

1.5 Ingenieurgeochemie und Abfallwirtschaft

Schwerpunktaufgabe für die Geochemie im Umweltschutz ist die Bewertung des Langzeitverhaltens von Abfällen und insbesondere deren Schadstoffe. Die Ingenieurgeochemie entwickelt darüber hinaus naturnahe Verfahren, mit denen Abfälle dauerhaft sicher gelagert und Altlasten kostengünstig saniert werden können. Im Sinne der Kreislaufwirtschaft kann die geochemische Abfallkonditionierung auch zu verwertbaren Rohstoffen oder Produkten führen. Schließlich lassen sich mit geochemisch begründeten Verfahrensansätzen in prozessintegrierten und nachgeschalteten Maßnahmen die Schadstoffeinträge in die Umwelt reduzieren.

Den wichtigsten Beitrag zur Abfallvermeidung kann die Geochemie am Beginn der Wertschöpfungskette leisten – bei der Gewinnung von Rohstoffen. Das Verhältnis von Endverbraucherabfall zu den vorher entstandenen Bergbau- und Produktionsabfällen ist häufig 1:10 und kleiner. Die alleinige Betrachtung der Abfallprobleme von Dienstleistungsgesellschaften lässt nicht erkennen, welche gewaltigen Güter und Abfallmengen zur Aufrechterhaltung des „Metabolismus“ einer Dienstleistungsgesellschaft erzeugt werden (Moser 1996). Im Abschn. 1.5.1 wird an zwei Beispielen dargestellt, wie kritische Abfallkomponenten bei der Erzgewinnung verwertet und wie durch neue Verfahren gleichzeitig die Rohstoffausbeute erhöht und gefährliche Abfälle vermieden werden können.

Sowohl die Bergbautätigkeit am Beginn als auch die Abfallbeseitigung am Ende des Produktzyklus sind Technologien in der „äußeren Umwelt“. Hier finden Prozesse statt, die i.A. weniger übersichtlich und kontrollierbar sind als jene in der innerbetrieblichen Praxis. Nach der kurzen und intensiven Phase des Technikeinsatzes folgen lange Zeitperioden, in denen die Abfälle mit den natürlichen Umweltmedien, insbesondere mit der Biosphäre, weiter in Kontakt stehen. Diese Reaktionen dauerhaft so verträglich wie möglich zu gestalten ist u.a. die Aufgabe der Ingenieurgeochemie. Im Abschn. 1.5.2 wird eine Klassifizierung dieser Techniken aus dem Konzept der gekoppelten Systemfaktoren abgeleitet und mit Beispielen beschrieben.

1.5.1 Abfallvermeidung bei der Rohstoffgewinnung

Ronald J. Allan, Leiter des nationalen Wasserforschungszentrums von Kanada in Burlington/Ontario, hat die geochemischen Gemeinsamkeiten zwischen Exploration, Rohstoffgewinnung und Umweltschutz folgendermaßen charakterisiert:

„Both the exploration and environmental geochemist can be looking for the same type of areas, those with high metal concentrations, but obviously from a different motivation“ (Geol. Surv. Can. 1974)

„In terms of effluents and wastes, mining is largely a local issue but one of global importance“ (J. Geochem. Explor. 1997)

Das wichtigste Argument für die Beschäftigung der Ingenieurgeochemie mit dem Bereich „Bergbau“ ist die Erfahrung, dass die insgesamt – nach Menge und Schadpotenzial – schwierigsten Abfälle am Beginn des Produktionszyklus auftreten. Nach einer Übersicht über die aktuellen Umweltprobleme im Erzbergbau (Abschn. 1.5.1.1) werden zwei Beispiele von Vermeidungsstrategien für Metall-emissionen beschrieben, zum einen durch die Verlagerung von Erzmineralabfällen bei der Kupfergewinnung aus dem Abraum in den weiteren Produktionsprozess (Abschn. 1.5.1.2) und zum anderen durch die Substitution eines abfallintensiven Aufbereitungsverfahrens bei der Zinkgewinnung (Abschn. 1.5.1.3). Am Ende des Kapitels „Rohstoffgewinnung“ steht die Frage, mit welchem Nachdruck ein Ersatz der geogenen Rohstoffvorkommen durch die zwischenzeitlich entstandenen „anthropogenen Lager“ verfolgt werden sollte (Abschn. 1.5.1.4).

1.5.1.1 Umweltbelastung durch Bergbau

In den fünf Jahrzehnten seit dem 2. Weltkrieg wurden mehr metallische Rohstoffe gewonnen als über die gesamte davor liegende Menschheitsgeschichte. Während sich die Weltbevölkerung zwischen 1959 und 1990 verdoppelt hat, ist die Förderung bei den sechs wichtigsten Basismetallen (Aluminium, Blei, Kupfer, Nickel, Zink und Zinn) um mehr als das achtfache angestiegen. Im Gegensatz zu den Prognosen aus der Zeit zwischen 1950 bis zur Mitte der achtziger Jahre sind bei den meisten Erzen keine wesentlichen Versorgungsengpässe aufgetreten. Ein wichtiger Faktor für die Verfügbarkeit von metallischen Rohstoffen ist jedoch das in den vergangenen drei Jahrzehnten stark gestiegene Umweltbewusstsein, zunächst in den Industriestaaten, inzwischen aber auch in den Entwicklungsländern (Hodges 1995).

Bergbau und die Verhüttung von Erzen gehörten von Beginn an zu den wichtigsten Ursachen von Verschmutzungsproblemen. In mancher Hinsicht scheint sich daran seit dem Mittelalter, als die Bergbauindustrie in Europa anfang, Erze aus immer größerer Tiefe zu fördern (zuerst umfassend beschrieben von *Georg Agricola* in seinem 1556 erschienen Buch „*De Re Metallica*“), bis heute wenig geändert zu haben, wenn man bspw. die primitive Verwendung von Quecksilber bei der aktuellen Goldgewinnung in Brasilien betrachtet.

Heute liegen die Hauptprobleme bei den *Abfällen aus sulfidhaltigen Erzen*. Die dazu gehörenden Lagerstätten ruhten über geologische Zeiten praktisch unverändert unter Deckgebirge. Als sie jedoch in Kontakt mit Sauerstoff kamen, begann sich Säure zu entwickeln; die sauren Sickerwässer lösten Schwermetalle aus dem Erz und Nebengestein. Abhängig von der Pufferkapazität der Bergbauabfälle und den verschiedenen chemischen Rückhaltemechanismen erzeugen nicht alle Lagerstätten dieselben Umweltprobleme. In Anlehnung an das Konzept der verknüpften geochemischen Systemfaktoren (Abschn. 1.2.2) würde ein besonders ungünstiges Zukunftsszenario so aussehen, dass über längere Zeiträume die Pufferkapazität verbraucht wird und dann schlagartig ein Durchbruch der Schwermetalle in die Sickerlösungen erfolgt (Salomons 1995).

Schadstoffbelastungen aus Bergbauaktivitäten beeinflussen ganze Regionen noch lange Jahre nach dem Ende der Rohstoffgewinnung. Ein Beispiel ist der Bleibergbau in *West-Wales*, der schon von den Römern angelegt und im 19ten Jahrhundert stark ausgedehnt wurde. Die Abfälle waren damals einfach in die Gewässer verklappt worden. Dadurch wird noch heute die wirtschaftliche Entwicklung des wallisischen Küstengebiets viele Kilometer flussabwärts des eigentlichen Bergbaugesbietes nachhaltig behindert (Allan 1995). Ein anderes Beispiel ist die Urangewinnung in *Sachsen und Thüringen*, die mit einer Förderung von 220.000 Tonnen nach dem 2. Weltkrieg die Uranproduktion in Australien und Südafrika weit übertraf (vermutlich auch die Sowjetunion, die als „Eigentümer“ der Wismut-Bergbaugesellschaft bis 1990 vor allem während der ersten Nachkriegsjahre für eine in jeder Hinsicht rücksichtslose Ausbeutung dieser Uranvorkommen verantwortlich war). Nach der Öffnung des Eisernen Vorhangs wurde klar, dass ein wirtschaftlicher Erzbergbau nach westlichem Standard dort nicht mehr möglich war. Das Sanierungsprojekt Wismut wurde 1992 vom Deutschen Bundestag verabschiedet und ist bei einem Finanzumfang von rund 7,5 Mrd. € weltweit eines der größten Umweltprogramme (Mager 1996).

Auch in den noch aktiven Bergbaubereichen tritt der *Sanierungsaspekt* immer mehr in den Vordergrund. Das größte Forschungsprojekt auf dem Gebiet der Modellierung und Charakterisierung von geochemischen Prozessen in Absetzanlagen und im Grundwasser, das von sauren Sickerlösungen beeinflusst wird, war das kanadische Mine Environment Neutral Drainage (MEND) Programm (1988 bis 1997). Auf der Grundlage dieser Erfahrungen wurde auch in Schweden das Projekt „Mitigation of the Environmental Impact of Mining Waste“ von sechs Universitäten gemeinsam mit der Bergbauindustrie unter finanzieller Förderung in dem „MISTRA“-Programm der Regierung begonnen. Eines der wichtigsten Forschungsziele ist es, Strategien für eine wirkungsvolle Kombination von verschiedenen Vorsorge- und Überwachungsmethoden zu entwickeln; dazu gehört der Einsatz von physikalischen und hydraulischen Barriersystemen, die Konzeption geochemischer Techniken und die Untersuchung von geeigneten biochemischen Bedingungen zur Verringerung der Emissionen im Umfeld der teilweise abgeschlossenen, teilweise noch laufenden Bergbauaktivitäten.

Im Abschn. 3.3 wird über den zweiten Schwerpunkt, die Konzeption und Anwendung ingenieurgeochemischer Methoden, vor allem nach Abschluss des Bergbaus, ausführlich berichtet.

1.5.1.2 Abfälle aus dem Erzbergbau

Bei der Übersicht über die stoffwirtschaftlichen Prioritäten im Leitbild Nachhaltigkeit wurde deutlich, dass in der Abfolge der Wertschöpfung (Rohstoff-/Grundstoffgewinnung, Vorprodukt-, Zwischenprodukt-, Endproduktherstellung) jeder Prozess Umweltbelastungen in Form von Ressourcenverbrauch, Emissionen und Abfall verursacht – der „ökologische Rucksack“ eines Produktes (Schmidt-Bleek 1994).

Die Massen, die in diesen Rucksäcken stecken, wiegen sehr oft viel schwerer als die Produkte selbst. Um 1 g Platin zu gewinnen, müssen z.B. 300.000 g Ge-

stein bewegt werden. 2-3 g Platin enthält ein *Katalysator*, dazu hochwertige Stähle, Keramik und anderes. Umgerechnet ist der ökologische Rucksack des Katalysators, also die insgesamt für seinen Bau bewegte Menge Material, etwa 1 t Umwelt wert. Das bedeutet, dass der Katalysator sozusagen jedem Auto eine Last an Umwelt aufbürdet, die dem Gewicht des Autos selbst entspricht (anders sieht die Rechnung aus, wenn aus Altkatalysatoren wiedergewonnenes Platin verwendet wird). Die „Rucksäcke“ bei den einzelnen Rohstoffarten können in Abhängigkeit von den geologischen Verhältnissen und dem Entwicklungsstand der eingesetzten Technologien stark schwanken (Schmidt-Bleek 1994).

Am Beispiel der *Kupfergewinnung* lässt sich dieser Zusammenhang zwischen Rohstoffgewinnung und Abfallentstehung darstellen (Abb. 1.32 nach Sutter 1991): Im Tagebau werden in einem ersten Schritt aus 1000 t Gestein sulfidische Kupfererze mit einem Kupfergehalt von etwa 0,5 % gewonnen, wobei 800 t Abraum anfallen. Fast alle sulfidischen Kupfererze werden in der nächsten Stufe durch Flotation aufbereitet. Dadurch wird die Trennung der erzbildenden Mineralien vom tauben Gestein (Gangart) und eine Anreicherung der Metallgehalte in den Konzentraten auf etwa 25 % erreicht. Die Aufbereitung erfolgt in der Nähe des Bergwerkes. Die entwässerten Konzentrate mit einem Bruchteil des Roherz-Gewichtes werden sodann zur Verhüttung zu den Kupferhütten transportiert, wo in einer ersten Prozessstufe (Röstung) der Schwefel abgetrennt wird. Die Entfernung so großer Mengen an Schwefel kann nur durch Anwendung einer Verwertungstechnologie wirtschaftlich betrieben werden. Die NE-Metallhütten werden damit zu bedeutenden Produzenten von Schwefelprodukten (Schenkel u. Reiche 1994).

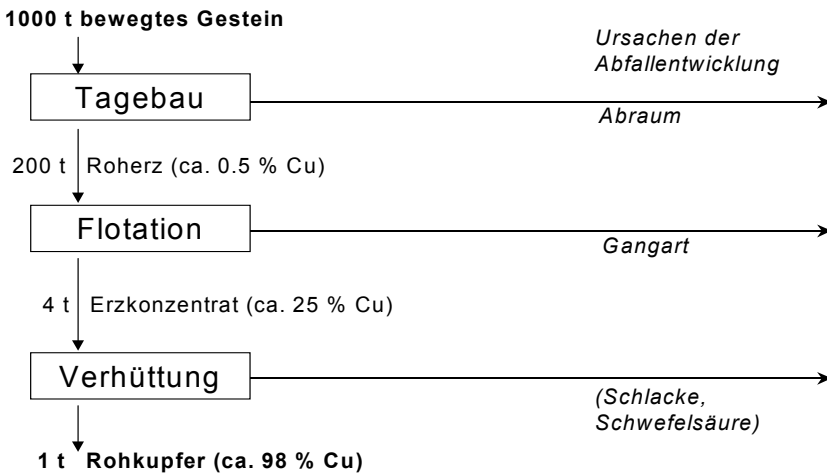


Abb. 1.32 Anreicherungsstufen und Rückstandsmengen bei der Gewinnung von Rohstoffen am Beispiel Rohkupfer (Sutter 1991)

Aus diesem grundlegenden Ablaufschema wird zwar das ungünstige Mengenverhältnis zwischen Rohstoff und Abfall deutlich, jedoch nicht die Probleme mit den Schadstoffemissionen, die bei der Frage nach der Nachhaltigkeit im Vordergrund stehen sollten. Diese Probleme hängen vor allem damit zusammen, dass in der Masse des Abraums noch Komponenten vorhanden sind, die langfristig in der Umwelt reagieren können; dabei steht die Säurebildung aus Sulfiden mit gleichzeitiger Metallmobilisierung im Vordergrund (s.o.). Es muss deshalb ein vorrangiges Ziel des vorbeugenden Umweltschutzes in der künftigen Rohstoffgewinnung sein, diese reaktiven Anteile zu erfassen, bevor sie in die „äußere“ Umwelt gelangen, d.h. in weniger kontrollierte Verhältnisse. Dies sollte vorzugsweise durch Einbeziehung in den weiteren Produktionsprozess erfolgen.

