

Wechselwirkung zwischen Wasser und Reststoffen der Abfallverbrennung

J. Vehlow, B. Bergfeldt, H. Geisert, ITC

Problemstellung

Bei der Bewertung der Nachhaltigkeit verschiedener Konzepte im Bereich der Abfallwirtschaft ist zu klären, welche Qualitätskriterien geeignet sind, einen festen Reststoff als „inert“ zu charakterisieren, ihm also zu attestieren, dass er bei Ablagerung oder Verwertung keine negativen Auswirkungen auf die Umwelt hat. Unter negativen Auswirkungen ist in erster Linie zu verstehen, dass bei Zutritt von Wasser toxische Komponenten herauslösbar sind. Die übliche Forderung an solche Reststoffe lautet daher, dass sie „steinähnlich“ sein müssen.

Wodurch aber zeichnet sich ein Stein aus? Er ist biologisch nicht abbaubar, enthält also (fast) keine organischen Anteile. Außerdem gibt er an seine Umgebung (fast) keine schädlichen Stoffe in Form von Salzen oder Schwermetallen ab. Daraus wird häufig abgeleitet, dass solche unerwünschten Komponenten aus Reststoffen sicher zu entfernen sind, bevor diese abgelagert oder aber verwertet werden dürfen. Eine Konsequenz derartiger Anforderungen wäre, dass Rostaschen aus der Abfallverbrennung in ihren Inhaltstoffen annähernd mit natürlichem Gestein übereinstimmen müssten. Im Hinblick auf den Restgehalt an Kohlenstoff lässt sich durch geeignete Verbrennungsführung ein ausreichend guter Ausbrand erreichen. Aber schon die Verflüchtigung von Chlor wird nicht immer in einem solchen Ausmaß gelingen, dass keine leichtlöslichen Alkali- und Erdalkalimetallchloride in den festen Reststoffen zurückbleiben.

Noch deutlich schwieriger ist das Problem der Entfernung von Schwermetallen zu lösen, deren Toxizität die von löslichen Salzen im Allgemeinen weit übersteigt. Nur das leichtflüchtige Quecksilber wird nahezu vollständig im Brennraum einer Abfallverbrennungsanlage aus dem Gutbett ausgetrieben; alle anderen Schwermetalle bleiben in erheblichen Anteilen in den Rostaschen zurück. Die Erhöhung der Gutbetttemperaturen (z.B. bis zur Schmelze) und die Zugabe von Verflüchtigungspromotoren reduzieren zwar den Restanteil, erfordern aber einen erheblichen Aufwand an Energie, gehen ferner mit einem größeren Korrosionsrisiko einher und ziehen damit eine erhebliche Kostenerhöhung nach sich.

Eine andere Definition der „Steinähnlichkeit“ geht nicht von den Inhaltsstoffen aus, sondern von deren Auswirkung auf die Umwelt [1, 2]. Schließlich ist nicht die Konzentration eines Schwermetalls in einer silikatischen oder oxidischen Matrix gefährlich, sondern der in ein wässriges Medium übertretende und letztendlich das Grundwasser kontaminierende bzw. von Pflanzen aufgenommene Anteil dieses Metalls. Die Frage ist daher, ob es gelingt, Schwermetalle durch geeignete Prozessführung – wie gutes Sintern – dauerhaft in den Rostaschen zu fixieren und damit deren Eintritt in die Umwelt wenn schon nicht gänzlich zu vermeiden so doch zu kontrollieren. Um die Argumente für den einen oder anderen Lösungsweg abwägen zu können, sollen im Folgenden die grundlegenden physikalisch-chemischen Prozesse beim Kon-

takt eines festen Reststoffs mit Wasser betrachtet werden. Dabei ist vor allem der Frage nachzugehen, wie es gelingen kann, aus relativ kurzzeitigen Labortests verlässliche Aussagen über das Langzeitverhalten unter natürlichen Bedingungen abzuleiten.

Das heterogene Multi-komponenten-Elutions-System

Die entscheidende Größe für die Beurteilung der Auswirkung eines Stoffes auf die Umwelt in wässriger Umgebung ist dessen Auslaugbarkeit oder Elution, besonders im Hinblick auf die Freisetzung von Schwermetallen. Die Elution eines Schwermetalls ist ein komplexer und stoffspezifischer Prozess, der von einer Reihe von Parametern abhängt:

- Matrix des Feststoffs, wobei sowohl dessen chemische und mineralogische Speziation als auch seine physikalischen Eigenschaften (z.B. Kornspektrum, Oberflächen-Volumen-Verhältnis, Dichte, Porosität) von Bedeutung sind,
- Bindungsform des Schwermetalls in der Matrix, die im Allgemeinen den für eine Elution maximal verfügbaren Anteil bestimmt,
- Zusammensetzung des mit dem Reststoff in Kontakt stehenden wässrigen Mediums, insbesondere sein pH-Wert,
- Flüssigkeits-Feststoff-Verhältnis, Temperatur, und Art des Kontaktes (z.B. ruhendes oder strömendes Medium).

Je nach gegebenem Szenario wird der eine oder andere Parameter von größerer Bedeutung sein. So ist bei der offenen Ablagerung von Rostaschen auf einer Deponie im oberen Bereich der Ablagerung mit dem Zutritt sauren Regenwassers zu rechnen, während im unterem Teil das Rostaschehaufwerk von Sickerwasser mit eventuell hohen Salzfrachten durchströmt wird oder von diesem umgeben ist. Ganz andere Verhältnisse liegen beim Einsatz behandelter Rostaschen als Tragschicht unter einer Asphaltstraße vor. Will man also belastbare Aussagen für verschiedene Reststoffe unter verschiedenen Bedingungen ermitteln, so wird ein einzelner Test wohl kaum genügen. Es wird vielmehr notwendig sein, zunächst die wesentlichen Kenngrößen herauszufinden, die die Elution kontrollieren und anschließend Testverfahren und Testbedingungen zu definieren, mit denen diese Kenngrößen zuverlässig gemessen werden können. Schließlich sind Verfahren zu entwickeln, die es gestatten, aus im Regelfall in kurzzeitigen Labortests gewonnenen Erkenntnissen Hinweise für die Langzeitwirkung unter realen Bedingungen abzuleiten.

