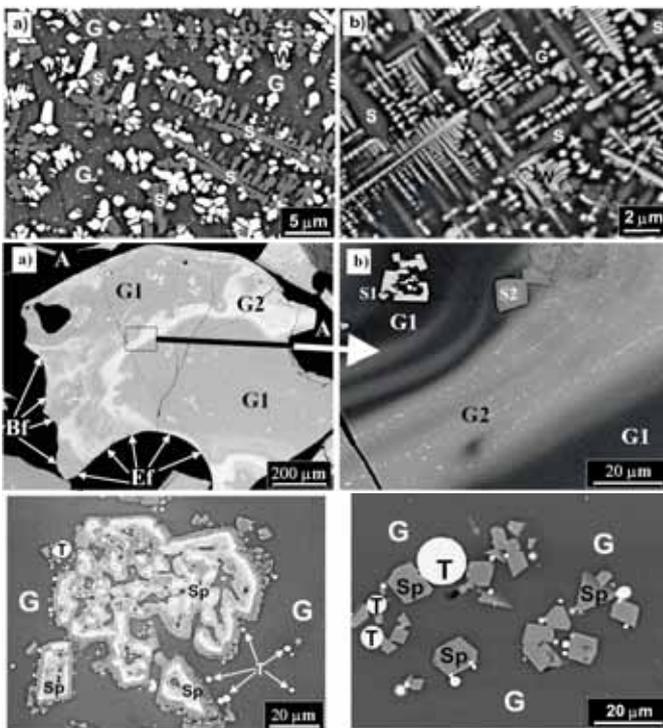


Abb. 9 REM-Aufnahmen von granulierten Silikatprodukten der Anlage B. G: Glasmatrix (G1 FeO_x-arm, G2: FeO_x-reich). S/Sp: Spinelle, W: Wüstit, T: Metall- und Sulfidtröpfchen.

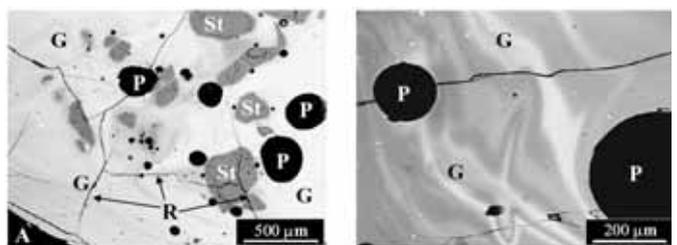


Abb. 11 REM-Aufnahmen eines granulierten Silikatproduktes der Anlage C. G: Glasmatrix, St: SiO₂-Steinchen, P: Poren, R: Risse.

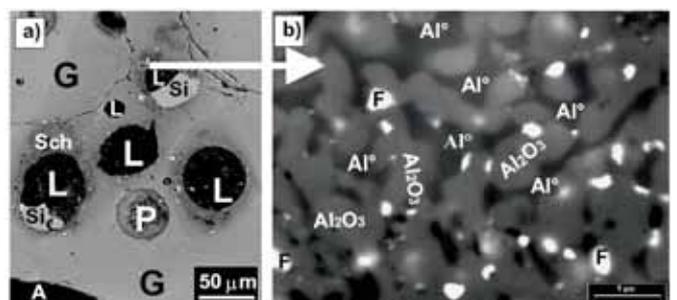


Abb. 12 REM-Aufnahmen eines Aggregates der Al⁰-Oxidation in einem Silikatprodukt der Anlage B. Si: Si-Metall, L: Lunker, Sch: Schale aus Al₂O₃/Al⁰ (b), P: Pore, G: Glasmatrix.

Abtrennung von Schwefel behindert. In beiden Teilschmelzen treten relativ viele Steinchen auf (am häufigsten Quarz, Abbildung 11). Die Auflösung solcher thermisch stabiler Körner ist in der Regel der langsamste Schritt der Homogenisierung der Silikatschmelzen.

Die Proben aus dem Einschmelzreaktor der Anlage A enthalten die gleichen Inhomogenitäten, wie die Anlage-C-Granulate, allerdings in anderen Anteilen und anderen Grössen.

Die meistens Fe-reichen Metallprodukte der Anlagen A und B enthalten Fe^o- und Cu^o-Phasen sowie Cu-Fe-Sulfide (Abbildung 10). Die Genese der Gefüge lässt sich aus dem Drei-Stoff-System Fe-Cu-S ableiten.

2.4 Ablaufende Prozesse und Grenzen der Schwermetall-abreicherung

Zur Evaluation der Prozesse geben die Schmelz-, Siede- und Zersetzungspunkte der relevanten Stoffe erste Hinweise (Tabelle 5). Für vertiefte Aussagen sind Gleichgewichtsrechnungen für das System Metallschmelze – Silikatschmelze – Gasphase notwendig (Metalle – Oxide – Sulfide – Chloride, Abbildung 13). Einbezogen werden O₂- und S₂-Partialdrücke, sowie die Aktivitäten und damit das Lösungsverhalten der betrachteten Elemente in den Schmelzen.

Bei Bedingungen, die eine vollständige Homogenisierung ermöglichen, ist zugleich die weitgehende Abtrennung der organischen Verbindungen und auch der Salze gegeben.

Pb dampft bei Temperaturen > 1500 °C gut ab, am meisten als Pb^o aber auch als PbO und PbS in relevanten Anteilen. Von den atmosphilen Schwermetallen ist Zn am schwierigsten

abzutrennen. Die Evaluation ergibt, dass Zn primär metallisch abdampft und Chloride, Sulfide und Oxide eine geringe Bedeutung haben. In Anlage C wird das meiste Zn oxidisch in die Glasmatrix und teilweise in Melilithe und Spinelle eingebunden. Cu wird in Anlage C vorwiegend mechanisch abgetrennt. In den Anlagen A und B gelangt es mehrheitlich in die Metallprodukte. In den Anlage-A-Silikatprodukten ist praktisch gar kein Cu in emulgierten Tröpfchen und in den Anlage-B-Granulaten sind es immer weniger als 5% des Cu-Inventars. Die thermodynamischen Berechnungen ergeben, dass Cu in erster Linie sulfidisch aus der Metallschmelze gelöst wird. Absenken der Temperatur oder Erhöhen des O₂-Partialdrucks bewirkt für das Gleichgewicht zwischen Metall- und Silikatschmelze, dass sich weniger Cu sulfidisch in der Silikatschmelze löst, dagegen mehr oxidisch. Die Prozesse des Cr sind eng verbunden mit denen der Korrosion des Feuerfestmaterials. In Anlage A ist praktisch alles Cr homogen in der Silikatschmelze gelöst. Teilweise geht es in die bei der Granulation gebildeten, mikrolithischen Chromite. Bei langsamer Abkühlung in Kokillen wird der grösste Teil des Cr in Chromite eingebaut. In den Silikatschmelzen der Anlage C und in den Silikatschmelzen der Anlage B mit mittelhohen FeO_x-Gehalten wird die Cr₂O₃-Löslichkeit in den Reaktoren überschritten, wodurch sich in vielfältiger Art Spinelle bilden; 10 bis 50% des Cr-Inventars gelangen so in die Spinelle.

Die wichtigsten Prozesse der Homogenisierung und der Stofftrennung sind in Abbildung 14 zusammengefasst. Bezüglich der Stofftrennung können sie in förderliche, indifferente und störende Teilprozesse unterteilt werden.

Stoff	Schm.-punkt [°C]	Siede- / Subl.-punkt [°C]	Zer-setz.-punkt [°C]	Stoff	Schm.-punkt [°C]	Siede- / Subl.-punkt [°C]	Zer-setz.-punkt [°C]
Cu ^o	1083	2536		Zn ^o	420	907	
CuCl	430	1212		ZnCl ₂	318	721	
CuCl ₂	630		993	ZnO	1975		
Cu ₂ O	1230			ZnS		1665	
Cu ₂ S	1127			Al ^o	660	1377	
Cr ^o	1875	2665		Al ₂ O ₃	2054		
CrCl ₃		945		Fe ^o	1536	2875	
Cr ₂ O ₃	2440			FeO	1377		3414
CrO ₃	197		~250	FeS	1195		
Pb ^o	327	1725		NaCl	800	1465	
PbCl ₂	498	951		Na ₂ O	1132		1950
PbO	890	1472		CaCl ₂	772	2000	
PbS	1114	1336		Ca(OH) ₂			823

Tab.5 Schmelz- Siede- und Zersetzungspunkte der relevanten reinen Stoffe.

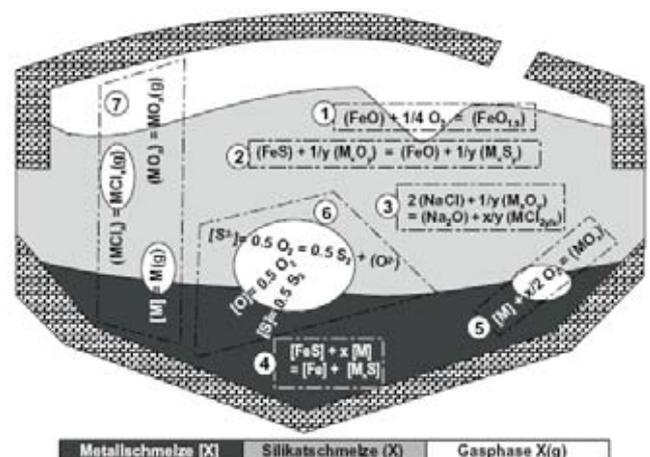


Abb.13 Für die Gleichgewichtsbetrachtung betrachtete Phasen und Reaktionen.

3. Schmelzprozesse der Ressourcenwirtschaft

Zur Herstellung vieler metallischer und mineralischer Werkstoffe werden seit der Frühzeit Schmelzprozesse genutzt. Die Verfahrenstechnik dazu hat sich laufend weiter entwickelt. Die Einsatzstoffe werden differenzierter aufbereitet. Verbesserungen bezüglich Energie- und Stoffeintrag, Feuerfest, sowie Mess- und Regeltechnik sind weitere wichtige Antriebe der Entwicklung. Die effizientesten Prozessketten und Prozessführungen setzen sich durch. Die thermodynamisch optimalen Prozessbedingungen wie Temperaturen und Sauerstoff-Partialdrücke sind mit den Einsatzstoffen gegeben. Effiziente Prozesse laufen gezielt in der geeigneten Abfolge ab, ohne sich gegenseitig zu stören. Jeder Schritt soll vollständig abgelaufen sein bevor der nächste kommt. Die kinetisch limitierenden Faktoren werden optimiert.

Bei der *Glasherstellung* muss die meist stark saure, praktisch FeO_x -freie Silikatschmelze (z.B. Kalknatronglas, Abbildung 15) die optimale Homogenität und die geeignete Verarbeitungstemperatur erreichen. In jeder Zone der Glaswanne laufen die jeweiligen Prozessschritte ab. Um durch das Feuerfest insbesondere im fortgeschrittenen Stadium nicht unerwünschte Inhomogenitäten (Einschlüsse, Schlieren) zu erzeugen werden Temperaturen nicht allzu hoch gefahren und dafür längere Aufenthaltszeiten in Kauf genommen.

Zur Erzeugung der Metalle werden Schmelzprozesse für *metallurgische Prozessschritte* genutzt. Bevor sie zum Einsatz kommen, werden die Rohstoffe mit mechanischen Trennschritten, Flotation, elektrochemischen Prozessen oder Röstprozessen aufbereitet. Bei der Sekundärerzeugung werden für jedes Metall viele verschiedene Schrottsorten unter-

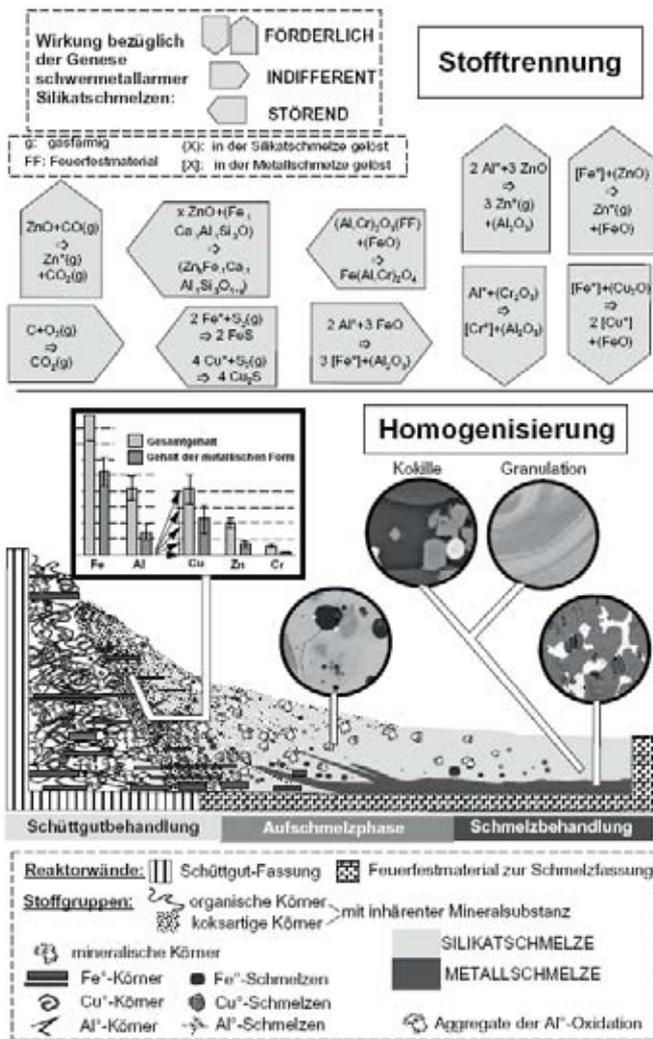


Abb. 14 Prozesse der Homogenisierung und Stofftrennung der thermischen Behandlung von Siedlungsabfällen über Schmelzprozesse.

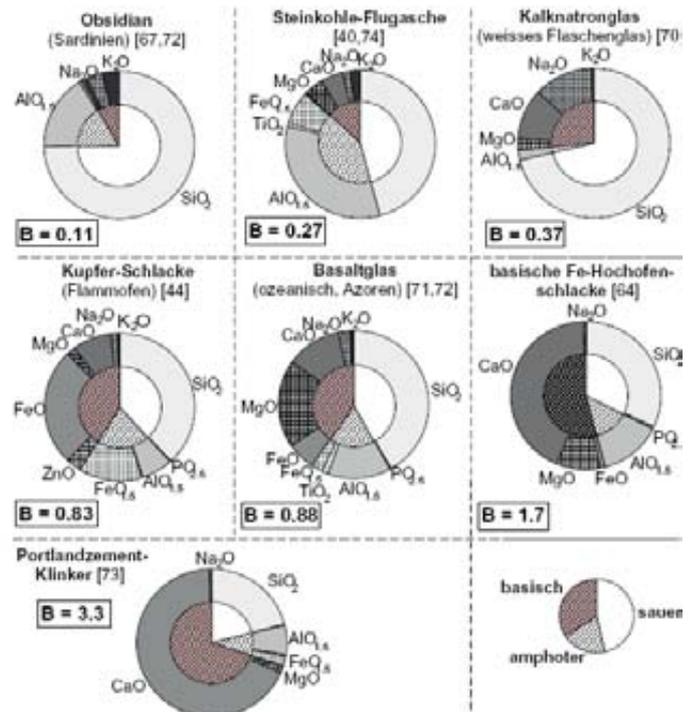


Abb. 15 Molare Anteile der Metalloxide von 6 Silikatprodukten der 3 Anlagen.

schieden, welche spezifisch gesammelt, aufbereitet und eingesetzt werden. Im Schmelzprozess laufen wieder Prozesse zwischen Metall- und Silikatschmelze, sowie der Gasphase und dem Feuerfest ab. Häufig werden Gase oder partikuläre Stoffe eingeblasen und eine starke Badbewegung erzeugt. In Anlage B ist die starke Badbewegung gegeben, bei Anlage A ist sie wenig dynamisch und hat eher den Charakter einer Glaswanne. Effiziente Abtrennprozesse mittels Redox-Reaktionen in der Schmelzphase benötigen neben Badbewegung hohe Temperaturen und tiefen O_2 -Partialdrücke der Schmelzbehandlung der Anlagen A und B liegen zwischen den heute üblichen Bedingungen der Fe-Verhüttung und der Nichteisen-Schwermetall-Verhüttung (Tabelle 6). Bei ähnlicher Matrix-Zusammensetzung (Abbildung 15) liegen die in den untersuchten Anlagen erreichten Cu- und Zn-Gehalte bis eine Grössenordnung tiefer als die Gehalte typischer Cu-, Zn- und Pb-Verhüttungsschlacken bei ähnlichen Cr-Gehalten. Schlacken der Stahlindustrie haben höhere Basizitäten (Abbildung 15) und tiefere Gehalte an Zn und Cu, bezüglich Cr zum Teil auch höhere Gehalte. Infolge des Kontaktes mit dem C-reichen Roheisen haben Hochofenschlacken bei 1500 °C sehr tiefe Eisenoxid-Gehalte die weitest gehende Schwermetallanreicherung.

4. Geogene Schmelzprozesse

Geogene Schmelzprozesse laufen bei tieferen Temperaturen (900–1200 °C) in weniger homogenen Schmelzen ab. Anstelle der Feuerfestmaterialien ist die Magma in Kontakt mit den umgebenden festen Gesteinen, welche sich in vielen Arten mit den Schmelzen vermischen. Der Chemismus der Silikatschmelzen variiert stark. Extreme sind der saure Obsidian (glasig) und basische Basalte. Die Produkte der Anlagen A–C liegen abgesehen von höheren FeO_x -Gehalten nahe bei Basal-

ten. Die Stofftrennung ist geogen weitergehend. Für die flüchtigen Schwermetalle Pb, Cd und Hg sind gesteinsähnliche Werte erreichbar. Bei Zn braucht es höhere Aufenthaltszeiten oder stärkere Badbewegung, welche das Abdampfen beschleunigt. Die Cu- und Cr-Gehalte bleiben klar über den Gesteinswerten, da die Quasi-Gleichgewichte Silikatschmelze-Metallschmelze, welche die Cu- und Cr-Abreicherung limitieren, geogen nicht auftreten. Der Unterschied liegt beim Faktor Zeit. Infolge der sehr langsamen Abkühlung der Silikatschmelzen sedimentieren bei der Gesteinsbildung die ausfallenden Sulfide (Cu, Zn, Pb, Fe) und kristallisierten Oxide (Cr, Fe). Technisch genutzte ähnliche Sedimentationsprozesse wie sie beispielsweise beim Arm-Schmelzen von Nicht-Eisen-Schlacken genutzt werden, erreichen die Stofftrennung der Gesteinsbildung bei weitem nicht.

5. Folgerungen für künftige Entwicklungen

Schmelzprozesse für Siedlungsabfälle ermöglichen die vollständige Verbrennung der organischen Stoffe. Sie führen zu sehr homogenen Produkten mit weitgehender Immobilisierung der verbleibenden Schwermetalle.

Bezüglich der Stofftrennung und der Verwertbarkeit der Produkte sind sie aber beschränkt, was wahrscheinlich der Hauptgrund ist, dass sie sich bisher nicht durchgesetzt haben. Durch das Schmelzen treten alle in der KVA-Schlacke vorhandenen Stoffe innert kürzester Zeit miteinander in Kontakt. Neben den angestrebten Redox-Reaktionen ergeben sich einige nachteilige Reaktionen und Verbindungen:

> Mehr als 10% Eisen über den Schmelzprozess zu führen ist wenig effizient. Bei der Verwertung des Metallproduktes in der Cu-Industrie muss das gesamte Eisen oxidiert und verschlackt werden. Dabei wird zwar Energie frei. Es

Verfahren, Anlage, Reaktor	Temperatur T [°C]	O_2 -Partialdruck [bar]
Hochofen Stahlwerk	1500°C	10^{-14}
	1600°C	10^{-7}
Cu-Gewinnung	1200 - 1250°C	10^{-12} - 10^{-10}
Bleigewinnung	1150 - 1200°C	10^{-11} - 10^{-10}
Anlage A, Reduktionsreaktor	1400 - 1500°C	$5 \cdot 10^{-10}$ - 10^{-8}
	1400 - 1500°C	10^{-9} - 10^{-4}
Anlage B, Homogenisierungsreaktor	1400 - 1500°C	10^{-9} - $2 \cdot 10^{-7}$
Anlage C, Einschmelzreaktor	1300°C	10^{-8} - 10^{-4}

Tab. 6 Bedingungen verschiedener Schmelzprozesse

	Erzeugung Welt	Konsum USA	Metalle in KVA- Schlacke	
	[kg/E.a]	[kg/E.a]	[kg/E.a]	Anteil Konsum USA
Fe°	192	400	11.1	3%
Al°	5.2	20	3.1	15%
Zn°	1.6	4.0	0.1	3%
Cu°	2.3	7.3	0.5	7%
Cr°	0.9	2.0	0.05	2%

Konsum USA / Erzeugung Welt aus [6]. Werte KVA-Schlacke mit den Daten aus Abb. 1 berechnet.

Tab. 7 Pro-Kopf-Mengen der Metalle in der KVA-Schlacke im Vergleich mit internationalen Erzeugungs- und Verbrauchsmengen (Werte 2006)

geht aber ein ansehnlicher Teil des Kupfers gerade wieder verloren. Nachteile hat das Eisen auch in der Silikatschmelze. So setzt FeO_x zwar Schmelzpunkt und Viskosität der Silikatschmelze herab. Es erhöht aber deren Korrosivität für das Feuerfest und bewirkt, dass die eingesetzten Reduktionsmittel häufig FeO reduzieren anstelle des gewünschten ZnO .

- > Obwohl mehr als 90% des Schwefels in die Rauchgasreinigungsrückstände transferiert werden, vermindert der verbleibende Schwefel die Cu-Abreicherung. Weiter führt der im Metallprodukt enthaltene Schwefel zu Zusatzaufwand bei der Verwertung des Metallproduktes in der Cu-Industrie.
- > Gelangt ZnO in die Silikatschmelze, so wird es in dieser fest eingebunden (ZnO -Aktivitätskoeffizienten von 0,4–0,8). Zur Abscheidung muss es zu Zn° reduziert werden und eine Grenzfläche zum Abdampfen finden. Dies gelingt nur einigermaßen effizient wenn C-Partikel in der Silikatschmelze mit grosser Badbewegung Zn° -haltige CO -Blasen erzeugen. In Anlage B sind diese Bedingungen gegeben. In Anlage A ist der Prozess zu statisch. In der Zn-Verhüttung wird zur Zn-Anreicherung bevorzugt der Wälzprozess eingesetzt, bei dem eine Aufschmelzung vermeiden wird.
- > Die silikatischen Schmelzen sind bezüglich Feuerfestkorrosion sehr anspruchsvoll, insbesondere bei Temperaturen grösser 1300°C und starker Badbewegung. Es ist notwendig Cr_2O_3 -haltige Feuerfest-Materialien einzusetzen. Dies führt neben hohen Kosten zu relevantem Cr-Transfer in die Silikatprodukte, wobei es zumindest in Spinellform elutionssicher gebunden ist. Wären die Schmelzen CaO -reicher und hätten sie tiefere FeO_x -Gehalte könnten einfachere MgO -haltige Feuerfest-Materialien eingesetzt werden.
- > Die starke Reduktionswirkung von Al° kann in den Anlagen A und B nur in geringem Masse für die Stofftrennung genutzt werden. Es reagiert unspezifisch mit vielen Stoffen, mit denen es gerade in Kontakt kommt (z. B. Reduktion von FeO_x und SiO_2 , Abbildung 12). Es ist wenig effizient mit grossem Stromverbrauch erzeugtes Al° nur gerade als Lieferant von thermischer Energie zu nutzen. Zur Desoxidation in der Stahlindustrie wird Al° beispielweise in ähnlicher Funktion viel zielgerichteter genutzt.

Werden die in metallischer Form in KVA-Schlacke vorhandenen Metallmengen mit Verbrauchsmengen der USA als statistisch fundiert erfassten Referenzgrösse verglichen, so zeigt sich dass Al° für den jeweiligen Metall-Haushalt am bedeutendsten ist. Cu° hat eine mittlere und Fe° , Cr° und Zn° eine verhältnismässige tiefe Bedeutung. Bei Zn ist anzumer-

ken, dass die Rückstände der Rauchgasreinigung viel bedeutender sind als Zn° in der KVA-Schlacke. In den letzten Jahren werden diese Metalle zunehmend mechanisch aus KVA-Schlacke abgetrennt und dem jeweiligen Metall-Recycling zugeführt, wo sie mit zielgerichteten Schmelzprozessen behandelt werden. Können mit der Aufbereitung geeignete Metallschrottqualitäten erreicht werden, ist diese Abtrennung einem Siedlungsabfall-Schmelzprozess vorzuziehen. In der Abfallwirtschaft verankerte Schmelzprozesse sind allenfalls eine Option für die feinkörnigen Restmetalle in Kombination mit anderen Problemfraktionen der Abfallwirtschaft wie Resh oder Feinfraktionen mechanischer Aufbereitungen. Wird dabei im ähnlich wie in Anlage C nur wenig Eisen über einen solchen Schmelzprozess geführt, so sind die Chancen grösser puzzolanisch aktive, schwermetallarme Silikatprodukte zu erzeugen [7]. Nur wenn die Produkte energieintensive Stoffe substituieren, ergibt sich für die aufwändigen Prozesse eine vorteilhafte Energie- und Kostensituation. Durch den Betrieb der Pilotanlagen ist die grundsätzliche Machbarkeit von solchen Prozessen gezeigt und es sind viele Grundlagen geschaffen. Für einen erfolgreichen Einsatz muss vor allem die Input-Zusammensetzung geeignet gelenkt werden.

Referenzen

- [1] Th. Lichtensteiger, Müllschlacken aus petrologischer Sicht, GEOwissenschaften 14, Heft 5 Verlag&Ernst, 2010, p. 173–179.
- [2] U. Eggenberger, Die Schlacken Schweizer Kehrichtverbrennungsanlagen, Synth. Met. 90 (2010) 13.
- [3] Ch. Zeltner, Eisen in KVA-Schlacken, Diplomarbeit EAWAG Dübendorf / ETH-Zürich, 1992.
- [4] Ch. Zeltner, Petrologische Evaluation der thermischen Behandlung von Siedlungsabfällen über Schmelzprozesse, Dissertation EAWAG Dübendorf / ETH Zürich, ETH Nr. 12688, 1998.
- [5] Ch. Zeltner, Th. Lichtensteiger, Thermal treatment and recourse management – a petrological approach to control the genesis of materials in smelting processes, Environ. Eng. Policy, 3, 2002, p. 75–86.
- [6] U.S. Geological Survey (<http://minerals.usgs.gov/ds/2005/140/>).
- [7] P. Kruspan, Natürliche und technische Petrogenese von Puzzolanen – Ein Beitrag zur Herstellung mineralogischer Sekundärrohstoffe, Dissertation EAWAG Dübendorf / ETH Zürich, ETH Nr. 13904, 2000.

> Charakterisierung und Alterationsreaktionen von KVA-Schlacken

Urs Eggenberger

Fachstelle Sekundärrohstoffe – Institut für Geologie, Baltzerstrasse 1+3, 3012 Bern, Switzerland

Urs Mäder

Rock-Water-Interaction Group – Institut für Geologie, Baltzerstrasse 1+3, 3012 Bern, Switzerland

Im Rahmen einer Bestandesaufnahme wurde die Mineralogie, die Chemie und das Eluatverhalten aller in der Schweiz anfallenden KVA Schlacken verglichen. Damit wurde auch gesamtschweizerisch das Potenzial der Restmetalle in den KVA Schlacken sichtbar. Die Schlackeanalytik und Charakterisierung des Auslaugverhaltens sind aufwändig, führen aber in der Gesamtsicht bei korrekter Wahl der Probenaufbereitung und Messmethoden zu konsistenten Daten.

Schlacken sind sehr heterogen, mineralogisch komplex (im Mittel 41,4% Glasanteil), und die meisten Schadstoffe treten in mehrfachen chemisch-physikalischen Assoziationen auf. Dies verunmöglicht es einfache Modelle zur Klärung der Schlackequalität, des Auslaugverhaltens und der zu erwartenden Veränderungen zu formulieren, wenn Prozessparameter verändert werden, oder vor- und nachgeschaltete Verfahren variiert werden. Einige Grundlegende Verhaltensmuster sind aber erkenntlich welche in geochemischen und thermodynamischen Prinzipien gründen, und welche für eine gesamtheitliche Betrachtung herangezogen werden können. Nach der Entschrottung durch die Betreiber (ca. 6%) und der Entfernung von metallischen Komponenten während der Aufbereitung zur Analyse (ca. 10%) enthält die Restschlacke im Mittel 6300 ppm Cu, 4800 ppm Zn, 1800 ppm Pb, 5 ppm Cd, 0,04 ppm Hg und 1,8% total Kohlenstoff (<1% C_{org} in fast allen Proben). Diese Werte liegen deutlich über den Grenzwerten für Inertstoffe ausser für Cd, Hg und C. Beim Eluatverhalten im Batch-Test (TVA-Test) wird lediglich der Grenzwert für Zn konsistent überschritten, und z.T. für Cd und Cr(VI). Das gelöste Blei wird vermutlich durch Pb-Karbonat auf eine tiefe Löslichkeitslimite kontrolliert – unabhängig vom Totalgehalt in der Schlacke. Kupfer und Zink hingegen zeigen eine schwache Korrelation zum Totalgehalt. Generell sind die gelösten Gehalte jedoch nicht abhängig von den zugänglichen Oberflächen, also auch der Feinheit der Schlacke. Wird der TVA Batch-Test (mit CO₂ Begasung) über längere Zeit durchgeführt zeigen sich zum Teil dramatische Reduktionen in den gelösten Metallkonzentration, wie etwa um einen Faktor > 60 für Zn nach 2 Woche im Vergleich zu nach 24 Std, was vermutlich einer Annäherung an das Zn-Karbonat Lösungsgleichgewicht darstellt.

Dynamische Tests wie Durchfluss-Säulenversuche sind für reaktives Material wie Schlacke generell aussagekräftiger als Batch-Tests, da sie auch Information bezüglich Frachten erbringen. Dabei zeigt sich dass bei Säulentests mit kohlensaurem Wasser die pH Pufferung rasch zu Werten von 7 und später 6 erfolgt, wobei anfänglich Oxianionen stark gelaugt werden (As, Cr(VI)), danach Zn, Cu und Ni. Von letzteren Schwermetallen wurden ca. 15% der Gesamtgehalte nach 560-facher Wasser/Schlacke Menge mobilisiert, aber nur < 1% von Pb und Cr. Wird starke Säure anstatt Kohlensäure bei gleichem pH ver-

wendet, so entfällt die Karbonatpufferung weitgehend, und die Eluate bleiben über lange Zeit alkalisch mit entsprechend unterschiedlichem Elutionsverhalten der Schwermetalle. Gemessene Säurepufferkapazitäten attestieren KVA Schlacke von 1 m Mächtigkeit eine Pufferung von atmosphärischem Säureintrag zu neutralem pH während mehreren tausend Jahren. Thermisch nachbehandelte Schlacke (PECK) zeigt deutlich reduzierte Eluatkonzentrationen, aber zusätzliche Faktoren wie die thermische Abschreckung von Hochtemperaturschlacke führt zu einer Beeinflussung der Glasauslaugraten, was wiederum zu deutlich unterschiedlichen Testwerten führt. Eine Beurteilung im Spannungsfeld von thermischer Entfrachtung und einem besseren (verwertbaren) Schlackeprodukt ist deshalb komplex.

Keywords: Schlacke, Eluatverhalten, Ablagerung, Alteration, Schwermetalle

1. Einführung

Bei der Verbrennung in Kehrlichtverbrennungsanlagen entstehen bei Temperaturen unterhalb von 1000 °C Schlacken und Flugaschen. Aus nachgeschalteten Prozessen fallen zusätzlich Rückstände aus der Abluftreinigung und Schlämme aus der Prozesswasseraufbereitung an. Volatile Inhaltstoffe und Metalle mit niedrigen Schmelzpunkten reichern sich bevorzugt in den Rückständen der Abluftreinigung an, die restlichen Metalle werden in einer glasigen oder kristallinen silikatischen Matrix der KVA Schlacken eingebaut, welche ca. 80% der Verbrennungsrückstände ausmacht.

Die Variabilität des Inputmaterials und die vergleichsweise kurze Zeit in der das Material Verbrennungstemperaturen von ca. 650–900 °C ausgesetzt ist, führt zu einem heterogenen Produkt, das sich aus petrologischer Sicht nur schwer beschreiben lässt. Die rasche Abkühlung bewirkt, dass nur in sehr lokalen Bereichen der Schlacken (max. mm-Bereich) thermodynamische Gleichgewichtsbedingungen herrschen. Die so gebildete Schlacke lässt sich deshalb am ehesten als ein Agglomerat aus Durchläufern (meist refraktive mineralische oder metallische Partikel die noch ihre ursprüngliche Zusammensetzung zeigen), verbackenen Aschepartikeln und erstarrten silikatischen Schmelzen mit Mineralneubildungen beschreiben.

Diese Schlacken sind unter atmosphärischen Bedingungen thermodynamisch nicht stabil und passen sich dementsprechend über endotherme und exotherme Reaktionen den veränderten Umgebungsbedingungen an. Im Vergleich zu den meisten geogenen Schmelzprodukten weisen die Schlacken ein sehr hohes Reaktionspotenzial auf.

Die wichtigsten Prozesse und Reaktionen welche bei Schlacken beobachtet wurden sind Lösungsreaktionen, Glas-korrosion, Kalklöschung, Sulfidverwitterung, Metallkorrosion, Hydratations- und Oxidationsreaktionen, sowie Karbonatisierungsreaktionen. Infolge dieser überwiegend exothermen Reaktionen kann es innerhalb von Schlacke-Deponiekörpern

zu Temperaturen von bis 80 °C kommen. Das Gefährdungspotential für die Umwelt liegt nur untergeordnet in der Temperaturerhöhung (mögliche Schwächung der Deponiebasisabdichtung) hauptsächlich liegt sie in der Art und im Umfang der vom Sickerwasser gelösten Stoffe. Deshalb werden die Schlacken in der Regel vor der Ablagerung mit 15–20% Wasser gelöscht, zwischengelagert und in Schlackenkompartimenten von Reaktordeponien abgelagert um einen weiteren Stoffaustausch mit anderen Abfällen zu verhindern.

Im Detail ist die Betrachtung der möglichen Freisetzungspfade bei Schlacke im Kontakt mit Wasser sehr vielfältig. Metalle können in den primären Phasen, also in den Durchläufern und in den im Ofen neu gebildeten Phasen (z. B. Alumosilikate) eingebaut sein oder an Aschepartikeln adsorbiert sein.

Bei den anschliessenden Alterationsreaktionen werden Sekundärphasen gebildet, entweder als Feststoff-Feststoff Umwandlung (z. B. Tonmineralbildung), als Feststoff-Wasser Reaktionen (z. B. Hydrate), als Feststoff-Gas Umwandlungen (z. B. Karbonatisierung) oder als Fällung aus übersättigten Lösungen (z. B. Sulfate oder andere Salze). Eine Übersättigung der Lösung wird bei den Schlacken wahrscheinlich v. a. durch lokale Evaporation produziert. Wann immer bei diesen Reaktionen Wasser beteiligt ist, können Metalle mobilisiert werden und an einer Festphase adsorbiert, gegen andere Kationen ausgetauscht oder in eine neu gebildete Festphase eingebaut werden.

In Abbildung 1 von Speiser [1] sind die wichtigsten Alterationsprozesse schematisch dargestellt.

Grundlage der vorliegenden Zusammenstellung sind Resultate einer Bestandaufnahme der chemischen und mineralogischen Zusammensetzung aller in der Schweiz produzierten KVA-Schlacken aus dem Jahr 2001 [2], sowie spätere Untersuchungen zum Auslaugverhalten von KVA-Schlackensand aus dem Jahr 2006.

Bei den geochemischen und mineralogischen Untersuchungen standen folgende Fragestellungen im Vordergrund:

- > Charakterisierung des chemischen und mineralogischen Stoffbestandes, sowie der Metallanteile;
- > Ermittlung des Phasenbestandes, und Abschätzung der neu gebildeten festen Phasen als Folge des thermischen Prozesses;
- > Identifizierung der wichtigsten Reaktionen in den Schlacken;
- > Abschätzung des Freisetzungspotentials von Schadstoffen (Eluatverhalten) und der Einfluss der Eluatmethode;
- > Optimierungspotential der Schlacken im Hinblick auf eine Ablagerung (Entschrottung) und die Prozessführung (Verbrennung).

2. Probenahme und Methoden

Aus jeder der damaligen 28 Anlagen wurde ca. 15 Liter Probenvolumen entnommen, wobei an 3 Tagen jeweils 6 Stichproben gesammelt und daraus eine Mischprobe erstellt wurde. Bei der weiteren Probenreduktion und Bearbeitung im Labor wurde bei der Bestimmung der Probenmenge die gängige Fehlerberechnung für partikulär auftretende Schadstoffe angewendet [3].

Zur Klärung der vorgenannten Fragestellungen an den Feststoffproben wurden Methoden der Polarisationsmikroskopie (imprägnierte und polierte Dünnschliffe), Röntgendiffraktometrie (Phasenidentifikation und semiquantitative Mineralogie), Rasterelektronenmikroskopie (SEM und EDS), Röntgenfluoreszenz (XRF Haupt- und Spurenchemie) und N_2 -Adsorption (BET) für die Bestimmung der Oberflächen eingesetzt. Kupfer, Cd und Pb wurden zusätzlich im sauren Aufschluss mittels Atomabsorptionsspektrometrie (AAS), C und S wurden mit coulometrischen Methoden (IR-Absorption in N_2 bzw. O_2 Trägergas) gemessen.

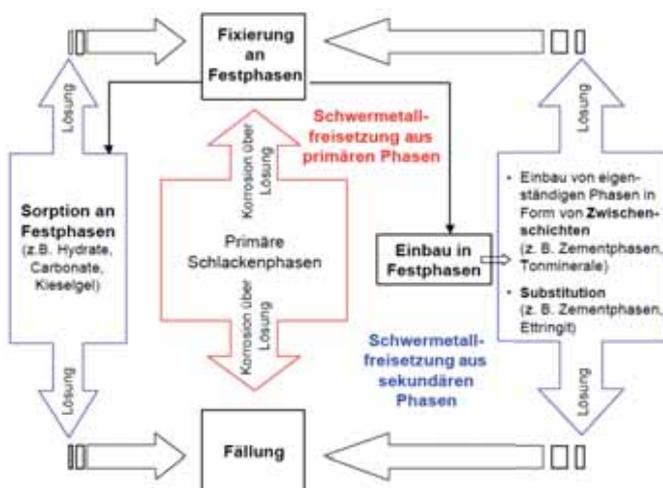


Abb. 1 Mögliche Alterationsprozesse bei KVA Schlacken

Zur Untersuchung des Eluatverhaltens der Schlacken wurden Batchversuche gemäss TVA, und Durchflussexperimente in Säulen durchgeführt. Die chemische Charakterisierung der gewonnenen Eluate erfolgte mittels AAS, Ionenchromatographie (IC) und mit induktiv gekoppelter Plasmaspektroskopie (ICP-OES). Zweiwertiges Eisen wurde colorimetrisch bestimmt, Cr^{VI} wurde über eine organische Phase abgetrennt und mittels AAS bestimmt.

3. Charakterisierung der Schlacken

3.1 Anlagenspezifische Parameter

Die damals 28 KVA-Anlagen in der Schweiz weisen sehr unterschiedlich Alter (2 bis 40 Jahre) wie auch stark unterschiedliche Kapazitäten (9000 bis 124000 Tonnen/Jahr) auf. Technologisch handelt es sich bei allen Anlagen um sog. «Rostfeueranlagen» mit ähnlichen mehrstufigen Abluftreinigungsanlagen.

Die mittlere Eingangszusammensetzung der während der Beprobungswoche verbrannten Abfälle (Abbildung 2) wird von Haushalhabfällen (53 Gew.-%) dominiert, gefolgt von Gewerbeabfällen (19%), Industrieabfällen (18%) und Bauabfällen (10%).

Dabei fallen, gemäss Angaben der Betreiber, im Durchschnitt 23% des verbrannten Abfalls als Schlacke an (Abbildung 3).

3.2 Makroskopische Beschreibung

KVA-Schlacken bestehen aus Asche- und Schlacke-Partikel. Diese hier verwendete Einteilung bezieht sich auf die Fraktionen <2 mm (Aschen) und >2 mm (Schlacken) und wurde von Lichtensteiger [4] eingeführt.

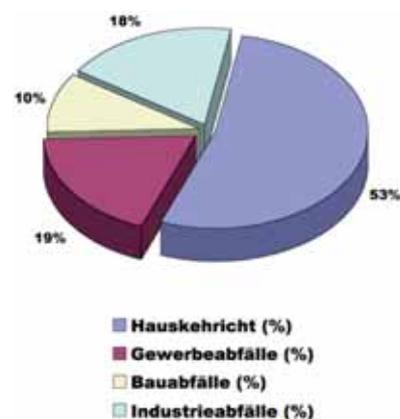


Abb. 2 Zusammensetzung des Inputmaterials

Bei der makroskopischen Untersuchung stützt man sich auf die Charakterisierung der Grobbestandteile der Schlacken. Diese bestehen überwiegend aus einer porenreichen, glasigen Matrix, in der nano- bis mikrofeine Phasen eingebettet sind und stark variierenden Anteilen an Durchläuferkomponenten, z.B. Metall, Glas-, Keramik- oder Gesteinsbruchstücken (Abbildungen 4 und 5). Diese letzteren Komponenten erfahren durch den Verbrennungsprozess keine weitere Umwandlung.

Die makroskopische Zusammensetzung der Schlacken hat sich im Vergleich zu älteren Untersuchungen von Lichtensteiger und Zeltner [4] nur geringfügig geändert. Der Gehalt an Glasbruchstücken ist wegen der heute sehr hohen Quote von ca. 80% bei der Separatasammlung von Glas zurückgegangen (von 5% auf 1,8%), dasselbe gilt auch für die metallischen Komponenten (von 5% auf 3,5%). Tabelle 1 zeigt die mittlere Zusammensetzung im Vergleich zu 1993. Die Summen der Durchläufer liegen in der Regel unter 15%. Da die

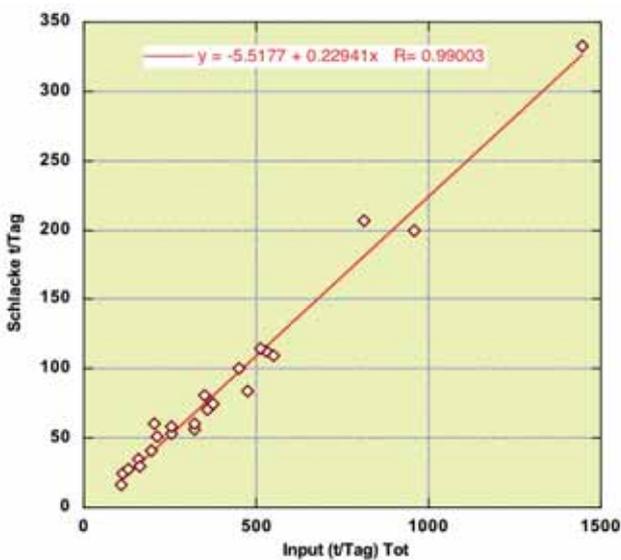


Abb.3 Menge der Abfälle (Input) und der produzierten Schlacken in Tonnen/Tag der 28 KVA's.

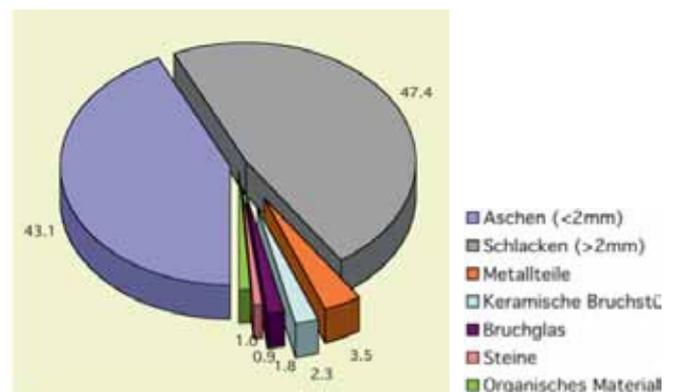


Abb.4 Volumetrische Verteilung der Schlackekomponenten.

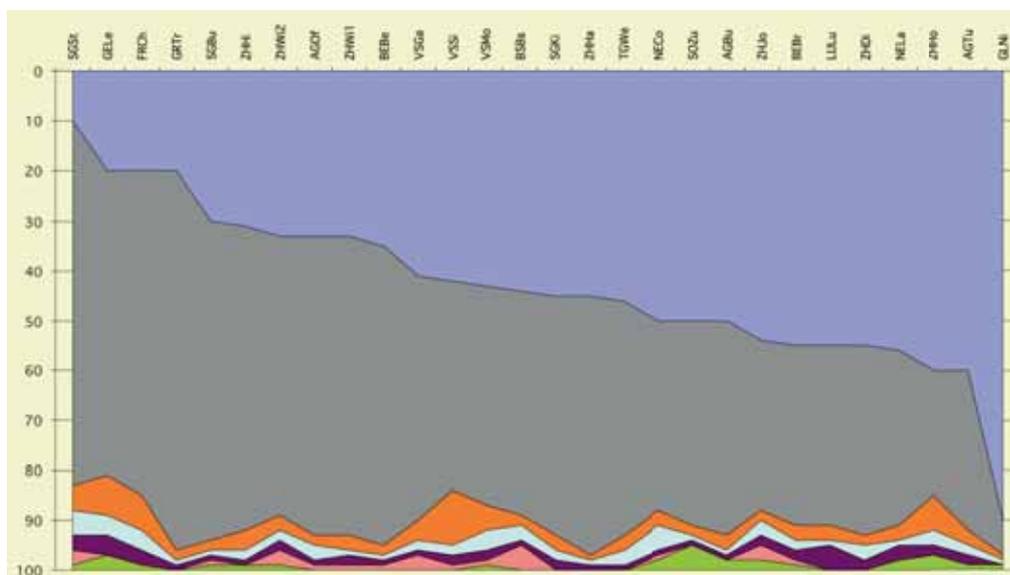


Abb.5 Zusammensetzung der Einzelproben in vol.%, sortiert nach abnehmendem Aschengehalt (Farbcodierung wie Abb. 4).

Anteile der einzelnen Komponenten nur einige Volumenprozent ausmachen, ergeben sich keine wesentlichen Unterschiede innerhalb der untersuchten Proben.

Die Auswertung der Asche/Schlacke Verhältnisse zeigte hingegen eine sehr grosse Unterschiede innerhalb der untersuchten Proben (Abbildung 5). KVA-Schlacken von neueren Anlagen zeigen dabei generell höhere Anteile an feinerkörnigeren Anteilen, eine hellere Farbe und weniger unverbrannte, organische Rückstände. Es erstaunt deshalb nicht, dass die Asche/Schlacke Verhältnisse anderer europäischer Studien, deren Resultate an einigen wenigen Anlagen erhoben wurden, stark variierende Verhältnisse zeigen (z. B. [5]).

3.3 Metallische Komponenten

Die Eisen- und Nicht-Eisenmetalle in den Schlacken stellen nicht nur mögliche Quellen für die Freisetzung von Schwermetallen wie Cu, Zn, Pb, Cr oder Mn dar, sie erhöhen auch die Reaktivität der Schlacken in der Deponie über längere Zeiträume.

Die Oxidation von Metallen trägt stark zur Wärmeproduktion bei, wobei sich z. B. aus metallischem Eisen Fe-Oxide oder Fe-Hydroxide bilden, welche ihrerseits allerdings auch wieder Schwermetalle adsorbieren oder einbauen können. Die Oxidation von Al-Metallen führt zur Produktion von Wasserstoff-Gas [6] und Al-Hydroxiden bzw. Sulfaten, was wiederum zu einer Änderung der Porenwasserzusammensetzung und der Reaktivität führt. Diese Reaktionen können über mehrere Jahre bis Jahrzehnte ablaufen, wie bereits Johnson et al. [7] zeigte.

In der vorliegenden Untersuchung wurden die Metallfraktionen aller Proben in verschiedenen Stadien der Probenaufbereitung händisch und mit Magneten separiert. Dabei wird beobachtet, dass an den Metallstücken häufig silikatisches Schlackematerial haftet, wobei der Anteil an diesem silikatischen Material mit abnehmender Korngrösse der Metall-

partikel zunimmt. Stichproben haben gezeigt, dass dabei der so bestimmte Metallgehalt relativ um etwa 12–20 Gew.-% überschätzt wird.

Durchschnittlich wurden durch die Betreiber bereits 6 Gew.-% an Metallen entfernt (Abbildung 6), dies schwankt allerdings sehr stark, von 0 bis 15% (Abbildung 7). Während der folgenden Probenaufbereitung wurden im Durchschnitt weitere 10% an Metallen entfernt: a) Grobmetall aus der Gesamtprobe, b) die >2 mm Fraktion (A+) nach dem Brechen und c) die <2 mm Metallfraktion (B+) nach dem Vormahlen. Berücksichtigt man die «Verunreinigung» der separierten Metalle durch ca. 15% anhaftendes silikatisches Material, so werden immer noch etwa 8–9 Gew.-% metallische Komponenten mit den Schlacken deponiert.

Sollen weitere Metalle separiert werden muss die Korngrösse der Schlackenkomponenten durch Brechen oder Mahlen verkleinert werden, was eine Vergrösserung der Oberfläche und damit auch eine Erhöhung der Reaktivität bewirkt. Es sollte also abgeklärt werden, ob die Verbesserung der Schlackequalität durch weitere Metallseparation die erhöhte Reaktivität und die damit verbundene erhöhte Mobilisierung von Schwer-

Komponenten Gew.-%	Lichtensteiger [4]	Diese Studie
Asche (wt%)	45	41,1
Schlacke	40	47,4
Metalle	5	3,5
Keramik	1–3	2,3
Glas	5	1,8
Steine	1	0,9
Organisches Material	1–3	1,0

Tab.1 Makroskopische Zusammensetzung der Schlacken im Vergleich zu einer Untersuchung aus den 90-er Jahren.

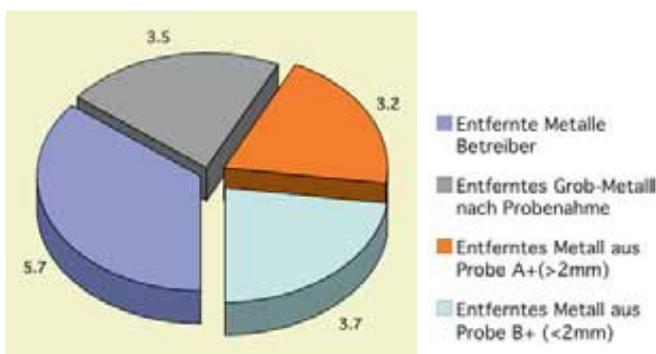


Abb. 6 Separierte Metallgehalte in Gew.-%: Nach Angaben der Betreiber, nach der Probennahme, nach dem grob brechen (A+) und nach dem fein brechen bzw. beim mahlen (B+).

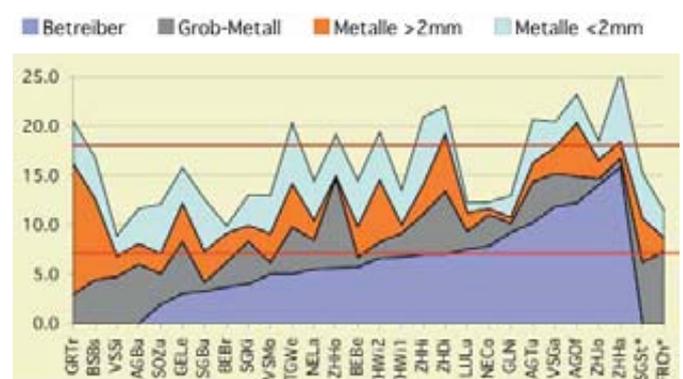


Abb. 7 Verteilung der separierten Metalle (Gew.-%) der einzelnen Schlackenproben. Legende entsprechend Abb. 6.

metallen in einer Deponie egalisiert. Die erhöhte Reaktivität der feineren Schlacken dürfte im Gegenzug aber auch die puzzolanischen und hydraulischen Eigenschaften verbessern und damit die Durchlässigkeit durch die bessere Verfestigung des Schlackekörpers verringern. Experimente an fein gemahlene Schlacken (<150 µm) mit und ohne Zugabe von Portlandzement haben aber gezeigt, dass die Verkleinerung der Korngrösse von Schlacken nur zu einer geringen Erhöhung der chemischen Reaktivität [8] und einer geringen Verbesserung der puzzolanischen Aktivität geführt haben [9].

An 10 ausgewählten Proben wurde an der Fachhochschule Rapperswil (UMTEC) die bereits entfernten groben Metallfraktionen und die noch in den Schlacken vorhandenen Metalle genauer untersucht. Dabei konnte gezeigt werden, dass mit der Separation der Metallfraktionen >2 mm ca. 60% des Eisens, ca. 40% des Zinks und Aluminiums und ca. 70% des Kupfers aus der Schlacke entfernt wurden.

Die CH-Durchschnittsschlacke besteht aus etwa gleichen Anteilen an Asche- (<2 mm) und Schlacke-Partikel (>2 mm). Etwa 10% der Bestandteile sind Durchläufermaterialien (Steine, Glas, Keramik etc). Die Variation der makroskopischen Schlackezusammensetzungen der 28 Anlagen ist relativ gross. Die makroskopische Zusammensetzung ist mit Ausnahme von Glas, vergleichbar mit Resultaten von 1993.

Durchschnittlich wurden durch die Betreiber bereits 6 Gew.-% an Metallen entfernt. Während der Probenaufbereitung (Brechen-Mahlen) wurden im Durchschnitt weitere 10% an Metallen entfernt. Die gemittelten Metallanteile der wieder gewinnbaren Fraktion (>2 mm) ergab, dass ca. 10% Eisenmetalle, 2% Aluminium, 0,6% Kupfer und 0,2% Zink separiert werden könnten.

3.4 Mikroskopische Beschreibung der Schlacken

Generell bestehen KVA-Schlacken aus Durchläufern (Gesteinsbruchstücke, Metalle etc) und Schmelzprodukten [10] [4] [11]. Dabei wurden 2 Typen von Schmelzprodukten beobachtet:

- 1) Isotropes Glas mit komplexen Silikaten entstanden aus sehr hochtemperierten Schmelzen (1500–1600 °C), und
- 2) opakes Glas mit Metalloxiden und kristallisierten Silikaten aus weniger hochtemperierten Schmelzen (1150–1400 °C).

In den CH-Schlacken konnten diese beiden Typen nicht systematisch beobachtet werden, da diese kaum Temperaturen über 1100 °C durchlaufen haben. Die von den Betreibern angegebenen Gastemperaturen liegen meist im Bereich von 800–950 °C. Vielmehr gleichen die glasigen Bereiche der

Schlacken morphologisch wie auch chemisch (Hauptoxide) gut «verbackenen» vulkanischen Aschen, wie dies auch Zevenerbergen et al [12] beobachtete.

In der Literatur finden sich einige Ansätze über weitere Klassifikationsschemen von mikroskopischen Beschreibungen von KVA-Schlacken. So haben z.B. Chandler et al. [13] und Pfrang-Stotz et al. [14] von einigen europäischen Anlagen die Schlacken in 3 Klassen eingeteilt: glasige Schlacken, poröse Schlacken, und mikrokristalline Schlacken. In vielen Schlacken dieser Untersuchung wurden aber alle 3 Klassen in derselben Probe beobachtet, bei anderen wurden lediglich glasige und mikrokristalline Bereiche beobachtet. Es ist nicht klar, ob diese Beobachtungen auf die Mischung und Homogenisierung von Schlackepartikeln unterschiedlicher zeitlicher Herkunft (Probenahme über eine Woche) oder auf unterschiedliche Bedingungen der Schlackekomponenten auf dem Rost zurückzuführen sind.

Im mikroskopischen Massstab zeigen die Schlacken aus neuen Anlagen (z. B. Niederurnen oder Fribourg) ein homogeneres Gefüge, oft mit Abfolgen von sehr feinenkörniger bis glasiger Matrix mit partiellen rekristallisierten Bereichen. Bei Schlacken aus älteren Anlagen werden oft grosse Unterschiede im mm bis cm-Bereich beobachtet, wo sich glasige Bereiche mit Bereichen mit nur teilweise aufgeschmolzenen Aschepartikeln oder einzelnen Komponenten abwechseln. Dies dürfte v.a. auf eine bessere Homogenisierung des Abfalls auf dem Rost von neueren Anlagen zurückzuführen sein (Abbildung 8. ff).

Die Glasschlieren (z. B. Abbildung 8.3) zeigen bei allen Schlacken kristalline Einsprenglinge unterschiedlicher Grösse: vom mm-Bereich (z. B. Melilith, Ca-Al-Mg-Na Silikat, Abbildung 8.7) bis wenige Mikrometer (Spinelle, Fe-Mg-Al Oxid, Abbildung 8.8). Feine Melilith-Nadeln (Abbildung 8.8) und einzelne idiomorphe Spinelle (Abbildung 8.10) lassen sich in allen Schlacken beobachten. Auch im Kontaktbereich von Durchläufern werden immer wieder neu gebildete Pyroxene (Ca-Fe-Mg Silikat) beobachtet (Abbildung 8.9). Sehr aussergewöhnlich war die Entdeckung von Hibonit, einem sehr seltenen Kalzium-Seltene Erden-Aluminium-Oxid, welches bisher nur von ein paar wenigen Fundstellen und als seltenes Mineral in Meteoriten bekannt ist (Abbildung 8.10).

Die beobachteten Phänomene der Neubildungen lassen sich weniger den Schlacken von einzelnen KVA's zuordnen, als vielmehr bestimmten Bereichen (Schlieren, Kornkontakten, Reaktionssäumen etc) innerhalb der Schlackenbruchstücke.

Generell wird mit klassischen mikroskopischen Methoden der Anteil an kristallisierten Phasen unterschätzt, da die auf dem Rost neu gebildeten Phasen oft kleiner als 20 µm sind. Dies könnte erklären, weshalb in diversen Studien wesentlich höhere Gehalte an «Glas» angegeben werden.



Abb. 8.1 Foto einer grobkörnigen Schlacke (Bildlänge 20 cm)

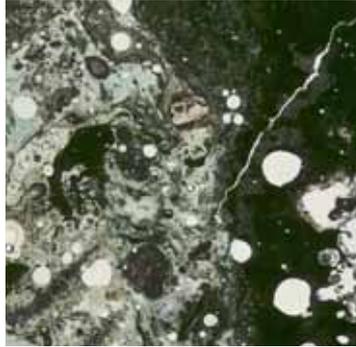


Abb. 8.2 DS-Aufnahme Aschepartikel, Durchläufer und Schlieren (L 20 mm)

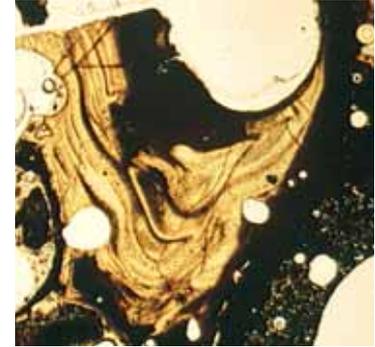


Abb. 8.3 DS-Aufnahme opake und isotrope Schlieren (L 2 mm)



Abb. 8.4 Foto einer feinkörnigen Schlacke (Bildlänge 20 cm)



Abb. 8.5 DS-Aufnahme feinkörnige Schlacke (L 20 mm)



Abb. 8.6 DS-Aufnahme feinkörnige Schlacke (L 0,7 mm)



Abb. 8.7 Durchlichtaufnahme von neu gebildete, rel. grosse Ca-Al-Silikate / Melilith (L 1,3 mm)

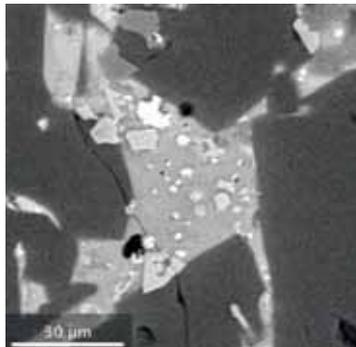


Abb. 8.8 REM Bild: Spinelle in Glasmatrix (hellgrau), Ca-Al-Silikate (dunkelgrau)

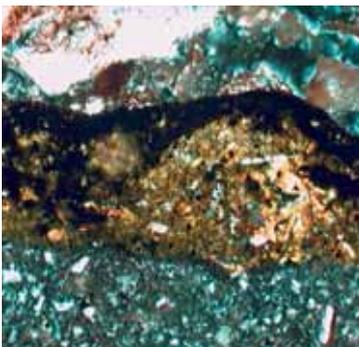


Abb. 8.9 Neu gebildeter Pyroxen zwischen zwei Bruchstücken (Durchläufer?). Bildlänge 1,3 mm

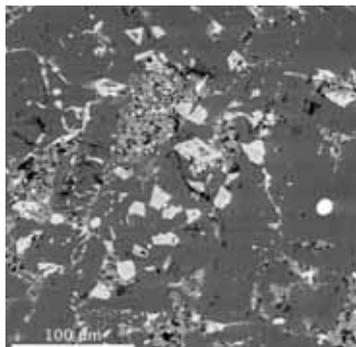


Abb. 8.10 Spinelle (helle Rhomben) in Melilithen (dunkelgrau) und Glas (hellgrau)

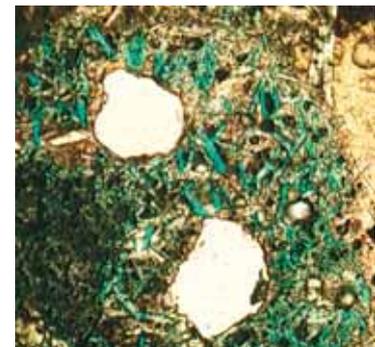


Abb. 8.11 Hibonit-Nadeln in sehr feinkörniger Matrix (L 1 mm)

Schlacken sind eine Mischung aus Durchläufern, Aschepartikeln und unterschiedlichen Schmelzprodukten. Mikroskopisch unterscheiden sich die Schlacken aus den verschiedenen Anlagen stark. Schlacken aus neueren Anlagen zeigen ein homogeneres Gefüge mit einer feinkörnigen bis glasigen Matrix, aus älteren Anlagen werden oft glasige Bereiche neben nur teilweise aufgeschmolzenen Aschepartikeln oder Komponenten beobachtet.

Mit mikroskopischen Methoden (im sichtbaren Bereich) wird der Anteil an kristallinen Anteilen unterschätzt, da die auf dem Rost neu gebildeten Phasen oft kleiner als 20 µm sind, wie mit REM- und XRD-Aufnahmen gezeigt werden konnte. Dies dürfte u.a. auch den scheinbar hohen Glasanteil anderer Studien erklären.

3.5 Mineralogie der Schlacken

Da mikroskopische Untersuchungen lediglich qualitative Aussagen erlauben, wurde die mineralogische Zusammensetzung zusätzlich mit Röntgendiffraktion bestimmt. Die Identifikation der einzelnen Minerale ist in den phasenreichen Schlacken relativ komplex. Es wurden deshalb nur diejenigen Phasen semiquantitativ ausgewertet, welche mit mikroskopischen Methoden oder mit dem Rasterelektronenmikroskop identifiziert wurden.

Die Mineralgehalte wurden mittels eines internen Standards bestimmt und der Glasanteil wurde über den charakteristischen «Glaspeak» zwischen 15 und 40° 2θ nach einer Methode für grobkeramische Produkte [15] abgeschätzt. Die mittlere Zusammensetzung aller Schlacken sind in Abbildung 9 dargestellt.

Quarz ist das häufigst vorkommende Mineral, ein typisches Durchläufermineral das in allen Proben nachgewiesen wurde. In früheren Studien wurde oft die Hochtemperaturmodifikation von SiO₂ (Tridymit) beschrieben, in den CH-Schla-

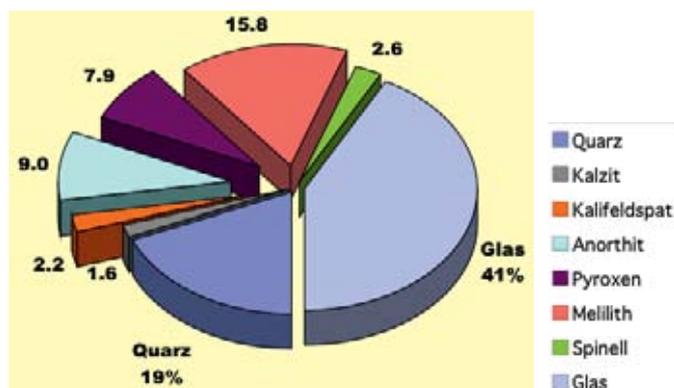


Abb. 9 Mittelwerte der einzelnen Festphasen der Schlacken in Gew.-%

cken wurde kein Tridymit gefunden. Die mikroskopischen Beobachtungen zeigten aber, dass Quarz als Si Lieferant dienen kann, wenn er in Kontakt zu Teilschmelzen kommt. Deshalb befindet sich z. B. neu gebildeter Gehlenit in der Glasmatrix meist in unmittelbarem Kontakt zu Quarz. Melilith (Endglieder: Gehlenit-Akermanit, Ca-Al bzw. Ca-Mg Silikat) wurden sowohl als grosse Einkristalle wie auch als feine nadelige Aggregate in der Glasmatrix gefunden. Mit kleiner werdendem Si/Ca Verhältnis wird die Bildung von Si-ärmeren Silikaten (Melilith) begünstigt, wobei die Summe aller Ca/Mg-Al-Silikate relativ konstant bleibt. Der grössere Anteil der Melilith ist auf die Neubildung zurückzuführen.

	K-Feldspat	Pyroxen	Melilith	Spinell	Quarz	Kalzit	Dolomit	Plagioklas	Glas + Rest
AGBU	2,7	5,4	14,9	2,6	18,1	0,9	1,2	9,9	44,3
AGOF	2,8	6,1	14,1	2,9	22,2	0,9	1,1	6,3	43,6
AGTU	2,6	6,4	14,7	2,3	17,8	1,6	0,8	5,9	47,8
BEBE	3,8	6,1	13,0	1,7	17,4	1,0	0,7	10,8	45,7
BEBR	1,8	8,5	13,4	3,2	20,6	2,7	0,4	6,5	42,9
BSBS	1,9	7,4	14,8	3,7	19,6	1,6	0,4	9,9	40,7
GRTR	2,4	15,1	11,7	1,8	13,8	1,4	1,6	5,0	47,3
LULU	2,1	6,3	18,5	2,5	23,2	1,5	0,6	11,3	33,9
NELA	1,8	7,3	19,1	2,1	22,2	2,9	0,4	5,3	38,8
SGBU	1,5	10,4	16,7	2,3	15,5	1,3	1,3	4,6	46,6
SGST	1,5	10,1	12,6	3,5	17,5	1,2	1,4	4,4	47,9
SOZU	2,6	6,8	12,9	3,4	24,0	1,0	0,6	9,0	39,9
VSGA	2,8	4,5	16,8	2,6	20,4	1,9	0,5	19,0	31,5
VSMO	1,4	7,0	23,0	3,1	11,5	1,6	0,9	6,7	44,7
VSSI	1,5	13,9	15,5	1,6	12,0	1,9	0,7	6,9	46,0
TGWE	1,5	11,9	11,8	2,7	15,3	1,1	1,3	7,9	46,5
ZHDI	2,2	4,6	25,5	2,8	22,5	1,5	0,7	5,8	34,5
ZHHA	1,4	12,6	11,1	2,5	11,5	1,8	0,5	11,2	47,5
ZHHI	2,6	4,8	15,1	3,2	17,2	1,5	0,3	29,4	25,9
ZHHO	2,4	4,5	25,2	1,8	16,8	2,9	0,6	7,7	38,1
ZHJO	2,0	7,2	12,8	2,8	29,4	1,3	0,6	10,0	33,8
ZHWI-1	2,9	6,7	14,0	2,3	24,1	1,1	0,9	5,6	42,4
ZHWI-2	2,4	4,3	23,3	2,5	20,8	1,5	0,9	5,0	39,3
Min.	1,4	4,3	11,1	1,6	11,5	0,9	0,3	4,4	25,9
Max.	3,8	15,1	25,5	3,7	29,4	2,9	1,6	29,4	47,9
Mittelw.	2,2	7,9	15,8	2,6	18,7	1,6	0,8	9,0	41,4

Tab. 2 Mineralogische Zusammensetzung der einzelnen Schlacken in Gewichtsprozent, am Tabellenende die Mittelwerte und die minimalen- und maximalen Gehalte.

Feldspäte können sowohl Durchläuferminerale wie auch Neubildungen sein. Während Kalifeldspäte vorwiegend Durchläuferminerale sind, dürften Anorthit-reiche Plagioklasse (Ca-reich) auch neu kristallisiert worden sein. Neu gebildete Pyroxene und Spinelle wurden in unterschiedlichen Gehalten gefunden, Olivin (Mg-Fe-Silikat) konnte in dieser Studie nicht nachgewiesen werden.