1.5.1.3 Abfallvermeidung bei der Aufbereitung

Sulfidische Kupfererze aus o.g. Beispiel enthalten neben dem Gestein auch Verunreinigungen bzw. *Begleitstoffe*: Häufigere Begleitmetalle sind Eisen, Nickel, Blei, Zink, Arsen, Antimon; die selteneren Elemente sind Selen, Tellur, Wismut, Silber, Gold und Platinmetalle. Die meisten dieser Elemente gehören zu den besonders gefährlichen Schadstoffen. In Tabelle 1.30 sind die wichtigsten Minerale der 13 Metallbeispiele in der Prioritätsliste der amerikanischen Umweltbehörde EPA aufgeführt (Novotny 1995). Befinden sich diese Minerale im Rohstoffstrom (nicht im Abraum) werden die entsprechenden Hauptmetalle und die Nebenbestandteile der Minerale bei der Verhüttung in den weiteren Stufen als Rückstände ausgetragen, wobei die Rückstände wiederum teilweise aufgearbeitet und zur Gewinnung der Metalle genutzt werden können. Die Verfahrensschritte, die zur Anreicherung und Gewinnung von Wertmetallen aus Roh- oder Reststoffen eingesetzt werden, lassen sich den drei Gruppen der mechanischen, der pyrometallurgischen und der nasschemischen Methoden zuordnen. Jede Methode hat hinsichtlich ihrer Umweltverträglichkeit typische Vor- und Nachteile (Gock et al. 1996).

Bei der Erzaufbereitung wird die Herstellung hochprozentiger *Metallerzkonzentrate* und *metallfreier Abgänge* angestrebt. Der Verfahrensweg wird dabei entscheidend bestimmt vom Wertstoffgehalt, von dem erreichbaren Korngrößenabhängigen Aufschluss der Wertmineralkomponenten, deren chemischen Bindungsmechanismen und der Zahl der Wertmineralträger (Gock et al. 1996). Generell wird versucht, die physikalischen Grundoperationen der Stoffanreicherung, wie Dichtentrennung, Magnetabscheidung, Elektrosortierung und Flotation anzuwenden. Bei komplexen oder ärmeren Erzen, bei denen eine physikalische Trennung nicht möglich oder bei denen diese nicht wirtschaftlich realisierbar ist, sind oft nasschemische Grundoperation wie Laugung, Fällung und Extraktion eine Alternative. Im allgemeinen sind die nasschemischen Grundoperationen der Erzaufbereitung auch wesentlicher Bestandteil der hydrometallurgischen Anreicherung und Weiterverarbeitung der Erzkonzentrate. Die bemerkenswertesten Fortschritte in bezug auf den produktionsintegrierten Umweltschutz sind in den letzten Jahren auf diesem Gebiet gemacht worden. Dazu wird hier das Beispiel einer *Verfahrensänderung bei der Zinkgewinnung* gegeben.

Tabelle 1.30 Natürliche Herkunft von Metallen und Elementen, die auf der U.S.EPA Prioritätenliste für gefährliche Stoffe stehen (Novotny 1995)

| Element | natürliche Herkunft von Metallen und metallhaltigen Mineralen |
|-------------|--|
| Antimon | Antimonit (Sb_2S_3), geothermische Quellen, Minenabwässer |
| Arsen | Metallarsenide und -arsenate, Sulfiderze (Arsenschwefelkies), Arsenit (HAsO_2), vulkanische Gase, geothermische Quellen. |
| Beryllium | Beryll ($\text{Be}_3\text{Al}_2\text{Si}_6\text{O}_{16}$), Phenazit (Be_2SiO_4) |
| Blei | Bleiglanz (PbS) |
| Cadmium | Zinkcarbonat- und Sulfiderze |
| Chrom | Chromite (FeCr_2O_4), Chromoxid (Cr_2O_3) |
| Kupfer | gediegenes Metall (Cu^0), Kupfersulfid (CuS_2) |
| Nickel | Ferromagnesium-Mineralen, eisenhaltige Sulfiderze, Pentlandit |
| Quecksilber | gediegenes Metall (Hg^0), Zinnober (HgS) |
| Selen | freies Element (Se^0), Ferroselenit (FeSe_2), Uranlagerstätten, Schiefergesteine; Schwefel-, Nickel-, Kupferkieslagerstätten |
| Silber | gediegenes Metall (Ag^0), Silberchlorid (AgCl_2), Argentit (Ag_2S); Kupfer-, Blei- und Zinkerze |
| Thallium | Kupfer-, Blei- und Silbererzabfälle |
| Zink | Zinkblende (ZnS), Willemite (ZnSiO_4), Galmei (ZnCO_3); Minenabwässer |

Das wirtschaftlich wichtigste Zinkmineral ist die Zinkblende (ZnS). Die Zinkblenden sind durch Eisen verunreinigt und das zentrale metallurgische Problem ist daher die Abtrennung des Eisens. Üblicherweise wird Reinzink nach folgendem verfahrenstechnischen Weg gewonnen: (1) Röstung, (2) mehrstufige schwefelsaure Laugung, (3) Neutralisation und Eisenfällung als Jarosit, (4) Laugenreinigung durch Zementation von Cu, Ni, Co und Cd mit Zinkstaub; (5) Zinkelektrolyse. Das dabei traditionell eingesetzte *Jarosit-Verfahren* weist vor allem aus der Sicht des Umweltschutzes zwei wesentliche Mängel auf (v. Röpenack 1991, Gock et al. 1996):

- Staub- und Schwefeldioxidemissionen in der Röststufe
- Belastung des Jarosits durch Zink, Blei, Cadmium, Arsen, Thallium u.a.

Die Ruhr-Zink GmbH hat als erste Zinkhütte in Europa ein Konzept umgesetzt, das diese beiden Mängel beseitigt (Veltman u. Weitz 1982). Es benutzt eine schwefelsaure, oxidierende Drucklaugung von Zinksulfid, bei der Eisen(III)ionen durch ständige Oxidation mit Sauerstoff eine katalytische Rolle übernehmen. Der

anfallende Elementarschwefel kann in flüssiger oder in fester Form aus den Rückständen der Drucklaugung gewonnen werden. Zur Deckung des Schwefelsäurebedarfs des Verfahrens ist auch Pyrit (FeS_2) geeignet, der ohnehin meist als Begleitmineral auftritt.

Mit diesem *Hämatitverfahren* lässt sich die Stufe der „Jarositfällung“ vermeiden (v. Röpenack 1982): Nach der Reduktion des Eisen(III) mit Hilfe von Zinkblendekonzentrat und nach der Abtrennung der gelösten Wertmetalle wird das zweiwertige zum dreiwertigen Eisen oxidiert und in Form von *Hämatit ausgefällt*. In der Abb. 1.33 werden die mittleren Wertmetallausbeuten beim Jarosit- und beim Hämatitverfahren gegenübergestellt. Die erzeugte Qualität des Hämatit lässt eine Verwertung in der *Zementindustrie* als Farbstoff zu. Für den Einsatz in der Stahlindustrie muss noch der Zinkgehalt von 1 % auf 0,1 % gesenkt werden.

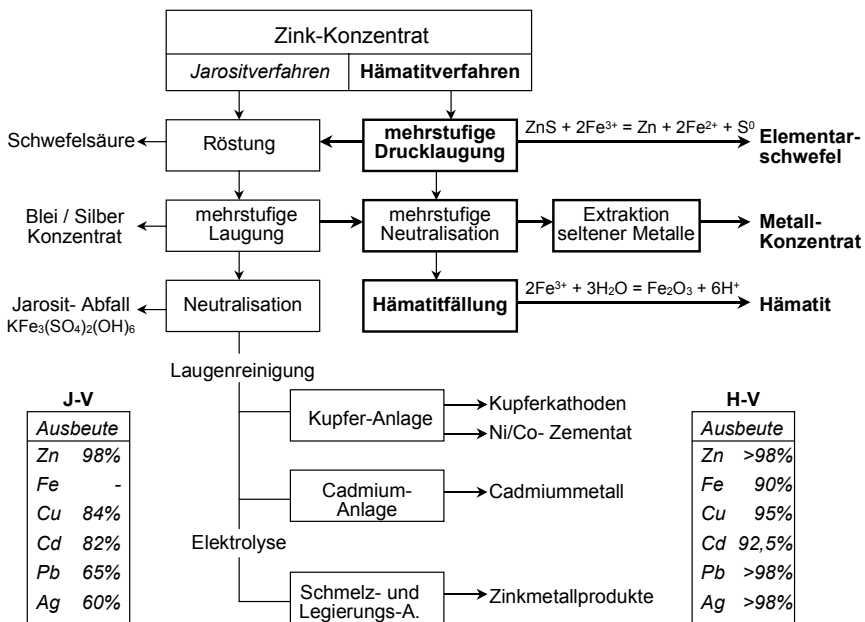


Abb. 1.33 Vergleich der Verfahrensschemata der hydrometallurgischen Zinkgewinnung bei Ausfällung des Eisens als Jarosit und bei direkter Drucklaugung von Zinkerkonzentrat mit Ausfällung des Eisens als Hämatit. Gegenüberstellung des durchschnittlichen Wertmetallausbringens beim Jarosit- und Hämatitverfahren (v. Röpenack 1991, verändert nach Gock et al. 1996)

Neben diesen grundlegenden Verbesserungen durch Änderung des Verfahrensansatzes sind in Tabelle 1.31 eine Reihe weiterer Maßnahmen aufgeführt, mit denen sich die Emissionen bei der Verhüttung von Erzen nachhaltig reduzieren lassen (Elgersma et al. 1995). Für die Verringerung der Luftbelastungen durch

Schwermetalle kommt vor allem der Einsatz von hochwirksamen Gewebefiltern an Stelle der elektrostatischen Staubabscheidern in Frage; die Entfernung von Quecksilber z.B. durch organische Schwefelverbindungen verbessert den Wert der gewonnenen Säure als wichtigem Nebenprodukt. Eine ingenieurgeochemisch interessante Problemlösung bietet sich für die festen Rückstände aus dem Wälzofenprozess an: Bei einer noch wirtschaftlich und technisch akzeptablen Erhöhung der Temperatur können die Schwermetallgehalte in den Schlacken soweit verringert werden, dass diese als Baustoffe einsetzbar sind (Elgersma et al. 1995). Die Verbesserungen setzen an den festen Abfällen an. So kann der Cadmium/Kobalt/Kupfer-Zement aus der elektrolytischen Reinigung zu reinem Cadmiummetall und Kupferzement aufgearbeitet werden; die Rückgewinnung dieser Metalle kann wesentlich zur Wirtschaftlichkeit des Gesamtprozesses beitragen. Die Kosten für den Umweltschutz hängen auch von der Vermarktung der Recyclingprodukte ab! (Elgersma et al. 1995).

Tabelle 1.31 Betriebliche Verbesserungen zur Verringerung der Schwermetallemissionen einer Blei-Zink-Hütte und damit verbundene Vorteile (Elgersma et al. 1995)

| Emission | Verbesserung | Finanzieller Nutzen |
|---|--|--|
| Staub in Speicherabschnitten | Besprühen mit Wasser; Minimierung des Materialeinsatzes | Verringerter Materialeinsatz, geringere Zinszahlungen |
| SO ₂ aus der Schwefelsäureanlage | Doppelkontaktsäureanlage Ammoniakabscheider Hochleistungskatalysator | Wertvolleres Nebenprodukt (Säure), Ammoniumsulfat als Nebenprodukt |
| Hg in Abgasen | Hg-Abscheidungsanlage | Wertvollere Nebenprodukte |
| Cd/Co/Cu-Abfälle (Zement) | Optimierte Rückgewinnung | Höhere Gehalte, wertvolleres Material (Cd/Co/Cu) |
| Zink in Gipsresten | Zinkrückgewinnung | Erweiterter Zinkverkauf |
| Wälzofenschlacke | Höhere Temperatur | Kommerzielle Verwertung als Baumaterial |

1.5.1.4 Nutzung der anthropogenen Lager

Bei den Untersuchungen zum regionalen Stoffhaushalt fanden Baccini u. Bader (1996), dass die wichtigsten Zinklager im Modellgebiet „Metaland“ durch anthropogene Akkumulation in den Bereichen „Haushalt/Industrie/Gewerbe“ und „Boden“, gefolgt von der Deponie, gebildet wurden (s. Abb. 1.21). Der wesentliche Unterschied der anthropogenen gegenüber den geogenen Lagern besteht darin, dass die ersteren wesentlich höhere Zinkkonzentrationen aufweisen. Würde Zink als Zinkerz deponiert, so stünde bereits eine regionale Reserve für den Bedarf von rund 10 Jahren zur Verfügung. In Abb. 1.34 sind die globalen geogenen und anthropogenen Lager von Zink und Kupfer gegenübergestellt (Lichtensteiger 2000).

