

Antimony in Incineration Bottom Ash (IBA) from Municipal Solid Waste (MSW) – Leaching Behavior and Conclusions for Treatment Processes

Franz-Georg Simon, Olaf Holm and Ute Kalbe

Antimony (Sb) is used in industrial products mainly as flame retardant in plastic material. Due to such additives in plastics, about a half of Sb produced ends up in municipal solid waste incineration at the end-of-life and consequently in relevant amounts in the generated bottom ash.

Whereas Sb is used in oxidation state III in the products, it occurs predominantly in oxidation state V as oxyanion ($\text{Sb}(\text{OH})_6^-$ or $\text{Sb}_2\text{O}_7^{4-}$) in bottom ash due to its easy oxidisability. In contact with water, the initial leachability is low, as antimonates form sparingly soluble compounds with Ca^{2+} . Following the carbonation of the IBA during the preceding ageing the pH in the eluates is decreased. With decreasing concentration of Ca in the eluate the solution equilibrium changes and antimonates dissolve.. This behavior has been confirmed by a long-term experiment using lysimeters. Experimental data from different leaching tests was fitted with the Microsoft Excel Solver Module. From this, $\text{Ca}(\text{Sb}(\text{OH})_6)_2 \cdot x\text{Ca}_{0.78}(\text{OH})_{1.56}$ could be calculated as possible compound for Ca-antimonate in IBA.

It is intended to regulate Sb in IBA with the planned implementation of the so called MantelVO in the near future. The limit values suggested in the draft might be critical for IBA and therefore pose a risk for the utilisation of the mineral fraction of IBA in the well-established recycling routes. Currently, LAGA M20 is the legal basis for assessment in most federal states. Regarding the regulated parameters therein, the only direction of interpretation is that the quality of IBA gets better with the ageing time. This is not applicable for Sb and should be considered in the risk assessment. The opposite behavior of Sb potentially causes problems for operators of recycling plants and end users of IBA.

The implementation of a uniform regulation for Germany shall necessarily lead to legal certainty regarding the use of mineral recycling materials. As a consequence, that would be a sound basis for investments in innovative treatment technologies. However, there is a need for further research on the described opposite behavior of Sb and suitable countermeasures to solve this problem.

Antimon in Rostaschen aus der Müllverbrennung – Auslaugverhalten und Rückschlüsse für die Aufbereitung

Franz-Georg Simon, Olaf Holm und Ute Kalbe

1.	Zusammensetzung von Rostasche	149
2.	Elutionsverfahren für Rostaschen.....	152
3.	Antimon in Rostaschen.....	154
4.	Freisetzung von Antimon aus Rostasche in einem Lysimeterexperiment.....	155
5.	Schlussfolgerungen für die Aufbereitung	156
5.1.	Problemfall Antimon.....	157
5.2.	Fazit.....	161
6.	Literatur.....	161

Aktuell werden in Deutschland in rund 100 thermischen Abfallbehandlungsanlagen (davon 66 Hausmüllverbrennungsanlagen) etwa 20 Millionen Tonnen brennbare Abfälle verbrannt [4]. Mit rund 5 Millionen Tonnen pro Jahr bildet die Rostasche die mengenmäßig größte Rückstandsfraction. Nach einer Lagerung von einigen Wochen erfüllt die Rostasche im Regelfall die Anforderungen für die Deponieklasse I [7]. Allerdings wird der Großteil der Rostasche nicht deponiert, sondern aufbereitet und verwertet. Zur Aufbereitung kommen verschiedene Verfahren zum Einsatz. Für die Abtrennung der Eisenmetalle (Fe-Metalle) und Nichteisen-Metalle (NE-Metalle) werden magnetische Verfahren und die Wirbelstromtechnik eingesetzt. Für die mineralischen Fraktionen gibt es eine Vielzahl von Sortier- und Klassierungsverfahren, Waschverfahren und weitergehende thermische Verfahren [19].

1. Zusammensetzung von Rostasche

Rostasche aus der thermischen Abfallwbehandlung besteht aus bereits in den Siedlungsabfällen enthaltenen festen Phasen wie Glasstücke, Keramik, Asche und Metalle (Fe- und NE-Metalle) sowie neuen Phasen, die während des Verbrennungsprozesses gebildet werden [3]. Die fünf chemischen Hauptelemente in Rostasche sind Si, Ca, Fe, Al und Na. Während Si und Ca als Oxide und Silikate gebunden sind, kommen Al und Fe auch in ihrer elementaren Form vor. Na liegt zusätzlich als Chlorid vor [10].

Rostasche ist ein extrem inhomogenes Material und seine genaue Zusammensetzung hängt stark von der Art des verbrannten Abfalls, den Bedingungen für die Verbrennung und der weiteren Behandlung ab [3, 21, 41]. Eine typische stoffliche Zusammensetzung ist

- 10 % unverbranntes Material (organische Rückstände (1 %) sowie Glasscherben, Keramik, Steine etc. (9 %)),
- 10 % Metalle (davon 8 % Fe-Metalle und 2 % NE-Metalle, hauptsächlich Al und Cu bzw. Cu-Legierungen),
- 40 % Asche und
- 40 % Schmelzprodukte.

Kontakt mit Wasser führt bei Rostasche aufgrund der Bildung von Kalkhydrat ($\text{Ca}(\text{OH})_2$) zu alkalischen pH-Werten von 12 und darüber. Aus dem Löslichkeitsprodukt von $\text{Ca}(\text{OH})_2$ ($K_L=5,5 \times 10^{-6} \text{ mol}^3 \text{L}^{-3}$) lässt sich ein maximaler pH-Wert von 12,25 berechnen. Al wird unter alkalischen Bedingungen teilweise oxidiert und reagiert zu $\text{Al}(\text{OH})_3$ und H_2 . Eine mehrwöchige Lagerung von Rostasche führt zu einer Carbonatisierung der Asche und einer Abnahme des pH-Wertes [12]. Kalkhydrat reagiert mit CO_2 aus der Luft oder unter Einfluss von Regenwasser zu Kalkstein (CaCO_3), der deutlich schwerer löslich ist und keine pH-Erhöhung beim Kontakt mit Wasser zur Folge hat. Dabei ist Kontakt mit Regenwasser deutlich wirkungsvoller und führt zu einer rascheren Abnahme des pH-Wertes in standardisierten Auslaugtests (Wasser-Feststoff-Verhältnis (W/F) = 10 L/kg). Dies wurde in einer vergleichenden Studie mit Lagerung von Rostasche in einer Halle und Lagerung im Freien auf einer Deponie gezeigt [36] (Bild 1).

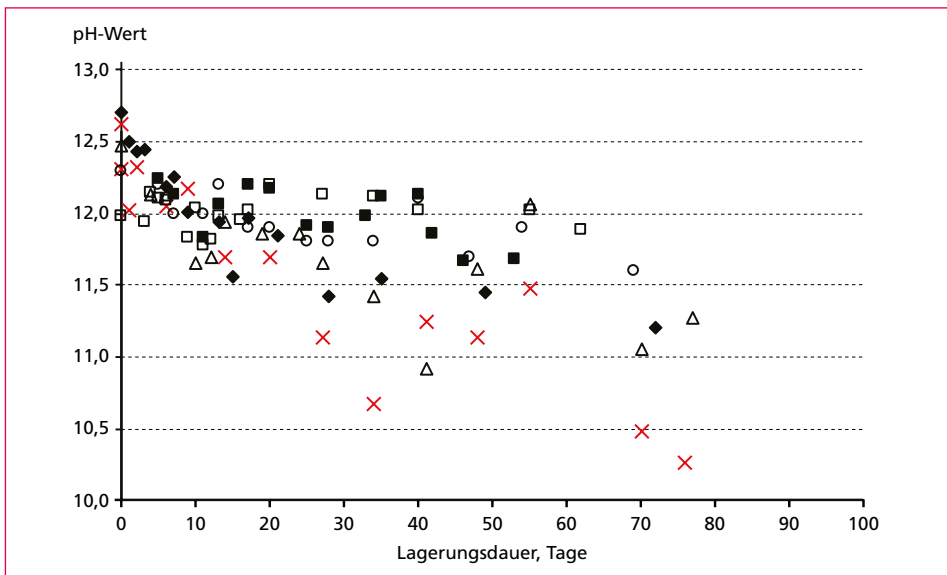


Bild 1: pH-Wert in Eluaten von standardisierten Auslaugtests (W/F = 10 L/kg) als Funktion der Lagerungsdauer; die Werte mit dem roten Symbol x stammen von einer Probe, die Kontakt zu Regenwasser hatte (Lagerung auf einer Deponie) und daher schneller und zu niedrigeren Werten abfällt

Der Nassaustrag der Asche und die anschließende Alterung durch Lagerung führen daher zu mineralischen Anhaftungen und Koagulation aller Arten und Größen von Partikeln [37]. Diese Reaktionen gehen einher mit einer hydraulischen Verfestigung der Rostasche.

