

44. Immobilisierung von Schwermetallen in Baggerschlamm

U. Förstner, W. Calmano, M. Kersten

Summary:

Disposal alternatives for contaminated dredged materials from Hamburg harbor were discussed with respect to the mobility of heavy metals. Oxidation of sulfide minerals and organic substances, partly mediated by bacteria, affects mobilization of critical trace elements such as cadmium both in terrestrial and aquatic environments. Disposal of reduced sludge in estuaries should be avoided as well as areal dispersal of contaminated sediments in shallow marine areas. Chemical stabilization of these waste materials can be achieved by addition of calcium carbonate (land disposal of less buffered sludges) or by storage under permanently anoxic conditions out of the range of productive zones, e. g. in near-coast sub-sediment deposits.

1. Einleitung

Bedingt durch ihre Lage im Mündungsbereich von Tideflüssen müssen in den europäischen Seehäfen große Anstrengungen unternommen werden, um die seeschiffstiefen Hafeneinfahrten gegen die natürliche Sedimentation von Schwerstoffen offen zu halten und die erforderlichen Wassertiefen in den Hafenbecken zu gewährleisten. Dies gilt insbesondere für den Hamburger Hafen, der durch seine Lage im Stromspaltungsgebiet eines Tideflusses einer ständigen Versandung und Verschlickung ausgesetzt ist. Es müssen zur Zeit im Durchschnitt pro Jahr rund 2 Mill. m³ Mischboden (Sand und Schlick) gebaggert werden, weitere rd. 0,5 Mill m³/a fallen bei Hafenausbaumaßnahmen an. Jährlich rd. 30.000 m³ Schlick resultieren aus den Unterhaltungsbaggerungen der Baubehörde in Alster, Bille und Nebengewässern [1, 2].

Die bei den Unterhaltungsbaggerarbeiten anfallenden Bodenmassen mit einem Sand/Schlickverhältnis von etwa 2 : 3 wurden früher verwendet, um tiefliegende Flächen aufzuhöhen und so statt der bisherigen Grünlandnutzung Acker- bzw. Gartenbau zu ermöglichen [3]; die hohen Nährstoffgehalte des Schlicks förderten die damalige Entwicklung [4]. Nachdem die starke Belastung der Flußsedimente mit Schwermetallen bekannt wurde und insbesondere nach den Befunden über den Einfluß der Bodenreaktion auf die Löslichkeit und Pflanzenaufnahme von giftigen Spurenelementen aus kontaminierten Böden [5, 6] hat sich die Unterbringung des Baggergutes vom reinen Mengen- immer stärker zum Qualitätsproblem entwickelt [7 - 9].

Diese Probleme wurden seit Anfang der achtziger Jahre verschärft, nachdem drei traditionelle Beseitigungsmöglichkeiten entzogen oder stark eingeschränkt wurden:

- (1) Eine Baggergutverklappung in die nahegelegene Nordsee wurde von den deutschen Genehmigungsbehörden ausgeschlossen, da insbesondere die südliche Deutsche Bucht bereits einen kritischen Belastungszustand erreicht hatte; nach derzeitiger Gesetzeslage (Übereinkommen von Oslo und London zur Verhütung der Meeresverschmutzung) wäre eine Genehmigung dazu nur für begrenzte Zeit zur Lösung kritischer Entsorgungslagen zu erhalten.

- (2) Die landwirtschaftliche Verwertung läßt sich bei der Mehrzahl des heutigen Hafengebaggertes nicht mehr verantworten. Da die Technik der Baggergutaufbringung einer Neuschaffung von Böden gleichkommt, müssen bei einer späteren landwirtschaftlichen Nutzung die Bodengrenzwerte der Klärschlamm-Verordnung (AbfklärV vom 25. Juni 1982) in den Baggerschlämmen unterschritten werden. Hier sind z. B. die zwingend vorgeschriebenen Grenzwerte von Cadmium und Quecksilber derzeit um das 4- bis 5-fache überschritten, so daß angesichts der bekannten Vorbelastungssituation langfristig nicht mit einem Einsatz von Elbeschlick in der Landwirtschaft zu rechnen ist.

- (3) Die Kapazität der vorhandenen Spülfelder war bei Fortführung der damaligen Aufspülverfahren 1983 erschöpft. Mit dem Sofortprogramm "Einrichtung von Spülfeldern auf dem Moorburger Ellerholz" wurde kurzfristig eine Verlängerung geschaffen, doch dürfte nach Beendigung dieser Maßnahme (1987) die flächenhafte Ausbringung von Baggergut auf dem Staatsgebiet von Hamburg nicht mehr möglich sein.

Das angesichts dieser Situation entwickelte mittelfristige Konzept zur Baggergutunterbringung [10] sieht vor, die jährlich anfallende Menge stichfesten Schlicks etwa zu

gleichen Teilen an zwei Standorten innerhalb des FHH-Gebietes in Hügelform zu deponieren. Zur Zeit werden zwei Notmaßnahmen geplant bzw. durchgeführt, um die bei der Sicherung der erforderlichen Wassertiefen im Hamburger Hafen anfallenden Baggergutmengen zu beseitigen. Zum einen sollen entwässerte Schlämme auf der Deponie Schönberg/DDR abgelagert werden, zum anderen wird bereits in den kälteren Jahreszeiten in einigen Hafenecken durch "Schlickeggen" ein Teil des Schlammes in andere Bereiche des Hafens und der Elbe verfrachtet. Die Methode der "Umlagerung im Gewässer", die von der Bundesanstalt für Gewässerkunde für ihren Verantwortungsbereich in staugeregelten Bundeswasserstraßen in Anspruch genommen wird, sollte in der Tideelbe nicht angewandt werden, da hierbei hochkontaminiertes Material bei Ebbstrom in Zonen geringerer Belastung vorgelagert wird. Es gibt Hinweise, daß beim Übergang in die salz- und sauerstoffreicheren Ästuar- und Küstengewässer Schadstoffe, z. B. Cadmium, aus den belasteten Feststoffen der Elbe freigesetzt werden [11]. Die vorgeschlagene Vorgehensweise einer Rückführung des abgelagerten Hafenschlicks in den "naturbedingten Sedimentkreislauf" des Stromregimes der Elbe [10] würde dem umweltpolitischen Prinzip widersprechen, daß Schadstoffe nicht zu verteilen, sondern im Bereich ihres konzentrierten Anfallens zu behandeln sind. Mittelfristig wäre durch diese Maßnahme mit einer verstärkten Schadstoffbelastung im äußeren Ästuarbereich und schließlich auch in der südlichen Deutschen Bucht zu rechnen.