Metallische Komponenten und Eisenoxide (Magnetit – Hämatit) sind immer vorhanden, konnten aber nicht quantitativ bestimmt werden.

In geringen Gehalten (<2%) werden in der Regel auch folgende Minerale beobachtet: Halit (NaCl), Gips/Anhydrit (Ca-Sulfat), Mullit (Al-Silikat), Sylvit (KCl) und Rutil (Ti-Oxid) (Tabelle 2).

Im Gegensatz zu früheren Untersuchungen wurden in den Schlacken dieser Studie nur geringe Mengen an Kalzit und kein Portlandit gefunden. Da die Proben kurze Zeit nach der Probenahme bei 105 °C getrocknet wurden, wurden die Hydratisierung von CaO zu Portlandit (Ca(OH)₂) und die Carbonatisierung zu Kalzit (CaCO₃) unterdrückt. Nach ca. 12 Wochen zeigten sich auf den polierten Dünnschliffklötzchen allerdings neu gebildete Ca-Hydroxide (Abbildung 10). Die Hydratisierung von CaO mit nachfolgender Carbonatisierung wird auf Deponien beobachtet und ist mit einer Volumenzunahme verbunden, was zu einer Verkleinerung der Porosität oder zum Aufquellen führen kann.

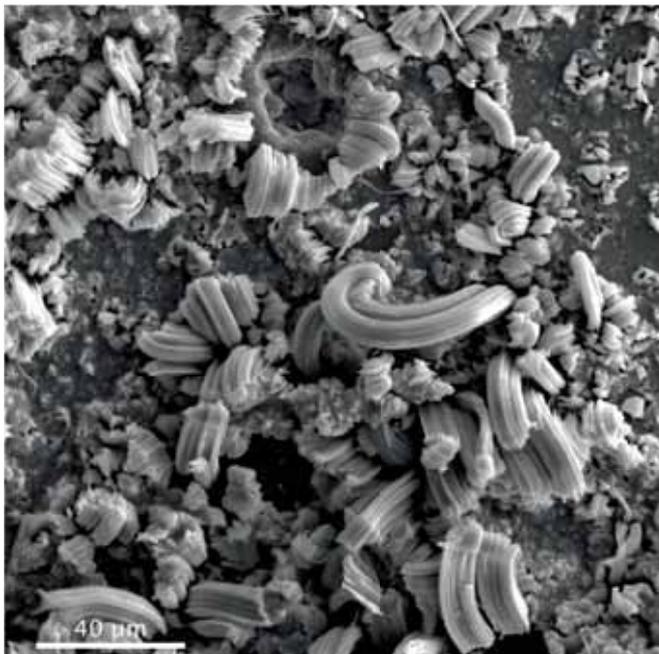


Abb. 10 Rasterelektronenaufnahme einer ursprünglich polierten Oberfläche eines Schlackenbruchstücks mit neu gewachsenen Ca-Hydroxiden (hydratisiertes CaO).

Die Schlacken bestehen aus ca. 40% amorphen- und ca. 60% kristallinen Anteilen. Das Spektrum an Mineralien ist sehr gross, da sowohl Minerale aus den Durchläufermaterialien (Quarz, Feldspäte; Minerale aus Keramikbruchstücken), neu kristallisierte Minerale (v.a. Amphibole, Pyroxene, Melilite und Spinelle, z.T. Feldspat) auftreten. Alterationsprodukte (z. B. Ca, Al-, und Fe-Hydroxide oder Salze) sind in den Proben dieser Studie sehr selten, da die Proben unmittelbar nach der Probenahme getrocknet wurden.

Die einzelnen Schlacken zeigen, wie bereits bei der makroskopischen Betrachtung beschrieben, eine relativ grosse Bandbreite in der Zusammensetzung: sowohl bei den amorphen Anteilen, wie auch bei den relativen Gehalten der Minerale.

3.6 Hauptchemie der Schlacken

Für die folgenden Ausführungen gilt es zu beachten, dass alle Analyseresultate ohne die im Kapitel «Metallische Komponenten» vorgängig separierten Metalle zu verstehen sind.

Die Gehalte der Hauptelemente aller Proben, zeigen eine geringe Variation. In Abbildung 11 sind die Verteilungen der Elemente als interquartile Distanz (IQD) von 25 bis 75 Perzentil als Box dargestellt, die vertikalen Linien repräsentieren den Bereich der Messungen, welche noch nicht als Ausreisser gelten ($>Q75+1,5*IQD$, bzw. $<Q25-1,5*IQD$), sog. Ausreisser sind als offene Punkte dargestellt.

Die geringen Variationen zeigen, dass die Eingangszusammensetzungen der Hauptoxide in einer Wochendurchschnittsprobe der meisten Verbrennungsanlagen vergleichbar sind und keine regionale Abhängigkeit zeigen.

Die chemische Zusammensetzung der Hauptelemente entspräche gemäss der Klassifikation magmatischer Gesteine mehrheitlich einer ultrabasischen (<45% SiO₂) bis basischen (45–52% SiO₂) Zusammensetzung (siehe auch [16]). Der Mittelwert der SiO₂ Gehalte dieser Studie beträgt 42,6% und ist in den letzten 10 Jahren erheblich gesunken, von 51,4% im Jahre 1986 [17] auf heute 42,6%. Dies ist v.a. auf die Zunahme von separat gesammeltem Glas und die Abnahme von Abfällen aus dem Bausektor zurückzuführen.

Aus mineralogischer Sicht wird KVA-Schlacke oft mit Basalten verglichen. Im Vergleich zu diesen basischen Gesteinen fällt v.a. der ca. doppelt so hohe CaO and P₂O₅ Gehalt auf, während SiO₂ tiefere und MgO deutlich tiefere Gehalte zeigen. Der Vergleich zu natürlichen Gesteinen wird immer wieder als Analogie herangezogen um Aussagen über das Langzeitverhalten und deren Stabilität abzuleiten. Dieser Vergleich ist aber fragwürdig, da eine chemische Zusammensetzung, wie sie die Schlacken zeigt, bei der Kristallisation von magmatischen Schmelzen eine deutlich andere Mineralogie aufweisen würde. Berechnet man die Mineralogie aus der chemischen Zu-

sammensetzung z. B. über eine normative Berechnung (CIPW – [18]) so sieht man, dass alle Schlacken eigentlich Quarz-frei sein müssten, d.h. aus einer der Schlacken chemisch identischen Schmelze würde kein Quarz mehr kristallisieren. Die Durchläuferkomponenten (Gesteinsbruchstücke, Glas und Keramik) müssen also deutlich erhöhte SiO_2 Gehalte aufweisen. Dies bedeutet aber auch, dass die partiell aufgeschmolzene oder rekristallisierte Matrix eine deutlich basischere Zusammensetzung aufweisen muss im Vergleich zur gesamten Schlackenzusammensetzung. Für Gläser gilt generell, dass die Lösungskinetik im Vergleich zu SiO_2 -reichen Gläsern gegen basischere Zusammensetzung zunimmt.

Der Gehalt an organischem Kohlenstoff Abbildung 12) hat entscheidenden Einfluss auf die in einer Deponie ablaufenden langfristigen chemischen und biologischen Reaktionen. Mikrobiologischer Abbau begünstigt die Karbonatisierung der

Schlacken und hat eine Erniedrigung des pH zur Folge. Das Erstere stabilisiert die Schlacke, die pH Erniedrigung begünstigt dagegen die Mobilisierung der meisten Schwermetalle. Organischer Kohlenstoff begünstigt zudem die Komplexbildung und die Mobilisierung von Metallen mit organischen Liganden [19] [20]. Detaillierte Studien über die Spezierung von organischem Kohlenstoff in KVA-Schlacken zeigten, dass sehr unterschiedliche Gehalte von Kohlenstoffspezies in den Schlacken gefunden werden, was v.a. mit dem Grad des Ausbrands auf dem Rost erklärt wird. So wurde u.a. nachgewiesen, dass nicht-extrahierbarer organischer Kohlenstoff ein klares Indiz für eine unvollständige Oxidation ist, dass lokal Temperaturen von 600°C also nicht überschritten wurden [21] [22].

Der Gehalt an organischem Kohlenstoff kann coulometrisch oder via den Glühverlust bestimmt werden. Bei Schlacken ist es wichtig, dass der Kohlenstoff nicht über den GV

Element/ Quelle	Median Diese Studie	Mittelw. [28]	Median [29]	Mittelwert [30]	BR CRPG Basalt	
in ppm	TS	TS	TS	Feinfrakt. Grobfraktion	Stand.	
Cu	6290	4168	2107	3910	3100	72
Zn	4790	4285	4810	3920	1750	150
Pb	1791	1672	1979	1980	920	8
Cd	5	8	7	8	4,4	–
Hg	0,038	0,445	n.a.	–	–	–
C (tot.)	18 000	28 700	13 730	8100	2900	–

Tab.3 Vergleich von Schwermetallgehalten und Kohlenstoffgehalten von KVA-Schlacken aus verschiedenen Studien.

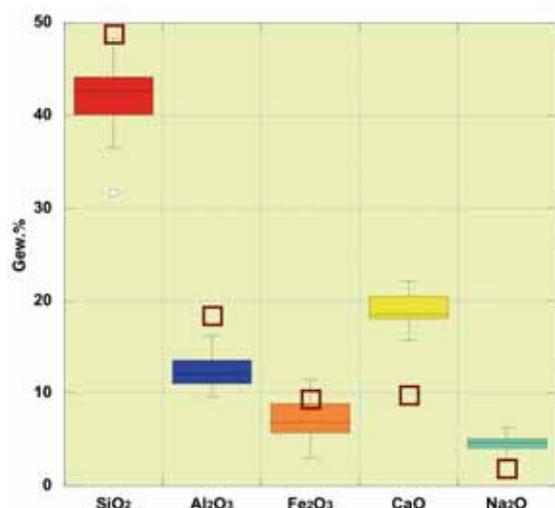


Abb. 11a Hauptelemente in Oxidform in Gew.-% dargestellt. Die Quadrate zeigen die Gehalte eines natürlichen Basalts.

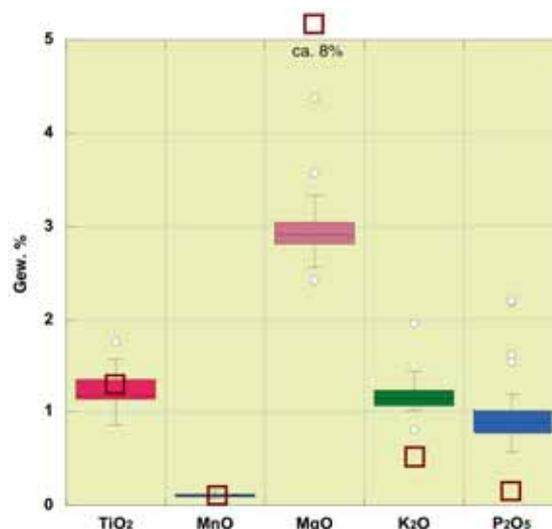


Abb. 11b Hauptelemente in Oxidform. Die gefüllten Boxen entsprechen Q25–Q75, die offenen Punkte sind Ausreisser.

berechnet wird, da die Oxidation von metallischen oder nicht vollständig oxidierten Komponenten (z. B. metallisches Eisen oder Eisenoxide) sich negativ auf den Glühverlust auswirken kann (Gewichtszunahme durch Aufnahme von Sauerstoff). Dies erklärt u.a. die grosse Variation der in den Schlacken bestimmten Glühverluste bei 1050 °C (Abbildung 12).

3.7 Spurenelemente

Im Gegensatz zu den Hauptelementen zeigen die einzelnen Spurenelemente wesentlich grössere Konzentrationsbereiche. Dies gilt v.a. für Cu, Zn, Pb und Hg (Abbildung 13). Obwohl relativ volatile Metalle wie Pb, Cd, Zn und Hg eine starke Tendenz zur Fraktionierung in die Filterasche zeigen [23], findet man in den Schlacken immer noch hohe mediane Konzentrationen für Pb (1900 ppm) und Zn (5000 ppm). Sehr hohe Zn-Gehalte konnten in neu gebildeten Ca-Al-Silikaten (Melilith) nachgewiesen werden. Diese findet man auch noch bei thermisch behandelten Schlacken bis ca. 1200 °C [24] wo der Hauptteil des Zn silikatisch gebunden vorliegt.

Kupfer verbleibt bevorzugt in der Schlacke und zeigt einen Median von 6000 ppm, in einer Probe einen maximalen Gehalt von 3,8 Gew.-%. Die Kupfergehalte aus anderen Studien zeigen ebenfalls starke Schwankungen, nicht nur Analysen aus verschiedenen Ländern, sondern auch Analysen aus derselben Anlage. In der Tabelle 3 sind die Gehalte aus verschiedenen Studien zusammengefasst. Während Pb und Zn Gehalte vergleichbare Grössenordnungen zeigen, weisen die Cu Werte

dieser Untersuchung annähernd die dreifache Konzentration im Vergleich zu früheren Studien aus derselben KVA auf [25]. Es ist nicht klar, ob dies mit erhöhten Cu Gehalten in den Abfällen, mit Problemen bei der Probenaufbereitung [26] oder mit der Wahl der Analyseverfahren zusammenhängt. Es hat sich gezeigt, dass mit der hier verwendeten Wolframkarbid Scheibenschwingmühle vereinzelt metallisches Kupfer oder Cu-haltige Legierungen als Körner (ca. 200 µm) im Schlackepulver (ca. 5 µm) zurück bleiben und sich auf die hier verwendete XRF-Analyseverfahren auswirken könnten [27].

Die Schwermetallgehalte der nicht-volatilen Metalle aller untersuchten Schlacken liegen deutlich über den Inertstoff-Grenzwerten (Cu: 500, Zn: 1000, Pb: 500). Im Vergleich zu natürlich vorkommenden Gesteinen wie z.B. einem Basalt (Tabelle 3) zeigen v.a. die Cu, Zn und Pb Gehalte der Schlacken um Grössenordnungen höhere Werte.

Versucht man einen Zusammenhang zwischen der Menge und Herkunft der Abfälle (Haushaltabfälle, Industrieabfälle etc) und den Elementgehalten der Schlacken herzustellen, findet sich nur gerade für CaO eine sehr schwache Korrelation mit dem Anteil von Bauabfällen: Grössere Anteile an Bauabfällen führt zu höheren CaO Gehalten in den Schlacken, was mit den Ca reichen C-S-H (Calcium-Silikat-Hydrat) und/oder Gips aus diesen Abfällen erklärt werden kann. Die Spurenelementgehalte zeigen weder eine Korrelation mit der Herkunft der Abfälle noch mit den Verbrennungsbedingungen wie Gastemperatur oder Sauerstoffgehalt.

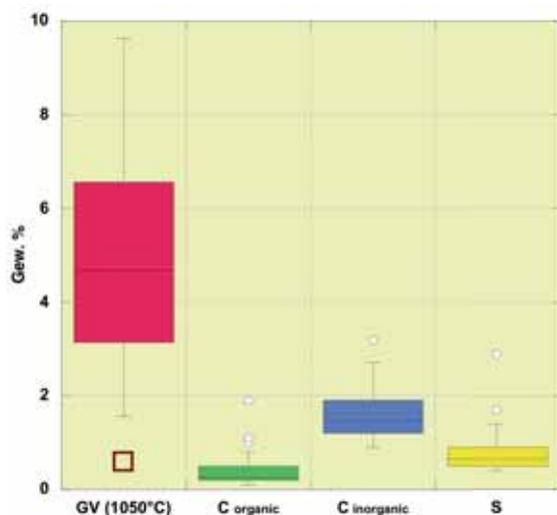


Abb. 12 Glühverlust (GV) und die Gehalte an organisch- und anorganischem Kohlenstoff sowie Schwefel in Gew.-%.

Die Gehalte der Hauptelemente aller Proben zeigen eine geringe Variation.

Die Chemie der Hauptelemente entspricht einer ultrabasischen (<45% SiO₂) bis basischen (45–52% SiO₂) Zusammensetzung. Generell sind basischere Zusammensetzungen weniger resistent gegenüber Verwitterungsprozessen. Die Gesamtchemie von Schlacken repräsentiert aber verschiedene Bereiche (Asche-Glas-Durchläufer) mit unterschiedlichen Zusammensetzungen und Stabilitätsverhalten.

Die Gehalte an organischem Kohlenstoff liegen bei allen Proben deutlich unter 3 Gew.-%.

Im Gegensatz zu den Hauptelementen zeigen die Schwermetalle wesentlich grössere Konzentrationsbereiche. Dies gilt v.a. für Cu, Zn, Pb und Hg. Der Medianwert für Pb beträgt 1900 ppm und für Zn 5000 ppm (0,5%). Die Schwermetallgehalte aller untersuchten Schlacken liegen deutlich über den Inertstoff-Grenzwerten.

Einen Zusammenhang zwischen Menge und Herkunft der Abfälle (Haushaltabfälle, Industrieabfälle etc.) und den Elementgehalten in den Schlacken konnte nur für CaO und dem Anteil an Bauabfällen nachgewiesen werden.

4. Eluatverhalten von Schlacken

An 15 Schlacken wurden Eluattests entsprechend der TVA [31] und dem Entwurf zur Durchführung von TVA-Tests (1988) durchgeführt. Der Test deckt sowohl das saure wie auch das meist in einer Deponie vorherrschende alkalische Milieu ab. Ein saures Milieu wird mittels kontinuierlicher CO₂ Begasung erzeugt, dabei werden maximal ca. 1,5 g CO₂ pro Liter Wasser gelöst, was einen theoretischen pH Wert von etwa 4 ergibt. Der zweite Test wird, ohne Zugabe von CO₂, in destilliertem Wasser durchgeführt, was bei Schlacken und den meisten Abfällen zu einem alkalischen Milieu führt. Das

Wasser-Feststoffverhältnis beträgt bei beiden Tests 10:1 und wird sequenziell zwei Mal nacheinander an demselben Material durchgeführt, wobei das Wasser nach jeweils 24 Stunden vom Feststoff abfiltriert und analysiert wird. Für die Beurteilung wird der Mittelwert beider Filtrate verwendet. Das Feststoffmaterial ist in derselben Form zu eluieren in der es abgelagert wird.

Viele Parameter der TVA-Eluate von Schlacken zeigen Gehalte, welche unterhalb oder nur wenig über den Grenzwerten für Inertstoffe liegen, was oft als Argument angeführt wird, die Deponierung von KVA-Schlacken auf einer Reaktor-

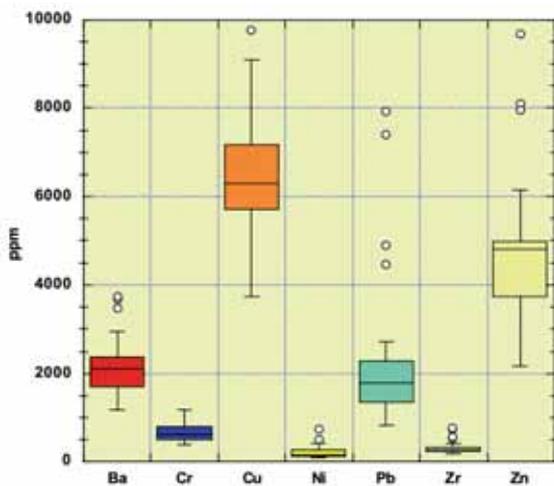


Abb. 13a Chemische Zusammensetzung – Spurenelemente in ppm.

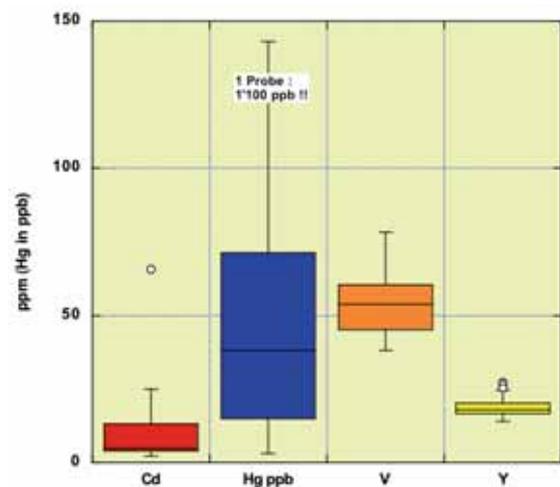


Abb. 13b Gehalte von Cd, V und Y in ppm, Hg in ppb.

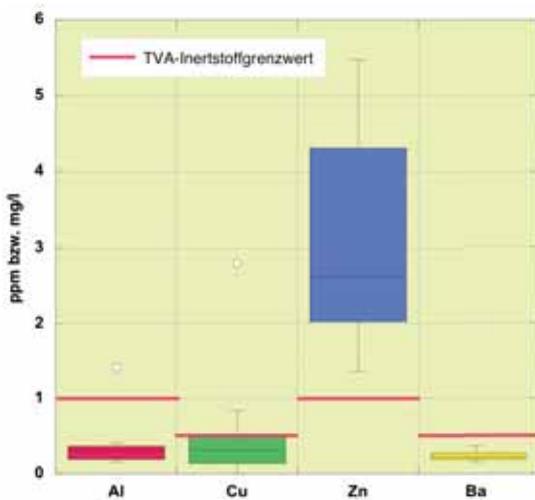


Abb. 14a Eluatgehalte in ppm. Die Balken decken den Bereich 25 bis 75 Perzentilwert ab, die offenen Kreise sind Ausreisser. Die roten Linien entsprechen den Grenzwerten für TVA-Inertstoffe.

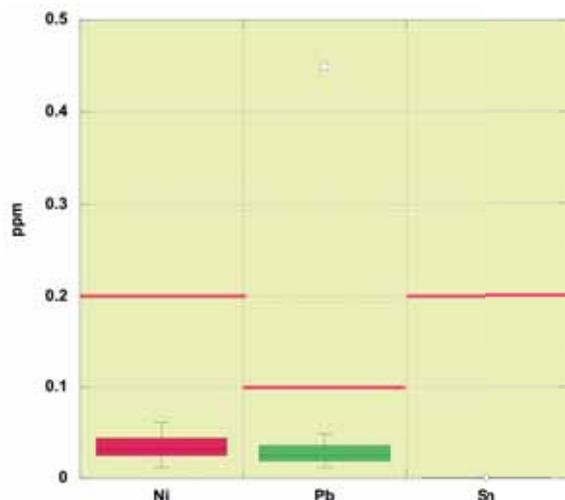


Abb. 14b Die Eluatgehalte der Schwermetalle Ni, Pb und Sn liegen bei allen Proben deutlich unter den TVA Inertstoff-Grenzwerten.

deponie sei nicht zwingend notwendig respective zu kostspielig. Dabei stellt sich die Frage ob der Test geeignet ist das Langzeitverhalten der abzulagernden Schlacken zu beurteilen und ob für die Beurteilung sowohl die Bestimmung der Totalgehalte wie auch der Eluatgehalte notwendig sind.

Die TVA-Eluatgehalte (4.1) werden deshalb in Bezug zu folgenden Parametern, Verfahren bzw. Materialien gestellt:

- > gegenüber den Gesamtgehalten,
- > den zugänglichen Oberflächen,
- > anderen Eluatverfahren,
- > anderen Lösungsmitteln/Eluents, und
- > chem. ähnlichen Abfällen (z. B. Gläser).

4.1 TVA Eluate der Schlacken

Die Mittelwerte der Eluatgehalte des CO₂-Tests liegen mit Ausnahme von Zn unterhalb der TVA-Inertstoffgrenzwerte (Abbildung 14). Cadmium und Chrom^{VI} erfüllen die Inertstoff Anforderungen in Bezug auf die Mittelwerte, mehr als 25% der Einzelproben zeigen aber eine Überschreitung. Ein bis zwei Ausreisser werden für die meisten Metalle beobachtet.

4.2 Vergleich von Gesamt- und Eluatgehalten

Die Abhängigkeit der Eluatgehalte von den Feststoffgehalten zeigt ein stark Element spezifisches Verhalten. So scheint z. B. die maximale Löslichkeit des Hauptelementes Aluminium von einer Al-Phase kontrolliert zu sein, da mit einer Ausnahme kein Zusammenhang zwischen dem Al-Gehalt in der Feststoffprobe und dem gelösten Al besteht (Abbildung 15a). Die Gehalte in der Lösung liegen aber alle zwischen 0,2 und 0,4 ppm.

Es ist anzunehmen, dass die Al-Gehalte durch Al-Hydroxide kontrolliert werden. Bei der einen Probe mit sehr hohen Al, Pb und Cu handelt sich immer um dieselbe Schlackeprobe, ein analytischer Fehler kann ausgeschlossen werden da das Eluat wiederholt wurde.

Die Pb-Gehalte dürften ebenfalls durch die Löslichkeit von Pb-Karbonat (Cerrusit) begrenzt werden, was mit einer Ausnahme zu Gehalten von unter 0,05 ppm im Eluat führt (Abbildung 15b). Auch die Sorption von Blei kann die Konzentration in der Lösung tief halten und wird bereits ab pH-Werten von 4–5 stark begünstigt wenn genügend Adsorbentmaterial (v.a. Fe-Hydroxide) vorhanden ist.

Kupfer, welches v.a. in metallischer Form in der Schlacke vorliegt, zeigt im Verhältnis zu den sehr hohen Totalgehalten von mehreren 1000 ppm Eluatkonzentrationen von unter 1 ppm, aber deutlich höhere Werte als Blei (Abbildung 15c). Im Gegensatz zu Blei ist aber weder eine Löslichkeitskontrolle, noch eine Korrelation zu den Totalgehalten zu beobachten. Auch Cu zeigt bei neutralen pH-Werten starke Tendenz zur Sorption, vorausgesetzt es sind ausreichend Adsorbent vorhanden.

Bei anderen Spurenmetallen dominiert die Art der Bindung. Barium kann durch seine ähnlichen Eigenschaften in vielen Festphasen Ca partiell ersetzen und dürfte deshalb ähnlich wie das Hauptelement Ca durch die Lösung von Karbonaten und Silikaten kongruent mobilisiert werden (Abbildung 15d). Es zeigt deshalb weder eine deutliche Löslichkeitskontrolle noch eine klare Korrelation zu den Totalgehalten.

Zink zeigt ein ähnliches Verhalten wie Barium, da es ebenfalls häufig an Stelle von Ca in Silikate und Karbonate

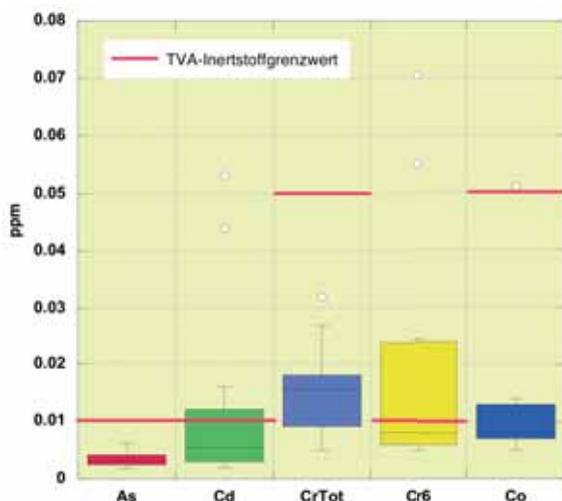


Abb. 14c Die Inertstoffgrenzwerte von Chromat und Cadmium werden teilweise überschritten, die Medianwerte liegen aber darunter.

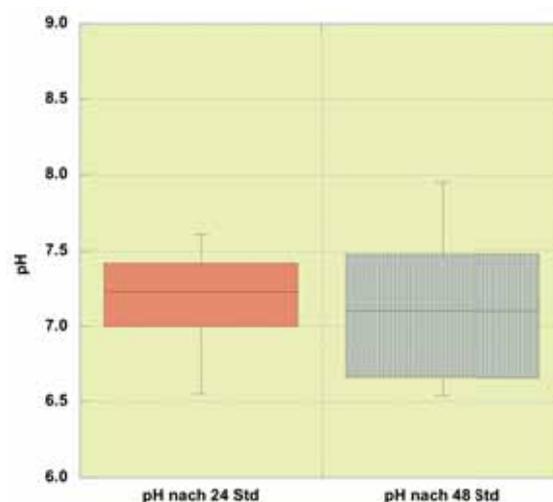


Abb. 14d Die pH-Werte der Eluate liegen alle im neutralen Bereich. Die pH-Messungen wurden ca. 10 Minuten nach dem Ende der CO₂ Tests durchgeführt.

eingebaut werden kann und dementsprechend mobilisiert wird (Abbildung 15e). Theoretisch kann auch die Zn-Konzentration durch eine Karbonatphase kontrolliert werden, bei diesen Eluaten scheint das Löslichkeitsmaximum aber noch nicht erreicht zu sein. Zudem ist das Adsorptionsverhalten ähnlich wie dasjenige von Cu, allerdings bei pH-Bedingungen, die etwa eine Einheit höher liegen.

Auch die Konzentrationen von Cadmium in der Lösung werden stark von Cd-Karbonaten und Cd-Sulfiden (Greenockit) gesteuert, wegen der tiefen Totalgehalte von Cd kann

aber nicht genügend Cd gelöst werden um eine Gleichgewichtskonzentration zu erreichen (Abbildung 15f). Ansatzweise drückt sich das in der schwachen Korrelation von Total- und Eluatgehalten aus. Das Adsorptionsverhalten ist mit dem von Zn zu vergleichen.

4.3 Einfluss der Oberflächen

Die Reaktionsrate eines Feststoffs mit Wasser ist linear von der benetzten Oberfläche abhängig. Die Behandlung von Schlacken (Metallseparation, Verdichtung in der Deponie)

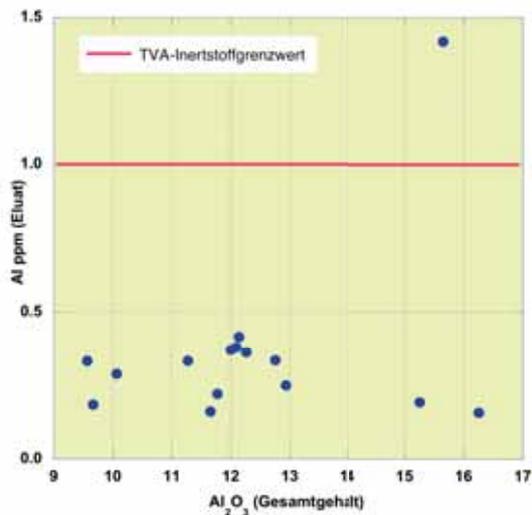


Abb. 15a Der Vergleich von Feststoff- (Gew.-%) und Eluatgehalten (ppm) für Aluminium. Mit einer Ausnahme liegen alle Eluatgehalte in einem sehr engen Bereich (0,2–0,4 ppm).

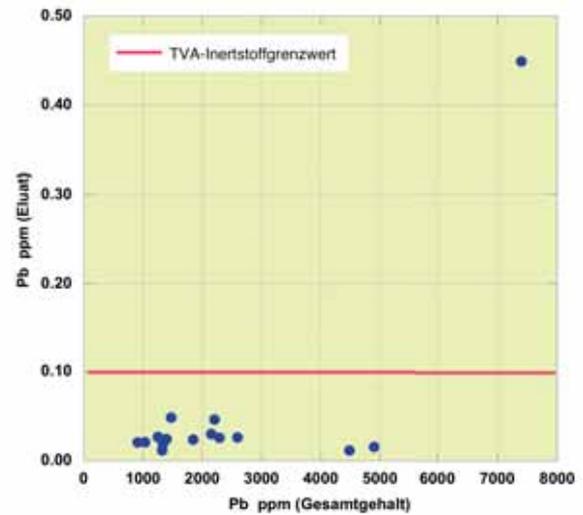


Abb. 15b Der Vergleich von Feststoff- (ppm) und Eluatgehalten (ppm) für Blei. Wie bei Aluminium liegen die Gehalte in einem sehr engen Bereich und dürften durch die max. Löslichkeit einer Phase begrenzt sein.

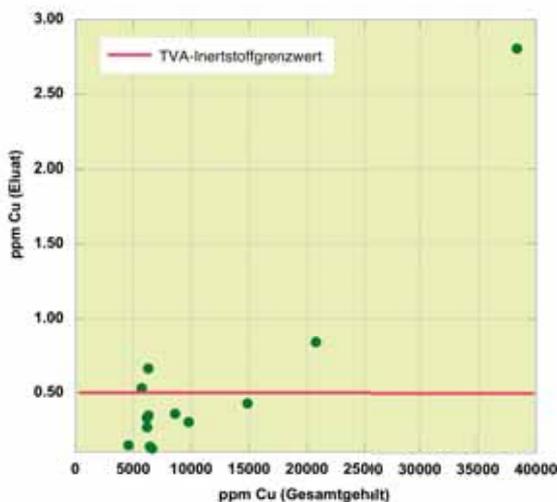


Abb. 15c Der Vergleich von Feststoff- (ppm) und Eluatgehalten (ppm) für Kupfer.

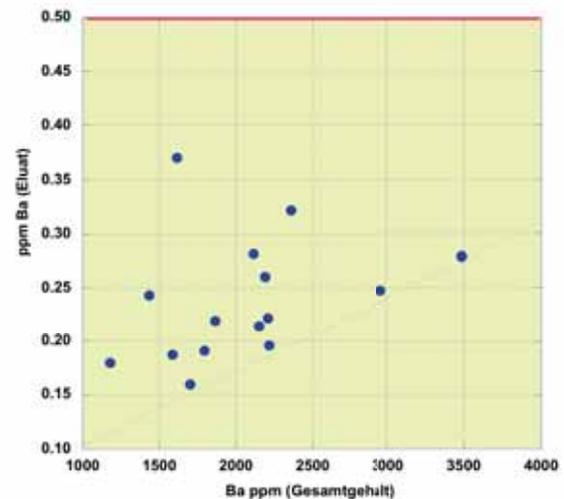


Abb. 15d Der Vergleich von Feststoff- (ppm) und Eluatgehalten (ppm) für Barium.

führt durch Kornzerkleinerung zu neuen Oberflächen was zu höheren Konzentrationen von Metallen in den Eluaten führen könnte. Auch Schlacken aus neueren Anlagen zeigten generell kleinere Korngrößen.

An ausgewählten Schlacken wurde deshalb mittels N-Adsorption die spezifische Oberfläche bestimmt. Die gemessenen Oberflächen sind mit 0,5 bis 7,5m²/g nicht sehr hoch, liegen aber über eine Grössenordnung auseinander. Als erster Vergleich für die Oberflächenabhängigkeit der Lösungsrate wurde der pH herangezogen, da eine höhere Lösungsrate

eine grössere Pufferung bewirkt. Dieser Zusammenhang (Abbildung 16) konnte nicht nachgewiesen werden, was aber mit der CO₂ Begasung erklärt wird, wobei die Kohlen-säure immer im Überschuss vorhanden ist und so den pH wesentlich mit beeinflusst.

Im Weiteren wurde versucht die gemessenen Konzentrationen von Schwermetallen im Eluat auf ihre Abhängigkeit gegenüber der grösse der Oberfläche zu betrachten. Dabei wurde die gemessene Konzentration auf 1 m²/g Oberfläche umgerechnet, d.h. die Konzentration wird durch die gemessene Oberfläche dividiert. In Abbildung 16 wird deutlich, dass keine signifikante Abhängigkeit besteht.

Keines der anderen gemessenen Metalle zeigte eine Abhängigkeit zwischen den Konzentrationen im Feststoff/Eluat zu den Oberflächen.

Auch bei der Interpretation in Bezug auf das Adsorptionsverhalten der Schwermetalle helfen die BET-Oberflächenmessungen der Gesamtoberfläche nicht weiter, da im Wesentlichen nur negativ geladene Oberflächen (OH Gruppen der Metall-Hydroxide) die Sorption begünstigen.

Die Resultate zeigen deutlich, dass die Vergrösserung der Oberflächen kaum einen Einfluss auf die Mobilisierung von Schwermetallen hat. Andere Prozesse, wie Löslichkeitskontrolle durch Sekundärphasen, dürften die dominierenden Prozesse bei der Mobilisierung sein. In Bezug auf den TVA-Test von KVA-Schlacken heisst dies auch, dass die Granulometrie der eluierten Schlacken keinen signifikanten Einfluss auf die Konzentrationen der Metalle im Eluat hat.

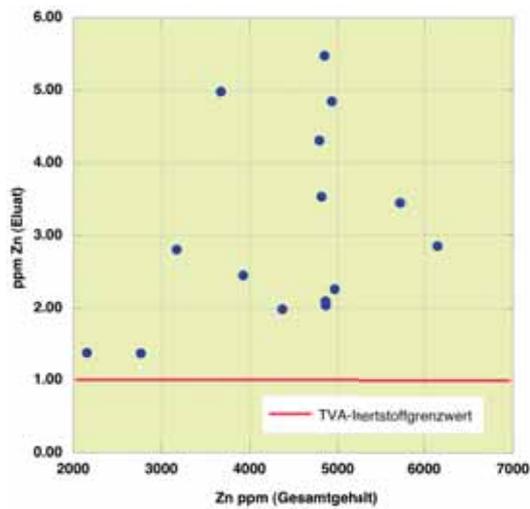


Abb. 15e Der Vergleich von Feststoff- (ppm) und Eluatgehalten (ppm) für Zink.

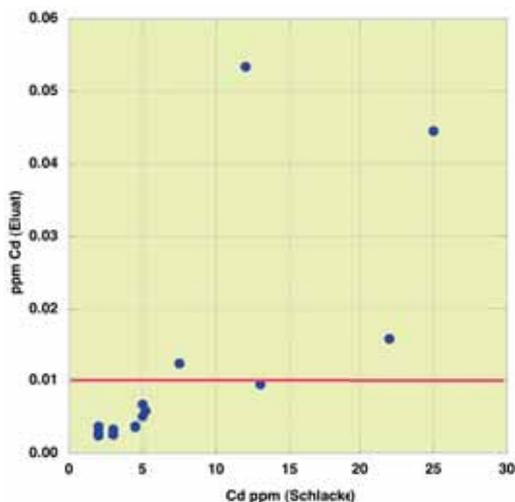


Abb. 15f Der Vergleich von Feststoff- (ppm) und Eluatgehalten (ppm) für Cadmium.

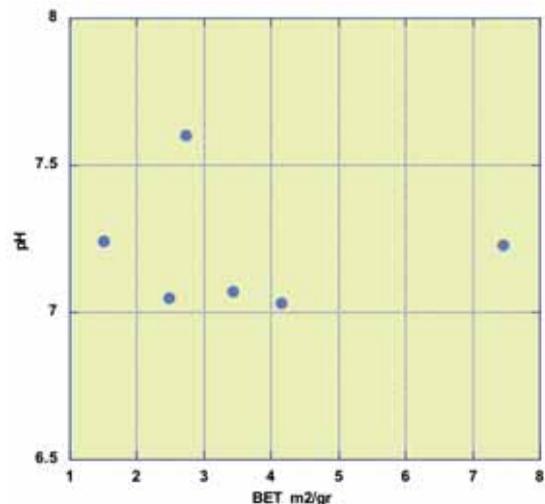


Abb. 16 Der Vergleich von benetzbarer Oberflächen mit den gemessenen pH-Werten zeigt keine Abhängigkeit.

4.4 Einfluss der Eluatverfahrens

Die Art des Eluatverfahrens (Batch- vs. Säulentest) hat einen entscheidenden Einfluss auf die Zusammensetzung des Eluats.

Der TVA-Test ist ein *Batchtest*, ein statischer Test, bei welchem der Feststoff während einer festgesetzten Zeit mit dem Eluenten reagiert. Während dieser Zeit reagiert der Feststoff mit dem Eluenten und die Konzentrationen der Ionen in der Lösung nehmen dabei ständig zu. Weist der Feststoff eine gute Löslichkeit auf, kann es zu einem Gleichgewicht zwischen den Ionen im Eluat und der Festphasen kommen und die Konzentrationen in der Lösung bleiben konstant.

Beim «sauren» TVA-Test wird kontinuierlich CO_2 in das Reaktionsgefäss eingeblasen (der saure TVA-Test ist streng genommen also nicht wirklich statisch). Das eingeblasene CO_2 ist im Wasser gut löslich, führt aber nur zu einem geringen Teil zur Bildung von Kohlensäure (H_2CO_3) die wiederum zu Hydrogencarbonat (HCO_3^-) und einem Proton (H^+) dissoziiert. Dabei kann maximal 0,125 mmol HCO_3^- im Wasser vorliegen, was in reinem Wasser zu einem theoretischen pH-Wert von 3,9 führt. Da beim TVA-Test kontinuierlich CO_2 zugeführt wird, ist immer freie oder überschüssige Kohlensäure vorhanden, die durch Lösungsreaktionen mit den Festphasen gepuffert wird. Die freien Protonen führen zu Hydrolysereaktionen mit

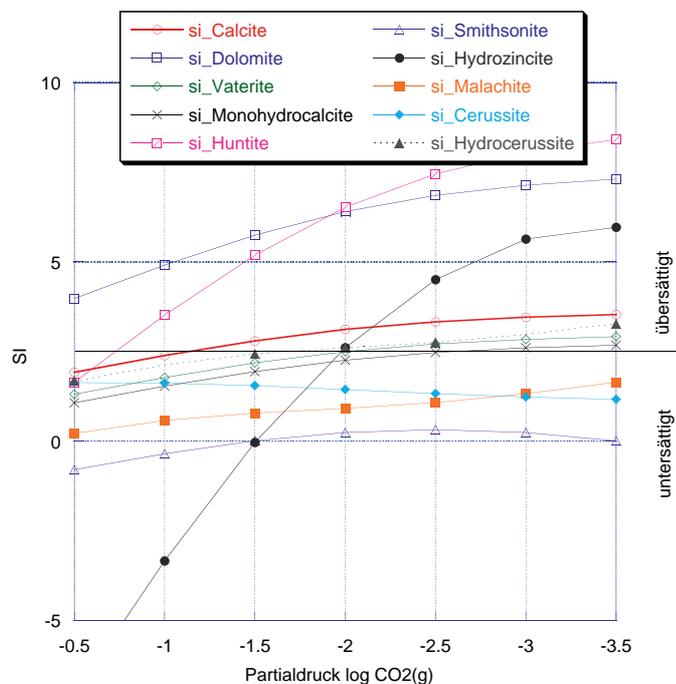


Abb. 17 Berechnete Saturationsindices (SI) für einige Festphasen des Karbonatsystems. Positive SI Werte bedeuten eine mögliche Ausfällung, negative Werte eine Lösung der entsprechenden Festphase. Mit abnehmendem CO_2 Partialdruck in der Lösung nimmt die Löslichkeit der meisten Karbonatphasen ab.

z. B. Glas oder Silikaten, die hohen Ca und Hydrogencarbonatkonzentrationen führen zur Ausfällung von Kalzit. Wird die Zufuhr von CO_2 unterbrochen sinkt die CO_2 Konzentration sowie auch deren sauren dissoziierten Spezies im Eluat und weitere Karbonate werden ausgefällt. Vor allem wenn bei der nachfolgenden Filtration Vakuumfiltration verwendet wird, führt dies zu einer unmittelbaren Kalzit Ausfällung. Dabei steigt der pH rasch an und beträchtliche Mengen von gelösten Schwermetallen können adsorbiert oder in die ausgefallenen Karbonate eingebaut werden. Dies betrifft v.a. zweiwertige Schwermetalle, welche an Stelle von Ca (z. B. Zn bis mehrere Gew.-%) in das Kristallgitter eingebaut werden.

In Abbildung 17 sind die berechneten Saturationsindices (SI) für einige Karbonate einer Lösung eines verfestigten Filterascheeluats gegen abnehmenden CO_2 Partialdruck aufgetragen. Dabei wird deutlich, dass je nach Karbonat die SI Werte mit abnehmendem CO_2 -Partialdruck unterschiedlich stark zunehmen, was zu einer stärkeren Übersättigung bzw. Ausfällung führt. Stellt man die Begasung mit CO_2 also ein, so nimmt der SI Wert weiter zu und Karbonate fallen vermehrt aus.

Betrachtet man die Eluatzusammensetzung (Tabelle 4) unmittelbar am Ende des CO_2 Tests im Vergleich zu nach weiteren 29 und nach 318 Stunden (ca. 2 Wochen) ohne weitere

Std	pH	LF	Ca	Na	K	Mg	Al
0	6,43	6,7	911	258	215	40	0,45
29	7,46	6,4	843	296	273	44	0,00
318	8,24	4,9	487	284	267	45	0,00

Std	F	Cl	Br	NO_3	SO_4
0	3,78	612	25	0	2036
29	1,98	576	30	0	1736
318					

Std	Cr	Mn	Fe	Ni	Cu	Zn	As
0	0,274	0,390	0,16	0,092	0,535	79,38	0,007
29	0,237	0,321	0,00	0,082	0,166	33,51	0,003
318	0,244	0,006	0,03	0,051	0,012	0,53	0,004

Std	Rb	Sr	Cd	Ba	Pb
0	0,739	1,541	1,018	0,155	0,543
29	0,628	1,453	0,615	0,126	0,072
318	0,674	1,168	0,003	0,033	0,002

Tab. 4 Die gemessenen Eluatgehalte unmittelbar nach dem TVA-Test (Std. 0) und nach weiteren 29 bzw. 318 Stunden (ca. 2 Wochen).

Begasung so wird deutlich, dass die Konzentration vieler Schwermetalle (Cu, Zn, Cd, Mn...) um Grössenordnungen abnimmt. In Verbindung mit der starken Abnahme von Ca, ein klares Indiz dafür, dass hier v.a. Karbonate gefällt werden.

Bei sog. *Säulentests* wird der Eluent mit einer konstanten Fliessrate durch die mit dem Feststoff gepackte Säule gepumpt, dabei ist das Eluent-Feststoffverhältnis und die Kontaktzeit in der Säule im Vergleich zum Batchtest meist wesentlich geringer, es wird aber kontinuierlich neuer Eluent zugeführt. Der Vorteil dieses Tests besteht darin, dass selten ein Gleichgewicht zwischen den Ionenkonzentrationen und den Festphasen erreicht wird und das Eluatverhalten über lange Zeiträume untersucht werden kann.

Werden wenig reaktive Materialien untersucht und liegen die Konzentrationen der Ionen in der Lösung deutlich unter den Gleichgewichtskonzentrationen mit den Festphasen, eignet sich bereits ein statischer Test um Aussagen über das Auslaugverhalten zu erhalten. Bei sehr reaktiven Materialien, wie KVA-Schlacken oder verfestigte Filteraschen, eignen sich dynamische Tests generell besser um das Langzeitverhalten zu simulieren.

In Abbildung 18 wurde eine gebrochene Schlacke (<4 mm) in eine Säule gepackt und kontinuierlich CO₂ gesät-

tigtes Wasser während ca. 8 Wochen durchgepumpt. Dabei wurde die Flussrate so eingestellt, dass während 24 Std im Verhältnis zum Feststoff die 10-fache Menge Eluent gefördert wurde, was demselben Feststoff-Wasser Verhältnis entspricht wie sie beim TVA-Test verwendet wird. Wie in Abbildung 18 ersichtlich, ändern die Konzentrationen der Metalle in der Lösung über die Zeit sehr stark.

Eine detaillierte Beschreibung der Konzentrationsverläufe der einzelnen Metalle über die Zeit würde den Rahmen dieser Zusammenstellung sprengen. Generell widerspiegeln die Gehalte aber die Eh-pH Entwicklung in der Säule: In den ersten 3 Tagen sinkt der pH-Wert rasch von 11 auf 7 und anschliessend nur noch langsam auf 6 bis zum Ende des Experiments (ähnl. Abbildung 19). Damit werden anfänglich v.a. die Metalle welche als Oxianionen vorkommen mobilisiert, im schwach sauren Bereich steigt dann die Lösung von kationischen Metallen wie Zn oder Ni. Die Entwicklung zu reduzierenden Bedingungen erkennt man gut am Verlauf von Fe, welches erst nach ca. 3 Wochen als reduziertes Fe²⁺ in Lösung geht.

Betrachtet man die Umsätze der gelösten Metalle in Bezug auf das Reservoir in Abbildung 18b, so wird deutlich, dass nach ca. 8 Wochen (bzw. der 560-fachen Menge Eluent in Bezug auf die Schlacke) die v.a. metallisch gebundenen Metalle

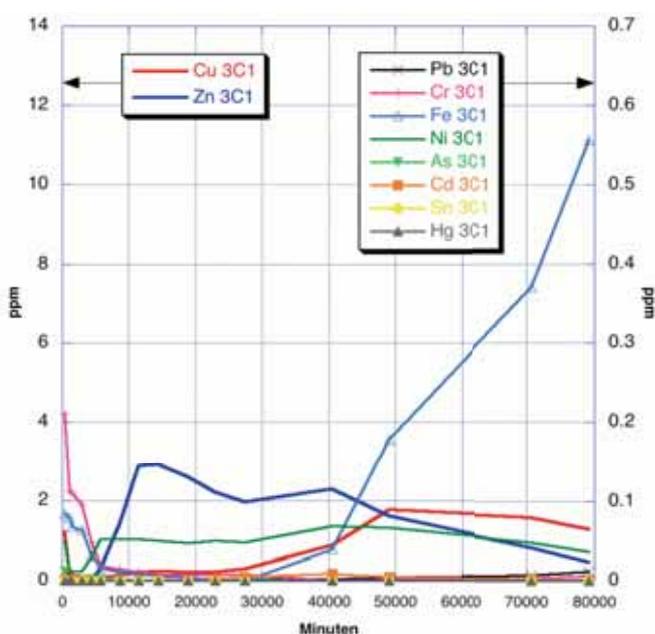


Abb. 18a Konzentrationen (ppm) im Ausfluss eines Schlacke-Säulenexperiments über mehrere Wochen (10 000 Min. entspricht ca. 1 Woche).

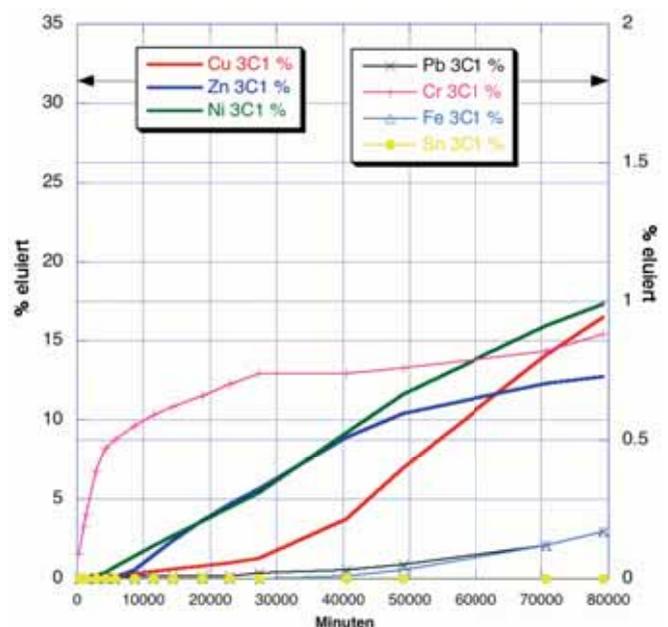


Abb. 18b Die mobilisierten kumulativen %-Anteile der Gesamtgehalte der Schlacken über mehrere Wochen.

Cu, Zn und Ni deutlich stärker mobilisiert werden (ca. 15%) als die anderen Metalle (<1%).

4.5 Einfluss des Lösungsmittels

Die Wahl des Lösungsmittels hat im Karbonat dominierten Schlackesystem grossen Einfluss auf die Mobilisierung der Metalle. Im folgenden wird das Verhalten durch Säulendurchflusseexperimente mit CO₂-gesättigtem Wasser (Kohlensäure, pH ≈ 4) und 10⁻⁴ molarer (pH = 4) Salpetersäure gegenübergestellt. Es wurde wiederum ein Eluent zu Feststoff-Verhältnis von 10:1 pro Tag verwendet.

Wird Kohlensäure als Eluent verwendet, sinkt der pH des Eluats vergleichsweise schnell. Ein kleines Pufferungs-Plateau ist bei ca. pH 11 zu erkennen, ein weit wirksameres bei etwa pH 7. Das Salpetersäure-Experiment hingegen zeigt nach 8 Wochen immer noch einen pH-Wert von ca. 10 (Abbildung 19). Die zugeführten Säuremengen pro Gramm Feststoff betragen nach 1 Woche ca. 0,01 mmol HCO₃ bzw. HNO₃ pro Gramm Schlackensand, dabei liegen die pH-Werte im Karbonatsystem bereits bei ca. 7 und bei der Salpetersäure bei ca. 11. Da die gesamte applizierte Säure deutlich unter 1 Mol pro Gramm liegt wurde die Säurepufferkapazität an fein gemahlenem Schlackepulver mit HNO₃ titriert (Abbildung 20).

Für einen pH-Wert von 7,5 wird ca. 2 mmol Säure benötigt, um einen pH Wert von 4 zu erhalten wird ca. 4–5 mmol HNO₃ Säure pro Gramm Schlacke benötigt. Bis zu einem pH-Wert von ca. 7,5 wird das System durch Karbonate dominiert, darunter durch Silikate und Gläser [7]. Unterhalb des Karbonatpuffers ist mit einer verstärkten Mobilisierung von Schwermetallen zu rechnen. Auf Grund der vergleichbaren chemischen und mineralogischen Zusammensetzungen der Schlacken dürften sich die Pufferkapazitäten der einzelnen Schlacken nur unwesentlich unterscheiden.

Die Schlacken weisen mit etwa 2 mol_c (auf pH 7,5) pro Kilogramm Schlacke also eine sehr grosse Pufferkapazität auf. Ein Schlackekompartiment von 1 m³ mit einer Dichte von 1,5 weist entsprechend eine Säurepufferkapazität von 3 kmol_c auf. Bei einer atmosphärischen Säuredeposition von etwa 200 mmol_c/m²/J dauert es also mehrere tausend Jahre bis in einem Meter Tiefe neutrale pH-Bedingungen unterschritten werden.

4.6 Vergleich zu Hochtemperatur-Produkten

In einem weiteren Schritt wurde das Eluatverhalten von Schlacken konventioneller Anlagen (VSMo, ZHWi2) mit den Eigenschaften von Schlacken aus nachprozessierten Hochtemperaturverfahren verglichen [32]. Das Küpat-Verfahren verwendet einen einfachen Drehrohrofen, das sog. PECK-Verfahren [33] wurde mit einem TBRC (Top Blowing Rotary Converter) Ofen während 50 Minuten bei 1200 °C behandelt. Die Versuche mit dem PECK Verfahren wurden u.a. an den Proben dieser Studie im Rahmen einer separaten Untersuchung von Biolaz et al. durchgeführt [34].

Sowohl die Küpat Ausgangsprobe (KO1) wie auch die konventionelle KVA Schlacke (VSMo) wurden nach der thermischen Behandlung mechanisch aufbereitet und die Metalle <1 mm entfernt (KA1 und VS1), die andere KVA Schlacke (ZHWi-2) repräsentiert eine Schlacke mit Zugabe von Filterasche derselben KVA (Abbildung 21).

Bei den Hauptelementen bewirkt die thermische Behandlung eine deutliche Abnahme der Freisetzung von Metallen (VSMo zu VS1), wobei das PECK Verfahren gegenüber dem einfachen Drehrohrofen nochmals eine deutliche Verminderung der Eluierbarkeit bewirkt. Die deutliche Zunahme der Fe-Mobilisierung der Schlacke nach der thermischen Behandlung (VS1) dürfte auf die verstärkte Oxidation von me-

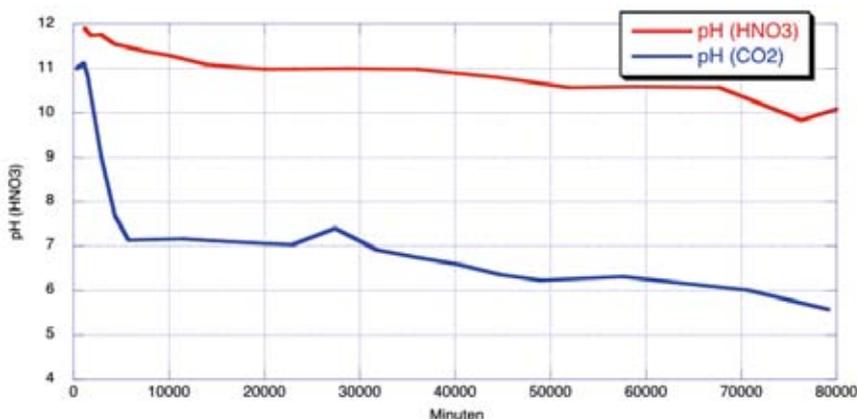


Abb. 19 Entwicklung der pH-Werte im Säulenexperiment bei der Verwendung von HNO₃ im Vergleich zu CO₂.

tallischem Eisen zurückzuführen sein. Das oxidierte Fe wird in die glasige Matrix eingebaut und kann entsprechend leichter freigesetzt werden.

Bei den Spurenmetallen ändert sich das Verhalten hingegen deutlich: ausser Sn nehmen die Gehalte in den mit PECK behandelten Kupaat Proben zu. Es wird vermutet, dass die Abschreckung der Probe beim PECK Verfahren zu einer Veränderung der Glasstruktur führte (Abbildung 22).

Die thermische Behandlung der KVA-Schlacke bewirkt bei den meisten umweltrelevanten Schwermetallen (Zn, Cu, Pb, Cd Sn und Cr) eine deutliche Immobilisierung.

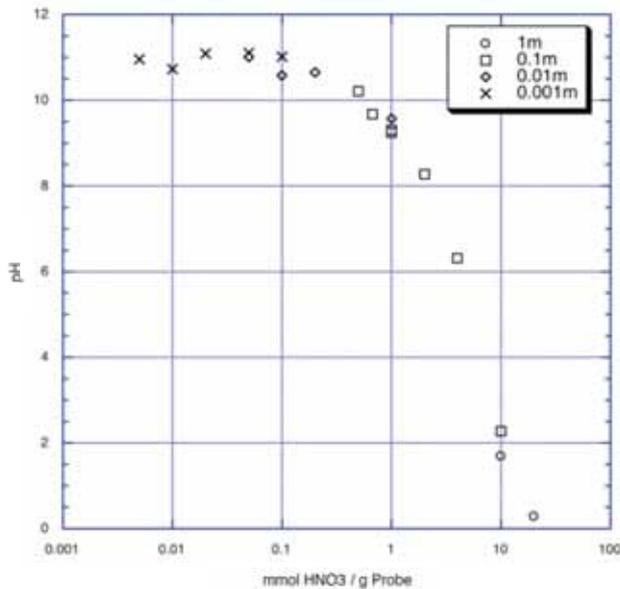


Abb. 20 Titrationkurve für KVA Schlackenpulver (Salpetersäure).

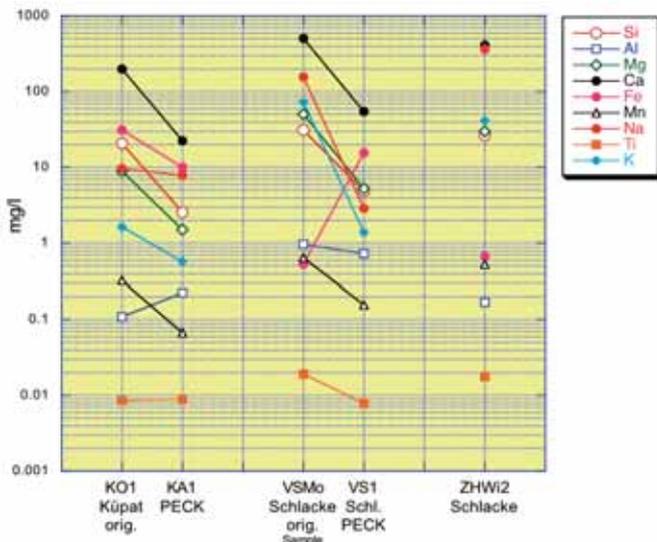


Abb. 21 Eluatverhalten (Hauptelemente)

Die TVA Inertstoffwerte werden bei den PECK behandelten Proben bei den meisten Metallen eingehalten. Barium, das in den Ausgangsschlacken bereits sehr hohe Gesamtgehalte aufweist (0,2–0,3 Gew.-%), zeigt im Eluat eine deutliche Überschreitung des Grenzwertes, Cu und Pb weisen eine mässige Überschreitung in der Kupaat bzw. der KVA Probe auf.

Die Verbesserung der Qualität durch die energetisch aufwändige thermische Behandlung muss aber relativiert werden: die KVA-Schlacke ZHWi2 weist im Vergleich zur Schlacke VSMo ein deutlich geringeres Schadstoffpotential auf, bereits nach der rein mechanischen Metallabtrennung zeigt ZHWi2 ein vergleichbares Eluatverhalten wie die thermisch behandelte VS1 Schlacke.

Sog. Life-Cycle-Assessment (LCA) Studien innerhalb des PECK Projektes zeigten, dass thermische Verfahren mit Metallabreicherung erst wirtschaftlich sind, wenn die Restschlacken verwertbar werden oder sehr kostengünstig abgelagert werden können.

Mit der TVA Änderung vom 1.7.2007 hat die Situation für verglaste Abfälle allerdings stark geändert. Verglaste Abfälle mit erhöhten Schwermetallgehalten dürfen unter bestimmten Bedingungen in einem Inertstoffkompartimenten abgelagert werden.

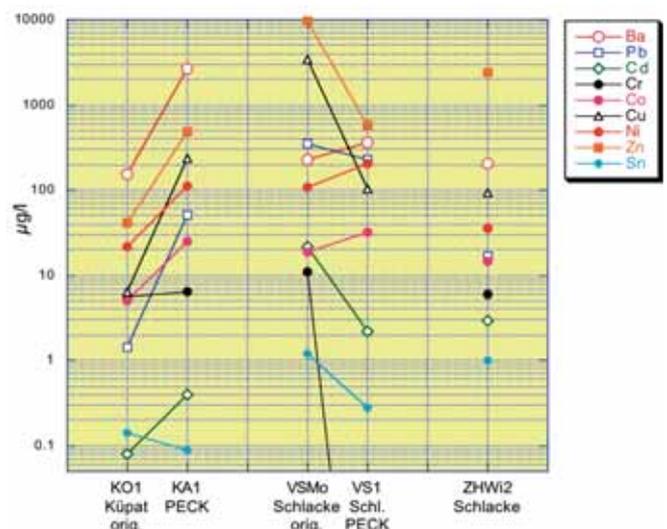


Abb. 22 Eluatverhalten (Spurenelemente)

Die meisten Parameter der TVA-Eluate erfüllen die Anforderungen für Inertstoffe. Lediglich die Zn (alle Proben) und einige wenige Cr^{VI} und Cd-Werte liegen über dem Inertstoffwert.

Der Vergleich von Total- und Eluatgehalten zeigt ein komplexes Bild: Die meisten Metalle zeigen keine direkte Abhängigkeit. Die Resultate von Al oder Pb zeigen aber, dass die Konzentrationen über die Löslichkeit von sekundären Phasen (Karbonate, Hydroxide) kontrolliert werden. Lediglich Cu, das v.a. in metallischer Form vorliegt, zeigt eine Korrelation zwischen den Total- und den Eluatgehalten.

Die dem Wasser zugängliche Oberfläche hat keinen Einfluss auf die Eluierbarkeit von Metallen, was bei löslichkeitskontrollierten Prozessen zu erwarten ist. Eine Vergrößerung der Oberfläche durch eine Verkleinerung der Korngrösse der Schlacken wirkt sich nicht signifikant auf die Eluierbarkeit aus.

Die Art des Eluattests und das Probenhandling haben hingegen einen entscheidenden Einfluss auf die gemessenen Konzentrationen im Eluat. Beim TVA-Test ist eine Säure-Base-Bilanzierung der Reaktionen wegen der kontinuierlichen Begasung durch CO₂ nicht möglich. Bereits nach etwa einem Tag sinkt die Konzentration im Eluat von Zn auf 40%, nach 14 Tagen auf < 1% des Anfangwertes.

Mit Säulenexperimenten konnte gezeigt werden, dass sich über mehrere Wochen und bei ändernden pH-Bedingungen die Eluierbarkeit deutlich ändert, so konnten z. B. bei Cu, Zn und Ni ca. 15% der Totalgehalte eluiert werden.

Auch die Art des Eluenten wirkt sich stark auf die Mobilisierung aus. Ein Vergleich von Kohlensäure- und Salpetersäure-Säulenexperimente (beide bei pH 4) hat gezeigt, dass das Karbonatsystem eine wesentlich effektiverer Eluent ist, zudem kommt der Test den Prozessen auf einer Schlackedeponie näher.

Die Schlacken weisen eine sehr grosse Pufferkapazität auf (ca. 4 Mol HNO₃/kg auf pH 4). Um heutige Säuredepositionen zu puffern entspricht dies in der Grössenordnung von 10³ Jahren pro Meter Schlackenmächtigkeit.

Ein Vergleich zu thermisch behandelten Schlacken (PECK) zeigt, dass die Konzentration von Schwermetallen im Eluat deutlich reduziert wird. Werden die Gläser/Schlacken von einfachen thermischen Verfahren (Küpat) erneut bei höherer Temperatur (PECK) behandelt, so nimmt die Metallfreisetzung wieder zu, was auf die Abschreckung der Glasschmelze zurückzuführen sein dürfte.

5. Diskussion

Die chemische und mineralogische Variabilität aller in der Schweiz produzierten Schlacken ist nicht sehr gross, obwohl sie bei der makroskopischen Betrachtung grosse Unterschiede aufweisen. Die grössten Differenzen zeigten sich bei den Eisen- und Nicht-Eisenmetallen, dabei ist es nicht nur aus ökonomischer, sondern auch aus ökologischer Sicht sinnvoll möglichst geringe Restmetallgehalte anzustreben.

Der Vergleich von Schadstoffpotential (Gesamtgehalte) und Schadstofffreisetzung (Eluate) hat gezeigt, dass für längerfristige Aussagen zur Gefährdungsabschätzungen in erster Priorität die Gesamtgehalte des Feststoffs und in zweiter Priorität die Eluierbarkeit ausschlaggebend sind. Die Wahl des Eluatverfahrens spielt dabei eine untergeordnete Rolle, da beim Schlacke-System ohnehin nur die initialen Stadien der Schwermetallmobilisierung abgebildet werden. Um mengenmässig relevante Metallfrachten freizusetzen und den Pufferungsverlauf abbilden zu können wären entweder mehrmonatige Säulenexperimente notwendig oder es müssten geeignete Titrationsexperimente entwickelt werden. Bereits die chemische Bestimmung der Gesamtgehalte von KVA-Schlacken stellt allerdings eine analytische Herausforderung dar.

Entscheidend für das Gefährdungspotential einer abgelagerten Schlacke ist neben der Menge der vorhandenen Schadstoffe, der Verlauf der Freisetzung. Die grösste Gefährdung geht von einem Szenario aus, bei welchem in kurzer Zeit sehr grosse Mengen von Metallen mobilisiert werden. Theoretisch ist dies im Schlacke-System denkbar: wenn die nach unten wandernde Front des Karbonatpuffers aufgebraucht ist (~10³ J/m) und die Sole der Ablagerung erreicht wird. In der Realität stellt ein Schlackenkompartiment aber einen relativ inhomogenen Körper dar, bei welchem man entlang von präferenziellen Fließpfaden saures Sickerwasser mit erhöhten Schwermetallkonzentrationen beobachten wird, lange bevor die gesamte Karbonat-Pufferkapazität aufgebraucht sein wird. Später wird es dann entscheidend sein, in welches chemische Milieu das Sickerwasser entwässert.

Bei Karbonat führendem- (Pufferung) und Tonmineralreichem Untergrund (Adsorption) wird die weitere Verbreitung der Schwermetalle deutlich gebremst (natürliche Barriere), was bei kristallinem Untergrund nicht der Fall sein wird. Die Wirksamkeit von technischen Barrieren (Infiltrations- und Exfiltrationssperre) sind schwierig abzuschätzen, aber es ist sehr unwahrscheinlich, dass diese in einem oberflächennahen Umfeld über Zeiträume von 10³–10⁴ Jahren wirksam bleiben.

Angesichts dieser Unsicherheiten bezüglich Langzeitverhalten und der noch hohen Schwermetallgehalte der untersuchten Schlacken sollten die Anstrengungen für eine Schadstoffentfrachtung von KVA-Schlacken weiter verfolgt werden.

Auch thermische Verfahren, wie sie bereits in den 90-er Jahren intensive verfolgt wurden [32], dürften dank der technischen Weiterentwicklung wieder eine Chance haben. Im asiatischen Raum ist die thermische Behandlung von Schlacken heute «Stand der Technik». Silikatische Gläser aus thermischen Verfahren haben gegenüber der rein mechanischen Entfrachtung einige Vorteile: das Langzeitverhalten ist besser vorhersagbar, da es sich um ein homogenes Glas handelt [35] und sie sind frei von Chlorid-Salzen, welche die Mobilisierung von Schwermetallen begünstigen.