Die Inhomogenität der Rostasche zeigt sich vor allem in der chemischen Zusammensetzung. Die Elementgehalte schwanken zum Teil über mehr als eine Größenordnung, wie Tabelle 1 mit Durchschnitts-, Maximal- und Minimalwerten zeigt.

Tabelle 1: Elementkonzentrationen in europäischen Rostaschen nach Hjelmar [17], Werte für Au und Ag nach Morf und Muchova[25, 26]

Substanz	Mittelwert	Min	Max
	mg/kg		
Ca	130.833	50.825	198.289
Si	82.713	61.060	96.078
Fe	58.714	34.216	118.220
Al	47.232	30.527	75.089
Na	21.379	12.308	34.791
Mg	12.429	6.377	34.372
TOC *	10.092	1.350	42.760
Cl	9.211	3.644	37.633
K	7.748	4.854	12.722
P	5.633	2.531	12.556
Ti	4.244	2.873	7.479
S	3.862	1.310	16.808
Cu	3.275	738	17.620
Zn	3.241	1.142	9.370
Pb	1.309	197	6.441
Mn	1.173	644	2.248
Ba	1.102	760	2.970
Cr	353	115	852
Sr	271	267	369
Phosphat	248	10	1.360
B	198	30	532

Substanz	Mittelwert	Min	Max
	mg/kg		
Ni	185	38	850
Sn	181	52	737
F	148	13	1.779
Sb	73,0	18,0	250,0
Br	44,7	23,0	95,0
V	41,2	19,0	248,0
Co	31,8	11,0	103,0
Mo	30,1	5,0	84,0
As	17,3	4,4	73,2
Ag	15,2	2,3	47,1
Li	14,0	2,0	29,0
Te	10,0	5,3	24,8
Tl	6,7	3,4	27,5
Se	5,2	2,3	12,2
Cd	4,8	1,1	117,0
Hg	2,3	1,39	9,69
Bi	2,1	0,05	11,3
Be	1,2	0,46	6,6
Au	1	0,4	1,6
Carbonat	61.073	26.160	103.800
O *	532.852		

* TOC: gesamter organischer Kohlenstoff, O Sauerstoff zur Bilanzierung auf 100 %.

Quellen: Hjelmar, O.; van der Sloot, H.A.; van Zomeren, A.: Hazard property classification of high temperature waste materials, Fourteenth International Waste Management and Landfill Symposium, Sardinia_2013, S. Margerita di Pula, Italy, CISA Publisher

Morf, L.S.; Gloor, R.; Haag, O.; Haupt, M.; Skutan, S.; Lorenzo, F.D.; Böni, D.: Precious metals and rare earth elements in municipal solid waste – Sources and fate in a Swiss incineration plant. Waste Management 33(3), 2013, S. 634-644

Muchova, L.; Bakker, E.; Rem, P.: Precious metals in municipal solid waste incineration bottom ash. Water, Air and Soil Pollution: Focus 9, 2009, S. 107-116

Einen sehr großen Einfluss auf die Freisetzung von Schwermetallen aus Rostasche hat der pH-Wert. Bei niedrigen pH-Werten können Oxide, Hydroxide und Carbonate aufgelöst werden, so dass viele Metalle in ionischer Form in Lösung gehen (Me²⁺ mit Me als

Rückstände aus MVA

zweiwertigem Metall). Mit oxidierenden Säuren wie Salpetersäure oder Königswasser kann so nahezu die gesamte Asche in Lösung gebracht werden. Für Quarz oder gewisse Silikate kann der Zusatz von Flusssäure erforderlich sein. Die Werte aus Tabelle 1 für die Gesamtgehalte wurden auf diese Weise ermittelt. Bei der Verwertung von Rostasche z.B. als Ersatzbaustoff oder der Zuweisung zu einer bestimmten Deponieklasse [7] spielen jedoch die Gesamtgehalte nur eine untergeordnete Rolle. Entscheidend ist, wie viel von einem bestimmten Element mobilisiert und freigesetzt werden kann. Für diese Art von Untersuchungen wurden standardisierte Auslaugverfahren entwickelt.

2. Elutionsverfahren für Rostaschen

In einfachen Auslaugverfahren wird das zu untersuchende Material in einem festgelegten Verhältnis mit Wasser als Elutionsmittel gemischt und 24 Stunden über Kopf geschüttelt. Die Verfahrensweisen für Wasser-Feststoff-Verhältnisse von $W/F = 2 \text{ L/kg}$ [14] und $W/F = 10 \text{ L/kg}$ [15] sind in einschlägigen Normen beschrieben. Durch Multiplikation der gemessenen Konzentrationen in mg/L mit dem Faktor 2 bzw. 10 kann die freigesetzte Menge eines Elements in mg/kg berechnet werden. Für die Bestimmung von Schwermetallkonzentration wird in der Schweiz als Elutionsmittel kontinuierlich mit CO_2 -gesättigtes Wasser verwendet ($W/F = 10 \text{ L/kg}$) [32]. Bei Auslaugtests mit Wasser stellt sich bei Rostasche in Abhängigkeit vom Stand der Carbonatisierung ein alkalischer pH-Wert ein (Bild 1). Bei pH-Werten von über 12 werden häufig hohe Schwermetallkonzentrationen gemessen, da viele Metalle gut lösliche Hydroxokomplexe bilden (z.B. $\text{Me}(\text{OH})_4^{2-}$ mit Me als zweiwertigem Metall). Bei gealterten Aschen sinken die pH-Werte und in der Folge auch die gemessenen Schwermetallkonzentrationen. Beim schweizerischen Auslaugtest wird wegen der Sättigung mit CO_2 unabhängig von Alterungsreaktionen ein pH-Wert um 6 gemessen. Die Ergebnisse aus den beiden Tests sind daher nicht vergleichbar, auch wenn in beiden Fällen das $W/F = 10 \text{ L/kg}$ ist. In Bild 2 sind die gemessenen Konzentrationen von Cu und Pb aus einer Studie mit Rostaschen aus 6 verschiedenen thermischen Abfallbehandlungsanlagen in Deutschland und der Schweiz dargestellt [36]. Die durchgezogenen Linien sind das Resultat geochemischer Modellrechnungen mit dem Programm MinteqA2 [2] und zeigen das amphotere Verhalten der beiden Metalle. Mit den beiden Tests werden in Deutschland und der Schweiz jeweils die Grenzwerte für die Deponierung überprüft. Die Resultate aus dem schweizerischen Auslaugtest liegen jeweils in den linken Hälften der Grafiken bei einem pH-Wert von 6, die Ergebnisse des deutschen Auslaugtests auf der rechten Seite bei pH-Werten von knapp über 10 (gealterte Proben) bis über 12 bei frischen Proben. Grenzwerte für die Deponierung nach schweizerischen Recht sind $0,5 \text{ mg/L}$ für Cu und $1,0 \text{ mg/L}$ für Pb. In Deutschland gelten für die Deponieklasse I bei Cu 1 mg/L und bei Pb $0,2 \text{ mg/L}$. Es ist zu erkennen, dass der Grenzwert in Deutschland für Pb bei ungealterten Aschen meist überschritten wird. Der Grenzwert von Pb in der Schweiz wurde bei keiner Messung überschritten. Die Werte liegen deutlich darunter. Ein Grund dafür ist vermutlich die Bildung von schwerlöslichem Cerussit (PbCO_3) im Verlauf des Auslaugtests [9]. Die Cu-Konzentrationen im schweizerischen Auslaugtest liegen um den Grenzwert herum, Überschreitungen wurden gemessen.