Bei den anthropogenen Lagern sind die Deponien miteinbezogen; der Hauptanteil der anthropogenen Zink- und Kupferlager befindet sich im bestehenden Gebäude- und Fahrzeugpark.

Das Beispiel der geogenen und anthropogenen Metallressourcen besitzt in der Frage der Nachhaltigkeit (noch) keine hohe Priorität (s. auch Abschn. 1.2.1). Dagegen gibt es bereits heute regionale Knappheitssymptome bei den quantitativ wichtigsten Baumaterialien *Kies und Sand* (Tabelle 1.32 nach Baccini 1992). Die im Quartär durch fluvio-glaziale Erosion und Akkumulation entstandenen Kieslagerstätten des Modellgebietes zeigen eine mittlere Bildungsrate, die etwa zwei Zehnerpotenzen kleiner ist als die mittlere Nutzungsrate des Menschen seit der zweiten Hälfte des letzten Jahrhunderts. Der Transfer ist zwar erst etwa 15 % des theoretisch verfügbaren Lagers; durch andere Bedürfnisse der Raumnutzung bzw. deren Einschränkung (z.B. Grundwasserschutz, Forstwirtschaft etc.) hat das anthropogene Lager jedoch inzwischen die gleiche Größe wie das noch verfügbare geogene Lager erreicht. Würde die heutige Nutzungsrate, die drei- bis viermal größer ist als die mittlere, fortgeführt, so wäre in dreißig bis vierzig Jahren das noch verfügbare geogene Lager aufgebraucht.

| Geogene Erze (Lager in 1000 t) | Metallflüsse (in 1000 t/Jahr) | Erze der Anthroposphäre (Lager in 1000 t) |
|-----------------------------------|----------------------------------|--|
| 500.000 | Zink → 7.000 | 200.000 |
| 600.000 | Kupfer → 10.000 | 300.000 |

Abb. 1.34 Grobe Abschätzung der globalen Lagerbestände für Zink und Kupfer (Lichtensteiger 2000). Die Pfeile sind jährliche Fluxes entsprechend den Weltproduktionszahlen. Als „geogene Lager“ sind die heute als abbauwürdig eingeschätzten vorwiegend terrestrischen Erzvorkommen bezeichnet.

Aus diesen Beispielen kann die Hypothese abgeleitet werden, dass die moderne urbane Infrastruktur ein Rohstofflager darstellt, welches in den vergangenen Jahrzehnten und Jahrhunderten derart mit Stoffen angereichert wurde, dass in Zukunft der Bergbau reduziert werden kann und teilweise durch die Ausbeutung der Lager der Anthroposphäre ersetzt werden kann. Zukünftig sollen anstelle der Ausbeutung von Rohstoffen der Erdkruste die Rohstoffe der Anthroposphäre (Gebäude, Netzwerke, Investitionsgüter und Gebrauchsgüter) abgebaut und vielfach genutzt werden. Ein solcher teilweiser Ersatz des „Bergbaus“ durch den „Stadtbau“ muss frühzeitig auf breiter Front untersucht und sukzessive in die Wege geleitet werden (Moser 1996).

Tabelle 1.32 Kiesbildung und Kiesnutzung in der Schweiz (Baccini 1992)

| | Geogen | Anthropogen |
|---------------------------------|--------------------------------|--------------------------------|
| Zeitperiode | 100.000 – 10.000 v.u.Z. | 1850 – 1990 |
| Dauer | 10^5 Jahre | 10^2 Jahre |
| Bildungsrate | $10^5 \text{ m}^3/\text{Jahr}$ | |
| Nutzungsrate | | $10^7 \text{ m}^3/\text{Jahr}$ |
| Lager | 10^{10} m^3 (1850) | 10^9 m^3 (1990) |
| „verfügbar“ (1990) ^a | 10^9 m^3 | |

^a gemäß heutigen Nutzungsplänen

v.u.Z.: vor unserer Zeitrechnung

Erste Impulse gehen auch hier vom Lehrstuhl für Stoffhaushalt und Entsorgungstechnik der ETH Zürich aus, u.a. von dem Projekt: „Ressourcen im Bau – Aspekte einer nachhaltigen Ressourcenbewirtschaftung im Bauwesen“ (Lichtensteiger 1998). Grundsätzlich werden zwei Quellen von Sekundärressourcen unterschieden (Lichtensteiger et al. 1998):

1. Das *Bauwerk* selbst, d.h. die bereits verbauten Materialien lassen sich über Rückbau und Bauteilbörsen sowie über geeignete Aufbereitungstechniken wieder erschließen.
2. Ressourcenquellen *außerhalb des eigentlichen Baubereichs*. Dazu gehören: (a) Produktionsabfälle wie z.B. Gießereisande, Papierschlämme oder Hüttensande, (b) Rückstände aus Kraftwerksanlagen wie Aschen, Flugstäube oder Schmelzprodukte, und (c) Produkte aus der Behandlung nichtbauspezifischer Abfälle oder nicht ausschließlich bauspezifischer Abfälle wie z.B. thermisch nutzbare Güter wie Kunststoffe oder Altöl, aber auch anorganische Produkte z.B. aus der hochthermischen Abfallbehandlung.

Das Interesse gilt vor allem der *Weiterentwicklung der thermischen Abfallbehandlung* dahin, die klassischen Zufallsprodukte (Schlacken, Aschen) heterogener Zusammensetzung, im Sinne eines Designs, durch definiertere Produkte zu ersetzen. Anstelle der Rostfeuerungsanlagen oder in Ergänzung werden Schmelzanlagen entwickelt, die bei höheren Temperaturen arbeiten und metallurgische Prozessschritte miteinbeziehen (Lichtensteiger 1997). Damit können z.B. Müllverbrennungsanlagen auch die Funktion von Wertmetallaufkonzentrierungsanlagen übernehmen (Abschn. 1.5.2.5).

In der Bauwirtschaft gibt es eine Reihe von praktischen Ansätzen für eine ökologische Optimierung von Stoffkreisläufen. Der bislang aussichtsreichste Sektor ist die Zementproduktion, doch sind in den vergangenen Jahren vor allem in der Schweiz wichtige Impulse auch in anderen Gebieten der Bautechnik entstanden (de Quervain 1998). In den folgenden vier Bereichen besitzt die Baustoffindustrie selbst wesentliche Einflussmöglichkeiten:

- *Verminderung des Einsatzes fossiler Brennstoffe* in der Zementindustrie (bis vor kurzem gingen 80 % der Schweizer Kohlenimporte in Zementwerke) durch den Einsatz geeigneter Abfallbrennstoffe wie Altholz, Trockenklärschlamm und Altreifen; bei der Initiativfirma "HCB" stammte 1997 bereits ein Viertel der benötigten thermischen Energie aus diesen Alternativbrennstoffen.
- *Einsatz von alternativen mineralischen Rohstoffen*: Ein mit einem speziellen Aktivkohlefilter ausgerüstetes Zementwerk verwertet bspw. Ölfällfällerde und Bodenmaterial, das mit Kohlenwasserstoffen und Polyaromaten verunreinigt ist (die bei den hohen Prozesstemperaturen vernichtet werden).
- *Verminderung des Anteils an Klinker* (gebranntes Zwischenprodukt) durch stoffliche Verwertung von geeigneten Abfallstoffen in der Zementproduktion. Geprüft wird der außerhalb der Schweiz bereits gängige Einsatz von Flugasche aus Kohlekraftwerken und Hochofenschlacken oder ähnlich wirkende Sekundärressourcen als Zusatzstoffe.
- *Multiplizierung der Einsatzmöglichkeiten für Recyclingbeton*: Hier geht es darum, die Zusammensetzung von Zement und Beton so zu steuern, dass sich der Beton am Ende seines Ersteinsatzes problemlos recyceln lässt; dies heißt insbesondere, dass problematische Inhaltsstoffe gemieden werden.

Die Steigerung der Ressourceneffizienz, die hier am Beispiel der Zementproduktion verdeutlicht wurde, setzt ein tiefgreifendes Prozessverständnis in einer Kombination natur- und ingenieurwissenschaftlicher Vorgehensweisen mit Verfahrenstechnik voraus (Lichtensteiger et al. 1998). Im Abschn. 1.2.5.3 wurde als Instrument für diese Verknüpfung der Ansatz der „petrologischen Evaluation“ dargestellt, der bereits bei der Prozessoptimierung in der thermischen Abfallbehandlung praktisch erprobt wurde (Belevi 1995, Lichtensteiger 1996, Zeltner 1997). Die dabei gewonnenen Erkenntnisse lassen sich auch auf andere Prozesse übertragen, so z.B. auf die Behandlung bestimmter separat gesammelter Abfälle (Lichtensteiger et al. 1998).

1.5.2 Langzeitstabilisierung von Abfall

Bei der Beseitigung von Abfällen besitzt das ingenieurgeochemische Kriterium der Langzeitstabilität oberste Priorität. Ausgehend von den drei Gruppen von *Prognoseparametern* „Säurebildungspotenziale“, „kapazitätsbestimmende Eigenschaften“ und „Auslaugungs-/Schmelzverhalten“ wird in Abb. 1.35 eine Klassifikation naturnaher Techniken zur Reinigung, Sanierung und Sicherung von Abfällen und Altlasten vorgenommen. In den Abschn. 1.5.2.1 bis 1.5.2.5 werden Beispiele aus den einzelnen Bereichen dieser Systematik dargestellt.

In den beiden Extremfällen wird der Abfall entweder so abgelagert, dass aufgrund der vorgegebenen Milieubedingungen keine Freisetzung in die Biosphäre möglich ist; oder die Behandlung erfolgt in einer Weise, dass die Schadstoffe aus der umgebenden Matrix entfernt werden. Im zweiten Fall liegt eine Verwertung nahe, doch müssen dann ggf. andere, meist noch strengere Maßstäbe hinsichtlich der Umweltverträglichkeit der Produkte angelegt werden.

In dem Bereich zwischen den Extremen erfolgt eine *Stabilisierung durch Zuschlagstoffe*. Im günstigsten Fall bewirkt die Stabilisierung eine Festlegung des Schadstoffes bei allen denkbaren, realistischen Umweltbedingungen; dann kann man von einer „Immobilisierung“ sprechen. Oder die Schadstoffausbreitung wird deutlich reduziert; dann sollte man von einer „Demobilisierung“ sprechen (Förstner 1987). Bei der Stabilisierung bzw. Demobilisierung gibt es verschiedene Vorgehensweisen, die auch kombiniert werden können:

1. Durch Auswahl günstiger Milieubedingungen im Ablagerungsgebiet, insbesondere im Hinblick auf die Bildung schwerlöslicher Verbindungen,
2. durch Bereitstellung einer ausreichenden langfristigen Pufferkapazität entsprechend den Umweltbedingungen,
3. durch Neubildung von Speichermineralen, die die potentiellen Schadstoffe in ihrer Kristallstruktur aufnehmen, und
4. durch die Verringerung der Durchlässigkeit für gelöste Schadstoffe, indem – bspw. durch sekundäre Mineralbildungen oder Gelinjektionen – der Porenraum im Abfallkörper teilweise verschlossen wird.

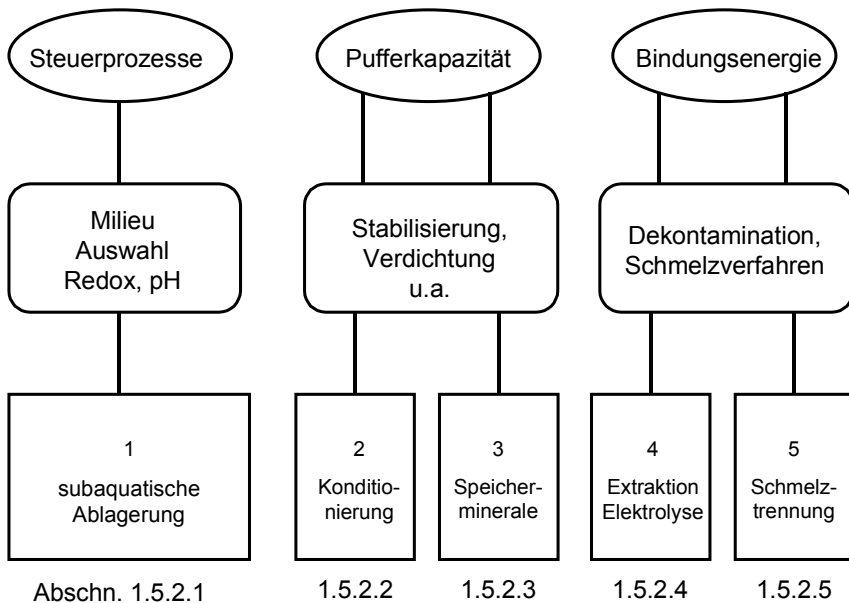


Abb. 1.35 Systematik der ingenieurgeochemischen Techniken (mit Hinweis auf die Beispiele im Abschn. 1.5.2)

1.5.2.1 Subaquatische Lagerung

Am Beginn steht die Methode „Auswahl von günstigen Milieubedingungen für eine langfristige Ablagerung“. Vor allem bei Massenabfällen wie Baggerschlick handelt es sich auch meist um die kostengünstigste Alternative, die technisch gut realisierbar und umweltfreundlich ist, so dass man solchen Lösungen besonders gute Perspektiven zuschreiben kann (Abschn. 3.4).

Anfang der achtziger Jahre wurden von der Arbeitsgruppe von Salomons (Kerdijk 1981) im *Rheinmündungsgebiet* Versuche durchgeführt, bei denen Süß-, Brack- und Meerwassersedimente in Becken (80 x 30 x 6 m) ausgebracht wurden. Es wurde die Verfestigung und die Porenwasserchemie über ein Jahr hin untersucht. Dabei ergab sich eine relativ feste Einbindung der Übergangselemente als Sulfide, während Chrom, Arsen und Phosphat mobilisiert wurden.