Diffusion als physikalische Kontrollgröße

Zunächst sollen die Grundvorgänge der Elution in vereinfachten Systemen betrachtet werden. So läuft die Elution eines Metalls, das als Spezies M_{fixiert} in einem homogenen Feststoff homogen eingebunden ist, in verschiedenen Schritten ab. Beim ersten Kontakt eines Eluenten (z.B.

Wasser oder eine in Wasser gelöste Komponente) mit der Oberfläche des Feststoffs wird die an der Oberfläche vorliegende Spezies M_{fixiert} in eine lösliche Verbindung M_{eluiert} umgewandelt. Diese wird von der Oberfläche abgelöst und in das Elutionsmedium übergeführt. Zwischen Kornoberfläche und homogener Flüssigkeit bildet sich eine Grenzschicht aus, die den Abtransport des gelösten Metalls in das Innere des flüssigen Eluenten kaum behindert. Dieser primäre Vorgang läuft im Allgemeinen sehr schnell ab und kann als eine Art Abwaschen oder Ablösung von der Oberfläche aufgefasst werden.

Nach kurzer Zeit ist die Spezies M_{fixiert} von der Feststoffoberfläche entfernt. Die Elution geht weiter, indem der Eluent in den Feststoff eindiffundiert, dort das Metall aus seiner Bindung im Festkörper herauslöst und in die lösliche

Form M_{eluiert} umwandelt, die dann wiederum per Diffusion durch die bereits eluierte Randzone des Korns in Richtung flüssiges Medium wandert. In diesem Stadium bestimmt die Diffusion im Feststoff die Elutionsgeschwindigkeit. In der eluierten Randzone des Festkörpers bildet sich ein Konzentrationsprofil sowohl des Eluenten als auch – in umgekehrter Richtung – der löslichen Metallspezies aus. Im Allgemeinen wird dabei die Diffusionsgeschwindigkeit des Eluenten wegen seines geringeren Molvolumens größer sein als die Diffusionsgeschwindigkeit der gebildeten Metallspezies, die damit letztendlich den Fortschritt der Elution bestimmt. In der Abb. 1 sind diese Vorgänge in Anlehnung an Hinsefeld [3] schematisch für einen Feststoff mit ebener Oberfläche dargestellt.

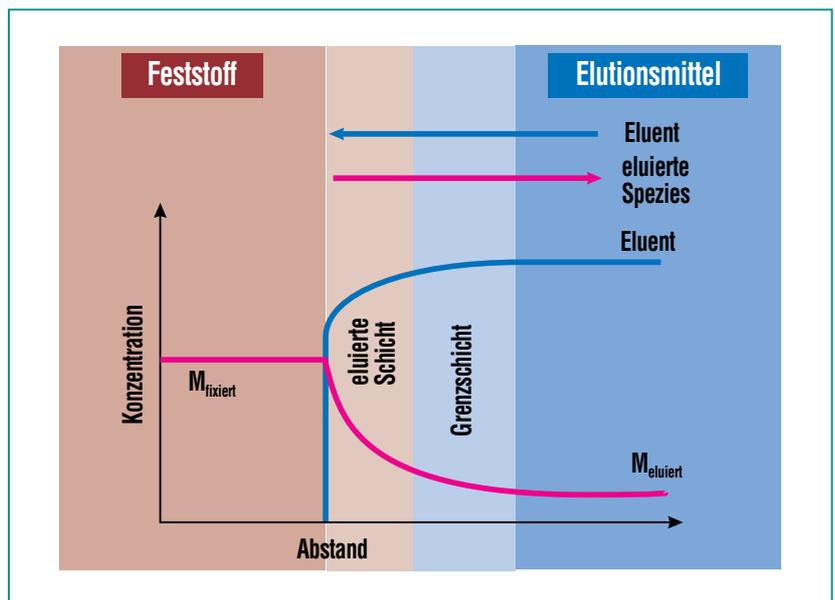


Abb. 1: Schematische Darstellung der Elution eines Metalls M aus einem Festkörper in fortgeschrittenem Stadium (eine Randschicht des Festkörpers ist bereits an M verarmt).

Die Diffusion im Feststoff wird durch das 2. Ficksche Gesetz beschrieben, das besagt, dass der räumliche Fortschritt einer bestimmten Konzentrationsfront mit der Wurzel der dafür benötigten Zeit korreliert. Unter der Voraussetzung, dass ein Element gleichmäßig im Feststoff verteilt ist, die Oberfläche eben und unendlich ist, die Gesamtmenge des Elements während des Tests nicht nennenswert verringert wird, die Konzentration dieses Elements an der Fläche, an der die Elution stattfindet, konstant bleibt, im Eluenten immer eine stark verdünnte Lösung des Elements vorliegt, also ein konstantes Konzentrationsprofil aufrecht erhalten bleibt, und die Matrix des Feststoffs sich nicht verändert, kann mit einer von Crank [4] veröffentlichten Lösung der Fickschen Differentialgleichung für den eindimensionalen Fall der effektive Diffusionskoeffizient dieses Elements berechnet werden:

$$D_i = \frac{\pi M_i^2}{4t(c_0\rho)^2}$$

D_i : scheinbarer Diffusionskoeffizient der Komponente i (m^2/s)