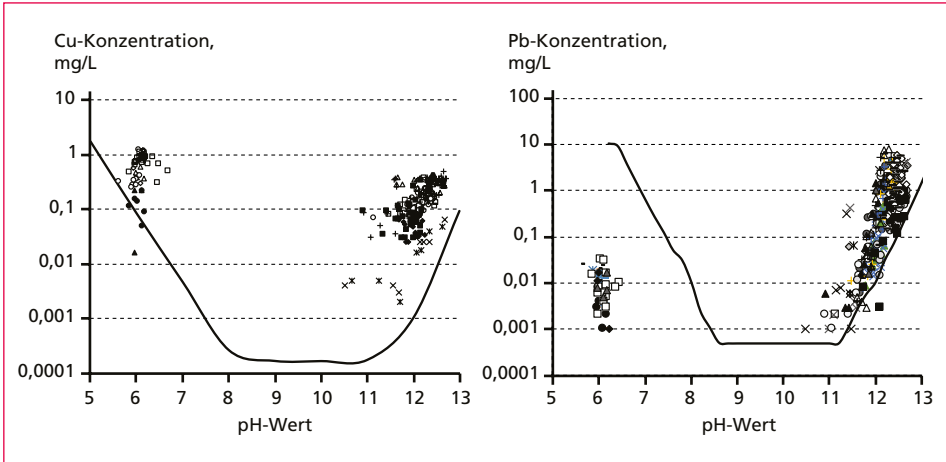


Bild 2: Gemessene Kupfer- (links) und Blei-Konzentrationen (rechts) in Auslaugtests mit W/F = 10 L/kg von Rostaschen als Funktion des sich einstellenden pH-Wertes; die durchgezogenen Linien sind Ergebnisse von geochemischen Modellrechnungen

Vorteil dieser Batchtests ist die einfache Durchführung. Allerdings ist es fraglich, inwieweit diese Tests Rückschlüsse auf die tatsächliche Umweltverträglichkeit der Materialien erlauben. Ein W/F von 10 L/kg ist im Rahmen von Verwertungsmaßnahmen zum Beispiel im Straßenbau unrealistisch. Auch bei der Deponierung treten solche W/F nicht auf. Darüber hinaus werden keine Erkenntnisse über den zeitlichen Verlauf der Schadstoff-Freisetzung gewonnen. Anders ist dies bei Perkolationsverfahren mit von unten nach oben durchströmten Säulen oder mit beregneten Lysimetern. Säulenversuche sind wie die Batchtest standardisiert [13]. Als Elutionsmittel können sowohl destilliertes Wasser wie auch künstlicher Regen [31] verwendet werden. In einem Versuch können die Ergebnisse für verschiedene W/F ermittelt werden. Allerdings ist die Versuchsdauer länger.

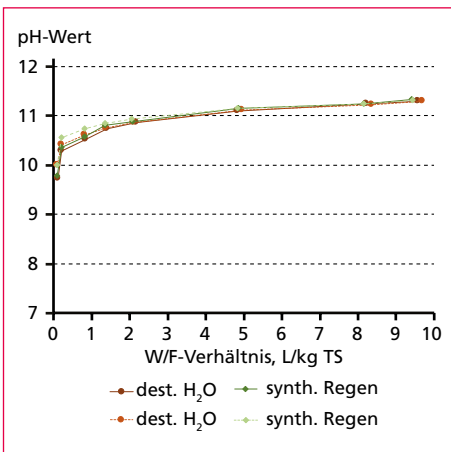


Bild 3: Verlauf des pH-Werts in Säulenversuchen mit Rostasche bis zu einem W/F = 10 L/kg mit destilliertem Wasser und mit künstlichem Regenwasser (jeweils 2 Versuche)

Wasser wie auch künstlicher Regen [31] verwendet werden. In einem Versuch können die Ergebnisse für verschiedene W/F ermittelt werden. Allerdings ist die Versuchsdauer länger.

In Säulenversuchen (Innendurchmesser 10 cm) wurden jeweils 5 kg Rostasche bis zu einem W/F = 10 L/kg mit destilliertem Wasser und mit künstlichem Regenwasser eluiert (je 2 Ansätze; Perkolation im Aufwärtsstrom). Die Versuchsdauer betrug 186 Stunden. Dabei kletterte der pH-Wert von anfangs 9,7 auf zum Schluss Werte von 11,3. Der Verlauf ist in Bild 3 dargestellt und zeigt, dass eine gewisse Zeitspanne für die Einstellung eines Gleichgewichts notwendig ist, hier bis zu W/F = 0,21 L/kg, erreicht nach 4 Stunden Versuchsdauer.

Rückstände aus MVA

Die gemessenen Schadstoffkonzentrationen nehmen im Regelfall mit steigendem W/F ab, wie in Bild 4 (links) für Chlorid gezeigt wird. Aus den Konzentrationen kann für jedes W/F die freigesetzte Menge berechnet werden, siehe Gleichung (1). Durch Aufsummieren der einzelnen Freisetzungen nach Gleichung (2) wird die kumulierte Freisetzung bis zum Versuchsende oder einem bestimmten W/F berechnet. Bild 4 (rechts) zeigt für das gleiche Experiment diese Ergebnisse für Chlorid. Die Steigung der Kurve für die kumulierte Freisetzung ist ab W/F = 3 L/kg nahe null, da bei den höheren W/F von leichtlöslichen Substanzen wie Chlorid nur noch sehr geringe Mengen freigesetzt werden. Für Sulfat aus Rostaschen sieht der Verlauf anders aus. Zum einen ist in Rostaschen mehr Sulfat enthalten und zum anderen verläuft die Freisetzung langsamer.

$$E_i = \frac{V_i \cdot c_i}{m_D} \quad (1)$$

$$U_i = \sum E_i \quad (2)$$

E: freigesetzte Menge (mg/kg), V: Volumen (L), c: Konzentration (mg/L), m_D: Trockenmasse (kg), U_i: kumulierte Freisetzung (mg/kg).

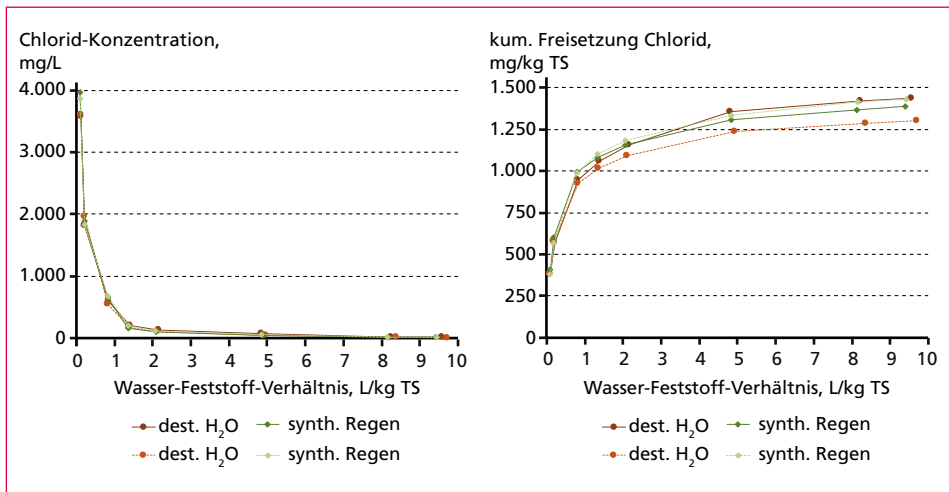


Bild 4: Konzentrationsverläufe (links) und kumulierte Freisetzungen (rechts) von Chlorid bei Säulenversuchen mit Rostasche mit destilliertem Wasser und mit künstlichem Regenwasser (jeweils 2 Versuche) als Funktion des W/F

3. Antimon in Rostaschen

Antimon (Sb) ist ein silberweißes Metall mit mittlerer Härte, welches leicht bricht. Da Sb ein schlechter Wärme- und Elektrizitätsleiter ist, wird es mit etwa 60 % der Jahresproduktion überwiegend als Flammenschutzmittel eingesetzt [40]. Weitere 20 % werden in Nicht-Metallprodukten eingesetzt und die verbleibenden 20 % in Metallen, hauptsächlich als Legierungselement [40]. Die Legierungen mit Sb führen zu einem erhöhten Härtegrad und mechanischer Festigkeit, zu einer Korrosionsbeständigkeit und einem niedrigeren Reibungsbeiwert. Einige dieser Legierungen dehnen sich bei Abkühlung aus. Antimon(III)-oxid (Sb₂O₃) wird in PET-Flaschen angewendet [1]. Etwa die Hälfte des produzierten und verarbeiteten Antimons finden sich im Haus- und Industrieabfall wieder, wobei die Sb-Konzentrationen in industriellen Abfällen deutlich höher ist [40]. Auch in der Autoshrredder-Leichtfraktion werden hohe Sb-Konzentrationen gefunden [29].