Umfangreiche Daten liegen vom *U.S. Corps of Engineers* vor. Zu nennen ist hier die Untersuchung von Brannon et al. (1984), die nachweisen konnten, dass eine etwa 1m-mächtige Lage von frischem Sediment die Freisetzung von Schadstoffen über das Porenwasser, z.B. durch Bioturbation, ausreichend unterbindet. Bereits 1980 hat *Morton*, basierend auf den Erfahrungen aus einem großen Verklappungsgebiet im Long Island Sound, bei einer Anhörung des U.S. Kongresses eine günstige Einschätzung dieser Techniken gegeben. Es wurde vorgeschlagen, küstennahe Auskiesungen zu verfüllen und anschließend mit Sediment abzudecken. Die Methode wurde für so vorteilhaft angesehen, dass es sich sogar lohnen würde, spezielle Vertiefungen im Küstenvorfeld anzulegen (Bokuniewicz 1983).

Am norwegischen *Sörfjord* wurden etwa 200.000 m³ Abfälle aus der Zinkgewinnung in einer Meeresbucht deponiert, mit einer Plastikfolie abgedeckt und darüber Muschelsand aufgebracht; auf dieser Sandschicht konnte sich wieder die früher vorhandene Biozönose entwickeln (Skei 1992).

In Europa finden sich die größten Erfahrungen in den Niederlanden, wo bislang etwa 10 Sedimentdeponien an Land und unter Wasser eingerichtet wurden und weitere subaquatische Lager geplant sind. Über die Kombination eines Inseldepots mit zwei offenen Lagern im Holland Deep (insgesamt 30 Mio. m³) findet zzt. ein Entscheidungsprozess statt. Dabei werden folgende Argumente für eine subaquatische Deponierung angeführt: (1) Umweltfreundliche und dauerhafte Lösung, (2) umfangreiche Erfahrungen mit dem Planungsprozess, (3) einfache technische Realisierbarkeit, (4) preiswerter als die Verwertung. Die Emissionen sind gut kontrollierbar und die Belästigung der Umgebung durch subaquatische Lager ist verhältnismäßig. Im Vergleich zu einem Inseldepot entfällt bei einer Lagerung auf dem Gewässerboden die störende Sichtbehinderung.

Die Ablagerung unter permanent anoxischen Bedingungen, wie sie bspw. in Fjorden oder in tieferen Lagen des *Schwarzen Meers* vorliegen, bewirkt u.a. eine Festlegung von toxischen Spurenelementen in sehr schwer löslichen Sulfiden. Abbildung 1.36 zeigt, dass im Extremfall des Kupfers zwölf Größenordnungen zwischen der Sulfid- und Hydroxidlöslichkeit liegen und selbst im ungünstigeren Fall des Zinks sind es noch mindestens sieben Größenordnungen.

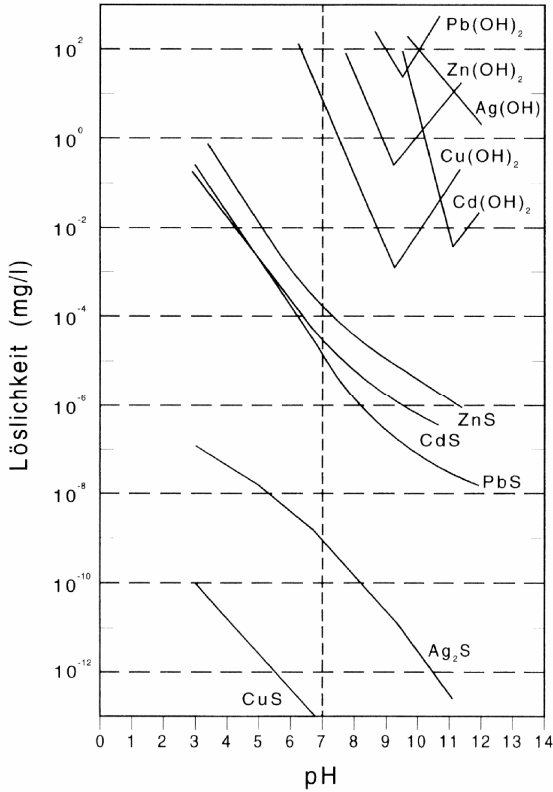


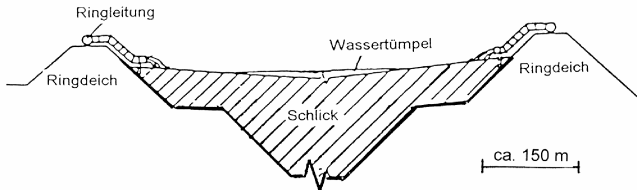
Abb. 1.36 Löslichkeit von Metallsulfiden und -oxiden in Abhängigkeit vom pH-Wert (n. Ehrenfeld u. Bass 1983)

Im Prinzip beruht die chemische Stabilität der Schlickablagerungen von Rotterdam und Hamburg ebenfalls auf der Schwerlöslichkeit von Sulfidmineralen. Der Unterschied zum Schwarzen Meer oder zu einem Fjord ist eine geringere mechanische Stabilität dieser Strukturen, z.B. gegen Erosion und Setzungserscheinungen. Die Abb. 1.37 zeigt Querschnitte der Schlicklager von Rotterdam und Hamburg. Rotterdam muss jährlich etwa 20 Mio. m^3 baggern – etwa das Zehnfache von Hamburg – und es wurde bald klar, dass im Umfeld Rotterdams kein Gelände zu finden war, das diese Mengen längerfristig aufnehmen konnte.

Für die künstliche *Schlickinsel* vor der Rheinmündung wurde eine 20 m tiefe Grube ausgehoben und mit dem Aushubmaterial wurde ein etwa 18 m hoher Ringschutzwall aufgespült (Slufter). Die so entstandene Fläche von 300 ha mit einer Nutztiefe von 32 m hat ein Fassungsvermögen von etwa 90 Mio. m^3 . Durch die Konsolidierung des Schlicks im Laufe der Zeit wird es möglich, insgesamt etwa 150 Mio. m^3 Nassschlamm einzubringen. Eingespült wird der Schlick über

eine 2 km lange Rohrleitung; das Rücklaufwasser wird nach einem Klärprozess in das Hafengebiet eingeleitet.

Rotterdam: 300 ha, 32 m Nutztiefe, 90 Mio m³



Hamburg: 100 ha, 38 m Nutzhöhe, 6 Mio m³

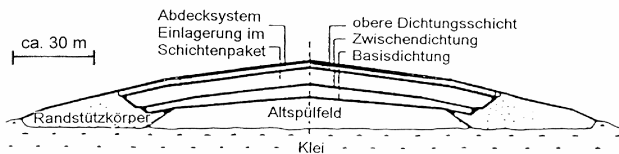


Abb. 1.37 Querschnitte durch die Schlicklager von Rotterdam und Hamburg

In Hamburg wird die abgetrennte *Feinfraktion* in einer Schlicklagerstätte untergebracht. Auf alten Spülfeldern wird eine Basisdichtung errichtet, die u.a. aus einer 1,5 m mächtigen Schlickdichtung besteht. Darauf folgt eine Einlagerung im Schichtenpaket: jeweils 1,5 m starke Schlickschichten werden von 30 cm starken Drän-Schichten eingefasst. Für Letztere wie auch für den Randstützkörper wird der größte Teil des abgetrennten Sandes verwendet. Ähnlich wie in Rotterdam werden diese Kapazitäten zwischen 2005 und 2010 erschöpft sein.

Für die Unterbringung des Hamburger Hafenschlicks wurde auch eine untertägige Ablagerung diskutiert. Günstige Voraussetzungen bieten die *Salzkavernen*, z.B. die Kaverne der DOW Chemical Stade bei Ohrensen, aus der in 1000-2000 m Tiefe die Salzsole ausgelaugt wird. Der Realisierung dieses Konzepts stehen neben Fragen der möglichen Qualitätsminderung des Salzes vor allem auch die Probleme beim 40 km langen Transport der Schlicksuspensionen entgegen. Dennoch wird die Untertagedeponie (UTD) in jeder Hinsicht als vorteilhaft gegenüber einer obertägigen Deponierung (OTD) und auch einer subaquatischen Lagerung (SAD) angesehen (Tabelle 1.33; Abschlussbericht des Niedersächsischen Elbschlick-Forums, Anonym 1994b):

„Hinsichtlich der *Langzeitsicherheit* kann bei allen Unterbringungsformen nur von Prognosen ausgegangen werden, da entsprechende Erfahrungen mit der Ablagerung von Schlick über einen langen Zeitraum noch nicht vorliegen. Die Prognosen können sich also nur auf die unterschiedlichen Konzepte beziehen. Keine

OTD kann in dieser Hinsicht für sich in Anspruch nehmen, langzeitsicher zu sein, denn das verwendete Dichtungssystem wird nach heutigem Kenntnisstand nach 60-150 Jahren versagen und damit zu einer Veränderung des Zustandes der Deponie führen, mit dem Risiko, dass Schadstoffe austreten. Auch bei der SAD wird nicht davon ausgegangen werden können, dass es dauerhaft zu keinem Austritt von Schadstoffen aus dem Deponiekörper kommen wird. Allerdings zeigen die für diesen Fall angestellten Modellrechnungen (z.B. am niederländischen Slufter), dass eine Ausbreitung nur weniger Schadstoffe erfolgen wird und diese auch nur mit einer sehr großen zeitlichen Verzögerung. Bei der UTD müssen alle Wege der Schadstofffreisetzung für geologisch bemessbare Zeiträume auszuschließen sein, damit diese überhaupt genehmigt werden kann. Unter Berücksichtigung der Faktoren „Aufwand“ (Technik, Kosten), „Risiko“ (Austritt von Schadstoffen) und „Langzeitsicherheit“ (ohne Nachsorge) bietet die untertägige Form der Unterbringung (unter der Voraussetzung, dass alle erforderlichen Nachweise erbracht werden können) in jeder betrachteten Hinsicht die besten Möglichkeiten für die Ablagerung des Schlicks“ Anonym 1994b, S. 159/160).

Tabelle 1.33 Bewertung verschiedener Möglichkeiten der Unterbringung von Bagger-schlick (Niedersächsisches Elbschlick-Forum, Anon. 1994)

| | Obertägige Unterbringung | Subaquatische Unterbringung | Untertägige Unterbringung |
|---|-----------------------------|--------------------------------|------------------------------|
| Aufwand (Technik, Kosten) | hoch | gering | gering |
| Risiko (Schadstoffaustritt) | vorhanden | gering | nicht vorhanden |
| Langzeitsicherheit (keine Nachsorge) | nicht gegeben | wahrscheinlich | gegeben |

1.5.2.2 Konditionierung von Abfallstoffen

Stabilisierungs- und Verfestigungsverfahren an Abfällen haben folgende Ziele: (1) Die Handhabbarkeit und physikalischen Eigenschaften zu verbessern, (2) die freie Oberfläche, durch die ein Schadstoffverlust auftreten kann, zu verringern, und (3) die Löslichkeit gefährlicher Inhaltsstoffe zu begrenzen (Anon. 1986a).

Grundsätzlich steht bei der chemischen Stabilisierung die Verbesserung der kapazitätsbestimmenden Feststoffeigenschaften im Vordergrund. Wenn es um die Säurepufferung geht, ist Kalk in den meisten Fällen das optimale Konditionierungsmittel. Am Beispiel der Stabilisierung von Hafenschlick wurde festgestellt, dass bei der Zugabe von Zement und Flugasche, beides Additive mit hohem Anfangs-pH-Wert, Geruchsbelästigungen durch die Bildung von Ammonium bei der Zersetzung der organischen Substanzen auftreten (Calmano 1988). Die Titrationskurven in der Abb. 1.38 zeigen, dass die langfristig verfügbare Pufferkapazität

von Zement und Flugasche wesentlich geringer ist als die Zugabe von festem Calciumkarbonat.

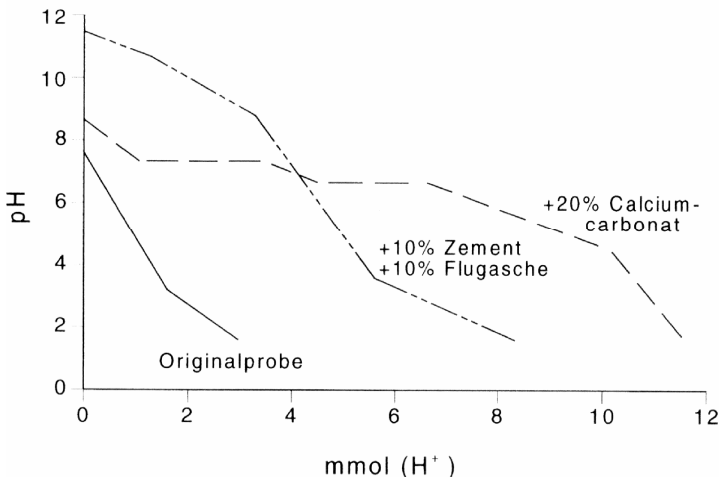


Abb. 1.38 Titrationskurven von unbehandeltem Baggerschlick und nach Behandlung mit Zement/Flugasche bzw. Kalziumkarbonat (Calmano et al. 1990)

Bei der Behandlung von Abfällen muss darauf geachtet werden, dass sich anfänglich positive Effekte nicht langfristig umkehren, weil bestimmte Anteile der Zuschlagstoffe verzögerten Reaktionen unterworfen sind. Dies gilt besonders für industrielle Abfälle, wenn deren Vermischung aus vordergründigen Motiven – z.B. Einsparung schadstoffspezifischer Fremdadditive – als immissionsneutrale Stabilisierung oder gar als Inertisierung deklariert wird.