2. Lösungsalternativen für die Baggergutbeseitigung

Im Vorfeld der sogenannten alternativen Beseitigungsverfahren [10, 12] wurden vom Amt für Strom- und Hafenbau und

von den Arbeitsbereichen Verfahrenstechnik I und Gewässerreinigungstechnik der Technischen Universität Hamburg-Harburg zwei technische Problemlösungen für die Reduzierung der abzulagernden Schlickmengen und die Reinigung von Spülfeldabwässern entwickelt [13, 14]. Bei dem erstgenannten Verfahren wird das Baggergut nach einer Grobgutabtrennung in einem Hydrozyklon vorklassiert und in einem Aufstrom- oder Wirbelschichtklassierer in reinen, unbelasteten Sand und Schlick getrennt; das feinkörnige, mit Schadstoffen belastete Schlick-Wassergemisch wird anschließend bis zu einer stichfesten Konsistenz maschinell entwässert [13].

Für die Reinigung von Spülfeldabwässern und Sickerwässern aus Schlickdeponien ist ein Verfahren geeignet, bei dem die Ablaufwässer im Kreislauf geführt und damit die in die Gewässer wieder einzuleitenden Wassermengen erheblich reduziert werden; nur unter dieser Voraussetzung ist eine weitere Reinigung durch die Nachschaltung einer biologischen Stufe, mit der insbesondere die Ammoniumfracht abgebaut werden kann, wirtschaftlich möglich [14].

Für die Beseitigungsalternativen der kontaminierten Schlickanteile nennt die Durchführbarkeitsstudie des Battelle-Instituts [12] einige Möglichkeiten mit geringerer Erfolgsaussicht:

- o Schlick zur Düngung bei kargen Böden (s. o.)
- o Produktion von pflanzlicher Biomasse auf Schlick
- o Deponierung in Torfabbaugebieten
- o Herstellung von Blumentopferde
- o Deponierung von Schlick in Bergwerken
- o Bau von Schlickinseln im Flachwasserbereich.

Das Projekt "Schlickinsel" erschien den Autoren der Studie kaum realisierbar, weil damit entweder Eingriffe in die schutzwürdige Wattenlandschaft oder - bei einer Anlage im tieferen Wasser - ein hoher Aufwand an Aufbauarbeiten und Unterhaltungsmaßnahmen verbunden sind.

2.1 Einsatz in Baumaterialien

Für eine Verwendung von Baggerschlick in Baumaterialien nimmt die Battelle-Studie [12] günstigere Realisierungsmöglichkeiten an:

- o Zusatzstoff bei der Bausteinherstellung
- o Rohstoffersatz zur Faserherstellung
- o Schlick als Kiesersatz
- o Zusatz bei der Zementherstellung
- o Verfestigung zu Schlickstein

Die in dieser Kategorie genannten Verfahren haben das weitgesteckte Ziel einer Material-Wiederverwertung (Recycling) [15]. Ausgangsmaterialien sind entweder entwässerte oder durch Laugung (s. u.) vorbehandelte Baggerschlämme. Ziegeleierzeugnisse, bei denen feinkörnige Baggerschlämme eingesetzt werden können, umfassen Produkte mit porösen Scherben wie Mauerziegel, Deckenziegel und Dachziegel, sowie Produkte mit dichten Scherben wie Klinker und Riemchen; anlagentechnisch werden keine Probleme bei einem Einsatz des Schlicks gesehen. Die Baunternehmung Züblin AG Stuttgart hat im Januar 1983 einen Leichtzuschlagsstoff ("Blähtonersatz") vorgestellt, bei dem Neckarsediment mit Zusatzstoffen wie Ton, Flugasche, Rot-

schlamm und Altöl gemischt, granuliert und vorgetrocknet wird; das Granulat wird in einem Drehofen gebrannt, die Abluft in einer dreistufigen Filteranlage gereinigt und mit einer Temperatur von ca. 90 °C abgegeben. Hinsichtlich der Verwendung von Hamburger Hafenschlick in thermischen Verfahren ergeben sich besondere Schwierigkeiten durch die hohen Gehalte an leichtflüchtigem Quecksilber, die eine aufwendige Abluftreinigung erforderlich machen. Zur Zeit wird an technischen Lösungen gearbeitet.

Die Verwendung kontaminierter Schlämme in Baumaterialien bringt Probleme mit sich, weil damit Schadstoffe in der Umwelt verteilt werden. Für den daraus entstehenden Bauschutt könnte die Forderung nach verschärften Deponiebedingungen aufkommen. Auf der anderen Seite ist jedoch die Einbindung von Schadstoffen stärker und die "Verfügbarkeit" für Organismen geringer als in dem Ausgangsmaterial. Bei der Bewertung der Umweltverträglichkeit von festen Abfallstoffen wird deshalb der Frage der Bindungsfestigkeit von Schadstoffen ein höherer Stellenwert beizumessen sein als der bisherigen ausschließlichen Konzentrationsbetrachtung.

2.2 Auslaugungsverfahren

In der Kategorie der Lösungsmöglichkeiten, deren Durchführbarkeit noch nicht gesichert ist, befinden sich neben den Verfahren der "Pyrolyse von Schlick" und "Ölgewinnung aus Schlick" Methoden, bei denen eine Verminderung der Schwermetallgehalte des Schlicks durch mikrobielles Leaching oder durch chemische Extraktion erreicht werden könnten [12]. Die meisten Erfahrungen mit Auslaugungsverfahren liegen bisher bei der Säure-Extraktion von Klär-

schlammem vor [16]. Für die chemische Laugung von kontaminierten Baggerschlammem aus dem Neckar wurde von MÜLLER & RIETHMAYER [17] ein Verfahren vorgestellt, dessen Maximalkapazität bei vollkontinuierlichem Betrieb bei ca. 175.000 m³/Jahr liegen soll. Das durch Hydroxid- und Karbonatfällung gereinigte Wasser kann in den Vorfluter eingeleitet werden; aus 1 Tonne Gewässersediment erhält man rund 530 kg "entgifteten" Schlamm und 42 kg Metallkonzentrat.

