

NOV. 1989 - EAWAG, CH - 8600 DÜBENDORF, SCHWEIZ/SUISSE

**ANFORDERUNGEN AN DIE KLÄRSCHLAMM-
ENTSORGUNG**

EINFÜHRUNG VON UELI BUNDI

In der Schweiz fallen zur Zeit im Jahr 400'000 m³ Klärschlamm an (260'000 Tonnen Trockensubstanz), die so zu entsorgen sind, dass dabei keine neuen Umweltbelastungen entstehen. Das Ziel, den Schweizer Klärschlamm vollumfänglich und nach strengen Massstäben umweltgerecht in der Schweiz selber zu entsorgen, wird allerdings nicht erreicht. Es fehlen die entsprechenden Entsorgungskapazitäten. Und bezüglich der Umweltverträglichkeit der verschiedenen Entsorgungswege gibt es noch mancherlei offene Fragen.

Probleme mit dem Klärschlamm sind nicht neu. Ihre Gewichtung hat sich im Verlaufe der Zeit aber verändert, einerseits dank ergriffener Abhilfemassnahmen, andererseits wegen neuer Erkenntnisse. Im Prinzip ging und geht es bei der Klärschlammentsorgung um

- ästhetische Probleme, speziell Gestank,
- hygienische Probleme, das heisst die mögliche Übertragung von Krankheitserregern auf Tier und Mensch,
- Probleme des Düngstoffeintrages in die Gewässer, und um
- Probleme der Umweltbelastung durch anorganische und organische Schadstoffe.

Diese letztere Problematik steht im Zentrum der nachfolgenden Artikel. Es wird versucht, den Stand der Kenntnisse darzulegen über die Metalle und die organischen Schadstoffe im Klärschlamm - ihre Herkunft und ihr Vorkommen, ihre mögliche Anreicherung im

INHALT

ANFORDERUNGEN AN DIE KLÄRSCHLAMMENTSORGUNG

1. Entstehung des Klärschlammes und seiner Schadstoffgehalte - Erfordernisse und Möglichkeiten der Ursachenbekämpfung

- Die Entwicklung des Klärschlammanfalles in der Schweiz, **Willi Gujer** 2
- Veränderung und Bedeutung der Metallfrachten im Klärschlamm, **Paul Brunner** 5
- Organische Verunreinigungen im Klärschlamm, **Walter Giger** 8

2. Behandlung und Endlagerung des Klärschlammes

- Grundsätzliche Überlegungen zur Klärschlamm-Hygenisierung, **Anthony Mason, Mario Snozzi** 12
- Die aerob-anaerobe Verfahrenskombination bei der Klärschlammbehandlung, **Hansruedi Siegrist** 15
- Lässt sich das Langzeitverhalten von Klärschlamm in Deponien voraussagen? **Thomas Lichtensteiger** 19

3. Klärschlamm-trocknung & Klärschlammverbrennung

- Anforderungen an die Klärschlamm-Verbrennung, **Georg Henseler, H. Siegrist, Peter Baccini** 23
- Technik der Klärschlammverbrennung, **Albert Obrist (Holderbank)** 26

4. Fazit der Tagung

- Optionen der Klärschlammentsorgung, **Mario Snozzi** 31

MITTEILUNGEN DER EAWAG 32

PUBLIKATIONEN 35



Gesprächsleiter (G) und Referenten an der EAWAG-Info-Tagung vom 26.9.89 über Anforderungen an die Klärschlamm-Entsorgung (von links nach rechts): **Albert Obrist, Hans Wasmer (G), Dr. Walter Giger, Dr. Thomas Lichtensteiger, Dr. Paul Brunner, Dr. Hansruedi Siegrist, Dr. Mario Snozzi, Ueli Bundi (G), Dr. Anthony Mason, Prof. Peter Baccini (G), Dr. Willi Gujer.**

Il est prévu de publier en français les discours de la journée d'information du 26 septembre 1989 "Traitement des boues d'épuration: conditions à respecter" dans une des prochaines Nouvelles de l'EAWAG.

Boden, ihre Konsequenzen für die Entsorgung des Klärschlammes. Und weil die Klärschlamm Entsorgung ganz ausgeprägt auch ein Mengenproblem ist, wird in einem der Artikel die vergangene und künftige Mengenentwicklung analysiert.

In einem weiteren Beitrag werden verschiedene Aspekte der heute vermehrt in Betracht gezogenen Kombination aerober und anaerober Verfahrensstufen zur Klärschlammstabilisierung diskutiert. Schliesslich wird auch die Problematik der Klärschlammhygiene aufgegriffen, in der ebenfalls noch viele offene Fragen existieren. Es schien uns wichtig, das Hygieneproblem aus der heutigen Sicht unserer Mikrobiologen darzustellen und damit nicht zuletzt eine Auffrischung der Kenntnisse zu vermitteln.

Die EAWAG-Veranstaltung vom 26.9.89, an der die hier wiedergegebenen Beiträge über Klärschlamm vorgetragen wurden, läuft unter dem Motto "Von der Forschung zur Praxis". Es geht uns also darum, die Einsichten und Forschungsergebnisse der EAWAG an die interessierte Praxis weiterzuvermitteln. Damit sollen Unterlagen zur Verfügung gestellt werden, die wichtig sind für die Ausgestaltung der Klärschlamm Entsorgung. Die Frage hingegen, welche Wege in der künftigen Klärschlamm-Entsorgung beschreibbar sind und effektiv besritten werden sollten, kann von der EAWAG nicht beantwortet werden. Um diese Wege zu finden, braucht es gemeinsame und langdauernde Anstrengungen aller beteiligten Kreise der Praxis, der Vollzugsinstanzen, der Forschung und auch der Verursacher von Klärschlamm, den Abwasserproduzenten. In diesem Sinne ist wohl auch das Motto unserer Veranstaltung teilweise revisionsbedürftig. In der Klärschlamm Entsorgung und in anderen Fragen des Umweltschutzes braucht es einen "Dialog zwischen der Forschung und der Praxis". Wir werden uns bemühen, das unsere zu diesem Dialog über die Veranstaltung hinaus beizutragen.

DIE ENTWICKLUNG DES KLÄRSCHLAMMANFALLES IN DER SCHWEIZ

WILLI GUJER

EINLEITUNG

Als die Kläranlage Dübendorf im Kanton Zürich 1964 in Betrieb kam, ist sie von allem Anfang an ohne Faultürme oder andere Schlammstabilisierungsverfahren geplant worden. Stattdessen wurde ein Raum für spätere Entwässerungseinrichtungen vorgesehen und ein Ofen gebaut, der Kehrrecht zusammen mit Klärschlamm verbrannte. Schon vor 30 Jahren waren die Probleme der Entsorgung des Klärschlammes aktuell, heute haben sich diese Probleme vervielfacht, verlagert und akzentuiert, neu sind sie aber nicht.

Im Folgenden soll versucht werden, aufzuzeigen, wie sich die Menge des Klärschlammes in der Schweiz entwickelt hat und noch weiter entwickeln wird und welche Folgeprobleme sich aus dieser Entwicklung ergeben könnten.

URSACHEN DER ZUNAHME DER KLÄRSCHLAMMPRODUKTION

Die Zunahme der Produktion des Klärschlammes hat viele Ursachen, sie ist die Konsequenz einer immer intensiveren Nutzung der Umwelt bei gleichzeitig abnehmender Belastung der Gewässer mit partikulären, biologisch abbaubaren sowie eutrophierenden Stoffen. Einen Beitrag zur Vermehrung des anfallenden Schlammes haben insbesondere die folgenden Faktoren gebracht:

1. Die Zunahme der Bevölkerung, der Industrieproduktion und der entwässerten Siedlungs- und Verkehrsflächen.
2. Der stark verbesserte Anschlussgrad

der Siedlungen an die Kanalisationen.

3. Die Verbesserung der Reinigungsleistung der Kläranlagen.
4. Die Verringerung der Verluste von Mischwasser im Zuge der Sanierung der Entwässerungsnetze.

ENTWICKLUNG DES KLÄRSCHLAMMANFALLES

In Tab. 1 wird auf Grund von statistischen Angaben der Schlammanfall in der ganzen Schweiz im Zeitabschnitt von 1960 bis 2000 abgeschätzt. Zusätzlich ist das hypothetische Jahr 2050, in welchem eine weitgehend perfekte Sanierung angenommen wird, in die Tabelle aufgenommen worden:

Der Schlammanfall wird proportional zur Bevölkerung angenommen. Zeile 1 zeigt die Bevölkerungsentwicklung; ab 1990 wird eine massvolle Prognose für die weitere Entwicklung berücksichtigt. Nach den statistischen Angaben des BUWAL ist der Abwasseranfall aus Industrie und Gewerbe etwas geringer als derjenige aus den Haushalten. Industrie gleichwerte berücksichtigen häufig einen erhöhten Anfall von organischen Stoffen. Die Schlammproduktion ist aber geringer als beim kommunalen Abwasser, da Industrien eher kolloidale und gelöste organische Stoffe enthalten, während Haushaltsabwässer tendenziell mehr Feststoffe führen. In Zeile 2 wird angenommen, dass der Schlammanfall als Folge der industriellen und gewerblichen Aktivitäten mit demjenigen aus den Haushaltabwässern gleich gesetzt werden kann. Durch die zuneh-

mende Berücksichtigung der Abwasserreinigung in der industriellen Produktion vermindert sich tendenziell der Schlammanfall pro produzierte Einheit, während er als Folge der vermehrten Produktion zunimmt. Hier wird angenommen, dass sich diese beiden Faktoren gerade kompensieren.

Die statistischen Angaben des BUWAL (1985) mit einer Extrapolation der absehbaren Entwicklung zeigen auf, welcher Anteil der Einwohner an Kläranlagen angeschlossen sind (Zeile 3). Der gleiche Anschlussgrad wird auch für die Industriebetriebe angenommen.

Über die Entlastungsbauwerke in der Mischkanalisation gehen schlamm bildende Stoffe verloren. 1960 wurde teilweise noch Abwasser während Trockenwettertagen entlastet, heute sind die meisten Netze saniert und es werden immer mehr Regenbecken gebaut, die diese Verluste weiter verringern. In Zeile 4 sind diese Verluste als Mittel über das ganze Jahr geschätzt.

Die Reinigungsverfahren wurden im Laufe der Zeit dauernd verbessert. 1960 waren viele Kläranlagen erst bis zur mechanischen Reinigung ausgebaut. Seit 1970 werden die biologischen Anlagen auf eine Restverunreinigung von ca. 20 mg/l BSB₅ ausgelegt und zunehmend mit Simultanfällung ausgerüstet. 1980 hat der Bau von Filtrationsanlagen eingesetzt. Heute werden ältere Anlagen zunehmend saniert. Zeile 5 zeigt den mittleren Wirkungsgrad für die Elimination der schlamm bildenden Stoffe als Schätzung für alle Schweizer Anlagen. Der Schlammanfall pro Einwohner als

Zeile	Jahr	Einheiten	1960	1970	1975	1980	1985	1990	2000	2050
1	Einwohner (ganze Schweiz)	Mio.	5,4	6,3	6,35	6,4	6,5	6,6	6,8	7,5
2	Industrie Faktor (Multiplikator)	-	2	2	2	2	2	2	2	2
3	Anschlussgrad an Kläranlagen	%	12	32	55	73	84	89	93	97
4	Verluste durch Entlastung	%	25	20	17,5	15	12,5	10	5	3
5	Elimination von Schlamm-Stoffen	%	60	70	75	80	85	90	93	95
6	Brutto Koeffizient für Schlammanfall									
7	Suspendierte Stoffe, Biomasse	g/Ed	90	90	90	90	90	90	90	90
8	Phosphor Elimination	g/Ed	0	3	7	18	20	15	22	25
9	Schlammanfall gemessen als Trockensubstanz (TS)									
10	vor Stabilisierung	1000 t/a	19	74	142	209	267	313	367	440
11	nach Stabilisierung	1000 t/a	13	49	95	139	178	208	245	294
12	Phosphor-Elimination	1000 t/a	0	2	11	42	59	52	90	122
13	Total stabilisierter Schlamm	1000 t/a	13	52	106	181	237	260	334	416
14	Schlammanfall (BUWAL, 1985)	1000 t/a			90	170	230	260		
15	TS des Faulschlammes (BUWAL)	%			4,5	5	6			
16	TS des Faulschlammes Annahme	%	4,5	4,5	4,5	5	6	6,5	7	7,5
17	Volumen des Faulschlammes	Mio m ³ /a	0,28	1,15	2,35	3,62	3,95	4,01	4,78	5,55
18	Inerte Stoffe (Asche)	1000 t/a	5	22	47	89	119	125	170	215
19	Nicht erfasster Schlamm (Verluste)	1000 t/a	336	340	275	212	160	121	80	52

Tab.1

Abschätzung des jährlichen Anfalles von Klärschlamm in der ganzen Schweiz.