M_i : eluierte Masse der Komponente i (mg/m^2)

$C_{o,i}$: für die Elution verfügbare Masse der Komponente i (mg/kg)

ρ : Dichte des Festkörpers (kg/m^3)

t : Kontaktzeit in der Elutionsperiode (s)

Diese Art der Betrachtung geht davon aus, dass die Matrix des

Feststoffkorns vom Eluenten nicht angegriffen wird. In der Realität findet aber immer auch eine Veränderung und in mehr oder weniger großem Ausmaß auch eine Auflösung der Matrix statt. Somit ist davon auszugehen, dass im Verlaufe des Elutionsprozesses eine Überlagerung von Ablösung, diffusionsbestimmter Elution und Auflösung der Matrix stattfindet.

Der sogenannte holländische Tanklaugungstest [5] gibt Aufschluss, welche Prozesse die Elution einzelner Metalle kontrollieren und erlaubt im Falle einer Diffusionskontrolle des Elutionsprozesses die Bestimmung effektiver Diffusionskoeffizienten. Dazu wird ein Formkörper in eine ruhende Lösung (mit Salpetersäure auf $pH=4$ angesäuertes destilliertes Wasser) gebracht, aus der in

quadratisch wachsenden Zeitabständen Proben entnommen und analysiert werden. Trägt man in einem doppelt logarithmischen Diagramm die auf die Festkörperoberfläche bezogenen kumulierten Elutionsergebnisse – in mg/m^2 – logarithmisch über dem Logarithmus der Elutionszeit auf, so kann aus dem Bereich der Kurve, in dem der Anstieg etwa 0,5 beträgt, ein effektiver Diffusionskoeffizient nach der oben angegebenen Formel berechnet werden.

Als Beispiel für den zeitlichen Verlauf der Elution ist in Abb. 2 die Auslaugung von Zink aus gesinterten Pellets des im Forschungszentrum Karlsruhe entwickelten 3R-Prozesses zur Inertisierung von Filterstäuben [6] dargestellt. Aufgetragen ist die durch die Oberfläche ausgetretene kumulierte Zinkmenge als

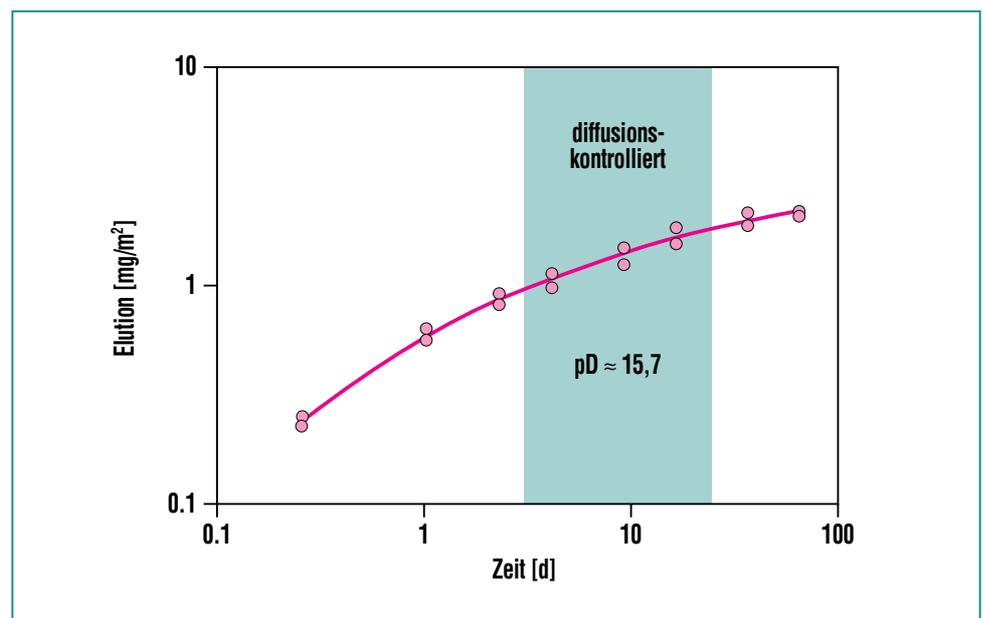


Abb. 2: Elution von Zn aus gesinterten 3R-Produkten als Funktion der Zeit (Ergebnisse des holländischen Tanklaugungstests). Der aus dem Anstieg der Kurve im diffusionskontrollierten Bereich errechnete scheinbare Diffusionskoeffizient ist als pD-Wert (negativer dekadischer Logarithmus) angegeben.

Funktion der Elutionszeit [7]. Aus dem farblich hinterlegten Bereich der Kurve, in dem der Anstieg Werte zwischen 0,35 und 0,65 aufweist, lässt sich ein effektiver Diffusionskoeffizient von $2 \cdot 10^{-16}$ m²/s bestimmen. Üblich ist die Angabe des negativen dekadischen Logarithmus des Diffusionskoeffizienten, der pD-Wert genannt wird und der in der Abbildung vermerkt ist. Der ermittelte Wert ist typisch für eine Reihe von Schwermetallen in stabilisierten Reststoffen der Abfallverbrennung.