Durch die bakterielle Vermittlung kann die pH-Senkung, die bei einer Oxidation von Sulfiden erfolgt, stark beschleunigt werden. Offensichtlich sind es vor allem Bakterien der Species Thiobacillus, die nach einer Senkung des pH-Wertes im Hafenschlick von Hamburg von ca. 7,5 auf 4 - 5 - z. B. durch Zugabe von schwefeliger Säure - eine weitere Absenkung des pH-Wertes auf 2 - 3 bewirken. Untersuchungen zur Entgiftung von Baggerschlamm aus dem Hamburger Hafen mit Hilfe eines kombinierten Verfahrens von chemischer und bakterieller Laugung [18] zeigen, daß im Vergleich zu einer reinen Säurelaugung in der Kombination mit Bakterien (Thiobacillus thiooxidans und ferrooxidans sind in dem anoxischen Sediment "natürlich" enthalten) die Kupferanteile wesentlich stärker mobilisiert werden, während die freigesetzten Bleianteile deutlich geringer sind (Tabelle 1).

Es ist festzustellen, daß mit diesem Verfahren zwar hohe Prozentanteile an Cadmium freigesetzt werden, doch gibt es andere Beispiele, Chrom und Blei vor allem, die auch nach dieser Behandlung noch über den Richtwerten liegen, nach denen z. B. eine landwirtschaftliche Nutzung dieser Schlämme möglich wäre. Für diese Elemente scheint der "Bodengrenzwert" der Abfall- und Klärschlammverordnung zu hoch angesetzt; die nach der Säureextraktion verbliebenen Anteile dürften auch längerfristig kaum noch pflanzenverfügbar sein.

	Cd	Pb	Zn	Cu	Cr	Ni	Mn	Fe
Schwefeldioxid	98%	54%	91%	38%	44%	68%	88%	37%
Bakterielle Laugung	99%	18%	95%	84%	45%	66%	91%	37%

Tabelle 1: Mit Schwefeldioxid und bakterieller Laugung aus Elbeschlick extrahierbare Metallanteile [16]

Die technischen Entwicklungen, insbesondere bei der Abtrennung der kontaminierten Lösungen und bei der Rückgewinnung von Wertmetallen, sind noch nicht ausgereift. Da langfristig - vor allem für stark metallbelastete Teilmengen - auch der Recycling-Aspekt stärker in den Vordergrund treten dürfte, sollten diese Entwicklungen gefördert werden.

2.3 Deponierung

Als 'klassische' Abfallbeseitigungsmethode wurde seit 1983 verstärkt die Möglichkeit einer Deponierung über Geländeneiveau untersucht. Eine ursprünglich für den "Suchraum Obergeorgswerder" (nach Auftragserteilung von politischer Seite wieder aus der Diskussion genommen wegen der öffentlichen Kontroversen um den nahegelegenen Müllberg Georgswerder) erstellte Entscheidungsgrundlage zur ökologischen Beurteilung enthielt unter anderem ein langfristiges Deponiekonzept, nach dem Nachbesserungen möglich sein sollten und gegebenenfalls auch Deponiematerial entnommen und für andere Zwecke verwendet werden konnte.

Für das Bau- und Betriebskonzept wurde folgender Vorschlag unterbreitet [19]: Bei einem Volumen von 5 Mill. m³ klassierten Elbe-Schlicks ist eine Gesamthöhe von 36 m erforderlich. Zur Ableitung der Poren- und Sickerwässer sowie zur Gasabführung sind über den Schlick-Lagen von 1,5 m Schichtdicke jeweils Sandschichten aufzubringen, die das Wasser entsprechend dem Gefälle mehreren Sandkernen zuleiten. Innerhalb der Sandkerne sickert das Wasser zur Deponiesohle, von wo es zum Deponierand fließt und dort gegebenenfalls aufbereitet werden kann. Der Transport und Einbau erfolgt in den Sommer- und Herbstmonaten an 60 Werktagen. Der normale Deponiebetrieb mit Mengen von 400.000 m³/a wird frühestens sieben Jahre nach Baubeginn erreicht sein.

Offene Fragen bestehen sowohl hinsichtlich des "Wasserpfad" als auch bei Gasproduktion: Wie hoch ist der Eintrag von Schadstoffen in den biologischen Kreislauf? Tritt eine Versauerung der Bodenlösungen auf, die beim Spülfeldbetrieb zu Problemen geführt hat? Wie wirkt sich der Eintrag von Ammonium auf den Gütezustand der Vorfluter aus? Wie hoch ist die Versickerung ins Grundwasser bei funktionierender Basisdrainage? Können diese Effekte z. B. durch Stabilisatoren, z. B. durch Kalkzugabe, verhindert werden?

Zur Beantwortung dieser Fragen wurde Ende 1984 die Arbeitsgemeinschaft "Schlicktechnik" vom Amt für Strom- und Hafenaufbau beauftragt, Konzepte für die Unterbringung von klassiertem, teilentwässertem Hafenschlick in einer hügelartigen Lagerstätte in Francop zu erarbeiten. Das Spülfeld Francop liegt im ehemaligen Vordeichgelände der Alten Süderelbe zwischen Francop und Finkenwerder und ist etwa 143 ha groß; es wird zur Zeit für die Baggergutbehandlung und -unterbringung genutzt. Unter den vier Varianten für eine Schlicklagerstätte Francop, die zur Zeit noch detailliert bearbeitet werden, sind die Anlagen eines unver-

festigten Hügels mit Sand/Schlick-Wechselagerungen, eines Einbaus mit Verfestigungsmitteln und eines Beckens mit Ringwall, in das unentwässerter Schlick eingefüllt würde.

Die letztgenannte Variante entspricht teilweise dem Vorschlag zu einer Deponierung von Schlick in einer Insel oder im Sediment des Küstenvorfeldes, hier allerdings unterhalb des Erosionsniveaus [12]. Bei diesem Beseitigungsverfahren wird zunächst Sand als Rohstoff gebaggert. Das entstandene Loch wird dann mit Schlick verfüllt und anschließend wiederum so mit einer ausreichenden Schicht Sand überdeckt, bis das ursprüngliche Niveau wieder hergestellt ist. In den Niederlanden ist gerade das Genehmigungsverfahren für den Bau einer künstlichen Halbinsel an der Küste vor Rotterdam abgeschlossen worden [20, 21]: In einer 20 m tiefen ca. 300 Hektar großen und mit einem 20 m hohen Ringdeich eingefassten Ausgrabung sollen während 15 Betriebsjahren ca. 150 Mill. m³ Baggerschlamm aus dem Hafen von Rotterdam abgelagert werden. Es wird mit Kosten von ca. 130 bis 200 Mill. DM gerechnet.