Folge der Elimination von partikulären und biologisch abbaubaren organischen Stoffen hat sich im Laufe der Zeit kaum verändert. Er wird zu 90 gTS pro Einwohner und Tag angenommen (Zeile 7). Die Elimination von Phosphor hat in der Schweiz erst ab ca. 1970 eingesetzt und die dadurch anfallende Schlamm-Menge ist laufend vergrössert worden. Ursachen für die Vergrösserung sind der zunehmende Anschlussgrad der Bevölkerung an Kläranlagen mit Phosphor-Elimination, der zunehmende Phosphatverbrauch und der zunehmende Einsatz von Fällungssalzen als Folge der gesteigerten Anforderungen. Eine Verminderung des Schlammanfalles zwischen 1985 und 1990 hatte die Phosphatsubstitution in den Waschmitteln zur Folge. In Zukunft nimmt aber der Schlammanfall aus der Phosphor-Elimination wieder zu, weil noch vermehrt die Flokkationsfiltration zum Einsatz kommt und weil als Folge von internationalen Verpflichtungen vermehrt Anlagen unterhalb der Seen mit Phosphor-Elimination ausgerüstet werden müssen (Zeile 8).

Mit den oben angeführten Angaben kann nun der jährliche Anfall von frischem Schlamm als Folge der Elimination von organischen Stoffen berechnet werden (Zeile 10). Diese Schlamm-Menge besteht zu >70% aus organischen Stoffen, die in den Stabilisierungsverfahren (meist Faulung) vermindert werden

können (Zeile 11). Der Schlammanfall als Folge der Phosphorelimination wird separat ausgewiesen (Zeile 12). Diese Feststoffe sind einer Stabilisierung (Verminderung) nicht zugänglich.

Der totale jährliche Schlammanfall (Zeile 13) ergibt sich aus der Summe des stabilisierten Schlammes und des Schlammes aus der Phosphorelimination - er hat in den letzten 30 Jahren stark zugenommen, insbesondere als Folge der Verbesserung des Anschlussgrades der Einwohner an Kläranlagen. Er wird auch in Zukunft noch einmal ansteigen, dabei steht die zunehmende Phosphorelimination als Ursache im Vordergrund.

Der berechnete Schlammanfall (Zeile 13) stimmt gut mit den statistischen Angaben des BUWAL (1985, Zeile 14) überein.

Zeile 15 zeigt die statistischen Angaben des BUWAL (1985) zur zunehmenden Konzentration des anfallenden ausgefaulten Schlammes. Offenbar hat die Verschärfung des Schlammproblems zu einem sorgfältigeren Betrieb der Schlammbehandlung geführt. Für die Berechnung des anfallenden Volumens an ausgefaultem Schlamm (Zeile 17) wurden optimistische Annahmen über dessen Konzentration gemacht (Zeile 16).

Als grobe Schätzung des Anfalles von Asche, wenn der ganze Klärschlamm verbrannt würde, dient der Gehalt an inerten Stoffen, der in Zeile 18 angege-

ben wird. Die Phosphorelimination hat hier ein bedeutendes Gewicht, sie wird im Jahre 2000 ca. 50% der inerten Stoffe ausmachen.

Das Gegenstück zur Vermehrung des Anfalles von Klärschlamm ist die Verminderung der Belastung der Umwelt mit schlamm bildenden Stoffen: Zeile 19 fasst die Verluste aller schlamm bildenden Stoffe zusammen.

RÜCKBELASTUNG DER KLÄRANLAGE UND DER GEWÄSSER

Der vermehrte Einsatz der Entwässerung, Trocknung und Verbrennung von Klärschlamm hat eine erhöhte Rückbelastung der Kläranlagen zur Folge: Trübwasser, Filtrat, Kondensat usw. werden in die Kläranlagen zurückgeleitet und resultieren in einer Vermehrung der Belastung der Gewässer. Am Beispiel des Stickstoffes soll der mögliche Umfang dieser Mehrbelastung aufgezeigt werden.

Tabelle 2 gibt die Grundlagen zur Abschätzung der Entwicklung in den Jahren 1960 bis 2000 (2050):

Industrie und Gewerbe tragen nur geringfügig zur Vermehrung der Stickstofffracht bei. Als Mittelwert für das ganze Land wird 20% angenommen (Zeile 2). Der Stickstoffanfall pro Einwohner und Tag beträgt ca. 12 g (Zeile 6).

Ähnlich wie für die Schlammproduktion kann mit Hilfe der Angaben aus den

Zelle	Jahr	Einheiten	1960	1970	1975	1980	1985	1990	2000	2050	
1	Einwohner (ganze Schweiz)	Mio.	5,4	6,3	6,4	6,4	6,5	6,6	6,8	7,5	
2	Industrie Faktor (Multiplikator)	-	1,2	1,2	1,2	1,2	1,2	1,2	1,2	1,2	
3	Anschlussgrad an Kläranlagen	%	12,0	32,0	55,0	73,0	84,0	89,0	93,0	97,0	
4	Verluste durch Entlastung	%	25,0	20,0	17,5	15,0	12,5	10,0	5,0	3,0	
5	Stickstoff Anfall, gemessen als Stickstoff, N										
6	Pro Einwohner	g N/Ed	12,0	12,0	12,0	12,0	12,0	12,0	12,0	12,0	
7	Zulauf zu Kläranlagen	1000 t N/a	2,6	8,5	15,1	20,9	25,1	27,8	31,6	37,1	
8	Im frischen Schlamm (4,5%TS)	1000 t N/a	0,7	2,6	5,0	7,3	9,3	10,9	12,8	15,4	
9	Im ausgefaulten Schlamm	1000 t N/a	0,6	2,2	4,2	6,0	7,2	8,2	9,4	11,1	
10	Entwässert auf 25%TS	1000 t N/a	0,4	1,5	2,8	4,1	5,3	6,2	7,3	8,7	
11	Getrocknet auf 80%TS	1000 t N/a	0,3	1,3	2,6	3,8	4,9	5,7	6,7	8,0	
12	Belastung der Gewässer durch Abwasser										
13	Nicht gereinigtes Abwasser	1000 t N/a	13,3	13,4	10,7	8,2	6,3	5,0	2,9	1,7	
14	Gereinigt, ohne Rückläufe	1000 t N/a	1,9	5,9	10,2	13,6	15,8	16,8	18,7	21,7	
15	Rückläufe bei Trocknung	1000 t N/a						5,3	6,2	7,4	
16	Entlastung durch Denitrifikation	%					5,0	10,0	20,0	33,0	
17	Masse pro Jahr	1000 t N/a					-0,8	-2,2	-5,0	-9,6	
18	Restbelastung der Gewässer durch Abwasser										
19	Ohne Denitrifikation	1000 t N/a	15,2	19,3	20,9	21,8	22,1	27,1	27,8	30,8	
20	Nur Denitrifikation	1000 t N/a					21,3	24,9	22,8	21,2	
21	Mit Behandlung der Rückläufe	1000 t N/a						19,6	16,7	13,8	
22	Totale Belastung der Gewässer (nach Adam) in 1000 t N/a							98,8			
23	davon Belastung aus Abwasser in 1000 t N/a							25,1			

Tab. 2

Abschätzung der Rückbelastung der Kläranlagen mit Stickstoff als Folge der weitergehenden Schlammbehandlung.

Zeilen 1 bis 6 die Stickstofffracht im Zulauf zu den Kläranlagen berechnet werden (Zeile 7). Davon wird ein Anteil in den frischen Schlamm eingebaut (Zeile 8): 3,5% der Schlammproduktion (Zeile 10 aus Tabelle 1).

Als Folge der Schlammstabilisierung wird Stickstoff in gelöster Form freigesetzt und gelangt im Zuge der Volumenverminderung als Rücklauf in die Anlage zurück (Zeilen 9 - 11). Die Konzentration des Frischschlammes wurde zu 4,5% TS angenommen.

Nur ein Teil des Stickstoffes im Abwasser, das nicht an Kläranlagen angeschlossen ist, gelangt in die Gewässer. In Zeile 13 wird dieser Anteil auf 50% geschätzt. Zusätzlich werden die Gewässer mit dem Stickstoff in den gereinigten Abwässern belastet (Zeile 14. Stickstoffgehalt des Abwassers ohne Rückläufe).

Der Stickstoff in den Rückläufen fällt in konzentrierter Form an und könnte mit relativ geringem Aufwand aus diesen eliminiert werden. Zeile 15 entspricht dem maximalen Stickstoffgehalt der Rückläufe aus der Schlammbehandlung, mit der Annahme, dass der ganze Schlamm getrocknet wird.

Durch die Denitrifikation kann ein Teil des Stickstoffes aus dem Abwasser eliminiert werden. Die Voraussetzungen dazu sind aber unter den Randbedingungen in der Schweiz nicht optimal. In Zeile 16 steht eine vorsichtige Schätzung der möglichen Verringerung der

Stickstofffrachten in Prozenten des Anfalles. In Zeile 17 steht die mögliche Verringerung als Masse pro Jahr.

Ohne Massnahmen zur Verminderung der Stickstofffrachten ergibt sich die Belastung der Gewässer als Folge von Abwassereinleitungen im Umfange der Angaben in Zeile 19. Werden nur die Möglichkeiten der Denitrifikation ausgeschöpft, so vermindert sich diese Belastung auf die Angaben in Zeile 20. Die Elimination des Stickstoffes aus allen Rückläufen könnte die Restbelastung mit Abwasser noch einmal stark vermindern (Zeile 21). Allerdings muss die Belastung der Gewässer mit Abwasser mit derjenigen aus allen Quellen (Atmosphäre, Landwirtschaft) verglichen werden. Adam (1989) hat diese auf fast 100'000 t Stickstoff pro Jahr geschätzt (Zeile 23).

In Tabelle 2 fällt auf, dass die Stickstoffbelastung der Gewässer als Folge des Anschlusses der Siedlungen an Kläranlagen zugenommen hat (Zeile 19) und, dass eine Verringerung dieser Belastung neben Massnahmen zur Denitrifikation durch die Elimination von Stickstoff aus den Rückläufen unterstützt werden sollte.

SCHLUSSFOLGERUNGEN

Zwischen 1970 und 1990 hat die Menge des jährlich anfallenden Klärschlammes in der Schweiz von ca. 52'000 auf 260'000 t TS auf das fünffache zuge-

nommen. Diese Zunahme kann auf die folgenden Beiträge aufgeteilt werden:

	Faktor
Zunahme der Einwohner:	1.05
Anteil der angeschlossenen Einwohner:	2.78
Verminderung der Verluste aus Entlastungen:	1.13
Verbesserung der Reinigungsleistung:	1.29
Einführung der Phosphor-Elimination:	1.19

Die zunehmende Eindickung, Entwässerung und Trocknung von Klärschlamm hat eine Rückbelastung der Kläranlagen mit Stickstoff zur Folge, die ungefähr der realistisch geschätzten möglichen Verminderung der Stickstofffracht durch die Denitrifikation entspricht. Es sollte daher nach Verfahren gesucht werden, mit denen der Stickstoff direkt aus diesen Rückläufen entfernt werden kann. Solche Methoden sind ökologisch äusserst sinnvoll, weil sie einerseits die Atmosphäre von Lachgas (N_2O) entlasten, das durch die biologische Denitrifikation gebildet wird und andererseits erlauben, den anfallenden Stickstoff z.B. in Form von $(NH_4)_2SO_4$ in die Landwirtschaft zurückzuführen.