So wurden bspw. zinkreiche Abfälle aus der Pigmentindustrie mit einem hoch-pH-Zuschlagstoff stabilisiert, der in einem anderen Bereich als Mischabfall auftrat (Förstner et al. 1991). Auslaugungsexperimente mit einem Zirkulationssystem, das einen *Zeitraffereffekt* von etwa 1.000–10.000 durch Senkung des pH-Wertes und Erhöhung des Wasser-/Feststoffverhältnisses aufwies, deuteten zunächst Vorteile dieser Behandlung an. Längerfristig nahm jedoch die Mobilität des Zinks in der behandelten Probe deutlich zu und übertraf schließlich die Freisetzungsrate von Zink in dem unbehandelten Abfall (Abb. 1.38). Dieser Effekt ließ sich damit erklären, dass in dem Zuschlagstoff in relativ geringen Anteilen – etwa 1 % – oxidierbare Schwefelkomponenten vorhanden waren, die langsam Säure bildeten, die ihrerseits die Freisetzung von Zink aus dem Abfall bewirkte. Solche Effekte müssen bei der Abschätzung der langfristigen Stabilität von schadstoffhaltigen Abfällen berücksichtigt werden. Außerdem wird aus diesem Beispiel klar, dass derartige Auswirkungen nur mit einem entsprechend langfristig ausgelegten Prüfverfahren verfolgt werden können.

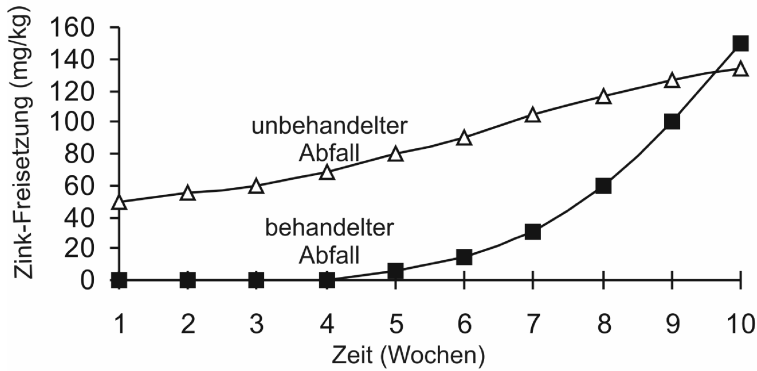


Abb. 1.39 Langzeitverhalten eines Abfallgemisches aus der Pigmentproduktion (Förschner et al. 1991)

1.5.2.3 Festlegung in Speichermineralen

Schadstoffbelastungen von Feststoffen werden zunächst durch Messungen der Gesamtgehalte ermittelt. Um Hinweise über ihr künftiges Verhalten unter veränderten äußeren Bedingungen oder auf geeignete Behandlungstechniken zu erhalten, ist die Kenntnis ihrer Bindungsformen in dem Feststoff erforderlich, die meist durch Elutionsmethoden indirekt abgeschätzt wird. Bei hohen Konzentrationen, z.B. bei Schwermetallen in Bergbauabfällen, kann die Art der Einbindung direkt bestimmt oder in Kenntnis der kristallinen Strukturen relativ sicher einer bestimmten Mineralspezies zugeordnet werden. Das Konzept von Bambauer (1991) einer „mineralogischen Speziation“ dient dazu, die Gesetzmäßigkeiten der natürlichen Elementanreicherungen für technische Zwecke der Schadstoff-Fixierung zu nutzen.

In Erweiterung der Tabelle 1.30, in der Minerale mit hohe Gehalten an prioritären anorganischen Schadstoffen zusammengestellt sind, gibt Tabelle 1.34 (n. Bambauer u. Pöhlmann 1998) eine Übersicht über Mineralphasen, die in unterschiedlichen Temperaturbereichen für eine Anreicherung oder Speicherung von Spurenelementen in Frage kommen. Anthropogene „Träger“-Minerale sind kristalline Substanzen, häufig aus atmosphärischen Emissionen, die einen Schadstoff als Haupt- oder Spurenbestandteil enthalten (z.B. Calciumphosphat mit hohen Anteilen an Vanadium oder Thalliumchlorid $[TlCl]$); auch Glaskügelchen aus Calciumalkali-Aluminiumsilikat können eine wichtige Rolle als Träger von Spurenelementen (Ti, V, Cr, Co, Ni, Cu) spielen. Ein Trägermineral kann zum *Speichermineral* werden, ebenso wie eine Mineralneubildung, die in der Lage ist, in einem metall-schadstoffhaltigen Milieu diese Substanzen während des Wachstums in ihre Kristallstruktur einzubauen.

Die wichtigsten Eigenschaften dieser Speicherminerale, z.B. für die Abfallablagung, sind nach Bambauer u. Pöhlmann (1998):

1. Hohe Stabilität und geringe Löslichkeit im geochemischen Kreislauf eines technischen oder geologischen Ablagerungsmilieus;
2. Variable chemische Zusammensetzung, durch die eine Fixierung bzw. ein Einbau verschiedener Schadelemente ermöglicht wird;
3. Bildung nach Möglichkeit aus dem Abfallmaterial selbst (oder unter Einsatz geringfügiger Zumischungen)

Tabelle 1.34 Beispiele von Träger- und Reservoirmineralen für Metalle in verschiedenen Abfallstoffen (Bambauer u. Pöhlmann 1998)

| Verbindung | Element | Vorkommen |
|--|--|---|
| <i>I. Hoch- bis Mitteltemperaturbildungen mit isomorphem Ersatz</i> | | |
| Chlorellestadit $\text{Ca}_{10}\text{Cl}_2[\text{SO}_4, \text{SiO}_4]_3$ | Zn, Cd, Pb, Sr, Ba, V, As, Se | Thermische Nachbehandlung von MVA-RGRR ^a |
| Alumosilikat-Glaskügelchen | V, Cr, Mn, Co, Ni, Cu, Sr, Ba, usw. | Flugasche von Kohleverbrennungsanlagen |
| <i>II. Niedertemperaturphase mit isomorphem Ersatz</i> | | |
| Calcit CaCO_3 | Mn, Co, Ni, Cu, Zn, Cd | Stabilisiertes Baggergut |
| Jarosit $\text{KFe}_3[(\text{OH})_6\text{SO}_4]$ | Tl, As, Pb | Ablagerungen von Pyritabfällen, vor allem bestehend aus Hämatit |
| Ca-Monosulfat-Aluminat-Hydrat | Verschiedene Anionen; Schwermetalle: Cd, Cr, usw. | Stabilisierte Reste von Braunkohleverbrennungsanlagen |
| Ettringit-Typ: $[\text{Ca}_6\text{Al}_2(\text{OH})_{12} \cdot 24\text{H}_2\text{O}]^{6+}$ $[(\text{SO}_4)_3 \cdot 2\text{H}_2\text{O}]^{6-}$ | Verschiedene Anionen; Schwermetalle: Cr, Mn, Co, Ni, Zn, Sr, Pb, As | Stabilisierte Reste von Braunkohleverbrennungsanlagen |
| Substanz | Anwendung | |
| <i>III. Intrakristalline und Oberflächensorption</i> | | |
| Bentonit | Additive zur Abdichtung und Abfallstabilisierung | |
| Zeolithe (natürlich, synthetisch) | Zuschlagstoffe bei der Abwasserreinigung und Abfallbehandlung: „Aktive Barriere-Systeme“ | |
| Calciumsilikat-Hydrat | Sorbent für Chlorid-Ionen und Schwermetalle | |

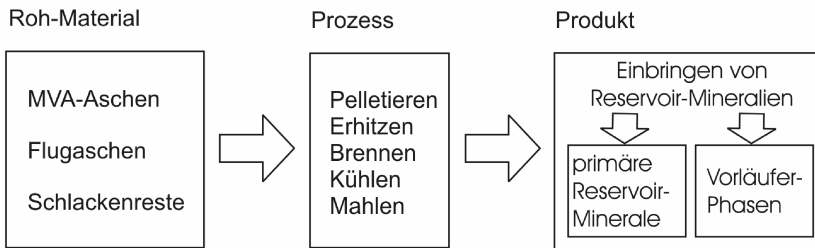
^a Rauchgasreinigungsreste aus Müllverbrennungsanlagen

Das *Prinzip der Immobilisierung* besteht darin, dass ein hydraulisches Bindemittel oder latent hydraulisches Material mit einem alkalischen oder erdalkalischen Anreger bei gleichzeitiger Zugabe von Wasser chemisch reagiert und erhärtet. Dabei werden die anfallenden Abfallprodukte durch Veränderung des

Phasenbestands und anschließende hydraulische Reaktion in ein möglichst auslaugsicheres Gemisch von Speichermineralen umgewandelt. Wesentlich ist die chemische und mineralogische Optimierung der Abmischungen verschiedener Reststoffe zur Erzielung einer maximalen Speichermineralbildung.

Bei der *Ex-situ-Anwendung von Speichermineralien* werden die Abfallprodukte durch Veränderung des Phasenbestands und anschließende hydraulische Reaktion in ein möglichst auslaugsicheres Mineralgemisch umgewandelt (Pöllmann 1994). Im ersten Fall wirken die primären Speicherminerale, die nicht hydraulisch reagieren, als inerter Füllstoff. Im Fall der sekundären Speicherminerale ist es eine zweite Generation von Mineralbildungen, die sowohl Schadstoffe aufnehmen kann, als auch zu einer Verdichtung, d.h. Verringerung der Wasserdurchlässigkeit, beiträgt (Abb. 1.40). Grundvoraussetzung für die Langzeitbeständigkeit ist eine fortgeschrittene Reaktion des Stabilisats und eine ausreichende alkalische Pufferkapazität.

1. Thermischer Prozess



2. Hydrations-Prozess

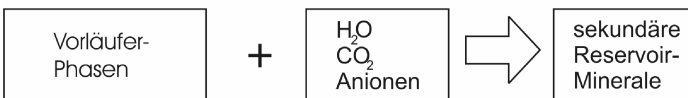


Abb. 1.40 Arbeitsschritte bei der Einbindung von Schwermetallen aus Abfällen in Speicherminerale (Pöllmann 1994)

Eine wichtige Anwendung wurde von Bambauer (1992) für Reststoffe aus der Braunkohleverbrennung entwickelt. Diese bestehen aus Gips, Inertstoffen und REA-Abwässern sowie Nassaschen verschiedener Reinigungsstufen. Bringt man alle diese Stoffe zusammen, so entsteht eine sich langsam verfestigende Masse, in der vor allem die Ettringit-Phasen in der Lage sind, Chlorid-Anteile und Schwermetalle aus der Lösungsphase aufzunehmen. Noch langsamer kristallisieren die Calciumsilikat-Hydratphasen aus, eine zweite Generation von Speichermineralen, die auch zu einer Gefügeverdichtung führt (Abb. 1.41).

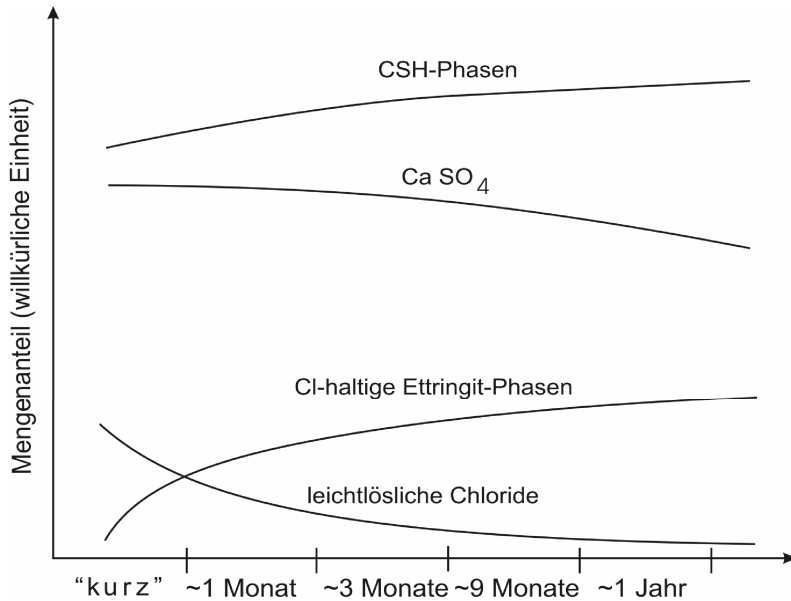


Abb. 1.41 Schema der Schadstoffimmobilisierung in Stabilisaten aus Braunkohlenasche und Rauchgasentschwefelungsprodukten (Bambauer et al. 1988)

Diese methodischen Ansätze aus der Ingenieurgeochemie gelten sowohl für die Sicherung von Altlasten als auch für die Konditionierung von neu anfallenden Reststoffen, insbesondere Massenabfälle wie Baggergut, Verbrennungsresten und Bergbauabfällen. Ein typisch ingenieurgeochemischer Ansatz wurde von Drie- haus (1994) für die Behandlung von arsenhaltigen Lösungen dargestellt:

Arsen ist inzwischen das meistdiskutierte Problemelement in der Wasserwirt- schaft. Seit 1996 gibt es einen neuen Trinkwassergrenzwert bei 10 µg/l. In einigen Kluftgrundwasserleitern, vor allem des Sandsteinkeupers und des Buntsandsteins liegen die geogenen Gehalte relativ hoch. Man findet aber erhöhte Arsengehalte auch im Abstrom von Deponien, wo sie vermutlich durch Redoxprozesse mobili- siert werden (Abschn. 1.3.4).

Die *Arsenentfernung* ist ein zweistufiger Prozess. Zuerst muss Arsenat(III) zu Arsenat(V) oxidiert werden. Das erfolgt entweder mit den Dosiermitteln Ozon oder Wasserstoffperoxid, bzw. chemikalienlos durch UV-Strahlung oder durch Pulveraktivkohle katalysiert. Die anschließende Adsorption von Arsenat wird nor- malerweise durch Flockung/Fällung mit Fe(III)-Salzen bzw. Bindung an Aktiv- tonerde vorgenommen. Untersuchungen von Driehaus (1994) zeigten, dass δ-Man-

ganoxid (Birnessit) als Oxidationsmittel für Arsenat(III) sehr wirkungsvoll ist. Mangan(IV) in der Hauptschicht wird reduziert und das dabei gebildete Man- gan(II) wird von dieser sehr aufnahmefähigen Struktur in der Zwischenschicht ad- sorbiert (Ladungsausgleich durch Alkalien und Erdalkalien). Für die Aufnahme

der oxidierten Arsenatspezies eignet sich ebenfalls eine relativ offene Mineralstruktur, diesmal die eines Eisenoxidhydrats. β -FeOOH hat eine sog. Tunnelstruktur, die z.B. durch Chlorid-Anionen aufrecht erhalten wird (Abb. 1.42)). Bei höheren Anteilen dieser β -Modifikation nimmt die Arsenatsorption zu, allerdings besteht auch eine Konkurrenz durch Phosphationen.