Seit Mitte 2007 ist es mit Einschränkungen möglich verglaste Abfälle auf Inertstoffdeponien abzulagern. Unter dem Aspekt der Langzeitbetrachtung spielt die geologische Barriere hier eine wesentlich wichtigere Rolle als die technischen Barrieren.

Prüfungswert werden auch neue Verfahren sein z. B. Metallabtrennung kombiniert mit einer Schlackenwäsche. Im Pilotmassstab konnte gezeigt werden, dass neue selektive Fragmentierungstechniken in der Lage sind Metalle und Durchläufer (Glas, Keramik, Gesteinsbruchstücke) sehr gut zu liberieren um sie nachträglich zu separieren [27]. Dabei können die löslichen Salzen entfernt werden, da der Aufschluss in Wasser durchgeführt wird.

Neue technische Entwicklungen, aber auch veränderte Energie- und Rohstoffpreise werden auch in Zukunft dazu führen, die Abfallbehandlung und Ablagerung immer wieder neu zu überdenken. Ob sich aber in einer silikatischen Restfraktion «Erdkrustenqualität» mit ökonomisch sinnvollem Aufwand erreichen lässt scheint aus heutiger Sicht mehr als fraglich.

References

- [1] C. Speiser, 2001. Exothermer Stoffumsatz in MVA-Schlackedeponien: Mineralogische und geochemische Charakterisierung von Müllverbrennungsschlacken, Stoff- und Wärmebilanz. PhD thesis, Technische Universität München.
- [2] U. Eggenberger, K. Schenk and U. Mäder, 2004. Chemistry and mineralogy of municipal solid waste incineration bottom ash. In: Giere & Stille (eds). *Energy, Waste and the Environment*. Geological Society, London, Special Publications, 236, 411–422.
- [3] R. Bunge and K. Bunge, 1999. Probenahme auf Altlasten: Minimal notwendige Probenmasse. *Altlasten Spektrum*, 3/99, 174–179.
- [4] Th. Lichtensteiger und Ch. Zeltner, 1993. Wie lassen sich Feststoffqualitäten beurteilen. In: Baccini, P. & Gamper, B. (eds) *Deponierung fester Rückstände aus der Abfallwirtschaft – Endlagerqualität am Beispiel Müllschlacke*. Verlag vdf Hochschulverlag, Zürich, 11–33.
- [5] J. M. Chimenos, M. Segarra, M.A. Fernandez and F. Espiell. 1999. Characterization of the bottom ash in municipal solid waste incinerator. *Journal of Hazardous Materials*, 64, 3, 211–222.
- [6] U. Förstner. 1996. Langzeitprognosen und naturnahe Dauerlösungen. *Geowissenschaften*, 14, 5, 169–172.
- [7] C.A. Johnson, S. Brandenberger and P. Baccini. 1995. Acid Neutralizing Capacity of Municipal Waste Incinerator Bottom Ash. *Environmental Science Technology*, 28, 142–147.
- [8] P. Filipponi, A. Poletti, R. Pomi and P. Sirini. 2003. Physical and mechanical properties of cement-based products containing incineration bottom ash. *Waste Management*, 23, Issue 2, 145–156.
- [9] C. Giampaolo and S. Lo Mastro. 2002. Acid neutralisation capacity and hydration behaviour of incineration bottom ash–Portland cement mixtures. *Cement and Concrete Research*, 32, 769–775.
- [10] J.D. Eusden, T.T. Eighmy, K. Hockert, E. Holland and K. Marsella. 1999. Petrogenesis of municipal solid waste combustion bottom ash. *Applied Geochemistry*, 14, 8, 1073–1091.
- [11] Th. Lichtensteiger. 1996. Müllschlacken aus petrologischer Sicht. *Geowissenschaften*, 14, 173–179.
- [12] C. Zevenbergen, T. van der Wood, J.P. Bradley, P.F. Van Der Broek, W.A. Orbons and L.P. van Reeuwijk. 1994. Morphological and chemical properties of MSWI bottom ash with respect to the glassy constituents. *Hazardous Waste Materials*, 11, 371–383.
- [13] A.J. Chandler, T.T. Eighmy, J. Hartlen, O. Hjelmar, D.S. Kosson, S.E. Sawell, H.A. van der Sloot and J. Vehlow. 1997. Municipal solid waste combustor residues: the international ash working group, *Studies in Environmental Science*, 67, Elsevier Science, Amsterdam.
- [14] G. Pfrang-Stotz and J. Schneider. 1995. Comparative studies of waste incineration bottom ashes from various grate and firing systems, conducted with respect to mineralogical and geochemical methods of examination. *Waste Management & Research*, 13, 273–292.
- [15] Rizzoli, G. 2001. Suitability of carbonate-rich roofing tile raw materials for a more economical and ecological firing technique. PhD thesis, Institute for Geological Sciences, University of Bern, Switzerland.
- [16] P. Kruspan. 2000. Natürliche und technische Petrogenese von Puzzolanen – ein Beitrag zur Herstellung mineralischer Sekundärrohstoffe. PhD thesis, ETH 13904, ETH Zürich, Switzerland.
- [17] H. Belevi, D.M. Stämpfli and P. Baccini. 1992. Chemical Behaviour of Municipal Solid Waste Incinerator Bottom Ash in Monofills. *Waste Management & Research*, 10, 153–167.
- [18] C.H. Kelsey. 1965. Calculation of the C.I.P.W. norm. *Mineralogical Magazine*, 34, 276–282.
- [19] H.A. van der Sloot. 1996. Developments in evaluating environmental impact from utilization of bulk inert wastes using laboratory leaching tests and field verification. *Waste Management*, 16, 1–3, 65–81.
- [20] J.A. Meima and R.N.J. Comans. 1999. The leaching of trace elements from municipal solid waste incinerator bottom ash at different stages of weathering. *Applied Geochemistry*, 14, 2, 159–171.
- [21] S. Ferrari, H. Belevi and P. Baccini. 2002. Chemical speciation of carbon in municipal solid waste incinerator residues. *Waste Management*, 22, 3, 303–314.
- [22] St. Rubli. 2000. Thermische Abfallbehandlung – organischer und elementarer Kohlenstoff als Indikatoren in der Prozessoptimierung. PhD thesis, ETH 13782, ETH Zürich, Switzerland.
- [23] H. Belevi. 1998. Environmental Engineering of Municipal Solid Waste Incineration. Verlag vdf Hochschulverlag, Habilitation, Zürich, ISBN 3 7281 2659 4.
- [24] D. Traber, U. Mäder and U. Eggenberger. 2002. Petrology and geochemistry of a municipal solid waste incinerator residue treated at high temperature. *Schweizerische Mineralogische und Petrographische Mitteilungen*, 82, 1–14.
- [25] J. Ganguin. 1998. Kehrriechtschlacke weist Reststoffqualität auf – Untersuchungen der chemischen Zusammensetzung und des Auslaugungsverhaltens von Kehrriechtschlacke. *Informationsbulletin des Amtes für Gewässerschutz und Abfallwirtschaft des Kantons Bern* 2/98, 40–47.
- [26] C. Zeltner. 1998. Petrographische Evaluation thermischer Behandlung von Siedlungsabfällen über Schmelzprozesse. PhD thesis, ETH 12688, ETH Zürich, Switzerland.
- [27] M. Eggimann. (2008). *Geochemical Aspects of Municipal Solid Waste Incineration Bottom Ash and Implications for Disposal*. PhD thesis, Universität Bern.
- [28] BUWAL. 2002. Die KVA als Instrument der Erfolgskontrolle in der Abfallwirtschaft der Schweiz, Endbericht März 2002. Mittelwert der Daten KVA Weinfelden und St. Gallen.

[29] GSA. 1998. Daten aus den Anlagen Bern-Biel-Zuchwil.

[30] W. Knorr, B. Hentschel, C. Marb, S. Schädel, M. Swerev, O. Vierle and J.P. Lay. 1999. Rückstände aus der Müllverbrennung – Chancen für eine stoffliche Verwertung von Aschen und Schlacken. Initiativen zum Umweltschutz, 13 ed., Deutsche Bundesstiftung Umwelt, Erich Schmidt, Berlin.

[31] Schweizerischer Bundesrat. 1990. TVA – Technische Verordnung über Abfälle. SR 814.600. Stand 1.1.2010. 32pp.

[32] S. Stucki, H. Brandl, S. Hellweg, V. Schmidt and J. Wochele Eds., Forschung für eine nachhaltige Abfallwirtschaft: Ergebnisse des Integrierten Projekts Abfall im Schwerpunktprogramm Umwelt des Schweizerischen Nationalfonds 1996–1999 (PSI, Villigen (CH), 1999).

[33] M. Schaub und S. Stucki. 2002. Wissens- und Technologietransfer für die Umsetzung eines neuen integrierten Abfallverbrennungsverfahrens (Transfer PECK). Synthesis Report zu SNF Projekt Nr. 5001-058295.

[34] S. Biolaz, R. Bunge. 2003. in Ludwig C., Hellweg S., Stucki S. (eds.), Municipal Solid Waste Management: Strategies and Technologies for Sustainable Solutions, Berlin-Heidelberg-New York, Springer, 2003, 229–241.

[35] D. Perret, J-L. Crovisier, P. Stille, G. Shields, U. Mäder, T. Advocat, K. Schenk and M. Chardonens. 2003. Thermodynamic stability of waste glasses compared to leaching behaviour. Applied Geochemistry, 18, 8, 1165–1184.

> Kupfer im Sickerwasser einer Schlackedeponie

Jacques Ganguin

AWA Amt für Wasser und Abfall des Kantons Bern, 3011 Bern

Frische KVA-Schlacke ist ein reaktiver Abfall. Auf einer Deponie abgelagert und der Witterung ausgesetzt, findet ein Alterungsprozess in der Schlacke statt. Die ablaufenden chemischen Reaktionen reduzieren den pH-Wert allmählich, dieser bleibt aber basisch. Letzterer beeinflusst die Zusammensetzung des Deponiesickerwassers massgebend. Insbesondere die Konzentrationen an Schwermetallen, gelöstem organischem Kohlenstoff und Aluminium nehmen mit fortschreitender Alterung und zunehmender Auswaschung ab. Bedingt durch die hohe Affinität zu gelösten organischen Verbindungen wird Kupfer zu Beginn des Alterungsprozesses bevorzugt mobilisiert.

Keywords: Schlacke, Deponie, Sickerwasser, Kupfer, DOC

1. Einführung

Bei der thermischen Behandlung von gemischten brennbaren Abfällen in Kehrlichtverbrennungsanlagen (KVA) entstehen mineralische Rückstände: Rostasche (Schlacke), Flugasche (Kessel- und Elektrofilterasche) sowie Schlämme aus der Rauchgasreinigung. Pro Tonne behandelten Abfall fallen 200 bis 250 kg Schlacke an.

Wie verschiedene Untersuchungen der EAWAG gezeigt haben [1], bestehen die festen Bestandteile der Schlacke, d. h. ohne Poren, die bis 50% des Gesamtvolumens ausmachen, typischerweise hauptsächlich aus Schmelzprodukten (45 Volumenprozent) und Aschen (40%), weiter aus Bruchglas (5%), Metallen (5%), Keramik- und Gesteinsbruchstücken (1 bis 3%) sowie nicht vollständig mineralisierten organischen Restkomponenten (1 bis 3%). Rund 60% der nichtmetallischen Inhaltsstoffe sind amorph, 40% kristallin. Sie stehen nicht im thermodynamischen Gleichgewicht.

Bedingt durch die Heterogenität der Abfälle variiert auch die chemische Zusammensetzung der Schlacke. Je geringer der Gehalt einer Komponente, umso grösser sind in der Regel die möglichen Gehalts-Schwankungen. Repräsentative Untersuchungen von Schlackeproben aus drei KVA, in denen Abfälle aus dem Kanton Bern behandelt werden [2], zeigen, dass die Hauptelemente Silicium, Aluminium, Calcium und Eisen, als Oxid berechnet, 85% bis 90% ausmachen. Natri-

um, Kalium, Magnesium, Phosphor, Schwefel, ebenfalls als Oxid berechnet, sowie Kohlenstoff und Chlor machen praktisch den Rest aus. Schwermetalle wie Blei, Chrom, Kupfer und Zink erreichen zusammen 1 bis 1,5%.

Aufgrund ihres für die Umwelt nicht unproblematischen Restgehalts an Schwermetallen wie Blei, Kupfer und Zink sowie ihrer kalk- und salzreichen Zusammensetzung wird Schlacke in der Schweiz auf Schlackedeponien oder -kompartimenten (Reaktordeponien) abgelagert und, im Gegensatz zum benachbarten Ausland, nicht oder nicht mehr aufbereitet und als Baustoff verwendet. Vor der Ablagerung werden jedoch aus der Schlacke Metalle (Eisenschrott, Aluminium, Edelstahl, Kupfer, Messing) mit immer effizienteren Sortier-techniken zurück gewonnen.

2. Verhalten von Schlacke

2.1 Verwitterungsprozess

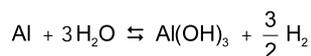
Frische Schlacke ist ein reaktiver Rückstand. Einmal abgelagert und der Witterung ausgesetzt, durchläuft sie einem Alterungsbeziehungswise Verwitterungsprozess, der von verschiedenen exothermen chemischen Reaktionen wie Hydratations-, Karbonatisierungs- und Hydrolysereaktionen charakterisiert wird. Die

ersten Reaktionen setzen bereits bei der nassen Extraktion der Schlacke in der KVA ein.

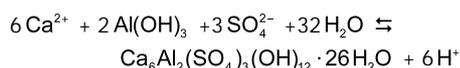
Mineralneubildungen wie Portlandit ($\text{Ca}(\text{OH})_2$), Gips ($\text{CaSO}_4 \cdot 2\text{H}_2\text{O}$), Gibbsit ($\text{Al}(\text{OH})_3$), Ettringit ($\text{Ca}_6\text{Al}_2(\text{SO}_4)_3(\text{OH})_{12} \cdot 26\text{H}_2\text{O}$) und Calcit (CaCO_3) beeinflussen den pH-Wert des Schlacke-Sickerwassers beziehungsweise des Schlacke-Eluats entscheidend.

Obwohl das chemische Verhalten von Schlacke während des Alterungsprozesses im Detail komplex ist, lassen sich stark vereinfacht drei Stadien unterscheiden [3]:

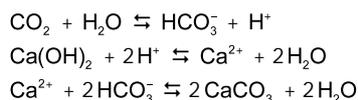
1. Solange Schlacke noch Portlandit enthält, das aus der Reaktion zwischen überschüssigem Calciumoxid und Wasser entsteht, weist ihr Eluat einen pH-Wert von 12,0 bis 12,5 auf. In diesem stark basischen Milieu reagiert Aluminium mit Wasser zu Gibbsit unter Bildung von Wasserstoff:



2. Durch die fortlaufende Alterung wird Portlandit aufgezehrt. Gibbsit und Gips, beziehungsweise Calcium und Sulfat in gelöster Form, reagieren zu Ettringit, und der pH-Wert sinkt auf 10,5, wobei dieser Wert letztlich in Abhängigkeit der Alkalinität der Schlacke leicht variieren kann [3]:



3. Die Karbonatisierung der Schlacke, d. h. vereinfacht, die Umwandlung von Portlandit in Calcit und in einem späteren Stadium von Ettringit in Calcit, Gibbsit und Gips durch Bindung von atmosphärischem Kohlendioxid, das mit Wasser Kohlensäure bildet, beginnt sofort nach der Ablagerung und setzt sich fort bis zur Einstellung eines pH-Werts um 8 bis 9. Dieser ist für ein Calcium-gesättigtes Wasser, das in Gleichgewicht mit Kohlendioxid und Calcit steht, typisch:



2.2 Spurenstoffe

Die Stabilität von Schwermetallverbindungen in der Schlacke wird primär vom pH-Wert und vom Redoxpotential des Milieus bestimmt. Während der pH-Wert massgebend von Calcium-Verbindungen gesteuert wird, wird das Redoxpotential von den organischen Bestandteilen beeinflusst. In

Schlackedeponien herrschen gewöhnlich reduzierende Bedingungen, bei welchen Sulfide, die aus Sulfaten entstanden sind, stabil sind.

Der pH-Wert beeinflusst die Schwermetalllöslichkeit stark. Bei pH-Werten um 9, wie sie für karbonatisierte Schlacke, d. h. Schlacke, die seit längerem abgelagert und der Witterung ausgesetzt worden ist, typisch sind, sind die häufigsten Schwermetalle wie Blei, Chrom, Kupfer und Zink in der Regel sehr schlecht löslich. Sie sind entweder in stabilen Mineralien eingebunden (z. B. Chrom in Spinell), bilden schlecht lösliche Karbonate (Blei, Kupfer, Zink), Hydroxide (Blei, Zink), Oxide (Kupfer) oder Sulfide (Blei, Kupfer, Zink) oder sind an neugebildeten Eisen- und Aluminiumhydroxiden adsorbiert. Bei sehr basischen pH-Werten von über 12 steigt aber die Löslichkeit bestimmter Schwermetalle (z. B. Blei, Zink) durch die Bildung von Anionen an. Nebst dem Einfluss des pH-Wertes wird die Schwermetall-Mobilisierung ebenfalls durch das Vorhandensein von Komplexbildnern (z. B. gelöste organische Verbindungen für Kupfer [4]) sowie durch Adsorptions- und Desorptionsphänomene an Aluminium- und Eisenoxiden/-hydroxiden gesteuert [5, 6].

3. Deponie Ronde Sagne

3.1 Allgemeines

Die Reaktordeponie Ronde Sagne in Tavannes (Kanton Bern) mit einem nutzbaren Volumen von rund einer Million Kubikmeter hat ihren Betrieb 1978 aufgenommen. Bis zur Mitte der Neunzigerjahre des 20. Jahrhunderts sind vor allem unbehandelte Siedlungs- und Bauabfälle aus dem Berner Jura entsorgt worden. Schlacke von verschiedenen KVA wird seit

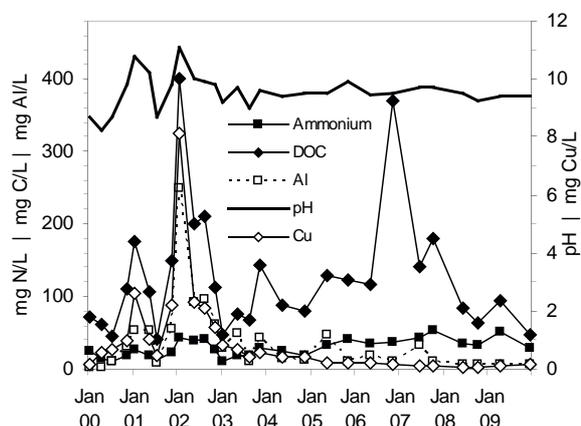


Abb. 1 Entwicklung der Sickerwasserzusammensetzung des Schlackekompartiments der Deponie Ronde Sagne

1998 in einem etappenweise erweiterten separaten Kompartiment abgelagert (im Schnitt 30 000 bis 35 000 Tonnen pro Jahr). Praktisch seit Beginn der Schlackeablagerungen wird Eisenschrott zurück gewonnen. Die Abscheidung von Aluminium, Kupfer, sonstigen Metallen und Legierungen hat im Sommer 2003 begonnen. Im Gegensatz zu anderen Schlackedeponien im Kanton Bern ist nur Schlacke ohne beigemengte sauer gewaschene Flugasche abgelagert worden.

3.2 Sickerwasseranalysen

Das Sickerwasser der verschiedenen Kompartimente der Deponie Ronde Sagne wird regelmässig vom Gewässer- und Bodenschutzlabor des Kantons Bern (GBL) beprobt und analysiert (bis und mit 2003 viermal jährlich, seither zweimal). Dank dieser Überwachung wird die Entwicklung dessen Qualität verfolgt. Verschlechtert es sich, können betriebliche Massnahmen angezeigt sein, um das eingetretene Problem zu lösen (z. B. eingeschränkte Zulassung von bestimmten Abfällen). Allerdings sind in solchen Fällen Detailabklärungen notwendig.

Aufgrund hoher Kupferkonzentrationen in den Sickerwasserproben von 2001 und 2002 sind solche weitergehende Untersuchungen durchgeführt worden.

Abbildung 1 zeigt die Entwicklung der Konzentration der Parameter Ammonium, gelöster organischer Kohlenstoff (DOC), Aluminium, Kupfer sowie des pH-Werts im Sickerwasser. Für die Detailbeurteilung der Analysenresultate werden zwei Perioden unterschieden: 2000 bis Ende 2003 und 2004 bis Ende 2009.

Auffallend sind die sehr hohen Konzentrationen an DOC, Aluminium und Kupfer anfangs 2002 und, in einem ge-

ringeren Ausmass, anfangs 2001 (Tabelle 1), sowie eine DOC-Einzelmessung Ende 2006.

Der pH-Wert sowie die Kupferkonzentration scheinen seit 2004 – die Aluminium-Konzentration seit 2008 – deutlich weniger zu schwanken als vor Ende 2003 (Tabelle 2), was als eine Art chemische Stabilisierung des Deponiekörpers interpretiert werden kann. Der pH-Wert von 9,2 bis 9,9 weist auf eine zumindest teilkarbonatisierte Schlacke hin. Die Ammonium- und vor allem die DOC-Konzentrationen variieren hingegen immer noch relativ stark, was auf die unterschiedliche Herkunft, und Zusammensetzung der angelieferten Schlacke zurückgeführt werden könnte (Tabelle 1 und 2).

In den Analysen für die Zeitspanne 2000 bis Ende 2003 ist die praktisch lineare positive Korrelation zwischen den DOC- und Kupferkonzentrationen im Sickerwasser bemerkenswert. Zudem kann festgestellt werden, dass die DOC- und Kupferkonzentrationen mit steigendem pH-Wert zunehmen (Abbildung 2). Allerdings zeigen die Analysen seit 2004 keine Korrelation mehr. Die DOC-Konzentration variiert zwar noch stark, die Kupferkonzentration und der pH-Wert weisen aber nur noch geringfügige Schwankungen auf.

Ähnliche Korrelationen, diesmal aber exponentieller Natur, existieren zwischen dem pH-Wert und der DOC-, beziehungsweise Aluminium-Konzentration für die Periode 2000–2003 (Abbildung 3 und 4). Auch sie verschwinden praktisch ab 2004. Die Ammonium-Konzentration nimmt mit sinkendem pH-Wert tendenziell ebenfalls ab, allerdings in nicht so eindeutiger Art und Weise.

Die hohe Bandbreite der DOC-, Aluminium- und teilweise auch der Ammonium-Konzentrationen trotz geringen

Datum	pH-Wert	Ammonium [mg N/L]	DOC [mg C/L]	Aluminium [mg/L]	Kupfer [mg/L]
Januar 2001	10,8	27	176	53	2,6
Januar 2002	11,1	43	400	250	8,1

Tab. 1 *Höchste gemessene pH-Werte und Konzentrationen diverser Parameter im Sickerwasser (Zeitspanne 2000 bis Ende 2003)*

Parameter	Minimum	Maximum	Mittelwert	Median
pH-Wert	9,2	9,9	9,5	9,5
Ammonium [mg N/L]	18,5	54	35,3	34
DOC [mg C/L]	46	370	127	116
Aluminium [mg/L]	5,4	46	15	10,9
Kupfer [mg/L]	0,06	0,43	0,17	0,15

Tab. 2 *Schwankung der pH-Werte und Konzentrationen diverser Parameter im Sickerwasser (12 Analysen, Zeitspanne 2004 bis Ende 2009)*

Änderungen des pH-Werts ab 2004 könnte auf die unterschiedlichen Restgehalte an organischer Substanz der angelieferten Schlacke sowie auf die Aluminiumabscheidung seit Ende 2003 zurückzuführen sein.

Abgesehen von wenigen mineralischen Rückständen ist praktisch ausschliesslich Schlacke – ohne beigemischter sau-

er gewaschener Flugasche sowie anderweitige mineralische Abfälle – abgelagert worden. Die Zusammensetzung und das Verhalten der angelieferten Schlacke nach ihrer Ablagerung sind deshalb allein für die beobachteten Konzentrationschwankungen im Sickerwasser verantwortlich.

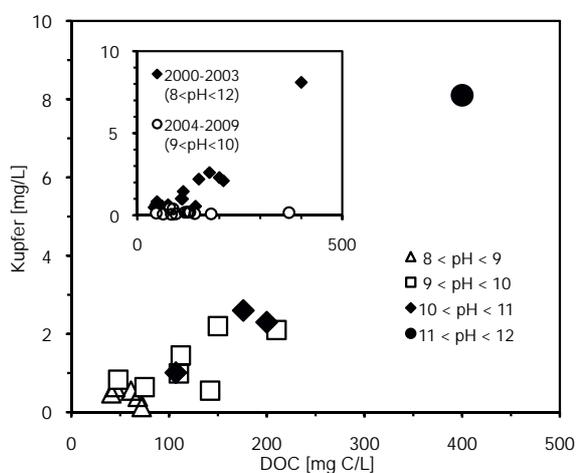


Abb. 2 DOC- und Kupferkonzentrationen in Abhängigkeit des pH-Werts im Sickerwasser (16 Analysen, Zeitspanne 2000 bis Ende 2003). Das eingefügte Diagramm zeigt die Situation in den Jahren 2004 bis 2009 (12 Analysen), wo keine Korrelation mehr erkennbar ist.

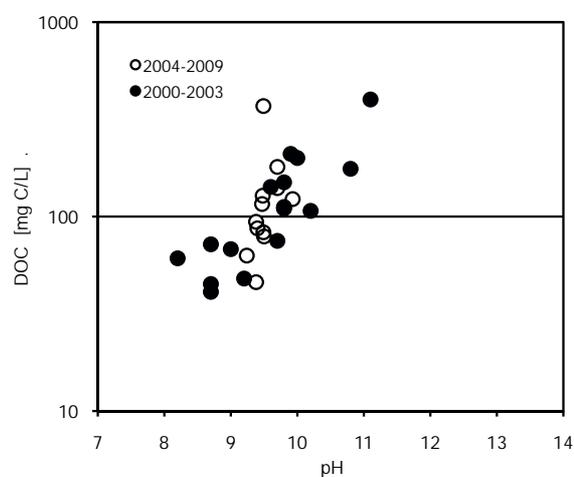


Abb. 3 DOC-Konzentration im Sickerwasser in Abhängigkeit des pH-Wertes

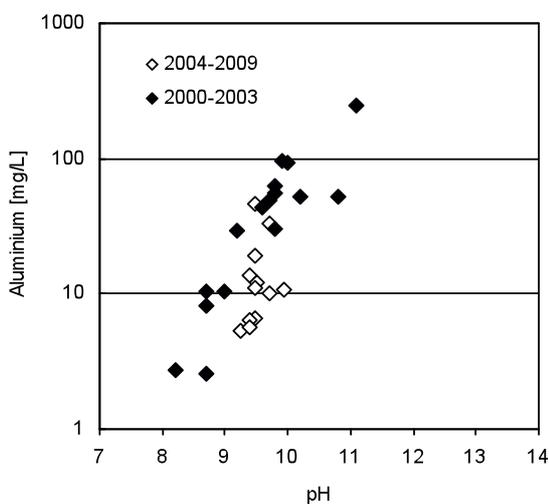


Abb. 4 Aluminium-Konzentration im Sickerwasser in Abhängigkeit des pH-Wertes

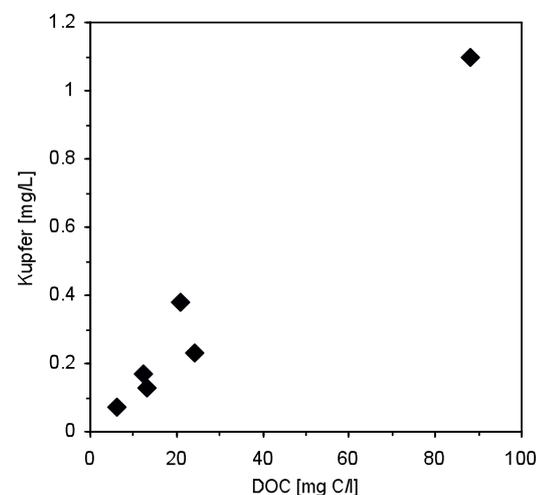


Abb. 5 DOC- und Kupfer-Konzentrationen im Eluat (ohne Begasung mit Kohlendioxid) von frisch angelieferter Schlacke aus vier verschiedenen KVA

Um das Phänomen der hohen pH-Werte und Konzentrationen in 2001 und 2002 zu erklären versuchen, ist das Auslaugverhalten der Schlacke ermittelt worden. Zu diesem Zweck sind repräsentative Proben frisch angelieferter Schlacke von den vier abgebenden KVA im Frühjahr 2002 näher untersucht worden.

3.2 Schlackeanalysen

Zur Bestimmung des Auslaugverhaltens der vier verschiedenen Schlacken sind Auswaschungsversuche – Eluat-Tests ohne Begasung mit Kohlendioxid und bei einem Wasser-Feststoff-Verhältnis von 10:1 – vom GBL durchgeführt worden. Aufgrund der ersten Resultate ist ein Eluat-Test mit einem Wasser-Feststoff-Verhältnis von 2:1 an zwei Schlackeproben wiederholt worden, um das Ausmass des Einflusses von verschiedenen Wasser-Feststoff-Verhältnissen auf die Auswaschung zu untersuchen.

Tabelle 3 fasst die Resultate zusammen. Die Eluate der Schlackenproben weisen durchwegs einen sehr basischen pH-Wert von 12,3 bis 12,6 auf, was die Anwesenheit von Portlandit in der Schlacke beweist. Die erhöhten Konzentrationen von Blei und Zink dürften auf diesen hohen pH-Wert zurückzuführen sein, da Blei systematisch und, mit wenigen Ausnahmen, auch Zink im nicht so basischen Deponiesickerwasser unter der analytischen Nachweisgrenze liegen ($<0,5$ mg/l für Blei und $<0,05$ mg/l für Zink). Kupfer hingegen verhält sich anders. Die Resultate der Eluat-Tests zeigen eine nahezu lineare positive Korrelation zwischen den DOC- und Kupferkonzentrationen, analog derer, die im Sickerwasser hat festgestellt werden können (Abbildung 5).

4. Diskussion

Organische Verbindungen – als DOC ausgedrückt – dienen eindeutig als Komplexbildner für die Mobilisierung von Kupfer. Inwieweit Ammonium, das bei sehr basischen Bedingungen vor allem als Ammoniak vorliegt und mit Kupfer auch lösliche Komplexe bilden kann, zur Kupfer-Mobilisierung beiträgt, ist nicht eindeutig feststellbar, aber auch nicht ausgeschlossen. Fest steht, dass je basischer der pH-Wert, desto höher die DOC- und Kupferkonzentrationen. Untersuchungen des DOC in frischer Schlacke haben gezeigt, dass DOC in basischen Extrakten vor allem aus stark polaren Verbindungen mit relativ niedriger Molekularmasse (<1000 g/mol) besteht [4].

Die Konzentrationen von gelösten Stoffen wie Ammonium, DOC, Salze und Schwermetalle im Schlacke-Eluat und im Sickerwasser nehmen auch mit zunehmender Auswaschung, d. h. mit steigendem Wasser-Feststoff-Verhältnis (W/F), rapide ab. Sie sind am höchsten bei W/F-Verhältnissen kleiner als 1 (Abbildung 6). Dies verdeutlichen u. a. die an der Schlacke der KVA C und D durchgeführten Eluat-Tests (Tabelle 3).

Die kurz nach der Inbetriebnahme (Herbst 2001) einer neuen Etappe des Schlackekompartiments analysierten Sickerwasserproben weisen den basischsten pH-Wert und die höchsten Konzentrationen an Ammonium, DOC, Aluminium und Kupfer auf (Tabelle 1).

Dieses Phänomen, analog einem «first-flush» bei einem starken Niederschlag, dürfte auf folgende Ursachen zurückzuführen sein:

Zum Schutz der mineralischen Basisabdichtung in der neu errichteten Etappe ist eine mehrere Dezimeter mächtige

KVA	pH-Wert		El. Leitfähigkeit [mS/cm]		DOC [mg C/L]		Ammonium [mg N/L]		Kupfer [mg/L]		Blei [mg/L]	Zink [mg/L]
	10 / 1	2 / 1	10 / 1	2 / 1	10 / 1	2 / 1	10 / 1	10 / 1	2 / 1	10 / 1	10 / 1	
A	12,3		4,54		12		1,27	0,17		0,51	0,10	
B	12,4		6,78		13		2,10	0,13		0,85	0,46	
C	12,4	12,6	10,35	21,60	21	88	1,19	0,38	1,10	0,59	0,49	
D	12,3	12,6	4,95	9,79	6	24	0,71	0,07	0,23	1,08	0,24	

Tab.3 Resultate der Eluat-Tests (ohne Begasung mit Kohlendioxid) von Schlackeproben aus vier KVA bei unterschiedlichen Wasser-Feststoffverhältnissen (W/F)

Schlackeschicht vor Wintereinbruch geschüttet worden. Während einer relativ kurzen Zeit sind grössere Mengen frischer Schlacke abgelagert worden.

Von der abgelagerten Schlacke stammte ein signifikanter Anteil von der KVA C, welche die höchsten Konzentrationen an DOC und Kupfer im Eluat aufweist.

Frische Schlacke weist den basischsten pH-Wert auf (vgl. Abschnitt 2.1). Das W/F-Verhältnis zwischen Gesamtniederschläge und Mächtigkeit der geschütteten Schlackeschicht für die Zeitspanne Herbst 2001 bis Januar 2002 dürfte kleiner als 1 gewesen sein.

Zur Illustration dieser Interpretation werden die Sickerwasseranalyse und die Eluate der Schlacke mit den höchsten DOC- und Kupferkonzentrationen (Probe vom Januar 2002 und Schlacke der KVA C) in Abhängigkeit des W/F-Verhältnisses miteinander verglichen (für das Sickerwasser wird ein W/F-Verhältnis von 0,5 angenommen, Abbildung 7).

Obwohl seit 2004 das Sickerwasser noch teilweise hohe Konzentrationen an DOC aufwies, haben die Kupferkonzentrationen die Werte von 2001 und 2002 nicht mehr erreicht. Der nicht mehr so basische pH-Wert (systematisch < 10) dürfte der Hauptgrund dafür sein, denn nur sehr basische Bedingungen (pH-Wert > 11) scheinen diejenigen organischen Verbindungen mobilisieren zu können, die mit Kupfer bevorzugt lösliche Komplexe bilden, mit oder ohne Beteiligung von Ammonium/Ammoniak.

Im Verlauf der Auffüllung des Schlackekompartiments ändern sich die im Deponiekörper herrschenden chemischen Bedingungen. Die zunehmende Mächtigkeit und das Verschwinden von Portlandit und teilweise von Ettringit als Fol-

ge der fortschreitenden Karbonatisierung der älteren Ablagerungen vermögen eine Art Puffer zu bilden, dank welchem die Kupfer-Mobilisierung begrenzt wird.

Frisch abgelagerte Schlacke und (winterbedingte) bescheidene Niederschläge bis zur Probenahme dürften auch den identischen, jedoch weniger stark ausgeprägten Befund in der Sickerwasserprobe vom Januar 2001 erklären.

5. Schlussfolgerungen

Erhöhte Kupferkonzentrationen im Sickerwasser von Schlackedeponien sind kein seltenes Phänomen. Einerseits konzentriert sich das Kupfer nach der Abfallverbrennung in der Schlacke, im Gegensatz zu flüchtigeren Metalle wie Blei und vor allem Zink, die hauptsächlich in der Flugasche auftreten. Andererseits bildet Kupfer lösliche Komplexe mit organischen Verbindungen. Nicht vollständig ausgebrannte organische Rückstände sind in der Schlacke stets vorhanden, auch bei einem guten Ausbrand.

Der im Deponiekörper herrschende pH-Wert beeinflusst die Zusammensetzung des Sickerwassers entscheidend. Frisch abgelagerte Portlandithaltige Schlacke ist durch ein Sickerwasser gekennzeichnet, das die höchsten DOC-, Kupfer- und Aluminiumkonzentrationen aufweist. Auch andere Metalle wie beispielsweise Blei können mobilisiert werden. Solange der Alterungsprozess nicht abgeschlossen ist, weist das Sickerwasser hohe Konzentrationen auf. Die Umwandlung der Schlacke schreitet mit steigendem Alter der Ablagerung voran, die Schlacke wird immer mehr ausgewaschen (Zunahme des Niederschlagswasser-Schlackeverhältnisses).

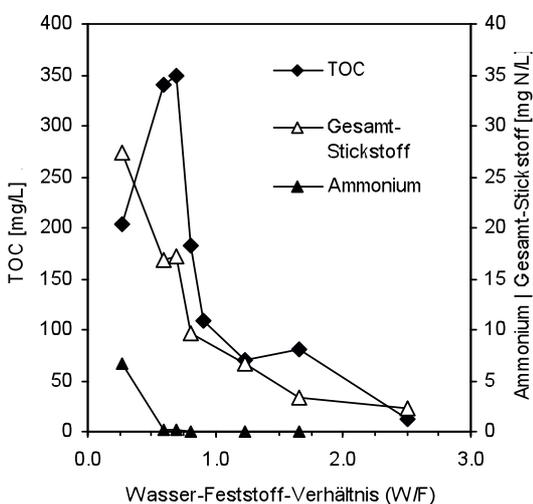


Abb. 6 Konzentrationen von Stoffen im Eluat (Perkolationsversuch) von Schlacke in Abhängigkeit des Wasser-Feststoffverhältnisses [7]

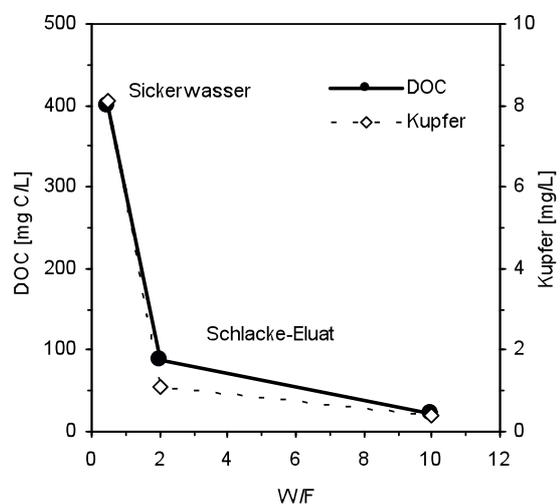


Abb. 7 DOC- und Kupferkonzentrationen im Sickerwasser und im Schlacke-Eluat in Abhängigkeit des Wasser-Feststoffverhältnisses (vgl. Text).

Nur weil ständig neue Schlacke abgelagert wird, sinken die Konzentrationen nicht unter bestimmte Schwellenkonzentrationen.

Schliesslich weist die Schlacke von verschiedenen KVA unterschiedliche Gehalte an Spurenstoffen und organischen Rückständen auf. Dass solche Unterschiede auch die Zusammensetzung des Sickerwassers beeinflussen können, beweisen die variierenden Konzentrationen in den Eluaten der Schlacke je nach ihrer Herkunft. Die Abscheidung von Kupfer und kupferhaltigen Legierungen, nebst Aluminium und Edelstahl, vor der Schlackeablagerung dürfte die Sickerwasserzusammensetzung auch positiv beeinflussen.

Kommt es zu einem «first-flush»-Effekt bei der Ablagerung von Schlacke wie im Fall der Deponie Ronde Sagne nach der Inbetriebnahme einer neuen Etappe des Schlackekompartiments, können u. a. DOC und Kupfer aussergewöhnlich hohe Konzentrationen im Sickerwasser erreichen. Das Phänomen ebbt jedoch relativ rasch mit zunehmender Auffüllung der Deponie und der Bildung einer Art chemischen Gleichgewichts zwischen ausreagiertem Deponiekörper und versickerndem Regenwasser.

Literatur

- [1] Th. Lichtensteiger und Ch. Zeltner, Wie lassen sich Feststoffqualitäten beurteilen?, in P. Baccini und B. Gamper (Hrsg.), Deponierung fester Rückstände aus der Abfallwirtschaft, vdf Hochschulverlag AG an der ETH Zürich, 1994, 11–34.
- [2] J. Ganguin, Kehrrichtschlacke weist Reststoffqualität auf, Informationsbulletin des Amtes für Gewässerschutz und Abfallwirtschaft 1998, 2, 40–47.
- [3] J.A. Meima and R.N.J. Comans, Geochemical Modeling of Weathering Reactions in Municipal Solid Waste Incinerator Bottom Ash, Environm. Sci. Technol. 1997, 31, 1269–1276.
- [4] J.A. Meima, A. van Zomeren Complexation of Cu with Dissolved Organic Carbon in Municipal Solid Waste Incinerator Bottom Ash Leachates, Environm. Sci. Technol. 1999, 33, 14124–1429.
- [5] J.A. Meima and R.N.J. Comans, Application of Surface Complexation/Precipitation Modeling to Contaminant Leaching from Weathered Municipal Solid Waste Incinerator Bottom Ash, Environm. Sci. Technol. 1998, 32, 688–693.
- [6] J.A. Meima and R.N.J. Comans, The leaching of trace elements from municipal solid waste incinerator bottom ash at different stages of weathering, Applied Geochemistry 1999, 14, 159–171.
- [7] U. Brinkmann, K. Höring und A. Helfer, Vorbereitung und Koordination des Verbundvorhabens Deponiekörper sowie Untersuchungen zum Gefährdungspotential, Deponie- und Langzeitverhalten vorbehandelter und zum Teil separierter Siedlungsabfälle, Abschlussbericht, Bergische Universität-Gesamthochschule Wuppertal, 1997, 117 S.

> Characterization and geochemical properties of selected incineration residues

C. Annette Johnson

Eawag, Swiss Federal Institute for Aquatic Science and Technology, 8600 Dübendorf, Switzerland

Christoph Huter

ERZ Entsorgung + Recycling, 8050 Zürich, Switzerland

The management of ashes is an important issue due to their relatively high heavy metal content and reactivity in contrast to geogenic materials. The question if and under which conditions these metals are released has been a central topic research in recent years. Heavy-metal mobility can only be understood in context of hydrological, mineralogical and geochemical processes. The required steps are the determination of:

- 1. Elemental composition*
- 2. Mineralogy, both as a result of the incineration process and as a function of ageing*
- 3. Acid neutralization capacity and major element geochemistry*
- 4. The solubility control of minor components*
- 5. Assessment of long-term behaviour*

This manuscript explores the geochemical properties of MSWI bottom ash, MSWI air pollution control (MSWI APC) residues and sewage sludge ash (SSA).

Keywords: municipal solid waste, incinerator, bottom ash, sewage sludge ash, filter ash, geochemistry, leaching

1. Introduction

In industrialized countries the economic expansion of the last decades has increased pressure on waste management systems. Densely populated countries, such as Switzerland and Japan, introduced municipal solid waste incineration (MSWI) a few decades ago in order to reduce the waste volume. Today incineration has gained momentum in many countries because of the energy that can be generated. Sewage sludge incineration has also been introduced in answer to disposal problems after it was found that application on agricultural land was no longer acceptable because of contamination levels. While the products are largely landfilled in Switzerland, there is pressure in other European countries to use the ashes as secondary materials in construction, partly as a repayment

on the investment of constructing incineration plants and partly because of lack of landfilling options. In parallel to this development, uses are also being sought for other secondary materials, such as demolition wastes and slags.

In comparison to average soils, ashes and slags are often enriched with substances that are potentially harmful to the environment. The impact of the reuse or disposal of these materials on the environment is predominantly related to the leachable amounts of the contaminants and finding ways of assessing long-term leaching processes has become central to planning and managing both landfill and reuse.

Ashes pose a potential problem due to their relatively high heavy metal content and reactivity in contrast to geogenic materials. The question if and under which conditions

these metals are released has been a central topic research in recent years (eg. [1], [2]). It has been shown that heavy-metal mobility can only be understood in context of hydrological, mineralogical and geochemical processes. Hydrological processes determine the extent of the leaching process and depend on the permeability, the homogeneity and the physical characteristics of the material. The geochemical properties of a material govern the availability of components for leaching and are therefore of crucial importance. The matrix or major components control leachate chemistry and provide sites for sorption and thus have a key role in controlling the mobility of heavy metals.

Thus the development of characterization techniques has become the focus for regulatory bodies and for research. A combination of petrological, mineralogical and geochemical tools is required. This information can then be used to assess different exposure scenarios. The required steps are the determination of:

1. Elemental composition
2. Mineralogy, both as a result of the incineration process and as a function of ageing
3. Acid neutralization capacity and major element geochemistry
4. The solubility control of minor components
5. Assessment of long-term behaviour

The listed properties can be used together with an understanding of hydrology and transport processes to understand different exposition scenarios. The following text focuses on the characterization steps listed above for the assessment of MSWI bottom ash, MSWI air pollution control (MSWI APC) residues and sewage sludge ash (SSA).

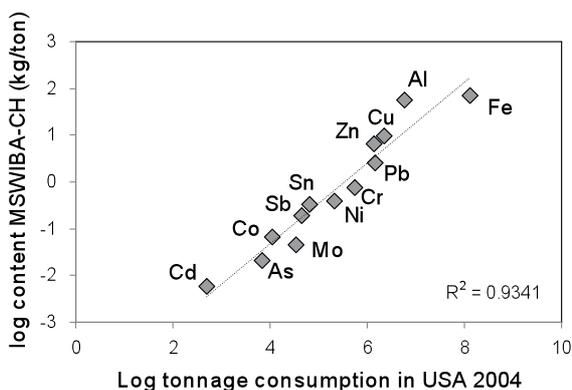


Fig. 1 Correlation between metals consumption in the USA in 2004 and the average MSWI bottom ash content from 1998–2008 (Hagenholz, Switzerland).

2. Elemental composition

The elemental composition provides important information on major constituents that may control the leachate chemistry and the potential contaminants. The metal content reflects consumption patterns, as the comparison between the content of MSWI bottom ash from the Hagenholz incinerator in Switzerland (collected 1998–2008) and the United States Geological Survey (USGS) data on metals consumption for 2004 shows in Figure 1. There is a correlation between the logarithmic values over 6 orders of magnitude.

The major matrix components of bottom ash are Si, Ca, Al and Fe (Table 1). Estimated as oxides they account for approximately 80% of the dry mass of bottom ash. Other major components are Mg, CO₃, Na, K, S, Cl in order of abundance. Organic components make up a further 1–2% of the MSWI bottom ash material. The filter ash is characterized, in addition to the fine particulate ash fraction, high contents of volatile or volatile-related components such as chloride, sulphate, zinc and lead. Sewage sludge ash has a very different composition dominated by Ca, Fe, Si, SO₄ and PO₄. Each of these ash types has heavy metal contents that are elevated in comparison to lithospheric concentrations and reflecting the waste origin and the process. For example MSWI waste water residues have a Hg content of over 500 mg/kg, while MSWI filter ash has strongly elevated concentrations of Zn, Pb and Sb because of the volatility of these elements, the former as the gaseous chloride species ZnCl₂ and PbCl₂ [6].

3. Mineralogy

Mineralogical studies have found that MSWI bottom ash is composed of fine ash material and melted components of which half have crystallised and small quantities of metallic components, ceramics and stones [7]. The relative amounts are quite variable. Spectroscopic and microscopic studies have identified a large number of minerals, including quartz (SiO₂), gehlenite (Ca₂Al₂SiO₇), akermanite (Ca₂MgSi₂O₇), calcite, plagioclase feldspars ((K,Na)(Al,Si)₄O₈) and wollastonite (CaSiO₃) as the main crystalline components. [8] [9]. One study identified 48 minerals, mainly sulphates, oxides, hydroxides, carbonates, silicates, phosphates and chlorides [10].

MSWI filter ash is characterized by highly soluble sodium and potassium salts (e.g. NaCl, K₄ClO₄ and K₄PbO₄). Identified Ca-containing minerals include CaO, CaAl₂SiO₆, and Ca₃Al₆iSi₂O₁₆. A variety of Zn- and Pb-containing chlorides, sulphates and silicates have also been identified (e.g. [11]). Eighmy et al. [11] identified 37 minerals in unwashed filter ashes.

Sewage sludge ash has a simpler mineralogy, most probably due to the homogeneity of the input to incineration.

Around 30% of SSA is composed of whitlockite ((Ca, Fe)₃(PO₄)₂) as well as 20% Fe oxides (haematite (α-Fe₂O₃) and maghemite (γ-Fe₂O₃)), 20% quartz (SiO₂), less than 10% Al hydroxide and anhydrite (CaSO₄) and 3% calcite (CaCO₃) [4].

	MSWI BA	MSWI filter ash	MSWI waste- water treatment residues	SSA	Litho- sphere
	[3]	[3]	[3]	2003 [4]	[5]
N	170	24	2	–	–
Major components (g/kg)					
Si	197	89	20	101	276
Al	57	50	12	35	81
Fe	70	26	21	150	51
Ca	140	199	217	95	36
Na	30	35	2,5	3	28
K	8	33	1,0	4	26
Mg	18	15	9	10	21
P	4,0	5,2	0,8	67	1,2
C	12	11	**	3	0,95
Mn	1,0	0,9	0,7	1	0,9
F	0,6	4,6	15		0,6
S	6,8	40	65	9,5	0,6
Cl	4,6	81	17	0,3	0,5
N	0,2	< ld.	2	0,2	nd
Minor components and heavy metals (mg/kg)					
Cr	770	465	29	890	200
V	nd	nd	nd	45	150
Ni	388	275	36	112,5	100
Zn	6390	40 050	10 025	2522,5	80
Cu	9520	2065	546	927,5	70
Co	68	73	10	55,35	40
Sn	323	1165	295	n.d.	40
Pb	2500	10 700	3265	215	16
As	21	38	9	11	5
Mo	45	52	3	14	2,3
Cd	6,0	347	111	5,9	0,2
Hg	0,04	0,7	572	n.d.	0,1
Se	nd	nd	nd	3,7	0,09
Sb	191	1800	280	15	nd

Tab. 1 Elemental composition of 3 MSWI residues, sewage sludge ash and the lithosphere.

[3] median values from yearly measurements; N = 10 (1999–2008) from Hagenholz MSWI incinerator
ld = limit of detection;

** =: no values for undisturbed residue due to injection of charcoal into flue gas for the purpose of gas cleaning

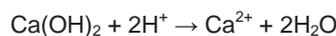
–: no data

nd.: no data

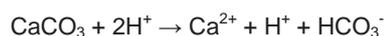
4. Acid neutralization capacity

Leachate pH largely governs heavy metal and metalloid species solubility and limits the solubility of heavy metal cations in the neutral and alkaline pH range. It is therefore a key parameter for the assessment of environmental contamination potential. The potential to buffer solution pH is termed acid neutralization capacity (ANC). It is an operational parameter determined by titration with acid to a chosen end point, nominally pH 7. The incineration process leads to the volatilization of acidic substances, such as HCl or H₂SO₄, leaving the ash alkaline. Filter ash can therefore have a variable ANC, depending on the amount of fine ash entrained by the air flow and the production of acidic components during incineration. Figure 2 shows titration curves of different MSWI bottom ash SSA samples. It is interesting to note that the variation in ANC of the SSA samples is far greater than that of the MSWI bottom ash samples.

The substances that contribute to the pH buffer capacity are minerals that dissolve readily to neutralise acids that may be transported into the waste material. In both cases Ca minerals almost exclusively contribute to ANC. Calcium hydroxide is very soluble and responsible for high pH values. With the addition of acid, the Ca(OH)₂ dissolves until it is fully consumed together with soluble Ca silicates and aluminates.



Only then does the acid react with CaCO₃



Calcium in SSA is bound to insoluble phosphates that appear to vary in concentration in the samples shown in Figure 2.

5. The solubility control of minor components

Figure 3 illustrates the importance of leachate pH for the solubility of Heavy metal and metalloid species. In the case of specific adsorption, or so-called inner sphere binding where metal ions coordinate with donor oxygen atoms from the surface, cations sorb in alkaline conditions, as encountered in MSWI ash leachates and anions sorb in neutral to acid pH conditions. This means that anions are likely to be mobile in ash deposits. The affinity of cations to surface complexation is related to their tendency form complexes. Lead, for example, hydrolyses at relatively low pH values and also sorbs at low pH values. Ideal surfaces for binding are (hydr) oxides, in particular Fe hydroxide. The solubility of heavy metals in relation to dissolution/precipitation reactions is also strongly pH dependent, in particular for heavy metal cations. Hydroxyl complexes and others enhance solubility in alkaline solutions and influence the solubility in acidic solutions. The solubility of oxyanions can be controlled by the

precipitation of Ca metallate salt and tends to be less pH-dependent.

Illustrative examples are shown for Cu(II), Cd(II) and MoO_4^{2-} (figure. 4). The shown data illustrates the effects of different wastes. For Cu, for example, the solubility of Cu in MSWI bottom ash appears to be enhanced by organic ligands, while the Fe oxides in SSA reduce the solubility as a result of

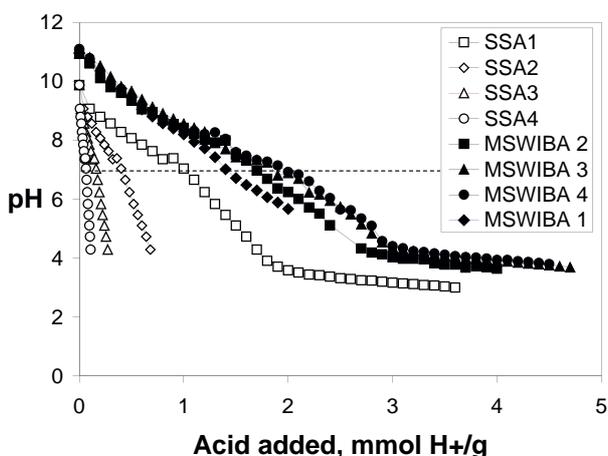
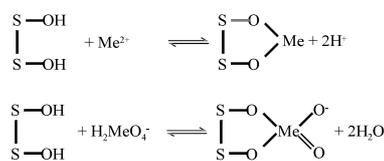
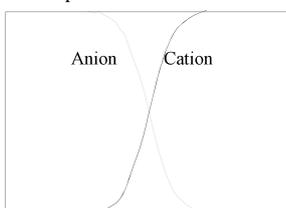


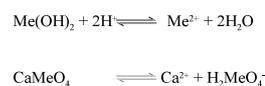
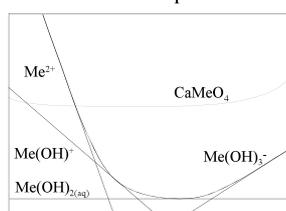
Fig. 2 Acid neutralization titration curves. The samples KA1 and KA2 are sewage sludge ash (SSA) samples from the fluidised-bed furnace, ARA-Hard, Winterthur, Switzerland. The samples KA3 and KA4 are SSA samples taken from a multi-platform furnace in Dietikon, Switzerland. MASWIBA 1 to 4 are the EKESA study [12].

Adsorption



pH

Dissolution/Precipitation



pH

Fig. 3 Schematic representation of the pH dependence of the sorption process (where S-OH is a surface hydroxyl group) and of precipitation.

sorption. The solubility of Cd appears to be controlled by CdCO_3 in both systems, while adsorption processes may affect Cd solubility in the SSA system. Molybdenum solubility appears to be controlled by CaMoO_4 in both systems, while sorption may become important at pH values in the acidic range. It should be pointed out that while sorption appears to play a minor role for Cu and Cd in MSWI bottom ash, it may be more important for Zn and Pb [13].

Changes in solution parameters such as pH, in Ca(II) concentration, ligand concentrations, or surface sites available for sorption affect heavy metal mobility. In the next section, reactions involving the matrix components that potentially effect both the short- and the long-term mobility of heavy metals are examined.

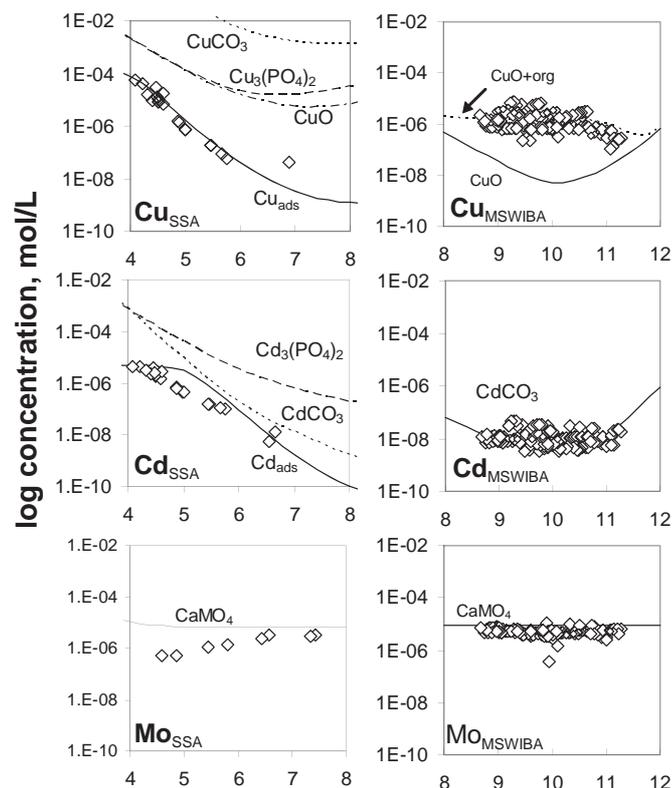


Fig. 4 Cu(II), Cd(II) and MoO_4^{2-} solubility as a function of pH. The data on the left-hand side represent laboratory experiments with SSA1 (L:S=20:1, equilibration time 3 days) [4]. The data on the right-hand side are leachate concentrations taken from Landfill Lostorf [13]. The lines represent model calculations [4], [13]. It should be noted that the models have been individually constructed for the two ashes because leachate composition strongly affects solubility.

6. Long-term behaviour

Long-term behaviour is of importance for the assessment of environmental impact with time. Heavy-metal leaching can take place over thousands of years, so monitoring of landfills, while helpful, is supplemented with model calculations. Leachate quality changes as a function of time as progressively more water passes through the ash. Hjelm et al. [14] have found a clear relationship between leachate composition of different MSWI bottom ash leaching scenarios and liquid:solid ratio. Initially soluble salts are released. If the ash is highly alkaline ($> \text{pH } 11$), then oxyanions may be bound to minerals typical for cementitious systems, ettringite ($3\text{CaO}\cdot\text{Al}_2\text{O}_3\cdot3\text{CaSO}_4\cdot18\text{H}_2\text{O}$) being the most important [15]. Within the first 6 years, leachate from landfill Lostorf, for example, had a high NaCl content of 0.1 mol/L and was saturated with respect to CaSO_4 . Also, oxyanion concentrations were generally higher than heavy metal cation concentrations [13].

The long-term release of heavy metal cations is primarily dependent on pH and is a process that is dependent on ANC and processes that affect this parameter. In MSWI bottom ash, the content of CaCO_3 is sufficient to keep the overall leachate pH in the neutral pH range over several thousand years. The soluble bases that create initial basic conditions are probably quite reactive as the ANC in aged samples is primarily related to the content of CaCO_3 . Figure 6 shows the ANC of MSWI bottom ash taken from the same incineration plant. The fresh sample was taken directly from the Winterthur incineration plant, the older samples from borehole material from a landfill. The age was estimated from the depth of the

sample. These values illustrate some typical features of ANC. Fresh samples are highly basic and their ANC is largely made up of soluble basic Ca salts such as portlandite, ettringite or perhaps Ca silicate hydrate. The ANC of older samples is predominantly CaCO_3 and it is almost always smaller. It is thought that the reduction is associated with the formation of relatively insoluble Ca aluminosilicates and carbonation [16]. Clay formation appears to be ubiquitous on the surface of glassy particles [9]. Carbonation, on the other hand, does not influence the ANC.

Silicon is the predominant component of MSWI ashes, but the weathering of silicon containing components appears to be difficult to predict. There are indications that Si is not readily available, firstly because of its origin (to a large extent bottle glass) and secondly the low solubility under high pH conditions and thirdly the lack of secondary mineral formation involving Si on a large scale. It thus appears that Si containing minerals do not greatly affect ANC and that alterations may rather be seen in analogy to weathering processes in soils, the final products being silica (H_4SiO_4) and gibbsite ($\text{Al}(\text{OH})_3$) (3)



where Me represents any cation. The weathering reaction consumes protons and thus has a buffering effect, but on a scale of centuries rather than decades.

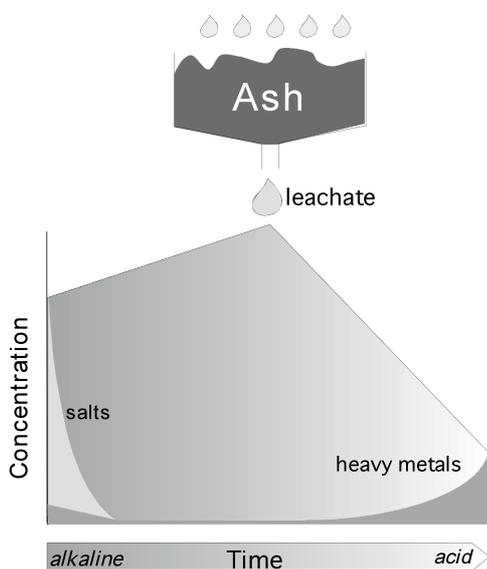


Fig. 5 Schematic representation of leaching as a function of time.

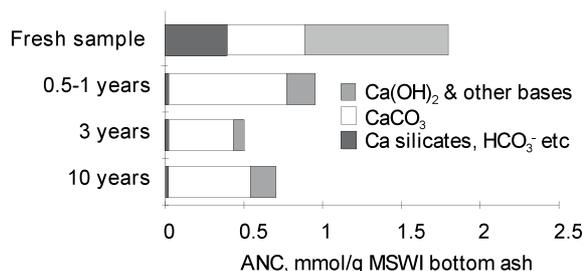


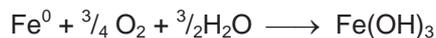
Fig. 6 The ANC of MSWI bottom ash originating from the Winterthur incineration plant (Switzerland). The end point of titration was pH 7.5. [16].

Aluminium metal is not greatly altered during the incineration process and is only subsequently oxidised in moist alkaline conditions producing H_2 .

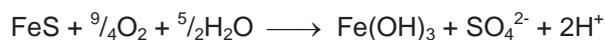


This reaction is thermodynamically favourable and occurs within years. Larger metal particles can survive for several years and are probably protected by an oxide layer. Though the availability of Al can influence geochemical processes within deposits, it has no influence on the ANC.

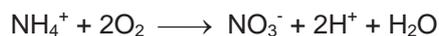
Metallic may have surface coatings of Fe(II/III) oxides and silicates, but the major oxidation reaction occurs after incineration, most probably within decades. The oxidation reaction has no effect on the acid neutralising capacity. $Fe(OH)_3$ is insoluble and has little buffering effect (until pH 3).



In MSWI bottom ashes significant proportion of S may be present in reduced form. The oxidation reaction releases protons, but since the content of S is around 2–4 g/kg, the influence on the acid neutralising capacity is small (approx. 5%).



Residual N in MSWI ash appears to present as ammonium. Nitrification can be microbially mediated under oxic conditions releasing protons. Assuming all N to be present as ammonium influence small around 5%



Biodegradation of organic carbon has a potential influence on the longevity of the buffer capacity primarily through the elevation of the partial pressure of CO_2 . However too little is known about the kinetics of this process and that of gas exchange in a deposit. Calculations show, however, that it is unlikely that ANC is greatly affected in MSWI bottom ash [17].

The overall influence of oxidation reactions on the ANC appears to be small. The reduced ANC of aged samples may be due to the formation of less soluble, Ca containing minerals, possibly at the surface of the glassy particles. For the estimation of the long-term control of the leachate pH, it is advisable to adopt a conservative value. This is the initial $CaCO_3$ content of the MSWI ash. A more realistic value of ANC will lie between this and total ANC of the fresh sample, the extent of carbonation depending on external factors.

SSA is probably less reactive. It has no metallic components, has a low organic carbon content, and is primarily composed of less soluble minerals in comparison to the MSWI ash residues. Nevertheless, the ANC can be low and despite the retardation of heavy metal cations by sorption to Fe oxides, the release of metals is likely to be far sooner than in MSWI bottom ash deposits.

For heavy metal cations, where leachate pH plays a decisive role, the time required for the ANC to become depleted is the best guess for the time in which heavy metal cation emissions remain low. Though dependent on the dimensions and situation of the deposit, depletion occurs over very long time scales, perhaps thousands of years [13].

7. Conclusions

The last two decades of research on the long-term properties of ashes, driven mainly by the need to assess their environmental impact for the planning of landfills and for the assessment of potential environmental effects of use in construction, have been productive. The major geochemical properties, which are critical for leachate quality, are known and modelling tools have been developed for the assessment of waste utilization scenarios (in particular Leach XS developed by Hans van der Sloot and his group at ECN, Netherlands).

Research has demonstrated that salts and oxyanions are leached relatively quickly and that the heavy metal cations that are generally in higher concentrations, namely Cu, Pb, Cd and Zn, are generally released relatively slowly. The question of leaching time is thus largely superseded by that of management of metal resources, because it is wasteful to landfill at materials that could be recycled, and the management of the built environment. For if materials with elevated heavy metal concentrations are used in construction, the recycling of contaminated materials becomes an important tool for waste management.

References

- [1] H. Belevi, D.M. Stämpfli, P. Baccini: *Waste Man. Res.* 10 (1992) 153.
- [2] O. Hjelmar: *Proc. Int. Conf. Municipal Waste*, Hollywood, Florida 3B (1989) 1–19.
- [3] C. Huter: Unpublished data.
- [4] C.A. Johnson: *Sustainable waste management: proceedings of the international symposium ...* R.K. Dhir, M.D. Newlands, T.D. Dyer (eds.) (1993) 353–363.
- [5] W.L. Lindsay: *Chemical equilibria in soils*. John Wiley & Sons, New York (1979).
- [6] H. Belevi, H. Moench: *Environ. Sci. Technol.* 34 (2000) 2501–2506.
- [7] J.D. Eusden, T.T. Eighmy, K. Hockert, E. Holland, M. Kimberly: *Applied Geochem.*, 14 (1999) 1073–1091.
- [8] G. Pfrang-Stotz, J. Reichelt: *Müll und Abfall*, 5 (1999) 262–268.
- [9] Zevenberg, P. van Reeuwijk, J.P. Bradley, P. Bloemen, R.N.J. Comans: *Clays and Clay Minerals* 44 (1996) 546–552.
- [10] P. Piantone, F. Bodenan, L. Chatelet-Snidaro: *Appl. Geochem.* 19 (2004) 1891–1904.
- [11] T.T. Eighmy, J. Dykstra, J.R. Eusden, J.E. Krzanowski, D.S. Domingo, D. Stämpfli, J.B. Martin, P.M. Erickson: *Environ. Sci. Technol.* 29 (1995) 629–646.
- [12] C.A. Johnson: *Deponierung fester Rückstände aus der Abfallwirtschaft: Endlagerqualität am Beispiel der Müllschlacke*. P. Baccini, E. Gamper (eds.), vdf Hochschulverlag Zürich. (1993).
- [13] C.A. Johnson, M. Kaeppli, S. Brandenberger, A. Ulrich, W. Baumann: *J. Contaminant Hydrol.* 40 (1999) 239–259.
- [14] O. Hjelmar, V.J.B. Hansen: *Tenth International Waste Management and Landfill Symposium S. Margherita di Pula, Cagliari, Italy*; 3–7 October (2005).
- [15] C.A. Johnson: *Energy, Waste and the Environment: A geochemical perspective*. R. Gieré and P. Stille (Eds.). Geological Society, London, Special publications. 236 (2004) 595–606.
- [16] C.A. Johnson, S. Brandenberger, P. Baccini: *Environ. Sci. Technol.*, 29 (1995) 142–147.
- [17] C.A. Johnson, G. Furrer: *Environ. Sci. Technol.*, 36 (2002) 215–220.

> Schlacke aus der thermischen Abfallbehandlung: heutige Qualität – zukünftige Herausforderungen

Elmar Kuhn, Leo Morf

AWEL, Abteilung Abfallwirtschaft und Betriebe, Postfach, 8090 Zürich

Der Bericht charakterisiert die Wertstoffgewinnung von Metallen aus Kehrichtschlacke. Ausgehend vom Theoretischen Potenzial werden maximale Abscheideraten gemäss dem Technischen Potenzial sowie dem heutigen Stand der Technik dargestellt. Der heutige Stand der Technik hat demnach ein wesentliches Entwicklungspotenzial vor sich. Die Untersuchungen zeigen, dass bis zum Erreichen des Technischen Potenzials markante Steigerungen der Abscheideraten gegenüber heute möglich sind: bei Eisen um 40%, bei Kupfer um 70% und bei Aluminium um 120%. Eine weitestgehende Entfrachtung der Metalle ist nicht nur aus Ressourcengründen sondern auch Deponierisikogründen vorteilhaft. Der Bericht charakterisiert die Schadstoffe der Kehrichtschlacke und vergleicht deren Eluatkonzentrationen mit den Sickerwasserkonzentrationen von Schlackekompartimenten. Aufgrund dieser Vergleiche können künftig bessere Prognosen basierend auf Schlackeuntersuchungen erstellt werden. Aus den Untersuchungen konnte abgeleitet werden, dass ein hoher Ausbrand in den Kehrichtverbrennungsanlagen zu einer kürzeren Nachsorge für das aus dem Schlackenkompartiment anfallende Sickerwasser führt und daher angestrebt werden soll. Es werden ein Reihe weiterer Abklärungen und Massnahmen vorgeschlagen hinsichtlich Input, Verbrennungsprozess, Deponierung, Einleitung in Oberflächengewässer bis zur Anpassung der Ökobilanzmethode.