Obwohl die hier angestellten Berechnungen nur auf sehr einfachen Modellen beruhen, stimmen die Resultate mit statistischen Angaben des BUWAL gut

überein. Prognosen für die Jahre 2000 und darnach zeigen, dass der maximale Schlammanfall noch lange nicht erreicht ist und immer stärker durch die zunehmende Phosphorelimination geprägt wird.

Adam, F., 1989, *Nährstoffe: Frachtanteile Abwasser/Landwirtschaft und Massnahmen zu deren Reduktion*, 11. Fachmesse und Fachtagungen für Umwelttechnik und Umweltschutz, Basel, 6. - 9. Juni, Band 11B.
 BUWAL 1985, *Gewässerschutzstatistik*, Schriftenreihe Umweltschutz Nr. 46.

VERÄNDERUNG UND BEDEUTUNG DER METALLFRACHTEN IM KLÄRSCHLAMM

PAUL H. BRUNNER, DARIUS GAJCY

1. DIE ZUSAMMENSETZUNG VON KLÄRSCHLAMM

Die Stoffe im Klärschlamm können grob in zwei Gruppen unterteilt werden: Matrixverbindungen und Spuren. Zu den Matrixverbindungen werden diejenigen Stoffe gezählt, welche im Prozentbereich im Schlamm enthalten sind und welche das chemisch-physikalische Verhalten des Klärschlammes hauptsächlich bestimmen. Zu ihnen gehören beispielsweise organischer Kohlenstoff, Sauerstoff, Eisen, Calcium, Silicium, sowie die Nährstoffe Phosphor und Stickstoff (vgl. Tab. 1). Die Konzentration der Spuren ist geringer und liegt in der Grössenordnung g/kgTS und kleiner. Sowohl anorganische wie organische Verbindungen können als Matrix und als Spuren im Klärschlamm vorliegen. Wichtige Unterschiede zwischen Matrix- und Spurenverbindungen sind: Die Anzahl der Matrixverbindungen ist beschränkt und bei einem entsprechenden analytischen Aufwand überschaubar; ihre Konzentrationen unterliegen relativ geringen Schwankungen. Die Vielfalt der Spurenstoffe ist hingegen unüberschaubar gross und je nach den in der Versorgung gebrauchten Gütern dauernden Änderungen unterworfen. Diese Tatsache stellt hohe Anforderungen an die Analytik: Währenddem für die mehr als 50 verschiedenen Metalle im Klärschlamm eine Analyse theoretisch noch möglich erscheint, ist die vollständige Bestimmung der mehreren Tausend organisch-synthetischen Verbindungen im Schlamm nicht mehr möglich. Im Unterschied zu den Matrixverbindungen kann die Konzentration der Spurenstoffe je nach Herkunft des Schlammes in weiten Bereichen über eine bis drei Grössenordnungen variieren.

Die heutigen Kenntnisse über die Matrixkomponenten schweizerischer Klärschlämme genügen für die Bedürfnisse der landwirtschaftlichen Verwertung wie auch der Deponierung und Verbrennung. Die Informationen über Spurenverbindungen sind jedoch auf wichtige "Stellvertreterelemente" begrenzt. Diese Elemente, welche durch die Klärschlammverordnung [BUS 1984] geregelt werden, umfassen Blei, Cadmium, Chrom, Cobalt, Kupfer, Molybdän, Nickel, Quecksilber und Zink. Sie wurden zur Zeit der Festlegung der Schwermetallgrenzwerte als für den Bodenschutz wichtigste Elemente erkannt und sind sowohl in der Verordnung über Schadstoffe im Boden wie auch in der Verordnung über umweltgefährdende Stoffe, Anhang 4.5 "Dünger

und Bodenzusätze", enthalten. Ueber die Konzentrationen dieser Elemente in Klärschlämmen besteht dank der vom Bund vorgeschriebenen Klärschlammkontrolle ein umfassendes Datenmaterial, welches äusserst wertvoll ist für die Interpretation der Metallflüsse im Klärschlamm der Schweiz.

Neben den 9 Elementen, die durch die Klärschlammverordnung (KSVo) geregelt sind, enthalten Klärschlämme mehr als 40 weitere Metalle. Darunter befinden sich Edelmetalle wie Gold (ca. 1 mg/kgTS) oder Silber (10-100mg/kg TS), aber auch toxische Schwermetalle wie Arsen (ca. 10 mg/kgTS), Antimon (ca. 5 mg/kgTS) und Selen (ca. 2 mg/kg). Durch neue Werk- und Wirkstoffe wie auch

Tab. 1

Zusammensetzung von Klärschlamm am Beispiel der ARA Zürich Werdhölzli. Die vollständige Anzahl der Spuren beträgt mehr als 40 Elemente [9]

* Phosphatfällung mit Eisensulfat, ohne Fällung sind ca. 10-20 g/kgTS zu erwarten; @ nicht in der KSVo [2] enthalten.

Matrixelemente	Mittelwert		Bereich
	[mol/kgTS]	[g/kgTS]	[g/kgTS]
Wasserstoff	34	34	32-62
Kohlenstoff	18	220	180-260
Sauerstoff	11	170	159-180
Silicium	2,3	65	61-69
Kalzium	1,9	73	66-80
Stickstoff	1,9	27	22-32
Eisen*	1,3	75	72-87*
Phosphor	1,1	34	28-40
Aluminium	0,9	25	23-26
Magnesium	0,4	9	7-11
Schwefel	0,3	8	7-9

ausgewählte Spurenelemente	[mmol/kgTS]	[mg/kgTS]	[mg/kgTS]
Zink	25	1600	1200-2000
Kupfer	12	760	460-1060
Blei	1,9	390	280-500
Arsen@	0,09	7	4-10
Cadmium	0,04	5	1-9
Quecksilber	0,03	6	5-7
Antimon@	0,02	2	1-3

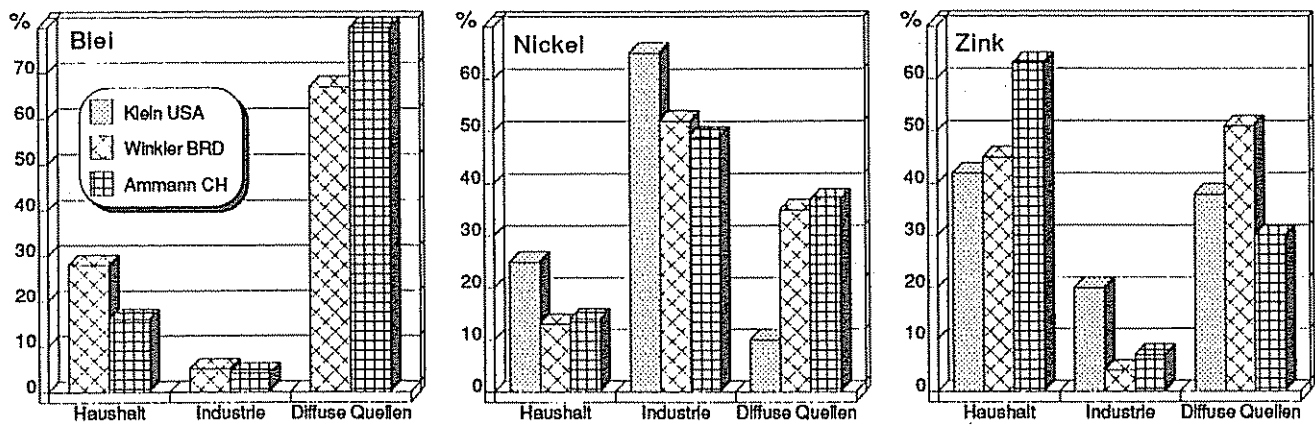


Fig. 1.

Je nach Metall sind diffuse Quellen (z.B. Blei), industriell/gewerbliche Quellen (z.B. Nickel) oder private Haushaltungen (z.B. Zink) hauptverantwortlich für die Gehalte im Klärschlamm. [Daten aus 1,6,11].

neue Produktionsmethoden und Handelsgüter verändert sich das Spektrum der Metalle im Klärschlamm dauernd: Metalle wie Blei (Verbot des Bleibenzins) und Cadmium (Einschränkung durch die Stoffverordnung) werden in Zukunft mit Sicherheit im Klärschlamm weiterhin abnehmen. Dafür werden die Konzentrationen anderer Elemente wie möglicherweise Gallium oder Arsen aus der Halbleitertechnik in Zukunft eher zunehmen. Die Auswahl der in Verordnungen zu regelnden Stoffe ist von Zeit zu Zeit diesen Umständen anzupassen.

2. QUELLEN VON METALLEN IM KLÄRSCHLAMM

Metalle können aus vier möglichen Quellen in den Klärschlamm gelangen:

- Industrie und Gewerbe
- Haushaltungen
- Oberflächenabschwemmung
- Fällmittel in der Kläranlage

Industrie und Gewerbe: Bei der Herstellung, Veredelung und Entsorgung von Zwischenprodukten und Konsumgütern entstehen in verschiedenen Branchen metallhaltige Abwässer. Als Beispiele können erwähnt werden: Galvanikbetriebe, Unternehmungen der chemischen Industrie, Autoreparaturwerkstätte und Entsorgungsanlagen wie Auto-shredder, Schrottwerte und Kehrlichtverbrennungen. Die Bedingungen für die Einleitung dieser Abwässer in die Kanalisation wurden in der Verordnung über Abwassereinleitungen (VoA) festgelegt. Zusätzlich zu den 9 Metallen der KSVo werden in der VoA die Einleitungen von Aluminium, Arsen, Barium, Silber und Zinn in die Kanalisation begrenzt.

Industrielle und gewerbliche Einleitun-

gen, die auch als "punktförmige Quellen" bezeichnet werden, waren in vielen Abwassereinzugsgebieten die wichtigsten Quellen von Metallen im Abwasser. Durch den konsequenten Vollzug der Verordnung über Abwassereinleitungen hat die Metallfracht aus diesen Quellen abgenommen. Nicht zuletzt dank neuen Vollzugsmethoden (vgl. z.B. die "Sielhautuntersuchungen" [10]) ist ihre Bedeutung heute nicht mehr derart dominant.

Haushaltungen: Abwässer aus Haushaltungen entstehen bei der persönlichen Hygiene (Baden/Duschen, WC), bei der Textilwäsche und bei der Reinigung von Geschirr, Wohnung und Auto. Metalle gelangen beispielsweise durch das Wasser/Abwasserleitungsnetz (Zink), Körperpflegeartikel (Zink, Cadmium in Shampoos), durch die Fäkalien oder die Reinigung von Oberflächen ins Abwasser. Nach Erhebungen des BUS (1983) kann dabei ein wesentlicher Teil einzelner Metalle aus dem Leitungsnetz stammen. Aus diesem Grunde ist der Haushalt für Zink und Kupfer eine der wichtigsten singulären Quellen. Auch Haushaltschemikalien wie z. B. Waschmittel können gemäss einer deutschen Untersuchung [8] bis zu 20% einzelner Schwermetallfrachten im Kläranlagenzulauf verursachen. Ein gewisser, noch nicht quantifizierter Beitrag an Metallen entsteht durch die chemische und mechanische Erosion in Wasch- und Spülgeräten an den Geräten selbst (verzinkte bzw. verchromte Oberflächen) wie auch an den zu reinigenden Gegenständen (Silber, Chrom; Blei in Textilien etc.).

Oberflächenabschwemmung:

Zu den Oberflächenabschwemmungen werden die Abwässer, die bei der Entwässerung von Strassen, Plätzen, Dä-

chern und sonstigen befestigten Flächen entstehen, gezählt. Eingedohlte Bäche und Drainagen gehören ebenfalls in diese Kategorie. Die Qualität der Oberflächenabschwemmungen widerspiegelt vor allem die Qualität der nassen und trockenen Deposition aus der Luft. Als Beispiel dient Blei, welches zu ca. 70-80% über die Luft und oberflächliche Abschwemmungen in den Klärschlamm gelangt. Aber auch die chemische Erosion von metallischen Oberflächen, die der Atmosphäre und den Niederschlägen ausgesetzt sind, tragen zur Metallfracht bei: Nach [11] stammt ca. die Hälfte des Zinks, nach Ammann (1981) mehr als die Hälfte des Kupfers (Fahrleitungen, Dachrinnen) aus Oberflächenabschwemmungen.