Die Hauptquelle für Sb in Rostasche sind entsprechend dotierte Kunststoffe von Elektronikprodukten. Etwa die Hälfte des eingetragenen Sb wird in die Filterasche transferiert [10]. Zwar werden in den Produkten Sb-Verbindungen in der Oxidationsstufe 3 eingesetzt, in den Aschen liegt Sb jedoch wegen der leichten Oxidierbarkeit überwiegend in der Oxidationsstufe 5 als Oxyanion ($\text{Sb}(\text{OH})_6^-$ oder $\text{Sb}_2\text{O}_7^{4-}$) vor. Die Freisetzung beim Kontakt mit Wasser ist zunächst gering, weil die Antimonate schwerlösliche Verbindungen mit Ca^{2+} bilden [11].

4. Freisetzung von Antimon aus Rostasche in einem Lysimeterexperiment

Lysimeterexperimente bilden die Freisetzung von Schadstoffen sehr realitätsnah ab. Das Elutionsmittel wird von oben aufgegeben (Beregnung) und durchströmt das zu untersuchende Material somit von oben nach unten. Im Rahmen dieser Untersuchung kamen zwei Laborlysimeter aus Polypropylen mit einem Durchmesser von 30 cm und einer Höhe von 58 cm zum Einsatz (ecotech GmbH, Bonn). Beide Lysimeter sind mit rund 60 kg Rostasche gefüllt und werden seit März 2014 ununterbrochen betrieben. Die Beregnung erfolgt mit künstlichem Regenwasser entsprechend der durchschnittlichen Niederschlagsrate (0,8 L/Woche). Die untersuchten Rostasche-Proben stammen von einer Aufbereitungsanlage für Rostaschen mit Nassaufbereitung und mehrstufiger Abtrennung von Fe- und NE-Metallen. Somit war der Anteil an Feinstkorn ($< 0,25 \text{ mm}$) und elementaren Metallen in den Lysimeterproben deutlich reduziert. Als Gehalt an Sb wurden 47 mg/kg gemessen, was im Rahmen üblicher Werte ist (vgl. Tabelle 1). Details zur Aufbereitungstechnik können der Literatur entnommen werden [19]. Bis zu einem W/F von $0,75 \text{ L/kg}$ wurden nur sehr geringe Sb-Konzentrationen gemessen. Danach war jedoch ein deutlicher Anstieg auf Konzentrationen zwischen 10 und $16 \mu\text{g/L}$ zu beobachten. Gleichzeitig sanken die Ca-Konzentrationen von über 2000 auf unter $500 \mu\text{g/L}$ (Bild 5). Der Konzentrationsverlauf von Ca ist typisch wie Bild 4 für Chlorid zeigt. Ungewöhnlich ist die Zunahme wie bei Antimon nach 10.000 h Versuchsdauer.

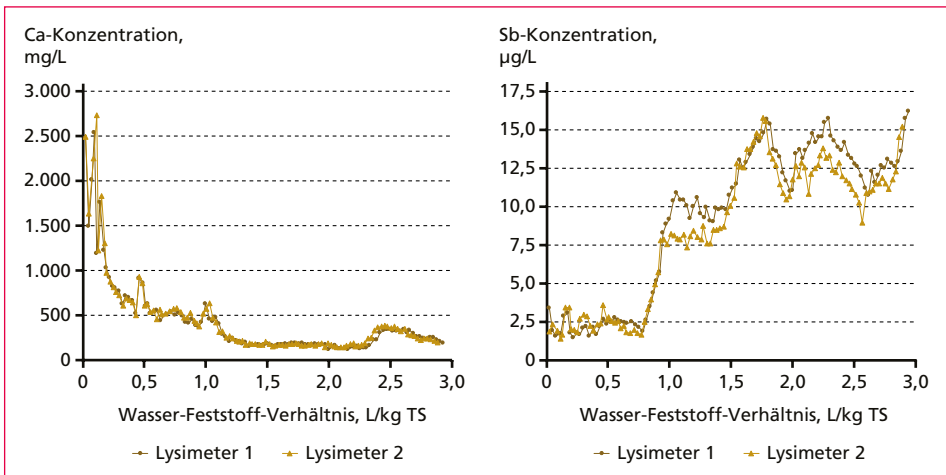


Bild 5: Konzentrationsverläufe von Ca (links) und Sb (rechts) als Funktion des W/F in einem Lysimeterexperiment (2 Ansätze) mit aufbereiteter Rostasche

Dass zwischen den Konzentrationen von Ca und Sb ein Zusammenhang besteht wird sichtbar, wenn die Konzentrationen gegeneinander aufgetragen werden (Bild 6).

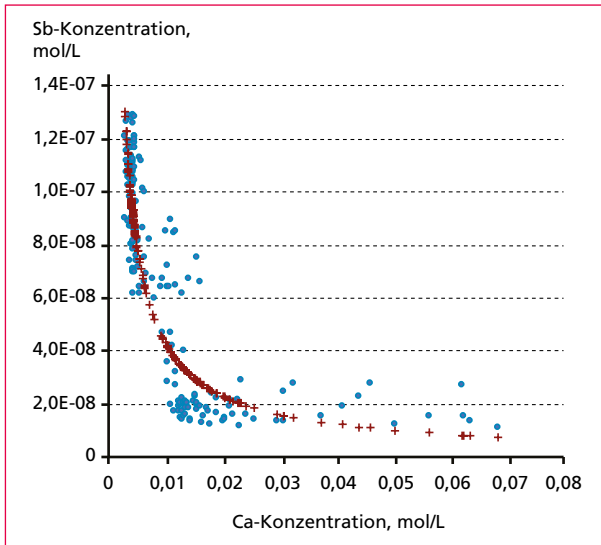


Bild 6:

Auftragung der gemessenen Sb-Konzentrationen gegen die Konzentration von Ca (blaue Punkte); die roten Kreuze sind das Resultat eines Parameterfits mit Excel Solver

Der Kurvenverlauf von [Sb] aufgetragen gegen [Ca] kann durch die folgende Gleichung beschrieben werden:

$$K_L = [Ca^{2+}]^m [Sb(OH)_6^-]^m \quad (3)$$

mit K_L als Löslichkeitsprodukt von Ca-Antimonat und m als Exponent für das Ca/Sb-Verhältnis.

Das Löslichkeitsprodukt K_L ist eine Konstante, die das Löslichkeitsverhalten einer schwerlöslichen Verbindung beschreibt: sinkt die Konzentration eines Bestandteils, erhöht sich die Konzentrationen des anderen Bestandteils entsprechend. Das bedeutet, dass sinkende Ca-Konzentrationen steigende Sb-Konzentrationen zur Folge haben. Ein solches Verhalten ist in Batchtests nur zu erkennen, wenn eine Vielzahl von Testergebnissen vorliegt und ähnliche Auftragungen vorgenommen werden. Säulen- und Lysimeterversuche sind in diesem Punkt den Batchtests überlegen, weil auch zeitabhängige Phänomene im Verlauf des Tests untersucht werden können.

Die experimentellen Daten (blaue Punkte in Bild 6) wurden mit dem Solver-Modul in MS Excel gefittet (EA, evolutionärer Algorithmus). Die beste Übereinstimmung wurde mit $K_L = 5,0 \times 10^{-19}$ und $m = 1,78$ erzielt (vgl. Formel 3). Damit ergibt sich $Ca(Sb(OH)_6)_{0,2} \times Ca_{0,78}(OH)_{1,56}$ als chemische Formel für Ca-Antimonat. In einer Arbeit zu Sickerwässern an einer Deponie in der Schweiz wurde ein qualitativ ähnliches Verhalten beobachtet [23].