Keywords: Schlacke, Kehrichtschlacke, Eluatgehalte, TOC, DOC, Schwermetalle, Nichteisenmetalle, Abscheideraten, Sickerwasser, Schlackekompartiment

Einleitung

Die Schweiz hat mit der Behandlungspflicht für brennbare Siedlungsabfälle weltweit einen hohen Standard gesetzt, der in westlichen Ländern nun nachvollzogen wird. Motiviert durch die Ziele «Ressourcenschonung», Umwelt-/Klimaschutz und «Vorsorgeprinzip» bestehen die heutigen Herausforderungen in der Schweiz in der Verbesserung der Verwertung bzw. der Qualität der abzulagernden Abstoffen aus den KVA. Die Rostasche aus Kehrichtverbrennungsanlagen (KVA), nachfolgend Schlacke genannt, wurde in den letzten Jahren hinsichtlich ihrer Zusammensetzung vertieft unter-

sucht. Ein wichtiger Auslöser bestand darin, dass Schlacke in den letzten Jahren – oder zumindest zeitweise – aufgrund ihres Gehalts an verwertbaren Metallen gewinnbringend entfrachtet wurde. Andererseits stellte sich das AWEL des Kantons Zürich die Frage, ob Schlacke als Rest- oder sogar als Inertstoff «hergestellt» bzw. hinsichtlich seiner Qualität verbessert werden kann. Mit umfassenden Untersuchungen von Schlacke aus allen Zürcher KVA wurde deren Qualität mit Anforderungen an Material verglichen, das auf Inertstoff-, Reststoff- und Reaktordeponien abgelagert werden kann. Es wurden Ansätze für eine Verbesserung der Schlackequalität

aufgezeigt sowie aus Sicht der Autoren weiterer Klärungs- und Handlungsbedarf betreffend Behandlung und Lagerung von Schlacke abgeleitet.

1. Stand der Technik und Potenzial der Schlacken-Wertstoffe

Im Jahre 2007 wurde Schlacke mittels einer modernen Schlackeaufbereitungsanlage (MMA GmbH Degersheim, Technologiestand 2007) entschlacktet, und die Metallgehalte der Schlacke vor und nach der Behandlung bestimmt. Die in der Folge als Stand der Technik beurteilten Abscheideraten (Referenz: Theoretisches Potenzial) betragen für Nickel 60%, Chrom 56%, Eisen 42%, Aluminium 13%, Kupfer 13% und Zink 0% (Tabelle 1). In der Folge wird der Begriff des Tech-

nischen Potenzials für die Abscheidbarkeit der Metalle eingeführt, welche als Summe der mit einer modernen Aufbereitungsanlage eliminierbaren Metalle sowie die im Labor bis zu einer Korngrösse von 1 mm zusätzlich händisch abgeschiedenen partikulären Metalle definiert wird. Gegenüber dem Stand der Technik lässt sich die Abscheiderate mit Erreichen des Technischen Potenzials erhöhen: für Eisen von 42% auf 60%, für Aluminium von 13% auf 29% und für Kupfer von 13% auf 22%. Die potenzielle (relative) Zunahme für die Abscheiderate der Metalle beträgt demnach für Eisen 42%, für Aluminium 123% und für Kupfer 70%. Für Chrom und Nickel sind nur geringfügige Verbesserungen zu erwarten. Das Technische Potenzial für Kupfer ist als konservativ einzuschätzen, da es schwierig ist im Korngrössenbereich 1–4 mm die Kupferteile optisch zu erfassen, weshalb für Kupfer höhere Abscheideraten zu erwarten sind als aus den Untersuchungen abgeleitet wurden. Zwischen dem Stand der Technik und dem Technischen Potenzial liegt somit ein weites Feld und somit ein grosses Optimierungspotenzial für die künftige Abscheidung von Metallen aus Schlacke.

Die Metallabscheideraten wurden grosstechnisch mittels einer 300 t Charge ermittelt. Leo Morf zeigt in seinem Übersichtsartikel über die Anwendung der Stoffbuchhaltung in KVA (gleiche Publikation) die Metall- und Schwermetallgehalte in der Schlacke vor (Theoretisches Potenzial) und nach Abscheidung der Metalle.

Die Übertragbarkeit dieses Versuchs mit der 300 t Charge auf andere Schlacken ist aufgrund grosser zeitlicher und örtlicher Schwankungen in den Metallgehalten zurückhaltend zu beurteilen. So variiert Kupfer in Schlacken zu verschiedenen Zeitpunkten deutlich (KVA St. Gallen: 1,7–5,6 g/kg), und in verschiedenen KVA wurden voneinander stark abweichende Jahresmittelwerte bestimmt (KVA Thurgau, 2007: 10,4 g/kg und KVA Limmattal, 2005: 5,3 g/kg).

Aus Schlacke werden in Zukunft wahrscheinlich weitere Wertstoffe gewonnen werden beispielsweise Glas, Calcium und künftig möglicherweise «seltene Metalle», wie z. B. Silber und Indium. Die Technologie des Trockenaustrags, welche heute in der KEZO Hinwil erfolgreich eingesetzt wird, ermöglicht neue technologische Ansätze bei der Behandlung von Schlacke insbesondere hinsichtlich der Wertstoffgewinnung. Das anfangs 2010 ins Leben gerufene Zentrum für nachhaltige Abfall- und Ressourcenwirtschaft (ZAR) widmet sich unter anderem der Förderung solcher Technologien. Es kommt durchaus in Betracht, dass der Trockenaustrag eine Schlüsselfunktion in der künftigen Schlackenaufbereitung einnehmen kann. Zu den Potenzialen seltener Metalle in der Schlacke und Aschen, ist heute erst wenig bekannt.

Nutzungs-Potenzial			
	Theoretisches Potenzial* (ohne Oxidierte Anteile)	Technisches Potenzial** (inkl. Nutzung der im Labor aussortierten Anteile)	Entfrachtungsgrad für die mechanische Aufbereitung (mit Anlage der Firma MMA GmbH)
Anteile in Gew.-%			
Fe	60%	60%	42% ± 4% (als Teil von 7.2% Fe-Schrott und 0.34% VA-Stahl und 0.2% Fe-Cu-Spulen)
Al	65%	29%	13% ± 3% (als Teil von 1% NE-Metallschrott)
Cu	90%	22%	13% ± 2% (als Teil von 0.2% Fe-Cu-Spulen und 1% NE-Metalle)
Cr	90%	62%	56% ± 4% (als Teil von 0.34% VA-Stahl, 0.2% Fe-Cu-Spulen und 1% NE-Metalle)
Ni	90%	67%	60% ± 5% (als Teil von 0.34% VA-Stahl, 0.2% Fe-Cu-Spulen und 1% NE-Metalle)
Zn	-	0	0
Anteile in g/kg Schlacke			
FE-Schrott	11.9	11.1	7.2
NE-Schrott	5.4	2.84 (inkl. VA-Stahl und Fe-Cu-Spulen)	1 (inkl. VA-Stahl und Fe-Cu-Spulen)

Tab.1 Gemäss dem Stand der Technik Abscheideraten (Referenz: Theoretisches Potenzial) sowie das Technische Potenzial für Abscheideraten von Metallen (Tabelle aus Morf & Kuhn, 2009). Das Theoretische Potenzial beinhaltet den Totalen Gehalt in metallischer verfügbarer Form abzüglich der Oxide (Angaben aus: Zeltner, 1998; L. Morf, persönliche Kommunikation). Die Methode zur Ermittlung des Technischen Potenzials ist in Morf et al., 2008 [1] und Anhang 9.8.3 in Morf & Kuhn 2009 [2] beschrieben.

2. Schadstoffbetrachtung und Qualitätsentwicklung

2.1 Schadstoffaustrag aus Schlackekompartimenten – die ersten Jahrzehnte

Sickerwässer aus Schlackekompartimenten müssen trotz langjährigen Schlackeablagerungszeiten einer Kläranlage zugeführt werden. Die Messwerte von Sickerwässern aus 10–20 jährigen, noch in Betrieb stehenden Schlackekompartimenten wurden mit den Einleitgrenzwerten für Oberflächengewässer verglichen (Morf & Kuhn 2008 [3]). 80% der Sickerwasserproben liegen betreffend dem gelösten organischen Kohlenstoff (DOC) um den Faktor 3–5 bzw. 20% um den Faktor 10 über dem Einleitgrenzwert für Oberflächengewässer (Abbildung 1). Der Vergleich mit Schlacke-Eluatwerten zeigt folgendes: Die DOC-Eluatgehalte liegen mit 5–45 mg DOC/l lediglich maximal um den Faktor zwei über dem Eluatgrenzwert für Inertstoff- und Reststoffdeponien von 20 mg DOC/l. Dies zeigt, dass auch bei Einhalten des Eluatgrenzwerts die Einleitbarkeit für Sickerwasser nicht gewährleistet ist. Aus dieser Gegenüberstellung, kann abgeleitet werden, dass der Eluatgrenzwert verschärft werden müsste, um eine direkte Einleitbarkeit zu ermöglichen. Der Eluatgrenzwert gilt allerdings für die meisten Abfälle, nicht aber für Schlacke. Bis zum heutigen Zeitpunkt wurden Erleichterungen für ihre Ablagerung ermöglicht, wohl weil der technologische Weg zur Verbesserung der Schlackequalität bisher noch nicht festgelegt werden konnte. Eine Ursache für diese Situation rührt wohl daher, dass Schlacke in der Schweiz bis in die 90-er Jahre in verschiedenen Regionen der Schweiz ohne besonders hochstehende Aufbereitung bautechnisch eingesetzt werden konnte.

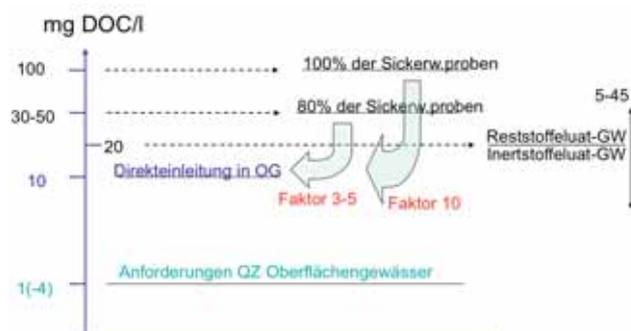


Abb. 1 DOC-Gehalte im Sickerwasser im Vergleich zu den Schlackeneluat-Gehalten. Morf & Kuhn, 2009 [2]

Die Sickerwassergehalte der Stickstoff-Verbindungen (Ammonium/Ammoniak) liegen nach 10–20 Jahren Deponiebetrieb um den Faktor 5–50 über dem (angenommenen) Einleitgrenzwert von 2–5 mg Ammonium/Ammoniak pro Liter. Die Schlackeeluate werden zudem aufgrund ihres Verhaltens in den Daphnien- und Algentoxizitätstests als stark gewässertoxisch beurteilt.

Damit eine zeitliche Verkürzung der Nachsorge von abgelagerter Schlacke erreicht werden kann, muss zumindest hinsichtlich der kritischen Parameter DOC und Ammonium/Ammoniak eine deutliche Verringerung erreicht werden und es darf keine Schädigung der Gewässer aufgrund toxischer Effekte entstehen.

Die Schwermetallgehalte befinden sich im Sickerwasser aus Schlackekompartimenten erfreulicherweise durchwegs unterhalb der Einleitgrenzwerte für Oberflächengewässer. Einzig Kupfer kann in den ersten Betriebsjahren einer Schlackedeponie ab und zu in Gehalten vorkommen, die etwas über dem Einleitgrenzwert liegen. Eine kurz- oder mittelfristige Phase ohne Schwermetallaustrag heisst jedoch noch nicht, dass dies für lange Zeiträume ebenfalls gilt.

2.2 Langfristrisiko von Schlackekompartimenten

In einer Schlackedeponie laufen eine Vielzahl an physikalischen, biogeochemischen, geotechnischen, chemischen, geochemischen und geologische Prozessen nebeneinander ab. Das Österreichische Umweltbundesamt hatte eine Bewertung abfallwirtschaftlicher Massnahmen mit dem Ziel der nachsorgefreien Deponie in Auftrag gegeben, welche im Jahr 2000 mit einem Bericht abgeschlossen wurde (BEWEND, 2000 [4]). Dieser Bericht charakterisiert die in einer

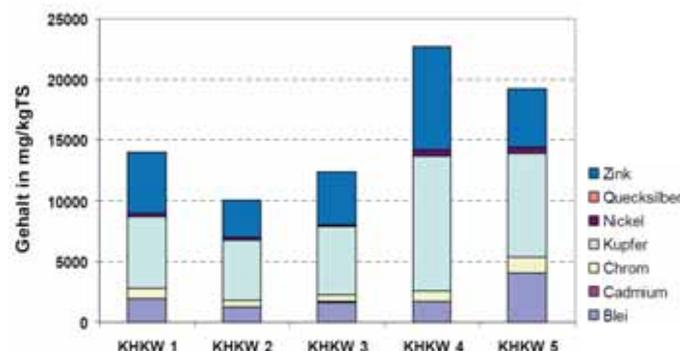


Abb. 2 Vergleich der aggregierten Schwermetallgehalte in den metallentfrachteten* Schlackeproben der einzelnen KVA.

* manuelle Entfrachtung von Fe- und NE-Metallen > 1 mm der Schlackeprobe im Labor (Morf & Kuhn, 2009)

Deponie ablaufenden Prozesse und hält drei wesentliche Phasen fest:

- > *Phase 1*: Karbonatisierung des Calciums und Auswaschen von Sulfat und Chlorid (30 Jahre)
- > *Phase 2*: Abbau des Karbonatpuffers durch Austrag von Calcium (5000 Jahre)
- > *Phase 3*: Schwermetallaustrag im sauren Milieu (Cadmium, Blei, Kupfer, Zink, etc.)

Die diesen Aussagen zugrunde liegenden Modelle gehen von homogenen Schlackekörpern aus. Verschiedene Rahmenbedingungen oder Prozesse könnten zu einer schnelleren Auswaschung der Schwermetalle führen, nämlich infolge Verkürzung von Phase 2 beispielsweise aufgrund präferentieller Fliesswege, rascherer Alkalinitätsabnahme als modelliert oder der Ungewissheit über die Entwicklung aufgrund der Kombination verschiedener nebeneinander ablaufender physikalischer, biologischer, chemischer und geologischer Prozesse. Je mehr Schwermetalle eine Schlacke enthält, desto grösser ist deren späteres Freisetzungspotenzial. Im nächsten Kapitel werden die Schwermetallgehalte von heute typischen Schlacken beschrieben.

2.3 Hohe Mengen kleinpartikulärer Schwermetalle – Schlacke ist kein Inertstoff

Die Untersuchung von fünf sehr sorgfältig entnommenen, repräsentativen Schlackemischproben aus fünf Zürcherischen KVA zeigt betreffend Schwermetallgehalten Abweichungen bis zum Faktor zwei (Abbildung 2), was hauptsächlich eine Folge des unterschiedlichen Inputs ist. Da Abfälle aus den Haushalten in ihrer Zusammensetzung sehr ähnlich sind, werden die Abweichungen auf unterschiedliche Anteile und Zusammensetzung gewerblicher Abfälle zurückgeführt.

Auch stark von Metallen entfrachtete Schlacke (abgereichert gemäss dem Technischen Potenzial) ist weit von der Inertstoffqualität entfernt, da die Schwermetallbelastungen die Inertstoffgrenzwerte der Technischen Verordnung über Abfälle (Version geltend ab 1.1.2010) weit überschreiten:

- > *Blei* um 150–700% in allen 5 Proben
- > *Cadmium* bis zu 60% in einem Teil der Proben
- > *Kupfer* um 1000–2000% in allen 5 Proben
- > *Zink* um 200–800% in allen 5 Proben

Eingehalten werden einzig die Inertstoffgrenzwerte betreffend Nickel (0–60% tiefer) und Quecksilber (96–100% tiefer).

Die Eluatgehalte von Ammonium und teils betreffend DOC überschreiten die ab dem 1.1.2010 geltenden Inertstoff-

grenzwerte der angepassten Technischen Verordnung über Abfälle (TVA).

Anderweitige Untersuchungen von Schlacke zeigen, dass der Eluatgrenzwert von Fluorid knapp überschritten und derjenige von Cyanid eingehalten wird. Die Grenzwerte der totalen Gehalte werden betreffend Arsen knapp und betreffend Antimon (200–300 mg/l) und Chrom-total (900–1300 mg/l) massiv überschritten. Chrom VI-total wurde nicht untersucht.

2.4 Eluatgehalte – handelt es sich bei Schlacke um einen Reststoff?

Die aktuelle Strategie der TVA qualifiziert Schlacke als Reaktormaterial, trotzdem wird hier der Vergleich mit der Reststoffqualität geführt, da diese im Gegensatz zur Reaktordeponie Eluatgrenzwerte kennt. Mit der Planung 2007...2010 zur Abfall- und Ressourcenwirtschaft [5] setzte sich das AWEL des Kantons Zürich zum Ziel, dass Kehrichtschlacke in ihrer Qualität deutlich zu verbessern und inertstoffähnliche oder Reststoffqualität zu erreichen sei. Die Untersuchung der Schlackeproben aus den fünf Zürcherischen KVA (vgl. oben) zeigte, dass die Schwermetalleuat-Grenzwerte für Reststoffe einzig betreffend Kupfer und hier nur im Ausnahmefall überschritten wird. Da Reststoffe keine Höchstwerte für Schwermetall-Totalgehalte erfüllen müssen, wäre demnach hinsichtlich der Schwermetalle eine Reststoffqualität für Schlacke (knapp) gegeben.

Werden die weiteren Schlackeeulatwerte mit den Reststoff-Grenzwerten verglichen, so entsprechen pH-Werte und teilweise der DOC (ab 1.1.2010 gilt ein tieferer Grenzwert von 20 mg/L) sowie Sulfitgehalte nicht den Reststoffanforderungen. Die hohen pH-Werte führen allerdings zu keinen nachweisbaren Nachteilen, da die Schwermetalleuate unterhalb der Grenzwerte lagen. Der Sulfitgrenzwert wurde lediglich in einzelnen Proben um maximal den Faktor 1,5 überschritten und er hat zwischenzeitlich an Bedeutung als Schadstoffindikator im Gewässerschutz eingebüsst. Aufgrund dieser Darlegungen könnte der Schlacke somit nahezu Reststoffqualität attestiert werden. Dem punktuell hohen Kupfereluatgehalt bzw. DOC-Gehalt kann zudem mit einem guten Ausbrand entgegnet werden (vgl. Kapitel «TOC als Indikator für den Ausbrand»).

2.5 Ist Sickerwasser aus Schlackekompartimenten gewässertoxisch?

Hinsichtlich der Einleitbarkeit von Sickerwasser in ein Oberflächengewässer oder dem Verhalten in der Kläranlage wurde die toxikologische Wirkung von Schlackeeulaten untersucht. Die Ergebnisse lassen vermuten, dass eine Einleitung des Sickerwassers ein nicht auszuschliessendes ökotoxikologisches Risiko für Wasserorganismen darstellt, da für die Eluate Algen- und Daphnientoxizität nachgewiesen wurde. Zur Ab-

schätzung des diesbezüglichen Risikos sind aber umfangreichere Abklärungen erforderlich insbesondere Untersuchungen von Sickerwasser aus Schlackekompartimenten. Solche Untersuchungen laufen derzeit mit Sickerwässern aus verschiedenen Schlackekompartimenten. Ein biologischer Abbau der organischen Substanzen auf der Deponie bzw. vor der Einleitung könnte allenfalls zu einer Reduktion der ökologisch nachteiligen Wirkung führen.

2.6 TOC als Indikator für den Ausbrand und das Auswaschverhalten auf der Deponie

Untersuchungen von Schlacke aus drei verschiedenen KVA zeigen, dass signifikante Korrelationen des Glühverlusts (GV) zum Totalen organischen Kohlenstoff (TOC) und vom TOC zum gelösten organischen Kohlenstoff (DOC) bestehen (Ab-

bildung 3). Es kann aber auch beobachtet werden, dass phasenweise (tendenziell bei tieferen GV) ein schlechter Zusammenhang zwischen GV und TOC besteht (Abbildung 4). Eine mögliche Erklärung für die negative Beeinflussung dieses Zusammenhangs sind analytische Effekte insbesondere die Zersetzung von Kalk und/oder die Oxidation von Metallen in der Schlacke. Ein höherer Anteil an Kalk aus Bauabfällen, führt demnach zu einem höheren GV.

Da der GV relativ einfach und vor Ort bestimmt werden kann, und vor allem bei höheren Kohlenstoffgehalten ein Zusammenhang zum TOC besteht, würde sich die Analyse des GV für die Beurteilung der Ausbrandqualität anbieten. Weil aber vor allem bei tieferen GV die Proportionalität zum TOC oft nicht mehr besteht, ist die alleinige GV-Bestimmung mit Vorsicht anzuwenden und die ergänzende Bestimmung des

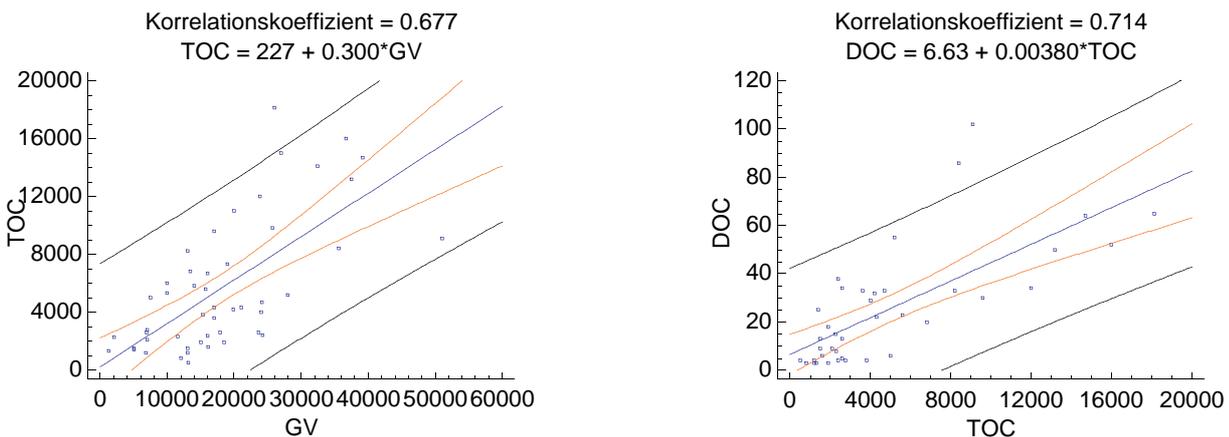


Abb. 3 Grafische Darstellung des Zusammenhangs von GV mit dem TOC (linke Grafik) sowie dem TOC mit dem DOC (rechte Grafik) in der Schlacke. Signifikanz der Korrelation bez. 95% Konfidenzintervall (rote Kurve) ist in beiden Fällen gegeben. Die Werte basieren auf drei Ofenlinien der KVA1 und KVA2. Details siehe Morf & Kuhn 2009 [2].

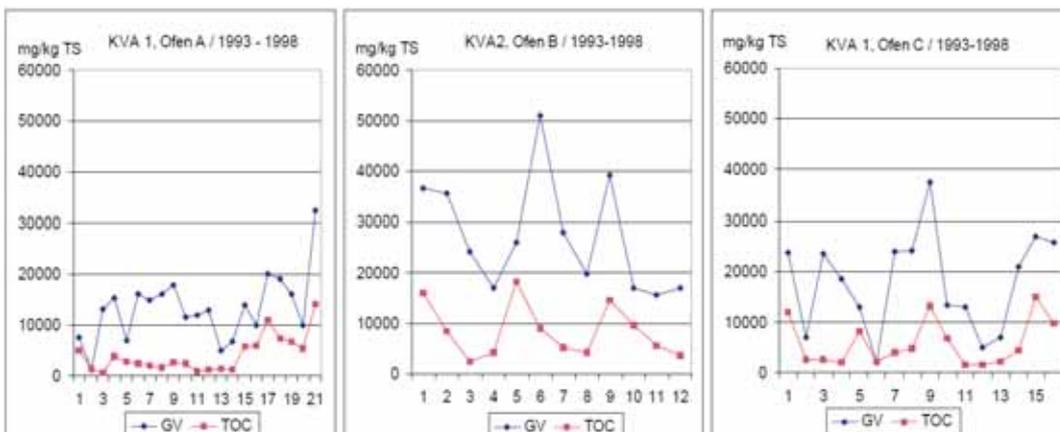


Abb. 4 Zeitlicher Verlauf von GV- und TOC-Wochenmischproben während der Jahre 1993–1998 in den Ofenlinien A (KVA1), B (KVA2) und C (KVA1). Details siehe Morf & Kuhn 2009 [2].

Handlungsbedarf im Bereich der (Reaktor)Deponien. Die Abfallplanung des Kantons Zürich setzte für die Planungsperiode 2007...2010 Ziele zur Risikoreduktion von Reaktor- insbesondere von Schlackedeponien. Nachfolgend wird auf diese Bereiche näher eingetreten.

3.1 Leitbild für die schweizerische Abfallwirtschaft

Gemäss dem schweizerischen Abfallleitbild des Bundesamts für Umweltschutz (BUS) aus dem Jahre 1986 sollen Entsorgungssysteme aus Abfällen nur zwei Arten von Stoffklassen produzieren, nämlich wiederverwertbare Stoffe und endlagerfähige Reststoffe (BUS, 1986 [7]). Ferner sind die Abfallbehandlungsverfahren so zu konzipieren, dass umweltgefährdende Stoffe in möglichst konzentrierter Form und umweltverträgliche Stoffe in möglichst reiner, d.h. erdkruste- oder bodenähnlicher

Form anfallen. Eine Ablagerung ist in einem sogenannten Endlager vorzunehmen, einer Deponie, deren Stoffflüsse in die Umwelt (Luft, Wasser und Boden) sowohl kurz- wie langfristig ohne Nachbehandlung umweltverträglich sind.

Im Gegensatz dazu finden in der Reaktordeponie aufgrund des vorhandenen organischen Materials mikrobiologische Abbauprozesse statt («Bioreaktor»), welche zu Gasen (ein Gemisch mit den Hauptkomponenten Methan und Kohlendioxid) und zu organisch reichen Sickerwässern (Konzentration an gelöstem organischen Kohlenstoff) führen, die «nachbehandelt» werden müssen. Bestehende «Reaktordeponien» sind ebenfalls in endlagerfähige Deponien überzuführen.

3.2 Technische Ziele gemäss Integriertem Projekt Abfall (IP Abfall)

In einer engen Zusammenarbeit von Industrie und Forschung setzte sich das Integrierte Projekt Abfall (IP Abfall) zum Ziel, Beiträge zur Verbesserung der Umweltverträglichkeit fester Verbrennungsrückstände zu leisten [8]. Als 1993 das Schwerpunktprogramm Umwelt (SSP Umwelt) seine Arbeit aufnahm, erwartete man in der Umweltechnik den Durchbruch von grundsätzlich neuen Technologien der thermischen Abfallbehandlung (z.B. Thermoselect, Siemens), welche nicht nur das Problem der Luftschadstoffemissionen lösen, sondern auch wieder verwertbare oder umweltgerecht deponierbare Rückstände produzieren würden. Die Frage des Verhaltens von Schwermetallen in der Abfallverbrennung, der Nachbehandlung von Verbrennungsrückständen und bei der Beurteilung des Langzeitverhaltens in der Deponie bzw. als Baustoff stand im Zentrum der technisch ausgerichteten Forschungsarbeiten des IP Abfall (SSP Modul Umweltechnik, ab 1996). Es wurden Behandlungsverfahren geprüft, die nicht allzu grosse Energieaufwendungen beinhalteten. Es wurden Verfahren zur Entgiftung von Filterasche pilotiert, welche eine substanzielle Abtrennung der Schwermetalle bei möglichst minimalen Kosten versprechen. Ferner trugen die Untersu-

chungen an verglasten Rückständen dazu bei, das Verhalten solcher Stoffe besser zu verstehen und es bestehen nun Grundlagen, die es erlauben, technische Standards für solche Produkte festzulegen. Konkret leiten sich aus IP Abfall folgende Erkenntnisse für die Schwermetall-Entfrachtung von Schlacken und Flugaschen ab [9]:

1. Die thermische Verflüchtigung von Schwermetallen erfolgt bevorzugt in reduzierender und/oder in Salzsäure angereicherter Atmosphäre bei Temperaturen unterhalb des Ascheschmelzpunkts.
2. Schwerflüchtige Anteile (Kupfer, Eisen) und Metalle grösserer Stückigkeit werden bevorzugt aus der Schlacke oder aus einem Pyrolysekoks mit Hilfe mechanischer Verfahren abgetrennt.
3. Filterasche lässt sich so weit von Schwermetallen entfrachten, dass sie verwertbar oder endlagerfähig gemacht werden kann.

IP Abfall hat zwar bis Ende 90-er Jahre Ergebnisse produzieren können, die in die Praxis umgesetzt werden könn(t)en, andererseits war aber damals klar, dass die Ziele des Abfallleitbilds nur erreicht werden können, wenn der politische Wille vorhanden ist, d.h. bei Verankerung von gesetzlichen Vorgaben.

3.3 Aktualisierte Ziele der schweizerischen Abfallwirtschaft

Die durch das Bundesamt für Umweltschutz ausgelöste «Evaluation der Abfallpolitik des Bundes» (BHP Hanser und Partner AG, Sept. 2005 [10]) kam betreffend Ablagerung von Abfällen zu folgendem Schluss: *«Auf Reaktordeponien werden Abfälle abgelagert, die aufgrund ihrer chemischen Beschaffenheit oder Reaktivität nicht als endlagerfähig gelten können. Dieser Deponietyp entspricht daher nicht dem im Abfallleitbild angestrebten Ziel nur endlagerfähige Abfälle abzulagern. Da aber noch nicht alle Abfälle bis zur erforderlichen chemischen Stabilität aufbereitet werden können, sind Reaktordeponien im Sinne einer Übergangslösung gerechtfertigt.»* Mit der auf den 1.1.2010 festgelegten Änderung der TVA hat der Bundesrat zwischenzeitlich strengere Anforderungen an Materialien festgelegt, die auf Reaktordeponien abgelagert werden. So wurden neu Eluatgrenzwerte für eine Reihe organischer Schadstoffe festgelegt sowie eine Pflicht zur Abscheidung von Nicht-Eisenmetallen aus der Schlacke (max. Restgehalt 1,5% partikulär).

Der Bericht des BAFU zur künftigen Gestaltung der Abfall- und Ressourcenpolitik hält im Ziel 2 fest *«Die Schadstoffemissionen in die Umwelt sind dort, wo dies technisch möglich und wirtschaftlich tragbar ist, weiter zu senken.»* (BAFU, 2006 [11]). Zur umweltgerechten Deponierung von Abfällen wird konkretisiert *«Längerfristig kann nicht garantiert werden, dass kein Sickerwasser in den Untergrund gelangt. Den*

höhte Schwermetall-Freisetzungsrates aus dem Rostbett resultiert, währenddem hohe Müllfeuchten die Freisetzung aus dem Rostbett verringern.

«RESH wird zurzeit in schweizerischen und ausländischen KVA entsorgt. Die Verbrennung von RESH belastet die Anlage und führt zu höheren Metallgehalten in den Rückständen aus der Verbrennung. Trotzdem ist dieser Entsorgungsweg aus ökologischer Sicht bei weitem besser als die Deponierung. Eine spezialisierte Anlage zur RESH-Behandlung könnte verwertbare metallische Bestandteile im RESH abtrennen und würde zu einer verbesserten Qualität der Rückstände führen» (BHP Hanser und Partner AG, Sept. 2005). Nach dem zwischenzeitlich gescheiterten Projekt in Monthey werden demnächst Versuche mit RESH auf der KVA KEZO Hinwil durchgeführt, wobei die Vorteile des Trockenaustrags sowie nachgeschaltete Prozessschritte (mechanisch und andere Aufbereitungsschritte) genutzt werden sollen.

Ein höherer Heizwert des Input-Materials führt trotz höherem Kohlenstoffgehalt zu signifikant tieferem TOC-Restgehalt in der Schlacke.

5. Strategische Herausforderungen und Lösungsansatz

In der Schweiz fallen jährlich rund 3 Millionen Tonnen brennbare Abfälle an. Nach der energetischen Nutzung der Abfälle bleibt etwas mehr als ein Fünftel als Kehrichtschlacke, Filterasche und Schlämme aus der Rauchgaswäsche zurück. Sie werden heute in Deponien eingelagert. Es stellen sich zwei wesentliche Herausforderungen:

- > *Die Rückstände enthalten wertvolle metallische und mineralische Rohstoffe. Die Rückgewinnung ist noch nicht optimal. Damit bleibt ein grosser Beitrag zur Ressourcenschonung und Umwelt- bzw. Klimaschutz ungenutzt.*
- > *Die Rückstände verursachen bei der heutigen Deponierung immer noch Rest-Emissionen. Es treten Schadstoffe aus. Daraus ergibt sich ein Nachsorgeaufwand mit einem realen Langzeitrisiko. Das Vorsorgeprinzip bzgl. Langzeitrisiken ist konsequent anzuwenden.*

Bei der Behandlung und Verwertung von Verbrennungsrückständen braucht es in der Schweiz einen Innovations-schub. Das Zentrum für nachhaltige Abfall- und Ressourcennutzung (ZAR) will die Schweizer Abfallwirtschaft in ihrer Entwicklung stärken, indem es folgendes Ziel anpeilt:

- > *Die thermische Abfallverwertung ist ein integrierter Bestandteil der schweizerischen Ressourcenpolitik. Sie betrachtet Abfälle als potenzielle Rohstoffe und nutzt deren Energie- und Stoffpotenzial optimal aus. Die Material- und Energienutzung soll über den gesamten*

Lebenszyklus der Produkte gesehen erhöht und die Notwendigkeit von Deponielösungen minimiert werden.

und dieses mit vier Stossrichtungen verfolgen will:

- a) Thermischen Prozess optimieren
Technische und anlagenorientierte Optimierungen. Qualitative und quantitative Erfassung und Bewertung der Stoffströme
- b) Aufbereitung
Einsatz modernster Sortierverfahren hinsichtlich markt-orientierte Rückführung der Wertstoffe
- c) Produkte-Entwicklung
Evaluation von potenziellen Absatzmärkten, Entwicklung von Produktspezifikationen, Versuche zur Schliessung des Kreislaufs
- d) Wertstofflager
Optimierte Wertstoffgewinnung soll haushälterischen Umgang mit Deponieraum ermöglichen. Derzeit nicht verwertbare Anteile der Verbrennungsrückstände sind so zu behandeln, dass sie nachsorgefrei in einem Wertstofflager hinsichtlich einer späteren Nutzung aufbewahrt werden können.

6. Weiterer Handlungsbedarf auf technischer Ebene

6.1 Fernhalten von Schadstoffen vom Input einer KVA oder Schadstoff-Entfrachtung aus der Schlacke?

Die Verbrennung von stark schwermetallhaltigen Abfällen führt zwangsläufig zu erhöhten Schwermetallgehalten in Schlacke und Filterstaub. Die grössten Beiträge an Schwermetallen in die KVA bringen die RESH-Abfälle. Aus heutiger Sicht macht die Verbrennung in einer KVA Sinn, doch es sind Lösungswege zu suchen, die nicht zu einer Erhöhung der Schwermetallrückstände in Schlacke und Filterstaub führen.

6.2 Optimierung des Verbrennungsprozesses

Ein guter Ausbrand des Kehrichts ist durch einen hohen Mineralisierungsgrad der organischen Materie charakterisiert, was zu tiefen TOC-Werten in der zurückbleibenden Schlacke führt (z.B. 0,5%). Dies wiederum führt zu geringen DOC-Eluatwerten bzw. tieferen DOC-Gehalten im Sickerwasser aus dem Schlackekompartiment und dem Zurückhalten von Kupfer in der Deponie. Der angestrebte gute Ausbrand könnte sich zudem positiv auswirken hinsichtlich geringerer Gehalte an gewässerproblematischen Inhaltstoffen im Sickerwasser (z.B. Ammonium/Ammoniak, ev. Gewässertoxizität. Alle diese Phänomene führen zu einer Verkürzung der Nachsorgezeit, d. h. einer baldigeren Einleitbarkeit von Sickerwasser in ein Oberflächengewässer.

Des Weiteren reduziert ein tiefer TOC den nachträglichen Verbrauch an Alkalinität infolge mikrobieller TOC-Oxidation. Eine hohe Alkalinität ist wichtig für die Stabilität der Immobilisierung der Schwermetalle im Deponiekörper.

- > Die gesetzlichen Vorgaben betreffend des Ausbrands in KVA sollen – um dem Stand der Technik nachzukommen – um ein Qualitätsziel für den TOC (z. B. Nassaustrag 0,5–1 %, Trockenausstrag 0,25–0,5 %) erweitert werden.
- > Es ist zu klären ob eine Korrelation des TOC in der Schlacke besteht i) zum Ammonium-/Ammoniakgehalt, ii) zum totalen Stickstoffgehalt sowie iii) zum ökotoxikologischen Schadenspotenzial?
- > Es soll geprüft werden inwiefern Ammonium/Ammoniak durch Prozesssteuerung in der KVA grosstechnisch beispielsweise durch Eindüsen von Wasser in die Brennzonen verringert werden kann?
- > Die Einflüsse der Rosttechnologie hinsichtlich des gezielten Schwermetalltransfers in der Verbrennung sollen grosstechnisch geprüft werden.

6.3 Schlackebehandlung

Die Entfrachtung der Schlacke von Nichteisenmetallen bzw. Schwermetallen (z. B. Kupfer, Chromat, ...) soll in möglichst weitestgehender Form vorgenommen werden. Mit der am 1.1.2010 in Kraft getretenen TVA-Änderung hat das BAFU in einem ersten Schritt eine Entfrachtungsvorgabe für partikuläre Metalle festgelegt.

6.4 Deponiespezifische Massnahmen

- > Welche Unsicherheiten bestehen in der langfristigen Prognose betreffend Eluierung von Schwermetallen aus Schlackedeponien? Sind gegenüber dem klassischen Modell (BEWEND, 2000) deutlich verkürzte Verweilzeitdauern im Deponiekörper bis zur Eluierung der Schwermetalle denkbar beispielsweise durch präferentielle Fliesswege bzw. durch biologische und/oder andere Prozesse? Welche Schwermetall-Konzentrationen sind zu erwarten?
- > Inwieweit ist die langfristige Eluierung von Schwermetallen aus Schlackedeponien tolerierbar? Damit der Langfristsicherheit bzw. dem Endlagerziel von Schlacke im Sinne des Leitbilds entsprochen wird, wäre eine baldige rechtliche Konkretisierung durch den Gesetzgeber wünschenswert. Der Relevanz des Schwermetallrisikos von Schlackedeponien sind konkrete Schutzmassnahmen gegenüberzustellen. Andernfalls wäre eine Neuausrichtung des Leitbilds zu erwägen.
- > Es sind Prognosen für das Mittel- und Langfristverhalten von Schlackedeponien erforderlich. In welchen Zeiträumen sind welche Belastungen zu erwarten? Die

potenziellen Nachsorgekosten sind zu quantifizieren und die Verursacher sind vollumfänglich in die Finanzierung einzubinden.

- > Hinsichtlich des Verhaltens von Ammonium/Ammoniak und DOC in Schlackedeponien sind Abklärungen zu Geschwindigkeit und Potenzial der biologischen Abbauprozesse vorzunehmen. Sind biologische Umwandlungsprozesse denkbar, welche Rahmenbedingungen begünstigen bzw. verhindern diese? Wie ist die Abdeckung von Schlackedeponien zu realisieren hinsichtlich einer möglichst kurzen Nachsorgezeit (Ammonium/Ammoniak, DOC) bzw. einem möglichst geringen Langzeitrisiko (geringe Schwermetalleluierung)?
- > Es sind technische Abklärungen vorzunehmen wie die langfristige Nachsorge des anfallenden Sickerwassers kostengünstig möglichst auf der Deponie vorgenommen werden kann. Infrage kommen in-situ-Abbau durch Rezirkulation, allerdings nur sofern die Umfeldbedingungen biologische Prozesse überhaupt zulassen, sowie Kleinkläranlagen, solche allenfalls in Form eines unterhaltarmen Schönungsteichs.

6.5 Gewässerspezifische Abklärungen

Betreffend allfälliger Einleitung von Sickerwasser ins Oberflächengewässer aus alten und künftigen Schlackedeponien ist die Festlegung eines Ammonium-/Ammoniakgrenzwerts erforderlich. Eine ökotoxikologische Beurteilung von Sickerwässern aus Schlackedeponien mit unterschiedlicher Alterung bringt wesentliche Informationen zum Nachsorgezeitraum sowie allenfalls zur Behandlung dieses Abwassers.

6.6 Weiterentwicklung von Bewertungsinstrumenten

Es wäre wünschenswert der unerwünschten Umweltbelastung durch die Schwermetallverbreitung eine ökologische Gewichtung zuzuschreiben. Es ist demnach zu prüfen, ob die langfristige Eluierung von Schwermetallen in die Methode der Ökobilanzen Eingang finden soll. Gegebenenfalls ist ein geeignetes Bewertungsteil für die Methode der Ökobilanzierung zu entwickeln. Ein solches Vorgehen hätte weitgehende steuernde Auswirkungen auf sämtliche Prozesse, welche zu schwermetallhaltigen Ablagerungsrückständen führen.

6.7 Entsorgung von Filterstaub

Aus Platzgründen konnte Filterstaub in diesem Artikel nicht beschreiben werden. Trotzdem sei hier ein Hinweis erlaubt. *«Die Entsorgung von Flugasche und Filterasche aus der Kehrichtverbrennung ist bis heute nicht optimal gelöst. Die Ablagerung dieser Verbrennungsrückstände in ausländischen Untertagedeponien (Salzbergwerke) ist zurzeit vor allem aus finanziellen Gründen noch zugelassen. Vorgängig zur Ablagerung auf einer Deponie kommen in der Schweiz zwei Behand-*

lungsmethoden zur Anwendung: die ‹saure Wäsche› und die Zementverfestigung. Dabei können die heute abgelagerten Rückstände aufgrund ihrer Qualität noch nicht als endlagerfähig bezeichnet werden.» (BHP Hanser und Partner AG, Sept. 2005).

In Analogie zur Schlacke soll auch Filterstaub aus KVA vor seiner Ablagerung weitestgehend von Nichteisenmetallen bzw. Schwermetallen (z. B. Zink, Kupfer, ev. seltene Metalle, ...) entfrachtet werden und diese der Wiederverwertung zugeführt werden.

7. Zusammenspiel der Kräfte

Die schweizerische Abfallwirtschaft hat in den letzten 20 Jahren basierend auf einem visionären Abfallleitbild und einer frühen und modernen Abfallgesetzgebung viele Ziele erreicht und enorme Fortschritte erreicht. Nachdem die KVA-Kapazitäten aufgebaut worden waren und keine Abfälle mehr direkt abgelagert wurden, konnten auch lufthygienisch und energetisch noch grosse Fortschritte erzielt werden. Stagniert haben allerdings die Entwicklungen um eine Verbesserung der Rückstandsqualität der KVA-Abstoffe. Der Trockenaustrag hat nun neue Ansatzpunkte in der Wertstoffgewinnung aus Schlacke ausgelöst, die auch den Aspekt der Schadstoffabminderung beinhalten. So stellt sich das Zentrum für Nachhaltige Abfall- und Ressourcenwirtschaft (ZAR) dem Ziel technologische Entwicklungen insbesondere betreffend den KVA-Abstoffen zu fördern.

Werden in der Schweiz die metallischen und mineralischen Rohstoffe aus den brennbaren Abfällen zurück gewonnen, leistet die Schweiz einen wichtigen Beitrag zur Optimierung der Stoffkreisläufe. Damit können Einsparungen von Energie- und Umweltbelastungen im Ausland erzielt werden.

Und durch die bessere Abfallverwertung lassen sich Umwelt Risiken bei der Deponierung reduzieren.

Der vorliegende Bericht leitet aus Untersuchungen von Schlacke und Sickerwasser aus Schlackekompartimenten ab, dass für den Ausbrand ein weitergehendes Qualitätsziel (z. B. innert weniger Jahre 0,5–1% TOC und später auch <0,5% TOC) festgelegt werden soll. Es ist zudem zu erwarten, dass bei konsequenter Anwendung des Stands der Technik die Abscheidung der partikulären Nichteisenmetalle künftig deutlich unter die von der TVA vorgegebene Restmenge von 1,5% möglich sein wird (vgl. Technisches Potenzial).

Für die Forscher besteht die Herausforderung darin, Grundlagen zur Verfügung zu stellen, damit es möglich wird einen Entscheid zu fällen, ob und gegebenenfalls welche Massnahmen erforderlich sind, um die Langfristsicherheit von Schlackedeponien zu gewährleisten.

Werden dank einer technologischen Entwicklung höhere Umwelleistungen bei gleichem oder unwesentlich höherem wirtschaftlichen Aufwand möglich, so ist der Gesetzgeber oder eine andere normative Kraft gefragt neue Umweltziele festzulegen (Abbildung 9). Es bestehen aber auch andere Instrumente wie Labels oder Anreize, die eine Entwicklung zu höher stehenden Umweltzielen unterstützen können.

Dank

Verschiedene Personen haben die Basisarbeiten, die zum Bericht Morf & Kuhn 2009 geführt haben, und welcher die Grundlage für den hier vorliegenden Bericht darstellen, unterstützt. Der Dank geht insbesondere an Daniel Böni KEZO Hinwil, Dr. Christoph Huter Entsorgung & Recycling Zürich, Hansruedi Schmid, Christian Sieber und Franz Adam AWEL Zürich.

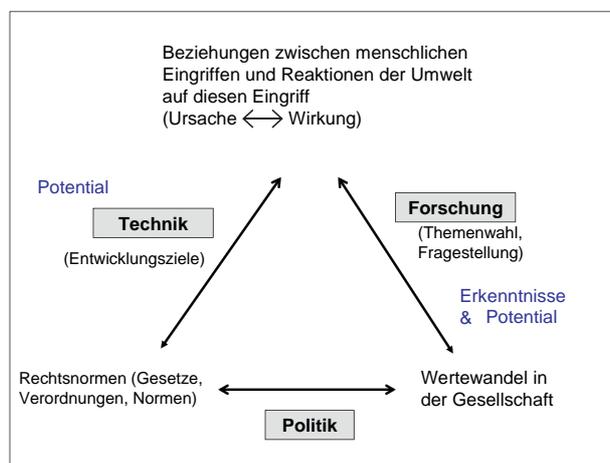


Abb. 9 Wechselwirkung zwischen Politik, Technik und Forschung (adaptiert von Prof. Helmut Kroiss, ÖWAV 2009–1909)

Quellen

[1] Morf L., Taverna, R. Buser, A. (2008): Schlackemonitoring in der KVA Thurgau im Jahr 2007, Endbericht Geo Partner AG.

[2] Morf L. & Kuhn E. (2009): Qualitätsentwicklung konventionell ausgetragener Schlacke. Bericht AWEL Kanton Zürich

[3] Morf L. & Kuhn E. (2008): Qualität von Sickerwasser aus Zürcher Schlackekompartimenten. Bericht AWEL Kanton Zürich.

[4] BEWEND (2000): Bewertung abfallwirtschaftlicher Massnahmen mit dem Ziel der nachsorgefreien Deponie BEWEND. Endbericht Version 3, Wien November 2000.

[5] AWEL Kanton Zürich (2007): Abfall- und Ressourcenwirtschaft – Planung 2007...2010.

[6] Bayrisches Landesamt für Umweltschutz (2002): Verwertung von Rostschlacken aus der thermischen Abfallbehandlung im Rahmen von Bauvorhaben.

[7] Leitbild für die Schweizerische Abfallwirtschaft. Bundesamt für Umweltschutz 1986, Schriftenreihe Umweltschutz Nr. 51.

[8] Stucki S. (1999): «Perlen» aus dem SPP Umwelt. Integriertes Projekt Abfall. Schweizerischer Nationalfonds 12/99 Panorama

[9] Stucki S. (1999). Forschung für eine nachhaltige Abfallwirtschaft, ein Überblick über die Ergebnisse des IP Abfall. Beitrag aus Gesamtbericht «Ergebnisse des IP-Abfall im SPP Umwelt des Schweizerischen Nationalfonds 1996–1999.

[10] Hanser C., et al. (2005). Evaluation der Abfallpolitik des Bundes. BHP – Hanser und Partner AG, Electrowatt-EKONO AG. Bericht im Auftrag des BAFU erstellt.

[11] Hanser C., Kuster J., Gessler R., Ehrler M. (2006): Nachhaltige Rohstoffnutzung und Abfallentsorgung. Grundlagen für die zukünftige Gestaltung der Politik des Bundes. Umwelt-Wissen Nr. 0612. Bundesamt für Umwelt (BAFU), Bern.

[12] Morf P. (2006). Einfluss der Verbrennungstechnik auf den Ausbrand in Kehrichtverbrennungsanlagen. Diplomarbeit ETH Zürich.

5 > Verbrennungsrückstände – Behandlung, Metallrückgewinnung

Rückstände aus der Abfallverbrennung wie Schlacke oder Flugasche haben ein erhebliches Potenzial zur Rückgewinnung von Metallen. Die Beiträge beschreiben Technologien und Möglichkeiten der Behandlung dieser KVA-Rückstände.

Résidus de l'incinération – Traitement et récupération des métaux

Les résidus de l'incinération, tels les mâchefers ou les cendres volantes, sont des sources potentielles de métaux très prometteuses. Les contributions de ce chapitre décrivent les technologies et systèmes permettant de valoriser les résidus d'UIOM.

Incineration Residues – Treatment and Recovery of Metals

Waste incineration residues, such as bottom ash or fly ash, are promising secondary sources or metals. The contributions of this chapter discuss a number of technologies and systems that can be used to recover these resources from incinerator residues.

- > *Beat Walker: Sortierung und Ablagerung von KVA-Schlacke. Stand der Technik aus der Sicht eines Deponiebetreibers*
- > *Rainer Bunge: Wertstoffgewinnung aus KVA-Rostasche*
- > *Anton Bühler, Stefan Schlumberger: Schwermetalle aus der Flugasche zurückgewinnen. «Saure Flugaschewäsche – FLUWA-Verfahren»: ein zukunftsweisendes Verfahren in der Abfallverbrennung*
- > *Stefan Schlumberger: Neue Technologien und Möglichkeiten der Behandlung von Rauchgasreinigungsrückständen im Sinne eines nachhaltigen Ressourcenmanagements*

> Sortierung und Ablagerung von KVA-Schlacke

Stand der Technik aus der Sicht eines Deponiebetreibers

Beat Walker

Deponie Teuftal AG, Salzweid 37, 3202 Frauenkappelen

Der Nassaustrag von Schlacke bleibt noch für viele Jahre die meistverwendete Technik in schweizerischen Kehrichtverbrennungsanlagen (KVA). Der Aufsatz beschreibt den heute angewendeten Stand der Technik bei der Aufbereitung und Ablagerung dieser Schlacken. Einführend werden auch die aktuellen gesetzlichen Grundlagen sowie deren Konsequenzen diskutiert. Neben der detaillierten Besprechung der eigentlichen Sortierung von KVA-Schlacken wird auch die notwendige Vorbehandlung der Rohschlacke erörtert. Es werden Hinweise auf andere, in der Deponie Teuftal nicht angewendete Techniken und Verfahren gegeben, die sich aber im Betriebsmassstab auch bewährt haben. Die Ablagerung der Schlacke mit Besprechung der Wasserstoffproblematik ergänzt den Bericht mit Betriebserfahrungen. Zum Abschluss folgt ein möglicher Ansatz zur Definition des Standes der Technik und einiger allgemeiner Betrachtungen.

Keywords: Kehrichtverbrennungsanlage, KVA-Schlacke, Sortieranlage, Nichteisen-Metalle, Metallrückgewinnung

1. Einführung

Kehrichtschlacke ist heute in der Schweiz in der überwiegenden Anzahl von Anlagen nach wie vor ein Produkt aus dem Nassaustrag der Rostöfen. Dies trotz ermutigender Ansätze in Richtung Trockenausstrag der Schlacke, welcher in zwei KVA's bereits teilweise realisiert ist, und ganz besonders im Hinblick auf die Wiedergewinnung der Metalle, aber auch in Bezug auf eine zumindest teilweise Verwertung der mineralischen Fraktion, positive Ansätze zeigt.

Als Betreiber einer Sortieranlage für KVA-Schlacke, aber auch als Deponiebetreiber, wird man sich aber noch viele Jahre mit der Entsorgung – bei maximaler Verwertung der metallischen Inhaltstoffe – von Schlacke aus dem Nassaustrag konfrontiert sehen. Die gesamthafte Umstellung der schweizerischen KVA's auf Trockenausstrag wird nicht nur aus wirtschaftlichen, sondern auch wegen verschiedener anderer Probleme (Platzbedarf, existierende Deponielösung etc.) einen langen Zeitraum in Anspruch nehmen. Damit dürfte in der überwiegenden Anzahl der Deponien nass aus-

getragene Schlacke die gesamte noch zur Verfügung stehende Auffüllzeit bestimmen.

Im Folgenden wird Einblick gegeben, wie heute nach dem Stand der Technik KVA-Schlacke aus dem Nassaustrag optimal gelagert, vorbehandelt, sortiert und abgelagert wird.

Seit wenigen Jahren werden auch in KVA's teilweise Sortieranlagen eingesetzt, die neben einer groben Eisenabscheidung eine weitergehende Sortierung auf Nicht-Eisenmetalle beinhalten. Die Schlacken dieser Kehrichtverbrennungsanlagen werden direkt der Ablagerung zugeführt und sind nicht Thema dieser Betrachtung. Recht verbreitet ist in den KVA's aber eine grobe Eisenabscheidung. Diese, aber auch völlig unsortierte Rohschlacken, müssen vom Deponiebetreiber sortiert und anschliessend abgelagert werden.

2. Grundlage

Die Aussortierung von Metallen war in der Vergangenheit eine freiwillige Massnahme, welche je nach Betrachtungsweise vom Deponiebetreiber als notwendig, sinnvoll oder auch unnötig angesehen wurde. Bis ca. ins Jahr 2000 beschränkte sich die Sortierung auf eine Eisenabtrennung. Erst mit zur Verfügung stehender Technik können seither auch Nichteisen-Metalle technisch aus der Schlacke aussortiert werden, was bei verschiedenen Betreibern wegen der deutlich verbesserten Wirtschaftlichkeit zu einem Überdenken ihrer Stellungnahme zur Schlackensortierung führte.

2.1 Teilrevision TVA-Folgen

Mit der auf den 1. Januar 2010 hin revidierten Technischen Verordnung über Abfälle (TVA) änderte sich die Ausgangslage grundsätzlich, wird doch von Schlacke aus Verbrennungsanlagen verlangt, dass ab dem 1.1.2013 vorgängig einer Ablagerung auf einem Schlackekompartiment, partikuläre Nichteisen-Metalle mit einem Korndurchmesser grösser 2 mm nach dem Stand der Technik zurückgewonnen werden. Mindestens soll dabei der Restgehalt an Nicht-Eisenmetallen in der Schlacke 1,5 Gew.-% nicht überschreiten. Die Fokussierung ändert sich damit grundlegend, indem nicht mehr die Menge aussortierter Metalle im Zentrum des Interesses steht, sondern die Qualität der zur Ablagerung gelangenden Schlacke. Diese Betrachtungsweise ist grundsätzlich ganz im Interesse des Deponiebetreibers aber auch der verantwortlichen Aufsichtsbehörden, wird damit doch die Qualität der Schlackeablagerung nachhaltig verbessert und die Aufwendungen für die Nachsorge reduziert.

3. Zwischenlagerung und Behandlung

Rohschlacke, oder nur vom groben Eisen befreite Schlacke aus den Kehrichtverbrennungsanlagen, wird nach kurzer Zwischenlagerung in der KVA zur Deponie transportiert. Der Wassergehalt der angelieferten Schlacke variiert von KVA zu KVA recht gross, da nicht nur unterschiedliche Austragsysteme zum Einsatz kommen, sondern auch die Lagerung bis zum Abtransport unterschiedlich bewerkstelligt wird.

Tiefe Wassergehalte von unter 15% sind ebenso möglich wie hohe bis über 20% gehende Wassergehalte. Besonders negativ beeinflusst wird der Wassergehalt, wenn in der KVA sauer gewaschene Filterasche direkt mit der Rostasche (Schlacke) vermischt wird.

Die KVA-Schlacken werden bei der Anlieferung auf ein Zwischenlager geführt, wo die Schlacken der verschiedenen Lieferanten (KVA's) vermischt zu Längshaufen aufgeschichtet werden. Als praktisch haben sich dabei Haufen zu 1000 bis 1500 Tonnen, die in einer Woche aufgeschichtet werden, ergeben. Die hydraulischen Bindeeigenschaften der Schla-

cken bewirken, dass das Abbinden nach der in der KVA erfolgten «Wässerung» schnell einsetzt, wobei eine erhebliche Wärmebildung entsteht. Diese «interne» Wärmeproduktion führt zusammen mit einer rein statischen Entwässerung zu einer Trocknung der Schlacke. Ohne diese Vortrocknung wäre eine moderne, weitergehende Schlackensortierung nicht durchführbar. Damit die Schlacken bei dieser Trocknung im Zwischenlager nicht zu fest abbinden und sich keine grossen festen Brocken bilden, werden die Haufen regelmässig umgeschichtet. Mit dieser Störung des Abbindens erleichtert man die Sortierung ohne die Trocknung nachteilig zu beeinflussen. Die Zwischenlagerzeit hängt stark von den saisonalen Bedingungen ab. Sind im Sommerhalbjahr 6 Woche ohne weiteres ausreichend, bedarf es im Winterhalbjahr gerne 3 Monate. Daraus ist ersichtlich, dass ein genügend grosser Platz neben der Sortieranlage unabdingbar ist. Nach der Zwischenlagerung wird die vermischte Rohschlacke mit optimal unter 5% Wassergehalt der Sortierung zugeführt. Die Erkenntnis der Notwendigkeit eines Zwischenlagers zeigt gleichzeitig auch die Problematik der ursprünglich einleuchtenden Idee einer unmittelbaren, durchlaufenden Schlackensortierung in der KVA auf.

4. Sortierung der KVA-Schlacken

Zur Sortierung von KVA-Schlacken gelangen verschiedenste Verfahrenstechniken zum Einsatz. Die hier beschriebene, in der Deponie Teuftal zum Einsatz gelangende Technik, ist absolut repräsentativ für eine moderne weitergehende Sortierung nach dem Stand der Technik, wobei die Anordnung und Verknüpfung der einzelnen Trenn- und Hilfsapparate natürlich ohne weiteres individuell gestaltet werden können. In verschiedenen Entwicklungs- bzw. Ausbaustufen wurden die jeweils technisch zur Verfügung stehenden neuen Trenn- und Sortiermethoden im Laufe der Zeit eingesetzt.

4.1 Dosierung/Zerkleinerung

Die Rohschlacke gelangt zuerst in einen Trichter mit Dosieraustrag. Damit wird eine gleichmässige Beschickung aller folgenden Stufen gewährleistet. Aufgrund des rauen Betriebsalltags mit Schlacke haben sich hier Plattenbänder bewährt.

Eine erste dynamische Siebung erfolgt auf einem Rollenrost der bei ca. 25 mm trennt. Das Überkorn wird einem Prallbrecher zugeführt. Alternativ zum horizontalen Prallbrecher können auch vertikale Prallmühlen zum Einsatz kommen.

Die Zerkleinerung im Prallbrecher öffnet nicht nur versinterte Schlackebrocken für die nachfolgende Sortierung, sondern reinigt auch die grossen Metallteile. Mehrheitlich handelt es sich dabei um Inox-Stahl oder auch massive Kupferteile. Grössere Aluteile sind seltener zu finden. All diese Nicht-Eisenmetalle können einfach mit einem Sieb ausge-

schleust werden. Gleichzeitig erfasst werden auch grössere unverbrannte Anteile in der Schlacke die, beispielsweise nach händischer Aussortierung, wieder der KVA zugeführt werden.

4.2 Fe-Abtrennung

Die magnetische Abtrennung der Eisenmetalle geschieht mit Trommel- bzw. Überbandmagneten, die mit Elektromagneten ausgerüstet sind. Mehrfache Eisenabtrennungen im Grobkorn, Feinkorn, sowie im gebrochenen Grobkorn garantieren eine weitgehende sichere Eisenabtrennung und schützen gleichzeitig die nachfolgenden Sortierstufen. Da der Absatz zur Verwertung der Eisenfraktion je nach allgemeiner Wirtschaftslage recht problematisch sein kann, empfiehlt sich eine trockenmechanische Nachreinigung zur Verbesserung der Eisenfraktion.

Interessanterweise sortiert man mit der Fein-Eisenfraktion einen Grossteil der in der Schlacke befindlichen Batterien aus. In dieser Fraktion machen diese ca. 3% aus und repräsentieren die mit der Separatsammlung nicht erfassten Batterien.

4.3 NE-Abtrennung

Vor Abtrennung der Nicht-Eisenmetalle (NE-Metalle) bewährt sich eine weitere Auftrennung d.h. Siebung der zerkleinerten, von Eisen befreiten Schlacke. Die Trennung erfolgt in einen Strom grösser ca. 10 mm der danach direkt einem Wirbelstromabscheider zugeführt wird, und einem Feinanteil kleiner 10 mm, der vor Beschickung eines weiteren Wirbelstromabscheiders unbedingt vom Feinstanteil Schlacke (Schlackemehl) kleiner 2 mm befreit werden sollte.

Zur Abtrennung des Feinanteils (< ca. 10 mm) haben sich so genannte Sternsiebe gut bewährt. Nachteilig bei diesen dynamischen Sieben, wie auch beim Rollenrost, ist der grosse Unterhalts- und Reparaturaufwand. Bei der Abtrennung der Feinstfraktion (< ca. 2 mm) gelangen verschiedene Konstruktionen zum Einsatz. Hauptaugenmerk muss bei der Auswahl auf die Resistenz gegen Verstopfung gelegt werden.

Zur Aussortierung der Nicht-Eisenmetalle gelangen marktübliche Wirbelstromabscheider zum Einsatz, wobei für den Einsatz im Feinkorn speziell dafür ausgelegte Konstruktionen angewendet werden sollten. Nicht-Eisenmetallfraktionen aus der Abtrennung mit Wirbelstromaggregaten weisen typischerweise eine Zusammensetzung wie folgt aus:

- > Anhaftende Schlacke: 20 bis 30%
- > Aluminium: 60 bis 70%
- > Schwermetalle wie Kupfer und seine Legierungen: 5 bis 10%

Obwohl der Wirbelstromabscheider physikalisch nicht in der Lage ist rostfreien Stahl (Inox) auszuscheiden, findet sich immer wieder Inox in dieser Fraktion (Abscheidung we-

gen Auftrieb geeigneter Teile, «Flieger»), welcher vom Abnehmer dieser Fraktion auch abgetrennt und verwertet wird.

Vollständige NE-Erfassung / Inox-Abtrennung

Speziell in der Grobfraction grösser 10 mm finden sich nach dem Aussortieren von Nicht-Eisenmetallen im Wirbelstromabscheider immer noch NE-Metalle, die nicht abgetrennt d.h. erfasst wurden.

Gründe dafür sind:

- > Schlackeanhaftungen die das Korn zu schwer für die Abtrennung machen (versinterte Körner)
- > verschmolzene Nichteisenteile mit Eisenanteilen
- > Nichteisen-Metalle die physikalisch vom Wirbelstromabscheider nicht erfasst werden (viele Bestecklegierungen, Edelmetalle, etc.)

Augenscheinlich wird dies z.B. mit einem grossen Aluminiumstück demonstriert, dem unglücklicherweise in der KVA eine Büroklammer eingeschmolzen wurde. So ein Teil kann vom Wirbelstrom trotz seiner Grösse nicht erfasst werden, es fällt in die Schlacke. Deshalb muss der aufbereitete Strom mit Schlacke grösser 10 mm nach der Wirbelstrom NE-Metall Aussortierung noch einmal auf die Gesamtheit aller NE-Metalle sortiert werden.

Seit einigen Jahren ist dies mit Hilfe sensorgestützter Sortieranlagen möglich. Dabei wird die Störung von Magnetresonanzfeldern als Detektionsmittel für Metalle gemessen.

Eine elektronische Auswertung erlaubt verschiedene Auswertungen. Wichtig für die Schlackesortierung ist dabei einzig die Unterscheidung in Eisen bzw. Nicht-Eisenmetalle. So eingestellt können alle im Massenstrom noch verbleibenden NE- Metalle mit grossem Wirkungsgrad aussortiert werden.

Alternativ kann diese Aussortierung der Rest-NE-Metalle bei kleinen Durchsätzen auch von Hand auf Lesebändern erfolgen. Die Personalkosten und der Wirkungsgrad werden aber bald die Automatisierung auch dieses Sortierschrittes rechtfertigen. Bei der automatischen Erfassung der restlichen NE-Metalle mit einer sensorgestützten Sortieranlage ergibt sich zwingend die Problematik, dass eine hohe Wirksamkeit in Bezug auf die Erfassung zwingend die Reinheit der ausgeprägten NE-Metall-Fraktion senkt und umgekehrt. Der Betreiber muss hier einen für ihn optimalen Mittelweg finden. Diese Tatsache wird leider oft vergessen. Sie erfordert deshalb bei einer normalerweise auf den Wirkungsgrad erfolgten Optimierung zwingend eine Nachbehandlung der ausgeschleusten NE-Metall-Fraktion.

Diese Nachbehandlung bzw. Nachreinigung und damit Aufkonzentrierung in verkaufsfähige Metall-Fractionen erfolgt sinnvollerweise in Chargen, die in einem zweiten, leicht modifizierten Durchgang, über die Sortieranlage geschickt werden. Ergänzend dazu können separate Aussiebungen oder

andere Aggregate, speziell zur Gewinnung reiner Inox-Fractionen, hilfreich sein. Die so dargestellte Schlackesortierung generiert neben den erläuterten Metallfraktionen eine aufbereitete Schlacke, die nun für eine optimale Ablagerung bereit steht.

5. Ablagerung der Schlacke

Gute 90% der angelieferten unsortierten Rohschlacke werden nach Sortierung mit einem deponieinternen Grossdumper zur Ablagerungsstelle auf der Schlackedeponie transportiert. Nicht eingerechnet in diese Gewichtsreduktion ist natürlich die Reduktion des Wassergehalts.

Auf der Deponie werden diese Schlacken nach den Regeln des Erdbaus eingebracht. Zuerst werden Schichten mit ca. 30 cm Stärke aufgezogen und danach mit einem Walzenzug verdichtet. Die Qualität der Verdichtung kann mittels Messung der Bodensteifigkeit während des Walzens erfasst werden und so laufend eine optimale Einbauleistung garantiert werden. Da die Schlacken bereits eine Zwischenlagerzeit von 6 bis 12 Wochen hinter sich haben verzögern sich die definitiven Abbindereaktionen der sortierten Schlacken. Unter der Voraussetzung, dass eine genügend grosse Einbaufäche zur Verfügung steht, stört dies aber nicht.

5.1 Dichte der Schlackeablagung

Da die sortierten Schlackefractionen der verschiedenen Korngrößen über den gemeinsamen Austrag aus der Sortieranlage vermischt werden, ergeben sich Ablagerungsdichten auf der Deponie von 1,8 bis 2,0 t/m³. Gleichzeitig verhindert die Sortierung der Schlacke, dass grosse Metallteile Hohlräume bilden. Mit der vollständigen Sortierung der Schlacken erhöht sich demnach die Ausnützung des Schlackedeponievolumens um ca. 15 bis 20% gegenüber der früher gebräuchlichen direkten Ablagerung von Rohschlacke.

5.2 Wasserstoffproblematik

Vor allem bei der bis in die Neunziger Jahre gebräuchlichen gemeinsamen Ablagerung von unbehandelten Filteraschen mit Schlacke, wurden nach einigen Wochen Ablagerung, als Folge der Hydrolyse von Aluminium im basischen Milieu der Schlackeablagung, erhebliche Temperaturerhöhungen bis 70 Grad Celsius bei gleichzeitig deutlich feststellbarer Wasserstoffproduktion festgestellt. Diese Phänomene treten heute wegen der separaten Ablagerung behandelter Filteraschen in Reststoffdeponien als auch wegen der wirkungsvollen Aussortierung von Aluminium so gut wie nicht mehr auf. Die Temperaturen einer Schlackedeponie bewegen sich in den Jahren nach Ablagerung bei gemessenen 20 bis max. 25 Grad Celsius. Die Problematik der Wasserstoffemissionen hat sich massiv entschärft.