Die Bedeutung chemischer Gleichgewichte

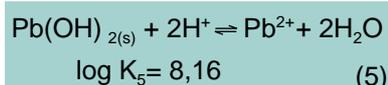
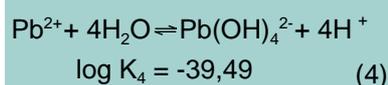
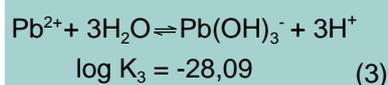
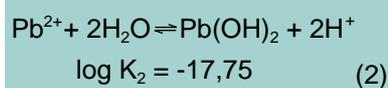
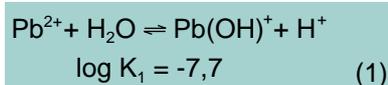
Die obige Beschreibung der physikalischen Grundlagen des Elutionsprozesses lässt eventuelle chemische Reaktionen unberücksichtigt und geht davon aus, dass der Übergang des in der Matrix fixierten Metalls in eine eluierbare Form schnell abläuft und die Elutionsgeschwindigkeit hauptsächlich durch die Diffusion im Feststoff bestimmt ist. Diese Betrachtungsweise liefert für etliche einfache Systeme, z.B. für die Elution von Alkalihalogeniden aus Rostaschen der Abfallverbrennung, ausreichend gute Ergebnisse.

Im Falle der Elution von Schwermetallen sind allerdings auch die chemischen und physikalisch-chemischen Interaktionen zwischen den einzelnen Komponenten des Elutionssystems zu berücksichtigen:

- chemische Gleichgewichte und Löslichkeitsprodukte gebildeter Verbindungen im Eluat,

- Sorptions- und Desorptions-Gleichgewichte,
- Komplexierungsreaktionen,
- Reaktionen des Eluenten oder der im Eluat vorliegenden Verbindungen mit der Matrix (Auflösung oder Alteration),
- sowie schließlich der Einfluss des pH-Werts auf die oben angeführten Effekte.

Von überragender Bedeutung für das Verständnis der Elution von Schwermetallen ist der letztgenannte Parameter. Praktisch alle in wässriger Lösung als Kationen vorliegenden Schwermetalle bilden im schwach alkalischen Bereich schwerlösliche Hydroxide oder Oxidhydrate. Bei der Modellierung von Gleichgewichtszuständen der Elution sind daher alle in wässriger Lösung möglicherweise auftretenden Schwermetallspezies und die zugehörigen Gleichgewichte zu erfassen. Als Beispiel sei das einfache Elutionssystem festes Pb(OH)₂ (gekennzeichnet durch das Suffix s) und Wasser näher betrachtet. Dieses System wird durch die folgenden fünf Gleichgewichtsreaktionen beschrieben:



Kombiniert man z.B. die Beziehungen (1) und (5) so erhält man nach Umformung für den Logarithmus der Konzentration des Pb(OH)⁺

$$\log c(\text{Pb}(\text{OH})^+) = 0,46 - \text{pH}$$

Diese Abhängigkeit der Konzentration vom pH-Wert ist als Gerade 1 in Abb. 3 eingezeichnet. Weitere Kombinationen können aus dem obigen Gleichungssystem entnommen werden. Die Resultierende aller dieser Geraden – in Abb. 3 in roter Farbe gekennzeichnet – stellt die Löslichkeitskurve für festes Pb(OH)₂ dar. Es zeigt sich ein ausgeprägtes Löslichkeitsminimum bei einem pH-Wert um 10. Sowohl bei steigendem wie auch bei sinkendem pH-Wert steigt die Löslichkeit stark an. Die verschiedenen Pb-Spezies, mit denen das unlösliche Pb(OH)₂ bei steigendem pH-Wert nacheinander im Gleichgewicht steht, sind die Komponenten Pb²⁺, Pb(OH)⁺, Pb(OH)₂, Pb(OH)₃⁻ und Pb(OH)₄²⁻.

Im Falle der numerischen Simulation der Elution von Pb in einem realen System sind weitere Reaktionen, z.B. die Bildung von Carbonaten, Sulfaten oder Chloriden zu berücksichtigen. Für eine ausführliche Beschreibung des komplexen Elutionsverhaltens von Pb in Rostaschen sei auf Spezialliteratur hingewiesen [1]. In allen Fällen aber zeigt sich das grundsätzlich gleiche Verhalten mit einem Löslichkeitsminimum im pH-Bereich um 10-11 und die ausgeprägte Amphoterie mit einem steilen Löslichkeitsanstieg bei hohen pH-Werten.

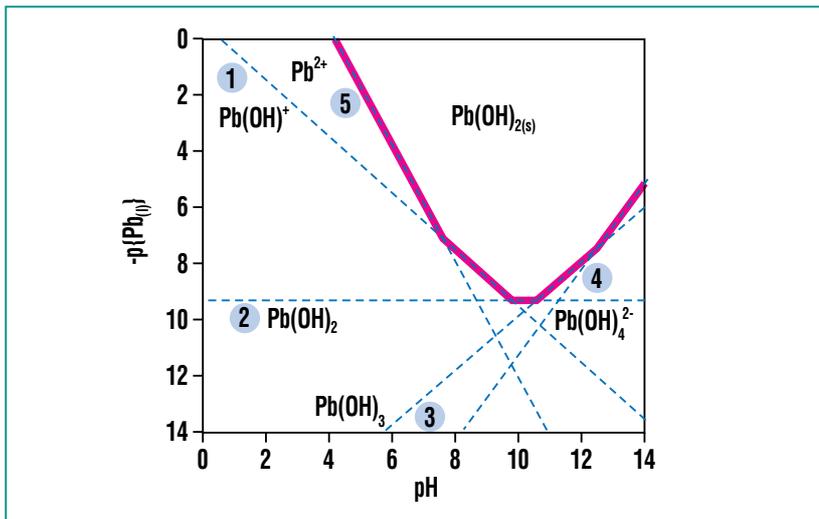


Abb. 3: Löslichkeitskurve für Pb(OH)_2 in Wasser. Für die einzelnen Gleichgewichtskurven sind die entsprechenden Pb-Komponenten angegeben.