5. Schlussfolgerungen für die Aufbereitung

Rostasche ist wie oben ausgeführt ein inhomogenes Stoffgemisch, das sich ohne Aufbereitung nicht für eine Verwertung eignet. Einfach gestaltet sich die Abtrennung von

elementaren Metallen, die mit Magneten (Fe-Metalle) und Wirbelstromscheidern (NE-Metalle) gewonnen werden können. In Deutschland werden so im Durchschnitt aus Rostaschen 6,6 % Fe- und 2,0 % NE-Metalle ausgebracht [17]. Die Potenziale sind dabei durchaus noch höher [24]. Die Verwertung des mineralischen Anteils, der ja etwa 90 % ausmacht, ist deutlich schwieriger. Anwendungen existieren vor allem im Straßenbau als ungebundene Tragschicht, siehe zum Beispiel [22]. Höherwertige Anwendungen als Gesteinskörnung für die Betonherstellung scheiden derzeit aus, da die Freisetzungen und Gehalte an Chlorid, Sulfat, elementarem Al und Schwermetallen zu hoch sind [28, 30]. Störend wirken sich auch Bestandteile wie Glasscherben als Quelle für Alkaliverbindungen und Keramik aus.

Mit verbesserter Aufbereitungstechnik ließen sich zahlreiche Störstoffe minimieren. Durch Nassaufbereitung werden leichtlösliche Stoffe wie Chloride ins Waschwasser transferiert. Die gleichzeitige Abtrennung einer Feinstfraktion < 0,25 mm reduziert die Gehalte an Sulfat um mehr als 60 % [19, 35]. Wenn die Abtrennung von NE-Metallen auch auf kleine Korngrößen ausgedehnt wird, werden die Restanteile an elementaren Al gesenkt. Glasscherben können mit sensorbasierten Methoden abgetrennt werden [38]. Schwermetallverbindungen haben eine höhere spezifische Dichte als die Mineralik in der Rostasche, so dass eine Reduzierung der Gehalte an Schwermetallverbindungen durch Dichtesortierung möglich ist [20].

Die oben beschriebenen Verfahren beziehen sich auf Rostaschen, die durch ein Nassentaschungssystem aus der Abfallverbrennungsanlage ausgetragen werden. In neuerer Zeit wurden auch Trockenentaschungssysteme an Abfallverbrennungsanlagen realisiert [5, 16, 25]. Wegen Vorteilen bei der Metallrückgewinnung (keine mineralischen Anhaftungen) wurde der Trockenausstrag bereits in den 1990er Jahren vorgeschlagen [34] und im technischen Maßstab an einer Anlage in der Schweiz realisiert [33]. Die anschließende Aufbereitung beruhte auf der Abtrennung einer Feinstfraktion < 2 mm und darauf folgender Metallabtrennung [8]. Eine großtechnische Anlage zur Aufbereitung von trocken ausgetragener Rostasche wurde im Kanton Zürich in Betrieb genommen. Im Jahr 2017 wurden dort rund 100.000 Tonnen trockene Rostasche aufbereitet [6]. Für zahlreiche Elemente liegen Daten zur Massenbilanz vor [26], allerdings nicht für Sb. Ob also ein Großteil von Sb mit der Feinstfraktion < 2 mm abgetrennt wird, ist möglich, aber bisher nicht untersucht.

Verbesserte Aufbereitung führt zu verbesserter Qualität der Rostaschen. Das gilt nicht nur für Rostaschen, sondern für alle mineralischen Abfälle. Durch Nassaufbereitung lassen sich die Sulfatgehalte auch in Baurestmassen senken [42]. Wegen des höheren Aufwands (Wasserkreislauf, Abwasserbehandlung) und daraus folgend höheren Kosten finden Nassaufbereitungsverfahren allerdings bisher keine breite Anwendung.

5.1. Problemfall Antimon

Laut Entwurf der MantelVO (4. Referentenentwurf vom 06.02.2017) ist für Sb in Rostaschen eine Reglementierung vorgesehen. Demnach sollen für die Rostaschen (HMVA, Hausmüllverbrennungaschen) drei Klassen eingeführt werden.

Für eine Verwertung der mineralischen Fraktionen z.B. in Frostschutzschichten beim Straßenbau muss hernach mindestens die Klasse HMVA-2 erreicht werden, was laut Entwurf gleichbedeutend mit einer maximalen Konzentration im Eluat von $60 \mu\text{g/L}$ bei einem $W/F = 2 \text{ L/kg}$ ist (umgerechnet auf Freisetzung entspricht dies $0,12 \text{ mg/kg}$, siehe Gleichung 1). Dieser Wert könnte für Rostaschen ein Problem darstellen. Die derzeit noch verbreitete Verwertung von Rostaschen in diesem etablierten Verwertungsweg wäre damit unter Umständen gefährdet.

Dem amphoterem Charakter von Sb wird in der DepV Rechnung getragen. Hier muss ein C_0 -Wert bei einem $W/F = 0,1 \text{ L/kg}$ ermittelt werden. In der MantelVO ist ein solcher Ansatz nicht vorgesehen.

Wie aus den Ausführungen zu den Elutionstests geschlussfolgert werden kann, ist der Zeitpunkt der Beurteilung dabei relevant. Dieses ist schematisch in Bild 7 dargestellt. Die Flächen unter den Konzentrationsverläufen von Pb und Sb stellen dabei die freigesetzte Menge bei einem $W/F = 2 \text{ L/kg}$ in zwei verschiedenen Zeiträumen (t_1 und t_2) der Begutachtung dar. Die fortschreitende Alterung des Materials wird hier vereinfacht mit der Erhöhung des W/F in einem Perkolationsversuch gleichgesetzt. Der Versuch stellt dabei sozusagen eine beschleunigte Alterung dar. Selbstverständlich sind die eigentlichen Alterungsprozesse wesentlich komplizierter und die Menge an Wasser ist hier weniger entscheidend als vielmehr die Verfügbarkeit von CO_2 . Mit Bezug auf das Sb ist jedoch, wie vorgestellt, die Verfügbarkeit von Ca^{2+} ausschlaggebend, die einerseits dadurch reduziert werden kann, dass das Ca^{2+} mit perkolierendem Wasser ausgelaugt wird oder andererseits indem durch Carbonatisierung das Ca so festgelegt wird, dass es dem Löslichkeitsprodukt für Ca-Antimonate entzogen wird. In beiden Fällen sinken die Ca-Konzentrationen im Eluat und die Konzentrationen von Sb steigen. Pb verhält sich dagegen *typisch*, indem die Konzentrationen im Eluat im Zuge der einsetzenden Carbonatisierung schnell absinken.

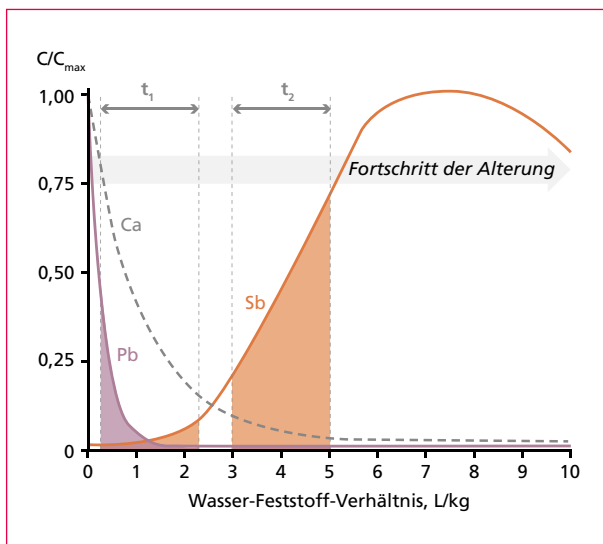


Bild 7:

Schematische Darstellung des Konzentrationsverlaufes von Sb und Pb in Abhängigkeit des W/F ; eine Erhöhung des W/F kann vereinfacht als Fortschritt der Alterung angesehen werden; t_1 und t_2 sind Zeiträume in denen jeweils Elutionstests mit $W/F = 2 \text{ L/kg}$ durchgeführt werden

Bei einem frühen Probenahmezeitpunkt (t_1) direkt nach der Verbrennung oder nach einer Aufbereitung ohne Alterung, resultiert also gegebenenfalls ein noch zu hoher Pb-Wert im Eluat. Dafür dürfte bei normal aufbereiteter Rostasche das Sb den Grenzwert zunächst nicht überschreiten (vermutlich nicht einmal für die Kategorie HMVA-1; Grenzwert $10 \mu\text{g/L}$). Zu einem späteren Zeitpunkt (t_2) ist das Pb zwar noch im Material enthalten, aber so stark immobilisiert, dass es nicht mehr freigesetzt wird. Zu diesem Zeitpunkt erfolgt unter Umständen aber schon die Freisetzung von Sb.