Fällmittel: Untersuchungen der EAWAG in Zusammenarbeit mit der Stadt Zürich haben gezeigt, dass durch die Verwendung von verunreinigten Fällmitteln (zur Elimination des Phosphors) die Konzentration an Metallen im Abwasser für Zink, Nickel, Chrom und Kupfer zwischen 20 - 50% erhöht wird. Die Zunahme an Metallen im Klärschlamm dürfte wegen der Wirkung der Fällmittel eher noch grösser sein. Werden andere, nur schwach verunreinigte Fällmittel eingesetzt, so beträgt der Beitrag des Fällmittels weniger als 1%, und der Beitrag zur Metallfracht im Klärschlamm kann vernachlässigt werden. Diese Problematik wurde bereits in den 70er Jahren erkannt und dürfte heute von untergeordneter Bedeutung sein.

3. VERÄNDERUNG DER METALLFRACHTEN IM KLÄRSCHLAMM

Nach Candinas [4] hat in den vergangenen Jahren sowohl die Konzentration wie auch die Fracht an einzelnen Metal-

Tab. 2

Bilanz für Eisen, Cadmium und Blei für die Schweiz zu Beginn der 80er Jahre. Im Verhältnis zu den Siedlungsabfällen ist Klärschlamm ein geringes Förderband für Metalle.

Metall	Nettoimport		Klärschlamm		Müll		Gewässer export [kt/Jahr]
	[kt/Jahr]	[%]	[kt/Jahr]	[%]	[kt/Jahr]	[%]	
Eisen	2140	100	2,4	0,1	55	3	5,6
Blei	19	100	0,04	0,2	3,5	18	0,075
Cadmium	0,1	100	0,001	0,8	0,025	21	0,007

len in schweizerischen Klärschlämmen abgenommen. Dies ist hauptsächlich eine Folge des Vollzugs der VoA, dank dessen zahlreiche punktförmige Einleitungen saniert werden konnten. Auch weitere Massnahmen erwiesen sich als sehr wirksam: Durch die Einschränkung des Konsums von Bleibenzin konnte die Bleifracht im Klärschlamm stark vermindert werden.

Vor allem bei stark belasteten Kläranlagen kann verfolgt werden, dass während der letzten Jahre die Metallkonzentrationen deutlich abnahmen. Für einige Metalle, wie Kupfer und Zink, haben die Metallfrachten in den Schlämmen einzelner ARA's trotz Abnahme der Konzentrationen infolge der Zunahme der Schlammmenge weniger stark bis überhaupt nicht abgenommen. Die Abnahme der Metallfrachten ist wesentlich weniger ausgeprägt bei denjenigen Anlagen, die kleine Metallgehalte aufweisen. Für Kupfer lässt sich dort eine Abnahme nicht nachweisen. Währenddem das Verminderungspotential bei den punktförmigen Quellen noch relativ

gross ist, scheint es bei den diffusen Quellen "Haushalt" und "Oberflächenabschwemmung" wesentlich schwieriger, die Metallfrachten zu verringern. Infolge der dauernden Zunahme von metallischen Oberflächen (Wasch- und Spülgeräte, verzinkte Fahrzeuge, Kandelaber und Leitplanken etc.) ist es möglich, dass langfristig die Metallmengen wieder zunehmen. Zu einer Zunahme der Metalle im Klärschlamm wird auch die zukünftige Verbesserung der Abscheideleistung der Kläranlagen führen.

4. BEDEUTUNG DER METALLGEHALTE IM KLÄRSCHLAMM

Die Metallbilanz Schweiz (Tab. 2) zeigt, dass der Klärschlamm ein vergleichsweise wenig wichtiges Förderband für Metalle ist: Weniger als 1% der importierten Metalle durchläuft die Klärschlammverwertung. Andere Entsorgungsprozesse (Kehrichtverbrennung, Verarbeitung von Alautos etc.) setzen 10 bis 100 mal mehr Metalle um; trotz-

dem kann der Beitrag des Klärschlammes zum Metallgehalt des Bodens lokal und regional signifikant sein. Die Konzentrationen vieler Metalle sind im Klärschlamm um Grössenordnungen höher als im Boden (Tab. 3). Durch die Anwendung von "durchschnittlichem" KS in der Landwirtschaft werden die Richtwerte der Bodenschutzverordnung nach Jahrzehnten bis Jahrhunderten überschritten. Berücksichtigt man nur die 10% der Schlämme mit den kleinsten Metallgehalten, so beträgt diese Zeitspanne je nach Metall zwei bis zehn Jahrhunderte (Tab. 4). Die Praxis der "Auffüllung des Bodens" bis zu den Richtwerten wird dem Leitbild für die Schweizerische Abfallwirtschaft [5] nicht gerecht, in welchem gefordert wird, dass durch die Abfallwirtschaft keine Verlagerung von Problemen in die Zukunft resultieren soll. Sie widerspricht auch dem Vorsorgeprinzip des Umweltschutzgesetzes.

5. AUSBLICK

Die konsequente Weiterführung des Vollzugs der VoA wird dazu führen, dass die Metallgehalte in stark belasteten Klärschlämmen weiterhin abnehmen. Damit werden sich die Metallgehalte stark und schwach belasteter Schlämme mittelfristig auf tiefem Niveau angleichen. Aufgrund der tendenziell zunehmenden, schwierig zu bekämpfenden diffusen Quellen werden diese zukünftigen Gehalte nicht mehr wesentlich abnehmen. Es ist im Gegenteil eine Zunahme möglich. Dies ist insbesondere für solche, heute nicht geregelten Stoffe zu erwarten, die neu in grösseren Mengen in Verkehr gesetzt werden. Es ist

Tab. 3

Konzentration ausgewählter Elemente im Klärschlamm und in Böden. Die Anreicherung ist definiert als Quotient der Gehalte im KS und im Boden.

Metall	Gehalt		
	im KS	im Boden	Anreicherung
Matrixelemente [g/kgTS]			
Eisen	20	60	0,3
Aluminium	20	80	0,3
Stickstoff	20	1	20
Spurenelemente [mg/kgTS]			
Antimon	2	0,2	10
Blei	400	13	30
Quecksilber	5	0,2	300

Tab. 4

Zeitspanne in Jahren bis zur "Auffüllung" der Richtwerte der Bodenschutzverordnung für zwei verschiedene Schlammqualitäten bei einer Gabe von 2.5 t TS/ha/Jahr.

* ohne grössere Metalleinleitungen;
 @ durchschnittlicher Gehalt der 10 % am wenigsten belasteten Schlämme des Kt. Zürich [7]

Metall	durchschnittlicher Gehalt*		sehr kleiner Gehalt@	
	[mg/kgTS]	Jahre	[mg/kgTS]	Jahre
Zink	1500	150	100	240
Kupfer	800	80	250	240
Cadmium	5	180	1	900
Quecksilber	5	160	1	800

deshalb notwendig, die heute etwas in den Hintergrund getretene Problematik der Schwermetalle, beispielsweise anhand von Stoffflussanalysen, periodisch neu zu bewerten.

- [1] Amman P., Fahmi H.P. (1981), Schwermetalle im Abwasser - Herkunft und Bedeutung, Wasser, Energie, Luft, 73, Heft 3, S. 29-31.
- [2] Bundesamt für Umweltschutz (1983), Klärschlammverordnung vom 8. April 1981, Bericht des Bundesamtes für Umweltschutz.
- [3] Bundesamt für Umweltschutz (1983), Schwermetalle im Abwasser, Schriftenreihe Umweltschutz, Bern, Januar 1983.
- [4] Candinas T. (1989), Anforderungen und Kriterien für die landwirtschaftliche Verwertung von Klärschlamm, VGL Umweltinformation 2/89, S. 25-29.
- [5] EKA (1986), Eidg. Kommission für Abfallwirtschaft, Leitbild für die Schweizerische Abfallwirtschaft, Schriftenreihe Umweltschutz, Nr. 51, BUS Bern.
- [6] Klein L. (1974), J. Water Pollution Control Federation 12.
- [7] Koch M. (1989), Datensammlung des Kantonalen Labors des Kantons Zürich, persönliche Mittlg.
- [8] Müller G. (1985), Schwermetalle in häufig in der BRD verwendeten Haushaltswaschmitteln, 109, Nr. 7/8, S. 245-250.
- [9] Siegrist H., Alder A., Brunner P.H. und Giger W. (1988), Pathway Analysis of Selected Organic Chemicals from Sewage to Agricultural Soils, Vortrag Intern. Conf. "Sewage Sludge Treatment and Use", Amsterdam, Sept. 1988
- [10] Ruegg E. (1989), Sielhautuntersuchungen, Vortrag am 23. VSA- Fortbildungskurs vom 4. - 6. 1. 1989.
- [11] Winkler H., Bischofsberger W., Ruf (1981), Herkunft und Verbleib von Schwermetallen im Abwasser und Klärschlamm der Stadt München, 34. Berichte aus Wassergütwirtschaft und Gesundheitsingenieurwesen am 23. VSA- Fortbildungskurs vom 4. - 6. 1. 1989.
- [12] Winkler H., Bischofsberger W., Ruf (1981), Herkunft und Verbleib von Schwermetallen im Abwasser und Klärschlamm der Stadt München, 34. Berichte aus Wassergütwirtschaft und Gesundheitsingenieurwesen

ORGANISCHE VERUNREINIGUNGEN IM KLÄRSCHLAMM: HERKUNFT UND VERHALTEN IN DER UMWELT

WALTER GIGER

Im Vergleich zu den Kenntnissen über Nährstoffe und Schwermetalle ist das Wissen über organische Inhaltsstoffe in Klärschlämmen noch verhältnismässig gering. Erst im Laufe der letzten Jahre wurden in zunehmendem Masse organische Verunreinigungen des Klärschlammes identifiziert und quantitativ bestimmt. Unter organischen Klärschlamm-Verunreinigungen werden im folgenden organische Chemikalien verstanden, die weder als Naturstoffe in menschlichen und tierischen Ausscheidungen, in Küchenabfällen, in biogenen Gewerbe- und Industrieabwässern enthalten sind noch durch Klärschlamm-bakterien biosynthetisiert wurden. Ein wichtiger Teil der Untersuchungen in der Schweiz erfolgte im Rahmen des Nationalen Forschungsprogrammes 7D des Schweizerischen Nationalfonds. Im folgenden wird der gegenwärtige Kenntnisstand dargestellt, wobei vor allem über Forschungsergebnisse berichtet wird, die an der EAWAG erarbeitet wurden. Die Literaturreferenzen [1] - [12] enthalten ausführliche Publikationen über diese EAWAG-Studien. Leschber [13] sowie Drescher und Mitarbeiter [14, 15] haben kürzlich Uebersichtsarbeiten über organische Schadstoffe im Klärschlamm veröffentlicht, die als Grundlagen für diesen Bericht verwendet wurden. Eine

weitere Uebersichtsarbeit wurde von Dean und Suess [16] publiziert.

1. ANALYTISCHE METHODEN

Voraussetzung für die erfolgreiche Untersuchung des Auftretens und des Verhaltens organischer Verunreinigungen in Klärschlämmen ist die Verfügbarkeit spezifischer Bestimmungsmethoden, welche die Ermittlung der Konzentrationen einzelner Stoffe oder zumindest eng begrenzter Substanzgruppen erlauben. Obwohl die Problematik der Anreicherung organischer Schadstoffe in Klärschlämmen schon vor längerer Zeit erkannt worden war, verhinderte das Fehlen entsprechender analytischer Methoden weitgehend die Ermittlung der Art und Menge der in Klärschlämmen vorhandenen organischen Chemikalien. Die heutigen Methoden der organischen Einzelstoffanalytik ermöglichen nun aber die zuverlässige qualitative und quantitative Bestimmung einer ganzen Reihe von organischen Inhaltsstoffen der Klärschlämme. Dennoch muss mit Nachdruck darauf hingewiesen werden, dass viele Substanzen nach wie vor nicht erfasst werden und dass eine auch nur annähernd vollständige Analyse nicht möglich ist.