Testprinzipien zur Elutionsmessung

Da die Elution bzw. die Elutionsstabilität eine der entscheidenden Größen für die Verwertbarkeit oder die Art der Ablagerung von Reststoffen aus der Abfallverbrennung ist, sind zur Untersuchung der Elution zahlreiche unterschiedliche Testverfahren entwickelt worden. Sie lassen sich unterteilen in Extraktionstests zur Bestimmung von Gleichgewichtszuständen und in dynamische Tests, die den zeitlichen Ablauf der Elution beschreiben. Unter diesen beiden Kategorien ist in Abb. 4 eine Reihe verschiedener Testprinzipien zusammengestellt.

Die Extraktionstests gehen von der Voraussetzung aus, dass zum Ende des Tests ein Gleichgewichtszustand erreicht wird. Analysiert man das flüssige Medium in bestimmten Intervallen vor Erreichung des Gleichgewichts, so lassen sich Aussagen zur Ki-

netik des Elutionsprozesses gewinnen, wie dieses im oben erwähnten holländischen Tanklaugungstest der Fall ist. Derartige Beprobungen sind allerdings so durchzuführen, dass das Eluti-

onssystem nicht gestört wird. Es sind also entweder mehrere Tests anzusetzen, die nach unterschiedlichen Zeiten beendet werden, oder es sind im Verhältnis zum Elutionsvolumen kleine Proben zu entnehmen.

Derartige Tests benötigen eine lange Versuchszeit. In Falle des holländischen Tanklaugungstests sind es 64 Tage. Eine Verkürzung der Zeit bis zur Einstellung des Gleichgewichts erreicht man in bewegten Systemen oder durch eine Zerkleinerung der Feststoffprobe (Vergrößerung der Oberfläche). In die Klasse der Tests mit bewegtem Medium gehören viele der in gesetzlichen Regelwerken festgelegten Standardtests wie z.B. der deutsche DEV S4 Test (DIN 38 414 Teil 4). Dieser ist zur Messung der für die Deponierung oder für verschiedene Verwertungsszenarios einzu-

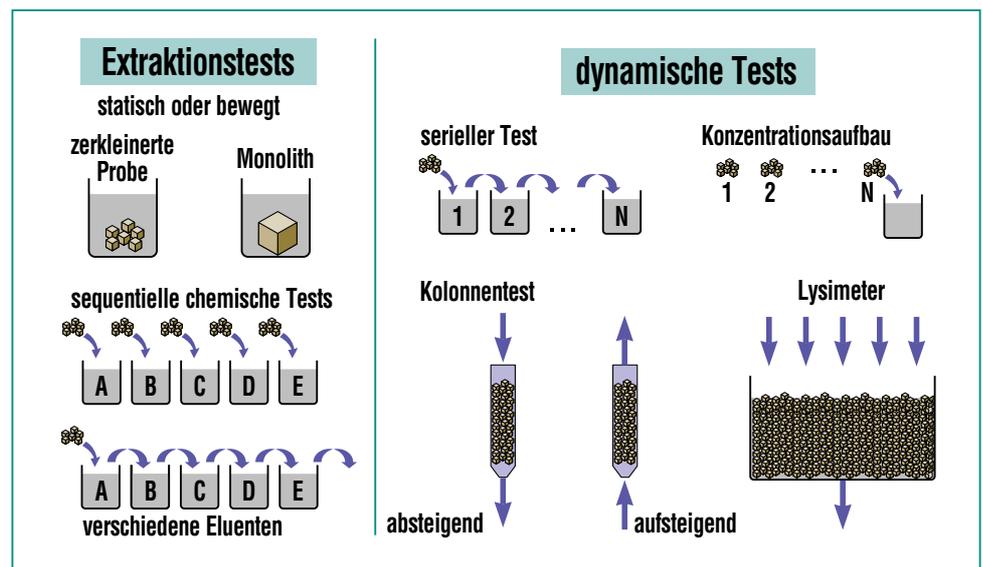


Abb. 4: Auswahl verschiedener Testprinzipien zur Ermittlung der Elution aus Reststoffen der Abfallverbrennung. Extraktionstests werden in ruhendem oder bewegtem Medium durchgeführt, um Elutionsgleichgewichte zu bestimmen, dynamische Tests dienen der Ermittlung des zeitlichen Ablaufs der Elution.

haltenden Grenzwerte in Deutschland vorgeschrieben.

Zur Ermittlung des Verhaltens unter verschiedenen Umweltbedingungen wird vor allem in der Forschung oft der pH-stat-Test angewendet, bei dem aufgemahlene Proben in einem Titrierautomat bei festem pH-Wert – üblicherweise zwischen pH = 3 und 11 – unter Rühren untersucht werden. Von besonderer Bedeutung ist in diesem Zusammenhang der holländische Verfügbarkeitstest. Er wird an einer feingemahlene Materialprobe bei pH = 7 und pH=4 und jeweils einem Flüssigkeits-Feststoff-Verhältnis von 50 (zur weitgehenden Vermeidung der Bildung schwerlöslicher Verbindungen) durchgeführt. Der Test gibt Auskunft, welcher Anteil eines Elements unter extremen Umweltbedingungen – pH = 7 für Anionen und pH = 4 für Kationen – maximal aus einer Matrix herausgelöst werden kann. Der Test ist besonders gut geeignet, die Fixierung eines Metalls und deren Änderung durch chemische und mineralogische Transformationen bei thermischen Behandlungen zu dokumentieren.