6. Qualität der abgelagerten Schlacke

Es gibt zwei Möglichkeiten die Qualität abgelagerter Schlacke zu beurteilen.

6.2 Sickerwasser

Im Hinblick auf die Nachsorge, bzw. die notwendigen Aufwendungen in der Nachsorgephase, ist die Zusammensetzung des Sickerwassers von Bedeutung.

Dazu muss festgehalten werden, dass die Belastung des Sickerwassers mit Schwermetallen bedeutungslos ist und dies unabhängig vom Grad der Sortierung. Das Sickerwasser einer Schlackedeponie erfüllt in Bezug auf die Schwermetallgehalte die Anforderungen der Gewässerschutzverordnung für die Einleitung in ein Fließgewässer problemlos. Nachdenklich stimmen dagegen die Gehalte an DOC und Ammonium-Stickstoff. DOC Gehalte in der Größenordnung von 300 mg C/l und Ammonium Stickstoff Gehalte von 80 mg N/l sind absolut repräsentativ für eine heutige Schlackedeponie, lassen sich aber mit einer Sortierung in keiner Art und Weise beeinflussen.

6.2 Eluat

Anders dagegen sieht eine Betrachtung der Eluat Werte nach TVA der eingebauten Schlacken aus.

Mit einer einfachen Aussortierung der Nicht-Eisenmetalle (z. B. ein Wirbelstromabscheider in der Grobfraction) lassen sich die durchschnittlichen Eluat-Gehalte für Kupfer soweit absenken, dass normalerweise die Grenzwerte zur Ablagerung auf einer Reststoffdeponie erfüllt sind. Wenn allerdings auch auf die Zerkleinerungsstufe verzichtet wird, liegen die Werte doch eher über diesen Reststoffdeponie-Grenzwerten. Speziell der Eluat Wert für Kupfer zeigt deutlich an, wie weit die Sortierung fortgeschritten ist. So können mit einer vollständig ausgerüsteten, wie beschriebenen Anlage, Kupfer-Eluat-Werte im Bereich der Inertstoffe erzielt werden. Gerade die sensorgestützte Aussortierung verbackener Metallteile mit Anteilen verschiedener Kupferlegierungen, die separate Aussortierung der NE-Feinanteile grösser 2 mm, zusammen mit der öffnenden Wirkung einer Zerkleinerungsstufe (z. B. Prallbrecher) haben einen sehr positiven Einfluss auf das Eluatverhalten von Kupfer.

7. Stand der Technik 2010 und Definition von Mindestanforderungen

Wie unter Pkt. 2 dargelegt, sieht der Gesetzgeber zukünftig zur Beurteilung der Rechtmässigkeit einer Schlackeablagung den Stand der Technik für die Sortierung vor.

Stand der Technik meint dabei einen fortschrittlichen Entwicklungsstand eines technologischen Verfahrens, das sich in der Praxis bewährt hat und dessen wirtschaftliche

Durchführung gleichzeitig gegeben ist. Letzteres will aber nicht heissen, dass auch eine Sortieranlage mit kleinen Durchsätzen betriebswirtschaftlich Sinn macht. Aus der Sicht eines Betreibers kann eine derartige Vorschrift nur auf minimalen Prozessanforderungen beruhen. Die Art und Weise der technischen Ausgestaltung muss dem Betreiber unbedingt frei gestellt sein. Ein Vorschlag zur Definition derartiger Mindestanforderungen beinhaltet die folgenden Elemente:

- > *Zerkleinerung*: gewährleistet den Aufschluss gesinterter resp. verfestigter Schlackestücke bei gleichzeitiger Offenlegung der Metalle.
- > *Fe-Abscheidung für Teile > 5 mm*: gewährleistet die sinnvolle Rückführung von Eisenteilen ins Recycling. Ermöglicht überhaupt eine NE-Sortierung
- > *NE-Aussortierung (Alu, Cu, Cu-Legierungen)*: gewährleistet die Aussortierung vermarktungsfähiger NE-Metallfraktionen mit guter Reinheit. Vorteilhaft in 2 Stufen (grob/fein) mit Wirbelstromabscheidern.
- > *NE-Aussortierung (Inox, restliche NE-Metalle)*: gewährleistet einen maximalen Wirkungsgrad der NE-Sortierung, bei gleichzeitiger Aussortierung von Inox Stahl. Umsetzung mit Handsortierung bei kleinen Durchsätzen oder sensorgestützter Sortiereinheit.

8. Abschliessende und allgemeine Betrachtungen

Erste Sortieranlagen für Nicht-Eisenmetalle waren zur Aussortierung von NE-Metallen grösser ca. 6 mm ausgelegt. Erst später setzte sich die Meinung durch, dass in der Feinfraktion kleiner 6 mm ganz wesentliche Anteile an NE-Metallen vorliegen.

Mit kleiner werdendem Durchmesser der aussortierten NE-Teile erhöht sich aber – ganz speziell beim Nassaustrag der Schlacke – der Anteil oxidierten Metalls. Dies hat zur Folge, dass sich beim Aufarbeiten der aussortierten NE-Metallfraktion, d. h. beim Erhitzen und Giessen von neuen Barren, mit kleinerem Durchmesser der Einzelteile immer kleinere Ausbeuten an reinem Metall einstellen.

Bei einem Korndurchmesser im Bereich 2 mm und kleiner ist in der Giesserei daher ein beinahe vollständiger «Feuerverlust» feststellbar. Die Aussortierung derartiger Teile macht deshalb nicht nur aus wirtschaftlicher Sicht keinen Sinn, sie führt auch nicht zu einer verbesserten Metallrückgewinnung. Für den Trockenaustrag liegen die Grenzen der Teilegrösse einer sinnvollen Aussortierung von NE-Metallen tiefer.

Kupfer liegt in der Kehrichtschlacke oft in Form von Spulen mit Eisenkernen vor. Diese werden in einer Sortieranlage wie beschrieben im Wesentlichen magnetisch abgetrennt d. h. dem Eisenschrott zugeführt. Im Eisenschrott ist Kupfer

ausserordentlich unerwünscht, wo hingegen das reine Kupfer sehr gesucht wäre.

Die Aussortierung derartiger Spulen aus dem Eisenschrott ist bis heute nur von Hand möglich. Die Auftrennung in Kupfer und Eisen ist aufwändig und nur bei grossen Mengen wirtschaftlich durchführbar. Auch bei Schlacke-Sortieranlagen mit Auslastungen um 50000 t/Jahr ist diese zusätzlich Trennung wirtschaftlich nicht machbar. Wenn einmal eine Sortiertechnik für Spulen vorliegt, wäre eine zentrale Aufbereitung in Kupfer und Eisen z. B. bei einem Shredderwerk ein möglicher Ansatz.

Abschliessend noch einige Überlegungen zur Wirtschaftlichkeit. Verschiedentlich wurden schon Ansätze zur Berechnungen der Wirtschaftlichkeit einer Schlackesortierung vorgenommen.

Es ist fast unnötig zu erwähnen, dass die Marktwerte der Metalle dabei eine dominante Rolle spielen. Trotz allem ergibt eine auf vernünftigen Annahmen basierende Berechnung mit einer Sortieranlage genügender Grösse einen Gewinn je Tonne Schlacke. Grundsätzlich besteht in der Schweiz für die Entsorgung von Kehrichtschlacke ein freier Markt. Verschiedene KVA's nutzen diesen Umstand in dem sie diese Leistungen öffentlich ausschreiben und so ihre Unkosten minimieren. Andere haben bilaterale Lösungen mit Entsorgern die dann z. B. Gegenlieferung von Siedlungsabfällen beinhalten.

In jedem Fall ist der Betreiber einer Sortieranlage bzw. einer Deponie zwingend darauf angewiesen, nicht nur die Gesetzeskonformität seiner Tätigkeit sondern auch die Wirtschaftlichkeit nachweisen zu können. Bei genügender Kapazität verbilligen sich zwingend die Gesamtkosten Sortierung und Ablagerung. Mit immer höheren Anforderungen an die Sortierung, bzw. die Qualität der abzulagernden Schlacke, stellt sich zusehends bei kleinen Auslastungen die Frage, ob dies wirtschaftlich noch vertretbar sei. Grobe Vorsortierung in Kleinanlagen, oder bei der KVA, mit Aufarbeitung metallreicher Fraktionen auf grösseren Anlagen kann hier ein Lösungsansatz sein.

Eine überregionale Planung drängt sich auch bei der Schlackesortierung zur Optimierung der gesamten Wirtschaftlichkeit auf. Wer dem Denken in Kantonsgrenzen huldigt, wird aber zweifellos auch hier – unter Inkaufnahme von übersetzten Entsorgungskosten für Schlacke und damit für Siedlungsabfälle – um Marktgesetze und/oder interkantonale Kooperation herumkommen. Der vorliegende Artikel befasst sich aber «nur» mit dem Stand der Technik bei der Sortierung und Ablagerung von KVA-Schlacken und nicht mit dem weiten Feld des schweizerischen Deponiemarktes.

> Wertstoffgewinnung aus KVA-Rostasche

Rainer Bunge

Institut für Umwelt- und Verfahrenstechnik UMTEC, Hochschule für Technik HSR,
Oberseestrasse 10, CH-8640 Rapperswil

Trotz der Separatsammlung vieler Wertstoffe liegt in den zur Kehrichtverbrennung gelangenden Haushaltsabfällen noch ein erhebliches stoffliches Ressourcenpotenzial, vor allem Kleinmetall im Verbund mit Kunststoffen. Der überwiegende Teil dieser Metalle verbrennt nicht, sondern wird mit dem Rückstand der Kehrichtverbrennung, der Rostasche (= «Schlacke»), aus dem Ofen ausgetragen. Seit 2003 hat sich in der Schweiz die trockenmechanische Aufbereitung der Rostasche unter weitgehender Rückgewinnung nicht nur von Eisen, sondern auch von Nichteisenmetallen, durchgesetzt. Dieser Beitrag bietet eine Übersicht über den Stand der Technik bei der Aufbereitung von Rostasche aus Schweizer Kehrichtverbrennungsanlagen (KVA). Die meisten Schweizer Schlackenaufbereitungsanlagen werden bei einem Rückgewinnungsgrad von etwa 80% Eisenmetall und knapp 40% Nichteisenmetall betrieben. Dort liegt bei den derzeitigen Metallpreisen das betriebswirtschaftliche Optimum, also die maximale Differenz zwischen den Kosten der Aufbereitung und dem Erlös für das zurückgewonnene Metall. Mit moderner Technologie liesse sich der Rückgewinnungsgrad verdoppeln, was ökologisch wünschenswert wäre. Allerdings fehlen hierfür finanzielle Anreize beziehungsweise gesetzliche Vorgaben.

Keywords: MWI, bottom ash, metals, recovery, processing, aluminum

1. Wertstoffe in Rostasche

1.1 Einführung

Durch das in der Schweiz herrschende «Verbrennungsgebot» werden die Abfälle aus Schweizer Haushalten entweder separat gesammelt und verwertet, oder in Kehrichtverbrennungsanlagen (KVA) behandelt. Trotz der Separatsammlung gelangen noch viele Metalle in die KVA. Der überwiegende Anteil dieser Metalle verbrennt nicht, sondern wird mit der Rostasche (= «Schlacke»), als Verbrennungsrückstand ausgebracht. Das gleiche gilt für Glas und Keramik.

Während bis vor wenigen Jahren diese Wertstoffe zusammen mit der Schlacke deponiert wurden, findet heute eine weitgehende Rückgewinnung, zumindest der Metalle, statt. Im Gegensatz zur Separatsammlung von Metallen wird eine forcierte Zurückgewinnung von Metallen aus der Schlacke weder finanziell begünstigt, noch durch gesetzliche Vorgaben erzwungen. Allein der Erlös aus dem Verkauf der zurückgewonnenen Wertstoffe, insbesondere der Nichteisenmetalle, muss die Kosten für die trockenmechanische Aufbereitung

decken. Der aktuelle Metallpreis schlägt also direkt auf das Geschäftsergebnis der Aufbereitungsanlagen durch. Bei hohem Metallpreis kann die Metallrückgewinnung aus KVA-Schlacke so rentabel sein, das es sich lohnt alte Schlackenablagerungen wieder auszugraben [6]. Bei tiefem Metallpreis ist die Aufbereitung defizitär.

Eine baustoffliche Verwertung der mineralischen Anteile von KVA-Schlacke, aus der die Metallstücke durch trockenmechanische Aufbereitung weitgehend entfernt wurden, kommt in der Schweiz nicht in Frage. Hierfür sind auch nach der Aufbereitung die Schwermetallgehalte noch viel zu hoch. Eine Einschleusung dieser Schwermetalle in den Baustoffkreislauf würde bei dem in der Schweiz praktizierten Bauschuttrecycling zu einer sukzessiven Akkumulation der Schwermetalle in der Bausubstanz führen.

Der vorliegende Aufsatz beschreibt den Stand der Technik 2009 und die mittelfristigen Zukunftsperspektiven der Wertstoffextraktion aus Schweizer KVA-Schlacken. Wir fokussieren vor allem auf die Rückgewinnung von Metallen. Eine Rückgewinnung von anderen Wertstofffraktionen, z. B.

Glas und Keramik, ist nicht Stand der Technik und wird in Abschnitt 2.2 (unter «Sensorsortierung») kurz behandelt.

Wenn nicht explizit anders erwähnt, beziehen wir uns bei den nachfolgenden Betrachtungen auf die nass ausgetragene Schlacke aus Rostfeuerungsanlagen, denn diese bildet mehr als 90% der zurzeit in der Schweiz erzeugten Schlackenmenge. Der Begriff «Schlacke» wird entsprechend Schweizer Terminologie synonym mit dem Begriff «Rostasche» verwendet.

1.2 Herkunft der Wertstoffe

Die in der KVA-Schlacke gefundenen Wertstoffe stammen entweder aus sortenreinen kleinen Teilen, die vom Konsumenten aus Bequemlichkeit nicht in die entsprechende Separatsammlung abgeführt werden (z. B. Münzen in Fremdwährung). Oder sie bestehen aus Teilen, in denen die Wertstoffe ursprünglich im Verbund mit anderen Materialien, insbesondere mit Kunststoffen vorgelegen haben (z. B. Metallclips aus Kunststoff-Kugelschreibern). Ein grosser Teil des in der Schlacke gefundenen Kupfers deutet auf eine Herkunft aus Kleinelektronik hin. Durch die Separatsammlung von Haushaltsbatterien werden etwa zwei Drittel der gesamten Batteriemenge rezykliert. Das restliche Drittel gelangt in die KVA. Der überwiegende Teil dieser Batterien wird mit der Schlacke ausgetragen, und zwar in Form von weitgehend intakten Batterien, die noch die ursprünglichen schwermetallhaltigen Inhaltsstoffe enthalten. Dies obwohl die Schwermetalle in relativ leicht flüchtiger Form vorliegen. Vermutlich entmischen sich die Batterien wegen ihres hohen spezifischen Gewichts auf dem Rost vom restlichen Kehricht und gelangen deshalb

nicht in den Hochtemperaturbereich im oberen Bereich des Materialbettes.

Eigene Untersuchungen sowie Hinweise aus der Branche deuten darauf hin, dass die Metallgehalte in Kehrichtschlacken der Schweiz mit dem Input von Gewerbeabfällen in die KVA korrelieren.

Die Korngrössenverteilungen der in Schlacke vorliegenden Metallstücke sind in Abbildung 1–1 dargestellt. Hieraus ist ersichtlich, dass 80% der NE-Metallstücke <20 mm sind. Die gelegentlich beobachteten grösseren «spektakulären» NE-Metallstücke, wie z. B. Türgriffe aus Messing, sind untypisch und spielen mengenmässig praktisch keine Rolle. Anders beim Eisen: knapp 20% der Eisenstücke in der Schlacke sind sogar gröber als 100 mm. Viele Eisenstücke liegen als Schrauben, oder in Form von Möbelbeschlägen, vor. Es wird vermutet, dass diese Eisenstücke ursprünglich im Verbund mit Holz vorgelegen haben und dann durch die Verbrennung freigelegt wurden.

Ausser den Metallen sind in Schweizer KVA-Schlacken noch etwa 6,5% Glasscherben >4 mm und 1,5% Keramik >4 mm enthalten. Dies ist, verglichen mit der Schlacke aus ausländischen Anlagen, sehr wenig und vermutlich der in der Schweiz sehr gut funktionierenden Separatsammlung von Glas zuzuschreiben. Die Glas- und Keramikanteile haben, da sie relativ frei von Schwermetallen sind, ebenfalls Wertstoffpotenzial. Allerdings ist zu berücksichtigen, dass auch in diesen Fraktionen einzelne sehr hoch schwermetallhaltige Scherben vorkommen können (Spezialgläser und Glasuren auf Keramik), wodurch die Verwertbarkeit der Glas/Keramik-Fraktion eingeschränkt wird.

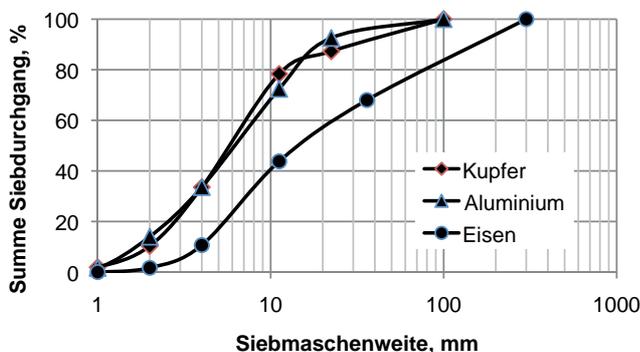


Abb. 1-1 Korngrössenverteilung der Metallstücke (Schätzungen des Autors in Anlehnung an [3]). Die Eisenstücke in der Schlacke sind wesentlich gröber, als die Nichteisenstücke (Kupfer und Aluminium).



Abb. 1-2 Metallstücke eingeschlossen in Schlacke.

1.3 Charakterisierung der Rostasche punkto Wertstoffinhalt

Die Rostasche aus Kehrichtverbrennungsanlagen besteht aus einem Gemisch von mineralischen und metallischen Bestandteilen.

Die Metalle liegen, chemisch betrachtet, entweder in elementarer Form vor, oder aber chemisch gebunden, z. B. als Oxide. Wertstoffcharakter haben nur elementar vorliegende Metalle, denn nur diese lassen sich mit vertretbarem Aufwand wieder in den Stoffkreislauf rezyklieren. Elementare Metalle werden vor allem in den Fraktionen >2 mm gefunden, während die Metalle in den Feinkornfraktionen ganz überwiegend chemisch gebunden sind. Makroskopisch betrachtet liegen die Metalle entweder frei, oder im Verbund mit anderen Materialien, z. B. in mineralischem Schlackenmaterial eingeschlossen, vor. Hierbei spielen zwei Mechanismen eine wichtige Rolle.

Erstens können die Metallstücke in gesinterten Schlackenbrocken oder erstarrten Schmelzen eingeschlossen sein (Abbildung 1–2). Etwa 15% der Schlacke wird in Form von solchen Brocken ausgebracht. Unsere Untersuchungen an trocken ausgetragener Schlacke haben ergeben, dass diese gesinterten Schlackenbrocken deutlich weniger Metallstücke beinhalten, als typischerweise im Schlackenmaterial durchschnittlich vorhanden sind.

Zweitens können die Metalle in Mineralneubildungen eingeschlossen sein, die sich nach dem Befeuchten der Schlacke gebildet haben (z. B. durch puzzolanische Reaktionen). Von Bedeutung ist dieser Mechanismus beim Nassaustrag. Nach dem Kontakt mit Wasser reagiert die Schlacke, wobei sich das ursprünglich rieselfähige Material verfestigt und die ursprünglich frei vorliegenden Metallstücke in die verfestigte Mineralmatrix eingeschlossen werden. Nach einigen Wochen



Abb. 1-3 Die Metallstücke aus 1-2 freigelegt und von der Schlacke separiert.

sind diese Vorgänge weitgehend abgeschlossen und die Schlacke ist dann nicht mehr rieselfähig, sondern bildet einen zusammenhängenden Block. Vor der Wertstoffrückgewinnung aus solcherweise verfestigten Schlacken wird das Schlackenmaterial zunächst zerkleinert und dadurch werden die Wertstoffe freigelegt (Abbildung 1–3).

Für eine Wertstoffextraktion im grosstechnischen Massstab sind vor allem Metallstücke von Bedeutung, die grösser als etwa 2 mm sind, denn nur diese lassen sich mit konventioneller Technologie trockenmechanisch abtrennen. Unter Berücksichtigung zahlreicher eigener Untersuchungen und unter Hinzuziehung diverser vertraulicher externer Studien kommen wir zu einer Abschätzung der Metallgehalte in Schweizer KVA-Schlacke wie in Abbildung 1–4 dargestellt.

Zink kommt als reines Metall in der Schlacke nur untergeordnet vor (0,1%). Im Allgemeinen liegt Zink in der Schlacke legiert mit Kupfer vor, nämlich als Messing. KVA-Schlacke enthält etwa 0,4% Messing, welches zu rund 60% aus Kupfer und 40% Zink besteht. In die in Abbildung 1–4 dargestellten Kupfer- und Zinkgehalte sind bereits die aus Messing stammenden Anteile eingerechnet. Der unmagnetische Edelstahl wird branchenüblich, obwohl chemisch überwiegend aus Eisen bestehend, den NE-Metallen zugerechnet.

Edelmetalle, finden sich ebenfalls in der Schlacke, z. B. Gold mit etwa 0,4 g/t [10]. Die in der Fraktion >2 mm vorliegenden Edelmetalle stammen vorwiegend aus Schmuckstücken. In der Feinfraktion <2 mm stammt das Gold vorwiegend aus Elektronik. Die Zurückgewinnung von Gold aus KVA-Schlacken ist nicht kostendeckend. Allenfalls wird der Edelmetallgehalt in dem aus der Schlackenaufbereitung gewonnenen NE-Konzentrat von der Metallhütte vergütet.

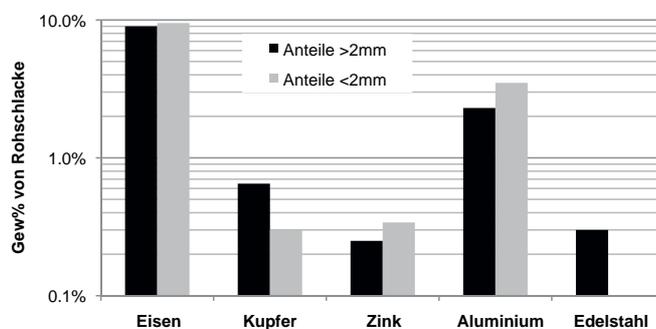


Abb. 1-4 Durchschnittliche Gehalte an Metallen in Schweizer KVA-Schlacke (Schätzungen des Autors). Die Anteile >2 mm sind metallisch und durch eine trockenmechanische Aufbereitung grundsätzlich zurückgewinnbar. Die Anteile <2 mm sind bei Eisen und Aluminium überwiegend chemisch gebunden (Oxide).

Insgesamt enthält Schweizer KVA-Schlacke rund 9% zurückgewinnbares Eisen und 3,5% zurückgewinnbare Nicht-eisenmetalle, davon mehr als die Hälfte Aluminium. Auf der Basis von 700 000 Tonnen Schlacke pro Jahr sind dies etwa 63 000 t zurückgewinnbares Eisen und 25 000 t zurückgewinnbare NE-Metalle. Tatsächlich zurück gewonnen werden in Schweizer Schlackenaufbereitungsanlagen rund 50 000 t Eisen (80%) und 9 000 t NE-Metalle (36%).

1.4 Charakterisierung der zurückgewonnenen Metallfraktionen

Metallstücke werden durch die trockenmechanische Aufbereitung chemisch/physikalisch praktisch nicht verändert und werden so gewonnen, wie sie in der Schlacke vorliegen.

Da Eisen und Kupfer bei KVA-typischen Temperaturen (um 900 °C) nicht schmelzen, werden diese Metalle in ihrer ursprünglichen Morphologie in der Schlacke ausgebracht.

Anders beim Aluminium, denn der Schmelzpunkt von Aluminiumlegierungen liegt bei rund 600 °C. Massige Aluminiumstücke schmelzen unter den Bedingungen der Kehrichtverbrennung, fließen als Schmelze durch das Gutbett auf den Rost, erstarren dort zu teilweise bizarr geformten «Nuggets», und werden so mit der Schlacke ausgetragen (Abbildung 1–5).

Unsere Untersuchungen in einem Muffelofen deuten darauf hin, dass bei Temperaturen knapp über dem Schmelzpunkt von Aluminium eine Schicht von etwa 5–15 Mikrometer Dicke oxidiert. Massige Aluminiumstücke sind von einem Verlust durch Oxidation also praktisch nicht betroffen, während Aluminiumfolien weitgehend verbrennen. Bei Aluminiumdosen, mit einer Wandstärke von etwa 100 Mikrometer, würden rund 20% des Aluminiums oxidiert (jeweils 10 Mikrometer auf der Innen- und Aussenseite).

In Tabelle 1–1 sind die Resultate einer Untersuchung von 46 zufällig ausgewählten Aluminiumstücken (8–25 mm, Nassaustrag) dargestellt [8]. Hierbei wurden die Aluminiumstücke chemisch untersucht und den branchenüblichen Legierungsgruppen zugeordnet. Überraschend ist die hohe Qualität des in der Schlacke angetroffenen Aluminiums. Rund ein Drittel ist Reinaluminium, welches vorwiegend für Verpackungen eingesetzt wird. Andere wichtige Aluminiumanteile kommen vermutlich aus dem Getränkebereich, z. B. in Form von Schraubdeckeln (8XXX) und Getränkedosen (3XXX, 5XXX). Die Mischprobe aus Aluminiumschrott ex KVA ergab eine Ausbeute von 92,3% Aluminium. Die Zusammensetzung ist sehr gut geeignet als Ausgangsprodukt für Gusslegierungen.

Ähnlich wie bei Aluminium findet auch bei Eisen eine oberflächliche Oxidation der Metallstücke statt, sodass die aus der Schlacke gewonnenen Eisenstücke nicht «blank» vorliegen, sondern mit einer grauen Zunderschicht überzogen sind.

Messing, dessen Schmelzpunkt bei Temperaturen knapp über 900 °C liegt, wird ganz überwiegend in der ursprünglichen Form ausgebracht (Abbildung 1–6), aber gelegentlich auch, wie beim Aluminium, in Form von «Nuggets».

Beim konventionellen «Nassaustrag» können sich die Metalle zwischen dem Zeitpunkt des Austrages aus dem Ofen und dem Zeitpunkt der Schlackenaufbereitung noch verändern. Da die Schlacke hierbei durch einen mit Wasser gefüllten Siphon aus dem Ofen ausgebracht wird, enthält sie knapp 20% Wasser, was zur Korrosion der Metalle führen kann. Diese betrifft vor allem Eisen und Aluminium. Eisenstücke rosten an der Oberfläche und Aluminium korrodiert bei den in der



Abb. 1-5 Aluminium-«Nuggets» aus KVA-Schlacke (Trockenaustrag) [5].



Abb. 1-6 Messingstücke aus KVA-Schlacke (Trockenaustrag) [5].

Schlacke vorherrschenden alkalischen Bedingungen unter Wasserstoffentwicklung zu Aluminiumhydroxid. Allerdings schreitet die Korrosion in aufgehäufter Schlacke nicht sehr weit voran. Auch Schlacken, die nach mehr als 10 Jahre aus Deponien ausgegraben werden, enthalten noch fast die gesamten ursprünglichen Metallanteile, wobei Aluminiumstücke allerdings mit einer etwa 1 mm dicken, weissen Hydroxidschicht überzogen sind.

Die Qualität der aus KVA-Schlacke gewonnenen, und schliesslich in Metallhütten abgeführten, Metallkonzentrate hängt weitgehend von den Prozessschritten ab, die der Schlackenaufbereitung nachgeschaltet sind. Wie oben diskutiert, liegen die Metalle häufig eingeschlossen in dem mineralischen Matrixmaterial vor. Insbesondere den zurückgewonnenen Eisenstücken haften trotz einer vorgängigen Zerkleinerung des verfestigten Schlackenmaterials noch substantielle Mengen an mineralischem Material an. Solcher KVA-Schrott muss vor der Abgabe an eine Stahlhütte zunächst gereinigt werden. Wichtig ist auch die Entfernung von Kupfer, welches in Form von elektrischen Spulen um einen magnetischen Eisenkern in den Eisenschrott gelangt. Weiterhin ist die Abtrennung der Batterien aus dem Eisenschrott wünschenswert. Erstens sind nicht alle Stahlwerke der Welt mit einer Rauchgasreinigung zur Abtrennung von Zink, Kadmium und Quecksilber ausgerüstet und zweitens liegt in diesen Metallen ein Ressourcenpotenzial, welches über die Einschleusung der aus dem KVA-Schrott extrahierten Batterien in das Batterie-recycling erschlossen werden kann.

1.5 Charakterisierung der aufbereiteten Rostasche

Die aufbereitete Rostasche ist frei von groben Metallstücken und ist deutlich homogener als die Rohschlacke. Dies ist von Bedeutung für den Einbau der Schlacke in Deponien, denn eine aufbereitete Schlacke nimmt etwa 10% weniger Deponievolumen ein, als eine Rohschlacke [1].

Durch die Entfernung von Aluminium wird das Wasserstofffreisetzungspotenzial der deponierten Schlacke deutlich verringert. Dieses beträgt bei den in typischen Schlacken vor-

liegenden 20 kg/t Aluminium immerhin 28 m³ Wasserstoff je Tonne Schlacke [2].

Ein interessantes Detail ist die Beobachtung, dass der Gehalt an eluierbaren Schwermetallen kaum mit dem Gesamt-Schwermetallgehalt korreliert. So gibt es Schlacken, die insgesamt relativ wenig Kupfer enthalten, aber hohe Kupfergehalte im (sauren) Eluat aufweisen, und umgekehrt. Erst durch Untersuchung von Proben aus dem Trockenaustrag von KVA-Schlacke wurde klar, dass die eluierbaren Schwermetallgehalte ursprünglich aus der Feinstkornfraktion der Schlacke stammen. Diese hat eine der Filterasche ähnliche Zusammensetzung und enthält die Schwermetalle in leicht löslicher Form, vermutlich vor allem als Chloride. Im Nassentschlacker lösen sich die Schwermetallchloride vermutlich zunächst auf und geraten mit der Restfeuchte in alle Schlackenfraktionen (grobe und feine). Wahrscheinlich ist ausserdem, dass die im Nassentschlacker gelösten Schwermetalle an den in der Schlacke reichlich vorhandenen Eisenoxiden spezifisch adsorbieren. Wie die Mechanismen der Umlagerung der löslichen Schwermetallanteile genau funktionieren ist bislang unbekannt. Diese Vorgänge sind vermutlich dafür verantwortlich, dass eine Abtrennung der Metalle in der trockenmechanischen Aufbereitung keine sehr wesentliche Verringerung des Gehalts Schwermetallen im TVA-Eluat der Schlacke zur Folge hat. Andererseits gibt es Hinweise darauf, dass der Gehalt an Schwermetallen im Sickerwasser von realen Deponien durch eine «high-tech» Schlackenaufbereitung verringert wird.

2. Metallrückgewinnung durch trockenmechanische Aufbereitung

2.1 Verfahrenstechnik

Zur Aufbereitung gelangt in der Regel nicht die frisch ausgetragene Schlacke, sondern solche, die nass ausgetragen und über mehrere Tage bis Wochen abgelagert wurde. Bei der Aufbereitung von tropfnasser Schlacke würden sich diverse verfahrenstechnische Probleme ergeben (zementähnliche Anbackungen auf den Maschinen; Probleme mit der Separation auf dem Wirbelstromscheider). Durch die Zwischenlagerung wird die Schlacke zunächst «abgetropft», also grob entwässert. Durch chemische Reaktionen wird sie zudem «innerlich ausgetrocknet». Nachteilig ist hierbei das Abbinden der zunächst rieselfähigen Schlacke durch die oben diskutierten Mineralneubildungen, was eine Zerkleinerung zur Freilegung der eingeschlossenen Metallstücke notwendig macht.

Die bestehenden Schlackenaufbereitungsanlagen in der Schweiz haben völlig unterschiedliche Verfahrensstambäume. Dies liegt teils an der Verschiedenartigkeit des Materials (z. B. Schlacke aus Trockenaustrag vs. Nassaustrag), teils an der verschiedenen Aufbereitungstiefe (low-tech vs. high-tech)

Legierung EN	Beispiele	Anteil
1XXX	Reinaluminium >99%	28%
2XXX	Schrauben, Nieten	2%
3XXX	Mantel Getränkedosen	17%
4XXX	Druckguss	0%
5XXX	Deckel Getränkedosen	11%
6XXX	Verkehrszeichen, Schrauben	9%
7XXX	hochfeste Produkte, Skistöcke	2%
8XXX	Flaschendeckel, Weithalsverschl.	22%
Aluguss	Töpfe, Pfannen	9%

Tab. 1-1 *Qualität von Aluminium aus Schlacke [8]*

und nicht zuletzt an der Vorgeschichte des Betriebes (Notwendigkeit der Integration neuer Anlagenkomponenten in bereits bestehende Anlagen).

Ein möglicher, etwas vereinfachter, Verfahrensstammbaum einer Schlackenaufbereitungsanlage ist in Abbildung 2-1 skizziert.

Die Rohschlacke wird zunächst auf einem Stangensizer grob abgesiebt. Durch die mechanische Beanspruchung auf dem Stangensizer zerfallen gröbere Schlackenbrocken in kleinere Stücke. Das Überkorn > 150 mm besteht weitgehend aus groben Metallschrott. Der Siebdurchgang < 150 mm wird mittels Überbandmagneten von mittelgrossen Eisenteilen (ca. 40–150 mm) befreit. Die magnetische Fraktion wird mit dem Grobschrott vereinigt. Um von diesem Grobschrott mineralische Anbackungen zu entfernen, wird er in einem Trommelsieb mit 40 mm Lochblech mechanisch beansprucht. Anschliessend folgt eine manuelle Sortierung des Grobschrottes, wobei Kupfer/Eisen-Spulen, grössere NE-Metallstücke und grobe Stücke aus Chromnickelstählen erfasst werden. Die von groben Metallstücken befreite Schlacke wird nun auf einem Sternsieb bei 10 mm abgesiebt. Das Überkorn wird auf einem Prallbrecher beansprucht, wobei die Metalle aus dem Verbund

mit mineralischen Anteilen befreit werden. Anschliessend erfolgt die Abtrennung des Eisens und der NE-Metalle. Der Materialstrom wird dann wieder mit dem Durchgang < 10 mm des Sternsiebes vereinigt. Dieses Material wird nochmals über einen Trommelmagnetscheider und einen Wirbelstromscheider von feinen Eisenstücken respektive NE-Metallen befreit. Bei diesem Verfahrensstammbaum durchläuft zumindest die Schlacke > 10 mm zwei Stufen von Magnet- und Wirbelstromscheidern. Dies ist nicht grundsätzlich notwendig, sondern verfahrenstechnisch bedingt, denn solche Geräte müssen optimal auf die verarbeiteten Korngrössenbereiche abgestimmt werden. Während die dem Prallbrecher unmittelbar nachgeschalteten Sortieranlagen auf grobe Körnungen eingestellt sind, sind die unter dem Sternsieb vorgesehenen Sortierstufen auf Körnungen < 10 mm abgestimmt. Es schadet in dieser zweiten Stufe allerdings nicht, wenn die groben Körnungen hier nochmals nachsortiert werden, jedoch ist die Effizienz der Grobkornabscheidung auf den für die Feinkornabscheidung eingestellten Geräten nicht optimal.

Eine «konventionelle» Anlage, wie oben beschrieben, kann zur Erhöhung des Rückgewinnungsgrades der NE-Metalle noch mit einem Sensorsortierer nachgerüstet werden.

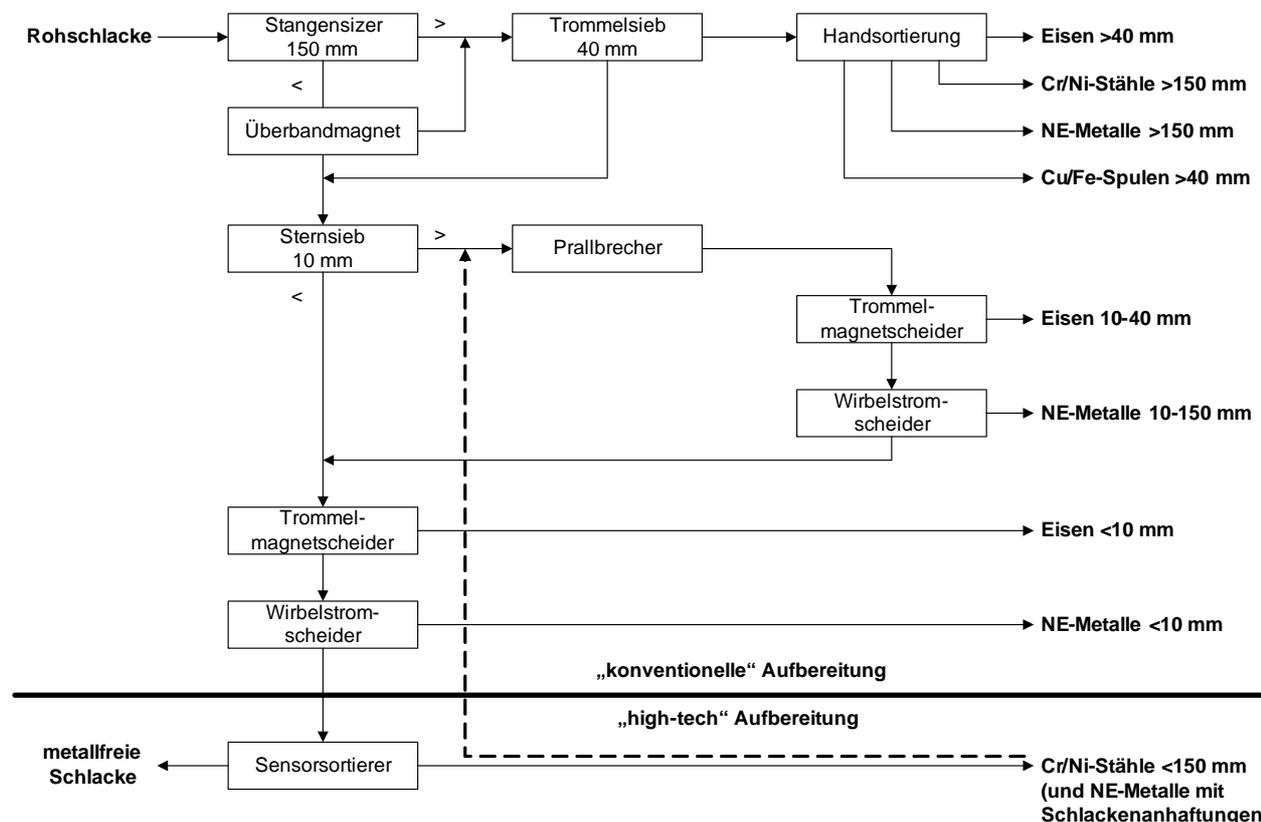


Abb. 2-1 Vereinfachter Verfahrensstammbaum einer «konventionellen» Schlackenaufbereitungsanlage, die mit einem Sensorsortierer zu einer «high-tech»-Anlage ergänzt wurde.

Hier erfolgt die praktisch restlose Entfernung aller noch verbleibenden Metalle. Dies sind vor allem die Edelstähle und solche NE-Metalle, die aufgrund von Mineralanhaftungen von den Wirbelstromscheidern nicht ausgeworfen wurden.

Die auf dem Sensorsortierer gewonnene Metallfraktion kann periodisch, z. B. einmal monatlich, separat durch die Anlage aufbereitet und zu handelsfähigen Schrottfractionen veredelt werden (gestrichelte Linie in Abbildung 2–1). Nach dem Sensorsortierer ist die Schlacke praktisch frei von Metallstücken und kann so deponiert werden.

Eine Aufbereitung in der in Abbildung 2–1 dargestellten Tiefe ist nur bei grossen Durchsätzen wirtschaftlich optimal (> ca. 50 000 t/a) und erfordert, schon wegen der notwendigen Lagerhaltung, einen beträchtlichen Platzbedarf. Auch die Staub- und Geräusentwicklung sind zu beachten. Grosse Anlagen werden daher in der Regel nicht an den KVA, sondern auf Deponien betrieben. Bei Anlagen mit kleineren Durchsätzen, oder solchen die vor Ort betrieben werden (also on-site KVA), ist es sinnvoll mit geringem technischen Aufwand ein Metallkonzentrat zu erzeugen, welches anschliessend in einer «high-tech» Anlage zu handelsfähigen Schrottfractionen veredelt wird.

Ein möglicher Verfahrensstammbaum ist in Abbildung 2–2 dargestellt. Zunächst werden die Eisenstücke mittels Überbandmagnet und Trommelmagnetscheider aus der Schlacke entfernt, und dann werden NE-Metall und Edelstahl mittels Sensorsortierung zurückgewonnen. Grundsätzlich wäre es auch möglich das Eisen mittels Sensorsortierung abzuscheiden, aber dies würde einen sehr hohen Druckluftver-

brauch zur Folge haben, was wiederum ein wichtiger Kostenfaktor beim Betrieb eines Sensorsortierers ist.

Entsprechend dem in Abbildung 2–2 skizzierten Verfahrensstammbaum (High-Tech Variante) lassen sich abgeschätzt etwa die Ergebnisse erreichen, wie in Abbildung 2–3 dargestellt. Aufgetragen ist hier die im Konzentrat ausgebrachte Metallfracht gegen die Metallkonzentration im Konzentrat. Wird der Sensorsortierer auf «hohe Empfindlichkeit» eingestellt, so werden auch winzige Metallteile in grossen Schlackenbrocken erkannt und solche Schlackenbrocken werden durch den Sensorsortierer mit ins Konzentrat überführt. Bei dieser Einstellung ist die zurückgewonnene Metallfracht hoch, aber die Metallkonzentration niedrig. Wird der Sensorsortierer hingegen auf «geringe Empfindlichkeit» eingestellt, so werden nur Metallteile aus der Schlacke entfernt, die praktisch frei von Schlackenanhäufungen sind. In diesem Fall ist zwar der Metallgehalt im Konzentrat hoch, dafür aber die zurückgewonnene Metallfracht niedrig.

Unter Berücksichtigung des Eisenmetalls umfasst das mit einer Anlage nach Abbildung 2–2 gewinnbare Metallkonzentrat etwa 27% des Schlackengewichts (8% Eisen, 3% NE-Metall, 16% Schlacke). Der Metallinhalt entspricht einem Gegenwert von SFr. 100–300 und sollte gegen eine angemessene Vergütung an den Betreiber einer grossen Aufbereitungsanlage zur weiteren Veredelung abgegeben werden.

Leider versuchen in der Schweiz praktisch alle Schlackenaufbereitungsanlagen, also auch solche die «vor Ort» und mit geringen Durchsätzen arbeiten, möglichst saubere, verkaufsfähige Metallkonzentrate zu erzeugen. Mittels Über-

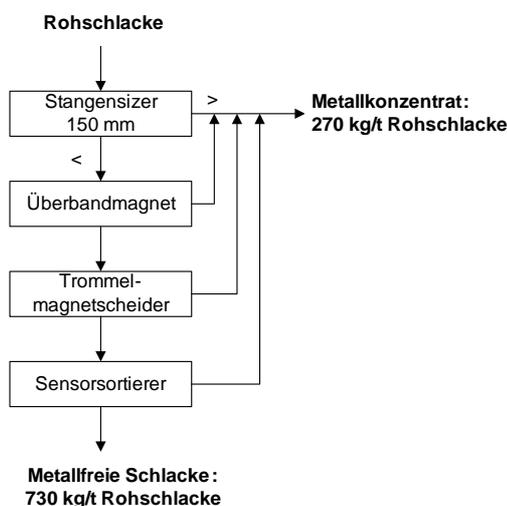


Abb. 2-2 Möglicher Verfahrensstammbaum für Anlagen mit geringen Durchsätzen. Die metallfreie Schlacke wird deponiert und das Metallkonzentrat wird an eine grössere Anlage zur weiteren Veredelung abgegeben.

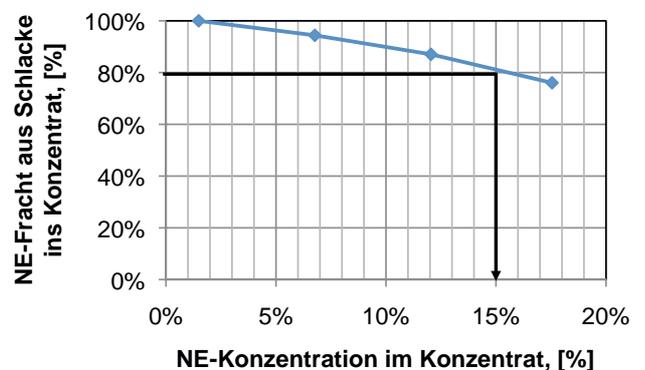


Abb. 2-3 Aufbereitungsergebnis einer Anlage nach Verfahrensstammbaum 2–2. Schätzung des Autors auf der Grundlage von [4]. Etwa 80% des NE-Metallinhalts der Schlacke kann mittels Sensorsortierung in einem Konzentrat mit 15% NE-Metallgehalt ausgebracht werden. Dies entspricht einer Anreicherung der NE-Metalle im Konzentrat gegenüber der der Schlacke um einen Faktor 4.

bandmagneten und Wirbelstromsortierung ist dies auch ohne weiteres möglich. Hierbei wird allerdings häufig übersehen, dass bei dieser «Rosinenpickerei» zwar optisch saubere (und damit verkaufsfähige) Metallfraktionen gewonnen werden, dass aber in der Regel mehr als die Hälfte der zurückgewinnbaren NE-Metallfracht in der aufbereiteten Schlacke verbleibt und damit in Deponien verloren geht. Dies sind NE-Metall <8 mm + NE-Metall mit Schlackenanhaftungen + Edelstahl. Daher gewinnt die durchschnittliche Schweizer Schlackenaufbereitungsanlage weniger als die Hälfte der NE-Metalle aus der Schlacke zurück, wie mittels einer professionell betriebenen «hich-tech» Anlage möglich wäre.

Es wäre ökologisch und ökonomisch sehr viel sinnvoller, wenn kleine Anlagen mit einem «schlanken» Verfahrens-

stammbaum gemäss Abbildung 2-2 Vorkonzentrate erzeugten, die dann in zentralen Grossanlagen zu verkaufsfähigen Metallschrotten veredelt werden.

2.2 Maschinentechnik

Bei der Diskussion der zur Schlackenaufbereitung eingesetzten Maschinen orientieren wir uns an der Reihenfolge des Verfahrensstammbaums in Abbildung 2-1.

Zur Grobabsiebung sind vor allem sehr robuste Maschinen erforderlich, die durch Metallstücke von 50 kg (und mehr) nicht beschädigt werden. Besonders gut eignen sich hierfür Stangensizer, wie in Abbildung 2-4 als dreistufige Ausführung skizziert. Das Material wird auf den vibrierenden Rost geworfen, wobei durch die mechanische Beanspruchung gröbere

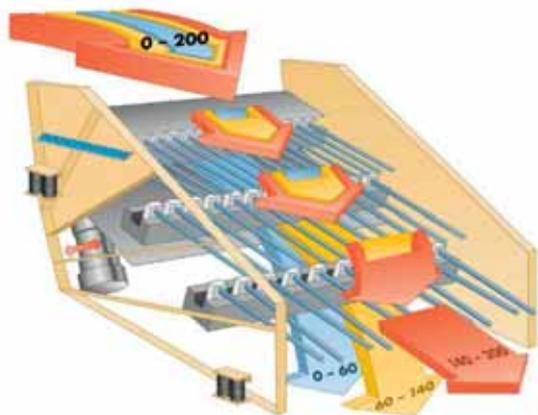
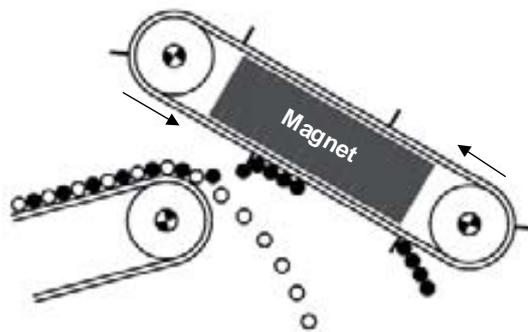


Abb. 2-4 Dreistufiger Stangensizer (www.mogensen.de)



unmagnetische Fraktion magnetische Fraktion

Abb. 2-5 Überbandmagnet (verändert nach www.starmag.ch)

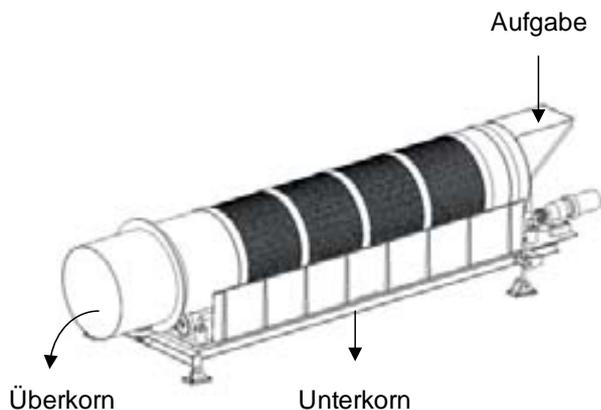


Abb. 2-6 Trommelsieb (verändert nach www.holzmatic.com)



Abb. 2-7 Siebtrommel in schwerer Ausführung (www.stahlbau-meier.at)

Schlackenbrocken bereits zerfallen. Besonders vorteilhaft beim Stangensizer ist der Umstand, dass dieser mangels Querverstrebungen praktisch nicht verstopfen kann. Allenfalls zwischen den Stangen klemmende Stücke können mittels Bagger oder Pneulader leicht entfernt werden.

Die Entfernung von groben magnetischen Metallen geschieht in der Regel mittels Überbandmagnet. Dieser besteht aus einem umlaufenden Band, welches über einen Magneten läuft. Dieses Band ist, wie in Abbildung 2–5 dargestellt, über dem Abwurf eines Förderbandes positioniert. Eisen wird vom Magneten angezogen und «klemmt» dann auf dem umlaufenden Band des Überbandmagneten.

Das Band ist mit Querrippen versehen, welche die magnetischen Partikel erfassen und aus dem Einflussbereich des Magneten heraus befördern, wo sie dann vom Band abfallen. Gelegentlich werden Überbandmagnete auch über dem Förderband quer zur Förderrichtung installiert. Bei der Aufbereitung von Schlacke ist hiervon dringend abzuraten, da sich längliche Eisenstücke zwischen dem Förderband und dem Überbandmagneten verklemmen und zu Bandschlitzern führen können.

Zur Nachreinigung der groben Metallanteile haben sich Trommelsiebe bewährt. Diese funktionieren, wie in Abbildung 2–6 skizziert.

Die Trommel, welche um die in Förderrichtung leicht geneigte Längsachse rotiert, ist mit einem Mantel aus Lochblech versehen (Abbildung 2–6), durch den das Unterkorn herausrieseln kann. Um den Verschleiss des Mantels der Trommel zu minimieren, sind bei der Schlackenaufbereitung die vorderen 2/3 der Trommel mit einem Vollblech ausgerüstet, und nur der hintere Teil ist mit einem Lochblech versehen. Die Trommel wird so schnell rotiert, dass das Material im Inneren kräftig umgewälzt wird und auf diese Weise die an den Metallen anhaftenden Schlackenstücke abgerieben werden.

Zur Absiebung von Schlacke sind konventionelle Wurf-siebe eher ungeeignet, denn diese neigen zu Verstopfungen, insbesondere durch längliche Metallstücke, z. B. Nägel oder gebogene Drahtstücke. Die Entfernung derartiger Klemmkörnungen muss manuell durchgeführt werden und ist ausserordentlich mühsam.

Viel besser eignen sich Sternsiebe (Abbildung 2–8). Diese bestehen aus rotierenden Wellen, auf denen sternförmige Kunststoffelemente derart auf Lücke aufgefädelt sind, dass die Siebsterne einer Welle in die Lücken der jeweils benachbarten Wellen eingreifen und diese «auskämmen». Sternsiebe sind sehr robust, verstopfen auch bei nasser Schlacke nicht und sind punkto Verschleiss relativ unproblematisch. Heikel sind allenfalls lange Drähte, die sich auf den Wellen aufwickeln können. Diese werden im Verfahrensstrombaum 2–1 allerdings durch die Vorabsiebung (Stangensizer) und den Überbandmagneten bereits entfernt.

Alternativ zu den Sternsieben haben sich bei der Absiebung von Schlacke auch Spannwellensiebe hervorragend bewährt. Diese haben den Vorteil, dass man Schlacke bis hinunter zu Maschenweiten von 2 mm absieben kann, während die Sternsiebe in der Regel keine saubere Absiebung < 10 mm zulassen.

Zur Zerkleinerung der vorabsiebten Schlacke werden in der Schweiz praktisch ausschliesslich Prallbrecher verwendet (Abbildung 2–9). Eine schnell rotierende Welle ist mit Schlagleisten ausgestattet, die das Material erfassen. Dieses wird entweder bereits beim Aufprall auf den Schlagleisten oder aber beim Aufprall auf den gepanzerten Prallplatten zerkleinert. Indem das mineralische Korn zerkleinert wird, werden die darin eingeschlossenen Metallstücke freigelegt.

Prallbrecher sind in der Regel, so wie in Abbildung 2–9 dargestellt, mit einer horizontalen Welle ausgerüstet. In der Schlackenaufbereitung haben sich aber auch die verschleissärmeren Vertikalbrecher bewährt. Aus Sicht des Autors wären, alternativ zu Prallbrechern, auch Kugelmühlen (bzw. Autogenmühlen) zur Schlackenaufbereitung bestens geeignet.

Interessanterweise wird bei der Schlackenaufbereitung in der Schweiz kein aktiver Gebrauch von der Möglichkeit der «selektiven Zerkleinerung» gemacht. Durch eine mechanische Beanspruchung in konventionellen Zerkleinerungsanlagen werden die mineralischen Anteile der Schlacke «pulverisiert», während die Metalle praktisch unzerkleinert bleiben. Dieser Effekt liesse sich ausnutzen, um eine Separation der Metalle zu bewirken, indem das Schlackenmaterial zunächst intensiv zerkleinert wird (Kugelmühle!) und anschliessend einfach abgesiebt wird. Die pulverisierten mineralischen Anteile rieseln durch das Sieb, während die blank gereinigten Metalle auf dem Sieb liegen bleiben.



Abb. 2-8 Sternsieb und einzelner Siebsterne (www.internorm.de)

Für die Abtrennung von kleinen Eisenteilen aus Schlacke kommen Trommelmagnetscheider zum Einsatz (Abbildung 2–10). Diese werden von oben beschickt und erfassen auch sehr schwach magnetische Partikel.

Alle Schlackenaufbereitungsanlagen in der Schweiz betreiben Wirbelstromscheider. Diese funktionieren wie in Abbildung 2–11 dargestellt. Mit Wirbelstromabscheidern werden unmagnetische, elektrisch leitfähige Stoffe wie Aluminium, Kupfer und Messing von der Schlacke separiert.

Auf einem mit mehreren 1000 U/min rotierenden «Polrad» sind Permanentmagnete angebracht, welche in den auf der äusseren Trommel liegenden leitfähigen Materialteilchen elektrische Wirbelströme induzieren. Diese Wirbelströme bilden ihrerseits wieder Magnetfelder aus, die den induzierenden Magnetfeldern entgegengerichtet sind, was zu einer abstossenden Kraft führt. Die elektrisch leitenden Teilchen werden daher aus dem Materialstrom ausgeworfen. Wichtig ist, dass vor der Wirbelstromsortierung die magnetischen Bestandteile aus der Schlacke entfernt werden, denn diese werden stärker vom Polrad angezogen als durch den Wirbelstrom abgestossen. Magnetische Metallstücke können sich im Wirbelstromscheider sehr stark erhitzen und diesen sogar beschädigen. Im Gegensatz zu der in Abbildung 2–11 skizzierten Konstruktion wird bei Wirbelstromscheidern die zur Förderung des Materials verwendete Trommel häufig auch als Umlenktrummel für ein Förderband benutzt, auf welchem der Materialstrom über das Polrad geleitet wird.

Die im Wirbelstromscheider in die Metallpartikel induzierten abstossenden Kräfte sind sehr gering, sodass nur Metallpartikel hinreichend stark abgestossen werden, die weitestgehend frei von Schlackenanhäufungen sind. Problematisch ist bei Wirbelstromscheidern ausserdem die Abtrennung von

Edelstählen. Diese sind zwar nur sehr schwach magnetisch, aber immerhin doch meist so stark, dass die magnetische Anziehung grösser ist, als die abstossende Kraft aufgrund des Wirbelstroms. Edelstähle können daher mittels Wirbelstromsortierung kaum aus der Schlacke zurückgewonnen werden.

Konventionelle Wirbelstromscheider sind eher ungeeignet für die Zurückgewinnung von NE-Metallpartikeln <6 mm. Auf diesem Gebiet gibt es allerdings eine rege Entwicklungstätigkeit und seit kurzem gibt es durchaus leistungsfähige Wirbelstromsortierer, die bei einigermaßen vertretbaren Durchsätzen noch NE-Metalle bis herunter zu 2 mm Grösse auswerfen [7]. Zur Abtrennung kleiner Metallpartikel hat es sich als besonders günstig erwiesen das Polrad «rückwärts», also gegen die Drehrichtung der Fördertrommel, laufen zu lassen.

Neuster Stand der Technik bei der Schlackenaufbereitung ist die Sensortechnologie, mit der praktisch alle groben Metallstücke aus der Schlacke entfernt werden können. Das Rohmaterial wird dazu mit einem Förderband über einen Metallsensor transportiert. Dieser Sensor erkennt die Metalle anhand ihrer elektrischen Leitfähigkeit und gibt diese Informationen an den Rechner weiter. Der Rechner steuert eine Leiste mit Druckluftdüsen unter dem Bandabwurf an, welche die Metallstücke mit Druckluft aus dem Materialstrom «heraus-schiessen» (Abbildung 2–12).

Besonders vorteilhaft ist beim Sensorsortierer, dass grundsätzlich alle Metallstücke >4 mm erfasst und abgetrennt werden können, also auch solche, die vollständig in Schlackenbrocken eingeschlossen sind, sowie solche, die magnetisch sind. Limitierend ist beim Sensorsortierer im Allgemeinen der geringe Durchsatz, sofern auch kleine Metallstücke abgetrennt werden müssen. Problematisch ist weiterhin die

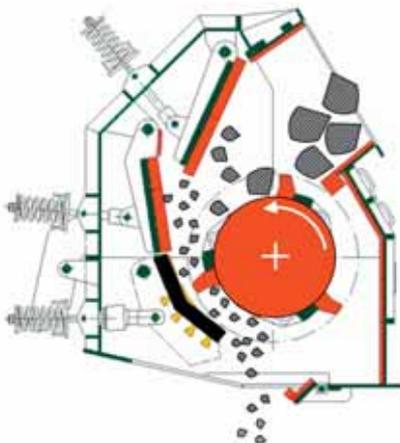


Abb. 2-9 Prallbrecher (verändert nach www.bulltech.at)

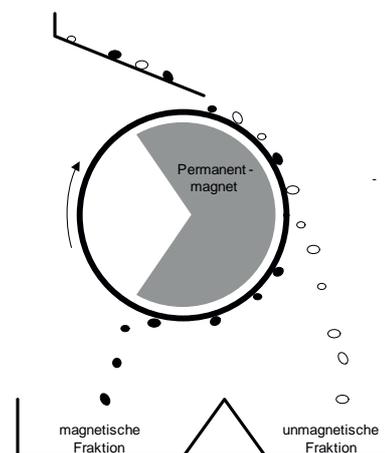


Abb. 2-10 Trommelmagnetscheider

Staubentwicklung, gegen die, jedenfalls bei der Verarbeitung von Schlacke aus dem Trockenaustrag, Vorkehrungen getroffen werden müssen. Ein wesentlicher Kostenfaktor bei der Sensorsortierung ist der Druckluftverbrauch. Um diesen zu minimieren, lohnt es sich, zumindest die magnetischen Metalle, durch eine der Sensorsortierung vorgeschaltete Magnetscheidung, abzutrennen.

Sensorsortierer lassen sich nicht nur zur Abtrennung von elektrisch leitenden Materialien aus Schlacke verwenden, sondern sie können auch nach optischen Kriterien sortieren. So gibt es Bauarten, die beispielsweise optisch durchscheinende Materialien (wie Glas) aus der Schlacke abtrennen oder nach Farbe sortieren können (z. B. weisse Keramikstücke aus der überwiegend dunklen Schlacke oder kupferrote Spulen aus dem braun/schwarzen Eisenschrott.).

Bei der Verfahrenstechnik der Schlackenaufbereitung stellen wir einen deutlichen Trend zur Metallrückgewinnung aus der feinkörnigen Schlackenfraktion (<2 mm) fest. Nicht nur mit speziellen apparativen Entwicklungen (Wirbelstromscheider, Windsichter) versucht man die Feinkornfraktion weiter aufzubereiten, sondern auch durch eine Umstellung vom Nass- auf den Trockenaustrag sollen diese Bemühungen begünstigt werden.

3. Kosten

Die Wirtschaftlichkeit der trockenmechanischen Aufbereitung hängt wesentlich von folgenden Faktoren ab:

- > NE-Metallpreise
- > Durchsatz der Anlage
- > Metallrückgewinnungsgrad

- > Technische Ausrüstung der Anlage
- > Fachliche Kompetenz des Betreibers

Die Kalkulation einer Schlackenaufbereitungsanlage ist in Tabelle 3–1 skizziert. Es handelt sich hierbei um eine Anlage, die nach dem neusten Stand der Technik ausgerüstet ist, also mit Sensorsortierung. **Achtung: Die folgenden Betrachtungen zur Kostenstruktur der Schlackenaufbereitung haben einen beispielhaften Charakter und sind nicht direkt auf reale Anlagen übertragbar.**

Der Erlös der Schlackenaufbereitung setzt sich gemäss der Kalkulation in Tab. 3–1 etwa folgendermassen zusammen:

- > 80% Verkauf NE-Metalle
- > 15% Einsparung Deponiekosten
- > 5% Verkauf Eisenmetalle

Die Einsparung der Deponiekosten von rund 10% ist, zumindest aus der Perspektive des Abgebers der Schlacke, durch das etwa 10% geringere Gewicht der aufbereiteten Schlacke begründet, denn der Deponiepreis wird nach Gewicht verrechnet. Aber auch aus der Perspektive des Deponiebetreibers, dessen Kosten sich eigentlich nach Volumen berechnen, ist der Einbau aufbereiteter Schlacke wirtschaftlich vorteilhaft, denn diese lässt sich besser verdichten (Volumenreduktion ca. 10%).

Eisen lässt sich zwar relativ leicht aus der Schlacke entfernen, aber der Erlös für unveredelten Eisenschrott aus der Schlackenaufbereitung ist gering. Dies liegt vor allem daran, dass sich im KVA-Eisenschrott noch substanzielle Mengen an Kupfer (Spulen auf Eisenkernen) und anderen Stahlschädlingen befinden, vor allem aus anhaftenden Schlackenstücken.

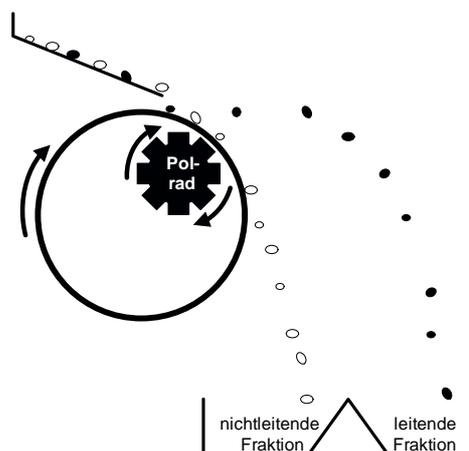


Abb. 2-11 Wirbelstromscheider mit Fördertrommel und Polrad.

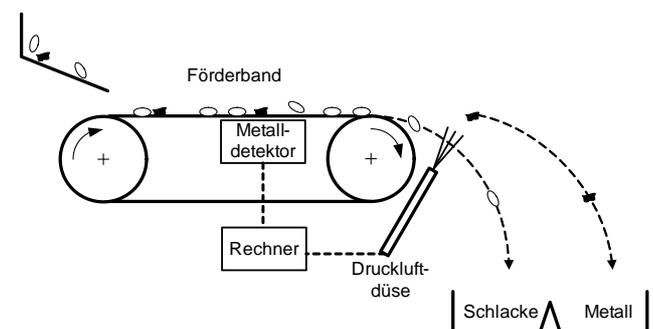


Abb. 2-12 Sensorsortierer

Im Gegensatz zu Eisenschrott, der aus konventionell nass ausgetragener Schlacke gewonnen wurde, ist der Schrott aus der Aufbereitung von trocken ausgetragener Schlacke erstens praktisch frei von mineralischen Anhaftungen und zweitens wenig durch Rostbildung korrodiert. Daher sind kupferhaltige Spulen in dem aus trocken ausgetragener Schlacke gewonnenen Schrott optisch identifizierbar und damit potenziell abtrennbar.

Wichtigster Faktor auf der Erlösseite ist der Verkauf der NE-Metalle. Die NE-Metallpreise haben sich in den letzten sechs Jahren deutlich nach oben bewegt, wenngleich mit einem markanten Einbruch im Jahr 2008 (Abbildung 3–1,2).

Wenn wir vereinfachend davon ausgehen, dass der zurückgewonnene NE-Metallschrott sich zu 25% aus Kupfer und 75% Aluminium zusammensetzt, dass der Kupferpreis etwa 3mal so hoch ist, wie der Aluminiumpreis, und dass für den NE-Metallschrott nach Abzug der Transportkosten und Abzüge für noch vorhandene Schlackenanhaftungen 40% des LME-Preises vergütet werden, dann errechnet sich der Erlös pro Tonne NE-Metallschrott zu 60% des aktuellen LME-Aluminiumpreises.

Kalkulation Schlackenaufbereitung

Annahmen

Durchsatz	50'000 t/a
Gehalt FE-Metall >2mm in Schlacke	9.0%
Gehalt NE-Metall >2mm in Schlacke	3.5%
Abscheidegrad FE-Metall >2mm	90% Sensorsortierer!
Abscheidegrad NE-Metall >2mm	80% Sensorsortierer!
Erlös FE-Metall	45 SFr./t
Erlös NE-Metall	1'500 SFr./t
Deponiegebühr	80 SFr./t
Investition Anlage (incl. Peripherie)	4'500'000 SFr.
Amortisationsdauer	5 Jahre
Zinsfuß	10%

Kosten

Abschreibung	900'000 SFr./Jahr
Zinskosten	225'000 SFr./Jahr
Personal	350'000 SFr./Jahr
Reparaturen (6% von Invest)	270'000 SFr./Jahr
Energie (10 kWh/t @ 0.15.-/kWh)	75'000 SFr./Jahr
Overhead, Analytik...	300'000 SFr./Jahr
	<hr/>
	2'120'000 SFr./Jahr
	42.4 SFr./t Schlacke

Erlöse

verringertes Deponievol. (10%)	400'000 SFr./Jahr
Verkauf FE-Schrott	182'250 SFr./Jahr
Verkauf NE-Schrott	<hr/>
	2'100'000 SFr./Jahr
	53.6 SFr./t Schlacke

Gewinn

	562'250 SFr./Jahr
	11.2 SFr./t Schlacke

Tab. 3-1 Kalkulation «high-tech» Schlackenaufbereitungsanlage

In Abbildung 3–3 ist das wirtschaftliche Ergebnis der Schlackenaufbereitung skizziert. Aufgetragen ist die Kostenstruktur über dem Rückgewinnungsgrad an NE-Metallstücken >2 mm. Bei einem NE-Rückgewinnungsgrad von 0% wird nur der Eisenschrott entfernt. Ein Rückgewinnungsgrad von 100% bedeutet, dass alle NE-Metallstücke >2 mm aus der Schlacke zurückgewonnen wurden, also rund 35 kg NE-Metall pro Tonne Schlacke. Mit derzeitiger Technologie sind im grosstechnischen Massstab maximal 80% der NE-Metalle >2 mm wiedergewinnbar.

Der Metallertlös steigt mit steigendem NE-Rückgewinnungsgrad linear an. Der mit einer Steigerung des NE-Rückgewinnungsgrades verbundene gesteigerte technische Aufwand schlägt auf der Kostenseite durch.

Die Extraktion von NE-Metallen aus der Schlacke ist bei praktisch allen Rückgewinnungsgraden profitabel, vorausgesetzt, dass der NE-Metallpreis über SFr. 1.–/kg liegt (Abbildung 3–4).