2. SUBSTANZ-ÜBERSICHT

Die Figur 1 enthält Konzentrationsangaben über wichtige bis anhin in Klärschlämmen nachgewiesene organische Schadstoffe. Prinzipiell lassen sich zwei unterschiedliche Verunreinigungstypen unterscheiden:

- (i) Überall vorkommende, sogenannte ubiquitäre Umweltverunreinigungen und
- (ii) abwasserspezifische Schmutzstoffe.

Zu den letzteren gehören hauptsächlich Verbindungen, die auf den Gebrauch in Wasch-, Spül- und Reinigungsmitteln (Detergentien) zurückzuführen sind. Diese abwasserspezifischen Stoffe treten in deutlich höheren Konzentrationen auf als die ubiquitären Umweltchemikalien. Die aromatischen anionischen Tenside (lineare Alkybenzolsulfonate, LAS) und die Abbaustoffe der aromatischen nichtionischen Tenside (Nonylphenol, NP) können sicherlich nicht mehr als Spurenverunreinigungen bezeichnet werden, sondern bilden wesentliche Anteile des im Klärschlamm enthaltenen organischen Materials. Die höchsten LAS-Gehalte (30 g/kg TS, d.h. 3 %) wurden in Alicante (Spanien) in einem Gebiet mit hohen Wasserhärten gemessen [17].

Für LAS und NP sind in der Figur 1 Konzentrationswerte angegeben, die 1986 und 1988 in Faulschlämmen des Kantons Zürich gemessen wurden. Der Rückgang der NP-Gehalte um etwa 70 % kann auf die in der Schweiz erfolgten Massnahmen zur Verminderung des Gebrauchs der NP-Polyethoxylat-Tenside zurückgeführt werden. Die schweizerische Verordnung für umweltgefährdende Stoffe verbietet nämlich seit dem 1. 9. 1987 die Verwendung dieser Tenside in Textilwaschmitteln, nicht aber in Reinigungsmitteln. Demzufolge zeigte im Falle des NP die Ursachenbekämpfung durch Massnahmen an der Quelle deutliche Auswirkungen, ohne aber das Problem hoher NP-Gehalte im Klärschlamm vollständig zu lösen. Aufgrund ihres physikalisch-chemischen Verhaltens und ihrer Abbaueigenschaften sind weitere organische Inhaltsstoffe der Detergentien ebenfalls im Klärschlamm zu erwarten. Vereinzelt

Untersuchungsergebnisse zeigen dies für die kationischen Tenside und für die als Phosphatersatzstoffe eingesetzten Polycarboxylate. Weitgehend fehlen jedoch noch immer spezifische Nachweismethoden, um solche Verunreinigungen in Klärschlämmen zu messen. Von besonderem Interesse sind die hochtoxischen Organozinnverbindungen, die als Biozide und als Kunststoff-Stabilisatoren verwendet werden [11, 12]. Obwohl diese Chemikalien keine ausgesprochen abwasser- bzw. klärschlamm-spezifischen Verbindungen sind, gelangen sie aufgrund ihrer vielseitigen Verwendung doch in die kommunalen Abwässer und Klärschlämme. Die Organozinnverbindungen sind typische Beispiele für organische Schadstoffe, für die es sehr schwierig ist, Massnahmen vorzuschlagen, die eine Herabsetzung der Belastung der Abwässer und damit auch der Klärschlämme herbeiführen würden.

zofuranen (PCDF). Diese Substanzklasse gilt als klassisches Beispiel für die Leistungsfähigkeit der heute zur Verfügung stehenden chemischen Spurenanalytik. Die Frage, auf welchen Wegen die PCDD und PCDF in die Abwässer eingetragen werden, kann nicht schlüssig beantwortet werden. Eine Entstehung bei Verbrennungsprozessen oder bei der Produktion des Holzschutzmittels Pentachlorphenol kommen als hauptsächliche Eintragsquellen in Frage.

3. VERHALTEN VON AROMATISCHEN TENSIDEN IN DER MECHANISCH – BIOLOGISCHEN ABWASSERREINIGUNG UND IN DER SCHLAMMBEHANDLUNG.

Will man verhindern, dass höhere Gehalte an organischen Verunreinigungen im Klärschlamm auftreten, so muss man verstehen, welche Stoffe mit erhöhter Wahrscheinlichkeit im Klärschlamm angereichert werden. Hiefür muss das chemodynamische Verhalten organischer Chemikalien in der mechanisch-biologischen Abwasserreinigung und in der Schlammbehandlung studiert werden. Ein erfolgversprechendes Untersuchungskonzept beruht auf der Ermittlung der Stoffflüsse in realen mechanisch-biologischen Abwasserreinigungsanlagen unter Einbezug der Wasser- und der Schlammphasen. Die Figur 2 zeigt das Ergebnis einer solchen Feldstudie für LAS. Im wässrigen Teil des Abwassers ergibt sich die auf Grund der Abbaubarkeits-Untersuchungen erwartete gute Elimination von über 98 %. Betrachtet man hingegen das Verhalten der an den Schlamm gebundenen LAS, so erkennt man, dass ein grosser Anteil der LAS über den Schlamm aus dem Abwasser entfernt wird und dass während der Schlammfäulung die LAS-Gehalte nicht mehr reduziert werden. Eine analoge Studie für Organozinnverbindungen ergab, dass der grösste Teil via Klärschlamm entfernt wurden und dass die Klärschlamm-Fäulung nur eine geringe Elimination bewirkte [11, 12]. Ein anderer Ansatz benutzt die Beurteilung der Transport-, Transfer- und Transformations-Prozesse, die in einer mechanisch-biologischen Kläranlage ablaufen. Im Vordergrund für die Abschätzung einer möglichen Schlammanreicherung einer Chemikalie stehen Sorp-

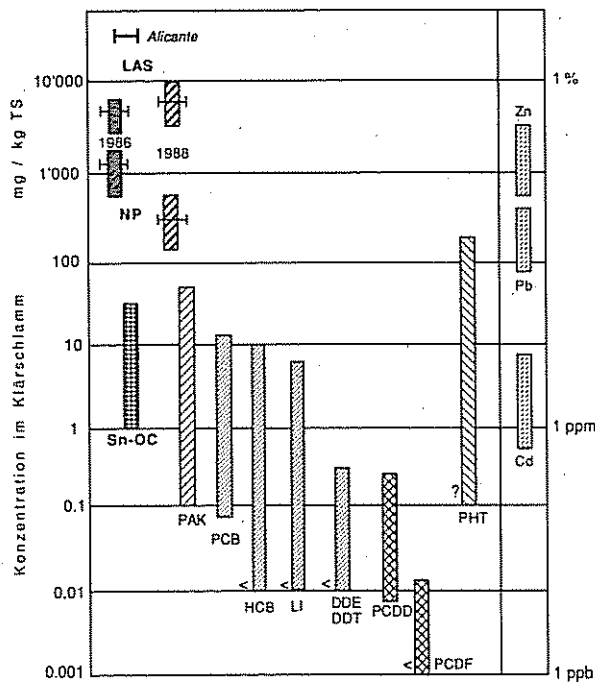


Fig. 1
Konzentrationsbereiche organischer Verunreinigungen im Klärschlamm.

LAS: Lineare Benzolsulfonate,
NP: Nonylphenol,
Sn-OC: Zinnorganische Verbindungen,
PAK: Polycyclische aromatische Kohlenwasserstoffe,
PCB: Polychlorierte Biphenyle,
HCB: Hexachlorbenzol,
LI: Lindan,
PCDD: Polychlorierte Dibenzodioxine,
PCDF: Polychlorierte Dibenzofurane,
PH: Phthalate

Kohlenwasserstoffe (PAK), die polychlorierten Biphenyle (PCB), Hexachlorbenzol (HCB), chlorierte Insektizide (DDT, DDE, Lindan) und die als Kunststoff-Weichmacher eingesetzten Phthalate. Alle diese Chemikalien sind ebenfalls als Spurenverunreinigungen in verschiedenen Umweltkompartimenten anzutreffen und werden zu einem signifikanten Anteil über atmosphärische Transportwege in der Umwelt verteilt. Hagenmeier und Mitarbeiter [18] fanden in allen untersuchten Klärschlämmen Ultraspuren von polychlorierten Dibenzodioxinen (PCDD) und Diben-

Angegeben sind Spanneiten und Mittelwerte. Die Werte für LAS, NP und Sn-OC beruhen auf schweizerischen Untersuchungen. Die restlichen Werte sind den Literaturreferenzen [13–15, 17 und 18] entnommen und stammen zum grossen Teil aus der Bundesrepublik Deutschland. Die vergleichsweise angegebenen Konzentrationen für Zink, Blei und Cadmium sind 1988 im Kanton Zürich gemessene Werte.

Zu den ubiquitären Umweltchemikalien, die auch im Klärschlamm auftreten, gehören die polycyclischen aromatischen

5. SCHLUSSFOLGERUNGEN

Aufgrund der vorangegangenen Ausführungen können einige Folgerungen abgeleitet werden, die teilweise im Hinblick auf die Umweltschutzpraxis bedeutungsvoll sind.

1. Organische Abwasserinhaltsstoffe, die lipophile oder amphiphile Eigenschaften zeigen, müssen sowohl aerob als auch anaerob vollständig abbaubar sein. Die zur Zeit gültigen Verordnungen über die Beurteilung der biologischen Abbaubarkeit organischer Abwasserchemikalien bzw. grenzflächenaktiver Stoffe sollten deshalb in verschiedener Hinsicht erneuert werden.
 - (i) Erstens sollte die vollständige biologische Abbaubarkeit, d. h. eine Umwandlung in anorganische Stoffe, verlangt werden.
 - ii) Zweitens sollten nicht nur der aerobe Abbau in der Wasserphase sondern auch anaerobe Transformationen in der Festkörperphase vor allem unter den Bedingungen der methanbildenden Schlammfäulung überprüft werden.
 - (iii) Drittens sollten die Verordnungen unbedingt auf moderne analytische Verfahren abstützen, die entweder Einzelstoffbestimmungen oder Gesamtstoffbilanzen ermöglichen.
2. Für organische Chemikalien, die in grossen Mengen ins Abwasser eingetragen werden, sollten in reellen Kläranlagen Stoffflussanalysen durchgeführt werden.
3. Auch die besten analytischen Methoden ermöglichen nur

die Bestimmung eines Teils der in den Klärschlämmen enthaltenen organischen Verunreinigungen.

4. Es ist sehr schwierig bis unmöglich, wirkungsvolle Massnahmen zur Eintragsreduktion zu treffen, wenn die Schmutzstoffe sehr diffus oder aus unbekanntenen Quellen in die Abwässer eingetragen werden. Erste Erfahrungen zeigen auch bei organischen Chemikalien bekannten Ursprungs die Schwierigkeiten einer vollständigen Beseitigung der Klärschlammreicherungen. Generell sollten möglichst wenig Chemikalien ins Abwasser eingetragen werden, für die der Klärschlamm als Stoffsenke wirken kann.
5. Die Beurteilung der durch organische Klärschlamm-Verunreinigungen verursachten langfristigen Auswirkungen auf das Ökosystem Boden ist ausserordentlich schwierig. Im Sinne eines vorsorgenden Umweltschutzes ist dabei grosse Vorsicht geboten, weil davon ausgegangen werden muss, dass Sanierungen von Schädigungen des Bodens äusserst langwierig wenn nicht sogar unmöglich sind.
6. Verschiedene hier angesprochene Kenntnislücken erfordern Forschungsarbeiten durch multidisziplinär zusammengesetzte Arbeitsgruppen. Durch verstärkte Konzentration der Forschung auf die organischen Fremdstoffe im Klärschlamm könnte für die Zukunft sichergestellt werden, dass das Risiko der landwirtschaftlichen Verwertung von Klärschlämmen besser abschätzbar wird.