Während hinsichtlich der technischen, hydrologischen und umwelt-chemischen Fragen weitgehend auf die niederländischen Erfahrungen zurückgegriffen werden könnte, stellt sich die politische und rechtliche Situation für die norddeutsche Küste wie folgt dar [12]: Die Gewinnung von Sand und die anschließende Ausfüllung des gebaggerten Loches stellen nach der Definition des Bundesnaturschutzgesetzes einen Eingriff in den Naturhaushalt dar und unterliegen daher im Bereich der Dreimeilenzone den entsprechenden Ausführungsgesetzen zum Naturschutz- und zur Landschaftspflege der Küstenländer Bremen, Hamburg, Niedersachsen und Schleswig-Holstein. Ob bei einer Deponie im Flachwasserbereich unterhalb des Erosionsniveaus die Vorschriften des deutschen Abfallbeseitigungs- und Wasserrechts zu be-

achten sind, muß noch geprüft werden. Zu berücksichtigen sind für den Bereich des Wattenmeeres die internationalen und nationalen Vorschriften und Verpflichtungen zum Ökosystem- und Artenschutz wie z. B. das Ramsar-Abkommen von 1971 (Feuchtgebiete von internationaler Bedeutung), das Bonner Übereinkommen zur Erhaltung von wandernden, wildlebenden Tierarten, die EG-Vogelschutzrichtlinie, die Gemeinschaftsaufgabe "Verbesserung der Agrarstruktur und des Küstenschutzes", das Washingtoner Artenschutz-Übereinkommen sowie das Übereinkommen zur Erhaltung freilebender Tiere und wildwachsender Pflanzen und ihrer natürlichen Lebensräume in Europa.

3. Mechanische und chemische Stabilisierung von Bagger-schlamm

Verfahren zur Verfestigung von Abfallstoffen haben das Ziel, durch eine verstärkte Einbindung die Abgabe-Rate von Schadstoffen an die Biosphäre zu verringern bzw. die Austauschprozesse zu verzögern [22]. Dabei können 2 Stufen unterschieden werden:

- o Im günstigen Fall sollte ein Material hergestellt werden, welches für erdbauliche Zwecke herangezogen werden kann, wie Geländeauffüllung, Straßenunterbau, Deichbau, Bau von Lärmschutzwällen und dergleichen, so daß für gewisse Massenabfälle auf Deponien ganz verzichtet werden kann;
- o in weniger günstigen Fällen könnte ein Verfestigungsverfahren geeignet sein, ein Material so vorteilhaft zu verändern, daß es auf nähergelegene oder weniger aufwendig zu erschließende Deponieflächen verbracht werden kann.

Die Bewertung der Wirksamkeit stellt in vielen Fällen eine schwierigere Aufgabe dar als die eigentliche Verfestigungsmaßnahme. Dies liegt in erster Linie an dem Mangel an Informationen über das Langzeitverhalten von Schadstoffen, sowohl im Originalabfall als auch im verfestigten Material. Einheitliche Kriterien liegen bislang nur spärlich vor und sind dann meist wegen ihrer Einfachheit allseitiger Kritik ausgesetzt, wie z. B. der Auslaugtest "S 4" der Deutschen Einheitsverfahren zur Wasser- und Schlammuntersuchung oder der Standard Elutriate Test des U.S.Army Corps of Engineers/Environmental Protection Agency. In einem Forschungsvorhaben des Umweltbundesamtes untersuchen wir zur Zeit die Möglichkeiten für die Anwendung von chemischen, mineralogischen, biologisch-ökotoxikologischen und Baustoff-Testverfahren bei der Bewertung von Stabilisierungsmaßnahmen an kontaminierten Baggerschlämmen.

Die Lösungsalternativen für die Beseitigung kontaminierter Baggerschlämme müssen in erster Linie das chemische Verhalten von Schadstoffen berücksichtigen, insbesondere die Wirkung mobilisierender Einflußfaktoren wie pH-Senkung und Komplexierung. Die Festlegung von Schadstoffen kann durch zweierlei Maßnahmen beeinflusst werden:

1. durch Zuschlagstoffe und
2. durch die Wahl angemessener Ablagerungsbedingungen.

3.1 Stabilisierung durch Zuschlagstoffe

Neben einer globalen bzw. überregionalen Versauerung von Böden, die durch den verstärkten Eintrag von Säure aus der Atmosphäre ausgelöst wird, können in den Sedimenten

die pH-Werte auch durch eine Oxidation sulfidischer Komponenten gesenkt werden. Zur Ermittlung der Pufferkapazität von Baggerschlämmen haben wir unter anderem "Titrationsversuche" durchgeführt: Für gut gepufferte Schlämme (z. B. Neckar-Baggergut) wird die pH-Absenkung in einer 10 %-igen Feststoffsuspension nach Zugabe von 5 mmol [H]/g Feststoff bei weniger als 2 pH-Stufen liegen, während mäßig gepufferte Systeme zwischen 2 und 4 pH-Stufen, gering gepufferte Schlämme (z. B. aus dem Hamburger Hafen) um mehr als 4 pH-Einheiten gesenkt werden.

Zur Stabilisierung von Baggerschlämmen auf Landdeponien haben wir Experimente durchgeführt mit Kalkhydrat, Kalkstein, Zement und Flugasche in verschiedenen Mischungsverhältnissen zum originalen Hafenschlick von Hamburg (Tabelle 2). Die Mischungen unterscheiden sich stark in ihren pH-Werten.