In den meisten Bundesländern wird derzeit nach dem LAGA Merkblatt M20 vollzogen. Mit den darin festgelegten Parametern zur Begutachtung gibt es im Prinzip nur eine Richtung, bei der sich die Materialeigenschaften im Zuge der Alterung von Rostaschen immer nur verbessern. Dieser Zusammenhang ist bei Sb nicht mehr gegeben, was bei der Beurteilung des Gefahrenpotentials Berücksichtigung finden sollte.

... für den Gesetzgeber

Aus Sicht des Gesetzgebers stellt ein stark unterschiedliches Verhalten bei der Schadstofffreisetzung ein Problem dar. Legt der Gesetzgeber für ein Material, bei dem wie bei Rostaschen über einen sehr langen Zeitraum Umwandlungsreaktionen stattfinden, keinen definierten Zeitpunkt der Probenahme fest, blendet er die ureigenen Eigenschaften des Materials aus und verlässt sich darauf, dass der Verwerter des Materials den für ihn günstigsten Zeitpunkt der Probenahme wählt. Gleichzeitig eröffnen sich aber leider auch Möglichkeiten von Ungleichbehandlung von Seiten der Behörden. Ob nun bewusst oder unbewusst kann die Bewertung des gleichen Materials einmal zur Pflicht einer Deponierung führen oder zu einem anderen – im Falle von Sb früheren – Probenahmezeitpunkt die Freigabe zur Verwertung erfolgen. Im Falle einer Verwertung könnte eine spätere Begutachtung des eingebauten Materials dann wiederum dazu führen, dass die Materialkennwerte als nicht eingehalten festgestellt werden, mit absehbaren rechtlichen und ökonomischen Folgen, obwohl zum Zeitpunkt der Begutachtung für den Einbau die Kennwerte eingehalten waren. Aus ökologischer Sicht handelt es sich aber um das gleiche Material, das langfristig gesehen eine definierte Freisetzung von Schadstoffen verursacht. Ob das Ausmaß der Freisetzung tolerierbar ist, sollte dem Nutzen des Recyclings des Materials gegenübergestellt werden. Hohe Recyclingquoten zu gewährleisten und gleichzeitig hohe Umweltstandards zu erfüllen, stellt in diesem Fall ein Zielkonflikt dar.

... für den Verwerter

Am häufigsten wird derzeit eine trockene Aufbereitung nach einer mehrwöchigen Lagerung der Rostasche durchgeführt. Die mit der Lagerung einhergehende Alterung führt zu einer Absenkung der pH-Werte im Kontakt mit Wasser, da Kalkhydrat in Calcit (CaCO_3) umgewandelt wird. Dies führt aber auch zu einer Absenkung der Ca-Konzentrationen, da Calcit eine sehr geringe Löslichkeit besitzt und in der weiteren Folge zu einer höheren Freisetzung von Sb. Um dies zu verhindern, müsste die Konzentration an gelösten Ca dauerhaft auf einem hohen Niveau stabilisiert werden. Dies geht nicht durch Zusatz von CaCO_3 , da diese Verbindung schwerlöslich ist. Zusatz von CaO oder Ca(OH)_2 würde zu einer Erhöhung des pH-Werts beim Kontakt mit Wasser führen,

was nicht gewollt ist, da dann die Freisetzung von Pb ansteigt. Zusätze von CaCl_2 sind wirksam, erhöhen aber die Gehalte an Chlorid. Möglicherweise lässt sich mobilisiertes Sb an eisenhaltigen Mineralen sorbieren oder bildet schwerlösliche Fe-Antimonate [39].

Zur Erhöhung der Metallausbeute wird bei der Aufbereitung die Rostasche in unterschiedliche Korngrößenklassen fraktioniert. Sb gelangt hauptsächlich durch Kabel und Kunststoffe, die Flammenschutzmittel enthalten, in die Rostasche. Diese Materialien sollten in einer Müllverbrennungsanlage einem guten Ausbrand unterliegen und dennoch findet sich Sb in relevanten Konzentrationen auch in größeren Fraktionen der Rostaschen. Das kann gegebenenfalls auf die starke Sorptionsneigung zurückzuführen sein. Eine reine Klassierung und Teilverwertung einzelner Korngrößenbereiche stellt daher offensichtlich keine geeignete Maßnahme zur Reduzierung der Gehalte bzw. der resultierenden Eluatkonzentrationen dar. Mit einer nassmechanischen Abtrennung der Feinstfraktion $< 250 \mu\text{m}$ wird zudem auch das Ca in dieser Fraktion angereichert und damit aus den größeren Fraktionen entfernt, wodurch Sb in diesen wiederum früher mobilisiert wird.

Technische Maßnahmen zur gezielten Abreicherung von Sb, die auch ökonomisch darstellbar erscheinen, sind derzeit nicht in Sicht. Eigene Untersuchungen zur Dichtesortierung von Feinfraktionen aus Rostaschen zeigen durchaus eine leichte Anreicherung der Feststoffgehalte in der Schwerfraktion, die vermutlich auf die Anteile in Legierungen (Abrieb) zurückzuführen ist. Diese dann metallischen Anteile sind jedoch auch nicht Teil des Auslaugproblems. Generell ist der Kenntnisstand zum Verhalten von Sb in Rostaschen bisher nicht ausreichend, um geeignete Maßnahmen ableiten zu können. Die Zugabe von Sorbentien oder Ca-Verbindungen könnte durchaus das Problem der Sb-Freisetzung des Materials für den Aufbereiter bzw. Vermarkter der Rostaschen lösen, zumindest für den Zeitpunkt der Begutachtung. Alle Sorptionsprozesse sind allerdings auch reversibel, so dass eine langfristige Freisetzung – zumindest nach derzeitigem Wissensstand – nicht auszuschließen ist. Ob im Zuge einer durch Sorbentien verursachten, verzögerten Freisetzung auch langfristig die Grenzwerte eingehalten werden können, müsste eingehender untersucht werden. Die Ergebnisse aus den Lysimeterversuchen (Material ohne Zugabe jeglicher Sorbentien, s. Bild 5) zeigen, dass bis zu einem $\text{W/F} = 2 \text{ L/kg}$ sogar der Grenzwert der Kategorie HMVA-1 noch eingehalten worden wäre. In einem Säulenversuch mit dem gleichen Material bis zu einem $\text{W/F} = 10 \text{ L/kg}$ wurde der Grenzwert für HMVA-2 bei einem W/F zwischen 5 und 8 L/kg überschritten (kumulierte Freisetzung $> 0,12 \text{ mg/kg}$, siehe Gleichung 2). Bei $\text{W/F} = 10 \text{ L/kg}$ wurden für Sb kumulierte Freisetzungswerte zwischen 0,20 und 0,24 mg/kg gemessen. Diese hohen W/F -Verhältnisse, die einer sehr langen Verweilzeit in der Umwelt entsprechen, werden jedoch im Rahmen der Ersatzbaustoffverordnung nicht betrachtet.

Eine Umsetzung der MantelVO stellt die Aufbereiter damit vor ein Dilemma. Für eine Verbesserung anderer kritischer Parameter bieten sich Waschverfahren (Reduzierung der Chlorid- und Sulfatkonzentrationen) und/oder die Abtrennung einer mit Sulfat und anderen Schadstoffen angereicherten Feinstfraktion an. In beiden Fällen wird aber auch die Konzentration von Ca gesenkt und damit Sb mobilisiert. Ein Waschverfahren, welches auch die Fracht an Sb entfernt, müsste mit einem sehr kostenintensiven Wasserüberschuss gefahren werden.