Rein betriebswirtschaftlich betrachtet ist bei einem NE-Metallpreis von SFr. 1.50/kg der Betrieb einer Anlage mit einem Rückgewinnungsgrad von 40–60% der NE-Metalle

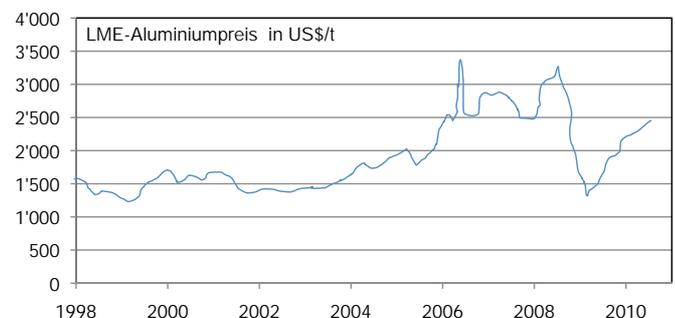


Abb. 3-1 Preisentwicklung in US\$/t für Aluminium 1/1998–4/2010 (www.lme.co.uk).

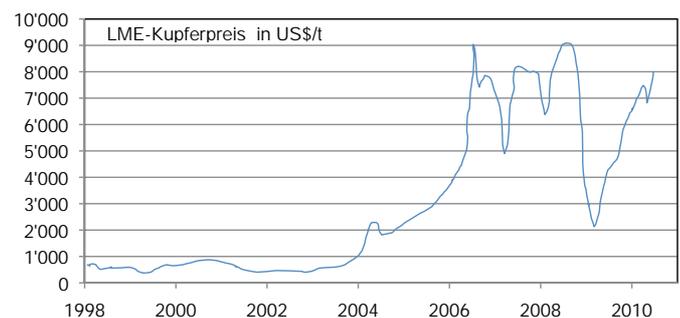


Abb. 3-2 Preisentwicklung in US\$/t für Kupfer 1/1998–4/2010 (www.lme.co.uk).

optimal, und mangels Anreizen zu höheren Rückgewinnungsgraden werden die meisten Schweizer Schlackenaufbereitungsanlagen auch in diesem betriebswirtschaftlichen Optimum betrieben.

Dies ist ein Dilemma, denn ökologisch betrachtet wäre es sehr wünschenswert die Schlacke so aufzubereiten, dass möglichst viel Metall extrahiert wird. Ein entsprechender finanzieller Anreiz oder eine gesetzliche Verpflichtung zu möglichst hohen Rückgewinnungsgraden würde bei der Schlackenaufbereitung einen grossen ökologischen Vorteil bei einem sehr geringen finanziellen Zusatzaufwand bringen.

Die zurzeit aus Schweizer KVA-Schlacken zurückgewonnenen 9000 t NE-Metall entsprechen 40% des potenziell zurückgewinnbaren NE-Metallgehalts und könnten auf 18000 t verdoppelt werden, wenn alle Aufbereitungsanlagen mit moderner Technologie ausgerüstet wären.

4. Weitergehende Aufbereitung zu Baustoffen

Obwohl der überwiegende Anteil der relevanten Schwermetalle (Kupfer, Zink, Blei) in trockenmechanisch entfernbaren gröberen Stücken vorliegt, hat die Schlacke auch nach einer «high-tech»-Aufbereitung noch Restgehalte an Schwermetallen, die weit über den für Baustoffe tolerablen Werten liegen. Als Beispiel dient in Tabelle 4–1 Kupfer, welches punkto baustofflicher Verwertung von Schlacke das kritische Schwermetall ist.

Die nach der trockenmechanischen Aufbereitung vorliegenden Schwermetall-Restgehalte in der Schlacke sind noch deutlich höher, als zulässig für die Verwertung als Baustoff.

Eine Entfernung dieser «dispersen» Schwermetalle, bis auf die relevanten Richtwerte hinunter, würde eine Kupferentfernung aus der Schlacke von mehr als 96% erfordern. Selbst

eine trockenmechanisch «perfekt» aufbereitete Schlacke, die kein Kupferstück >2 mm mehr enthält, müsste nochmals um etwa einen Faktor 10 von Kupfer abgereichert werden, um unter Einhaltung des «T-Wertes» als Baustoff verwertbar zu sein (und um nochmals einen Faktor 10 um «Erdrustenqualität», vertreten durch den «U-Wert», zu erreichen). Dies ist mit trockenmechanischen Methoden unmöglich.

Es hat in der Vergangenheit nicht an Bemühungen gefehlt, um die Schwermetalle aus der KVA-Schlacke so weitgehend zu entfernen, dass die Schwermetall-abgereicherten mineralischen Inhaltsstoffe als Baustoff verwertet werden könnten. Hierzu gibt es drei grundsätzlich verschiedene Ansätze:

1. *Nassmechanische Aufbereitung:* Während durch konventionelle trockenmechanische Aufbereitung nur Metallstücke grösser als ca. 1–4 mm zurückgewonnen werden können, bietet die nassmechanische Aufbereitung die Möglichkeit einer Rückgewinnung von Metallstücken bis hinunter zu etwa 0,05 mm. Die hierfür in Frage kommende Technologie ist ähnlich der «Bodenwäsche» zur Dekontamination von chemisch belastetem Bodenmaterial. Die Bodenwäsche wird beispielsweise eingesetzt, um feinste Bleisplitters aus dem Bodenmaterial von Schiessanlagen zurückzugewinnen. Betriebserfahrungen mit einer grossen Pilotanlage zur nassen Aufbereitung von KVA-Schlacken bestehen in den Niederlanden [11]. In der Schweiz wurde dieses Verfahren bislang nicht im grosstechnischen Massstab eingesetzt.

Es ist unbekannt, ob die relevanten Metalle tatsächlich so weitgehend in stückiger Form vorliegen, dass die Mineralfraktion durch eine nassmechanische Aufbereitung bis auf wenigstens die Inertstoffgrenzwerte abgereinigt werden kann (Kupfer 500 mg/kg; Zink 1000 mg/kg; Blei 500 mg/kg). Falls die umweltrelevanten Schwermetalle im Korn <1 mm vorwiegend in feindisperser Form, insbesondere in chemischen

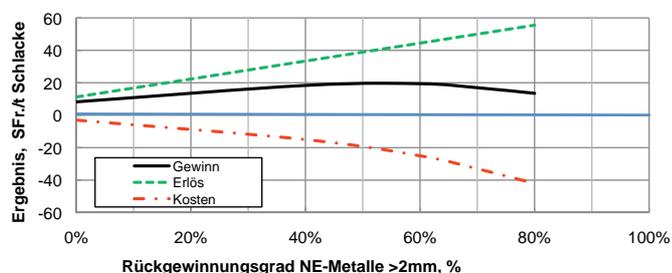


Abb. 3-3 Wirtschaftliches Ergebnis der Schlackenaufbereitung in Abhängigkeit vom Rückgewinnungsgrad der NE-Metalle bei einem Erlös von SFr. 1.50/kg NE-Metall. Das Gewinnmaximum liegt im Bereich von 50% NE-Metallrückgewinnung. Tatsächlich werden im Mittel etwa 40–60% der NE-Metalle > 2 mm aus Schweizer KVA-Schlacken zurückgewonnen.

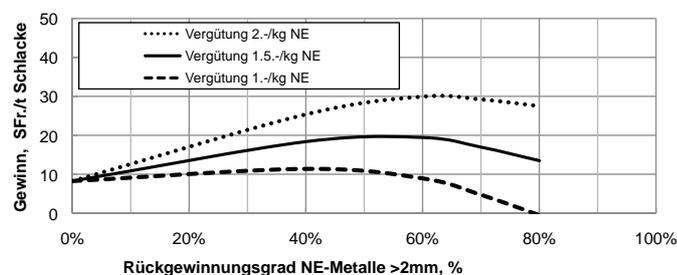


Abb. 3-4 Gewinn der Schlackenaufbereitung in Abhängigkeit vom Rückgewinnungsgrad der NE-Metalle bei einer Vergütung von SFr. 2.-/kg, 1.50/kg und 1.-/kg NE-Metall. Unterhalb 1.-/t NE-Metall lohnt sich die Rückgewinnung von NE nur bei «low-tech»-Anlagen.

Verbindungen (Oxide, Hydroxide, Carbonate) vorliegen, kann eine nassmechanische Aufbereitung grundsätzlich nicht zielführend sein.

2. Hydrometallurgische Extraktion: Eine Möglichkeit der Gewinnung von Metallen aus Rostasche ist die in der Erzaufbereitung weit verbreitete hydrometallurgische Extraktion. Hierbei werden die Metalle in wässrige Lösungen überführt. Als Hilfsmittel dienen Säuren, Laugen oder Komplexbildner. Die so gelösten Metalle werden dann vom Mineralkorn abgetrennt und z.B. durch Elektrolyse oder durch chemische Fällung wieder in fester Form zurückgewonnen. Bei KVA-Filteraschen wird dieser Prozess in Form der «sauren Wäsche» bereits grosstechnisch erfolgreich eingesetzt. Gegenüber der trockenmechanischen Aufbereitung ist die Hydrometallurgie technisch deutlich aufwändiger und damit teurer. Kritisch ist bei der Hydrometallurgie auch der Umweltaspekt. Es muss unbedingt vermieden werden, dass die gelösten Schwermetalle in die Umwelt geraten.

3. Thermische Extraktion: Bei der thermischen Extraktion macht man sich die Mechanismen, die zu einer starken Anreicherung der Schwermetalle in der KVA-Filterasche führen, zwecks Nachbehandlung der Schlacke zunutze. Die umweltrelevanten Schwermetalle (Kupfer, Zink, Blei) in der Schlacke können schon bei Temperaturen von ca. 900 °C als Chloride abgedampft werden [9]. Durch Zuschlag von Chlorid zur Schlacke und anschliessende Erhitzung ist es möglich die relevanten Schwermetalle aus der Schlacke zu entfernen. Dieser Prozess wurde bereits in den 90-er Jahren entwickelt («Fluapur»). Analoge Ansätze werden zurzeit in Form von Forschungsprojekten verfolgt. Problematisch bei diesen Prozessen sind neben den technischen Schwierigkeiten (inhomogene Materialzusammensetzung, korrosive Atmosphäre) die hohen Kosten.

Kupfergehalte	mg/kg	Cu-Restgehalt
Rohschlacke	9500	100%
ohne Metallstücke > 2 mm	3000	32%
Inertstoffgrenzwert	500	5%
Zumahlstoff Zement	400	4%
T-Wert AHR	250	3%
U-Wert AHR	40	0,4%

Tab. 4-1 Orientierungswerte für Kupfer

Die oben genannten Verfahren zur weitergehenden Aufbereitung von KVA-Schlacke sind grundsätzlich durchführbar, voraussichtlich auch im grosstechnischen Massstab. Problematisch sind die Kosten, wie in Abbildung 4-1 dargestellt.

Die Rohschlacke enthält etwa 9500 mg/kg Kupfer. Bis zu einem Restgehalt von etwa 3000 mg/kg ist die Rückgewinnung des Kupfers (durch trockenmechanische Aufbereitung) über den Verkaufserlös profitabel oder wenigstens kostendeckend. Um eine Reinigung der Schlacke bis unter den Inertstoffgrenzwert des Kupfers von 500 mg/kg zu erzielen, wäre allerdings eine Abreicherung von insgesamt 95% erforderlich, was nur mit aufwändigen und damit teuren Aufbereitungsverfahren durchführbar ist. Der Metallerlös reicht in keiner Weise aus, um den Aufwand dieser Verfahren zu kompensieren.

Als Basis zur Abschätzung für den zur weitergehenden Schlackenaufbereitung tolerablen Aufwand gehen wir von den derzeitigen Deponiekosten von etwa SFr. 80.–/t aus. Falls die Behandlung einer bereits durch eine trockenmechanische Behandlung auf 3000 mg/kg Kupfer vorgereinigten Schlacke mittels nassmechanischen Verfahren bis hin zu Inertstoffqualität erfolgreich wäre, könnte die Preisdifferenz von ca. SFr. 60.–/t zwischen Schlackenkompartiment und Inertstoffdeponie gerade ausreichen, um die Behandlungskosten zu kompensieren. Eine andere Möglichkeit wäre die Verwertung als Zumahlstoff zu Zement. Der hierfür erforderliche Wert von 400 mg/kg Kupfer könnte möglicherweise ebenfalls noch durch nassmechanische oder hydrometallurgische Verfahren erreicht werden. Als zusätzliche Erlösquelle käme in diesem Fall möglicherweise eine CO₂-Vergütung in Frage. Eine noch weitergehende Aufbereitung der Schlacke bis hin zu Baustoffqualität (<250 mg/kg Kupfer), würde wohl eine thermische Behandlung erfordern. Diese ist zumindest in der mittel-fristigen Zukunft nicht realistisch, jedenfalls nicht bei Kosten von weniger als SFr. 80.–/t.

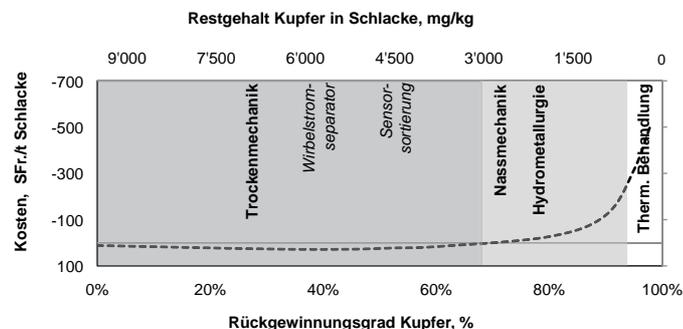


Abb. 4-1 Nettokosten (nach Abzug Metallerlös) der Schlackenaufbereitung in Abhängigkeit vom Rückgewinnungsgrad von Kupfer. Während die trockenmechanische Aufbereitung kostendeckend oder sogar profitabel ist, erfordern die weitergehenden Verfahren z.T. massive Zuzahlungen.

Durchaus aussichtsreich erscheint hingegen die Herstellung von Baustoffen aus einzelnen, schwermetallabgereicherten mineralischen Schlackenfraktionen, z. B. Glas/Keramik. Diese Fraktionen könnten durch trockenmechanische Prozesse (z. B. optische Sensorsortierung) aus der Schlacke abgetrennt werden und durch die oben genannten weitergehenden Aufbereitungsverfahren bis zu Baustoffqualität nachbehandelt werden.

Literatur / Quellen

- [1] Bunge R., Eggenberger, U., Dreher, P., Eggimann M. (2005): «KVA Schlackensand: Geochemische und physikalische Charakterisierung von KVA-Schlackensand zur Ablagerung auf TVA-Konformen Deponien»; Abschlussbericht UMTEC & Fachstelle Sekundärrohstoffe Uni Bern.
- [2] Bunge R., Zbinden M. (2008): «Wasserstofffreisetzung aus KVA-Verbrennungsrückständen», Studie UMTEC im Auftrag des BAFU.
- [3] Thut D. (2003): «Metallrecycling aus Kehrtrichtschlacke»; Diplomarbeit Hochschule Rapperswil.
- [4] Di Lorenzo F.; Bunge R. (2009): «Metallrückgewinnung aus KVA durch Sensorsortierung», Umwelt-Perspektiven (08/2009).
- [5] Fierz R.; Bunge R. (2006) «Trockenaustrag von KVA-Schlacke»; Abschlussbericht UMTEC.
- [6] Bau und Umweltzeitung 50 (2005); Umweltschutzdirektion Kt. BL; «Ist der Elbisgraben eine Goldgrube?» p 1–2.
- [7] www.kewu.ch; Pressemappe Einweihung Entschrottungsanlage 2009.
- [8] Gerber J.; Huber J.; Reinli, H. (2007) Die Fabrik: ein Stück Industriegeschichte der Schweiz; Metallwerke Refonda AG; p. 203ff
- [9] Ludwig Ch.; Hellweg St.; Stucki S. (2003): Municipal Solid Waste Management; Springer; ISBN3-540-44100-X; p. 210ff.
- [10] Muchova M.; Bakker E.; Rem P. (2009); Precious metals in municipal solid waste incineration bottom ash; Water, Air, & Soil Pollution; 9 (2009) 1–2; pp. 107–116.
- [11] Muchova M.; Rem P.; (2006) «Metal content and recovery of MSWI bottom ash in Amsterdam» in Waste Management and the Environment III; Transactions on Ecology and the Environment, Vol 92, pp 211–216.

> Schwermetalle aus der Flugasche zurückgewinnen

«Saure Flugaschewäsche – FLUWA-Verfahren» ein zukunftsweisendes Verfahren in der Abfallverbrennung

Anton Bühler¹, Stefan Schlumberger²

BSH Umweltservice AG, Allmendstrasse 6, 6210 Sursee, Schweiz

Flugaschen aus der thermischen Abfallbehandlung können durch eine saure Flugaschewäsche (FLUWA) von Schwermetallen entfrachtet und anschliessend einer gemeinsamen Verwertung mit der Rostschlacke zugeführt werden. Enthaltene Wertstoffe können auf diese Weise durch eine gezielte Aufbereitung des resultierenden schwermetallhaltigen Filtrates dem Stoffkreislauf wieder zugeführt werden. Das FLUWA-Verfahren wird derzeit vor allem in der Schweiz angewendet. Bereits ein Drittel der Schweizer Kehrichtverbrennungsanlagen sind damit ausgerüstet. Auch im europäischen Raum konnte das Verfahren etabliert werden. Es wurden bereits Anlagen in Liberec (CZ) und Ingolstadt (D) realisiert. Die FLUWA-Technologie hat sich an diesen unterschiedlichen Standorten seit vielen Betriebsjahren bewährt und stellt in der Schweiz den gegenwärtigen Stand der Technik zur Reststoffaufbereitung an Kehrichtverbrennungsanlagen dar. Der FLUWA-Prozess nutzt die Synergien der Rückstände, die bei einer nassen Rauchgasreinigung anfallen. Bei der sauren Flugascheextraktion werden Schwermetalle, die in der Flugasche enthalten sind, durch die Säure des Quenchwassers extrahiert. Gleichzeitig wird der überschüssige Säuregehalt des Quenchwassers mit der Alkalinität der Flugasche neutralisiert. Das toxische Quecksilber des sauren Wäscherabstosses wird in einer vorgeschalteten Stufe sehr effizient durch selektive Ionenaustauscher abgetrennt und anschliessend einer nachhaltigen Verwertung bzw. Entsorgung zugeführt. Nach der Flugascheextraktion wird der schwermetallarme Filteraschekuchen von der schwermetallhaltigen Filtratphase in einer Filtrationsstufe abgetrennt. Der sauer extrahierte Filteraschekuchen weist Reststoffqualität gemäss Schweizerischer Verordnung für Abfälle (TVA) auf und kann in der Schweiz gemeinsam mit der Rostschlacke auf Reststoffdeponien abgelagert werden. Das schwermetallhaltige Filtrat wird in einer Abwasserbehandlungsanlage (ABA) mit Kalkmilch neutralisiert, filtriert und über selektive Schwermetall-Ionenaustauscher von verbliebenen Schwermetallspuren befreit. Das so gereinigte, saubere Abwasser entspricht der Schweizerischen Gewässerschutzverordnung (GSchV 98) und kann anschliessend direkt in den Vorfluter eingeleitet werden. Der filtrierte und entwässerte schwermetallhaltige Hydroxidschlamm kann als Zwischenprodukt der Zinkverhüttung im Ausland zugeführt werden. Die Reststoffe des FLUWA-Verfahrens können zu deutlich günstigeren Konditionen als die unbehandelten Reststoffe abgegeben werden. Somit ermöglicht dieses Verfahren neben den ökologischen Vorteilen auch Betriebsmittel- und Deponiekosteneinsparungen.

1 Kontakt: Tel +41 41 925 70 30, E-mail: anton.buehler@bsh.ch

2 Kontakt: Tel +41 41 925 70 33, E-mail: stefan.schlumberger@bsh.ch

Verfahrensoptimierungen und Weiterentwicklungen zur nachhaltigen Wertstoffnutzung zeigen vielversprechende Möglichkeiten, basierend auf dem FLUWA-Verfahren weitere Stoffkreisläufe schliessen zu können und somit ökologisch wie auch ökonomisch neue Perspektiven zu ermöglichen. Durch diese Verfahrensschritte können die wesentlichen Ziele Nachhaltigkeit und Entsorgungsautonomie der Schweizer Abfallpolitik erreicht werden. Der Grundsatz – Verwertung vor Deponierung – wird bereits durch das FLUWA-Verfahren erfolgreich umgesetzt.

Keywords: Saure Flugaschewäsche, FLUWA-Verfahren, Ascheextraktion, Quecksilberabscheidung

1. Einleitung

Bei der thermischen Haus-, Gewerbe- und Industrieabfallbehandlung wird der Abfallinput in die unterschiedlichen Stoffströme Rostschlacke und Rauchgas aufgeteilt. Den Hauptanteil stellt dabei die Rostschlacke mit ca. 20 Gew.-% des Abfallinputs dar. Unter den vorherrschenden hohen Verbrennungstemperaturen werden flüchtige Verbindungen gemeinsam mit Staubpartikeln über den Rauchgasstrom ausgetragen. Bei sinkenden Temperaturen im Kesselbereich kondensieren flüchtige Schadstoffe wie HCl, SO₂ und Schwermetallverbindungen an diesem Staub. Er lagert sich teilweise an den Kesselrohren und in den nachgeschalteten Staubfiltern (Elektrofilter, Tuchfilter etc.) ab und wird separat als Flugasche ausgetragen. Der Stoffstrom der Flugasche entspricht ca. 2 Gew.-% des Abfallinputs. Gasförmige Verbindungen wie Cl, F und SO₂ werden im nachfolgenden Rauchgaswäscher als Säure bzw. Natriumsulfatlösung abgeschieden. Je nach Wäschertyp kann die Abscheidung gemeinsam oder getrennt erfolgen.

Die Flugasche enthält Metalle und Mineralien, die in wirtschaftlichen Stoffkreisläufen wieder verwendet werden können. Würden sie mit einer entsprechenden Aufbereitung nicht nutzbar gemacht, müssten sie als Sonderabfall deponiert

werden und wären für die Wertstoffkreisläufe nicht mehr zugänglich. Brisant dabei ist, dass bei jeder Art von Deponie die Gefahr durch Umweltkontaminationen besteht. So können dabei früher oder später toxische und damit umweltschädigende Komponenten über die Luft oder das Wasser in die Umwelt gelangen.

Die Flugasche besteht im Wesentlichen aus den drei Bestandteilen Matrixelemente, Salzbildner und Schwermetalle (Abbildung 1).

Die Matrixelemente stellen mit ca. 70 Gew.-% die Hauptfraktion dar. Sie bestehen hauptsächlich aus Silikaten, Aluminaten und oxidischen Verbindungen.

Die Salzbildner, vor allem Alkalimetalle, Chlor und Sulfat, stellen mit ca. 18 Gew.-% den zweitgrössten Anteil dar. Der geringste Anteil entspricht der Schwermetallfracht von ca. 12 Gew.-%. Von ihr geht neben den organischen Inhaltsstoffen das grösste toxische Gefährdungspotenzial der Flugaschen aus. Daher müssen sie einer nachhaltigen und effizienten Aufbereitung zugeführt werden. Das FLUWA-Verfahren bietet die dazu notwendige verfahrenstechnische Lösung. Die gezielte Verwertung der Flugaschefraktionen erfolgt durch die Rückführung der Matrixelemente zur Rostschlacke, die Einleitung der Salzbildner in den Vorfluter und durch die Schwermetallabtrennung als Hydroxidschlamm.

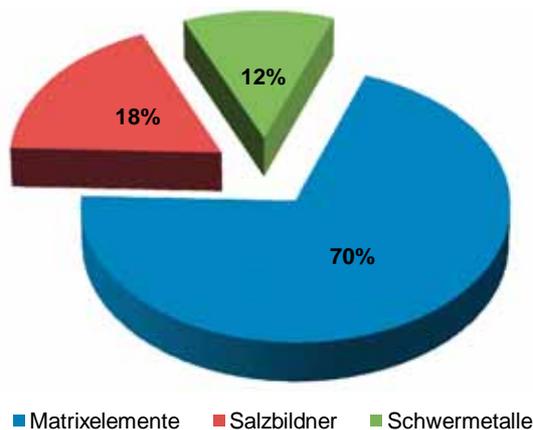


Abb.1 Fraktionen der Flugasche

2. Saure Flugaschewäsche

Als ökologisch sowie ökonomisch interessantes Verfahren hat sich das FLUWA-Verfahren vor allem in der Schweiz etabliert. Die erste saure FLUWA-Anlage wurde im Jahre 1995 an der KVA Buchs (SG) realisiert. Seither setzt bereits ein Drittel aller Kehrichtverbrennungsanlagen das FLUWA-Verfahren erfolgreich ein.

Dank der gezielten Weiterentwicklung und Optimierung des FLUWA-Verfahrens konnte eine nachhaltige Verwertungsmöglichkeit der Rauchgasreinigungsrückstände «Flugasche» und «Wäscherabstoss» erzielt werden (Abbildung 2).

Dabei wird die Flugasche mit saurem und basischem Wäscherabstoss der nassen Abgaswäsche in einem mehrstufigen Prozess extrahiert. Quecksilber, das im sauren Wäscherabstoss gelöst ist, wird vor der Flugascheextraktion mit einem selektiven Ionenaustauscher abgetrennt und separat verwertet bzw. entsorgt. In der Extraktionsstufe wird unter oxidativen Bedingungen einerseits zweiwertiges Eisen in die dreiwertige Form überführt und ausgefällt und andererseits werden höhere Kupfer- und Bleifrachten extrahiert. Nach ausreichender Verweilzeit in der Extraktionskaskade wird die Flugaschesuspension in flüssige und feste Teile getrennt. Dies geschieht mittels Filtration auf einem Vakuumbandfilter. Es entstehen ein stichfester, metallarmer Filteraschekuchen und ein schwermetallhaltiges Filtrat (Tabelle 1).

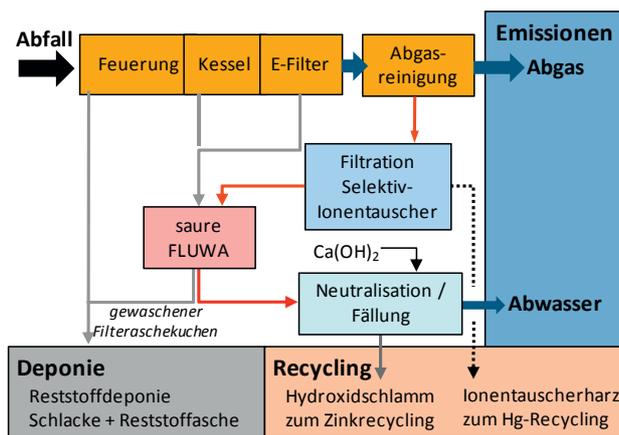


Abb. 2 Grundkonzept des FLUWA-Verfahrens aus Hg-Abscheidung, Flugascheextraktion und Reststoffbehandlung.

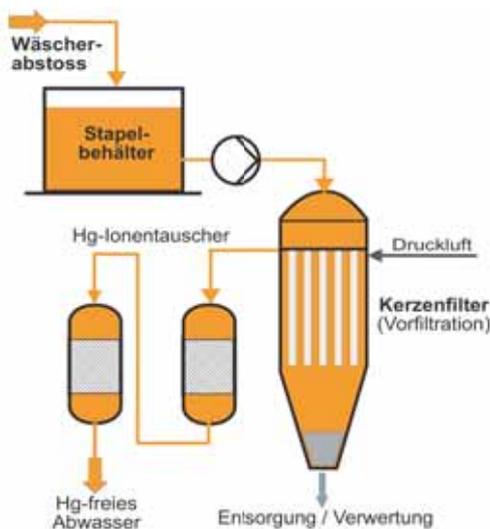


Abb. 3 Grundkonzept des BSH-Mercury-Ion-Verfahrens

Die gelösten Schwermetalle werden in der nachfolgenden Abwasserbehandlung unter Zugabe von Kalkmilch oder Natronlauge neutralisiert und ausgefällt. Die dafür benötigte Menge Neutralisationsmittel ist trotz der in den Flugaschen enthaltenen Alkalinität erheblich. So werden beispielsweise pro Tonne Abfall ca. 4 kg Kalk benötigt. Dies stellt in der thermischen Abfallverwertung eine zusätzliche ökologische und ökonomische Belastung dar (Transporte, CO₂-Emissionen, Chemikalienverbrauch etc.). Eine Reduktion der Neutralisationschemikalien kann durch die Integration weitergreifender Verfahrensstufen ermöglicht werden. Details dazu sind dem Artikel «Neue Technologien und Möglichkeiten der Behandlung von Rauchgasreinigungsrückständen im Sinne eines nachhaltigen Ressourcenmanagements» dieses Tagungsbandes zu entnehmen (Tabelle 2).

Element	Einheit	Konzentration
Chlorid	g/L	30–70
Fluorid	mg/L	0,1–2
Sulfat	g/L	1–15
Kupfer	mg/L	2–9
Blei	mg/L	10–100
Cadmium	mg/L	0,5–4
Chrom	mg/L	0,1–2
Nickel	mg/L	0,5–10
Quecksilber	mg/L	2–10
Zink	mg/L	50–400

Tab. 1 Typische chemische Zusammensetzung des Wäscherabstosses bei gemeinsamer Abschlämzung.

Element	Einheit	Konzentration
Wasserlöslicher Anteil	g/kg	260–300
Blei	mg/kgTS	15 000–18 000
Cadmium	mg/kgTS	550–650
Chrom	mg/kgTS	270–300
Kupfer	mg/kgTS	1 200–1 350
Nickel	mg/kgTS	80–90
Quecksilber	mg/kgTS	0,5–0,9
Zink	mg/kgTS	40 000–44 000

Tab. 2 Typische chemische Zusammensetzung der Flugasche (Mittelwerte der Anlagen KVA Trimmis und TRIDEL Lausanne).

3. Die einzelnen Verfahrensschritte im Detail

3.1 Quecksilberabtrennung aus dem Wäscherabstoss

Mit dem BSH-Mercury-Ion-Verfahren kann das in ionischer Form vorliegende Quecksilber (Hg) sehr effizient aus dem Wäscherabstoss ausgeschieden und einem Recycling zugeführt bzw. dem Stoffkreislauf irreversibel entzogen werden. Etwa 90 Gew.-% des in die Kehrlichtverbrennung eingetragenen Quecksilbers können auf diese Weise entfernt werden. Ansonsten würde es über die Rauchgasreinigungsrückstände auf Deponien gelangen und dort zu ökologischen Risiken führen. Die verbleibenden 10 Gew.-% des eingetragenen Quecksilberinputs teilen sich auf die übrigen Reststoffströme Rostschlacke, Flugasche und Abluft auf (Abbildung 3).

3.1.1 Vorfiltration

Der Wäscherabstoss weist Schwebstoffe aus dem Wäscherbetrieb auf. Die Filtration des Wäscherabstosses mittels Kerzenfiltration ist erforderlich, da die enthaltenen Feststoffe den nachfolgenden selektiven Hg-Ionenaustauscher kontaminieren und zu niedrigeren Abscheideraten führen würden. Des

Weiteren lassen sich somit beim selektiven Ionenaustauscherharz höhere Beladungskapazitäten und längere Standzeiten realisieren. Beim Reinigungsvorgang der einzelnen Filterkerzen wird der Filterkuchen mit Druckluft abgesprengt, ausgelesen und entsorgt (Abbildung 4).

3.1.2 Quecksilberabscheidung über Ionentauscherkolonnen

Die Ionentauscheranlage besteht aus zwei in Serie durchflossenen Kolonnen. Diese sind mit einem selektiven Hg-Ionenaustauscherharz gefüllt. Die harzeigenen H^+ -Ionen werden durch die Quecksilberionen verdrängt und im Harz eingelagert. Die als zweite Stufe durchströmte Kolonne nimmt solange kein Quecksilber auf, bis das Harzbett der ersten Kolonne nahezu vollständig beladen ist. Das verbrauchte Harz wird durch neues ersetzt und anschliessend entsorgt. Der Betrieb der Quecksilberabscheidung wird in der Zwischenzeit mit der zweiten Kolonne aufrechterhalten. Der Zeitpunkt des Harzaustausches wird durch betriebsinterne oder -externe Quecksilberanalytik ermittelt (Abbildung 5).

Die Quecksilberabscheidung erfolgt von anfänglichen Hg-Konzentrationen zwischen 1000 und 10000 $\mu\text{g/L}$ auf



Abb. 4 Kerzenfilter für die Vorfiltration in der KVA Limmattal (CH)



Abb. 5 Ionentauscherkolonnen für die Quecksilberabscheidung in der KVA Niederurnen (CH)

Werte $< 10 \mu\text{g/L}$ im gereinigten Wäscherabstoss. Der spezifische Abscheidegrad ist somit $> 1:1\,000$. Die durchschnittlich erreichbare Beladungskapazität des Hg-Ionenaustauscherharzes beträgt ca. 40 g Quecksilber pro Liter Harz. Der durchschnittliche Harzverbrauch liegt bei ca. 0,02 Liter pro Tonne verbranntem Kehrlicht.

3.2 Saure Flugascheextraktion

In der sauren Flugascheextraktion wird die Flugasche aus dem Aschesilo mit dem säurehaltigen Wäscherabstoss in einer mehrstufigen Rührkesselkaskade zusammengebracht und intensiv vermischt. Die Extraktion beinhaltet die zwei wesentlichen Verfahrensschritte, Schwermetalleextraktion und Gipsausfällung. Der Säuregehalt des Wäscherabstosses ermöglicht eine Extraktion der Schwermetalle Blei, Cadmium, Kupfer und Zink aus der Flugasche (Kesselasche und Elektrofilterasche). Durch Zugabe einer geringen Menge an Wasserstoffperoxid wird eine verbesserte Kupfer- und Bleiextraktion erzielt. Im gewaschenen Filteraschekuchen können die Schwermetallkonzentrationen somit deutlich gesenkt werden.

Element	Einheit	Ausbeute
Blei	%	40–70
Cadmium	%	85–93
Kupfer	%	20–45
Zink	%	60–83

Tab. 3 Typische Extraktionsausbeuten bei sauer gewaschener Flugasche

Element	Einheit	Konzentration
Wasserlöslicher Anteil	g/L	8–12
Säurebindungsvermögen	mol/kg	0,75
Organischer Kohlenstoff	%	0,4–0,6
Blei	mg/kgTS	5 000–12 000
Cadmium	mg/kgTS	40–70
Chrom	mg/kgTS	240–280
Kupfer	mg/kgTS	1 030–2 560
Nickel	mg/kgTS	50–70
Quecksilber	mg/kgTS	0,7–0,9
Zink	mg/kgTS	11 000–17 000

Tab. 4 Typische chemische Zusammensetzung der sauer gewaschenen Flugasche (Durchschnittswerte aus den Leistungsmessungen der Anlagen KVA Thun, KVA Trimmis und TRIDEL Lausanne)

Aus den durchschnittlichen Konzentrationen der Flugasche bzw. der gewaschenen Asche lässt sich die Extraktionsausbeute bezüglich der relevanten Schwermetalle Blei, Cadmium, Kupfer und Zink berechnen. Dabei muss jedoch berücksichtigt werden, dass bei der sauren Extraktion rund ein Drittel der Flugasche in Lösung geht. Je höher die oxidative Wirkung in der FLUWA ist, desto mehr Kupfer und Blei kann prozentual aus der Flugasche extrahiert werden (Tabelle 3).

Aus der Flugasche gelöstes Calcium Ca^{2+} reagiert mit dem im Wäscherabstoss enthaltenen Sulfat SO_4^{2-} zu CaSO_4 , das als schwerlöslicher Gips ausfällt (Abbildung 6).



Abb. 6 Saure Flugascheextraktion in der KVA Trimmis.



Abb. 7 Flugaschewäsche in der KVA Trimmis.

3.3 Flugaschefiltration und Flugaschewäsche

Die Suspension aus dem zweiten Extraktionsbehälter fliesst direkt auf einen Vakuumbandfilter. Dieser Filter bewirkt eine mechanische Flüssigkeitsabtrennung aus der Suspensionsphase. Unter dem Einfluss von Vakuum trennt sich die Flüssigphase weitgehend von der Festphase.

Der entstehende stichfeste Filteraschekuchen (sauer gewaschene Flugasche) enthält in der Restfeuchte gelöste Salze und Schwermetalle, die durch eine Gegenstromwäsche ausgewaschen werden. Das anfallende Filtrat wird im Filtratabscheider gesammelt und zur Neutralisation und Schwermetallfällung in eine Abwasserbehandlungsanlage (ABA) geleitet (Abbildung 7).

Die gewaschene und entwässerte Flugasche weist durch die Behandlung Reststoffqualität gemäss Schweizerischer Verordnung Abfälle (TVA) auf und kann somit gemeinsam mit der Schlacke abgelagert werden (Tabelle 4, Abbildung 8).

Die Reststoffqualität der sauer gewaschenen Flugasche wird in der Schweiz gemäss TVA mit dem CO₂-Eluattest kontrolliert. Der sauer gewaschene Filteraschekuchen erfüllt auch diesbezüglich die erforderlichen Grenzwertvorgaben (Tabelle 5).

3.4 Abwasserbehandlung

Das stark schwermetallhaltige Filtrat aus der Flugaschewäsche wird einer Abwasserbehandlungsanlage (ABA) zugeführt. Dort wird das Filtrat für die Abgabe in den Vorfluter gereinigt. Die Schwermetalle werden dabei als Metallhydroxide ausgefällt (Tabelle 6).

Dazu wird dem Filtrat im Neutralisationsbehälter Kalkmilch bis zum optimalen Fällungs-pH-Wert von ca. 9,5 zugegeben. Anschliessend werden die Fällungsprodukte in einem Kerzenfilter vollständig filtriert und in einer Filterpresse zu einem stichfesten Filterkuchen entwässert. Dieser Filterkuchen weist neben anderen Begleitmetallen einen hohen Zinkanteil auf, der sich als Zwischenprodukt für die Zinkverhüttung im Ausland eignet.

Um möglichst geringe Emissionsgrenzwerte erreichen zu können, wird das filtrierte Abwasser über zwei in Serie geschaltete Ionenaustauscherkolonnen geführt. Diese Kolonnen sind mit einem Selektivionenaustauscherharz gefüllt, das die noch vorhandenen Schwermetallionen austauscht.

Die Emissionsgrenzwerte genügen den Vorgaben der Schweizerischen Gewässerschutzverordnung (GSchV 98) (Abbildung 9 und 10).

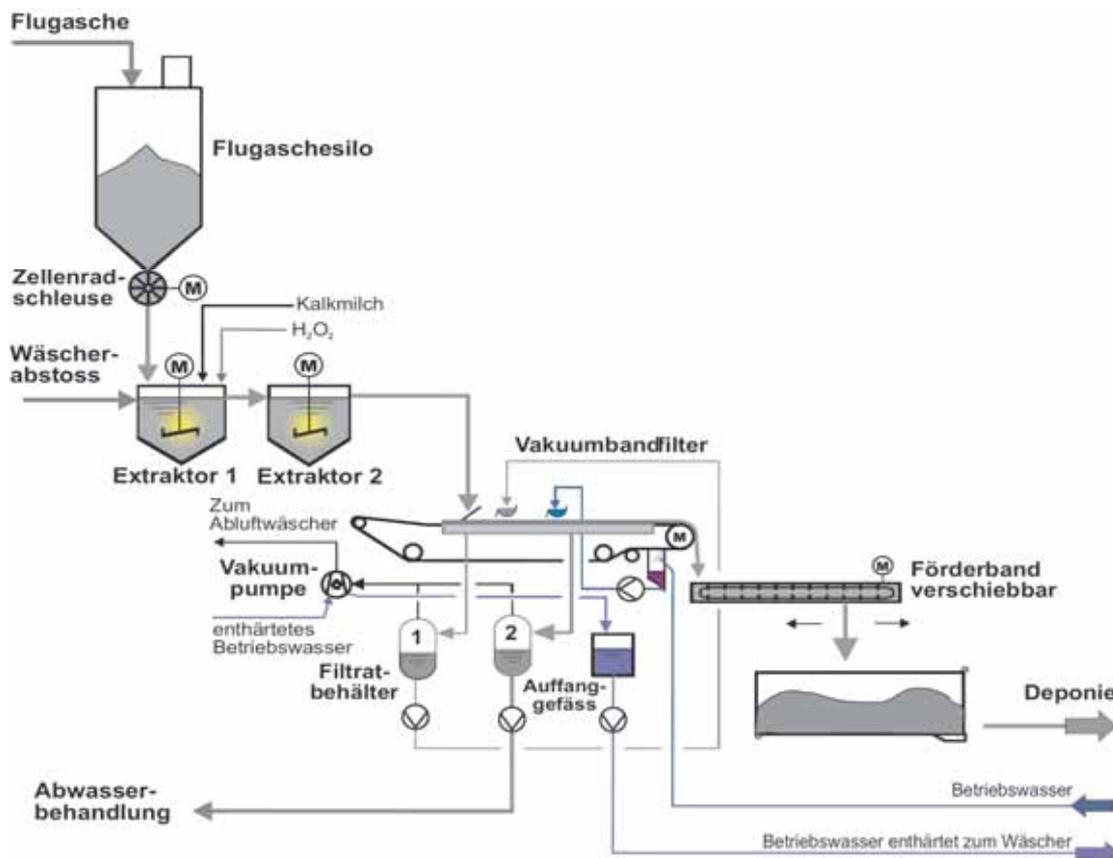


Abb. 8 Grundkonzept der Flugascheextraktion und Flugaschewäsche.

4. Ausgewählte Stoffströme

In der nachfolgenden Grafik sind die relevanten Stoffströme des FLUWA-Verfahrens angegeben. Die Daten beziehen sich auf die Verbrennung von 1000 kg Abfall. Nach der thermischen Abfallverwertung stellt die resultierende Rostschlacke mit ca. 20 Gew.-% den Hauptanteil an festen Reststoffen dar. Gasförmige Bestandteile, die nach der Rauchgasreinigung über den Kamin abgegeben werden, sind in die Stoffstrombilanz nicht mit einbezogen. Die Flugaschen stellen die nächstgrössere Reststofffraktion mit ca. 2 Gew.-% des Abfallinputs dar. Nach der sauren Flugascheextraktion sind davon noch 1,5 Gew.-%, bzw. 15 kg/t Abfall vorhanden. Die Massendifferenz von 0,5 Gew.-% ist nicht mit einer Extraktionsleistung der FLUWA von 25% gleichzusetzen, da das gelöste Calcium mit dem Sulfat des Wäscherabstosses spontan zu Gips reagiert und es somit zu einem zusätzlichen Feststoffeintrag

Element	Einheit	Konzentration im Eluat	Grenzwerte für Reststoffdeponie
Fluorid	mg/L	0,5–1,5	10
Sulfit	mg/L	< 1	1
Aluminium	mg/L	0,3–1	10,0
Blei	mg/L	0,1–0,5	1,0
Chrom gesamt	mg/L	0,02–0,05	2,0
Kobalt	mg/L	0,04–0,07	0,5
Kupfer	mg/L	0,15 –0,25	0,5
Nickel	mg/L	0,15 –0,25	2,0
Quecksilber	mg/L	0,0002 –0,003	0,01
Zink	mg/L	5–6	10

Tab. 5 Typische Durchschnittswerte aus den Leistungsmessungen der Anlagen KVA Trimmis und TRIDEL Lausanne, angegeben als Mittelwerte aus den 24- und 48-Stundeneluat.

Element	Einheit	Konzentration
Chlor	g/kgTS	80–100
Blei	mg/kgTS	7 000–36 000
Cadmium	mg/kgTS	3 000–6 000
Chrom	mg/kgTS	30–70
Kupfer	mg/kgTS	200–1 000
Nickel	mg/kgTS	20–80
Quecksilber	mg/kgTS	0,7–0,9
Zink	mg/kgTS	150 000–300 000

Tab. 6 Typische chemische Zusammensetzung des zinkhaltigen Hydroxidschlammes (Durchschnittswerte aus den Leistungsmessungen der Anlage KVA Trimmis)

kommt. Die im Hydroxidschlamm enthaltene Zinkfracht beträgt ca. 0,6 kg/t Abfall. An einer KVA mit einer verbrannten Abfallmenge von 100 000 t/a werden somit ca. 60 t Zink verwertet (Abbildung 11).

5. Fazit/Ausblick

Die saure Flugaschewäsche (FLUWA-Verfahren) wurde in den vergangenen 12 Jahren in vielen Abfallverbrennungsanlagen erfolgreich realisiert. Das Verfahren wurde dabei kontinuierlich optimiert und verbessert und kann heute als etabliert und als Stand der Technik betrachtet werden. Wesentliche Ziele der Schweizerischen Abfallpolitik wie Entsorgungsautonomie und Nachhaltigkeit können damit nicht abschliessend erreicht, aber doch einen Schritt näher erreicht werden. Weitere Entwicklungs- und Ausbauschritte – unter anderem basierend auf den langjährigen Betriebserfahrungen – zeichnen sich bereits ab und werden bei Neuanlagen integriert. Somit kann unter Einsatz der Weiterentwicklungen das Ziel der Nachhaltigkeit vollständig realisiert und die Entsorgungsautonomie maximiert werden. Für Details dazu sei auf die Publikation «Neue Technologien und Möglichkeiten der Behandlung von Rauchgasreinigungsrückständen im Sinne eines nachhaltigen Ressourcenmanagements» in diesem Tagungsband verwiesen.



Abb. 9 Schwermetall-Ionenaustauscheranlage in der KVA Trimmis.

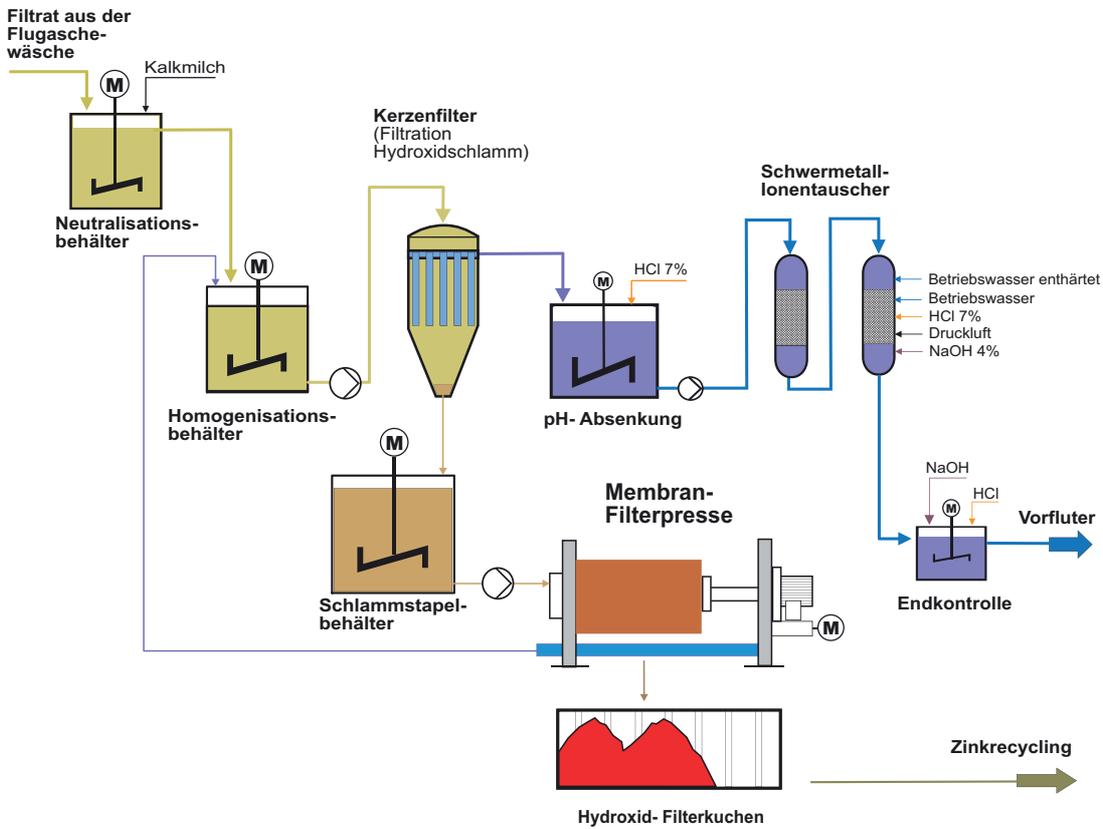


Abb.10 Grundkonzept der Abwasserbehandlung.

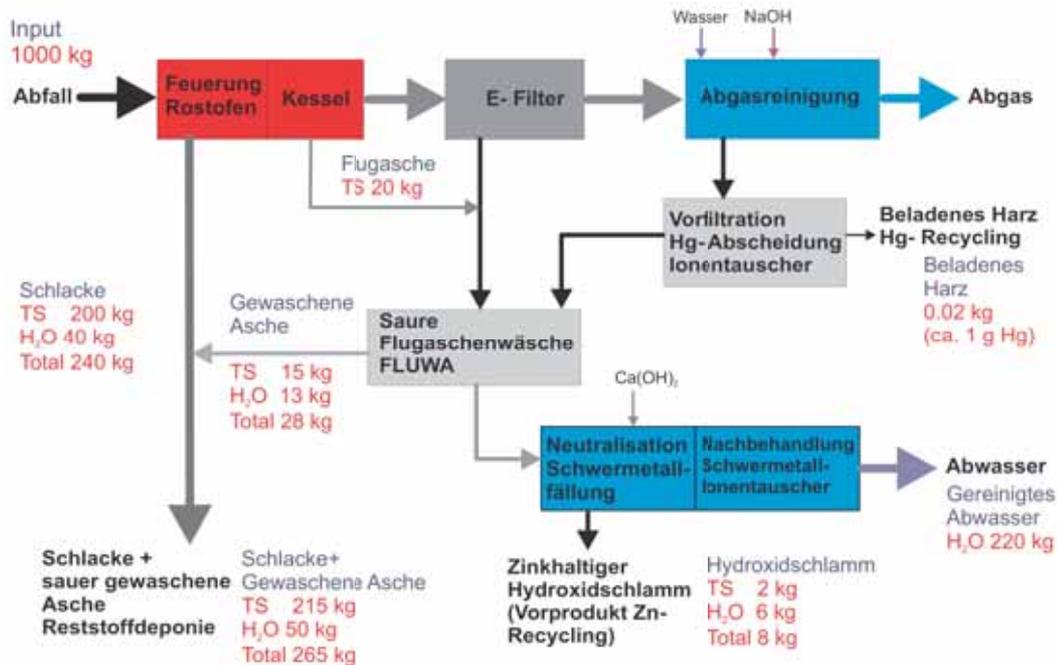


Abb.11 Ausgewählte Stoffströme des FLUWA-Verfahrens.

> Neue Technologien und Möglichkeiten der Behandlung von Rauchgasreinigungsrückständen im Sinne eines nachhaltigen Ressourcenmanagements

Stefan Schlumberger

BSH Umweltservice AG, Allmendstrasse 6, 6210 Sursee, Schweiz

In der Schweiz werden Flugaschen aus der thermischen Abfallbehandlung durch eine saure Flugascheextraktion (FLUWA) von Schwermetallen entfrachtet und anschliessend gemeinsam mit der Rostschlacke verwertet. Enthaltene Wertstoffe können auf diese Weise durch eine gezielte Aufbereitung des resultierenden schwermetallhaltigen Filtrates dem Stoffkreislauf wieder zugeführt werden. Mit dem hier vorgestellten Verfahren werden Cadmium, Blei und Kupfer abgetrennt und das Wertmetall Zink, das in hohen Konzentrationen in den Flugaschen enthalten ist, als Reinstmetall ($Zn > 99,99\%$) zurückgewonnen. Organika, die nach der sauren FLUWA im schwermetallbefreiten Filteraschekuchen verbleiben, können zur Zerstörung in die Feuerung zurückgeführt werden. Im FLUWA-Prozess nutzt man die Synergien der Rückstände, die bei einer nassen Rauchgasreinigung anfallen. Durch die saure Ascheextraktion werden in den Flugaschen enthaltene Schwermetalle durch die Säure des Quenchwassers extraktiv mobilisiert. Gleichzeitig wird der überschüssige Säuregehalt des Quenchwassers durch die Alkalinität der Flugaschen neutralisiert. In einer Filtrationsstufe wird der schwermetallarme Filteraschekuchen von der schwermetallhaltigen Filtratphase abgetrennt. Das Filtrat stellt das Ausgangsmaterial für die nachfolgende gezielte Schwermetallabtrennung und Rückgewinnung dar. Cadmium, Blei und Kupfer werden in einer ersten Vorbehandlungsstufe reduktiv metallisch abgetrennt und als Metallgemisch in Bleihütten verwertet. Zink, das im Filtrat in wirtschaftlich interessanten Konzentrationen vorliegt, wird aus dem vorgereinigten Filtrat mittels selektiver Flüssig-Flüssig-Extraktion abgetrennt, aufkonzentriert und elektrolytisch als Reinstzink ($Zn > 99,99\%$) zurückgewonnen. Das schwermetallfreie Filtrat wird in einer Abwasserbehandlungsanlage mit Kalkmilch neutralisiert, filtriert und über selektive Schwermetallionenaustauscher von verbliebenen Schwermetallspuren befreit. Das resultierende saubere Abwasser kann direkt in den Vorfluter zugegeben werden. Die nach der Filtration verbleibende geringe Restmetallschlammmenge besteht weitestgehend aus Gips und Erdalkalimetallhydroxiden, die über eine Rückführung in den Ofen gemeinsam mit der Rostschlacke verwertet werden kann. Zur Zerstörung der im Filteraschekuchen enthaltenen Organika, insbesondere der Dioxine und Furane, wird der schwermetallfreie Filteraschekuchen in die Feuerung zurückgeführt. Der Anlagenbetrieb, die Roh- und Reingasparameter und die Qualität der resultierenden Rostschlacken werden durch die Rückführung nicht beeinflusst. Somit ergibt sich durch die Kombination der einzelnen Verfahrensschritte eine nachhaltige effiziente Aufarbeitungsmöglichkeit

der Reststoffe der nassen Rauchgasreinigung. Toxische Flugaschen und Hydroxidmetallschlämme entfallen als Reststoff. Somit bleiben bei der thermischen Abfallverwertung unter Anwendung der hier beschriebenen Verfahren lediglich Rostschlacke und wertstoffhaltige Metallfraktionen übrig, die gezielt in den Rohstoffkreislauf zurück geführt werden können. Neben der nachhaltigen ökologisch wertvollen Rückgewinnung von sekundären Rohstoffen und Schliessung von Stoffkreisläufen bringt dieses sogenannte FLUREC-Verfahren auch ökonomische Vorteile. Die Wirtschaftlichkeit des Gesamtprozesses ergibt sich dabei aus der Kombination der wertschöpfenden Rückgewinnung von Zink, der Annahme von externen Flugaschen sowie aus deutlichen Kosteneinsparungen bei der schwermetallfreien Abwasserbehandlung. Mit diesem Verfahren konnte somit eine nachhaltige, ökologisch und ökonomisch interessante Verwertung der Reststoffe aus nassen Rauchgasreinigungsanlagen der thermischen Abfallbehandlung erzielt werden.

Keywords: Flugascheextraktion, Zinkrückgewinnung, Recycling, Elektrolyse, Flugascherückführung, PCDD/F

1. Einleitung

Bei der thermischen Haus- und Gewerbeabfallbehandlung werden flüchtige Schwermetalle wie Zink, Cadmium, Blei und Organika (polychlorierte Dibenzo-p-dioxine und furane PCDD/F) in den Flugaschen angereichert. Aufgrund dieser hohen Belastung mit anorganischen und organischen Schadstoffen müssen Flugaschen einer kostenintensiven kontrollierten Deponierung zugeführt bzw. hydrochemischen Aufbereitungsverfahren unterzogen werden. Die hydrochemischen Aufbereitungsverfahren können in eine neutrale und eine saure Flugascheextraktion unterteilt werden. Erstere ermöglicht lediglich eine Reduktion der löslichen Chloridfrachten und somit eine Verfestigung mit Zement. Die saure Flugaschewäsche ermöglicht hingegen die gezielte Abtrennung und Rückgewinnung der enthaltenen Schwermetalle als Wertstoffe und erlaubt im Anschluss daran eine thermische Zerstörung der verbliebenen Organika, insbesondere PCDD/F. Diese Verfahrenskombination aus Mobilisierung von Wertstoffen, Inertisierung von Schadstoffen und Zerstörung der Organika bietet sehr gute ökologische und ökonomische Perspektiven, die im Folgenden näher dargestellt werden.

Die Option zur Verwertung von Schwermetallen aus Elektrofilteraschen sowie die thermische Zerstörung organischer Verbindungen wurde erstmals im so genannten 3R-Verfahren [1] untersucht und im Pilotmaßstab umgesetzt. Allerdings konnte dabei eine selektive und effiziente Rückgewinnung ausgewählter Schwermetalle aus dem Ascheextrakt nicht oder nur mit sehr hohem apparativen und steuerungs-technischen Aufwand realisiert werden. Die Aschebehandlung in Form der sauren Flugaschewäsche (FLUWA) mit Bei-

mischung der extrahierten Flugaschen zur Rostschlacke wird in der Schweiz bereits großtechnisch an mehreren Kehrichtverbrennungsanlagen erfolgreich angewendet und zählt somit zum gegenwärtigen Stand der Technik.

2. Saure Flugascheextraktion

Flugaschen der thermischen Abfallbehandlung stellen aufgrund ihrer hohen Schwermetallfracht und der gleichzeitig vorliegenden PCDD/F-Fracht ein erhöhtes ökologisches Problem dar. Durch die Entwicklung und Optimierung der sauren Flugascheextraktion konnte ein Verfahren zur nachhaltigen Aufarbeitung der Stoffströme Flugasche und Quenchwasser etabliert werden.

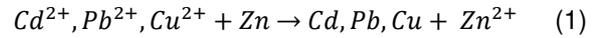
Die Flugaschen werden mit saurem sowie basischem Wäscherabstoss – Reststoffe der nassen Rauchgasreinigung – in einer mehrstufigen Extraktionskaskade ohne Wärmezufuhr extrahiert. Im sauren Wäscherabstoss gelöstes Quecksilber wird vor der Flugascheextraktion mit einem Selektivionen-austauscher abgetrennt [2]. Durch die Zugabe von Wasserstoffperoxid zur Flugascheextraktion wird einerseits gelöstes Eisen(II) in die dreiwertige Form überführt und ausgefällt und andererseits die Extraktionsausbeute von Kupfer- und Bleiverbindungen signifikant erhöht. Nach ausreichender Verweilzeit in der Extraktionskaskade erfolgt die Fest/Flüssig-Trennung mittels Vakuumbandfiltration in eine stichfeste, metallarme Filteraschekuchenfraktion und ein metallhaltiges Filtrat. Details zur FLUWA sind dem Artikel von A. Bühler in diesem Tagungsband zu entnehmen (Tabelle 1).

Bedingt durch die bisherige Abfallzusammensetzung an Schweizer Kehrichtverbrennungsanlagen ist die pro Anlage im Quenchwasser enthaltene Salzsäurefracht grösser als die Alkalinität der jeweiligen Flugaschen. Die Neutralisation des Säureüberschusses erfolgt bisher durch Zugabe von Kalkmilch. Die Annahme von zusätzlicher Flugasche zur stöchiometrischen Bewirtschaftung der Reststoffe bietet nun neben ökonomischen Vorteilen auch Einsparpotenzial an Neutralisationschemikalien und darüber hinaus die Möglichkeit, höhere Metallfrachten zurückzugewinnen. Die einzelnen Verfahrensschritte dazu werden im Folgenden basierend auf bisherigen industriellen Pilotierungsversuchen dargestellt.

3. Verfahrenskonzepte zur Schwermetallrückgewinnung

3.1 Zementierung

In der sogenannten «Zementierung» werden aus dem schwermetallhaltigen Filtrat der FLUWA Cadmium, Blei und Kupfer reduktiv abgetrennt. Dazu wird dem Filtrat Zinkpulver als Reduktionsmittel zugegeben. Die Reaktion verläuft nach Gleichung (1) ab.



Vergleichsweise edlere Metalle als Zink werden als metallisches Zementat auf diesem abgeschieden und abfiltriert. Das Reduktionsmittel Zink geht dabei in Lösung. Auf diese Weise können im Filtrat die Schwermetalle Cadmium, Kupfer und Blei auf Konzentrationen kleiner 3 mg/L abgereichert werden (Abbildung 1).

Die metallisch abgeschiedenen Verunreinigungen werden als «Zementat» in einer Filtrationseinheit abgetrennt. Das Zementat weist einen Trockensubstanzgehalt von >60% auf. Aufgrund der hohen Bleifracht von ca. 50–70 Gew.-% kann das Zementat direkt an eine Bleihütte abgegeben und verwertet werden. Die übrigen darin enthaltenen Schwermetalle werden im Bleiproduktionsprozess der Hütte zurückgewonnen und erneut dem Wertstoffkreislauf zugeführt (Tabelle 2).

3.2 Solventextraktion

In der Solventextraktion (SX) wird das Zielmetall Zink selektiv aus dem vorgereinigten Filtrat abgetrennt, gereinigt und aufkonzentriert. Die Solventextraktion ist dadurch gekennzeichnet, dass ein selektiver Übergang von Zinkionen aus der

Element	Einheit	Konzentration
Chlorid	mg/L	30 000–70 000
Fluorid	mg/L	200–600
Sulfat	mg/L	1 000–5 000
Aluminium	mg/L	100–800
Blei	mg/L	500–2000
Cadmium	mg/L	40–200
Calcium	mg/L	3 000–12 000
Eisen	mg/L	< 5
Kupfer	mg/L	20–300
Magnesium	mg/L	500–2000
Nickel	mg/L	< 1
Quecksilber	mg/L	0,003–0,01
Zink	mg/L	4 000–12 000

Tab.1 Typische chemische Zusammensetzung des Filtrates.

Element	Einheit	Konzentration
Blei	Gew.-%	50–70
Cadmium	Gew.-%	5–15
Kupfer	Gew.-%	3–15
Zink	Gew.-%	10–20

Tab.2 Chemische Zusammensetzung des Zementates.

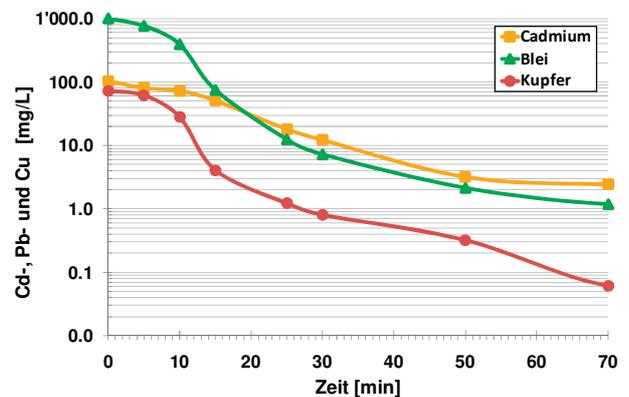


Abb.1 Konzentrationsverlauf der Zementierung zur Blei-, Cadmium- und Kupferabtrennung aus dem Filtrat.

wässrigen Filtratphase in eine wasserunlösliche organische Komplexbildnerphase stattfindet.

Die Solventextraktion kann in die drei Einzelschritte

1. Extraktion
2. Waschstufe und
3. Reextraktion

unterteilt werden, die im Weiteren näher vorgestellt werden (Abbildung 2).

Apparativ wird die Solventextraktion in Mischer-Scheidern ausgeführt. Dabei werden die zwei nichtmischbaren flüssigen Phasen zur Vergrößerung der Stoffaustauschfläche in einer Miskerkammer homogen miteinander vermischt. Anschliessend erfolgt die Trennung der beiden Phasen zur Rückgewinnung der Solventphase in der Scheidereinheit. Für einen effizienten Stoffaustausch ist eine optimale Durchmischung bei möglichst grosser Stoffaustauschfläche ausschlaggebend. Sehr kleine Tröpfchen besitzen zwar eine sehr grosse spezifische Stoffaustauschfläche, können aber zu stabilen Emulsionen führen, die sich nur sehr langsam oder gar nicht mehr trennen lassen. Das Ziel einer effizienten Metallextraktion kann somit nur über die Optimierung der Emulsions- und Koaleszenzprozesse erfolgen.

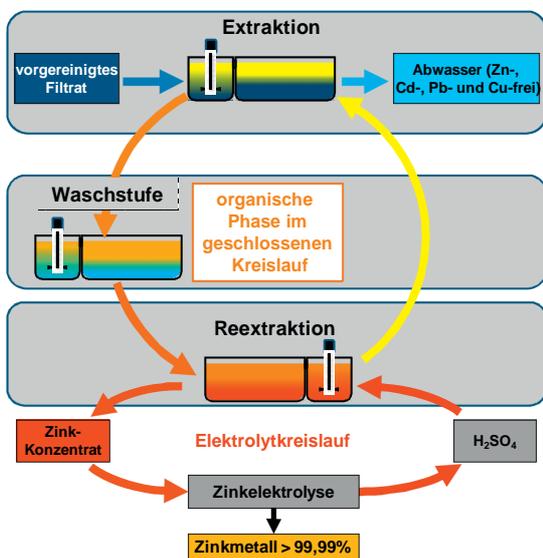
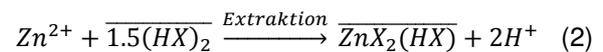


Abb. 2 Schematische Darstellung der Kreisläufe Solventextraktion und Zinkelektrolyse.

3.2.1 Extraktion

In der Extraktionsstufe werden mit einem selektiven Komplexbildner (HX) gezielt Schwermetalle (z. B. Zink) aus einer wässrigen Lösung extraktiv abgetrennt und in die organische Phase überführt. Zur Aufnahme des selektiven Komplexbildners dient ein aliphatisches Lösungsmittel mit hohem Flammpunkt ($> 70^\circ\text{C}$), das mit Wasser nicht mischbar ist. Die ablaufende Reaktion ist am Beispiel der Zinkextraktion dargestellt.



(Querbalcken bezeichnen die organische Phase)

Die Komplexierung der Metalle mit dem Komplexbildner HX ist primär vom pH-Wert des Filtrates abhängig. Durch geeignete Wahl des pH-Wertes kann das Zielmetall Zink selektiv von den verbleibenden Metallen, insbesondere Calcium, abgetrennt werden (Abbildung 3).

Pro Mol extrahiertes Metall M^{2+} werden gemäss Reaktionsgleichung (2) zwei Mol Protonen (H^+) freigesetzt. Der damit verbundene pH-Abfall muss durch Zugabe von verdünnter Natronlauge kompensiert werden, da nur somit eine

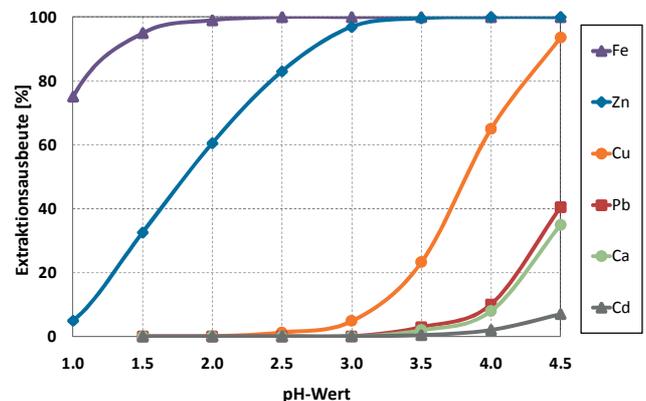


Abb. 3 pH-Abhängigkeit und Extraktionsausbeuten der Solventextraktion für ausgewählte Metalle in der Form M^{2+} .

Element	Einheit	Konzentration
Chlorid	mg/L	30–100
Fluorid	mg/L	< 5
freie H_2SO_4	mg/L	20 000–150 000
Blei	mg/L	< 1
Cadmium	mg/L	< 1
Kupfer	mg/L	< 1
Zink	mg/L	100 000–200 000

Tab. 3 Chemische Zusammensetzung der Elektrolytlösung.

ausreichend hohe Extraktionsausbeute mit geringer Trennstufenanzahl erzielt werden kann. Unter den beschriebenen Bedingungen kann aus dem vorgereinigten Filtrat bei einem pH-Wert zwischen 2,7–3,0 Zink in einer zweistufigen Extraktionskaskade mit einer Extraktionsausbeute >99,5% nahezu quantitativ abgetrennt werden. Das verbleibende Abwasser weist einen Zinkgehalt <25 mg/L auf. Neben Zink sind von den ursprünglichen Schwermetallfrachten lediglich noch Spuren an Cadmium, Kupfer und Blei (<3 mg/L) vorhanden, die in der Abwasserbehandlung keinen nennenswerten Schwermetallhydroxidschlamm ergeben. Auf diese Weise wird der Hydroxidschlamm der Abwasseraufbereitung um 80–90% gegenüber der normalen Fracht reduziert. Durch die sehr geringe Wasserlöslichkeit des organischen Komplexbildners wird über diesen Abwasserstoffstrom kein nennenswerter organischer Anteil ausgetragen. Zur Sicherheit wird aber vor der Abwasseraufbereitung ein Aktivkohlefilter zur TOC-Reduktion integriert.