Die Veröffentlichung [1] ist der zusammenfassende Schlussbericht über das an der EAWAG durchgeführte Nationalfonds-Projekt. Im selben Heft des Gas-Wasser-Abwasser (März, 3, 1987) sind auch die weiteren Schlussberichte des "Nationalen Forschungsprogramm 7D - Klärschlamm" enthalten.

Die Publikation [2] ist ein Beitrag zum internationalen Statusseminar "Alkylbenzolsulfonate (LAS) in der Umwelt". Das Heft 2/1989 der Zeitschrift Tenside Detergents umfasst die vollständigen Tagungsberichte.

1. Giger, W., P. H. Brunner, M. Ahel, J. McEvoy, A. Marcomini and C. Schaffner. Organische Waschmittelinhaltsstoffe und deren Abbauprodukte in Abwasser und Klärschlamm. Gas-Wasser-Abwasser. 67: 111-122, 1987.
2. Giger, W., A. C. Alder, P. H. Brunner, A. Marcomini and H. Siegrist. Behavior of LAS in Sewage and Sludge Treatment and in Sludge-Treated Soil. Tenside Deterg. 26: 95-100, 1989.
3. Giger, W., M. Ahel and M. Koch. Das Verhalten von Alkylphenolpolyethoxylat-Tensiden in der mechanisch-biologischen Abwasserreinigung. Vom Wasser. 67: 69-81, 1986.
4. Giger, W., P. H. Brunner and C. Schaffner. 4-Nonylphenol in Sewage Sludge: Accumulation of Toxic Metabolites from Nonionic Surfactants. Science. 225: 623-625, 1984.
5. Ahel, M. Biogeochemical Behaviour of Alkylphenol Polyethoxylates in the Aquatic Environment. Doctoral Dissertation, University of Zagreb, Yugoslavia, 1987.
6. Brunner, P. H., S. Capri, A. Marcomini and W. Giger. Occurrence and Behaviour of Linear Alkylbenzenesulphonates, Nonylphenol, Nonylphenol Mono- and Nonylphenol Diethoxylate in Sewage and Sewage Sludge Treatment. Wat. Res. 22: 1465-1472, 1988.
7. McEvoy, J. and W. Giger. Accumulation of Linear Alkylbenzenesulphonates in Sewage Sludges. Naturwissenschaften. 72: 429-431, 1985.
8. Marcomini, A., P. D. Capel, W. Giger and H. Häni. Residues of Detergent-Derived Organic Pollutants and Polychlorinated Biphenyls in Sludge-Amended Soil. Naturwissenschaften. 75: 460-462, 1988.
9. Marcomini, A., P. D. Capel, W. Giger and H. Häni. Behavior of Aromatic Surfactants in Sludge-Treated Soils and Landfills. J. Environ. Qual. 18: in press, 1989.
10. Siegrist, H., A. C. Alder, P. H. Brunner and W. Giger. Pathway Analysis of Selected Organic Chemicals from Sewage to Agricultural Soil. Sludge Treatment and Use. 1988.
11. Fent, K., R. Fassbind and H. Siegrist. Organotins in a Municipal Wastewater Treatment Plant. First European Conference on Ecotoxicology. 1988, in press.
12. Fent, K. Organozinn: Hochgiftige Verbindungen in Gewässern. Neue Zürcher Zeitung. 106: 95-96, 1989, 10. Mai.
13. Leschber, R. Organische Schadstoffe in Klärschlamm. Beihefte zu Müll und Abfall. 28: 12-15, 1989.
14. Drescher-Kaden, U., R. Brüggemann and M. Matthies. Organische Schadstoffe in Klärschlämmen. GWF - Wasser/Abwasser. : 1989, im Druck.
15. Drescher-Kaden, U., M. Matthies, R. Brüggemann and B. Matthes. "Organische Schadstoffe in Klärschlämmen - Literaturstudie." 1989, in Vorbereitung. Ecomed Verlag. Landsberg.
16. Dean, R.B. and M.J. Suess. The Risk of Chemicals in Sewage Sludge Applied to Land. Waste Manag. Res. 3: 251-278, 1985.
17. Berna, J. L., J. Ferrer, A. Moreno, D. Prats and F. Ruiz Bevia. The Fate of LAS in the Environment. Tenside Deterg. 26: 101-107, 1989.
18. Hagenmeier, H., H. Brunner, W. Knapp and U. Weberruss. Untersuchungen der Gehalte an polychlorierten Dibenzodioxinen, polychlorierten Dibenzofuranen und ausgewählten Chlorkohlenwasserstoffen in Klärschlämmen. Forschungsbericht 103 03 305, Umweltbundesamt, Berlin, 1988.

GRUNDSATZÜBERLEGUNGEN ZUR KLÄRSCHLAMMHYGIENISIERUNG

C. ANTHONY MASON UND MARIO SNOZZI

EINLEITUNG

Mit dem Aufbau der Trink- und Schmutzwassernetze in der Mitte des letzten Jahrhunderts wurde auch die Bedeutung der Hygiene in diesem Zusammenhang erkannt. Damals traten in den Städten Epidemien von Typhus und Cholera auf, die teilweise über die neu gebauten Netzwerke ausgebreitet wurden. Die so verbreiteten Krankheitserreger (pathogene Keime) sind Organismen, die bei Mensch oder Tier direkt oder indirekt Krankheiten hervorrufen können. Die anschließenden Betrachtungen konzentrieren sich auf die folgenden vier Kategorien von Krankheitserregern.

A. Pathogene Bakterien

Es existieren viele pathogene Bakterien (Tabelle 1). Darunter befinden sich Erreger von Krankheiten wie Cholera (*Vibrio*), Lebensmittelvergiftungen und Typhus (*Salmonella*), Listeriose (*Listeria*) und Gastroenteritis (*Campylobacter* und *Yersinia*). Die meisten Krankheiten können unter bestimmten Umständen tödlich wirken.

B. Pathogene Würmer

Die zweite Gruppe von Pathogenen sind Würmer. Im menschlichen Darm produzieren z.B. Würmer der Gattung *Ascaris* bis zu 200'000 Eier täglich, *Taenia saginata*, der Rinderbandwurm und

Taenia solium, der Schweinebandwurm, produzieren bis zu 1 Million Eier täglich, die mit dem Kot ausgeschieden werden. In der Umwelt können diese Eier längere Zeit überleben.

C. Pathogene Protozoen

Diese einzelligen Lebewesen werden überall gefunden. Mehrere Arten können den Mensch befallen. Darunter befinden sich viele, welche im Darmtrakt leben und Gastroenteritis, Diarrhoe oder Dysenterie verursachen. *Entamoeba histolytica* ist zum Beispiel der Erreger der Amöben-Dysenterie und *Giardia lamblia* ist eine Protozoe, welche chronische oder akute Diarrhoe hervorrufen kann.

D. Pathogene Viren

Ein Gramm menschlichen Kots kann bis zu 10^{11} infektiöse Viruspartikel enthalten. Krankheiten wie virale Meningitis, Polio und Hepatitis werden durch Viren hervorgerufen und können unter Umständen tödlich verlaufen.

ARTEN DER VERBREITUNG

Bei der grossen Zahl möglicher Krankheitserreger stellt sich natürlich die Frage nach ihren Verbreitungswegen. In der Abb. 1 sind die Übertragungswege der pathogenen Organismen in der Umwelt dargestellt [1,2]. Träger von Krankheitserregern scheiden diese aus, unabhängig davon ob Symptome

der Krankheit auftreten oder nicht. Auf diese Weise können diese Organismen in die Kläranlage gelangen. Die Düngung mit unbehandeltem Klärschlamm oder Abwasser kann über die Pflanzen zur direkten Aufnahme in den Körper führen. Aber auch eine Kontamination von Oberflächen- oder Grundwasser und damit eine Gefährdung von Trinkwasser ist möglich. Tiere können Pathogene über Jauche und Stroh unter sich verbreiten. Die pathogenen Keime können in die Milch gelangen oder über das Fleisch auf den Menschen übertragen werden. Üblicherweise werden importiertes Tierfutter oder importierte Nahrungsmittel kontrolliert. Aber häufig gibt es keine Möglichkeit, die Einwanderung von Wildtieren zu kontrollieren und die Gesundheit von Reisenden aus fremden Ländern, welche Träger von Krankheiten sind, zu überprüfen. Glücklicherweise reduzieren viele Faktoren die Risiken der Krankheitsübertragung; z.B. ist die Überlebensfähigkeit der einzelnen Krankheitserreger unter Umweltbedingungen oft beschränkt [3]. Ausserdem können eine Reihe präventiver Schritte unternommen werden, um die Verbreitung der Pathogenen zu vermindern. So wird zum Beispiel Wasser bei der Aufbereitung zu Trinkwasser desinfiziert, und Schlachtfleisch untersteht der Routinekontrolle der Veterinärmediziner. Ein anderer, wichtiger Ansatzpunkt um den Infektionsweg zu unterbrechen, ist die Abwasser- und Klärschlammbehandlung. Während der Bildung von Schlamm in Abwasserreinigungsanlagen werden pathogene Organismen um ein Vielfaches angereichert, oft ohne dass ihre Überlebensfähigkeit beeinträchtigt wird [1,4]. In Abb. 2 kommt dieser Konzentrationseffekt im Klärschlamm klar zum Ausdruck. Es handelt sich um Enterokokken, aber eine zehnfache Anreicherung kann bei den meisten Bakterien beobachtet werden [5]. Klar

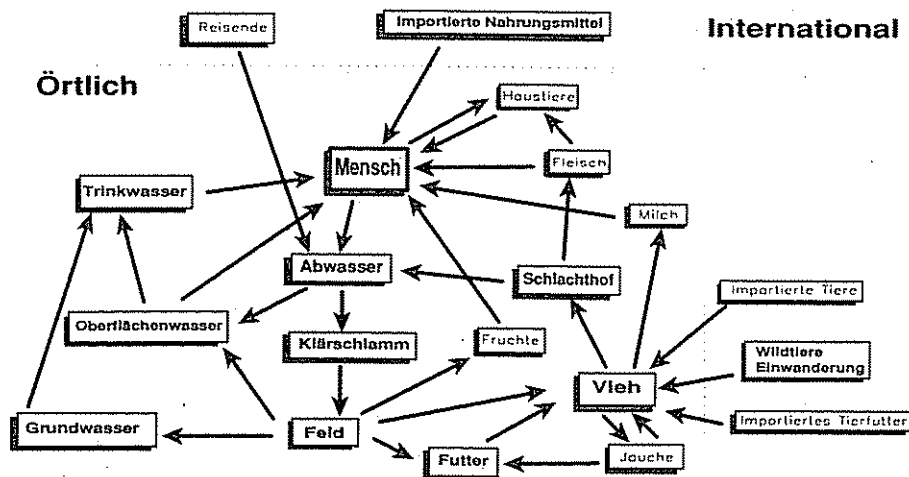


Abb. 1 Verbreitungswege von pathogenen Organismen in der Umwelt

ist auch, dass die minimale Konzentration im Ablauf keine weiteren Reduktionsmassnahmen erfordert. Die Kläranlagen sind also in der Lage die Verbreitung von Pathogenen, sollten diese in die Kläranlage gelangen, in ausreichendem Mass einzudämmen.