5.2. Fazit

Wie bereits erwähnt, sind oben genannte nassmechanischen Verfahren generell schon aufwändig und teuer. In Anbetracht des hohen Risikos den jeweiligen Grenzwert für Sb dann doch nicht einzuhalten oder langfristig im eingebauten Material gewährleisten zu können, ist es aus derzeitiger Sicht sehr unwahrscheinlich, dass die Aufbereiter entsprechende Investitionen für die Implementierung solcher Verfahrensschritte mit deren zusätzlich erhöhten Betriebskosten tätigen werden. Dadurch würde allein durch die Chlorid- und Sulfatgehalte eine höherwertige Verwertung der mineralischen Fraktion von Rostaschen verhindert werden. Die Einführung einer Ersatzbaustoffverordnung im Rahmen der MantelVO sollte bundeseinheitliche Rechtssicherheit schaffen. Damit würde dann auch eine Grundlage für Investitionen in verbesserte Aufbereitungsverfahren geschaffen werden. Im Hinblick auf Sb ist aus dargestellten Zusammenhängen jedoch eher das Gegenteil zu befürchten.

6. Literatur

- [1] Agency for Toxic Substances and Disease Registry (ATSDR) (2017): Toxicological Profile for Antimony and Compounds U.S. Department of Health and Human Services, Public Health Service, Atlanta, GA, USA, Draft for Public Comment
- [2] Allison Geoscience Consultants und HydroGeoLogic (2003): MinteqA2 for Windows
- [3] Bayuseno, A.P.; Schmahl, W.W. (2010): Understanding the chemical and mineralogical properties of the inorganic portion of MSWI bottom ash. *Waste Management* 30(8–9), S. 1509-1520
- [4] BDE, BDSV, bvse, ITAD, PlasticsEurope, VDM, VDMA, VHI und VKU (2018): Statusbericht der deutschen Kreislaufwirtschaft, Einblicke und Aussichten
- [5] Blatter, E., zur Mühlen, M.; Langhein, E.-C.: Die praktische Umsetzung der Trockenentschlackung. In: Thomé-Kozmiensky, K. J. (Hrsg.): *Mineralische Nebenprodukte und Abfälle – Aschen, Schlacken, Stäube und Baurestmassen*. Neuruppin: TK Verlag Karl Thomé-Kozmiensky, 2014, S. 173-194
- [6] Böni, D.; Morf, L. (2018): Thermo-Recycling, Effiziente Gewinnung von Wertstoffen aus der Trockenschlacke. Stiftung Zentrum für nachhaltige Abfall- und Ressourcennutzung, Hinwil, Zh (Schweiz), Statusbericht, 2018
- [7] Bundesregierung (2009): Verordnung zur Vereinfachung des Deponierechts (DepRVV). *Bundesgesetzblatt I(22)*, S. 900-950
- [8] Bürgin, M., Schmidt, V.; Simon, F. (1995): Verfahren zur Rückgewinnung von Wertstoffen aus Müllverbrennungsschlacke, European Patent Office, EP 0 0691 160 A1
- [9] Cao, X.; Dermatas, D. (2008): Evaluating the Applicability of Regulatory Leaching Tests for Assessing Lead Leachability in Contaminated Shooting Range Soils. *Environmental Monitoring and Assessment* 139(1-3), S. 1-13
- [10] Chandler, A.J.; Eighmy, T.T.; Hartlen, J.; Hjelm, O.; Kosson, D.S.; Sawell, S.E.; van der Sloot, H.A.; Vehlou, J. (Hrg.) (1997): *Municipal solid waste incineration residues: An international perspective on characterisation and management of residues from municipal solid waste incineration*. International Ash Working Group, Studies in Environmental Science, Bd. 67, Elsevier: Amsterdam
- [11] Cornelis, G.; Gerven, T.V.; Snellings, R.; Verbinnen, B.; Elsen, J.; Vandecasteele, C. (2011): Stability of pyrochlores in alkaline matrices: Solubility of calcium antimonate. *Applied Geochemistry* 26(5), S. 809-817

- [12] Dijkstra, J.J.; Meeussen, J.C.L.; Van der Sloot, H.A.; Comans, R.N.J. (2008): A consistent geochemical modelling approach for the leaching and reactive transport of major and trace elements in MSWI bottom ash. *Applied Geochemistry* 23(6), S. 1544-1562
- [13] DIN 19528:2009-01, Elution von Feststoffen – Perkolationsverfahren zur gemeinsamen Untersuchung des Elutionsverhaltens von organischen und anorganischen Stoffen für Materialien mit einer Korngröße bis 32 mm – Grundlegende Charakterisierung mit einem ausführlichen Säulenversuch und Übereinstimmungsuntersuchung mit einem Säulenschnelltest
- [14] DIN 19529:2015-12, Elution von Feststoffen – Schüttelverfahren zur Untersuchung des Elutionsverhaltens von anorganischen und organischen Stoffen mit einem Wasser/Feststoff-Verhältnis von 2 l/kg
- [15] DIN EN 12457-2:2003-01, Charakterisierung von Abfällen – Auslaugung; Übereinstimmungsuntersuchung für die Auslaugung von körnigen Abfällen und Schlämmen – Teil 2: Einstufiges Schüttelverfahren mit einem Flüssigkeits-/Feststoffverhältnis von 10 l/kg und einer Korngröße unter 4 mm (ohne oder mit Korngrößenreduzierung)
- [16] Fleck, E.; Langhein, E.-C.; Blatter, E.: Metallrückgewinnung aus trocken ausgetragenen MVA-Schlacken. In: Thomé-Kozmiensky, K. J. (Hrsg.): *Aschen • Schlacken • Stäube – aus Abfallverbrennung und Metallurgie*. Neuruppin: TK Verlag Karl Thomé-Kozmiensky, 2013, S. 323-339
- [17] Gleis, M.; Simon, F.-G.: Novellierung des BVT-Merkblattes Abfallverbrennung – Sachstand, Entwicklungstendenzen und neue Verfahren zur Aufbereitung von Rostaschen und Filterstäuben. In: Thomé-Kozmiensky, K. J. (Hrsg.): *Mineralische Nebenprodukte und Abfälle*, Band 3. Neuruppin: TK Verlag Karl Thomé-Kozmiensky, 2016, S. 163-172
- [18] Hjelm, O.; van der Sloot, H.A.; van Zomeren, A. (2013): Hazard property classification of high temperature waste materials, Fourteenth International Waste Management and Landfill Symposium, Sardinia_2013, S. Margherita di Pula, Italy, CISA Publisher
- [19] Holm, O.; Simon, F.G. (2017): Innovative treatment trains of bottom ash (BA) from municipal solid waste incineration (MSWI) in Germany. *Waste Management* 59, S. 229-236
- [20] Holm, O.; Wollik, E.; Bley, T.J. (2018): Recovery of copper from small grain size fractions of municipal solid waste incineration bottom ash by means of density separation. *International Journal of Sustainable Engineering* 11(4), S. 250-260
- [21] Hyks, J.; Astrup, T. (2009): Influence of operational conditions, waste input and ageing on contaminant leaching from waste incinerator bottom ash: A full-scale study. *Chemosphere* 76(9), S. 1178-1184
- [22] Hyks, J.; Hjelm, O. (2018): Utilisation of Incineration Bottom Ash (IBA) from Waste Incineration - Prospects and Limits. In: Holm, O.; Thomé-Kozmiensky, E. (Hrsg.): *Removal, Treatment and Utilisation of Waste Incineration Bottom Ash*. Neuruppin: Thomé-Kozmiensky Verlag GmbH, S. 11-24
- [23] Johnson, C.A., Kaeppli, M., Brandenberger, S., Ulrich, A. und Baumann, W. (1999): Hydrological and geochemical factors affecting leachate composition in municipal solid waste incinerator bottom ash: Part II. The geochemistry of leachate from Landfill Lostorf, Switzerland. *Journal of Contaminant Hydrology* 40(3), S. 239-259
- [24] Kuchta, K.; Enzner, V.: Ressourceneffizienz der Metallrückgewinnung vor und nach der Verbrennung. In: Thomé-Kozmiensky, K. J. (Hrsg.): *Mineralische Nebenprodukte und Abfälle*, Band 2. Neuruppin: TK Verlag Karl Thomé-Kozmiensky, 2015, S. 107-116
- [25] Lamers, F.: Treatment of Bottom Ashes of Waste-to-Energy Installations – State of the Art. In: Thomé-Kozmiensky, K. J. (Hrsg.): *Waste Management*, Volume 5. Neuruppin: TK Verlag Karl Thomé-Kozmiensky, 2015, S. 271-290