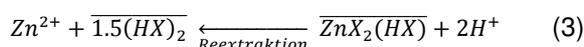
3.2.2 Waschstufe

Durch den Einsatz der dispersiven Solventextraktion werden anteilig immer Feinsttröpfchen der dispergierten Phase mit der kontinuierlichen Phase ausgetragen. Diese Feinsttröpfchen stellen neben den chemisch co-extrahierten Schwermetallen die hauptsächlichsten Verunreinigungen der organischen Phase dar.

In der Waschstufe werden diese Verunreinigungen aus der beladenen organischen Phase durch geeignete Spülschritte abgetrennt. Somit können verunreinigungsbedingte Komplikationen bei der nachfolgenden elektrolytischen Zinkrückgewinnung reduziert werden.

3.2.3 Reextraktion

In der Reextraktion wird einerseits eine Aufkonzentrierung der Zinkkonzentration und andererseits die notwendige Regeneration des Komplexbildners erreicht, damit dieser für einen neuen Beladungszyklus eingesetzt werden kann. Die gewaschene, mit Zink beladene, organische Phase wird mit verdünnter Schwefelsäure regeneriert. Dies erfolgt durch die Umkehrung der Gleichung (2) unter Zugabe von Säure. Dadurch wird das Reaktionsgleichgewicht zugunsten des freien Zinkkations Zn^{2+} und des regenerierten Komplexbildners HX verschoben.



(Querbalken bezeichnen die organische Phase)

Durch geeignete Wahl der Phasenverhältnisse zwischen organischer Phase und wässriger Säurephase erfolgt eine Auf-

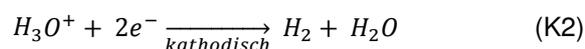
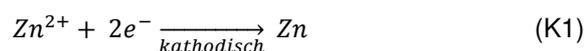
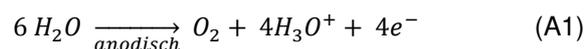
konzentrierung im Reextraktionsprozess. Zink kann auf diese Weise bis zu Konzentrationen >200 g/L angereichert werden.

Die somit erhaltene hochreine Zinksulfatlösung, im Weiteren auch Elektrolytlösung genannt, dient nun als Ausgangslösung für die nachfolgende elektrochemische Zinkgewinnung (Tabelle 3).

3.3 Zinkelektrolyse

3.3.1 Allgemeines

Aus der Elektrolytlösung kann durch Anlegen einer elektrischen Gleichspannung Zink elektrochemisch auf einer Aluminiumkathode abgeschieden werden. Die Zinkreduktion erfolgt in einem kontinuierlichen Prozess an der Kathode im Elektrolyt (K1). Die anodische Gegenreaktion ist die Sauerstoffbildung (A1) an der edelmetallbeschichteten Titananode. Betrachtet man das Standardpotenzial von Zink (–0,763 V bezogen auf eine Normalwasserstoffelektrode NHE), so sollte eine Abscheidung aus thermodynamischer Sicht nicht möglich sein, da Zink unedler als Wasserstoff (0 V vs. NHE) ist. Dass eine Abscheidung trotzdem möglich ist, ist auf die kinetische Überspannung für die Wasserstoffentwicklung bei der Zinkelektrolyse zurückzuführen. Je negativer das Standardpotenzial des Metalls ist, desto grösser wird bei der Metallabscheidung aus sauren, wässrigen Lösungen der Anteil der Wasserstoffentwicklung (K2) und desto kleiner wird folglich die Stromausbeute für die Metallgewinnung.



Anoden und Kathodenreaktionen bei der Zinkelektrolyse aus schwefelsauren Lösungen.

Da die Zinkkonzentration durch die Elektrolyse kontinuierlich abnimmt, muss neue Elektrolytlösung aus der Reextraktionsstufe der Solventextraktion permanent nachdosiert werden. Die zur Reextraktion benötigte Säure wird durch die Anodenreaktion (A1) zum grössten Teil wieder zurückgewonnen. Durch die gegebene Wasserstoffüberspannung geht bei der Zinkelektrolyse ein kleiner Anteil der vorhandenen Säure (<5%) durch die kinetisch bedingte Wasserstoffentwicklung verloren. Dieser Verlust wird durch eine Nachdosierung an frischer Schwefelsäure leitfähigkeitsgesteuert kompensiert.

3.3.2 Elektrolysesysteme

Ein wichtiger Aspekt zur Auswahl eines geeigneten Elektrolysesystems zur industriellen Zinkrückgewinnung an Kehrichtverbrennungsanlagen ist die geplante jährliche Zinkmen-

ge. Dabei kann grundlegend zwischen kontinuierlichen und diskontinuierlichen Elektrolysesystemen unterschieden werden. Bei kleineren Anwendungen <100 t/a Zinkmetall können kontinuierliche Elektrolysesysteme vorteilhaft eingesetzt werden. Übersteigen die jährlichen Zinkmengen 100 t/a, muss auf konventionelle diskontinuierliche Systeme zur Abtrennung des kathodisch abgeschiedenen Metalls zurückgegriffen werden. Als Kathodenmaterial wird in beiden Fällen reines Aluminium verwendet. Dort scheidet sich Zink elektrochemisch ab und kann mit geringer Kraft als kompaktes Metallblech wieder abgetrennt werden.

Als kontinuierliche Systeme werden vor allem rotierende Kathoden, die ein kontinuierliches Metallblech abscheiden, eingesetzt (Abbildung 4).

Die Aluminiumkathode ist dabei als langsam rotierende (<1,5 UpM) Hohlwalze ausgebildet. Sie taucht fast vollständig in den Elektrolyten ein. Das Zinkmetall scheidet sich auf der benetzten Fläche ab. Im nicht eingetauchten Bereich ist ein Abstreifer montiert, der gegen die Drehrichtung der Kathode drückt und somit das abgeschiedene Zinkblech kontinuierlich von der Kathode abtrennt. Zur weiteren Verarbeitung kann das Blech gerollt oder geschnitten werden (Abbildung 5).

Plattenelektrolysezellen werden grosstechnisch als diskontinuierliche Systeme in der Primärzinkgewinnung eingesetzt. Als Kathoden dienen hier Aluminiumplatten, die in den Elektrolyten eintauchen (Abbildung 6).

Bei ihnen erfolgt das «Ernten» des Zinkmetalls durch einen automatisierten Ernteprozess, indem die Kathoden aus der Zelle herausgehoben und in einer separaten Station geerntet werden.

Das Handling der einzelnen mit Zink beladenen Kathoden wird von einem Roboter ausgeführt. Der Erntevorgang wird in einem zweigeteilten vertikalen Strippingprozess mit mechanischen Abstreifern durchgeführt. Die abgetrennten Zinkplatten werden automatisch palettisiert und zur Verwertung an zinkverarbeitende Betriebe abgegeben (Abbildung 7).

3.3.3 Kenngrössen der Zinkelektrolyse

Elektrolysesysteme mit rotierender Kathode werden vor allem bei geringeren jährlichen Zinkproduktionsmengen von <100 t/a eingesetzt, da die Oberfläche der Aluminiumkathode massgebend für die abgeschiedene Zinkmenge ist. Die Stromdichte j kennzeichnet den pro Flächeneinheit eingetragenen Strom I zur Metallabscheidung. Je höher die Stromdichte, desto mehr Zink kann bei gleichbleibender Fläche abgeschieden werden. Für das rotierende System betrug die maximal erreichbare Stromdichte 1500 A/m^2 . Höhere Stromdichten führen zu Problemen bei der automatischen Zinkabtrennung und sollten somit für einen störungsfreien Betrieb nicht realisiert werden.

Bei Plattenelektrolysesystemen beträgt die maximale Stromdichte, die einen störungsfreien Betrieb gewährleistet, 600 A/m^2 . Durch die längeren Abscheidezyklen von 24–48 h



Abb. 4 Kontinuierliches Elektrolysesystem mit rotierender Aluminiumkathode.



Abb. 5 Kontinuierliche Zinkblechproduktion mit rotierender Aluminiumkathode.

kann hier mit geringeren Stromdichten gearbeitet werden. Da in Plattenelektrolysezellen die kathodische Fläche deutlich einfacher durch Hinzufügen von zusätzlichen Kathodenplatten erhöht werden kann, wird in der Praxis bei niedrigeren Stromdichten und grösseren Kathodenflächen gearbeitet (Tabelle 4).

Unmittelbar mit der Stromdichte verknüpft ist der spezifische Energieverbrauch pro elektrolytisch abgeschiedener Zinkfracht. Dieser stellt ein Mass für die benötigte elektrische Energie dar. Durch die niedrigere Stromdichte bei der Plattenelektrolyse wird Zink dort mit einem geringeren spezifischen Energieverbrauch von 2,9–3,5 kWh pro Tonne Kathodenzink zurückgewonnen.

Durch die vorgeschalteten Reinigungsprozesse Zementierung und Solventextraktion wird Zink als hochreines Metall aus der Elektrolytlösung abgeschieden. Die Reinheit 99,995% entspricht derjenigen von *special high grade* (SHG) Zink. Ein direkter Einsatz in Schweizer Feuerverzinkereien oder Galvaniken ist somit möglich.

Element	Einheit	System A	System B
Stromdichte	A/m ²	1500	600
Zellspannung	V	4,0–5,0	3,4–3,9
Temperatur	°C	30–40	30–40
Stromausbeute	%	92–95	90–95
spez. Energieverbrauch	kWh/t Zink	3,5–4,8	2,9–3,5

Tab. 4 Kennzahlen der Zinkelektrolyse für das rotierende Elektrolysesystem (A) und die Plattenelektrolyse (B).

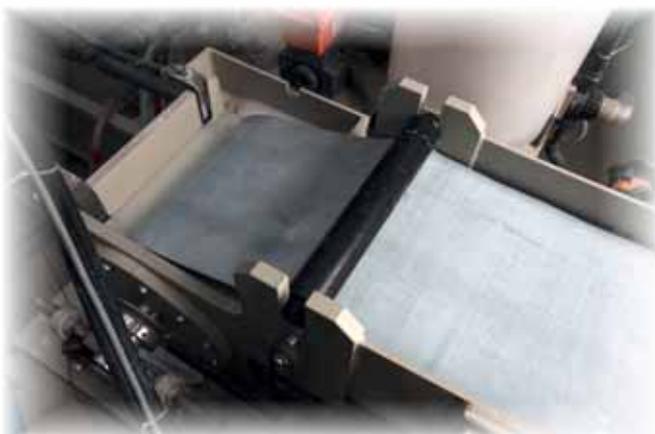


Abb. 6 Zink-Plattenelektrolyse

4. Thermische Zerstörung der PCDD/F

Im Rahmen der sauren Flugascheextraktion werden die in ElektroFilteraschen der thermischen Abfallverwertung enthaltenen anorganischen Schadstoffe, insbesondere Schwermetalle, weitestgehend aus den Flugaschen extraktiv abgetrennt und einer gezielten Verwertung bzw. Rückgewinnung zugeführt (vgl. Kapitel 3). Organische Schadstoffe, vor allem polychlorierte Dibenzo-p-Dioxine und Furane (PCDD/F), bleiben durch ihre hohe Wasserunlöslichkeit bei dieser Behandlung im gewaschenen Filteraschekuchen zurück. Sie werden erst durch die Rückführung des sauer gewaschenen Filteraschekuchens in die Feuerung vollständig thermisch zerstört. Dies konnte bereits im Jahre 1990 am Forschungszentrum Karlsruhe im Rahmen des 3R Verfahrens gezeigt werden [1]. Durch diese Zerstörung der Organika kann der sauer gewaschene Filteraschekuchen auch für den Fall eines neuen PCDD/F-Grenzwertes über die Rückführung in die Feuerung zusammen mit der Rostschlacke verwertet werden.

4.1.1 Rückführungsversuche an KVA

Die Rückführung von sauer extrahiertem Filteraschekuchen in die Feuerung wurde bisher am Müllheizkraftwerk (MHKW) Kempten (D) und an den beiden Schweizer Anlagen KEBAG Zuchwil und KVA Hagenholz Zürich durchgeführt. Besonders wichtig stellt sich dabei die Art der Zugabe dar. Eine möglichst gleichmässige, kontinuierliche Zugabe des Filteraschekuchens erzielte die besten Resultate.

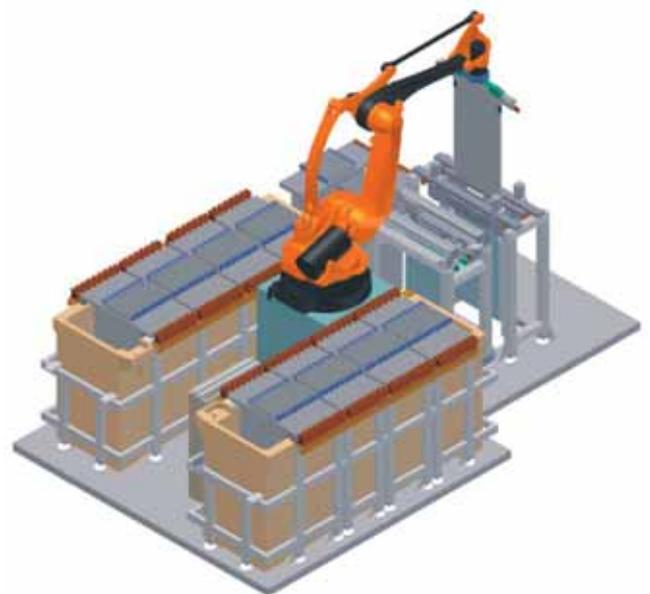


Abb. 7 Zinkelektrolyse mit Roboter und automatischem Erntesystem.

Im sauer gewaschenen Filteraschekuchen waren PCDD/F-Frachten von 800 ng/kg TEQ bis 3000 ng/kg TEQ enthalten. Während der Rückführungskampagnen lagen die PCDD/F-Konzentrationen in der Rostschlacke im Bereich von 5 ng/kg TEQ bis 45 ng/kg TEQ. Ihre PCDD/F-Gehalte wurden durch die Rückführung gegenüber dem Normalbetrieb ohne Rückführung nicht erhöht. Somit konnte die thermische Zerstörung der rückgeführten Organika gezeigt werden.

Neben der thermischen Zerstörung der Organika trat bei den hohen vorliegenden Verbrennungstemperaturen von 800–1100 °C auch eine zusätzliche SO₂-Freisetzung auf. Dies zeigte sich vor allem im Anstieg des SO₂-Gehaltes im Rohgas vor dem Elektrofilter. Der Effekt der SO₂-Freisetzung wird im Kapitel 4.1.2 näher erläutert.

Die reingasseitigen Parameter SO₂, NO_x, CO, HCl und Staub wurden durch die Filteraschekuchenrückführung nicht negativ beeinflusst. Die gemessenen Werte im Versuchsbetrieb lagen im Bereich der Schwankungsbreite während des Normalbetriebs.

4.1.2 Temperaturabhängige SO₂-Freisetzung

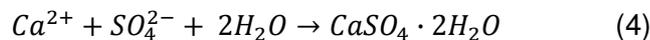
Im Rauchgas vorhandene SO₂-Frachten werden im Nasswäscher der Rauchgasreinigung ausgewaschen. Je nach Anlagenkonzept stehen dafür zwei Varianten zur Verfügung:

- > getrennte Wäscher
- > gemeinsame Wäscher.

Werden zur Rauchgasreinigung zwei separate Wäscher eingesetzt, erfolgen die beiden Stufen der sauren und basischen Rauchgaswäsche getrennt voneinander. In der sauren Stufe wird vor allem gasförmiges HCl als verdünnte Salzsäure leitfähigkeitsgeregelt ausgeschleust. Daneben sind in diesem Quenchwasser noch die restlichen ausgewaschenen Schwermetallspuren des Rauchgases sowie filtergängige Feststoffe enthalten. In der basischen Wäscherstufe werden unter pH-geregelter Natronlaugendosierung Schwefeloxide des Rauchgases als Natriumsulfatlösung abgeschieden. Das basische Waschwasser kann nun gemeinsam oder getrennt vom Quenchwasser behandelt werden.

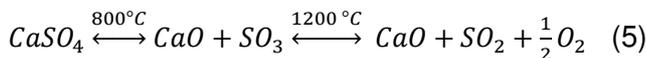
Die Alternative stellt ein gemeinsamer Wäscher dar, in dem die saure Stufe im gleichen Wäscher unterhalb der basischen Stufe angeordnet ist. Die Abscheidung erfolgt analog zum getrennten Wäscher mit dem Unterschied, dass nur eine gemeinsame Abschlammung erhalten wird. Dieses Quenchwasser enthält somit neben der Salzsäurefracht auch die gesamte Sulfatfracht des Rauchgases.

Wird die Ascheextraktion mit sulfathaltigem Quenchwasser (keine getrennte Wäscherabschlammung, HCl und SO₂-Stufe) betrieben, so werden aus den Flugaschen extrahierte Calcium-Kationen sofort mit dem vorhandenen Sulfat zu Gips reagieren und ausfallen.



(Gipsbildung)

Durch die Rückführung dieses gipshaltigen Filteraschekuchens in die Feuerung wird die gesamte Schwefelfracht dem Ofen wieder zugegeben. Ob es dabei zu einer SO₂-Freisetzung kommt, ist in erster Linie von den vorherrschenden Verbrennungstemperaturen abhängig. Wasserhaltiger Gips geht bei steigender Temperatur gem. Gleichung (5) über metastabile Halbhydrate in das Anhydrit CaSO₄ über, das ab ca. 800 °C in Calciumoxid und Schwefeltrioxid zerfällt. Letzteres zerfällt bei noch höheren Temperaturen (>1200 °C) in Schwefeldioxid und Sauerstoff [3].



(thermisch bedingte SO₂-Freisetzung)

Liegen jedoch neben Gips auch Koks und tonige Zuschläge vor, wie das bei der Ascherückführung der Fall ist, so erfolgt die SO₂-Abspaltung bereits bei deutlich niedrigerer Temperatur durch das Abfangen des frei gewordenen Calciumoxids als Calciumaluminat bzw. -silikat [3].

Laborversuche zur SO₂-Freisetzung mittels Thermogravimetrie (TGA) zeigen die temperaturbedingten Massenreduktionen der untersuchten Proben. Zur Charakterisierung der Massenreduktion wurden die entstandenen Gase analysiert. TGA-Versuche wurden einerseits mit Gipskuchen und andererseits mit sauer extrahierten gipshaltigen Filteraschekuchen durchgeführt. Der Gipskuchen entsteht bei der Neutralisation der sauren und basischen Wäscherabschlammung mit Kalkmilch, während der Filteraschekuchen direkt aus der entsprechenden sauren Aschenextraktion entnommen wurde.

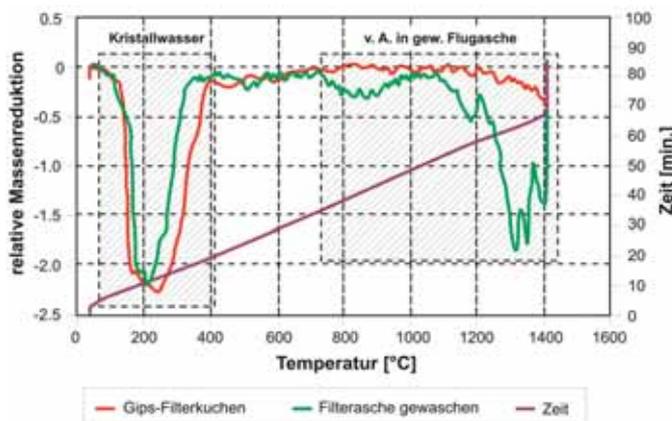


Abb. 8 Temperaturabhängige Massenreduktion des Gipskuchens und der sauer gewaschenen gipshaltigen Flugasche.

Der Gipskuchen verliert erst oberhalb von 1200 °C nennenswert an Masse. Diese Massenreduktion konnte vor allem auf die Schwefelfreisetzung zurück geführt werden. Vergleicht man dies mit einer analog thermisch behandelten gipshaltigen sauer gewaschenen Filteraschekuchenprobe, so kann man bereits bei Temperaturen >1000 °C eine deutliche Massenreduktion bzw. eine Schwefelfreisetzung beobachten (Abbildung 8).

Neben den Laborversuchen wurde die thermisch bedingte SO₂-Freisetzung auch im industriellen Massstab untersucht. Im Herbst 2007 wurde an der KEBAG Zuchwil bei Rückführungsversuchen von gipshaltigem Filteraschekuchen ein Anstieg des SO₂-Gehaltes im Rohgas bzw. ein Mehrverbrauch an Natronlauge in der Rauchgasreinigung festgestellt. Zur weiteren Abklärung fanden im Dezember 2009 an der KVA Hagenholz Versuche zur Rückführung gipsarmen und gipshaltigen sauer gewaschenen Filteraschekuchens statt. Die jeweiligen Filteraschekuchen wurden an der KVA Linthgebiet unter Einbeziehung bzw. Ausschluss des basischen Wasch-

wassers in der FLUWA hergestellt. Die Ergebnisse des zweiwöchigen Versuchsbetriebes liegen derzeit noch nicht vor, werden aber an anderer Stelle noch publiziert.

Dies führt zu der Erkenntnis, dass die verfahrenstechnische Machbarkeit und Effizienz der Filteraschekuchenrückführung zur thermischen Zerstörung der enthaltenen Organika prinzipiell realisierbar ist. Langfristige Auswirkungen, insbesondere Korrosionserscheinungen, können aus den Versuchen zum gegenwärtigen Zeitpunkt noch nicht abgeleitet werden.

5. Ökologische und ökonomische Nachhaltigkeit

Das hier beschriebene Verfahren kombiniert die Vorteile der Wertstoffrückgewinnung von sekundären Rohstoffen wie Reinstzink, Blei-, Cadmium- und Kupferzementat mit einer nachhaltigen Inertisierung des verbleibenden Filteraschekuchens (FLUREC-Verfahren). Durch die Metallrückgewinnung können mit diesem Verfahren die Reststoffe thermischer Abfallbehandlungsanlagen signifikant reduziert werden. Dar-

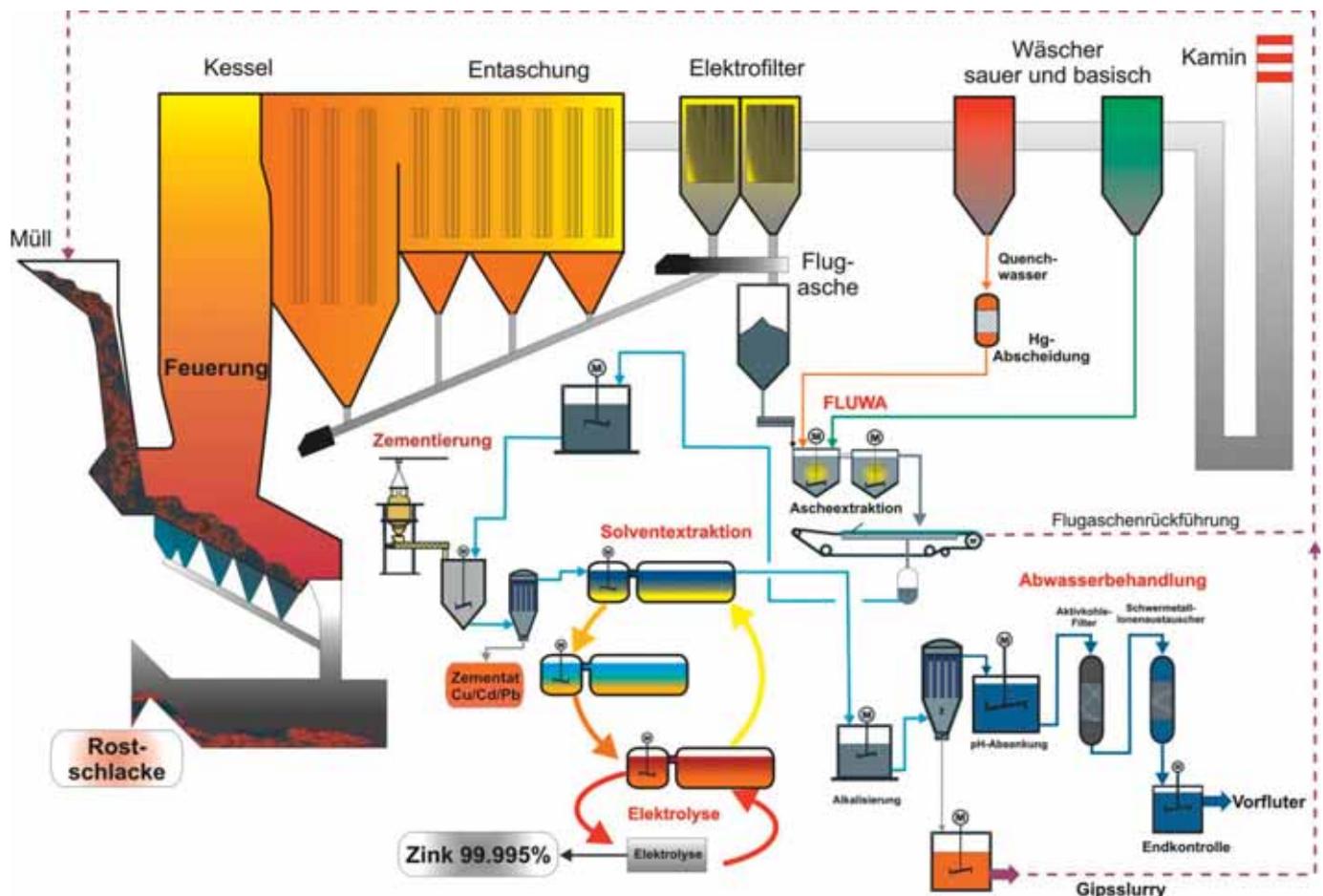


Abb. 9 Verfahrensschema Kehrlichtverbrennung mit nachhaltigem Reststoffmanagement und Wertstoffrückgewinnung (FLUREC).

über hinaus ist es nun möglich, die Stoffkreisläufe der sekundären Rohstoffe zu schliessen und ein Recycling der zurückgewonnenen Metalle im Inland zu realisieren. Eine ökologisch nachhaltige Verwertung als Alternative zur Deponierung konnte somit erreicht werden.

Bei der weitestgehend schwermetallfreien Abwasseraufbereitung fällt kein nennenswerter Hydroxidschlamm mehr an, der einer kostenintensiven Deponierung oder Aufbereitung im Ausland zugeführt werden muss. Ein hauptsächlich aus Gips und Aluminiumhydroxid bestehender Restmetallschlamm (Gipsslurry) kann aufgrund seiner geringen Metallfracht direkt über die Feuerung der Schlacke zugegeben werden. Dies wurde an der KVA Winterthur bereits seit mehr als einem Jahr erfolgreich mit Gipsschlamm durchgeführt, der in seiner chemischen Zusammensetzung dem hier vorliegenden Restmetallschlamm weitestgehend gleicht (Abbildung 10).

Neben der Abtrennung der Schwermetallfrachten werden die Organika durch die Rückführung des sauer extrahierten Filteraschekuchens in die Feuerung thermisch zerstört. Der Stoffstrom Filteraschekuchen wird somit nicht mehr als individueller Reststoff anfallen, sondern gemeinsam mit der Rostschlacke verwertet werden. Somit kann nun auch neben der anorganischen Reststoffähnlichkeit des sauer gewaschenen Filteraschekuchens die organische Fracht als rotschlacken-

ähnlich bezeichnet werden. Durch die hier vorgestellte Kombination aus Verfahrensschritten fällt bei der Rückstandsbehandlung von Rauchgasreinigungsprodukten kein Reststoff mehr an. Einziger Reststoff bleibt die Rostschlacke, die in ihrer Qualität durch die hier beschriebenen Technologien nicht beeinflusst.

Aus ökonomischer Sicht ist diese Verfahrenskombination ebenfalls sehr interessant. Neben der Vermarktung der zurückgewonnenen Metallfraktionen entfallen die Entsorgungskosten für den ansonsten anfallenden Hydroxidmetallschlamm. Durch die Möglichkeit der Mitverarbeitung von Fremdasche hat der Betreiber der KVA die Möglichkeit, Neutralisationschemikalien einzusparen und gleichzeitig das Wertstoffpotenzial der Schwermetallfrachten voll auszuschöpfen.

6. Ausblick

Die hier dargestellten Verfahrensstufen haben sich in mehrjährigen Pilotierungskampagnen an verschiedenen Industriestandorten bewährt. Die grosstechnische Umsetzung der Schwermetallrückgewinnung (FLUREC) wird im Zuge der Prozesstechnikerneuerung an der KEBAG Zuchwil installiert und im Jahr 2011 in Betrieb genommen. Geplant ist eine Zinkrückgewinnung von jährlich ca. 350 t.

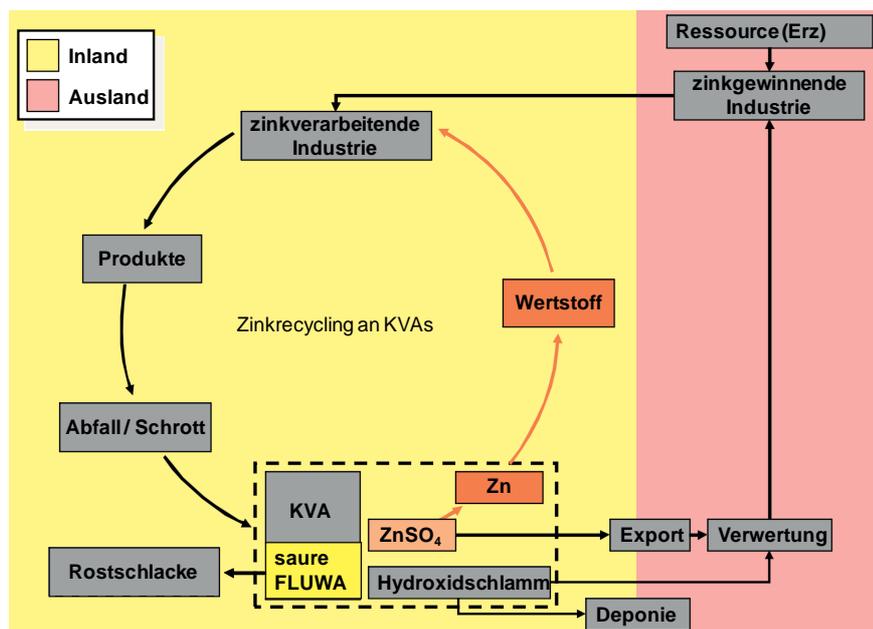


Abb.10 Darstellung des Zink-Wertstoffkreislaufes. Gezeigt sind die konventionelle saure FLUWA mit Hydroxidschlamm und das neue Wertstoffrecycling (FLUREC).

Literatur

[1] J. Vehlow, H. Braun, K. Horch, A. Merz, J. Schneider, L. Stieglitz, H. Vogg, *Waste Management & Research*, 8, 461–472, 1990.

[2] H. Braun, H. Metzger, H. Vogg, *Müll & Abfall*, 18, 89–95, 1986.

[3] A.F. Holleman, N. Wiberg, *Lehrbuch der Anorganischen Chemie*, Walter de Gruyter Verlag, Berlin, 1995.

6 > Abfallverbrennung – Neue Verfahren, neue Herausforderungen

Die Abfallverbrennung muss sich innovativen Entwicklungen insbesondere zur Verbesserung der Qualität der Verbrennungsrückstände stellen. In naher Zukunft warten aber auch neue Herausforderungen auf die thermischen Prozesse wie Rückgewinnung wertvoller Spurenelemente oder die Thematik der Nanopartikel.

Incinération des déchets – Nouveaux procédés, nouveaux défis

Le secteur de l'incinération des déchets doit relever le défi de l'innovation, notamment afin d'améliorer la qualité de ses résidus. Dans un future proche, il sera aussi confronté à de nouvelles gageures, telles la récupération de précieux éléments traces ou les nanoparticules.

Waste Incineration – New Processes, New Challenges

The sector of waste incineration must remain open to innovation, in order to improve the quality of its residues. In the near future, it will be confronted with new challenges, such as the recovery of precious trace elements or the treatment of waste containing nanoparticles.

- > *Ralf Koralewska, Eva-Christine Langhein, Joachim Horn: Verfahren zur Verbesserung der Qualität von Verbrennungsrückständen mit innovativer MARTIN-Technologie*
- > *Daniel Böni, Franz Adam: Vom Netzwerk «Trockenaustrag von KVA-Schlacke» zum Zentrum für nachhaltige Abfall- und Ressourcennutzung ZAR*
- > *Samuel Stucki, Christian Ludwig: Neuartige Materialien in Konsumgütern als Herausforderung für die Abfallbehandlung von morgen*
- > *Pierre Ammann: Déchets des déchets: des solutions «aval» à celles du Phénix*

> Verfahren zur Verbesserung der Qualität von Verbrennungsrückständen mit innovativer MARTIN-Technologie

Ralf Koralewska¹, Eva-Christine Langhein², Joachim Horn

MARTIN GmbH für Umwelt- und Energietechnik, Leopoldstrasse 248, 80807 München, Bundesrepublik Deutschland

Weltweit hat sich die thermische Kehrichtbehandlung mit rostfeuerungsbasierten Systemen als die bevorzugte Lösung zur nachhaltigen Behandlung von Kehricht durchgesetzt. Dies ist begründet durch die effiziente Nutzung des Energieinhaltes des Kehrichts, die Qualität der erzeugten Produkte und Rückstände sowie die hohe Betriebssicherheit und Verfügbarkeit dieser Anlagen. Dennoch müssen sich auch diese Verfahren durch innovative Weiterentwicklung den internationalen Anforderungen (Gesetze, Grenzwerte etc.) stellen. Die MARTIN GmbH arbeitet kontinuierlich an der Optimierung der MARTIN Feuerungen und Rostsysteme und entwickelt kostengünstige und prozessintegrierte Verfahren. Speziell zur Verbesserung der Qualität von Verbrennungsrückständen wurden SYNCOM und SYNCOM-Plus sowie die MARTIN Trockenentschlackung im labor-, halb- und grosstechnischen Massstab entwickelt und erfolgreich in thermischen Kehrichtbehandlungsanlagen umgesetzt. Ausserdem wurden in grosstechnischen Versuchen gemeinsam mit Kooperationspartnern die Flugaschebehandlung und -rückführung erfolgreich untersucht.

Keywords: Thermische Kehrichtbehandlung, SYNCOM, SYNCOM-Plus, Trockenentschlackung, Flugascherückführung

1. Einleitung

Die thermische Kehrichtbehandlung unterscheidet sich durch die schwankende und nicht vorhersehbare Zusammensetzung des Brennstoffs grundlegend von der Verbrennung von Regelbrennstoffen. Somit sind Verfahren erforderlich, die mit sicherer Verfahrenstechnik die Behandlung des Kehrichts unter ökologischen und ökonomischen Randbedingungen, bei Beachtung internationaler gesetzlicher Vorgaben, gewährleisten. Dabei sind nicht nur die Reduktion von Volumen und Masse des Kehrichts sowie die Zerstörung und Abtrennung von Schadstoffen, sondern auch die effiziente Erzeugung und Nutzung von Energie (Strom, Fernwärme, Prozessdampf), die

Entsorgungssicherheit sowie die Qualität der Verbrennungsrückstände von erheblichem Interesse.

Rostschlacken stellen ein äusserst heterogenes Stoffgemisch dar, das entscheidend vom Input, der Kehrichtzusammensetzung, bestimmt wird. In Kehrichtverbrennungsanlagen entstehen pro Tonne verbranntem Kehricht ca. 200–250 kg Rostschlacke. Sie enthält Schlackeanteile (gesintert, geschmolzen), unvollständig verbrannte Stoffe (<1 Gew.-%), Metalle (Eisen, Nichteisen) in verschiedenster Form sowie die Durchläufermaterialien Glas, Keramik und Steine, die im Verbrennungsraum nicht an den dort ablaufenden thermischen Prozessen beteiligt sind. Die Schmelzprodukte silikatischer

¹ Ralf.Koralewska@martingmbh.de

² Eva.Langhein@martingmbh.de

Zusammensetzung treten als bis zu zentimetergrosse, unregelmässig geformte Brocken auf. Beim Kontakt der Rostschlacke mit Wasser stellt sich ein pH-Wert von ca. 12 ein, es laufen verschiedene mineralogische Reaktionen ab und es kommt zur Lösung leichtlöslicher Salze (Chloride, Sulfate). Aufgrund ihrer puzzolanischen Eigenschaften binden feuchte Rostschlacken vergleichbar wie Zement ab.

Die bei der thermischen Kehrichtbehandlung anfallenden Rostschlacken stellen mit ca. 20–25 Gew.-% vom Kehrichtinput den grössten Massenstrom dar. Derzeit werden diese als Baumaterial, z. B. im Strassen- und Deponiebau, oder im bergbaulichen Versatz verwertet. Dennoch wird ein erheblicher Anteil auf Reaktordeponien deponiert, da bestimmte Qualitätskriterien nicht sicher eingehalten werden können. Unsere Anstrengungen müssen – wie dieser Artikel ausführt – einer gesicherten und vollständigen Wiederverwertung der Rostschlacken dienen.

Bei *Flugaschen* handelt es sich um Partikel im Abgasstrom vor dem Einbringen von Sorbentien (z. B. CaCO_3) in die Abgasreinigung. Flugaschen, die aus dem Feuerraum ausgetragen werden, bezeichnet man bei Abscheidung im Kessel als Kesselasche und bei Abtrennung in den Filtern als Filterstaub. Rückstände, die erst nach Zugabe von Sorbentien anfallen, werden unter dem Begriff Abgasreinigungsrückstände erfasst. Kehrichtverbrennungsanlagen zeichnen sich dadurch aus, dass sie die vielfältigen im Kehricht vorhandenen Schadstoffe entweder thermisch zerstören oder in den Flugaschen aufkonzentrieren. Es entstehen pro Tonne verbranntem Kehricht ca. 12,5 kg Filterstaub als weiss/gelbliche bis graue Stäube. Sie enthalten Schwermetalle (z. B. Cadmium, Blei, Zink) und organische Verbindungen (PCDD/F). Die Stäube sind sehr stark hygroskopisch und neigen deshalb zur Agglo-

meration. Derzeit werden die anfallenden Flugaschen entweder in Versatzbergwerken verwertet oder in untertägigen Deponien bzw. nach chemisch/physikalischer Aufbereitung auf Deponien abgelagert.

2. SYNCOM

2.1 Motivation

Die Diskussion um die Schadstoffminimierung an Kehrichtverbrennungsanlagen weltweit führte zu zahlreichen technologischen Weiterentwicklungen mit den Schwerpunkten Abgasreinigung und Rückstandsbehandlung. Vor allem der mit dem Kehricht eingebrachte Dioxininput von ca. 50 $\mu\text{g TEQ/Mg}$ sollte sicher zerstört werden. Somit waren die Reduzierung der Emissionsfrachten und die Verbesserung der Rostschlackequalität, zusammen mit der Reduzierung des Gesamtdioxinoutputs $< 5 \mu\text{g TEQ/Mg}$ Kehricht, treibende Kraft bei der Entwicklung des SYNCOM-Verfahrens. Es sollte ein wirtschaftliches und flexibles Verfahren entwickelt werden, bei dem z. B. keine energieintensive Schmelze nachgeschaltet werden muss.

2.2 Konzept

Das SYNCOM-Verfahren basiert auf folgenden in Abbildung 1 dargestellten Komponenten:

- > Rostfeuerung mit dem MARTIN-Rückschub-Rost
- > Feuerungsregelung mit IR-Thermographie
- > Sekundärluftsystem mit 4 Düsenreihen (4-row-stitching)
- > Abgasrezirkulation
- > Sauerstoffanreicherung der Primärluft

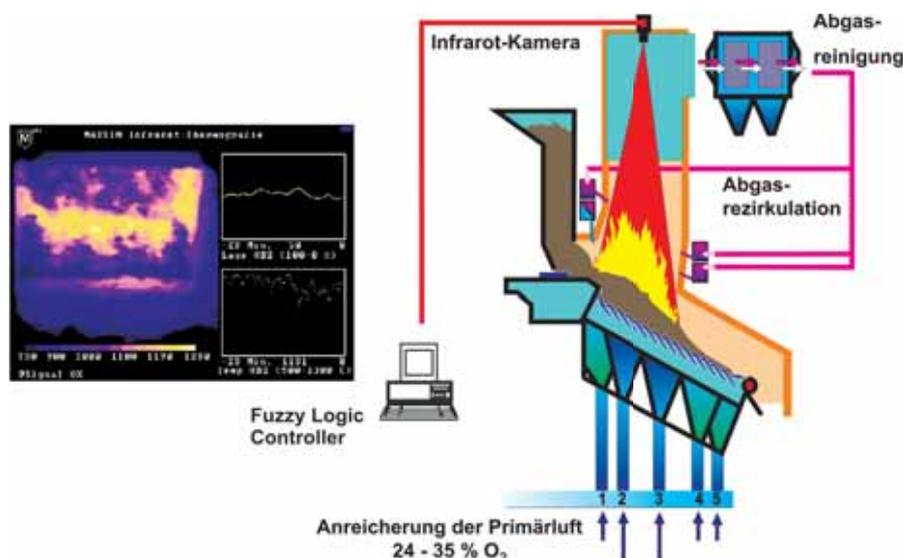


Abb.1 SYNCOM-Komponenten

Das SYNCOM-Verfahren ermöglicht durch die Sauerstoffanreicherung der Primärluft eine Betriebsweise mit erhöhter Brennbetttemperatur. Dies bewirkt eine verstärkte Sinterung der Rostschlacke. Ausserdem werden durch die Sauerstoffanreicherung in Kombination mit einer Abgaszirkulation die Abgasmengen um 35% gegenüber einer konventionellen Kehrichtverbrennung verringert.

2.3 Grosstechnische Umsetzung

Das Gesamtverfahren mit allen Komponenten wurde an den Anlagen MHKW Coburg (D), Oita (J) und Osaka (J) als grosstechnische Demonstrationsanlage realisiert und in Arnoldstein als Neuanlage im Jahre 2004 gebaut (Abbildung 2).

Die Thermische Behandlungsanlage der Kärntner Restmüllverwertungs GmbH in Arnoldstein (A) besteht aus den Hauptkomponenten Feuerung mit Rückschub-Rost (1 Linie, 2 Bahnen), Luftzerlegungsanlage, 4-Zug-Vertikalkessel, Wirbelschicht-Adsorptionsreaktor, Gewebefilter, Herdofenkoks-Festbettfilter, Saugzug, SCR-De NO_x-Anlage, Kamin, Turbine und Generator. Die Herstellung des Sauerstoffes für die Anreicherung erfolgt vor Ort mit einer Druckwechseladsorptions-Luftzerlegungsanlage.

Eine weitere grosstechnische Umsetzung des SYNCOM-Verfahrens erfolgte in Sendai (J) mit 3 Linien (je 2 Bahnen).

2.4 Rückstandsmengen / -qualitäten

Bereits bei den Demonstrationsanlagen sowie der grosstechnischen Umsetzung zeigten sich folgende wesentliche Merkmale in Bezug auf die Rückstände:

- > Verringerung der Flugaschemengen
- > Versinterung der Rostschlacke
- > Verringerung des Anteils der Rostschlackefraktion

> Guter Ausbrand der Rostschlacke

> Hohe Eluatfestigkeit der Rostschlacke

Ausserdem konnte eine Immobilisierung der Schwermetalle Blei und Zink in der Feinfraktion festgestellt werden, da die Eluatwerte bei diesen Elementen deutlich erniedrigt sind. Die Schwermetalle Cadmium, Nickel und Chrom liegen in allen Eluatden der Grob- und Feinfraktionen unterhalb von 0,002 mg/l und entsprechen somit z. B. der deutschen Trinkwasserverordnung.

3. SYNCOM-Plus

3.1 Motivation

Durch die erhöhten Brennbetttemperaturen erfolgt beim SYNCOM-Verfahren eine verbesserte Sinterung der Rostschlacke bereits in der Primärverbrennung. Trotz der damit signifikant verbesserten Qualität gegenüber konventionellen Rostschlacken werden nicht alle Parameter für einen Inertstoff sicher erfüllt. In der TBA Arnoldstein bestand die Möglichkeit die weiteren Komponenten für SYNCOM-Plus zu integrieren und im Dauerbetrieb zu untersuchen. Mit dem erzeugten Granulat sollte eine signifikante Verbesserung der Rostschlackenqualität für eine möglichst vollständige Verwertung erreicht werden.

3.2 Konzept

Die MARTIN GmbH hat das SYNCOM-Verfahren entwickelt, bei dem die Verbrennungsluft mit Sauerstoff angereichert wird, so dass höhere Temperaturen im Brennbett vorliegen und somit die Rostschlacke stärker versintert. Um die



Abb.2 TBA Arnoldstein (A)



Abb.3 Pilotanlage SYNCOM-Plus

Qualität der Rostschlacken weiter zu verbessern, wird diesem Verfahren eine nassmechanische Aufbereitung zur Erzeugung eines Granulats nachgeschaltet (SYNCOM-Plus) und der Feinanteil sowie der abgetrennte Schlamm zur weitergehenden Versinterung und Zerstörung von Organika der Feuerung erneut zugegeben (Abbildung 4).

3.2 Grosstechnische Pilotanlage

Mit einer grosstechnischen Pilotanlage (Abbildung 3) zur kontinuierlichen nassmechanischen Aufbereitung und Wäsche der Rostschlacke wurden die Untersuchungen zum SYNCOM-Plus Verfahren an der TBA Arnoldstein (A) erfolgreich abgeschlossen.

Dabei wurde der feucht anfallende Rostschlackestrom (3 Mg/h, Korngrösse max. 100 mm) kontinuierlich zunächst in einer Siebmaschine zur Abtrennung der Feinfraktion <5 mm trocken gesiebt. Im gleichen Aggregat erfolgte danach die Wäsche sowie die nasse Siebung, um ein Granulat >2 mm zu erhalten. Da die Waschflüssigkeit im Kreislauf geführt wurde, um die Zugabe von Frischwasser zu minimieren, mussten die darin enthaltenden Partikel <2 mm vollständig als Schlamm abgetrennt werden. Dazu wurde eine Decanterzentrifuge eingesetzt. Die abgetrennten Stoffströme Feinfrak-

tion und Schlamm wurden zur weitergehenden Behandlung der Feuerung mit dem Kehricht erneut zugegeben.

Da die durchschnittliche Brennbetttemperatur zwischen 1050 °C–1250 °C lag, herrschten ausreichend hohe Temperaturen, um Schlackeschmelz- und Sinterungsprozesse zu ermöglichen. Die Siebung und Wäsche in der Siebmaschine konnte kontinuierlich ohne Probleme durchgeführt werden. Die Verschmutzung war nicht erheblich und es waren keine Schäden festzustellen. In der Decanterzentrifuge kam es nur zu geringen Feststoffablagerungen, die zu keinen technischen Problemen führten. Es wurde eine Trockensubstanz des Schlammes von 75 Gew.-% bei einem Abscheidegrad von 96% erreicht.

Für die Versuchskampagnen erfolgte die Rückführung der Feinfraktion und des Schlammes in den Müllbunker mit Dumpfern. Die Menge an Feinfraktion und Schlamm betrug ca. 20 Gew.-% der gesiebten Rostschlacke und konnte gut in die Feuerung zurückgeführt werden. Die Kesselasche wurde aus einem geschlossenen Behälter mit Hilfe des Gabelstaplers abgekippt. Es war keine Staubentwicklung festzustellen. Im Vergleich mit der verbrannten Kehrichtmenge entsprach die rückgeführte Materialmenge einem Anteil von maximal 6,75%. Die Rückführung der Waschflüssigkeit in den Wasch-

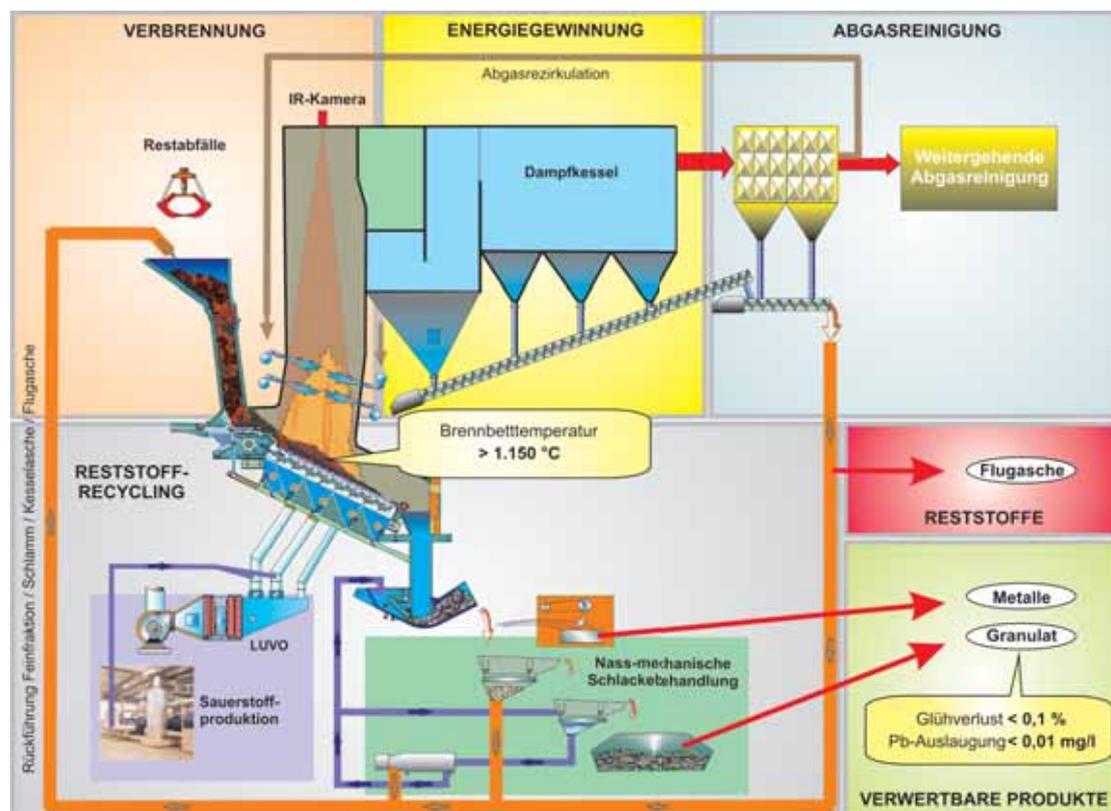


Abb. 4 SYNCOM-Plus

prozess sowie als Senke für gelöste Salze in den Nassentschlacker erfolgte ohne Probleme.

Das SYNCOM-Plus Verfahren erfüllt alle Anforderungen eines optimierten und abwasserfreien kommerziellen Rückstandsbehandlungsprozesses zur Rückgewinnung industrieller Produkte und hat basierend auf den Untersuchungen mit der grosstechnischen Pilotanlage die Marktreife erreicht. Die nach Abschluss der Arbeiten durchgeführte Präsentationsveranstaltung für Betreiber, Planungsbüros, Aufbereiter sowie Wissenschaftler mit Besichtigung vor Ort fand internationales Interesse und wurde sehr positiv bewertet.

3.3 Granulatqualität

Das abgeseibte Granulat >2 mm war von Feinanteilen entfrachtet und zeigte optisch eine optimale Qualität. Die Feststoffgehalte des Granulats lagen bei den meisten Parametern deutlich unterhalb der Werte der Rostschlacke. Die nass-mechanische Aufbereitung mit der Wäsche und der Abtrennung der Feinfraktion und des Schlammes führte zu einer Entfrachtung auch im Feststoff. Die Feinfraktion enthielt einen hohen Anteil an Chlor und Schwefel. Ausserdem waren die Feststoffgehalte im Bereich der Werte für die Rostschlacke und trugen somit erheblich zu deren Analysewerten bei.

Zum Vergleich der Granulatqualität mit Grenzwerten sind in Abbildung 5 die gemessenen Werte bezogen auf den Grenzwert für das LAGA Merkblatt sowie die Abfallablagereverordnung, Kategorie 1 als Beispiele für Vorschriften zur Verwertung bzw. Deponierung in der Bundesrepublik Deutschland dargestellt. Sowohl für die Feststoffe als auch die Eluate werden die Anforderungen deutlich erfüllt.

Das Granulat ist als Baustoff ohne Einschränkungen einsetzbar. Durch die Nasssiebung und Wäsche werden die Feinanteile <2 mm abgetrennt, was im Baustoffbereich durch Zugabe von Natursanden ausgeglichen werden kann.

Zur Überprüfung, ob die Rückführung von Feinfraktion, Schlamm und Kesselasche zu einer Erhöhung des Feinkornanteils führte, wurden die Korngrössenverteilungen der Rostschlacken mit und ohne Rückführung miteinander verglichen. Es zeigte sich ab der Korngrösse 2 mm eine Zunahme des Anteils von maximal 5%. Somit war keine erhebliche Veränderung der Korngrössenverteilung festzustellen.

Mit dem erzeugten Granulat wird eine signifikante Verbesserung der Rostschlackenqualität für eine möglichst vollständige Verwertung erreicht.

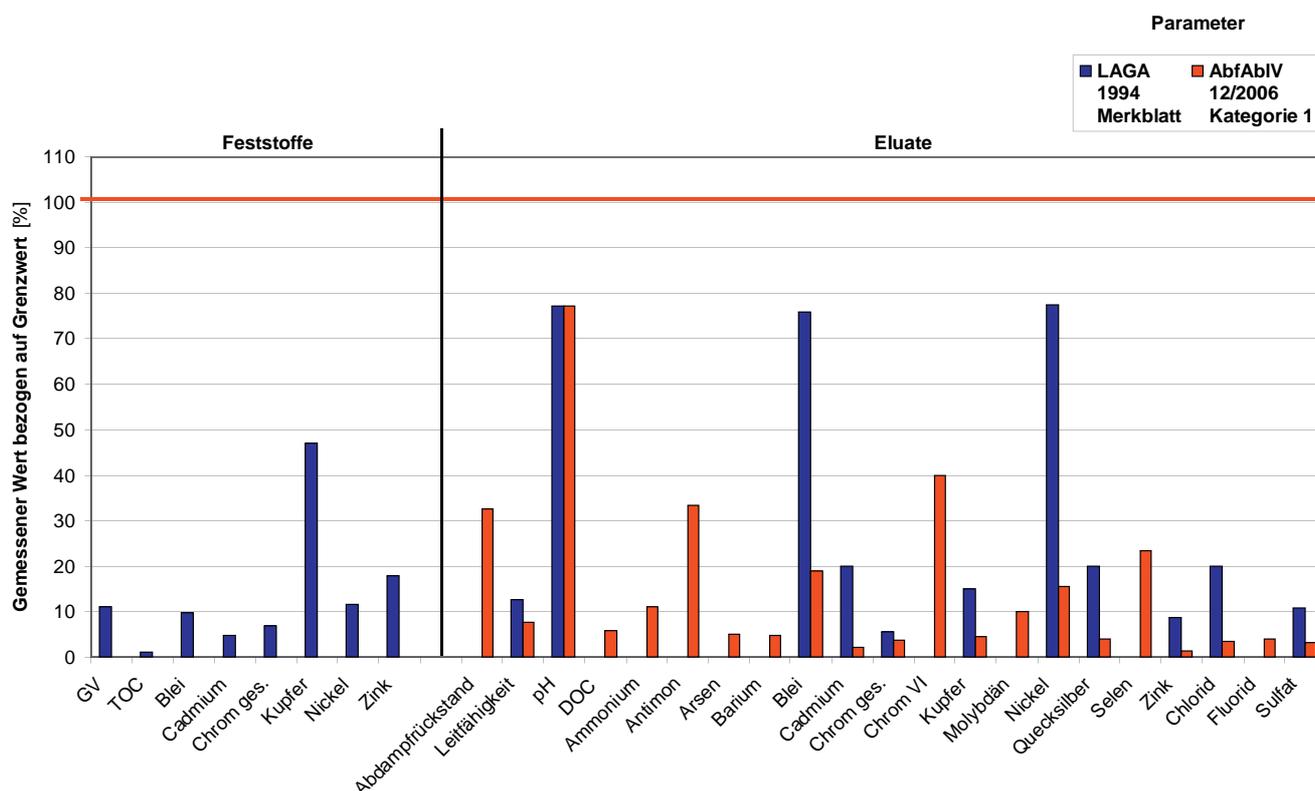


Abb. 5 Vergleich der SYNCOM-Plus Granulatqualität mit Grenzwerten zur Verwertung / Deponierung

4. MARTIN Trockenentschlackung

4.1 Motivation

Der trockene Austrag von Rostschlacken aus der Kehrichtverbrennung gewinnt im Zusammenhang mit der Rückgewinnung von Rohstoffen aus den Verbrennungsrückständen immer mehr an Bedeutung. Insbesondere in der Schweiz, aber auch in zahlreichen anderen Ländern, hat sich in den letzten Jahren ein reges Interesse an diesem Verfahren entwickelt. Der Austrag von klassierter, trockener Rostschlacke ist einerseits in wirtschaftlicher Hinsicht interessant, aufgrund der effektiveren Metallabscheidung, der Maximierung der Einnahmen aus der Metallrückgewinnung sowie der Reduzierung der Entsorgungskosten durch Gewichtsreduzierung und geringere Transportkosten. Andererseits ergeben sich Vorteile aufgrund der besseren Qualität der trocken ausgetragenen Rostschlacke sowie einer leichteren Handhabung bei deren nachfolgenden Behandlung, Aufbereitung und Verwertung.

4.2 Erfahrungen

Der üblicherweise mit Wasser betriebene MARTIN Stößelentschlacker kann ohne mechanische Probleme auch trocken betrieben werden. Schon Anfang der 90-iger Jahre wurden hierzu Erfahrungen insbesondere in Japan gesammelt. Weiter

wurde der trockene Austrag von Rostschlacken 1997 an der KVA Buchs, 1996 an der Kehrichtverbrennungsanlage München Nord und 2005 an der KVA KEZO Hinwil getestet.

Seit dem Jahr 2000 werden die Entschlacker in fast allen japanischen Kehrichtverbrennungsanlagen trocken betrieben, da die Rostschlacke bei diesen Anlagen einem Schmelzofen zugeführt wird. Das notwendige Transportsystem vom Entschlacker bis zum Schmelzofen ist komplett eingehaust und mit Absaugsystemen aufwendig ausgeführt, um Staubemissionen in Grenzen zu halten.

4.3 Konzept

Die bei der MARTIN Trockenentschlackung der zweiten Generation eingesetzte einfache und robuste Technik beruht auf allgemein bekannten verfahrenstechnischen Trennungs- und Transportvorgängen und nutzt die Vorteile eines fraktionierten Rostschlackeaustrages. Dafür wird der MARTIN Stößelentschlacker in unveränderter Bauart, ein neu entwickelter und patentierter Windsichter und ein Zyklon eingesetzt (Abbildung 6).

Bei der MARTIN Trockenentschlackung wird der Stößelentschlacker ohne Wasser betrieben. Die Rostschlacke wird mit dem Entschlacker trocken aus dem Verbrennungssystem austragen. Die trocken ausgetragene Rostschlacke

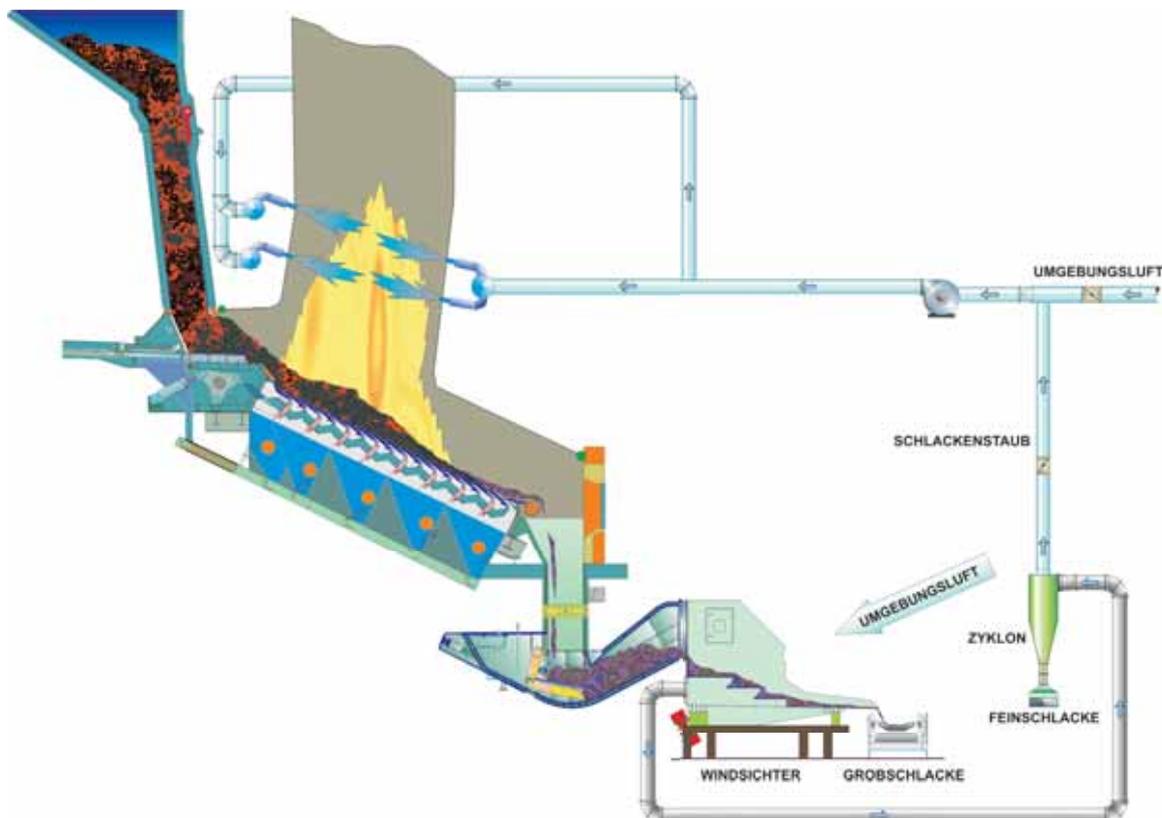


Abb. 6 MARTIN Trockenentschlackung

wird direkt einem Windsichter zugeführt. Er ist mit der Austragsöffnung des Entschlackers verbunden und wird mit Unwuchtmotoren angetrieben. Im Windsichter wird die Rostschlacke durch den Einfluss von Schwerkraft und Vibration weitertransportiert. Dabei werden die Feinschlacke und der Schlackestaub mittels Windsichtung definiert abgesaugt. Der Bereich der Windsichtung ist eingehaust und wird ständig im Unterdruck gehalten. Durch Aufstauen der Schlacke im Schlackenschacht sowie den Betrieb im Unterdruck wird verhindert, dass über den Entschlacker Falschluff in den Feuer- raum oder Staub ins Kesselhaus gelangt.

Bei der trockenen Betriebsweise des Entschlackers stellt sich die Oberflächentemperatur des Gehäuses vergleichbar der Nassentschlackung zwischen 40 °C und 60 °C ein.

Es werden drei Produktströme aus der trockenen Rostschlacke separiert: Grobschlacke, Feinschlacke und Schlackestaub. Die beiden Letzteren werden mit dem Luftstrom aus dem Windsichter ausgetragen und zu einem Zyklon geleitet, der deren Abscheidung aus dem Luftstrom sicherstellt. Die entfrachtete Windsichterluft mit einem sehr geringen Restanteil an Schlackestaub wird über die Sekundärluft dem Verbrennungssystem definiert zugeführt. Die im Zyklon ab- geschiedenen Feinfraktionen werden entweder einer Verwer- tung zugeführt oder deponiert.

4.4 Technikumsanlage

Die Technikumsanlage bestand im Wesentlichen aus den Komponenten Windsichter, Schwerkraftabscheider, Staubab- scheider und Gebläse (Abbildung 7).

Eingesetzt wurde ein in mehreren Treppenstufen ange- ordneter Horizontal-Windsichter, auf dessen erste Trennstufe die unbehandelte Trockenschlacke aufgegeben wurde.

Auf den nachfolgenden Trennstufen wurde die Fein- schlacke im Querstrom von der Grobschlacke getrennt. Der Transport der Grobschlacke erfolgte einerseits durch die Schwerkraft und andererseits durch seitlich am Windsichter- gehäuse angebrachte Vibrationsmotoren. Die vom Luftstrom mitgerissenen, leichteren Partikel gelangten zum Schwerk- kraftabscheider, in dem die Feinfraktionen separiert wurden.



Abb. 7 Technikumsanlage Trockenentschlackung

An der Technikumsanlage wurde der verbleibende Schlacken- staub in einem nachgeschalteten Staubabscheider, einem Ta- schenfilter, aufgefangen.

Bei den durchgeführten Versuchen konnte gezeigt wer- den, dass die Windsichtung von trockener Rostschlacke in dem neuentwickelten Aggregat durchführbar ist. Sie ist ver- fahrenstechnisch unter den gegebenen Bedingungen leicht und einfach umsetzbar. Insgesamt erwies sie sich als sehr ro- bust. In der Umgebung des Windsichters war während des Betriebs keine Staubeentwicklung zu erkennen.

Abhängig von der eingestellten Luftgeschwindigkeit im Querstrom konnten verschiedene Kornspektren an Feinschla- cke abgeschieden werden. Der Schlackestaub war mit der eingesetzten Luft gezielt absaugbar. Im Vergleich zu einer konventionellen Siebung wird kein zusätzliches Aggregat zur Feinstaubreduzierung benötigt.

Die Windsichtung in der vorgeschlagenen Form ist als ergänzende Komponente zum Stösseleentschlacker für den Austrag von trockener Rostschlacke aus der Verbrennung ge- eignet.

4.5 Grosstechnische Umsetzung

Auf der Basis der erfolgreichen Vorversuche entschied sich der Betreiber der Kehrrechtverbrennungsanlage SATOM Monthey (CH, Abbildung 8) für die Installation der MARTIN Trockenentschlackung an beiden Verbrennungslinien.



Abb. 8 KVA SATOM Monthey (CH)

Die dort installierte MARTIN Trockenentschlackung besteht aus den Komponenten Entschlacker, Windsichter, Zyklon und Luftsystem. Abbildung 9 zeigt die Anordnung des Windsichters nach dem Entschlacker sowie ein Prinzipschaltbild.

Die aus dem Feuerraum über den Entschlacker ausgetragene Rostschlacke gelangt in den Windsichter, wo die Grobschlacke abgeschieden wird. Die Feinschlacke und der Schlackenstaub werden mit der den Windsichter von oben nach unten im Querstrom durchströmenden Luft mitgerissen und zu einem Staubabscheider (Zyklon) geleitet. Im Zyklon wird die Feinschlacke abgeschieden. Der Schlackenstaub wird mit dem Luftstrom als Sekundärluft zurück in die Feuerung geführt.

Sollte aus irgendwelchen Gründen ein konventioneller Betrieb mit Nassentschlackung erforderlich oder gewünscht sein, ist dies jederzeit problemlos und kurzfristig möglich.

Die Montagearbeiten sowie die Inbetriebnahme an der KVA SATOM Monthey sind abgeschlossen. Derzeit erfolgen Anpassungen zur Optimierung.

4.6 Rostschlackequalität

Ein wesentliches Merkmal der trocken ausgetragenen Rostschlacke gegenüber nass ausgetragener Rostschlacke ist, dass sie bessere Fliesseigenschaften hat. Darüber hinaus ist festzustellen, dass ein wesentlich höherer Anteil an Grobkorn vorliegt, was sowohl die Transporteigenschaften, als auch die

Möglichkeiten einer Wiederverwertung positiv beeinflusst. Der Grund für diese Verbesserung liegt sowohl an der geringeren mechanischen Beanspruchung der Rostschlacke im Entschlacker, als auch dem Fehlen der plötzlichen Abkühlung im Wasserbad. Der TOC erreicht in der trocken ausgetragenen Rostschlacke Werte < 1 Gew.-%. Für die Grobfraction liegt dieser Wert im Bereich der Nachweisgrenze. Die in der trockenen Schlacke enthaltenen Eisen- und Nichteisenmetalle können mit nachgeschalteten Aufbereitungsschritten leicht separiert und anschliessend gut vermarktet werden.

5. Flugaschebehandlung/-rückführung

5.1 Motivation

Im Hinblick auf die stetig abnehmenden Rohstoffressourcen haben Verfahren zur Wertstoffrückgewinnung einen immer wichtigeren Stellenwert. Die Wiedergewinnung eines wirtschaftlich interessanten Schwermetalls ist durch die selektive Zinkrückgewinnung aus Elektrofilterstäuben der thermischen Kehrichtverwertung möglich. Ausserdem werden bei diesem Verfahren durch die Rückführung des gewaschenen Filterstaubkuchens in die Feuerung organische Verbindungen sicher zerstört und somit Emissionen signifikant reduziert. Speziell in der Schweiz besteht grosses Interesse an diesen Verfahren.