RISIKEN FÜR MENSCH UND TIER

Ein wichtiges Kriterium, um das Risiko für Mensch und Tier abzuschätzen ist die minimale infektiöse Dosis, das heisst, die kleinste notwendige Anzahl Organismen, welche in 50% der Fälle zum Ausbruch der Krankheit führt. Diese Angaben sind jedoch sehr schwer zu erhalten, für diese Art von Experimente ist es schwierig Freiwillige zu finden. Es handelt sich um Werte, die für gesunde Personen zutreffen, während geschwächte Menschen oder Tiere schon durch eine niedrigere Dosis erkranken können. Die Tabelle 2 gibt Anhaltspunkte über die verschiedenen infektiösen Dosen. Bei den Würmern kann ein einziges Wurmei für den Ausbruch der Krankheit ausreichen. Leicht höhere Dosen sind nötig für virale Infektionen, während für bakterielle Krankheiten unterschiedliche Dosen nötig sind. Bei der bakteriellen Dysenterie beträgt die Minimaldosis nur 10 Organismen, während bei *Salmonella derby* 10^7 Zellen zur Auslösung der Krankheit notwendig sind. Wichtig ist aber nicht nur die minimale infektiöse Dosis, sondern auch die Wahrscheinlichkeit die besteht, diese z.B. via Nahrungsmittel aufzunehmen. Es scheint logisch, dass deshalb Verallgemeinerungen betreffend Risiken sehr schwer zu machen sind. Bei Klärschlammbehandlungsprozessen ist man normalerweise zufrieden, wenn eine Reduktion der pathogenen Keime um mehrere Grössenordnungen erreicht wird. Sinnvoll ist jedoch, Limiten für den Gehalt an verbleibenden Krankheitserregern festzulegen, unter Berücksichtigung der unterschiedlichen infektiösen Dosen und Übertragungsmöglichkeiten. Aus der Tabelle 2 ist auch ersichtlich, weshalb gemäss Klärschlammverordnung keine ansteckungsfähigen Wurmeier in hygienisiertem Schlamm toleriert werden.

Die Tabelle 3 enthält eine Zusammenstellung über den Gehalt von Organismen im Klärschlamm [4]. Bei den Krankheitserregern streuen die Werte über mehrere Grössenordnungen, was auf zeitliche und regionale Unterschiede hinweist. Die minimale infektiöse Dosis

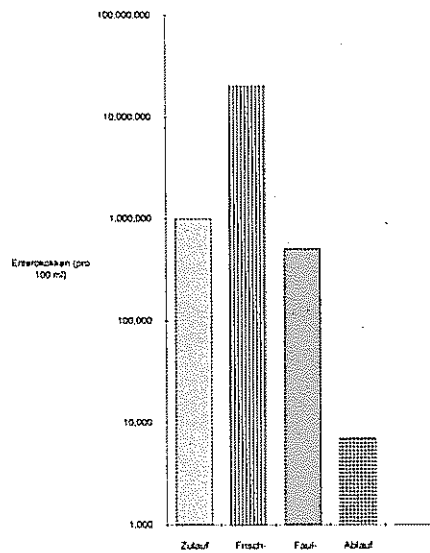


Abb. 2
Gehalt an Bakterien bei der Abwasserreinigung [5]

ist oft in einem Bruchteil von einem Gramm Klärschlamm enthalten.

E. COLI - INDIKATOR FÜR FÄKALE VERUNREINIGUNGEN

Die am meisten untersuchte Gruppe von pathogenen Organismen im Klärschlamm sind die Bakterien. Dabei ist *Escherichia coli*, ein normalerweise nicht oder nur milde pathogenes Bakterium, vermutlich das bekannteste. Gleichzeitig gehört es der grössten Untergruppe von Bakterien an, die im Klärschlamm gefunden werden, den *Enterobacteriaceae*. Meist wird *E. coli* als Indikator für fäkale Verunreinigungen herangezogen. Im menschlichen Kot beträgt sein Anteil jedoch nur 1% der bakteriellen Biomasse. Die Verwendung als Indikator-Bakterium beruht auf seiner Anwesenheit auch in gesunden Menschen und Tieren. Die übrigen, im Klärschlamm vorkommenden pathogenen Bakterien, werden bei Routinetests meist vernachlässigt. Das Vorkommen von *E. coli* ist deshalb lediglich als Hinweis zu betrachten, dass jedwede andere pathogene Bakterien ebensogut vorhanden sein könnten. Im umgekehrten Fall jedoch kann nicht davon ausgegangen werden, dass das Nichtvorhandensein von *E. coli* auch die Abwesenheit von weiteren pathogenen Bakterien bedeutet. Es ist noch zu erwähnen, dass die gegenwärtigen Methoden, Schlamm zu testen, sich zum Teil auf veraltete Methoden und unzulässige Annahmen stützen. Eine davon ist die Annahme,

dass die Zahl der coliformen Bakterien ein verlässlicher Indikator für andere pathogene Keime darstellt. Zudem setzt der Coliformtest voraus, dass coliforme Keime in der selben Art und Weise wie andere pathogene Keime auf Prozessbedingungen reagieren, welche eine Inaktivierung der Organismen bewirken. Keine dieser Annahmen ist wirklich auf ihre Gültigkeit getestet und es ist nötig, die gebräuchlichen Methoden kritisch zu überarbeiten.

KRANKHEITSÜBERTRAGUNG DURCH KLÄRSCHLAMM

Da eine Vielzahl von Krankheitserregern im Schlamm auftreten kann, wäre das potentielle Risiko für Mensch und Tier bei Verwendung von unbehandeltem Schlamm zur Düngung hoch, wenn die Organismen die oben beschriebenen Übertragungswege ohne Verlust ihrer Lebensfähigkeit überstehen würden. Die effektive Erkrankungsgefahr ist reduziert durch die Tatsache, dass das Überleben und die Infektionsfähigkeit von Pathogenen von verschiedenen Faktoren abhängen, wie zum Beispiel Umweltbedingungen oder individuelle Empfindlichkeit von Mensch und Tier. Der Gehalt an überlebenden Krankheitserregern im Klärschlamm ist abhängig von der gewählten Abwasser- und Schlammbehandlungsmethode [6]. Mehrere Krankheitserreger des Menschen haben ihren Hauptwirt im Tierreich. In vielen Fällen sind die betreffenden Tiere nur Träger der Krankheitserreger ohne irgendwelche Symptome zu zeigen. Bei den Bakterien wird speziell den Salmonellen ein hohes Infektionsrisiko zugeordnet [7], insbesondere bei Tieren. Allgemein gültige Aussagen sind bis heute jedoch nicht möglich, z.B. wurde in einem Experiment keine Infektion bei Kälbern festgestellt, die auf *Salmonella dublin* kontaminierten Wiesen weideten [8]. Im Gegensatz dazu stellten Hess und Breer 1975 [9] in der Schweiz fest, dass *Salmonella*-Infektionen in Rindern hervorgerufen werden können durch das Ausbringen von Schlamm auf Futterflächen. Auf Weideland werden Salmonellen nur langsam abgetötet. Trotzdem weisen die wenigen Experimente, die durchgeführt wurden darauf hin, dass die Gefahr einer Infektion klein ist, wenn eine genügend grosse Zeitspanne zwischen Ausbringen des Schlammes und Nutzen der Futterfläche besteht. Über andere im Schlamm zu findende pathogene Bakte-

rien und ihr Überleben nach Ausbringen auf Landwirtschaftsgebiet, ist leider nicht viel Information erhältlich.

Über die durch Viren bedingten Gesundheitsrisiken ist sehr wenig bekannt. Von vielen Viren weiss man, dass sie die konventionellen Schlammbehandlungsprozesse überstehen können [1,10]. Hingegen scheinen sie im Boden nur über kurze Zeit überleben zu können. Trotzdem konnte gezeigt werden, dass Enteroviren fähig sind, durch den Boden ins Grundwasser zu gelangen, wo sie während langer Zeit überleben können (bis 200 Tage). Die wirkliche Gefahr viraler Infektionen ist schwer abzuschätzen, da leichte Erkrankungen häufig nicht gemeldet oder nicht als virale Erkrankungen erkannt werden.

Mit der Verbesserung von Nachweismethoden konnte gezeigt werden, dass die Eier des Rinder- bzw. Schweinebandwurms relativ empfindlich gegenüber anaerober mesophiler Behandlung sind, während jene von *Ascaris* und *Trichuris* überleben und deshalb ein Gesundheitsrisiko sein können. Es wurde gezeigt, dass Eier von *Taenia* unbehandelt bis zu 3 Monate in trockenem Boden überleben können. Im Gras ist sogar längeres Überleben möglich.

ANFORDERUNGEN AN DIE HYGIENISIERUNG

In der Schweiz ist das Gesundheitsrisiko für Mensch und Tier klein, da Schlamm, der auf Futter- und Gemüseflächen ausgebracht wird, immer hygienisiert sein muss was zu einem vertretbar kleinen Risiko führt. Der Wirkungsgrad der Schlammhygienisierung, d.h., der Entfernungsgrad pathogener Organismen aus dem Schlamm, ist abhängig von der Art des Krankheitserregers und dem gewählten Prozess. Die Klärschlammverordnung der Schweiz macht eine klare Qualitätsvorgabe, die unabhängig vom gewählten Prozess erreicht werden muss: der Schlamm der auf Gemüse- oder Futterflächen ausgebracht werden soll, darf nicht mehr als 100 Enterobacteriaceen pro Gramm und keine ansteckungsfähigen Wurmeier enthalten. Diese Vorsichtsmassnahme bedingt automatisch die Erfüllung zweier Behandlungsziele. Erstens müssen die Krankheitserreger durch die Behandlung entweder getötet oder irreversibel inaktiviert werden. Zweitens, müssen Prozesse gewählt werden, die Nährstoffe, welche nach der Behandlung eine

Tab. 1
Pathogene Bakterien

<i>Escherichia</i>	<i>Streptococcus</i>	<i>Bacillus</i>
<i>Legionella</i>	<i>Leptospira</i>	<i>Erysipelothrix</i>
<i>Vibrio</i>	<i>Staphylococcus</i>	<i>Rickettsia</i>
<i>Salmonella</i>	<i>Proteus</i>	<i>Shigella</i>
<i>Campylobacter</i>	<i>Gaflkya</i>	<i>Listeria</i>
<i>Brucella</i>	<i>Coprococcus</i>	<i>Rachalimaea</i>
<i>Veillonella</i>	<i>Fusobacterium</i>	<i>Neisseria</i>
<i>Aeromonas</i>	<i>Pseudomonas</i>	<i>Coxiella</i>
<i>Peptococcus</i>	<i>Citrobacter</i>	<i>Klebsiella</i>
<i>Sarcina</i>	<i>Yersinia</i>	<i>Mycobacterium</i>
<i>Morganella</i>	<i>Plesiomonas</i>	<i>Bacteroides</i>
<i>Acidaminococcus</i>	<i>Erwinia</i>	<i>Serratia</i>
<i>Peptodstreptococcus</i>	<i>Providencia</i>	<i>Acinetobacter</i>
<i>Megasphaera</i>	<i>Edwardsiella</i>	<i>Gemmiger</i>

Tab. 2
Minimale infektiöse Dosis von verschiedenen pathogenen Organismen

	Organismen	Krankheit	Minimale infektiöse Dosis
Würmer	<i>Ascaris lumbricoides</i>	Ascariasis	1-100
	<i>Ancylostoma duodenale</i>	Ancylostomiasis	1-100
	<i>Trichuris trichura</i>	Trichuriasis	1-100
Viren	Enteroviren	Gastroenteritis	100-10,000
	Hepatitis virus	Hepatitis	100-10,000
Protozoen	<i>Entamoeba histolytica</i>	Amöben-Ruhr	1,000-100,000
	<i>Giardia lamblia</i>	Giardiasis	1-100
Bakterien	<i>Shigella dysenteriae</i>	Bacilläre-Ruhr	10-100,000
	<i>Shigella flexner</i>	Bacilläre-Ruhr	100-100,000
	<i>Vibrio cholerae</i>	Cholera	100-1,000,000
	<i>Salmonella typhi</i>	Typhus	<1,000
	<i>Escherichia coli</i>	Gastroenteritis	<1,000,000
	<i>Salmonella derby</i>	Gastroenteritis	<10,000,000
	<i>Clostridium perfringens</i>	Verschiedene Krankheiten	10,000,000-1,000,000,000

Tab 3
Gehalt von Organismen im Klärschlamm (pro Gramm Trockensubstanz)[4]

Organismen	Zahl	Minimale infektiöse Dosis
Coliforme	10 ⁸ - 10 ⁹	
Fäkale Coliforme	10 ⁶ - 10 ⁹	
Fäkale Streptokokken	10 ⁴ - 10 ⁸	
Salmonellen	0 - 10 ⁷	10 ³ - 10 ⁷
Ascaris	0 - 10 ⁴	1 - 100
Trichuris	0 - 10 ⁴	1 - 100
Enteroviren	0 - 10 ⁴	10 ² - 10 ⁴

erneute Vermehrung ermöglichen, aus dem Schlamm entfernen. Beide Ziele, Hygienisierung und Schlammstabilisierung, müssen erreicht werden, um einen stabilen und hygienisch einwandfreien Schlamm zu erzeugen. Prozesse, die den Schlamm hygienisieren, aber die Nährstoffe nicht aus dem Schlamm entfernen, ermöglichen ein erneutes Wachstum von geschädigten Pathogenen (vor allem Bakterien) oder eine Reinfektion. Diese kann durch Aerosole, die in der Nähe von Kläranlagen Pathogene enthalten können, oder auch durch Exkremente von Vögeln, die in die oftmals offenen Stapelräume gelangen, erfolgen. Messungen auf

einer Kläranlage zeigten nach der Hygienisierung keine Enterobacteriaceen; da der Gehalt an Carbonsäuren im untersuchten Schlamm im Stapelraum jedoch noch immer 170 mg/l betrug, wurden hier nach weniger Tagen wieder über 6000 Enterobacteriaceen pro Gramm Schlamm gefunden. Nur nachdem der Schlamm zuerst Hygienisierung und anschließend Stabilisierung durchschritten hat, erhält man vom biologischen Gesichtspunkt aus gesehen ein relativ sicheres Produkt. Zusammenfassend kann gesagt werden, dass die in der Schweizer Gesetzgebung festgehaltenen Hygiene-Vorschriften die potentielle Gefahr einer Krankheitsübertragung durch Klärschlamm minimalisieren. Aus der Sicht der Mikrobiologen scheinen diese Massnahmen sinnvoll und genügend.