Eine ähnliches Ziel wird mit sequentiellen chemischen Tests verfolgt. Sie sollen Aufschluss über die Art der Bindung von Metallen im Feststoff geben und damit eine Vorstellung vermitteln, wie stabil ein Metall in die Feststoffmatrix eingebunden ist. Dazu wird entweder jeweils eine Probe in eine Reihe von unterschiedlichen Elutionsmedien gebracht oder eine einzige Probe wird nacheinander einer Serie von Medien mit zunehmender Aggressivität ausgesetzt.

Die Gruppe der dynamischen Tests umfasst alle Verfahren, bei denen das Elutionsmedium kontinuierlich oder intermittierend ersetzt wird. Die größte Bedeutung haben dabei Kolonnen-tests, die oft, wie der holländische Kolonnen-test, zur Ermittlung des zeitlichen Ablaufs der Elution herangezogen werden. Dabei wird üblicherweise das Flüssigkeits-Feststoff-Verhältnis bis zu einem Wert von etwa 10 ausgedehnt. Aus den gewonnenen Daten lässt sich in erster Näherung das Elutionsverhalten für einen Zeitraum von ca. 50 bis 100 Jahren abschätzen – wieder unter der Voraussetzung, dass sich die Feststoffmatrix im Laufe der Zeit nicht ändert.

Auch diese Tests zeichnen sich durch lange Versuchszeiten aus. Noch erheblich aufwendiger, dafür aber näher an realen Zuständen sind Lysimetertests, bei denen große Mengen eines Reststoffs ausgelagert werden.

Standardisierte Tests und ihre Aussagekraft

Da bis auf den Lysimetertest alle anderen Elutionstests unter Laborbedingungen ausgeführt werden, können letztere das Verhalten eines Stoffes bei spezifischen Verwertungs- oder Ablagerungsszenarios nicht zuverlässig voraussagen. Es wird immer notwendig sein, auch fundamentale chemische, toxikologische, öko-toxikologische, aber auch mineralogisch-geochemische Kenntnisse mit heran zu ziehen. Ferner sind ortsspezifische Gegebenheiten wie klimatische Bedingungen, zu erwartender Wasserzutritt und

Abtransport der gelösten Verbindungen zu beachten, um das Langzeitverhalten eines gesamten Systems abzuleiten.

Auf der anderen Seite wäre eine komplette Charakterisierung mit Gleichgewichtstests und eventueller Bestimmung der Diffusionskoeffizienten für jede abzulagernde oder zur Verwertung anstehende Probe zu aufwändig.

Aus diesem Dilemma hilft nur ein schrittweises Vorgehen. Erster Schritt: möglichst komplette Charakterisierung eines für den Anwendungsfall typischen Systems. Zweiter Schritt: einfacher Indikatortest, der anzeigt, ob die aktuelle Probe innerhalb der Streubreite des gewählten typischen Systems liegt. Die Rolle dieses Indikatortests sollen die gesetzlich vorgeschriebenen und standardisierten Elutionstests wie der deutsche DEV S4-Test übernehmen.

Derzeit liegen die Grenzwerte für gleiche Szenarien und nahezu gleiche Tests je nach Land noch weit auseinander. Z.B. werden in Deutschland, Dänemark und Japan die Elutionswerte annähernd auf die gleiche Art bestimmt, für die Ablagerung von Rostaschen auf Deponien gelten aber deutlich unterschiedliche Werte. So erlaubt Deutschland für Zn eine Elution von 20 und für Pb von 2 mg/kg Rostasche. Japan hat Zn nicht reguliert und für Pb ein Limit von 3 mg/kg gesetzt. In Dänemark gelten demgegenüber mit 3 mg/kg für Zn und 0,2 mg/kg für Pb erheblich strengere Grenzwerte.

Es sei an dieser Stelle darauf hingewiesen, dass besonders für das amphotere Pb derzeit in vielen

Ländern eine unbefriedigende Situation besteht: die gesetzlichen Tests schreiben keinen pH-Wert des Eluats vor. Nun ist bekannt, dass frische Rostaschen aus modernen Abfallverbrennungsanlagen im DEV S4-Test hohe pH-Werte im Bereich 12–12,5 erzeugen, die zu hohen Pb-Elutionswerten führen und oft eine Ablagerung auf einer Deponie verbieten. Lässt man diese Rostaschen aber altern – wie es auf der Deponie auch geschieht – so geht der pH-Wert um 1–2 Einheiten zurück und die gleichen Rostaschen halten leicht die viel strengeren Grenzwerte für eine Verwertung im Straßenbau ein [8].

Um derartige Kuriositäten zu vermeiden, sollten daher eindeutige Regelungen zum zulässigen pH-Wert bei Rostaschen getroffen werden. Der Vorschlag, auch im

Falle der Ablagerung Rostaschen erst nach einer gewissen Alterungszeit zu prüfen, dürfte nicht den Intentionen des Gesetzgebers entsprechen.

Eine von gesetzlichen Vorgaben unabhängige und in vieler Hinsicht instruktivere Beurteilung der Qualität eines Reststoffs im Hinblick auf seine Umweltverträglichkeit gewinnt man durch Vergleich seines Elutionsverhaltens mit dem konventioneller Baustoffe wie Kies oder Betonaufbruch. In Abb. 5 sind Daten zusammengestellt, die an Rostaschen aus 4 verschiedenen großtechnischen Abfallverbrennungsanlagen [2,8], an Betonaufbruch und an gewaschenem Rheinkies mit dem holländischen Kolonnenstest bei einem Flüssigkeits-Feststoff-Verhältnis von 10 ermittelt wurden.