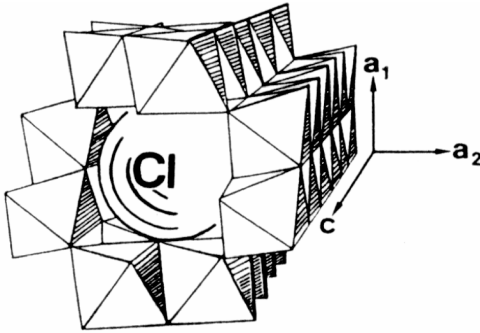


Abb. 1.42 Aufnahme von As-Spezies durch Eisenoxid-Speicherminerale (Driehaus 1994)

1.5.2.4 Chemische und biologische Extraktion

Die meisten Extraktionsmethoden für Abfälle sind Weiterentwicklungen von verfahrenstechnischen Anwendungen im Bereich von fest/fest- bzw. fest/flüssig-Trennungen. Am weitesten vorangeschritten sind die Waschverfahren mit Wasser, bei denen die feinkörnigen Reststoffe anschließend deponiert werden. Bei den Verfahren mit Säureextraktion gibt es Beispiele im Technikumsmaßstab; an der Methode von Müller u. Riethmayer (1982) ist vor allem die Reinigung der Metalllösungen durch Karbonatfällung als ein grundlegend ingenieurgeochemischer Ansatz hervorzuheben. Die elektrochemischen Verfahren zur Schwermetallentfernung aus kontaminierten Böden, Schlämmen und Rückständen beruhen auf den Wirkungsprinzipien der Elektrolyse, Elektrophorese und der Elektroosmose (Roos 1995).

Am nächsten zum Begriff „Ingenieurgeochemie“ steht die Technik des *Bio-leaching*, der bakteriellen Laugung von metallreichen Feststoffen. Die Methode ist aus der Aufbereitung von Erzen bekannt; sie wird eingesetzt, wenn traditionelle hydro- oder pyrometallurgische Verfahren nicht mehr wirtschaftlich sind. In diesen Fällen wird durch die Oxidation von Schwefel und von Sulfiden unter Vermittlung von Schwefelbakterien Schwefelsäure erzeugt, die wiederum Metalle wie Kupfer freisetzt. Abbildung 1.43 zeigt das Schema einer Pilotanlage des Umweltforschungszentrums Leipzig-Halle. Mit dieser Technik sollen Sedimente der Weißen Elster soweit gereinigt werden, dass sie in alten Tagebauen der Braunkohle, die zur Rekultivierung anstehen, abgelagert werden können (Seidel et al. 1995).

Nach den Erfahrungen aus der Uran- und Pyritlaugung wurde das System als Festbett-Reaktor konzipiert, bei dem die Lösungen durch das Sediment hindurchsickern. Zur Optimierung der chemischen Betriebsbedingungen gehört die Einstellung der Lebensbedingungen für die Thiobakterien, einmal durch Veränderung

der pH-Werte und zum anderen durch Zugabe von Schwefel, Thiosulfat und Eisensulfat zu einem geeigneten Nährmedium.

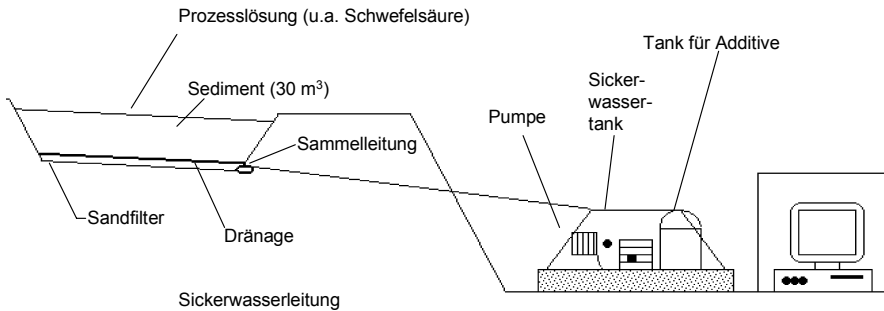


Abb. 1.43 Schema für eine Pilotanlage zum Bioleaching von Sedimenten der Weißen Elster (Umweltforschungszentrum Leipzig-Halle; nach Seidel et al. 1995)

1.5.2.5 Schmelzverfahren

Zu den Trennverfahren, mit denen eine Dekontamination erreicht werden kann, zählt im weiteren Sinne auch die thermische Behandlung. Es gibt eine große Vielfalt von Schmelzverfahren für Rückstände, einige bereits mit großtechnischen Erfahrungen, andere in verschiedenen Entwicklungs- und Pilotstadien. Beim ABB-Verfahren bspw. werden die Flugstäube in einem Elektroofen bei 1200° C eingeschmolzen und im Wasserbad granuliert. Das Abgas wird aus dem Ofen abgesaugt und mit Kaltluft gekühlt. Dadurch kondensieren oder desublimieren die Schwermetallverbindungen aus dem Gas und können in einem Filter abgeschieden und später aufgearbeitet werden. Besonders interessant im ingenieurgeochemischen Sinne sind selbständige Hochtemperaturverfahren zur Schmelzdifferenzierung von besonders problematischen Fraktionen, z.B. der Filteraschen aus der Müllverbrennung.

In einem Verfahren, das von der TU Berlin zusammen mit der Bundesanstalt für Materialprüfung (BAM) entwickelt wurde (Faulstich et al. 1992), werden die aufbereitete Schlacke und der zugemischte Flugstaub einem elektrischen Lichtbogenofen zugeführt und unter reduzierenden Bedingungen geschmolzen. Ähnlich wie im magmatischen Geschehen erfolgt eine weitergehende Auftrennung von Silikat-, Metall- und Kondensationsprodukten (Tabelle 1.35). Nach dem reduzierenden Schmelzen entsteht ein Metallprodukt mit den hochsiedenden Elementen Kupfer, Chrom, Nickel und Eisen, welches im „Metallsumpf“ abgezogen und der Weiterverwertung zugeführt wird. Das Kondensat enthält die leichtflüchtigen Metalle und die Chloridfracht. Die hohen Gehalte an Zink und Blei bieten auch hier eine metallurgische Aufbereitung in einer Buntmetallhütte an (Tabelle 1.36).

Tabelle 1.35 Elemente in Fraktionen des RedMelt-Verfahrens (Faulstich et al. 1992)

| | Input Masse-% | Produkte (Masse-Prozent) | | |
|-------------|------------------|--------------------------|--------|-----------|
| | | Silicat | Metall | Kondensat |
| Silicium | 22,0 | 26,3 | 3,4 | 6,4 |
| Aluminium | 5,5 | 6,8 | 0,2 | 0,5 |
| Calcium | 9,0 | 10,6 | 0,6 | 0,8 |
| Natrium | 3,9 | 4,2 | 0,08 | 13,7 |
| Eisen | 10,1 | 4,5 | 85,0 | 1,4 |
| Kupfer | 0,3 | 0,03 | 4,4 | 0,3 |
| Chrom | 0,04 | 0,04 | 0,2 | 0,03 |
| Nickel | 0,01 | 0,006 | 0,3 | 0,001 |
| Zink | 0,6 | 0,09 | 0,08 | 14,5 |
| Blei | 0,2 | <0,01 | <0,001 | 6,3 |
| Cadmium | 0,004 | <0,00001 | <0,001 | 0,1 |
| Quecksilber | 0,0001 | <3x10 ⁻⁶ | <0,001 | 0,002 |
| Chlor | 1,3 | 0,3 | 0,03 | 23,5 |

Tabelle 1.36 Möglichkeiten der Verwertung von Fraktionen des RedMelt-Verfahrens (Faulstich et al. 1992)

| Produkt | Entstehung | Anteil (%) | Hauptkomponenten | Verwertungsmöglichkeiten |
|-----------|---|------------|---|---|
| Silicat | Schmelze bei allen Verfahren | 80–85 | Silicium, Aluminium, Calcium, Natrium, Magnesium | Straßenbaustoff, Betonzuschlag; Sandersatz, Stahlmittel, Zement |
| Metall | Schrottabtrennung n. Abfallpyrolyse, Dichtentrennung von Schmelze | 5–10 | Eisen, Kupfer, Phosphor, Silicium, Schwefel, Nickel | Eisen, (Hochöfen, Stahlwerke), Kupfer, Eisen, (Schachtofen-Konverter) |
| Kondensat | Abgasfiltration bei nachgeschalteten Verfahren | 2–5 | Chlor, Natrium, Kalium, Blei, Zink, Schwefel | Zink, Blei (Imperial-Smelting), NaCl, KCl (Aluminiumindustrie) |

Das Silicatprodukt stellt mit etwa 80 % bei allen thermischen Inertisierungsverfahren mit Schmelzen den Hauptanteil der entstehenden festen Produkte dar. Der Gehalt an Schwermetallen ist vom Input und den Redoxbedingungen abhängig. Beim reduzierenden Schmelzen sind die Schwermetallkonzentrationen geringer

als beim oxidierenden Schmelzen; die Eluatwerte sind sehr günstig. Da das Silicatprodukt bei dieser Behandlung den größten Anteil ausmacht, ist dessen Verwertung vordringlich. Es hat ähnliche Eigenschaften wie die Schmelzkammergranulate aus den Kohlekraftwerken und deshalb können ähnliche Einsatzgebiete ins Auge gefasst werden – Straßen- und Wegebau, Zuschlag zu Betonwaren, Strahlmittel, Drainagen, usw. Da die Schmelzverfahren jedoch relativ energieaufwendig sind, sollten aus der Schmelze vorrangig Produkte hergestellt werden, deren konventionelle Produktion ähnlich energieaufwendig ist. Beispielsweise ist das Silicatprodukt aus dem reduzierenden Schmelzen mit seinen geringen Schwermetallgehalten besonders gut geeignet, um daraus hochwertige Baustoffe wie Platten, Bimse, Schaumgläser, Mineralfasern usw. herzustellen.

1.5.2.6 Kostenvergleich der Verfahren

Am Ende dieses Kapitels soll versucht werden, einen Kostenvergleich für einige ausgewählte Techniken anzustellen (Tabelle 1.37). Solche Vergleiche haben ihre Tücken, ergeben aber auf der anderen Seite auch Hinweise auf existierende Defizite und mögliche Weiterentwicklungen.

Die hier aufgeführten Parameter sind „Kosten“ als Hauptfaktor mit den Unterfaktoren „Rückstand“, „Energieverbrauch“ und „Chemikalienverbrauch“ (nach Roos 1995). Bei der Deponierung von Baggerschlick liegen die Kosten bei weniger als 3 €/t für die Direkteinspülung via Pipeline und 50 € nach Aufbereitung, d.h. Korngrößenabtrennung mittels Hydrozyklon und Aufstromklassierung mit nachfolgender Entwässerung über Bandfilter der Feinfraktion. Bei den einfacheren Waschverfahren fallen je nach Rückstandsqualität überwiegend Deponiekosten zwischen 75 € und 225 € an. Bei den Reinigungsverfahren variieren die Rückstandsmengen in Abhängigkeit von der physikalisch-chemischen Beschaffenheit des kontaminierten Materials und des eingesetzten Extraktionsmittels. Ihre Entsorgung verursacht bei der Extraktion mit Säure und synthetischen Komplexbildnern etwa ebenso hohe Kosten wie die Bereitstellung der erforderlichen Chemikalien und Energie. Es wird immer deutlicher, dass der Aufwand für Chemikalien, Energie und die Reststoffentsorgung zusammen mit den meist unzulänglichen Reinigungsraten¹ einer Anwendung von Extraktionsverfahren insbesondere bei Massenabfällen entgegensteht.

Bei dem Elektrolyseverfahren ist der zu entsorgende Rückstand relativ gering; dafür steigen die Energiekosten stark an. Noch höhere Energiekosten fallen bei der thermischen Behandlung von Filterstäuben und anderen festen Rückständen an. Auf der anderen Seite ergibt sich aber hier die Möglichkeit, die entstandenen Produkte nahezu restlos wieder zu nutzen. In diesem Fall wären auch die Vermeidungseffekte an anderer Stelle, bspw. die Schonung von Kiesabbaugebieten, in die Bewertung einzubeziehen.

¹ Roos (1995) zitiert Befunde aus Laboruntersuchungen, bei denen der Säureangriff auf die Matrixbestandteile stärker als auf die Schadstoffkomponenten war. Daraus resultierte eine relative Anreicherung der Schadstoffe in den festen Auslaugungsrückständen.