Probe	Hafenschlick	Kalkhydrat	Kalkstein	Zement	Flugasche	AnfangspH-Wert
1	100g	-	-	-	-	7,74
2	80g	10g	10g	-	-	11,76
3	80g	-	20g	-	-	8,68
4	80g	10g	-	10g	-	11,43
5	80g	-	-	10g	10g	11,44

Tabelle 2: Mischungen von Baggerschlamm und Zuschlagstoffen für die vorliegenden Untersuchungen

Die Titrationskurven zweier Beispiele sind in Abbildung 1

wiedergegeben: Bei einem hohen Anfangs-pH-Wert bei Zugabe von Zement oder Calciumhydroxid können sich lösliche Metallbasen bilden und Geruchsprobleme durch Ammoniak entstehen. Günstiger ist die Zugabe von Kalk - z. B. von Kreidekalk - mit dem über einen weiten Bereich des Säureeintrags pH-Werte um den Neutralpunkt gewährleistet werden können. Wie zu erwarten war sind die Eluate in den

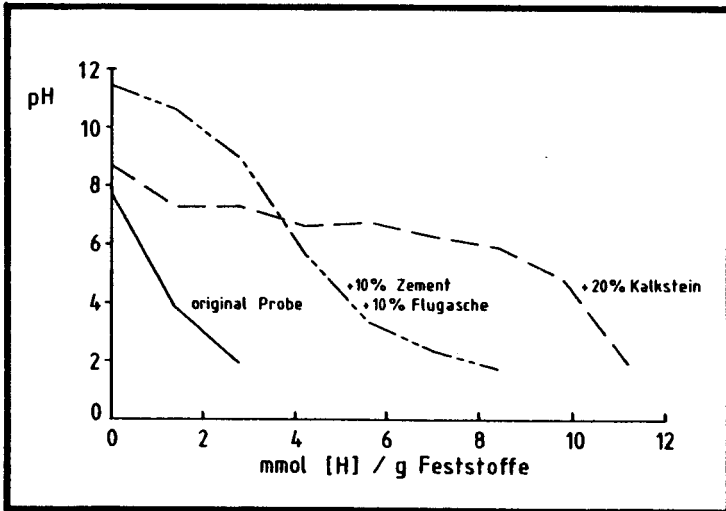


Abbildung 1: Wirkung von Calciumkarbonat- und Zement/Flugaschenzusätzen auf die chemische Stabilität von feinkörnigen Hafensedimenten (Elbe/Hamburg), dargestellt an den Veränderungen der pH-Werte von Feststoffsuspensionen

Mischungen mit höheren pH-Werten (Kalkhydrat, Kalkhydrat/Zement, Zement/Flugasche) an einigen Schwermetallen angereichert. Dies gilt insbesondere für Kupfer und Nickel,

Metall	Hafen- schlick	Kalkstein (Kreide)	Kalk- hydrat	Kalkhydrat/ Zement	Zement/ Flugasche
Arsen	1%	5%	1%	-	-
Cadmium	-	-	-	-	-
Kupfer	-	-	21%	16%	17%
Nickel	-	1%	18%	15%	10%
Blei	-	-	-	-	-
Zink	-	-	-	-	-
pH	7,5	7,8	12,3	12,0	12,0
TOC	44	46	259	307	277 mg/l

* nach §4 der Deutschen Einheitsverfahren

Tabelle 3: Eluierbarkeit von Metallen durch Wasser* (in % der Metallgehalte in der Originalprobe)

von denen zwischen 10 % und 20 % der Originalgehalte eluiert werden können (Tabelle 3). In denselben Eluaten liegen auch die TOC-Werte deutlich über den entsprechenden Daten der neutralen Schlämme (Tabelle 3).

Der Einfluß eines Säureeintrags auf die Metallfreisetzung aus den stabilisierten Proben ist in der Tabelle 4 für das Beispiel der Kalkstein-Addition dargestellt:

In der Originalprobe werden durch die Ansäuerung auf pH 3 sehr hohe Anteile an Cadmium (60 %), Zink (56 %) und Nickel (38 % der Ausgangskonzentrationen) freigesetzt. Eine gleiche Säurezugabe zu der stabilisierten Probe bewirkt nur

	Original-Probe		+ 20% Kalkstein	
	pH 5	pH 3	(pH 6,8)	(pH 5,9)
Arsen	2,1	12,2	7,6	25,9
Cadmium	7,4	62,5	-	0,4
Kupfer	0,2	3,8	0,1	0,1
Nickel	10,7	37,6	1,8	5,2
Blei	0,1	0,3	0,1	0,1
Zink	13,4	56,2	0,3	2,0

Tabelle 4: Mobilisierung von Metallen (in % der Anteile in der Originalprobe) bei Säurezugabe zu originalen und mit 20 % Kalk verfestigten Hafenschlickproben

noch bei Nickel eine signifikante Freisetzung, die jedoch bei dem geringen anthropogenen Anteil dieses Metalls nicht sehr relevant erscheint. Wesentlich stärker ins Gewicht fällt die Zunahme der Arsen-Mobilisierung, die eine der Problem-Substanzen in Deponie-Materialien darstellt.

Kostenschätzungen über Verfestigungsmaßnahmen sind zur Zeit noch mit vielen Unsicherheiten verbunden. Nach einer vorläufigen Schätzung des Battelle-Instituts dürfte die Verfestigung mit Zement je nach Einsatz von Bindemittel - 10 % bzw. 15 % Zement - zwischen 30 DM und 55 DM/Kubikmeter entwässerten Schlick kosten [23].

3.2 Einlagerung unter permanent anoxischen Bedingungen

Für das Verhalten von Schwermetallen nach der Ablagerung spielen Redoxveränderungen im Sediment eine besonders wichtige Rolle. Dies gilt vor allem für die Oxidation anaerober Schlämme, bei der für eine Reihe potentiell toxischer Metalle eine Remobilisierung erfolgt. Die kombinierte Wirkung von pH-Senkung und Eh-Erhöhung wurde zuerst in Labor- experimenten von GAMBRELL und Kollegen [24] untersucht; es wurde festgestellt, daß der Übergang von reduzierenden, schwach alkalischen Verhältnissen in ein saures, oxidiertes Milieu zu einer nachhaltigen Remobilisierung von Schwermetallen führen kann. Solche Bedingungen waren vor

Feststoff-Fraktion	Extraktionsmittel	Zufluß	Abfluß
Kationentausch	Ammonium-Acetat	21,0%	18,0%
Karbonatfraktion	1 M Essigsäure	21,4%	56,7%
Leicht reduzierbar	0,1 M Hydroxyl- amin ·HCl in 0,01 M Salpetersäure	9,2%	11,8%
Übrige Phasen	Gesamtaufschluß	49,3%	13,5%