- [26] Morf, L.S.; Gloor, R.; Haag, O.; Haupt, M.; Skutan, S.; Lorenzo, F.D.; Böni, D. (2013): Precious metals and rare earth elements in municipal solid waste – Sources and fate in a Swiss incineration plant. *Waste Management* 33(3), S. 634-644
- [27] Muchova, L.; Bakker, E.; Rem, P. (2009): Precious metals in municipal solid waste incineration bottom ash. *Water, Air and Soil Pollution: Focus* 9, S. 107-116
- [28] Müller, U.; Rübner, K. (2006): The microstructure of concrete made with municipal waste incinerator bottom ash as an aggregate component. *Cement and Concrete Research* 36(8), S. 1434-1443
- [29] Okkenhaug, G.; Almås, Å.R.; Morin, N.; Halea, S.E.; Arp, H.P.H. (2015): The presence and leachability of antimony in different wastes and waste handling facilities in Norway. *Environmental Science: Processes & Impacts* 17(11), S. 1880-1891
- [30] Rübner, K.; Haamkens, F.; Linde, O. (2008): Use of municipal solid waste incinerator bottom ash as aggregate in concrete. *Quarterly Journal of Engineering Geology and Hydrogeology* 41(4), S. 459
- [31] Sanusi, A.; Wortham, H.; Millet, M.; Mirabel, P. (1996): Chemical composition of rainwater in Eastern France. *Atmospheric Environment* 30(1), S. 59-71
- [32] Schweizerischer Bundesrat (2015): Verordnung über die Vermeidung und die Entsorgung von Abfällen (Abfallverordnung, VVEA)
- [33] Selinger, A.; Schmidt, V.; Carcer, B. (1997): The InRec™ Process: Recovery through Thermal Treatment, R'97 Recovery, Recycling, Re-integration, Geneva (CH), Barrage, A. und Edelmann, X. (Hrsg.), EMPA, Bd. V, S. V.105-V.109
- [34] Simon, F.G.; Andersson, K.H. (1995): InRec™ process for recovering materials from solid waste incineration residues. *ABB Review* (9), S. 15-20
- [35] Simon, F.G.; Kalbe, U. (2019): Leaching behavior of wet processed MSWI bottom ash. Artikel in Vorbereitung
- [36] Simon, F.G.; Schmidt, V.; Carcer, B. (1995): Alterungsverhalten von MVA-Schlacken. *Müll und Abfall* 27(11), S. 759-764
- [37] Speiser, C.; Baumann, T.; Niessner, R. (2000): Morphological and chemical characterization of calcium hydrate phases formed in alteration processes of deposited municipal solid waste incinerator bottom ash. *Environmental Science & Technology* 34(23), S. 5030-5037
- [38] Syc, M.; Simon, F.G.; Biganzoli, L.; Grosso, M.; Hyks, J. (2018): Resource Recovery from Incineration Bottom Ash: Basics, Concepts, Principles. In: Holm, O.; Thome-Kozmiensky, E. (Hrsg.): *Removal, Treatment and Utilisation of Waste Incineration Bottom Ash*. Neuruppin: Thomé-Kozmiensky Verlag GmbH, S. 1-10
- [39] Van Caneghem, J.; Verbinnen, B.; Cornelis, G.; de Wijs, J.; Mulder, R.; Billen, P.; Vandecasteele, C. (2016): Immobilization of antimony in waste-to-energy bottom ash by addition of calcium and iron containing additives. *Waste Management* 54, S. 162-168
- [40] van Velzen, D.; Langenkamp, H. (1996): Antimony (Sb) in urban and industrial waste and in waste incineration. Joint Research Centre, Environment Institute, Ispra, Report, EUR 16435 EN
- [41] Wei, Y.M.; Shimaoka, T.; Saffarzadeh, A.; Takahashi, F. (2011): Mineralogical characterization of municipal solid waste incineration bottom ash with an emphasis on heavy metal-bearing phases. *Journal of Hazardous Materials* 187(1-3), S. 534-543
- [42] Weimann, K.; Giese, L.B.; Mellmann, G.; Simon, F.G. (2003): Building materials from waste. *Materials Transactions* 44(7), S. 1255-1258

Ansprechpartner



Dr. rer. nat. Franz-Georg Simon

Bundesanstalt für Materialforschung und -prüfung
Fachbereichsleiter
Schadstofftransfer und Umwelttechnologien
Unter den Eichen 87
12205 Berlin, Deutschland
+49 30 81041430
franz-georg.simon@bam.de



Dr.-Ing. Olaf Holm

Thomé-Kozmiensky Verlag GmbH
Dorfstraße 51
16816 Nietwerder, Deutschland
+49 3391 45450
olaf.holm@vivis.de

Besuchen Sie unsere Website
www.schlackenkontor.de



emvau 
Ein Baustoff aus MV-Schlacke

... ein Baustoff mit Zukunft

- UMWELTBEWUSST
- GÜTEÜBERWACHTE QUALITÄT
- HOHE TRAGFÄHIGKEIT
- WITTERUNGSUNABHÄNGIG EINBAUBAR
- PREISWERT

Hanseatisches Schlackenkontor GmbH

Hamburg 040-25407790 • info@schlackenkontor.de • www.schlackenkontor.de

Bibliografische Information der Deutschen Nationalbibliothek

Die Deutsche Nationalbibliothek verzeichnet diese Publikation in der Deutschen Nationalbibliografie; detaillierte bibliografische Daten sind im Internet über <http://dnb.dnb.de> abrufbar

Stephanie Thiel, Elisabeth Thomé-Kozmiensky,
Thomas Pretz, Dieter Georg Senk, Hermann Wotruba (Hrsg.):

Mineralische Nebenprodukte und Abfälle 6
– Aschen, Schlacken, Stäube und Baurestmassen –

ISBN 978-3-944310-47-3 Thomé-Kozmiensky Verlag GmbH

Copyright: Elisabeth Thomé-Kozmiensky, M.Sc., Dr.-Ing. Stephanie Thiel
Alle Rechte vorbehalten

Verlag: Thomé-Kozmiensky Verlag GmbH • Neuruppin 2019
Redaktion und Lektorat: Dr.-Ing. Stephanie Thiel, Dr.-Ing. Olaf Holm,
Elisabeth Thomé-Kozmiensky, M.Sc.
Erfassung und Layout: Elisabeth Thomé-Kozmiensky, Claudia Naumann-Deppe, Sarah Pietsch,
Janin Burbott-Seidel, Ginette Teske, Roland Richter,
Cordula Müller, Gabi Spiegel
Druck: Universal Medien GmbH, München

Dieses Werk ist urheberrechtlich geschützt. Die dadurch begründeten Rechte, insbesondere die der Übersetzung, des Nachdrucks, des Vortrags, der Entnahme von Abbildungen und Tabellen, der Funksendung, der Mikroverfilmung oder der Vervielfältigung auf anderen Wegen und der Speicherung in Datenverarbeitungsanlagen, bleiben, auch bei nur auszugsweiser Verwertung, vorbehalten. Eine Vervielfältigung dieses Werkes oder von Teilen dieses Werkes ist auch im Einzelfall nur in den Grenzen der gesetzlichen Bestimmungen des Urheberrechtsgesetzes der Bundesrepublik Deutschland vom 9. September 1965 in der jeweils geltenden Fassung zulässig. Sie ist grundsätzlich vergütungspflichtig. Zuwiderhandlungen unterliegen den Strafbestimmungen des Urheberrechtsgesetzes.

Die Wiedergabe von Gebrauchsnamen, Handelsnamen, Warenbezeichnungen usw. in diesem Werk berechtigt auch ohne besondere Kennzeichnung nicht zu der Annahme, dass solche Namen im Sinne der Warenzeichen- und Markenschutz-Gesetzgebung als frei zu betrachten wären und daher von jedermann benutzt werden dürfen.

Sollte in diesem Werk direkt oder indirekt auf Gesetze, Vorschriften oder Richtlinien, z.B. DIN, VDI, VDE, VGB Bezug genommen oder aus ihnen zitiert worden sein, so kann der Verlag keine Gewähr für Richtigkeit, Vollständigkeit oder Aktualität übernehmen. Es empfiehlt sich, gegebenenfalls für die eigenen Arbeiten die vollständigen Vorschriften oder Richtlinien in der jeweils gültigen Fassung hinzuzuziehen.