Die Grafik verdeutlicht, dass Rostaschen aus der Abfallverbrennung ähnliche Elutionsraten an Schwermetallen erreichen können wie konventionelle Baustoffe. Damit ist ein Hinweis gegeben, dass auch eine gut gesinterte Rostasche als inert bezeichnet werden kann und damit konventionelle Baustoffe in gewissem Umfang durch Rostaschen aus der Abfallverbrennung ersetzt werden können. Eine ständige Prüfung der Materialien vor einem Einsatz ist aber dringend geboten.

Abschätzung der Gesamtelution in diffusionskontrollierten Systemen

Wie oben erwähnt, erlaubt der Kolonnenstest eine gewisse zeitliche Abschätzung des Elutionsgeschehens. Eine verlässlichere Bestimmung des Elutionspotentials ist bei Feststoffen mit definierter Oberfläche, also z.B. bei Baustoffen, möglich. In solchen Fällen lässt sich mit Hilfe des holländischen Verfügbarkeitstests die maximal eluierbare Menge einzelner Elemente bestimmen und deren effektive Diffusionskoeffizienten können aus den zeitaufgelösten Messwerten des holländischen Tanklaugungstests abgeleitet werden.

Mit diesen Daten lässt sich eine konservative Abschätzung der Elution einzelner Elemente durchführen. Die Umformung der oben angegebenen Crankschen Lösung des 2. Fickschen Gesetzes für den eindimensionalen Fall mit unendlicher ebener Oberfläche liefert:

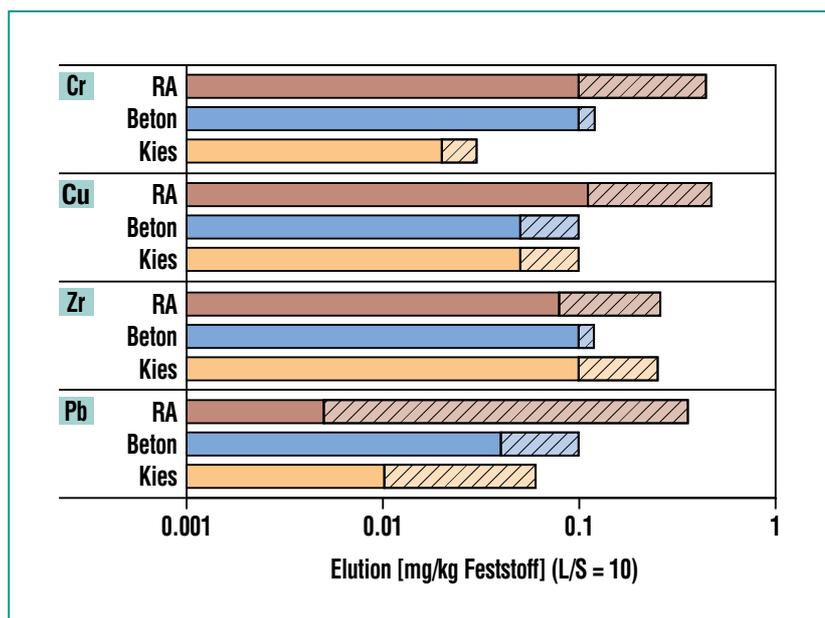


Abb. 5: Elution ausgewählter Schwermetalle aus Rostaschen (RA), Betonaufbruch aus einer Autobahnbrücke und gewaschenem Rheinkies, ermittelt mit dem holländischen Kolonnenstest bei einem Flüssigkeits-Feststoff-Verhältnis von 10 (schraffiert: Streubereich der Messwerte)

$$M_{i,t} = 2\rho c_0 \sqrt{\frac{D_i t}{\pi}}$$

$M_{i,t}$: eluierte Masse der Komponente i in der Zeit t (mg/m²)

ρ : Dichte des Festkörpers (kg/m³)

C_o : für die Elution verfügbare Masse der Komponente i (mg/kg)

D_i : scheinbarer Diffusionskoeffizient der Komponente i (m²/s)

t : Elutionszeit (s)

Eine derartige Berechnung wird immer den durch Elution verursachten Eintrag in die Umwelt überschätzen, da sie annimmt, dass sich die Quelle nicht erschöpft, also die zur Elution verfügbare Menge des einzelnen Elements konstant bleibt. Sie

geht ferner davon aus, dass keine signifikanten Änderungen der Feststoffmatrix auftreten und dass auch im Eluat keine chemischen Umsetzungen stattfinden.

Eine einfache Darstellung der Abhängigkeit der Elution von Verfügbarkeit und Diffusionskoeffizient gewinnt man mit sogenannten Elutionsnomogrammen [1]: in einem aus pD und Verfügbarkeit aufgespannten Achsensystem sind für eine bestimmte Zeit berechnete Linien konstanter Elution aufgetragen. Eingezeichnete pD-Verfügbarkeits-Wertepaare geben einen schnellen Überblick über die zu erwartende Elution.

In Abb. 6 ist am Beispiel einer 100jährigen Auslagerungszeit die Elution von Pb für verschiedene Produkte aus Reststoffen der Abfallbehandlung dargestellt [1, 7]. Die Grafik zeigt den großen Gewinn an Elutionsstabilität, den

man durch geeignete Behandlung der Reststoffe erzielen kann.

Tendenzen und ungelöste Probleme

Diese Abhandlung kann nur einen groben Eindruck von der Komplexität der Interaktionen zwischen Feststoffen und wässrigen Medien geben. Es wurde darzustellen versucht, mit welchen methodischen Ansätzen den einzelnen Fragestellungen zu Leibe gegangen wird. Dabei sind die Modelle zur numerischen Simulation der Elution unerwähnt geblieben.