Tabelle 5: Veränderung der Cadmium-Bindungsformen einer Baggerschlamm suspension im Spülfeldbetrieb (nach [25])

Wir haben diesen Effekt durch einen Vergleich der Bindungs-

allem bei der Landdeponie von anaeroben Baggerschlämmen zu erwarten, und dort in erster Linie bei einer flächenhaften Aufspülung. Die Untersuchungen, die 1978 von HOEPEL und Kollegen [25] publiziert wurden, vergleichen die Feststoffphasen von Cadmium in den Spülfeldsuspensionen am Zufluß und am Abfluß (Tabelle 5): die Phasenauftrennung erfolgte durch eine Auslaugungsfolge, die mit 1M Ammoniumacetat beginnt (Kationenaustausch), gefolgt von einer Behandlung mit 1M Essigsäure (Karbonatphasen) und Hydroxylaminhydrochlorid (leicht reduzierbare Phasen). In den Residualfraktionen sind neben den silikatischen Phasen auch die schwerer reduzierbaren Phasen und die organisch/sulfidischen Komponenten enthalten. Im Falle des Cadmium scheinen die letztgenannten Phasen vorzugsweise in Karbonate umgewandelt zu werden (Tabelle 5). Dieser Mobilisierungseffekt zeigt sich auch in der Erhöhung der gelösten Metallgehalte in den Abflüßwässern.

formen in den anaeroben Originalproben und nach Oxidation an Schlickproben aus dem Hamburger Hafen nachgewiesen [26]; für die Charakterisierung der Bindungsformen wurde eine sechsstufige chemische Extraktionssequenz eingesetzt [27]. Am größten waren die Veränderungen bei den Cadmium-Bindungsformen: Verglichen mit den Resultaten an der unoxidierten Original-Probe bewirkt eine Zufuhr von Sauerstoff zunächst einen Übergang der stabilen Sulfidbindung in leicht reduzierbare Phasen, und bei der weiteren Behandlung entstehen karbonatische und kationenaustauschbare Phasen. Das bedeutet insgesamt eine Schwächung der Feststoffbindung. Eine Senkung des pH-Wertes, aber auch ein erhöhter Eintrag organischer Komplexbildner oder eine Zunahme des Salzgehaltes bewirkt dann eine verstärkte Freisetzung der Metalle aus dem Sediment [26].

Die Veränderung der Anteile der organischen/sulfidischen Fraktion bei der Oxidation von anoxischen Schlämmen sind in der Abbildung 2 für verschiedene Metallbeispiele im Hafenschlick von Hamburg wiedergegeben [28]. Es zeigt sich, daß die hohen oxidierbaren Anteile von Kupfer in

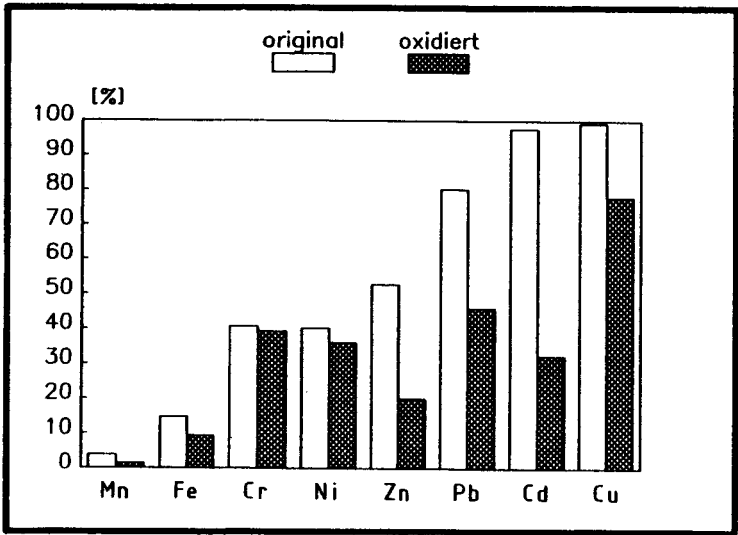


Abbildung 2: Variation der sulfidisch/organischen Fraktion für die verschiedenen Metalle in Hafenschlick [28]

der Originalprobe während einer 1-stündigen Belüftung nur zu ca. 20 % in andere, labilere Phasen umgewandelt werden; die originalen oxidierbaren Anteile von Chrom und Nickel überstehen diese Behandlung nahezu unverändert. Möglicherweise liegen bei diesen Elementen überwiegend organische Bindungen vor, die weniger reaktiv als die sulfidischen Phasen sind.

Aus geochemischer Sicht stellt die Ablagerung unter stabilen anoxischen Bedingungen die wirksamste Methode für die Beseitigung großer Mengen an reduzierten, schwermetallkontaminierten Schlämmen dar. Das marine Milieu erscheint dabei besonders günstig wegen der hohen Stabilität der sulfidischen Schwermetallphasen verglichen mit karbonatischen und oxidischen Bindungsformen. Vor allem für queck-

silberreiche Bagger Schlämme wie wir sie im Hamburger Hafen finden, ist ein typisch mariner Prozeß von Interesse [29, 30]: Monomethylquecksilber, eine der giftigsten Verbindungen im Gewässer, wird durch eine Disproportionsreaktion im anoxischen, sulfidischen Milieu in leichtflüchtiges Dimethylquecksilber und sehr schwerlösliches Quecksilbersulfid umgewandelt [31].

Neben dem Beispiel der Hafenschlick-Inseldeponie vor Rotterdam sind mehrere Projekte in Bearbeitung, bei denen Bagger Schlämme in Vertiefungen auf dem Meeresboden abgelagert und mit inerten Sedimenten abgedeckt werden [32, 33]. Dabei werden auch zunehmend die organischen Schadstoffe berücksichtigt, deren Verhalten bisher im Vergleich zur Schwermetallthematik wenig untersucht worden ist [34 - 36]. Es gibt Hinweise, daß der Abbau von Organohalogen-Pestiziden unter anaeroben Bedingungen rascher vonstatten geht als in aeroben Systemen [37]. Weitgehend unbeantwortet ist dagegen die Frage, ob unter den marinen Bedingungen die Masse der organischen Substanzen rascher zersetzt wird als in dem methanischen Milieu anoxischer Süßwassersedimente und welche Rolle diese Prozesse hinsichtlich der Gasbildung und Entstehung metall-komplexierender Verbindungen spielen.