Tabelle 1.37 Kostenvergleich für Behandlungsverfahren (nach Roos 1995, erweitert)

| | Groß- Deponie | Wasch- verfahren | Säure- extraktion | Thermisch |
|--------------------------|----------------------------------|---------------------|-------------------------|---------------------------|
| Rückstand (kg/t) | 1.000 | 300 – 500 | 120 – 280 | 20 – 40 |
| Energie (kWh/t) | | 10 – 20 | 10 – 20 | >1.000 |
| Chemikalien (kg/t TS) | | | 500 HCl 150 CaO | |
| Kosten (Euro/t) | <3 ^a -50 ^b | 75 – 225 | 180 – 265 | ≈ 500 |
| Anwendung | Baggerschlick | Böden, Schlämme | Rückstände, Schlämme | Filterstäube, Schlämme |

^a Rotterdam (Direkteinspülung)^b Hamburg (nach Aufbereitung)

In Tabelle 1.38 sind Beispiele von Projekten zur Untersuchung, Bewertung und Behandlung kontaminierter Feststoffe zusammengestellt, die vom Institut für Umwelttechnik und Energiewirtschaft der Technischen Universität Hamburg-Harburg im Rahmen von Einzel- und Verbundprogrammen u.a. der Deutschen Forschungsgemeinschaft, des Bundesforschungsministeriums und der Deutschen Bundesstiftung Umwelt 1982-2006 durchgeführt wurden. Methoden der Technischen Geochemie werden vorrangig in den Beispielen der beiden Säulen „Reinigungsverfahren“ und „Stabilisierung, Verfestigung“ eingesetzt. Schwerpunkte der Ingenieurgeochemie im engeren Sinne sind die Stabilisierungsmethoden (3. Säule in Tabelle 1.38). Beispiele zum Thema Stabilisierung und Verfestigung werden in Kap. 3 beschrieben: Prüfverfahren zur Langzeitwirkung von Baustoffen sind der zentrale Aspekt der Übersicht von J. Gerth in Abschn. 3.1. Die Inertisierung von Schwermetallen in Müllschlacken und die entsprechenden Langzeitprüfverfahren werden von G. Hirschmann in Abschn. 3.2 behandelt. Über die Untersedimentdeponierung von Baggerschlämmen und über den Einsatz von Materialien für aktive Barriersystem zur Abdeckung von Sedimenten berichtet P. Jacobs in Abschn. 3.4.

1.5.3 Ingenieurgeochemisches Handlungskonzept

Aufbauend auf den Beiträgen aus den Grundlagenfächern „Geochemie“, „Umweltchemie“ und „Umweltgeochemie“ wird abschließend ein Handlungskonzept für das neue Fachgebiet „Ingenieurgeochemie“ entwickelt. Ein solches Konzept muss sich an den praktischen Schwerpunktaufgaben und der Abfolge von Arbeitsschritten in geowissenschaftlichen Großprojekten wie z.B. der Erkundung des Untergrundes von Deponien und Altlasten (Wilken u. Knödel 1999) oder der Sanierung und Renaturierung des Altbergbaus orientieren. Als Beispiel wird hier das

schwedische Verbundvorhaben „Mitigation of the Environmental Impact from Mining Waste“ verwendet.

Tabelle 1.38 Untersuchung, Bewertung und Behandlung kontaminierter Feststoffe – Beispiele für F+E-Projekte am Institut für Umwelttechnik und Energiewirtschaft der Technischen Universität Hamburg-Harburg im Zeitraum 1982 bis 2006

| Untersuchung und Bewertung | Reinigungsverfahren | Stabilisierung, Verfestigung |
|--|---|--|
| Aufspüren von Schadstoffen mit dem Kanalspion | Integrierte Bodenbehandlung nach „Container“-Prinzip | Materialien für „aktive Barrierensysteme“ (ABS), z.B. Zeolithe |
| Screeningprogramme zur Beurteilung von Umweltchemikalien | Bakterielle Laugung und Readsorption an organische Matrices | Inertisierung von Schwermetallen in Müllschlacken |
| Ökotoxikologische Bewertung von Böden und Sedimenten | Bodenwäsche und Wasserreinigung mit Magnetit | Stabilisierung von Chrom- und Arsenhaltigen Abfällen |
| Altablagerungen HH Georgswerder, Ihlenberg M-V | Schwermetallabtrennung aus Extraktionslösungen durch Ionenflotation | Langzeitwirkung von Dichtwandmaterialien und Zuschlagstoffen |
| Industriealtlasten Niederwallach und Ffm.-Hedderheim | Elektrolyseverfahren bei der Abfallbehandlung, TBT in Sedimenten | Untersedimentdeponierung von Baggerschlämmen Abdeckung (Capping) |

1.5.3.1 Abfolge von Arbeitsschritten – Beispiel „Altbergbau“

Für den Bergbau besitzt der Vorsorge-Aspekt einen besonders hohen Stellenwert, da schon bei der Erschließung neuer Minen die späteren Rekultivierungs- und Sanierungsmaßnahmen technisch und finanziell abgesichert werden müssen. Es ist jedoch auch für andere Bereiche der Abfall- und Altlastenproblematik vorteilhaft, bereits in der Phase der Diagnose einen wissenschaftlichen Brückenschlag zu den bestmöglichen Methoden der Behandlung und Nachsorge vorzunehmen. Insgesamt wird künftig im Rahmen einer nachhaltigen Bewirtschaftung des Grundwassers die Bedeutung der langfristigen Funktions- und Erfolgskontrolle stark zunehmen. Fragen nach den chemischen und biologischen Sekundär- und Tertiäreffekten, wie z.B. die Mobilisierung von Stoffen, Änderungen der Sorptionsmechanismen oder biologische Selektionsprozesse und deren langfristigen Auswirkungen auf die Grundwasserbeschaffenheit müssen bei der Formulierung von Soll- und Zielgrößen einer Sanierungsmaßnahme berücksichtigt und auch nach Ende einer Maßnahme verfolgt werden können. Es werden folgende Schwerpunktaufgaben und Arbeitsschritte unterschieden:

1. Feldstudien und Charakterisierung

Die erste Phase umfasst die Erstellung von Stoffbilanzen auf der Basis von Feldstudien und die Charakterisierung der wichtigsten Prozesse bei der Schadstoffausbreitung. Daraus werden Untersuchungs- und Bewertungsmethoden entwickelt, mit denen geeignete Sanierungsmaßnahmen bereits bei der Exploration neuer Erzbergbaugebiete vorgeplant werden können, z.B. trockene oder nasse Abdeckungen. Als praktisches Handlungskonzept sieht diese Stufe vor allem die Quantifizierung von Schäden vor, d.h. die Erfassung der Kontaminationspfade und der Austragsraten der einzelnen Schadstoffe.

2. Laboruntersuchungen

Zentraler Aspekt dieses zweiten Projektabschnitts ist die Erforschung des Schadstoffrückhalts. Dazu gehört die Untersuchung der Mechanismen, die als chemische, physikalische und mikrobiologische Barrieren die weitere Ausbreitung von gelösten oder kolloidal gebundenen Schadstoffen begrenzen. Diese Mechanismen stehen im Mittelpunkt des Konzepts des kontrollierten natürlichen Abbaus und Rückhalts (s. Kap. 2).

3. Prognosemodelle

Unter diesem Stichwort nennt der MiMi-Ansatz vor allem Modelle, die das Prozessverständnis im Hinblick auf die Langfristigkeit verbessern, sowie Modelle, die zur Quantifizierung und Optimierung von Maßnahmen dienen. Der typische ingenieurgeochemische Ansatz in diesem Teilschritt ist auf eine langfristige Prognose ausgerichtet und erfordert daher die Charakterisierung der „Steuerprozesse“ (z.B. über das Säurebildungspotenzial) und der „kapazitativen Eigenschaften“, letztere besonders für die Feststoffmatrices.

4. Sanierung

Die ingenieurgeochemischen Sanierungsansätze sind grundsätzlich auf die Einsparung von Material und der eingeschlossenen Energie ausgerichtet. Charakteristisch sind passive Sanierungsmaßnahme, z.B. Reaktionswände oder die Verfüllung von Gruben mit sorptionsaktiven Abfallstoffen. Auch durch die Vegetation oder naturnahe ökologische Systeme kann die mechanische und chemische Mobilisierung von Schadstoffen reduziert werden.

5. Nachsorge

Charakteristische ingenieurgeochemische Maßnahmen wie die Ablagerung inertisierter Abfallstoffe oder die Lagerung unter permanent anoxischen Bedingungen sollten praktisch nachsorgefrei sein. Bei weniger dauerhaften Entsorgungs- oder Verwertungsverfahren ist es sinnvoll, ein Frühwarnsystem zu installieren, bei dem über die Messung typischer geochemischer Parameter nachteilige Entwicklungen, vor allem resultierend aus einer Überlastung der Puffersysteme, abgeleitet werden können.

6. Wissensvermittlung und Vermarktung

Der ingenieurgeochemische Ansatz ist relativ neu, verspricht aber durch seine Naturnähe langfristige Umweltverträglichkeit und relativ geringe Kosten. Die Mess-, Modellierungs-, Sanierungs- und Nachsorgemethoden erfordern ein

breites Prozesswissen. Typisch ist der ganzheitliche Ansatz von Prozessstudien und den Problemlösungen. Ein Beispiel ist die Entwicklung aktiver Barriersysteme für kontaminierte Sedimente und Bergbaureste in einem deutsch-australischen Kooperationsprogramm zur Wassertechnologie; wenn dieser Ansatz zur Marktreife gediehen ist, soll das theoretische und praktische Know-how im südostasiatischen und osteuropäischen Raum angeboten werden.

1.5.3.2 Entwicklung eines Handlungskonzeptes

Ein Handlungskonzept für die Ingenieurgeochemie gründet sich auf vier Pfeilern (Tabelle 1.39): (i) Analyse und Bewertung des Stoffinventars, (ii) Analyse der regionalen Stoffflüsse mit der Entwicklung von Steuerungsinstrumenten, (iii) die Durchführung von Langzeitprognosen für die Schadstoffmobilität auf der Grundlage des Konzeptes der Kopplung geochemischer Systemfaktoren und (iv) die Entwicklung und der Einsatz von technischen Systemen zur Langzeitstabilisierung von Abfällen und geochemischen In-situ-Sanierung von Altlasten. Auf die Punkte (iii) und (iv) wurde bereits in den Abschn. 1.2.2 und 1.5.2 eingegangen; hier soll vor allem die Bedeutung der umweltgeochemischen Ansätze zum „Stoffinventar“ und zur „Stoffflussanalyse“ im Rahmen des Handlungskonzept dargestellt werden.

1. Analyse und Bewertung des Stoffinventars

Die für Abfalluntersuchungen in Frage kommenden Prüfverfahren stammen zum überwiegenden Teil aus den Fachgebieten der Bodenmechanik, Bauphysik, physikalischen Chemie sowie Mineralogie und wurden bislang vor allem für die Untersuchung von Verfestigungsprodukten angewandt. Die TA-Sonderabfall (Anonym 1991) sieht im Rahmen der Deklarationsanalyse für Abfälle (Anhang D und B) Untersuchungen zur Festigkeit, zum Elutionsverhalten sowie die Bestimmung des Glühverlustes und der extrahierbaren Stoffe vor.

Aus ingenieurgeochemischer Sicht interessiert im Rahmen einer Untersuchung des Feststoffinventars vor allem die mineralogische Speziesanalyse wegen der Informationen zu (a) der Einbindung sehr hoher Metallkonzentrationen in Erzmineralen (Tabelle 1.30) und thermisch behandelten Abfällen (Tabelle 1.34) und (b) der Möglichkeit, die Speicherkapazität bestimmter Mineralstrukturen für die Anreicherung von Metallen aus Feststoffen (Abschn. 1.5.2.3) und Lösungen (bspw. „Reaktive Barriersysteme“) zu nutzen. Die konzeptionellen Ansätze wurden von Bambauer (1991) und Bambauer u. Pöllmann (1998) unter dem Begriff „Innere Barriersysteme“ (Abschn. 1.2.3.4) beschrieben.

UMWELTGEOCHEMIE

Stoffinventaranalyse

Mineralogische Speziesanalyse

(BAMBAUER 1991)

- 1) Träger- und Reservoir-Mineralie
- 2) Haupt- und Spurenelemente
- 3) Analytik: REM/EDAX, PIXE
- 4) Mikrostruktur, Poren, Aggregate

Geochemische Speziesanalyse

(HIRNER et al. 2000)

- 1) Analytik, Zeitrafferexperimente
- 2) sequentielle chem. Extraktion
- 3) Einzel-Elutions- u. pH_{stat}-Tests
- 4) rechnerische Modellierung
- 5) Sickerwasserprognose: 3) + 4)

Stoffflussanalyse

(BACCINI u. BADER 1996)

- 1) Systemauswahl
- 2) Messung der Güterflüsse und Stoffkonzentrationen der Güter
- 3) Berechnung der Stoffflüsse
- 4) Darstellung und Interpretation:

⇒ *Quellen/Senken eines Stoffes*

⇒ *für den Stoffumsatz relevante Prozesse*

⇒ *resultierende theoretische Steuerungsmöglichkeiten:*

- toxikologisch: Grenzwerte
- Ökobilanzierung: Selektion
- geologisch: Referenzwerte

INGENIEURGEOCHEMIE

Kopplung geochemischer Systemfaktoren

(SALOMONS 1993)

Geochemische Steuerprozesse

- 1) Säurebildungspotenziale
- 2) Abbau organischer Substanzen
- 3) Reduktionspotenziale (Fe, Mn)

Kapazitative Eigenschaften

- 1) Kationenaustauschkapazität
- 2) Säure-/Basen-Pufferkapazität
- 3) Redoxpufferkapazität
- 4) Speicherkapazität
- 5) Bodenstruktur und -textur
- 6) mikrobiologische Aktivität

Langzeitstabilisierung

- 1) Milieubedingungen und Pufferkapazität langfristig vorgeben
- 2) reaktive Komponenten entfernen
- 3) Ausfällung bzw. Kristalleinbau gegenüber Sorption bevorzugen
- 4) Durchlässigkeit verringern
- 5) Behandlung mit dem Ziel der Verwertung von Inertmaterial

⇒ *Subaquatische Unterbringung*

⇒ *Konditionierung mit Additiven*

⇒ *Extraktion, Schmelztrennung*

⇒ *Reaktive Barrierensysteme*

⇒ *Natürlicher Abbau u. Rückhalt*

Abb. 1.44 Komponenten eines ingenieurgeochemischen Handlungskonzeptes

Charakteristische Bestimmungsmethoden neben der Polarisationsmikroskopie an Dünnschliffpräparaten sind die Rasterelektronenmikroskopie mit energiedispersivem Röntgenfluoreszenz-Analysensystem (EDAX) und die Protonenmikrosonde PIXE (Proton Induced X-ray Emission) als eine zerstörungsfreie qualitative und quantitative Elementaranalysenmethode, mit der Verteilung von Spurenmetallen im ppm-Bereich in einer submikroskopischen Feststoffmatrix dargestellt werden kann. Insbesondere für die Anwendung des Konzeptes des natürlichen Abbaus und Rückhaltes von Schadstoffen (Kap. 2) interessieren darüber hinaus auch die Mikrostrukturen, Porenkonfigurationen und Aggregatbildungen von mineralischen und organischen Feststoffen.