Bei allem Fortschritt, den die Wissenschaft in den letzten 10 bis 15 Jahren gemacht hat, harren allerdings etliche Probleme weiterhin einer Bearbeitung. So kann das Verhalten von Reststoffen der Abfallverbrennung über sehr lange Zeiten (mehrere hundert Jahre) auf einer Deponie derzeit nicht hinreichend vorhergesagt werden. Mit diesem Problem eng verknüpft ist die Frage der Langzeitstabilität der silikatischen Matrix von Reststoffen. Auch bei der Wirkung von Eluaten auf Böden sind Defizite auszumachen. Eine Bewertung der Auswirkungen der Elution muss die Frage nach dem Abtransport und dem Verbleib der eluierten Spezies beantworten. In diesem Zusammenhang taucht das Phänomen des kolloidalen Transports auf, der für eine schnelle und weiträumige Verbreitung von Elutionsprodukten sorgen kann.

Diese Punkte betreffen das fundamentale Verständnis der Elution und ihrer Auswirkungen. Vom Standpunkt des Praktikers, des

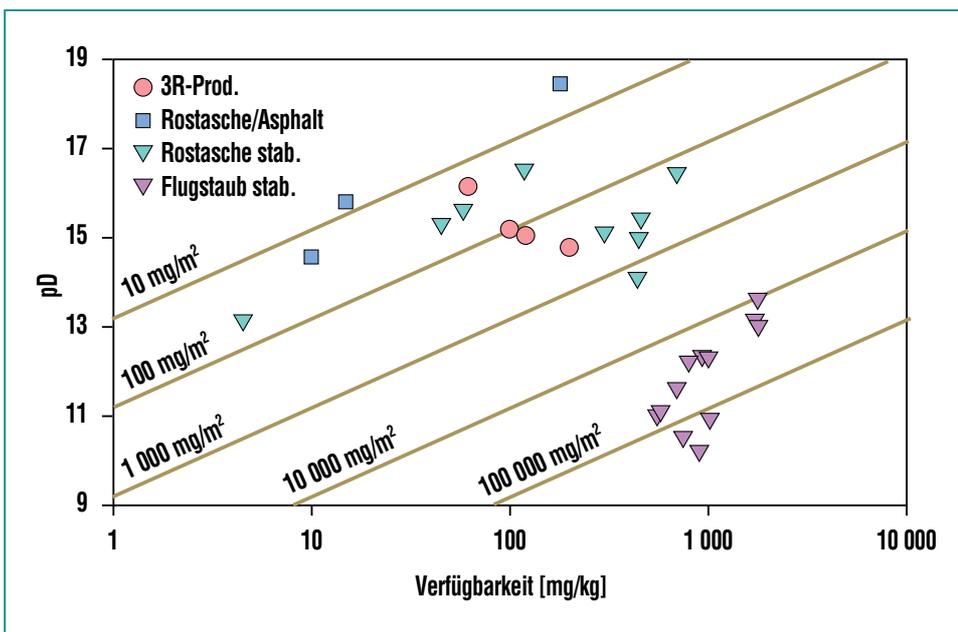


Abb. 6: Nomogramm der in 100 Jahren per m² Oberfläche eluierten Menge an Pb aus verschiedenen aus Reststoffen der Abfallverbrennung bestehenden Produkten.

Besitzers eines Reststoffs, der diesen verwerten oder entsorgen möchte, stehen vor allem zwei Aspekte im Vordergrund:

- Wann wird in Europa ein einheitlicher und verbindlicher Elutionstest eingeführt?
- Wann werden auf der Basis dieses Tests einheitliche Regelungen für Verwertung und Ablagerung in Kraft treten?

Es sind in der Tat diese praktischen Fragen, die allerdings nicht von der Wissenschaft, sondern – hoffentlich mit Unterstützung der Wissenschaft – von der Politik beantwortet werden müssen. Dabei kann davon ausgegangen werden, dass bei eventueller Änderung der Messverfahren keine signifikante Verschärfung der heute z.B. in Deutschland oder den Niederlanden existierenden Qualitätsanforderungen zu er-

warten ist und somit auch neue Standards einhaltbar sind. Diese Hoffnung ist berechtigt, da z.B. Rostaschen aus modernen Abfallverbrennungsanlagen ein Elutionsverhalten erreichen, das dem konventioneller Baustoffe nahe kommt.

Literatur

- [1] International Ash Working Group (IAWG):
A.J Chandler, T.T. Eighmy, J. Hartlén, O. Hjelm, D.S. Kosson, S.E. Sawell, H.A. van der Sloot, J. Vehlow (1997) *Municipal Solid Waste Incinerator Residues*. Amsterdam: Elsevier
- [2] J. Schneider, J. Vehlow, H. Vogg, (1994) *Environmental Aspects of Construction with Waste Materials*, (Goumans, J.J.J.M., van der Sloot, H.A., Aalbers, Th.G., ed.), Amsterdam: Elsevier, 605 - 620
- [3] M. Hinseveld, (1991) *Environmental Aspects of Construction with Waste Materials*, (Goumans, J.J.J.M., van der Sloot, H.A., Aalbers, Th.G., ed.), Amsterdam: Elsevier, 331 – 340
- [4] J. Crank, (1989) *The Mathematics of Diffusion*. New York: Oxford University Press
- [5] NEN 7345 (1993), *Netherlands Standardization Institute (NNI)*, Delft
- [6] J. Vehlow, H. Braun, K. Horch, A. Merz, J. Schneider, L. Stieglitz, H. Vogg, (1990) *Waste Management & Research*, 8, 461 - 472
- [7] J. Vehlow, (1993) *KfK-Nachrichten*, 25, 173-181
- [8] B. Bergfeldt, E. Däuber, H. Seifert, J. Vehlow, H. Dresch, F.E. Mark, (2000) *Müll und Abfall*, 32, 138-144