4. Ausblick

Die Einlagerung von Hafenschlick im Küstenbereich besitzt unter den Kriterien "Technische Verfügbarkeit", "Entsorgungssicherheit" und "Wirtschaftlichkeit" Vorteile gegenüber anderen Beseitigungsalternativen. Als besonders vorteilhaft ist zu werten, daß bei entsprechender Standortwahl in Brack- oder Salzwasserbereichen die Gefährdung von Trinkwasservorkommen geringer als bei normalen Landdeponien wäre.

Es besteht kein Zweifel, daß eine solche Maßnahme in der Wattenmeer-Region schwer durchzusetzen ist. Eine Umweltverträglichkeitsprüfung im Sinne einer Erfassung sowohl der wesentlichen Umweltauswirkungen als auch der ökonomischen Bedingungen für ihre Beherrschung, muß jedoch bei allen Überlegungen im Bereich der Raumordnung berücksichtigen, daß die Freie und Hansestadt Hamburg durch die Entnahme und kontrollierte Deponierung eines Großteils der ankommenden Schadstoffe einen wichtigen Beitrag zur Reinhaltung der Nordsee leistet.

Bei der Beurteilung aller möglichen Maßnahmen sollte von dem Grundsatz ausgegangen werden, daß noch unbelastete Flächen von Schadstoffeinträgen möglichst freigehalten werden. Unter diesem Blickwinkel kann eine unkontrollierte Verklappung und Verteilung kontaminierter Schlämme insbesondere in Flachmeergebieten oder eine Umlagerung im tidebeeinflußten Elbstrom nicht länger vertreten werden. Eine Untersedimentdeponie nach dem "Capping"-Verfahren würde jedoch nach Wiederherstellung der ursprünglichen Flächenbeschaffenheit dem oben genannten Grundsatz gerecht werden. Die Gefahr der Umgebungskonfamination während der Einlagerungsphase ist z. B. durch die Anlage einer tiefen Grube mit allseitigen Randschutzwällen in Form eines Atolls zu vermeiden. Ausgehend von einer erosions sicheren Einlagerung unterhalb der tiefesten Lage, die eine Sedimentumlagerung infolge geomorphologischer Veränderung selbst nach Jahrhundertsturmflutereignissen langfristig erreichen kann, ist mit einer abschließenden Überdeckung mit inertem Material eine nachsorgefreie Einlagerung möglich.

Literaturverzeichnis

- [1] CHRISTIANSEN, H. Probleme im Zusammenhang mit dem
ÖHLMANN, G. Anfall von Baggergut im Hamburger
TENT, L. Hafen
(1982): Wasserwirtschaft 72, 385 - 389
- [2] GÖHREN, H. Probleme der Baggergutunterbringung
(1982): des Hamburger Hafens
Z. f. Kulturtechnik u. Flurberei-
nigung 23, S. 95 - 104
- [3] KÜHN, R. Geländeaufhöhung mit Baggerboden
MÖNNINGHOFF, H. aus dem Hamburger Hafen
(1978): Wasser und Boden 11, 294 - 298
- [4] MANSHARDT, E. Verwendung von Elbschlick als Boden-
(1974): verbesserungsmittel
Z. Pflanzenernähr. Bodenkd. 39,
61 - 77
- [5] HERMS, U. Einfluß der Bodenreaktion auf Lös-
BRÜMMER, G. lichkeit und tolerierbare Gesamt-
(1980): gehalte an Nickel, Kupfer, Zink,
Cadmium und Blei in Böden und kom-
postierten Siedlungsabfällen.
Landwirtschaftl. Forschung 33,
408 - 423
- [6] HERMS, U. Schwermetallgehalte im Hafenschlick
TENT, L. sowie in landwirtschaftlich genutz-
(1982): ten Hafenschlick-Spülfeldern im
Raum Hamburg
Geol. Jb., F12, 3 - 11

- [7] FÜRSTNER, U. Baggerschlammprobleme in der Bundesrepublik Deutschland
(1982): Sicherheit in Chemie und Umwelt 2,
97 - 99
- [8] KNÖPP, H. et al. Wird das Baggern an öffentlichen Gewässern zum Umweltproblem?
(1982): Jahresbericht 1981 der Bundesanstalt für Gewässerkunde Koblenz, S. 1 - 38
- [9] SCHENKEL, W. Baggergut in der Bundesrepublik Deutschland - Anfall und Beseitigung
(1984): In: Fachseminar Baggergut, Hamburg, 27.2. - 1.3.1984, S. 5 - 26
- [10] Bürgerschaft der Freien und Hansestadt Hamburg, Drucksache 11/839 v. 14.6.1983: Sicherung der Unterhaltungsbaggerungen im Hamburger Hafen sowie der Baggerungen in Alster, Bille und Nebengewässern (mit einem Bericht über die Ergebnisse der bisherigen Untersuchungen zur Baggergutunterbringung).
Mitteilung des Senats an die Bürgerschaft, 11. Wahlperiode
- [11] AHLF, W. The River Elbe: Behaviour of Cd and Zn during estuarine mixing.
(1983): Environ. Technol. Letts. 4, 405 - 410

- [12] BATTELLE-INSTITUT "Neue Technologien zur Behandlung
e. V. Frankfurt von Baggerschlick. Durchführbar-
(1982): keitsstudie Stufe I: Sammlung, Vor-
auswahl und Beschreibung der aus-
sichtsreichsten Lösungsmöglichkei-
ten.
August 1982, 184 S.
- [13] WERTHER, J. Aufstrom-Klassierung und maschinelle
DREUSCHER, H. Entwässerung des Hamburger Hafenschlicks
HILLIGARDT, R.
(1984): In: Fachseminar Baggergut, Hamburg,
27.2. - 1.3.1984 BWVL-FHH/Strom-
und Hafenaufbau, S. 183 - 201
- [14] SEKOULOV, I. Pilotversuche zur Reinigung von Spül-
ROHBRECHT-BUCK, K. feldabwässern
VAN ASSCHE, J. In: Fachseminar Baggergut, Hamburg
(1984): 27.2. - 1.3.1984. BWVL-FHH/Strom-
und Hafenaufbau, S. 309 - 324
- [15] DÄRR, G.-M. Baggergut als Sekundärrohstoff zur
(1984): Herstellung von Baumaterialien.
In: Fachseminar Baggergut, Hamburg
27.2. - 1.3.1984. BWVL-FHH/Strom-
und Hafenaufbau, S. 389 - 403
- [16] CALMANO, W. Verfahren zur Entfernung von Schwer-
(1984): metallen aus Baggerschlick - Stand
der Untersuchungen, offene Fragen,
Probleme der Umsetzung.
Fachseminar Baggergut, Hamburg,
27.2. - 1.3.1984. BWVL-FHH/Strom-
und Hafenaufbau, S. 271 - 285