Ein Schwerpunkt der angewandten Umweltgeochemie, die geochemische Speziesanalyse an Feststoffproben, wird von Hirner et al. in dem Buch „Umweltgeochemie“ (2000) umfassend und praxisorientiert dargestellt. Die analytischen Methoden schließen an die mineralogischen Speziationstechniken an, gelten aber vorzugsweise den Bindungsformen auf molekularer Ebene. So wurde mit EXAFS (extended X-ray absorption fine structure) in mit Tetraalkylblei belasteten Böden die Bindung von Blei an salicylat- und catecholartigen funktionellen Gruppen von Humussubstanzen nachgewiesen (Manceau et al. 1996). Mit Hilfe der Röntgenfluoreszenzanalyse (RFA) können u.a. die festen Rückstände nach den einzelnen Schritten einer sequentiellen Extraktion, im Sinne eines Ausschlusskriteriums überprüft werden (Hirner et al. 2000). In den standardisierten chemischen Bewertungsverfahren für kontaminierte Feststoffe werden nahezu ausschließlich einstufige Elutionstests eingesetzt; als Ausdruck der Quellstärke bilden die Testergebnisse zusammen mit einer rechnerischen Modellierung der nachfolgenden Ausbreitung die Grundlage der sog. „Sickerwasserprognose“, die im Abschn. 3.1.3 vertieft behandelt wird.

II. Regionale Stoffflussanalyse und Entwicklung von Steuerungsinstrumenten

Am Beispiel des Schwermetalls Zink wurden im Abschn. 1.4.1 ein Ergebnis von Stoffflussmessungen auf regionaler Ebene und die Möglichkeiten der Umsetzung in der Praxis dargestellt. Bei der Stoffflussanalyse handelt es sich um ein naturwissenschaftliches Verfahren, um für einen definierten Raum in einer bestimmten Zeitperiode (Systemgrenzen) den Stoffumsatz zu quantifizieren; sie umfasst vier Schritte (Baccini u. Bader 1996): (1) das ausgewählte *System* wird beschrieben durch Güter, Prozesse und einen oder mehrere Stoffe; (2) im zweiten Schritt werden die Güterflüsse und die Stoffkonzentrationen (bzw. Energieinhalte) der Güter erfasst; daraus werden (3) die Stoffflüsse berechnet. (4) Im vierten Schritt – schematische Darstellung und Interpretation der Resultate – werden die wichtigen Quellen und Senken eines Stoffes, die für den Stoffumsatz relevanten Prozesse und die sich daraus ergebenden theoretischen Möglichkeiten zur Steuerung identifiziert (Tabelle 1.39).

Es bietet sich an, die inzwischen umfangreichen Erfahrungen bei einer ingenieurgeochemischen und abfallwirtschaftlichen Fragestellung von hoher Priorität einzusetzen: Wie bei den traditionellen Entsorgungskonzepten ist auch beim End-

lagerkonzept die Frage nach den „umweltverträglichen Restemissionen“ entscheidend für den Aufwand bei der Konditionierung der Restabfälle und bei der Erstellung der Hülle zur Sicherung gegen einen nicht kalkulierbaren Schadstoffaustritt. Zur Beantwortung dieser Frage gibt es in der Stoffflussanalyse nach Baccini u. Bader (1996) drei Ansätze: (1) Grenzwerte aus toxikologischen Daten, (2) Auswahl einer Verfahrensalternative nach Erstellung einer Ökobilanz und (3) Referenzwerte aus natürlichen Stoffflüssen. Der erste Ansatz ist wenig aussichtsreich, da wegen der Langfristigkeit der Prozesse in einer solchen Ablagerung eine Vielzahl von Bedingungen experimentell überprüft werden müssten. Auch der zweite Ansatz ist zunächst nicht zielführend, weil es zu dem Prinzip eines Endlagers aus thermisch behandelten Abfällen praktisch keine Alternative gibt. Der dritte – „geologische“ – Ansatz für die Festlegung von Qualitätszielen, mit einem Vergleich der geogenen und anthropogenen *Prozesse* in den verschiedenen Umweltmedien, erscheint insgesamt als die am besten geeignete Prüfstrategie für langfristige Problemlösungen im regionalen Maßstab. Wenn die Langzeitperspektiven grundsätzlich bekannt sind, könnte dann auch der zweite Ansatz – Ökobilanzen zur Auswahl von Konditionierungsvarianten – zum Zuge kommen. Dabei sind neben den Sachbilanzen auch Wirkungsbilanzen auf der Basis von biologischen Daten erforderlich, womit letztlich wiederum der Ansatz (1) in die Prüfstrategie einbezogen wird.

III. Langzeitprognosen für die Schadstoffmobilität

Die meisten offiziellen Elutionstests für die Abschätzung der potentiellen Schadstoff-Freisetzung aus Abfällen, die sich in den Analysenvorschriften der nationalen und internationalen Organisationen befinden (DIN, LAGA; ASTM, U.S. EPA, IAEA, ICES, usw.), sind hinsichtlich der Aussagefähigkeit für langfristige Veränderungen stark eingeschränkt, da weder die natürlichen Abläufe noch die zeitliche Komponente in den zugrundeliegenden Konzepten ausreichend berücksichtigt sind. Das Langzeitverhalten bereits abgelagerter bzw. noch zu deponierender Stoffe hinsichtlich der Belastung vor allem von Grundwasservorräten kann in Laborversuchen simuliert werden durch (Schoer u. Förstner 1987):

- realistische experimentelle Anordnungen zur Beschreibung der Feststoff-/Grundwasser-Wechselwirkungen, z.B. Umströmung, Durchströmung und freie Aufschlammung und
- kontrollierte und registrierte Überdosierung mobilisierender Umgebungsparameter wie Säurekonzentration, Redoxpotenzial, Temperatur usw. („Zeitraffer-effekte“).

Weitere Hinweise zur Abschätzung von Langzeiteffekten gibt die Charakterisierung der wichtigsten „Pools“ an kritischen Schadstoffen in den Ablagerungen, z.B. durch eine Auslaugungsfolge mit verschiedenen Lösungsmitteln (Abschn. 1.4.2.3). Der Vorteil dieses Ansatzes gegenüber einfachen Elutionstests besteht darin, dass nicht nur aus der Löslichkeit einzelner Substanzen, sondern bereits durch Verschiebungen innerhalb des Spektrums an Bindungsformen bestimmte Trends zu einer verstärkten oder geschwächten Einbindung des Schadstoffes in

seine Matrix erkennbar sind. Über die Anwendung von „Zeitraffer“-Methoden wird in Abschn. 3.1 („Sickerwasserprognose“, auch Materialien 4.1) und in Abschn. 3.2.3 („Ablagerung von Müllschlacken“) berichtet.

Bei der Langzeitprognose für Entsorgungsstrategien ist die Möglichkeit von verzögerten Freisetzungsprozessen besonders zu beachten. Die Erfahrungen aus der Stoffflussanalyse, die i.A. nur relativ kurzfristige Prozesse bilanziert, benötigen eine Erweiterung durch die Erfassung der langfristig möglichen Steuerprozesse und der Pufferkapazitäten in kritischen Bereichen des (regionalen) Systems; dazu zählen vor allem Stoffübergänge zwischen den Umweltmedien (Abschn. 1.3.4). Die kapazitativen Eigenschaften der einzelnen Subsysteme sind ein Maß für die Nachhaltigkeit des Gesamtsystems. Die Erfassung dieser Systemfaktoren und ihrer Wechselwirkungen bildet eine wichtige Grundlage für die Entscheidung über technische Problemlösungen, insbesondere für ingenieurgeochemische Ansätze.

IV. Langzeitstabilisierung von Abfällen und geochemische In-situ-Sanierung von Altlasten

Die ingenieurgeochemischen Problemlösungen in der Abfallwirtschaft basieren auf folgenden Prinzipien (zitierte Beispiele im Kap. 1):

- Auswahl geeigneter Milieubedingungen oder langfristige Vorgabe von Pufferkapazität – Abb. 1.36 bis 1.38 (Calmano et al. 1990)
- Entfernung reaktiver oder reaktionsvermittelnder Komponenten – z.B. organische Substanzen durch thermische Behandlung, lösliche Salze durch Waschverfahren oder biologische Laugung unter Nutzung der Sulfide zur Säurebildung – Abb. 1.43 nach Seidel et al. (1995)
- Ausfällung bzw. Kristalleinbau gegenüber Sorption bevorzugen – Abb. 1.11 nach Salomons (1995) und Tabelle 1.10 „Schadstoffrückhaltevermögen“ (Wienberg 1998)
- Durchlässigkeit verringern – z.B. Verdichtung durch eine zweite Generation von Mineralbildungen, Abb. 1.40 nach Bambauer et al. (1988)
- Behandlung mit dem Ziel der Verwertung von Inertmaterial – Produkte aus Schmelzverfahren in Tabelle 1.36 (Faulstich et al. 1992)

Aus diesen ingenieurgeochemischen Prinzipien lassen sich fünf Gruppen von technischen Anwendungen ableiten, die in den vorangegangenen oder nachfolgenden Kapiteln anhand von Praxisbeispielen beschrieben werden:

1. *Subaquatische Lagerung* von Sedimenten unter permanent anoxischen Bedingungen (Abschn. 1.5.2.1) mit „Capping“, d.h. einer horizontalen Abdeckung, die den Durchtritt von Schadstoffen in das überstehende Wasser durch Einsatz von geochemischen Barrieren – Sorption, Fällung, Speicherminerale – verhindert oder stark reduziert wird (Abschn. 3.4.4);
2. *Konditionierung der Matrix und Einbindung von Schadstoffen* durch Zuschlagstoffe (Abschn. 1.5.2.2) und Speicherminerale (Abschn. 1.5.2.3). Ein Beispiel

aus dem Bereich Bergbaualtlasten ist die „In-situ-Stabilisierung in stillgelegten Grubenbauen“ (Abschn. 3.3.2);

3. *Extraktion* (Abschn. 1.5.2.4) und *Schmelztrennung* (Abschn. 1.5.2.5) sind Reinigungsverfahren mit dem Ziel einer wiederverwertbaren oder einfacher abzulagernden Matrix. Am Beispiel von Müllverbrennungsschlacken wird im Abschn. 3.2.3 „Ablagerung von thermisch behandelten Abfällen“ die Kombination der geochemischen Bedingungen in Verbrennungsanlagen und in Deponien beschrieben.
4. *Reaktive Barriersysteme*. Durchströmte Reinigungs- oder Reaktionswände dienen der Adsorption, zur Rückhaltung, chemischen Umwandlung oder dem mikrobiologischen Abbau von Schadstoffen im Grundwasser. Die Entwicklung von Materialien, die als Füllung einer Reaktionswand eingesetzt werden können, stellt dabei den vordringlichsten Forschungsaspekt dar.
5. *Natürlicher Abbau und Rückhalt*. Dieses naturnahe Sanierungskonzept befasst sich mit der Erkundung, Probenahme, Analytik, Modellierung des Transportverhaltens, den Abbaubilanzen und Restrisiken von Schadstoffen im Grundwasser. Ein geochemischer Schwerpunkt ist die Integration zwischen Schadstoffwechselwirkung und Geomedium (Kap. 2).
6. *Flussgebietsübergreifender Einsatz von ingenieurgeochemischen Methoden*. In den integrierten Umweltstrategien, z.B. der EU-Wasserrahmenrichtlinie, gibt es für die Technische Geochemie eine Fülle von Aufgaben, insbesondere bei der Risikobewertung und Behandlung von Sedimentproblemen (Kap. 3.4, 3.5, 3.6). Beispiele für ingenieurgeochemische Lösungsansätze finden sich auf Seite 258.

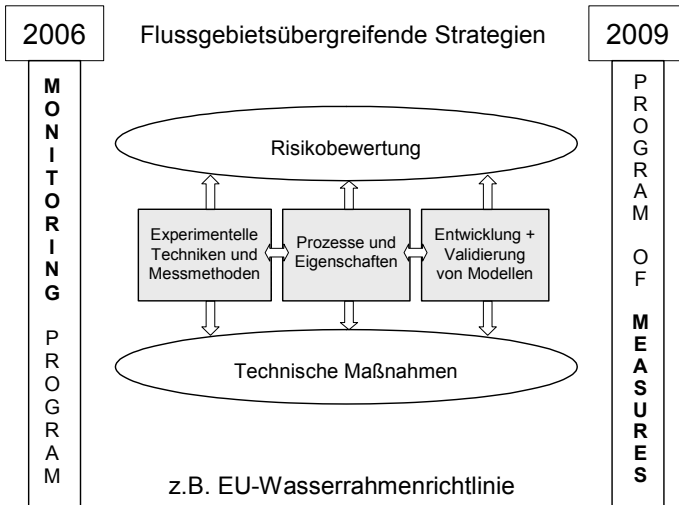


Abb. 1.45 Schematische Darstellung der Einbettung von ingenieurgeochemischen Methoden – Beispiel: sedimentbezogene Schwerpunktaufgaben in der Gewässergütwirtschaft (Abb. 3.4.-1) – in integrierte Umweltstrategien, z.B. die EU-Wasserrahmenrichtlinie.

Ingenieurgeochemie

Technische Geochemie - Konzepte und Praxis

Förstner, U.; Grathwohl, P.

2007, XII, 472 S. Mit CD-ROM., Hardcover

ISBN: 978-3-540-39511-9