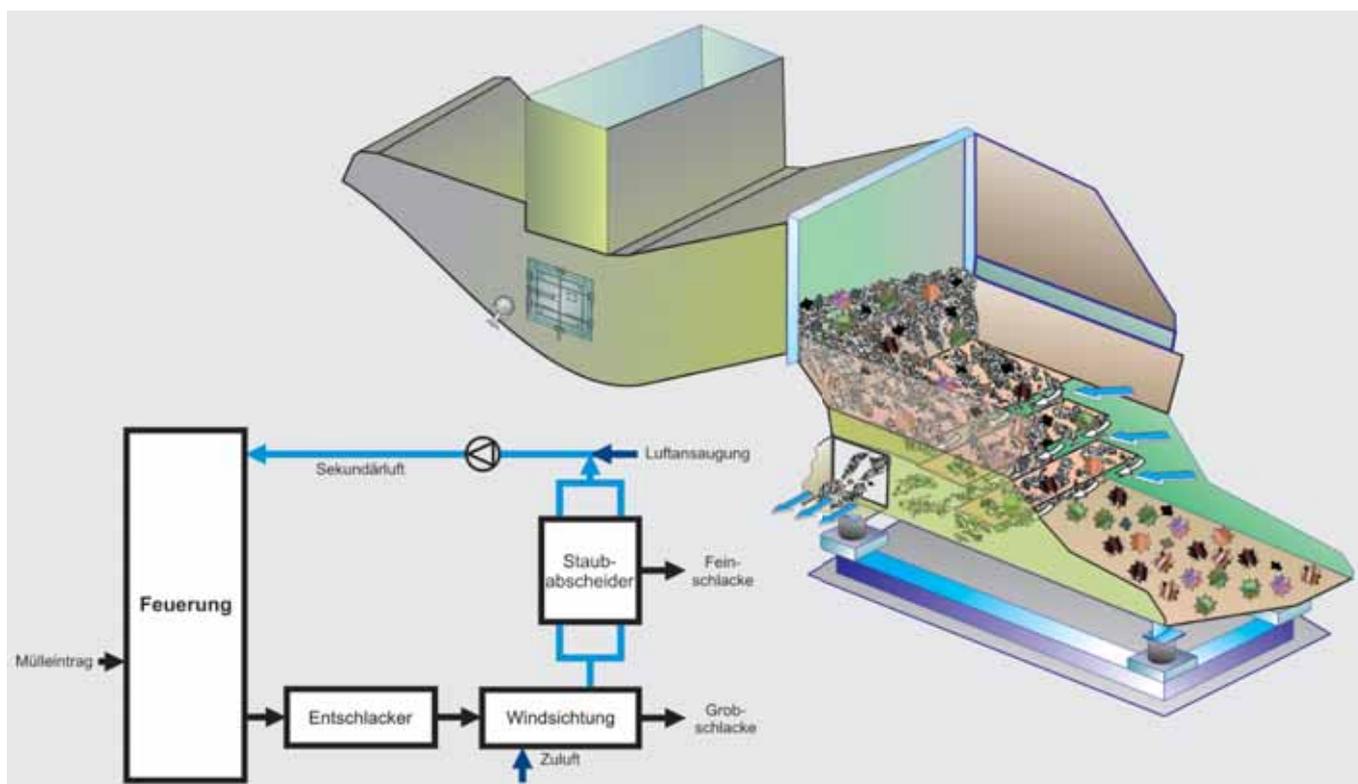


Abb. 9 Grosstechnisches Konzept MARTIN Trockenentschlackung

Ausserdem wäre es denkbar, auch die Qualität der trockenen entschlackten, nicht aufbereitbaren Feinschlackefraktion mittels Extraktionsverfahren zu verbessern und darin enthaltene Metalle zurück zu gewinnen.

5.2 Konzept

Im Rahmen der sauren Flugascheextraktion werden die in Elektrofilterstäuben der thermischen Kehrichtverwertung enthaltenen anorganischen Schadstoffe, insbesondere Schwermetalle, weitestgehend aus den Flugaschen extraktiv abgetrennt und einer gezielten Verwertung/Rückgewinnung zugeführt. Ein Beispiel für die Wiedergewinnung eines wirtschaftlich interessanten Schwermetalls stellt das Verfahren zur selektiven Zinkrückgewinnung dar, das in einem anderen Artikel dieses Tagungsbandes ausführlich dargestellt wird. Organische Schadstoffe, vor allem polychlorierte Dibenzodioxine und -furane (PCDD/F), bleiben bei dieser Behandlung im gewaschenen Filterkuchen zurück. PCDD/F werden erst durch die Rückführung des sauer gewaschenen Filterstaubkuchens in die Feuerung vollständig zerstört.

5.3 Grosstechnische Pilotierung

MARTIN hat gemeinsam mit Kooperationspartnern die Entwicklung und Untersuchung der Behandlungsverfahren sowie der Rückführung der behandelten Flugasche an zwei grosstechnischen Kehrichtverbrennungsanlagen durchgeführt. Dabei wurden vergleichende Untersuchungen zwischen Normal- und Versuchsbetrieb bei der Mitaufgabe von feuchtem, behandeltem Filterstaubkuchen durchgeführt. Die behandelte Flugasche wurde gemeinsam mit dem Kehricht aus dem Kehrichtbunker der Feuerung zugegeben. Dieses Verfahren konnte problemlos durchgeführt werden und ist bei entsprechendem Bunkermanagement in jeder Kehrichtverbrennungsanlage umsetzbar.

Der Anlagenbetrieb wurde durch die Rückführung des Filterstaubkuchens nicht beeinflusst. Bei dem Vergleich wesentlicher Messungen am Kamin war kein signifikanter Unterschied zwischen dem Normal- und Versuchsbetrieb festzustellen. Zusammenfassend war die Qualität der ungelagerten Rostschlacke sowie der Kessel- und Elektrofilteraschen hinsichtlich der Feststoffzusammensetzung und der Elutionseigenschaften unter Berücksichtigung der abfallinput- und prozessbedingten Schwankungen als weitgehend gleichwertig einzustufen. Auch die kontinuierlich erfassten Abgasparameter blieben auf einem vergleichbaren Niveau bzw. bewegten sich im Rahmen der prozessbedingten Schwankungsbreiten. Die resultierende Rostschlacke wies anschliessend keinen erhöhten PCDD/F-Gehalt während der Ascherückführung auf.

6. Zusammenfassung / Ausblick

Die immer weiter steigenden Anforderungen an die Behandlung unserer Abfälle erfordern neue Konzepte. Das Ziel einer reststofffreien Abfallwirtschaft bietet für die thermische Kehrichtbehandlung mit rostfeuerungs-basierten Systemen die Möglichkeit der Weiterentwicklung und Optimierung bestehender Technologien und Konzepte.

MARTIN hat im Bereich der Rückstandsbehandlung mit dem SYNCOM- sowie SYNCOM-Plus Verfahren, der MARTIN Trockenentschlackung sowie der Flugaschebehandlungs- und -rückführungsverfahren einen weiteren Schritt zu innovativen Technologien geleistet.

Es zeigt sich aber auch, dass innovative Technologien zunächst in Pilotanlagen entwickelt und umfangreich untersucht werden müssen. MARTIN wird auch zukünftig daran festhalten, mit Innovationen und sicherer Verfahrenstechnik die Behandlung des Kehrichts sowie der Rückstände unter ökologischen und ökonomischen Randbedingungen bei Beachtung internationaler gesetzlicher Vorgaben im Rahmen von gesamtheitlichen Konzepten sicher zu gewährleisten.

MARTIN®, MARTIN Rückschubrost® und SYNCOM® sind eingetragene Warenzeichen in ausgewählten Ländern.

> Vom Netzwerk «Trockenaustrag von KVA-Schlacke» zum Zentrum für nachhaltige Abfall- und Ressourcennutzung ZAR

Daniel Böni

Zweckverband Kehrichtverwertung Zürcher Oberland, ZAR, Wildbachstrasse 2, 8340 Hinwil

Franz Adam

Amt für Abfall, Wasser, Energie und Luft, AWEL, 8090 Zürich

Bereits im Juni 1986 wurde im Leitbild für die schweizerische Abfallwirtschaft des Bundesamtes für Umweltschutz festgehalten, dass Entsorgungssysteme aus Abfällen nur zwei Arten von Stoffklassen produzieren, nämlich verwertbare Stoffe und endlagerfähige Reststoffe. Die verschiedenen Separatsammelsysteme und die thermische Verwertung der Abfälle sind dabei die wichtigsten Lösungsansätze auf dem Weg zur Umsetzung dieses Leitbildes. Die involvierten Parteien sind u.a. Behörden, Hochschulen, Recycler- und Recyclingorganisationen, Anlagen- und Deponiebetreiber, Anlagenlieferanten und Verwerter. Diese haben mit grossem Aufwand versucht, jeweils ihre Teilsysteme im Sinne des Leitbildes zu optimieren. Dank all dieser Bemühungen nimmt die Schweiz heute im internationalen Vergleich eine Spitzenstellung ein. Trotz bemerkenswerten Erfolgen beim Recycling und in der thermischen Verwertung gelang es noch nicht, das Leitbild vollständig umzusetzen. Die Einsicht, die vielen Teilsysteme mit einem Netzwerk aufzubrechen und eine Optimierung über den gesamten Verwertungsprozess anzustreben, eröffneten neue erfolgsversprechende Perspektiven. Die intensive Zusammenarbeit im Netzwerk «Trockenaustrag von KVA-Schlacke» führte zu einer umfassenden Betrachtungsweise des Verwertungsprozesses und zeigte gleichzeitig die grosse Bedeutung des Abfalls als Rohstoffressource der Zukunft. Aufbauend auf dem Netzwerk «Trockenaustrag von KVA-Schlacke» wurde am 21. Januar 2010 die Stiftung Zentrum für nachhaltige Abfall- und Ressourcennutzung (ZAR) gegründet. Der mit entsprechenden Ressourcen ausgestattete ZAR hat sich zum Ziel gesetzt, die Potenziale im Abfall mit einem prozessübergreifenden Entwicklungsansatz schneller zu erschliessen und die verbleibenden Rückstände möglichst nachsorgefrei zwischen zu lagern.

Keywords: Kehrichtverbrennung, Schlacke, Thermorecycling, Zentrum für nachhaltige Abfall- und Ressourcennutzung (ZAR),

1. Der Produktzyklus

Hätte sich das in den 70-er Jahre entwickelte Konzept «Cradle to Cradle» in der Industrie, dem Marketing und unserer Lebensweise durchgesetzt, hätte die Abfallwirtschaft nie die heutige Bedeutung erlangt. Statt dessen entschied sich die Wirtschaft für das Konzept «Cradle to Grave» und produziert gestützt auf ein oft massloses Konsumverhalten neben Wirtschaftswachstum riesige Berge von Abfällen, von denen trotz Verwertung und thermischer Behandlung auch heute noch grosse Mengen als nicht endlagerfähige Rückstände auf unsere Deponie enden. Die Schweizer Abfallwirtschaft versucht seit Jahren diesen irreversiblen Prozess mit Separatsammlungen und der Abfallverbrennung zu durchbrechen und damit wenigstens ein Teil der Wertstoffe im Abfall einer Wiederverwertung zu zuführen. Mit der Separatsammlung, der Abfallaufbereitung, der Abfallverbrennung, der Schlackenaufbereitung, der Wertstoffaufbereitung und schlussendlich der Deponierungen wurden Teilsysteme entwickelt, welche unter den Begriff Abfallwirtschaft zusammengefasst werden können. Diese Teilsysteme wurden in den letzten Jahren von den verschiedenen Prozesseignern mit Hilfe von Technik und Innovationen auf ein sehr hohes Niveau weiter entwickelt. Dank all dieser Bemühungen nimmt die Abfallwirtschaft der Schweiz im internationalen Vergleich eine Spitzenstellung ein. Fehlen jedoch die gesetzlichen Vorgaben, so ist die Wirtschaftlichkeit die einzige Motivation für eine weitere Prozessoptimierung.

Durch die Aufteilung der Abfallwirtschaft in Teilsysteme erfolgt die Verbesserung jeweils nur in den Teilprozessen, d.h. ein Abfallzwischenprodukt wird entgegen genommen, mit maximaler Wertschöpfung aufbereitet und dem nächsten Teilprozess weitergegeben. Die Systemgrenzen interessieren wenig und eine Optimierung über den Gesamtprozess ist nicht möglich.

2. Optimierung der Teilsysteme

Am Beispiel der RESH-Aufbereitung, der Abfallverbrennung und der Schlackenaufbereitung soll aufgezeigt werden, wie die betroffenen Teilsysteme optimiert werden und wie an den Systemgrenzen grosse Synergien verloren gehen.

2.1 RESH-Aufbereitung

Die Rückstände aus den grossen Shredderanlagen, der sogenannte RESH, der neben organischem und mineralischem Material auch viele kleine Metallteile enthält, wurde früher unbehandelt deponiert. Steigenden Metallpreise, aber auch steigende Entsorgungskosten für den RESH motivierten innovative RESH-Aufbereiter aufwendige Anlagen zu entwickeln, um die Metalle zurück zu gewinnen und weitere Recyclingprodukte aus dem RESH herzustellen. Trotz aller Bemühungen gelang es jedoch bis heute nicht, saubere Frak-

tionen zu separieren und diese der Wiederverwertung zu zuführen. Die Anlagen produzieren Kunststoff- und Mineralfraktionen, welche zu hohe Metallgehalte für eine Wiederverwertung aufweisen. Aber auch die Metallfraktionen sind noch stark mit organischen und mineralischen Material belastet. Die Produkte gehen trotz Aufbereitung in die thermische Verwertung oder auf die Deponie. Nur gerade ein kleiner Metallanteil kann einem Verwerter übergeben werden. Die Kosten für die Aufbereitung sind so hoch, dass leicht sinkende Metallpreise oder Entsorgungskosten den Betrieb dieser Aufbereitungsanlagen wirtschaftlich nicht mehr rechtfertigen.

Zusammenfassend muss festgestellt werden, dass bei einer RESH-Aufbereitung der energetische und monetäre Aufwand zu gross ist, um grössere Mengen an Wertstoffen der Wiederverwertung zuzuführen. Die nachgeschalteten Prozesse, welcher wiederum eine Wertstoffrückgewinnung anstreben, werden ihren Aufwand für die Aufbereitung reduzieren bzw. auf eine weitere Aufbereitung verzichten müssen, da bereits ein Teil der Wertschöpfung im Abfallzwischenprodukt fehlt.

2.2 Abfallverbrennung

Die Abfallverbrennung als Teilsystem der Schweizer Abfallwirtschaft, optimiert die emissionsfreie, energetische Verbrennung des Abfalls mit einer gleichzeitigen Volumenreduktion. Das Teilsystem wurde in den letzten zwanzig Jahren so erfolgreich weiterentwickelt, dass Luftemissionen kein Thema mehr sind und der energetische Wirkungsgrad ein hohes Niveau erreicht hat. Das vom Abfallaufbereiter gelieferte Inputmaterial wird wenig hinterfragt und das Outputmaterial, die Schlacke und die Elektrofilterasche wird dem nächsten Teilsystem übergeben. Eine hohe Wertschöpfung bzw. tiefe Entsorgungskosten sind die Zielgrössen dieses Teilsystems. Eine Abstimmung mit dem nachfolgenden Teilsystem, zum Beispiel der Schlackenaufbereitung findet nicht statt.

2.3 Schlacken-Aufbereitung

Der Schlackenaufbereiter bzw. der Deponiebetreiber bekommt von den verschiedenen KVA Nassschlacken von stark unterschiedlicher Qualität. Mit viel Aufwand werden die Schlacken gemischt und immer wieder zum Abtrocknen umgeschichtet, so dass nach 6–12 Wochen eine Aufbereitung überhaupt möglich ist. Mit viel Innovationskraft haben Betreiber und Anlagenlieferanten die Aufbereitungsprozesse weiter entwickelt, so dass heute bereits bedeutende Mengen an Eisen- und Nichteisenwertstoffe aus den Schlacken separiert werden können. Der relativ schlechte Wirkungsgrad der Anlagen wird durch grosse Durchsatzleistungen, wenigstens wirtschaftlich kompensiert. Tatsache bleibt:

> beim Trocknen der Schlacke auf der Deponie geht bereits ein bedeutender Anteil des Aluminium verloren [1].

- > Die Feinschlacke mit einem bedeutenden Wertstoffpotential kann aus technischen und wirtschaftlich Gründen nicht oder nur schlecht aufbereitet werden.
- > Die separierten metallischen Wertstoffe enthalten immer noch einen bedeutenden Anteil an Mineralien, die wiederum im nächsten Teilsystem, zum Beispiel einem Schmelzwerk zu bedeutenden Mehraufwänden führen.
- > Das Separieren von mineralischen Wertstoffen ist nicht mehr möglich, weil die Abbindereaktionen in der Schlacke teilweise bereits statt gefunden haben.

Für den Schlackenaufbereiter bzw. den Deponiebetreiber gibt es jedoch noch weitere Rahmenbedingungen, welche für die wirtschaftliche Optimierung seines Teilsystems entscheidend sind. Der wirtschaftliche Erfolg seiner Schlackenaufbereitung ist in seinem Teilsystem von untergeordneter Bedeutung.

2.4 Grenzen der Teilssystemoptimierung

Analog zum ersten Gossenschen Gesetz, welches in der Volkswirtschaftslehre den abnehmenden Grenznutzen beschreibt, führt im Optimierungsprozess jeder weitere Optimierungsschritt relativ zu einem kleineren Nutzen. Da die Optimierung der Teilssysteme der Abfallwirtschaft bereits weit fortgeschritten sind, kann von dieser Seite her keine wesentliche Verbesserung mehr erwartet werden. Diese Feststellung ist unbefriedigend, da die heutige Abfallwirtschaft z. B. immer noch zu viele metallische und mineralische Wertstoffe nicht nachsorgefrei deponiert (Abbildung 1).



Abbildung 1 Feine Nichteisenmetalle gehen heute in den Deponien verloren

3. Das Netzwerk «Trockenaustrag von KVA-Schlacke»

Die über Jahre in der KVA Weinfelden durchgeführte Stoffbuchhaltung, hat die Grenzen unserer Abfallwirtschaft klar aufgezeigt [2,3]. Ein grosser Teil der metallischen Wertstoffe gehen immer noch auf unseren Deponien verloren. Die prozessorientierte, alle Teilprozesse einschliessende Betrachtungsweise wird daher als Chance angesehen, die Schweizer Abfallwirtschaft mit einem Innovationsschub nachhaltig zu verbessern. Aus diesem Grunde hat das AWEL vor vier Jahren Vertreter aller Teilprozesse zu einem Innovationsworkshop eingeladen. Es wurde schnell erkannt, dass nur das Öffnen der Systemgrenzen erfolgsversprechend ist. Diese Erkenntnis führte zur Bildung des Netzwerkes «Trockenaustrag von KVA-Schlacke». Vertreter von Behörden, Hochschulen, Deponiespezialisten, Schlacken-, Filteraschen-, und mineralische- und metallische Wertstoffaufbereiter, KVA-Betreiber, wie auch Vertreter der Zementindustrie diskutieren am Beispiel der Trockenschlacke die Potenziale für die Abfallwirtschaft. Bei regelmässigen Treffen wurden jeweils neuste Ergebnisse und Erkenntnisse ausgetauscht und das weitere Vorgehen definiert [4].

3.1 Erweiterung der Teilssysteme

Am Beispiel der Abfallverbrennung mit trockenem Schlackenaustrag kann verständlich aufgezeigt werden, wie das Aufbrechen der Teilssysteme sich positiv auf die Wertstoffrückgewinnung und damit auch die Schlackenqualität auswirkt. Die Aufgaben der Abfallverbrennung werden nicht mehr nur auf das emissionsfreie Verbrennen des Abfalls mit möglichst grosser Energiegewinnung und gleichzeitiger Volumenreduktion reduziert. In der folgenden etwas erweiterten Betrachtungsweise wird der Prozess der Abfallverbrennung zum Thermo-Recycling-Prozess (Abbildungen 2 und 3).

Die organischen Anteile im Abfall und in den Verbundwerkstoffen werden von den mineralischen und metallischen Wertstoffen weggebrannt. Entgegen den Erwartungen sind die Oxidationsverluste durch die thermische Belastung bei den schweren Nichteisenmetallen und den Mineralien sehr klein. Durch den trockenen Austrag werden bei optimalen Verbrennungsbedingungen die mineralischen und metallischen Wertstoffe einzeln und nicht mehr als Verbund in einer hochviskosen Masse aus dem Verbrennungsofen ausgetragen. Die Wertstoffe sind dadurch mit einfachsten mechanischen Aufbereitungsverfahren bis in den kleinsten Bereich von einigen Mikrometern aufteilbar bzw. separierbar.

Das Thermo-Recycling ist damit ein Vorbereitungsprozess für eine effiziente und kostengünstige Wertstoffrückgewinnung. Die Vorbereitung umfasst das folgende Leistungsspektrum:

- > Freibrennen von Wertstoffen aus einem organischen Materialverbund
- > Verformung bzw. Verkugelung von Nichteisenmetallen
- > Energierückgewinnung
- > Reduktion der Massen- und Volumenströme
- > Bereitstellung eines rieselfähigen Produktes (Trockenaustrag) für die weitere Aufbereitung
- > Bereitstellung von sauberen metallischen Wertstoffen
- > Bereitstellen von mineralischen Wertstoffen, bei denen die Abbindereaktionen noch nicht ausgelöst wurden

Das Beispiel Thermo-Recycling zeigt wie ein Abstimmen der Systemgrenzen zwischen den einzelnen Teilsystemen zu einer wesentlich effizienteren und kostengünstigeren Wertstoffrückgewinnung führt. Aus diesem Grund macht es nur wenig Sinn, wenn die Abfallaufbereitung mit viel Aufwand versucht kleinste Wertstoffteile zu separieren. Die Abfallaufbereitung muss sich auf das einfache Entfernen der grösseren Wertstoffe konzentrieren, damit diese direkt der Wertstoffverwertung zugeführt werden können. Der unnötige und energieintensive Aufwand übers Thermo-Recycling mit nachfolgender Schlackenaufbereitung kann dadurch eingespart werden. Weiter muss der Schlackenaufbereitung ein Produkt zur Verfügung gestellt werden, welches ihr eine maximale Wertstoffausbeute bei minimalem technischem Aufwand erlaubt.

Das optimale Abstimmen dieser Systemgrenzen in einem sehr dynamischen Umfeld wird die Hauptaufgabe der Abfallwirtschaft der Zukunft sein.

4. Das Zentrum für nachhaltige Abfall- und Ressourcennutzung (ZAR)

Die Erfahrungen der letzten Jahre mit dem Netzwerk «Trockenaustrag von KVA-Schlacke» und den Entwicklungen im Bereich Trockenschlacke und Feinschlackenaufbereitung ha-

ben zur Überzeugung geführt, dass die Zusammenarbeit der verschiedenen Parteien weiter intensiviert und professionalisiert werden muss, um die folgenden ambitionierten Ziele zu erreichen:

- > Maximierung der Materialrückgewinnungsrate für metallische und mineralische Rohstoffe
- > Miteinbezug von weiteren Stoffflüssen in den thermischen Verwertungsprozess
- > Nachsorgefreie Ablagerung verbleibender Rückstände in separaten Deponiekompartimenten (Zwischenlager)
- > Beitrag zur Emissionsminimierung und Klimanutzen über den Kreislaufansatz

Mit der Stiftung ZAR (www.zar-ch.ch) wurde eine Organisationsform gefunden, welche die Voraussetzungen schafft diese Zielsetzungen effizient umzusetzen. Mit den Prioritäten «Verfahren-Produktion», «Produkte» und «Analysen-Qualitätssicherung» und einem kleinen Team von motivierten Mitarbeitenden soll der systemübergreifende Ansatz aktiv gelebt werden. Weiter wird durch das Einbinden aller Beteiligten, sei es als Stiftungsrat, als technischer Beirat oder als Donator eine ganzheitliche Betrachtungsweise garantiert und der Netzwerkgedanke aktiv weiter geführt.

Beteiligte am ZAR sind:

- > Behörden
- > Abfallaufbereiter
- > KVA-Betreiber
- > Verschiedenste Anlagelieferanten
- > Anlagebauer
- > Schlackenaufbereiter
- > Wertstoffaufbereiter
- > Deponiebetreiber
- > Ingenieurbüros
- > Chemische Labors



Abbildung 2 RESH vor dem Thermo-Recycling



Abbildung 3 RESH nach dem Thermo-Recycling

Für die effiziente Umsetzung ist aber auch die Nähe zu einem Produktionsbetrieb entscheidend. Versuche und Entwicklungen können im Produktionsmassstab durchgeführt werden und müssen somit ihre Produktionstauglichkeit unmittelbar beweisen. Langjährige Entwicklungen mit unsicherer Erfolgchance werden dadurch vermieden.

Der ZAR hat das Potenzial der schweizerischen Ressourcen- bzw. Abfallwirtschaft innovative Impulse zu geben. Damit kann diese ihre Spitzenstellung im internationalen Vergleich auch langfristig behaupten. Aber auch die Schweizer Wirtschaft kann in zukünftigen Märkten der Ressourcen- und Abfallwirtschaft sowie im Umweltschutz ihre führende Stellung noch weiter ausbauen.

Referenzen

- [1] Walter de Vries, Peter C. Rem, S. Peter M. Berkhout: ADR: a new method for dry classification, 6.3 Aging test (2009)
- [2] Morf, L., Taverna, R. (2009) Stoffflüsse und Kehrlichtzusammensetzung in der KVA Thurgau im Jahr 2008, Endbericht.
- [3] Morf, L., Taverna, R., Buser, A. (2008) Schlackemonitoring in der KVA Thurgau im Jahr 200, Endbericht.
- [4] Fierz, R, Bunge, R. (2007) Trockenaustrag von KVA Schlacke Zusammenfassung, September 2007

> Neuartige Materialien in Konsumgütern als Herausforderung für die Abfallbehandlung von morgen

Samuel Stucki

Forschungsbereich Allgemeine Energie, Paul Scherrer Institut, CH-5232 Villigen PSI

Christian Ludwig

Forschungsbereich Allgemeine Energie, Paul Scherrer Institut, CH-5232 Villigen PSI;

Ecole Polytechnique Fédérale de Lausanne (EPFL), Faculté de l'environnement naturel, architectural et construit (ENAC-IIE), CH-1015 Lausanne, Suisse

Rückstände aus der thermischen Abfallverwertung enthalten chemische Elemente, deren Kontrolle und Rückgewinnung aus der Sicht des Umweltschutzes und der langfristigen Sicherstellung als Ressourcen von Bedeutung sind. Für die mengenmässig wichtigsten Metalle bestehen gangbare Lösungen der Rückführung. Vor dem Hintergrund der aktuellen Entwicklung im Gebrauchsgütersektor (Mikroelektronik, Nanotechnologie) muss die Frage der Rückgewinnung für kritische Spurenelemente neu gestellt werden. Thermische Separationsverfahren, die sich in der Vergangenheit aus Kostengründen nicht durchsetzen vermochten, können dank ihrem hohen Trennpotenzial in der Zukunft eine wichtige Rolle spielen.

Keywords: Abfall, Konsumgüter, Spurenelemente, Nanopartikel, thermische Abfallbehandlung

1. Einleitung

In der schweizerischen Abfallwirtschaft mit ihrem hohen Anteil an thermischer Abfallbehandlung und dem vergleichsweise geringen Anteil wilder Entsorgung ergibt die Zusammensetzung der Verbrennungsrückstände ein gutes Bild über die Stoffflüsse «end of pipe», da sie die stoffliche Zusammensetzung der nicht brennbaren Anteile der Abfälle widerspiegeln. Die Bilanzierung der Outputs einer KVA als Methodik für eine Analyse der Abfallzusammensetzung wurde von Baccini und Mitarbeitern [1] erfolgreich etabliert und wird seitdem mehr oder weniger routinemässig zur Erhebung der Elementarzusammensetzung von Siedlungsabfall eingesetzt [2,3].

Unter Verbrennungsrückständen wird die Gesamtheit der nicht brennbaren Rückstände aus einem thermischen Verbrennungs- oder Vergasungsprozess verstanden. Die Qualität der Verbrennungsrückstände umfasst die Partikelgrösse, die chemische und mineralogische Zusammensetzung und damit

auch die Löslichkeit der Materialien. Die Qualität ist in zweierlei Hinsicht von ökologischer Bedeutung:

1. Vermeidung von Emissionen: Die Abtrennung toxischer Anteile und/oder die Inertisierung der Rückstände durch thermische Verglasung verringert die Rate der Freisetzung von Schwermetallen in die Umwelt. Die Vermeidung von toxischen Emissionen war in der Vergangenheit die primäre Aufgabe der Abfallwirtschaft.
2. Ressourcenschonung: effiziente Fraktionierung der Rückstände erhöht den Anteil der wieder verwertbaren Materialien aus der Abfallbehandlung und kann damit die langfristige Verfügbarkeit kritischer chemischer Elemente verbessern. Angesichts der erwarteten Verknappung einzelner Elemente, wie Cu, Zn, In, Pt, P werden die Aspekte der Ressourcenschonung in Zukunft an Bedeutung gewinnen.

Die Abfallwirtschaft hat in der Schweiz in den letzten 20 Jahren sehr gut und effizient auf die ökologischen Herausforderungen reagiert und ein System geschaffen, das mit vernünftigem Aufwand eine sinnvolle und öko-effiziente Bewirtschaftung der Abfallströme ermöglicht. Die Durchsetzung des Verbrennungszwangs für brennbare Abfälle und die kontrollierte Ablagerung der Verbrennungsrückstände haben zwar nicht zu der viel beschworenen Kreislaufwirtschaft geführt, aber diese im Prinzip auch nicht vollständig verhindert. Geordnete Deponien können als Rohstofflager angesehen und bei Bedarf auch als Rohstoffminen genutzt werden, wie in der Schweiz bereits geschehen. Das in der Schweiz praktizierte Prinzip der Abfallbewirtschaftung ermöglicht damit einen wirtschaftlich gangbaren Weg, zumindest die quantitativ wichtigsten Elemente in den Stoffkreislauf zurückzuführen.

Nicht neu ist die Forderung, dass das Ressourcenmanagement nicht am Ende des Produktlebenszyklus ansetzen sollte, sondern bereits bei der Produktion von Gütern («Eco-design» als Mittel, bei der Entwicklung neuer Produkte den gesamten Lebenszyklus mit in Betracht zu ziehen). Auch wenn es durchaus Beispiele für die erfolgreiche Anwendung des Prinzips des nachhaltigen Designs gibt, läuft die Technologieentwicklung gerade in den stark wachsenden Branchen der Elektronik, im Automobilbau und generell in der Konsumgüterindustrie, in die andere Richtung. Die Entwicklung im Bereich der Konsumgüter, vom Mobiltelefon bis zum Auto und vom Kinderspielzeug bis zum Computer, ist gekennzeichnet durch

- > zunehmende Komplexität der eingesetzten Stoffkombinationen;
- > Einbau «exotischer» chemischer Elemente in die Produkte;
- > Miniaturisierung und damit verbunden die praktische Verunmöglichung der Reparatur bzw. des Rückbaus von Komponenten. Die «Kehrichtsacktauglichkeit» dieser Produkte erschwert zudem die effiziente Erfassung in Separatsammlungen;
- > Ausschöpfung des Rationalisierungspotenzials in der Produktion, welche einen kurzen Produktlebenszyklus und flächendeckende Verbreitung ermöglicht.

Diese Entwicklung (mehr komplex verarbeitete und fein verteilt in Spuren eingesetzte Elemente in Gebrauchsgütern) stellt neue Herausforderungen an die Abfallbewirtschaftung und insbesondere an die Technik der thermischen Abfallbehandlung und der Rückgewinnung von Stoffen aus Verbrennungsrückständen. Im Folgenden wird der Stand der Technik kritisch bewertet und der F&E-Bedarf für dauerhafte Lösungen der Ressourcen- und Emissionsproblematik diskutiert.

2. Entwicklung der Technik in den letzten zwanzig Jahren

Die Sorge um die Emissionen von Luftschadstoffen in den Achtzigerjahren führte zur Entwicklung von Filter- und Abgasbehandlungstechnologien für die Rauchgase aus Verbrennungsprozessen und damit zum Aufbau der Umwelttechnik, wie wir sie heute kennen. Intensive F&E Arbeiten konzentrierten sich zu Beginn der Neunzigerjahre auf die Entwicklung neuer Verfahren, welche die Qualität der Rückstände aus der Abfallverbrennung verbessern sollten. In der Schweiz wurde ein Forschungsprogramm (Integriertes Projekt Abfall, IP Abfall) gestartet, welches zum Ziel hatte, durch interdisziplinäre Forschung und Entwicklung wissenschaftliche und technische Beiträge für eine nachhaltige Abfallwirtschaft zu leisten. Als 1993 das IP Abfall seine Arbeit aufnahm, erwartete man in der Umwelttechnik den Durchbruch von grundsätzlich neuen Technologien der thermischen Abfallbehandlung, welche nicht nur das Problem der Luftschadstoffemissionen lösen, sondern im Sinne des Abfalleitbildes wieder verwertbare oder umweltgerecht deponierbare Rückstände produzieren würden. Die in Pilotanlagen demonstrierten Hochtemperaturverfahren (Thermoselect, Siemens Schwebbrennverfahren) lösten einerseits in der Umwelttechnikbranche neue Entwicklungen aus, andererseits wurde auch klar, dass diese neuen Verfahren andere Kriterien für die Beurteilung der Technik und deren Produkte erfordern. In diesem Umfeld des Wandels in der thermischen Abfallbehandlung wurden die Ziele des Forschungsschwerpunkts definiert.

Die Abtrennung von toxischen Schwermetallen aus Verbrennungsrückständen und die Beurteilung des Langzeitverhaltens verglaster Rückstände in der Deponie bzw. als Baustoff standen im Zentrum der technisch orientierten Forschungsarbeiten des IP Abfall. Die Verbesserung der Rückstände sollte letztendlich zu einer möglichst vollständigen stofflichen Verwertbarkeit der nicht brennbaren Anteile im Abfall und gleichzeitig zu einer Vermeidung von schädlichen Langzeitemissionen von toxischen Stoffen aus der Deponie führen. Es wurde bereits zu Beginn des Projekts erkannt, dass vollständig neu konzipierte Verfahren Akzeptanzprobleme bei der praktischen Umsetzung haben würden und die Projekte des IP Abfall konzentrierten sich vor allem auf modular der etablierten Rostfeuerung zuschaltbare Verfahren der weitergehenden Rückstandsbehandlung. Es wurden insbesondere die Möglichkeiten untersucht, wie durch nachgeschaltete Behandlung der Verbrennungsrückstände entgiftete und allenfalls wieder verwertbare Materialien erhalten werden können.

Zahlreiche Untersuchungen haben sich während und seit dem IP-Abfall mit der Frage der technischen Machbarkeit und Realisation der Abtrennung von Metallen aus Verbrennungsrückständen befasst. Dabei hat man sich auf die men-

genmässig relevanten Materialien wie z. B. Eisen, Stahl, Kupfer und Aluminium konzentriert. Diese Stoffe sind nicht flüchtig und werden deshalb in der KVA in der Schlacke aufkonzentriert. Mit relativ kostengünstigen mechanischen Verfahren lassen sich diese Materialien effizient aus der Schlacke als separate Fraktionen abtrennen.

Spurenstoffe sind mit mechanischen Verfahren nicht einfach aus der Schlacke rückgewinnbar. Diese sind, weil nur in geringen Konzentrationen und kaum stückig vorhanden, nur mit aufwändigen thermischen oder nasschemischen Separationsverfahren abtrennbar. Weil sich diese Verfahren ökonomisch kaum rechnen, fehlt heute weitgehend die Motivation, um solche Verfahren zu entwickeln. Zu grosse Mengen müssten für zu kleine Ausbeuten behandelt werden. Weil die Sickerwasser-Metall-Emissionen aus Schlackedepotien ökologisch wohl mehr oder weniger unbedenklich sind, hat man sich damit abgefunden, dass diese Metalle langfristig in die Umwelt dissipieren. «dilution is the solution to pollution» ist also immer noch der gängige Lösungsansatz für die Schadstoffe im Spurenbereich.

Flüchtige Metalle oder Metallverbindungen, welche bei der Verbrennung in den Abgasstrom gelangen, werden grösstenteils in den Filteraschen abgeschieden. Die Nachbehandlung von Filteraschen zur Rückgewinnung der nicht stückigen und fein verteilten Spurenmetalle wäre günstiger, da die Konzentrationen höher, die Menge aber ca. 10-mal kleiner ist als diejenige von Schlacke. Das IP Abfall hat deshalb konsequenterweise versucht, Wege zur Optimierung der Abfallverbrennung zu finden, um die toxischen Metalle in der Filterasche aufzukonzentrieren und in einem zweiten Schritt grösstenteils zurückzugewinnen. Es konnte gezeigt werden, dass das Verhalten der Elemente stark von Redoxbedingungen, der Temperatur und der Chlorkonzentration abhängt. Damit liesse sich z. B. durch eine Optimierung der Verbrennung und anschliessende thermische Behandlung der Aschen etwa 90% des Zn zurückgewinnen [4]. Damit Temperaturen und Redoxprozesse (Luftzufuhr) auf dem Rost kontrolliert werden können, bedarf es vorzugsweise einer gekühlten Rostfeuerung.

Es wurde eine ganze Reihe von Grundlagenuntersuchungen durchgeführt, die zeigten, dass die thermischen Verfahren hinsichtlich ihrer Trennwirkung für Elemente optimiert werden könnten. Es zeichnete sich jedoch schon gegen Ende des IP Abfall ab, dass sich eine Umsetzung der entwickelten Ideen als schwierig herausstellen würde. Vor allem die Angst vor Fehlinvestitionen in neue und noch unerprobte Verfahrensvarianten im dreistelligen Millionenbereich wirkte und wirkt sich immer noch hemmend aus auf die Realisierung von Technologien, die von Grund auf neu sind.

Die Kosten und das technische Risiko waren auch ausschlaggebend dafür, dass in der Schweiz ein viel verspre-

chendes neues Hochtemperaturverfahren für die Entsorgung/Verwertung von Schredderabfällen aus der Verwertung von Altfahrzeugen und anderen metallischen Abfällen nicht realisiert wurde. Wegen der hohen Metallanteile (für die häufigsten Schwermetalle um einen Faktor 5 bis 15 über den Konzentrationen im Siedlungsabfall!) und der hohen spezifischen Heizwerte wäre ein Hochtemperaturverfahren für die Verwertung von Resh bezüglich Rückstandsqualität und Energieverwertung vorteilhaft. Die Realisierung einer Resh-Verwertungsanlage nach dem Reshment-Verfahren (CTU) oder dessen Konkurrenzverfahren (Twinrec, Ebara) wäre eine Chance gewesen, den neuen Technologien in einer Nischenanwendung zum Durchbruch zu verhelfen. Mit dem Reshment-Verfahren hätte sich auch die Möglichkeit ergeben, die Filteraschen aus Schweizerischen KVA mit einer hohen Rückgewinnungs- bzw. Konzentrierungsrate für flüchtige Schwermetalle zu kombinieren.

Inzwischen wird Resh in Standard-Kehrichtverbrennungsanlagen vermischt mit anderen Abfällen verbrannt und es zeichnet sich ab, dass dies auf absehbare Zeit die beste, mit bestehender Technik realisierbare Lösung für die Entsorgung dieses Materials darstellt. Allerdings soll die Entsorgung von Resh in der KVA nur dann erlaubt werden, wenn sichergestellt werden kann, dass die Schwermetallanteile in den Rückständen durch geeignete Massnahmen reduziert werden. Die Entschrottung der Schlacke und eine Behandlung der Filterasche durch eine saure Wäsche stehen als Verfahren im Vordergrund. Diese beiden letzteren Technologien haben sich in der Schweiz als gangbare Massnahmen zur Rückgewinnung von Zn (saure Wäsche) Fe und Cu erwiesen. Bei der sauren Wäsche werden lösliche Schwermetalle, vor allem Zn, durch eine aus der Rauchgasreinigung anfallende HCl Lösung ausgewaschen und als Hydroxide anschliessend gefällt. Die Hydroxide werden zur Verhüttung, ins Ausland gebracht. Alternativ wurde bereits die elektrolytische Rückgewinnung des Zinks am Standort der KVA mit Erfolg getestet [5].

Damit hat der Enthusiasmus aus den Zeiten des Aufbruchs zu neuen Technologien einem Pragmatismus Platz gemacht. Es ist fraglich, ob damit das Rückstandsproblem wirklich gelöst ist, und ob die heute gängige Lösung mit den langfristigen Perspektiven kompatibel ist.

3. Neue Herausforderungen für die Rückgewinnung von Wertstoffen aus Rückständen

Sowohl aus der Sicht der Ressourcenschonung wie auch des Umweltschutzes bleibt als eine der zentralen Aufgaben der Abfallwirtschaft, die unkontrollierte Dissipation von Stoffen zu vermeiden.

Die Ressourcenfrage wird in Zukunft wieder vermehrt in den Vordergrund treten und es stellt sich die Frage, welche Stoffe bezüglich Verknappung wirklich kritisch sind und wie deren Rückgewinnung gestaltet werden kann. Aus dieser Perspektive ist die Bewirtschaftung von Rückständen aus der Kehrichtverbrennung und aus anderen thermischen Recycling-Prozessen von entscheidender Bedeutung. Alle Rückstände, sofern sie sich nicht wesentlich von einer mittleren Erdkrustenzusammensetzung unterscheiden, sind aufgrund ihrer Metallkonzentrationen ein Gemisch, das sich in Zukunft als Ressource herausstellen könnte. Die Deponierung unverglaster und dadurch leichter chemisch zugänglicher Reststoffe ist aus der Sicht einer späteren Nutzung sinnvoll, allerdings nur dann, wenn die Deponie als Zwischenlager und für spätere Aufbereitung zugänglich konzipiert ist. Ein sicheres Endlager erfordert eine Qualität, wie sie bei verglasten Rückständen vorliegt.

Die zunehmende Verwendung von seltenen Elementen in weit verbreiteten und in grossen Mengen produzierten Konsumgütern wirft die Frage nach den längerfristigen Auswirkungen der inzwischen allgegenwärtigen Hightech-Materialien auf die Umwelt und die Verfügbarkeit der dafür verwendeten Ressourcen auf. In einer Studie der US National Academy of Sciences [6] wurde für eine Reihe von chemischen Elementen untersucht, in welchem Ausmass sie auf Grund ihrer wirtschaftlichen Bedeutung, Substituierbarkeit und Verfügbarkeit als kritische Ressourcen eingestuft werden müssen. Die Studie kommt zum Schluss, dass von den untersuchten Metallen (Cu, Ga, In, Li, Mn, Nb, Ta, Ti, V, Platinmetalle und Seltene Erdmittel) insbesondere die Platinmetalle, die seltenen Erden, In, Mn und Nb als kritisch eingestuft werden müssen.

Das Mobiltelefon ist ein Beispiel einer Innovation, die sich in weniger als 20 Jahren mit einer beispiellosen Wachstumsrate global in alle Bereiche des täglichen Lebens ausgebreitet hat. Heute werden pro Jahr weltweit ca. 1 Mrd. Mobiltelefone produziert für über 4 Mrd. registrierte Benutzer. Zumindest in industrialisierten Ländern ist die Nutzungszeit eines Mobiltelefons weniger als zwei Jahre und die ausgehenden Geräte landen früher oder später im Abfall bzw. einem mehr oder weniger geeigneten Recyclingverfahren. Reller [7] hat die stofflichen Aspekte dieses Booms untersucht und beispielhaft auf die möglichen Auswirkungen auf die Ressourcen- und Emissionsproblematik hingewiesen. Insbesondere die als kritisch eingestuften, in Spuren eingesetzten

Elemente (In, Pd) bekommen wegen der grossen Stückzahlen und wegen der breiten Streuung dieser Geräte eine hohe Bedeutung.

Aber auch bei Elementen, die in grossen Mengen eingesetzt werden, stellt sich über kurz oder lang die Frage nach deren Versorgungssicherheit. Aus der vom BAFU veröffentlichten Studie zum Element Kupfer [8] resultiert eine Bilanz, wonach eine Menge, die ca. der Hälfte des jährlich eingeführten Kupfers entspricht, im Abfall bzw. Recycling landet. Die andere Hälfte trägt zur Aufstockung des in der Infrastruktur und in Gebrauchsgütern verbauten Lagers bei. Vom ausgehenden Kupfer enden ca. 12% in den Verbrennungsrückständen und als Verunreinigungen im Eisenschrott. Durch eine verbesserte Schlackeaufbereitung und Auftrennung von Schredderfraktionen könnte die Recyclingrate des Kupfers noch erheblich auf über 90% verbessert werden.

Unbekannt ist allerdings die Dissipationsrate aus dem sich immer noch weiter aufbauenden Zwischenlager in der Anthroposphäre. Die Kupferbestände in Investitions- und Gebrauchsgütern in hoch entwickelten Ländern liegen bei mehr als 200 kg pro Einwohner und wachsen trotz Effizienzsteigerung und teilweise Substitution weiter an [9]. Die gleichen Autoren stellen fest, dass die weltweiten Cu-Ressourcen nicht ausreichen, um gleich hohe Mengen für jeden Menschen zur Verfügung zu stellen.

Eine andere Klasse von Stoffen, die in rasch zunehmender Menge in Gebrauchsgütern Einzug finden, sind mit Nanopartikeln veredelte Produkte. Nanopartikel werden zunehmend in verschiedensten Produkten eingesetzt. Vom Nano-Spray, über Nano-Farben, Nano-Textilien und zu festen Nano-Komposit-Materialien ist bereits alles auf dem Markt erhältlich. Die Nanopartikel haben verschiedenste Funktionen und es kommen unterschiedlichste Materialien in den Nano-Produkten zur Anwendung. Über das Gefährdungspotential, welches von den Materialien ausgeht, herrscht heute noch Unklarheit. Trotzdem kommen laufend neue Nano-Produkte auf den Markt. Das Nano-Zeitalter hat erst begonnen und es ist nur noch eine Frage der Zeit, bis diese Produkte in grossen Mengen zu Abfall werden.

Die Kehrichtverbrennung ist mit einer effizienten Abgasreinigung ausgestattet. Mit Elektrofilter, Gewebefilter, Rauchgaswäsche und Entstickung mit Katalysator werden Schadstoffe eliminiert oder abgeschieden. Allerdings können kleinste Partikel solche Filtersysteme passieren. Insbesondere Partikel, welche kleiner als 100 nm gross sind, können möglicherweise nicht effizient genug abgeschieden werden [10]. Es stellt sich deshalb die Frage, inwiefern die heutige KVA dieser Herausforderung gewachsen sein wird. Wie verhalten sich diese Materialien in der Verbrennung? Werden die Materialien chemisch umgesetzt und die Partikel zerstört oder werden die Partikel bei der Verbrennung der Kompositmaterialien erst

in die Rauchgase freigesetzt? Werden sie zu Trägern von anderen Schadstoffen und können sie bewirken, dass andere Schadstoffe die heutigen Filtersysteme plötzlich passieren können? Verbleiben sie in der Schlacke und werden später auf der Deponie wieder in die Umwelt freigesetzt? Ist deren Freisetzung überhaupt ein Problem?

Die Fragen sind zahlreich und weitgehend unbeantwortet. Im Rahmen des EU-Projektes PROSUITE, an welchem auch Schweizer Forschungsgruppen beteiligt sind, sollen neue Methoden entwickelt werden, damit die relevanten Technologien bewertet und die potenzielle Gefahr, welche von den Nanomaterialien ausgeht, abgeschätzt werden kann. Am Ende des Lebenszyklus von Nanomaterialien steht somit auch die KVA auf dem Prüfstand.

Für die Technik der Abfallbehandlung ergibt sich aus der Perspektive der zunehmend flächendeckenden Verbreitung hochkomplexer Materialverbünde ein Entwicklungsbedarf für die Rückgewinnung kritischer Elemente. Dazu sind genaue Kenntnisse über das Verhalten solcher Spurenelemente in den thermischen Prozessen für die Ermittlung von Transferkoeffizienten und möglichen Methoden der Akkumulation erforderlich.

Aber auch bei der Rückgewinnung mengenmässig wichtigerer Stoffe, wie Zn, Cu oder P, muss die Entwicklung weiterverfolgt werden. Mit der Rückgewinnung des Zinks aus der Filterasche ist ein grosser Schritt in die richtige Richtung erfolgt. Unklar bleibt jedoch, was mit den anderen Elementen geschieht. Gewichtet man nicht nur die Menge sondern zusätzlich die toxikologische Bedeutung der Metalle, so wird bald klar, dass die Rückgewinnung von Pb aus Abfall wahrscheinlich von zentraler Bedeutung wäre, jedenfalls aus dieser Sicht bedeutender als Zn. Während Cu ein schlackengängiges Metall ist, so sind Pb und Zn eher als intermediäre Elemente zu bezeichnen. Einmal in der Filterasche, lassen sich aber beide Elemente effizient in einem thermischen Verfahren nahezu vollständig von den Aschepartikeln abtrennen [11, 12]. Das Abdampfverhalten der beiden Metalle ist komplex und hängt von Redoxbedingungen, Zusammensetzung der Aschen und Temperatur ab. Abbildung 1 verdeutlicht den Einfluss der Matrix, aus der ein Element abgedampft wird: Die Verflüchtigung von Pb verläuft unterschiedlich aus verschiedenen Filteraschenproben. Allerdings ist heute, dank Untersuchungen mit Synchrotronlicht, die Thermo-Chemie von Pb [13] und Zn [14], welche die Verflüchtigung in Aschen stark beeinflusst, einigermaßen gut verstanden.

Nasschemische Methoden sind weniger effektiv und zudem werden Aschepartikeln mit aufgelöst. Thermische Verfahren können Spurenmetalle wie Zn, Pb, Cd und viele andere gezielter und effizienter entfernen.

Wie bereits erwähnt, haben neue thermische Verfahren einen schweren Stand auf dem Markt. Dass es auch anders geht, zeigt das Verfahren von ASH DEC, welches zur Dekontamination von Aschen aus der Klärschlamm-Monoverbrennung ein Verfahren zur Verflüchtigung der toxischen Metalle verwendet. Der Wertstoff ist allerdings der phosphorhaltige Rückstand, aus welchem ein Dünger produziert wird. Der Phosphormarkt und die Eigenschaften des Roh- und Endproduktes spielen dabei eine entscheidende ökonomische Rolle [15].

Es ist zu erwarten, dass mittel- bis langfristig die Ressourcenfrage in den Vordergrund rücken wird und dadurch effiziente Verfahren zur Rückgewinnung von Wertstoffen aus Rückständen wirtschaftlich interessant und deshalb wieder nachgefragt werden.

Zusammenfassend sehen wir Forschungs- und Entwicklungsbedarf, um die Abfallwirtschaft und insbesondere das Management von Rückständen aus der thermischen Abfallbehandlung den sich ändernden Randbedingungen anzupassen. Dazu gehören

- > Eine umfassende Analyse der Ressourcenfrage für Mineralien (Metalle, Baumaterialien, Nährstoffe) und Energie und daraus abgeleitet eine Strategie für einen optimierten Stoffhaushalt «end of the pipe».
- > Die Weiterentwicklung bestehender Verfahren hinsichtlich heute noch vorhandener Lücken (wie z. B. die Rückführung von Pb aus KVA Filterstäuben)
- > Die Bewertung der Relevanz für die Umwelt und hinsichtlich der kritischen Versorgung von zunehmend in Gebrauchsgütern eingesetzten Spurenelementen und Nanomaterialien
- > Eine verbesserte Kenntnis des Verhaltens von Spurenelementen und Nanomaterialien im thermischen Prozess und Ausloten der Möglichkeiten zur Rückführung kritischer Elemente.

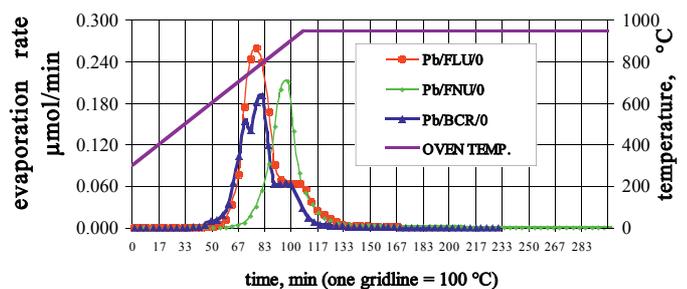


Abb. 1 Bleiabdampfung beim Aufheizen von drei verschiedenen KVA-Filteraschen. Die Aschen FLU, FNU und BCR zeigen ein komplexes und unterschiedliches Abdampfverhalten (adaptiert von [12]).

Literatur

- [1] Belevi, H., Hermann, M. Factors Determining the Element Behavior in Municipal Solid Waste Incinerators. 1. Field Studies, Environ. Sci. Technol., 34 (2000) 2501–2506.
- [2] Morf, L., Die KVA als Instrument der Erfolgskontrolle in der Abfallwirtschaft der Schweiz, Endbericht, GEO Partner, Zürich (2002).
- [3] Morf, L., Chemische Zusammensetzung verbrannter Siedlungsabfälle, Untersuchung im Einzugsgebiet der KVA Thurgau, Umwelt-Wissen Nr. 0620, Bundesamt für Umwelt, Bern (2006).
- [4] Ludwig, Chr., Wochele, J., Stucki, S. Recycling Zinc from Municipal Solid Waste, Re-cycling, Re-recovery, Re-integration, R2000, June 5–9, Toronto, 255 (2000) 1087–109.
- [5] Fitze, U., Jordi, B., Ökologische Optimierung der Abfallverbrennung, UMWELT, 1/08 (2008) 32–34.
- [6] National Research Council, Committee on Critical Mineral Impacts of the U.S. Economy, Committee on Earth Resources, Minerals, Critical Minerals, and the U.S. Economy, ISBN: 978-0-309-11282-6, 264 pages, 6 x 9, paperback (2008).
- [7] Reller, A., Bublies, T., Staudinger, T., Oswald, I., Meißner, S., Matthew, A., The Mobile Phone: Powerful Communicator and Potential Metal Dissipator; GAIA 18/2 (2009): 127–135.
- [8] von Arx U. 2006: Kupfer. Verbrauch, Umwelteinträge und -vorkommen. Umwelt-Wissen Nr. 0601. Bundesamt für Umwelt (BAFU), Bern. 163 S.
- [9] Gordon, R.B., Bertram, M., Graedel, T.E., Metal stocks and sustainability, PNAS January 31, 2006 vol. 103 no. 5 1209–1214; (www.pnas.org/cgi/doi/10.1073/pnas.0509498103).
- [10] Zeuthen, J.H., Pedersen, A.J., Hansen, J., Frandsen, F.J., Livbjerg, H., Combustion Aerosols from Municipal Waste Incineration – Effect of Fuel Feedstock and Plant Operation, Combust. Sci. and Tech., 179 (2007) 2171–2198.
- [11] Jakob, A., Stucki, S., Kuhn, P., Evaporation of Heavy Metals during the Heat Treatment of Municipal Solid Waste Incinerator Fly Ash, Environ. Sci. Technol., 29 (1995) 2429–2436.
- [12] Lutz, H., Detoxification of filter ashes from waste incinerators, Understanding and influencing the removal of heavy metals during a thermal treatment process, PhD thesis, No. 14653, ETH Zürich, Switzerland (2002).
- [13] Struis, R.P.W.J., Nachtegaal, M., Mattenberger, H., Ludwig, Chr. The Fate of Lead in MSWI-Fly Ash during Heat Treatment: An X-ray Absorption Spectroscopy Study, Advanced Engineering Materials 11:6 (2009) 507–512.
- [14] Struis, R.P.W.J, Ludwig, Chr., Lutz, H., Scheidegger, A., Speciation of Zinc in Municipal Solid Waste Incineration Fly Ash after Heat Treatment: An X-ray Absorption Spectroscopy Study, Environmental Science and Technology, 38 (2004) 3760–3767.
- [15] Hermann, L., Secondary Phosphorus for the European Fertilizer Industry Quality of Recovered Products and their Markets, in: REWAS 2008: Global Symposium on Recycling, Waste Treatment and Clean Technology, Eds. M. Brajendra, Chr. Ludwig, S. Das, October 12–15, Mexico Cancun, (2008) 1003–1010.

> Déchets des déchets: des solutions «aval» à celles du Phénix

Pierre Ammann

Association suisse des chefs d'exploitation et exploitants d'installations de traitement des déchets ASED, BP 261, 3003 Berne 22

Les «solutions aval» ont consisté à rendre à la nature, par le biais des décharges, des résidus d'incinération compatibles avec l'environnement. La fermeture des cycles de matières est aujourd'hui le chemin privilégié pour le traitement des déchets. Nous sommes encore loin du «zéro déchets» avec les résidus de la valorisation énergétique des déchets. Des avancées majeures ont été réalisées ces dernières années, tant au niveau de l'extraction des mâchefers que des techniques de tri des métaux. Ces nouvelles techniques permettent d'envisager le recyclage des matières minérales des déchets des déchets, notamment en cimenterie ou dans les matériaux de constructions. Toutefois, du fait de l'augmentation de la consommation mondiale et la demande croissante des nouvelles technologies, les ressources seront limitées à très court terme (2020), voire à moyen terme. Les USA et l'Europe se sont posé la question des ressources critiques pour leur développement et ont défini des listes d'éléments stratégiques à maîtriser. Le bilan de certains éléments comme le phosphore et l'antimoine montrent que les déchets des déchets renferment des quantités équivalentes de ces matières que la Suisse en importe chaque année. Malheureusement les données font défaut pour bon nombres d'éléments et il est urgent d'agir pour en savoir plus et définir notre nouvelle stratégie des ressources critiques.

Mots-clé: Résidus d'incinération, extraction mâchefers à sec, recyclage en cimenterie, minerais secondaires, ressources critiques,

1. Introduction

La réputation de la Suisse n'est plus à faire en matière de recyclage. L'incinération quant à elle a longtemps consisté à «tout détruire» par le feu. Ce mythe s'est rapidement avéré très réducteur. L'incinération «propre» est aujourd'hui une réalité. La gestion des déchets de l'incinération commence à sortir de l'ère des «solutions aval» (End-of-pipe) pour aborder celle de la gestion des ressources (Le Phénix renaît de ses cendres). Là encore la Suisse assure sa position de pays innovant, notamment avec le lavage acide des cendres volantes [1], [2] et l'extraction à sec des mâchefers [3] qui couplées aux techniques les plus récentes de tri des métaux contenus dans les mâchefers permet d'augmenter sensiblement le recyclage des métaux ferreux et non-ferreux. A l'instar d'autres

pays, la Suisse envisage le recyclage des matières minérales des mâchefers et des cendres d'incinération comme substituts dans l'industrie cimentière (fabrication du clinker, ajouts au ciment) et les matériaux de construction (graves de recyclage).

La consommation de métaux rares et d'autres éléments chimiques comme les terres rares augmente constamment du fait des développements technologiques dans des domaines aussi divers que les technologies de l'information et l'électronique, la production énergétique (photovoltaïque, hydrogène), le stockage des énergies, la métallurgie (figure 1).

Avec le développement des pays émergents comme la Chine et l'Inde, la consommation de ces éléments ne cesse de croître et les réserves diminuent. Les projections varient selon

les éléments entre moins de vingt ans pour les plus rares (Indium) à environ 150 ans pour les plus communs comme l'aluminium et le gallium. Les Etats-Unis [4] et l'Europe [5], [6] ont effectué des études stratégiques pour déterminer les éléments les plus critiques pour assurer la croissance (figure 2).

Ces données peuvent servir de base à une stratégie pour la Suisse, pays pauvre en ressources minérales, mais proactif en terme de recyclage. Toutefois le marché suisse est trop restreint pour faire cavalier seul. La collaboration avec les pays européens sera indispensable.

Malgré la collecte sélective des équipements électriques et électroniques, force est de constater que les mâchefers d'incinération contiennent des quantités non négligeables de résidus d'électronique [3]. Leur potentiel en éléments rares est toutefois peu investigué.

2. Vers une gestion durable des déchets des déchets

Après la mise en oeuvre des lignes directrices pour la gestion des déchets en Suisse [7] de 1986, il fallait notamment «*définir les déchets pouvant être acceptés et éliminer les refus d'incinération et traiter les eaux résiduaires de manière compatible*

avec l'environnement». Par ailleurs, le terme de monodécharge était créé pour l'entreposage des déchets des déchets. C'était le règne des «solutions aval». Jusque là la valorisation des mâchefers en sous-couche routière était tolérée. Ce mode de valorisation fut rapidement abandonné, du fait de trop fortes teneurs en imbrûlés et en métaux lourds. Grâce au tri à la source des bio-déchets et de certains déchets spéciaux comme les piles, thermomètres et autres lampes à décharge, la qualité des déchets incinérables s'est améliorée et le pouvoir calorifique des déchets n'a cessé d'augmenter. La combustion des déchets s'est améliorée et les teneurs en métaux lourds ont diminué. Partant de là, la valorisation des mâchefers devenait à nouveau envisageable.

Dans la fin des années 90, la valorisation des métaux lourds mercure, plomb, zinc et cadmium par le lavage acide des cendres d'électro-filtres s'est implanté dans plusieurs usines, la matière minérale résiduelle, encore contaminée par les dioxines/furanes étaient «recyclées» en fosse ou mélangées aux mâchefers. Récemment, la séparation des dioxines/furanes par flottation a fait son apparition [8].

L'OFEV après avoir revisité les lignes directrices de 1986 est notamment arrivé en 2006 à la conclusion qu'une meilleure gestion des ressources était nécessaire [9].



Fig.1 Consommation mondiale d'antimoine

2.1 Extraction des mâchefers à sec

L'extraction des mâchefers à sec telle que développée par l'usine KEZO à Hinwil (Développement KEZO) et SATOM à Monthey (Procédé Martin GmbH [10]) a ouvert de nouvelles perspectives pour la valorisation intégrale des mâchefers. La récupération des métaux ferreux (fer, acier inox) et des métaux non-ferreux (Aluminium, cuivre, laiton/bronze) a été grandement facilitée et la qualité des métaux, ainsi que le taux de récupération s'en est trouvée nettement amélioré. Les techniques de tri des métaux de tous les mâchefers (extraction humides et à sec) ont fortement évolué. La résultante en est une meilleure qualité des matières minérales résiduelles, dont on peut aujourd'hui espérer la valorisation en cimenterie et en matériaux de construction.

De nombreux problèmes subsistent toutefois, comme le traitement des fractions fines, riche en sels solubles et très réactives, la séparation des métaux inclus dans les vitrifiats et les teneurs résiduelles de certains métaux comme le nickel et le plomb qui dépassent encore les limites de l'OTD (Ordonnance sur le traitement des déchets)[11].

Des travaux sont en cours dans le cadre de la révision totale de l'OTD en vue de définir notamment l'état de la technique et une approche pragmatique de valorisation de déchets

en cimenterie, qui à terme permettraient de valoriser l'intégralité des déchets des déchets.

Plusieurs pays pratiquent le recyclage des mâchefers en cimenterie depuis de nombreuses années avec succès, comme le Japon, les Etats-Unis, l'Australie, la Chine, l'Inde, la Corée, l'Italie et l'Espagne. Des négociations entre cimentiers et autorités sont en cours en France.

La collaboration entre l'industrie du ciment et celle de la valorisation thermique des déchets offrirait pour les uns des économies de matières minérales, des réductions importante d'émission de gaz carbonique géogène (décarbonatation), voire une augmentation de la production de ciment et pour les autres une meilleure efficacité environnementale et des coûts réduits de mise en décharge.

3. Déchets des déchets: ressources stratégiques?

Les études stratégiques menées aux Etats-Unis et en Europe montrent que la dépendance des pays développés va augmenter dans les années à venir, du fait de la forte croissance de la demande de ressources minérales limitées dans le temps et rares, en provenance de pays émergents comme la Chine et l'Inde. L'étude américaine a défini 11 éléments critiques:



Fig.2 Éléments critiques selon Buchert [6]

- > Cuivre
- > Gallium
- > Indium
- > Lithium
- > Manganèse
- > Niobium
- > Platine
- > Terres rares
- > Tantale
- > Titane
- > Vanadium

- > Tantale
- > Paladium
- > Platine
- > Ruthenium

d'ici à 2050:

- > Germanium
- > Cobalt

Par ailleurs, les éléments suivants sont critiques du fait de l'épuisement des ressources:

Selon l'Oeko-Institut e.V. (Allemagne)[6], les éléments suivants sont critiques:

dans les cinq ans (2015):

- > Tellure
- > Indium
- > Gallium

dans les dix ans (2020):

- > Terres rares
- > Lithium

- > Hafnium 2025
- > Terbium 2025
- > Or et zinc 2025
- > Etain 2028
- > Plomb 2038
- > Antimoine 2040

Selon l'OFEV [12] la Suisse a importé en 2001 200 tonnes d'antimoine et 1507 tonnes ont été importées dans des produits. Les déchets incinérables en contiennent 210 tonnes dont 140 tonnes ont été mis en décharge en Suisse

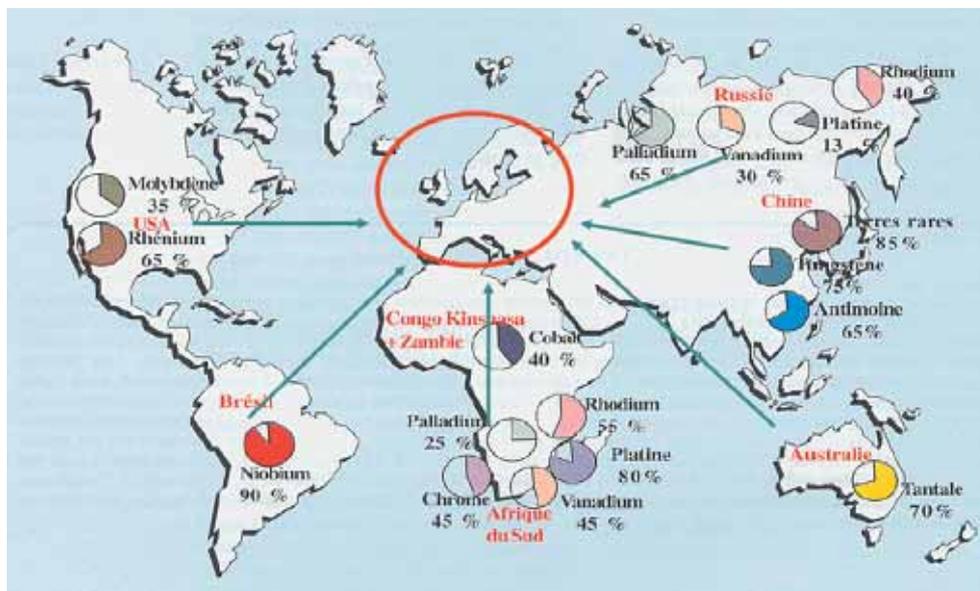


Fig.3 Dépendance de l'Europe face aux métaux critiques (A. Reller: Gewürzmetalle, SEN.S 6 janvier 2009)

(mâchefers) et 70 tonnes exportées (Décharge). En conséquence la quantité d'antimoine contenue dans les déchets de l'incinération équivaut à l'antimoine importé chaque année.

Mais quelles sont les teneurs des autres éléments critiques dans les mâchefers et les cendres? Aucune donnée n'est disponible.

Les niveaux de concentrations dans les déchets des déchets sont parfois assez proches des teneurs dans les minerais primaires. Sont-ils recyclables et si oui à quel prix, respectivement à partir de quel prix du marché le recyclage de ces matières deviendrait-il rentable?

Pour trouver les réponses à ces questions, la collaboration avec les parties prenantes suisse et avec nos partenaires européens s'avérerait indispensable.

Le Phénix renaîtra-t-il des ses cendres?

L'OFEV est prêt à faire ce pas pour le phosphore, une autre ressource limitée. Alors lançons les discussions sans attendre.

La stratégie du dauphin [13] pourrait s'avérer payante pour l'industrie en général et celle du retraitement des déchets en particulier.



Fig. 4 *Le Phénix renaîtra-t-il des ses cendres?*

References

- [1] BSH: Procédé Fluwa, www.bsh.ch
- [2] Techform Engineering: SAM Technology, www.techform.ch
- [3] AWEL, UMTEC, KEZO: Trockenaustrag von Kehrichtschlacke, décembre 2006.
- [4] National Research Council: Minerals, Critical Minerals, and the US Economy, 2008.
- [5] CEC, The Raw Material Initiative, Meeting Our Critical Needs for Growth and Jobs in Europe, COM(2008)699.
- [6] M. Buchert: Critical Metals for Future Sustainable Technologies and their Recycling Potential, Workshop Recycling of Metals, UNEP Panel on Sustainable Resource Management, EC Brussels, 28 April 2009
- [7] OFEFP/OFEV: Lignes directrices pour la gestion des déchets, en Suisse, 1986.
- [8] UMTEC: Entfernung von Dioxin aus saurer gewaschener KVA-Filterasche, 14. Januar 2009.
- [9] OFEV: Utilisation des matières premières et éliminations des déchets dans une optique durable, 2006.
- [10] Martin GmbH: Martin Trockenentschlackung und -sortierung, April 2008.
- [11] OFEV: Ordonnance sur le traitement des déchets OTD 814.600, Berne 1990/2008.
- [12] OFEV: Antimony in Switzerland, A Substance Flow Analysis, 2007
- [13] Dudley Lynch, Paul L. Kordis: La stratégie du dauphin, Les Editions de l'Homme, 2006.