- [17] MÜLLER, G.
RIETHMAYER, S.
(1982):
Chemische Entgiftung: das alternative Konzept zur problemlosen und endgültigen Entsorgung schwermetallbelasteter Baggerschlämme.
Chemiker-Ztg. 106, 289 - 292
- [18] CALMANO, W.
AHLF, W.
FÖRSTNER, U.
(1983):
Heavy metal removal from contaminated sludges with dissolved sulfur dioxide in combination with bacterial leaching. Proc. Int. Conf. Heavy Metals in the Environment, Heidelberg, S. 952 - 955
CEP-Consultants, Edingburgh
- [19] DÜHRKOP, H.
(1984):
Bodenmechanische und grundbautechnische Probleme bei der Aufschüttung getrockneten Schlicks in Hügelform. In: Fachseminar Baggergut, Hamburg 27.2. - 1.3.1984. BWVL-FHH/Strom- und Hafenanbau, S. 361 - 378
- [20] (1984):
Stadt Rotterdam/Rijkswaterstaat:
Grootschalige locatie voor de berging van baggerspecie uit het benedenrivierengebied.
Projektbericht/Umweltverträglichkeitsstudie, Okt. 1984, 334 S.
(Zusammenfassung 64 S.)
- [21] BERGGREN, H.
(1985):
Depot für verunreinigten Hafenschlamm soll Rotterdam von heiklem Problem befreien
Rotterdam Europoort Delta 1/85,
S. 8 - 13

- [22] WIEDEMANN, U.
(1982):
Verfahren zur Verfestigung von Sonderabfällen und Stabilisierung von verunreinigten Böden - Stand der Erkenntnisse und Anwendungsmöglichkeiten
UBA Berichte 1/82, Erich Schmidt Verlag Berlin, 149 S.
- [23] BATTELLE-INSTITUT
e.V., Frankfurt
(1985):
Neue Technologien zur Behandlung von Baggerschlick - Durchführbarkeitsstudie Stufe II: Detaillierung. Endbericht Teil 1: Verfestigung von Hafenschlick, 35 S.
- [24] GAMBRELL, R.P.
et al.
(1977):
Transformations of heavy metals and plant nutrients in dredged sediments as affected by oxidation reduction potential and pH.
U.S. Army Corps of Engineers, Dredged Material Research Program, Vicksburg MS, Rept. D-77-4, 309 S.
- [25] HOEPEL, R. E.
MEYERS, T. E.
ENGLER, R. M.
(1978):
Physical and chemical characterization of dredged material influents and effluents in confined land disposal areas.
U.S. Army Engineer Waterways Experiment Station, Techn. Rept. D-78 - 24
- [26] KERSTEN, M. et al.
(1985):
Freisetzung von Metallen bei der Oxidation von Schlämmen - umweltchemische Aspekte der Baggergutdeponierung.
Vom Wasser 65, 21 - 35

- [27] FÜRSTNER, U. Bindungsformen von Schwermetallen
CALMANO, W. in Baggerschlämmen
(1982): Vom Wasser 59, 83 - 92
- [28] KERSTEN, M. Mineral/water reactions and chemical
FÜRSTNER, U. forms of metals in anoxic sediments
(1986): of the Elbe River Estuary.
In: Degens, E. T., Kempe, S. und
Gan Wei Bin (Hrsg.) Transport of
Carbon and Minerals in Major World
Rivers, Vol. 4 SCOPE/UNEP Sonderband,
Mitt. Geol.-Paläontol. Institut
Univ. Hamburg (im Druck)
- [29] BLUM, J. E. Effect of salinity on methylation
BARTHA, R. of mercury.
(1980): Bull. Environ. Contam. Toxicol 25.
404 - 408
- [30] BERMAN, M. Control of the methylation process in
BARTHA, R. a mercury-polluted aquatic sediment.
(1986): Environ. Pollut. (Ser. B) 11, 41-53
- [31] CRAIG, P. J. The role of sulphide in the formation
MORETON, P.A. of dimethyl mercury in river and
(1984): estuary sediments.
Mar. Pollut. Bull. 15, 406 - 408

- [32] MORTON, R. W.
(1980): "Capping" procedures as an alternative technique to isolate contaminated dredged material in the marine environment.
In: Dredge spoil disposal and PCB contamination: Hearings before the Committee on Merchant Marine and Fisheries. House of Representatives, Ninety-sixth Congress, 2nd Session, on Exploring the Various Aspects of Dumping of Dredged Spoil Material in the Ocean and the PCB Contamination Issue, March 14, May 21, 1980, U.S.G.P.O. Ser. No. 96-43, S. 623 - 652, Washington D. C.
- [33] BOKUNIEWICZ, H.J.
(1982): Submarine borrow pits as containment sites for dredged sediments.
In: D. R. Kester, B. H. Ketchum, I. W. Duedall, P. K. Park (Hrsg.) Dredged-Material Disposal in the Ocean (Waste in the Ocean, Vol. 2), S. 215 - 227. John Wiley & Sons, New York
- [34] BRANNON, J. M.
HOEPPPEL, R. E.
GUNNISON, D.
(1984): Efficiency of capping contaminated dredged material. Dredging and Dredged Material Disposal, Vol. 2. Proc. Conf. Dredging '84, Clearwater Beach, Florida, S. 664 - 673
- [35] SUMERI, A.
(1984): Capped in-water disposal of contaminated dredged material. Dredging and Dredged Material Disposal, Vol. 2, Proc. Conf. Dredging '84, Clearwater Beach, Florida, S. 644 - 653

Anschrift der Verfasser:

Prof. Dr. rer. nat. U. Förstner
Dr.-Ing. W. Calmano
Dipl.-Ing. M. Kersten
Arbeitsbereich Umweltschutztechnik,
Technische Universität Hamburg-Harburg
Eißendorfer Str. 38
D - 2100 Hamburg 90