- [1] Traub, F. Spillman, S.K. und Wyler, R. (1987) Virusinaktivierung bei der Klärschlammbehandlung. Gas Wasser Abwasser, 67,133-138
- [2] Havelaar, A.H. (1986) General epidemiology of Salmonella. In: Epidemiological Studies of Risks Associated with the Agricultural Use of Sewage Sludges: Knowledge and Needs. Commission of the European Communities. J.C. Block, A.H. Havelaar and P. L'Hermite eds. pp15-20. Elsevier, London.
- [3] Wray, C. (1975) Survival and spread of pathogenic bacteria of veterinary importance within the environment. Vet. Bull. 45, 543-550.
- [4] Pederson, D.C. (1981). Density levels of pathogenic organisms in municipal wastewater sludge: A literature review. EPA report no. 600/2-81-170.
- [5] Bundesministerium für Land- und Forstwirtschaft (1985). Wasserwirtschaft Wasserversorgung Forschungsarbeiten. Verhalten von Fäkalindikatoren und Salmonellen bei der Abwassereinigung und nach Vorflutereinleitung. Wien.
- [6] Watson, D.C. (1985) Land disposal of sewage sludge. Soc. Appl. Bacteriol. Symp. Ser. 14, 95S-103S.
- [7] Breer, C., Pike, E.B., Strauch, D., Jones, P.W., Krug, W., Martel, J.L., Poiraud, G. und Rehm, N. (1986) Panel Discussion A. Salmonella and other bacteria. in: Epidemiological Studies of Risks Associated with the Agricultural Use of Sewage Sludges: Knowledge and Needs. Commission of the European Communities. J.C. Block, A.H. Havelaar and P.L'Hermite eds. pp154-158. Elsevier, London.
- [8] Jones, P.W. (1986). Sewage sludge as a vector of Salmonellosis. in: Epidemiological Studies of Risks Associated with the Agricultural Use of Sewage Sludges: Knowledge and Needs. Commission of the European Communities. J.C. Block, A.H. Havelaar and P. L'Hermite eds. pp. 21-33. Elsevier, London.
- [9] Hess, E. und Breer, C. (1975) Salmonellenepidemiologie und Grünlanddüngung mit Klärschlamm. Zbl. Bakt. Hyg., 1. Abt. Orig. B. 161, 54-60.
- [10] Kowal, N.E. (1983) An overview of public health effects in: Utilization of Municipal Wastewater and Waste Sludge on Land. A.L. Page, T.L. Gleason III, J.E. Smith Jr., I.K. Iskander and L.E. Sommers (eds) pp 329-394. University of California, Riverside.

DIE ZWEISTUFIGE VERFAHRENSKOMBINATION BEI DER KLÄRSCHLAMMBEHANDLUNG

HANSRUEDI SIEGRIST

I. EINFÜHRUNG

Mit den zunehmenden Anforderungen an die Schlammbehandlung (Hygienisierung, Entwässerung, Stapelung, Deponie) sind heute vermehrt zweistufige Verfahren im Gespräch. Unter Beibehaltung der anaerob mesophilen Hauptstufe werden statt einer Vorpasteurisierung aerobe und anaerobe thermophile Vorstufen vorgeschlagen. Vielfach werden diese zweistufigen Verfahrenskombinationen in Veröffentlichungen mit beeindruckenden Leistungssteigerungen gegenüber der einfachen mesophilen Faulung angepriesen. Inwieweit aber eine gleichzeitige Sanierung der mesophilen Faulung (bessere Durchmischung, Wärmeisolation, erhöhte Temperatur, regelmässige Beschickung) und des Eindickvorganges auch zu einer weitergehenden Stabilisierung und Entwässerung des Schlammes beitragen, ist nicht ersichtlich. Leider existieren bis heute nur sehr wenige wissen-

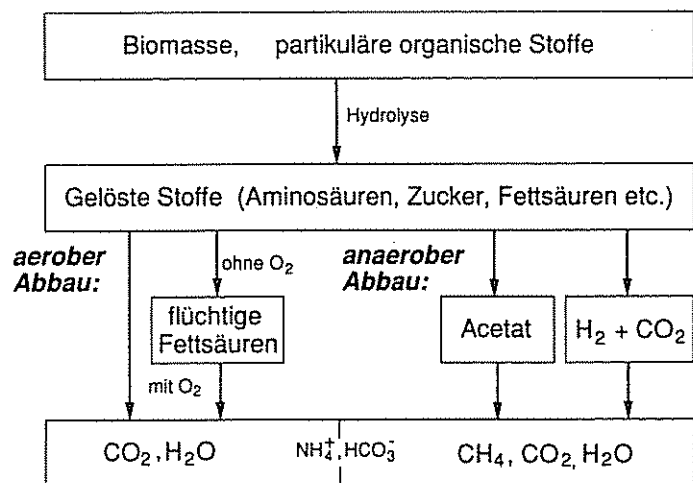


Fig. 1
Vereinfachtes Modell des aerob und anaerob thermophilen Abbaus von organischen Stoffen im Klärschlamm.

schaftliche Untersuchungen, die die verschiedenene Verfahrenskombinationen mit einer einstufigen Schlammstabilisierung vergleichen. Es werden daher in diesen Ausführungen nur einfache Modelle verwendet, um mögliche Wechselwirkungen zwischen der Vorstufe und der Hauptstufe zu charakterisieren.

2. BIOLOGISCHER ABBAU DER SCHLAMMINHALTSTOFFE

Da nur wenige Daten über die unterschiedliche Abbaubarkeit bei aerob und anaerob thermophilen Vorstufen vorhanden sind, wird davon ausgegangen, dass der Anteil der abbaubaren organischen Stoffe im rohen Schlamm für alle Verfahren gleich ist.

Ungefähr 90 % der organische Stoffe im Schlamm sind in partikulärer Form. Da die Mikroorganismen nur gelöste Stoffe aufnehmen und verarbeiten können, müssen die partikulären Stoffe zuerst hydrolysiert, d.h. in gelöste Form übergeführt werden (Fig.1).

Beim aeroben Abbau werden die gelösten organischen Stoffe in Gegenwart von genügend Sauerstoff direkt zu CO₂, Wasser, Ammonium und Bikarbonat mineralisiert. Meistens werden die aerob thermophilen Vorstufen aus energetischen Gründen jedoch unter Sauerstofflimitierung betrieben, so dass sich flüchtige Fettsäuren anreichern können.

Beim anaeroben Verfahren werden die gelösten Stoffe über in Fig.1 nicht abgebildete Zwischenprodukte zu Azetat, Wasserstoff und CO₂ abgebaut. Durch die Methanbakterien werden Azetat zu CO₂ und Methan sowie Wasserstoff und CO₂ zu Methan und Wasser überführt. Die azetatspaltenden Methanbakterien wachsen relativ langsam und sind daher für die minimale erforderliche Aufenthaltszeit des Schlammes im Reaktor und die Prozessstabilität massgebend. Im thermophilen Temperaturbereich setzt die Azetatspaltung bei einer Aufenthaltszeit des Schlammes von 2-3 Tagen ein. Unter 1.5 Tagen wird Methan nur aus Wasserstoff und CO₂ produziert.

Proteine werden im thermophilen Temperaturbereich schon bei Aufenthaltszeiten von einem Tag zu einem grossen Teil abgebaut und dadurch Ammoniumkonzentrationen um 300-500 mg NH₄⁺-N/l erreicht. Als Gegenion zu Ammonium entsteht Bikarbonat, das trotz der entstehenden flüchtigen Fettsäuren auch bei kurzen Aufenthaltszeiten den pH nicht unter 6.5 fallen lässt.

Beim aeroben entsteht im Gegensatz zum anaeroben Verfahren eine substantielle Menge an Biomasse, die wiederum hydrolysiert werden muss und die effektive Hydrolysegeschwindigkeit entsprechend vermindert (Nettohydrolyse). Bei der Schlammstabilisierung ist die Hydrolyse der geschwindigkeitslimitierende Schritt und für den Stabilisierungsgrad des ausgefaulten Schlammes bestimmend. Die Hydrolyse von partikulären organischen Stoffen ist ein relativ komplexer Prozess, der hier der Einfachheit halber als ein Prozess 1. Ordnung beschrieben wird:

$$r_H = -k_H \cdot X_a \quad (1)$$

mit

r_H = Geschwindigkeit der Nettohydrolyse [MXL^{-3T-1}]

k_H = Geschwindigkeitskonstante der Nettohydrolyse [T⁻¹]
 = 0.15-0.2 d⁻¹ für anaerob mesophile Bedingungen bei 35°C, berechnet aus Daten von [1,2,3]
 = 0.25-0.3 d⁻¹ für aerob thermophile Bedingungen bei 50-65°C, berechnet aus Daten von [3,4,5]

= 0.4 d⁻¹ für anaerob thermophile Bedingungen bei 50-55°C, berechnet aus Daten von [2,6]

X_a = Konzentration der abbaubaren partikulären Stoffe [MXL⁻³]

3. ZWEISTUFIGE SCHLAMMSTABILISIERUNG

3.1 Reaktortechnik

Schlammstabilisierungsverfahren werden meistens in voll durchmischten Reaktoren betrieben. Eine Massenbilanz für die abbaubaren partikulären Stoffe kann deshalb wie folgt beschrieben werden:

$$V \frac{dX_{a,k}}{dt} = Q \cdot (X_{a,k,zu} - X_{a,k}) - k_{H,k} \cdot X_{a,k} \cdot V_k \quad (2)$$

mit

V_k = Volumen des k-ten Reaktors [L³]

Q = Schlammfluss durch das Verfahren [L³T⁻¹]

Unter der Annahme, dass das Verfahren im Gleichgewichtszustand ist ergibt sich folgender Wirkungsgrad:

$$\frac{X_{a,k}}{X_{a,k,zu}} = \frac{1}{1 + k_{H,k} \cdot V_k / Q} \quad (3)$$

Werden zwei Reaktoren in Serie betrieben, ist die Zulaufkonzentration des zweiten Reaktors gleich der Ablaufkonzentration des ersten Reaktors und es ergibt sich für den Wirkungsgrad der zweistufigen Schlammstabilisierung:

$$\frac{X_{a,2}}{X_{a,1,zu}} = \frac{X_{a,2}}{X_{a,2,zu}} \cdot \frac{X_{a,1}}{X_{a,1,zu}} = \frac{1}{(1 + k_{H,1} \cdot V_1 / Q) \cdot (1 + k_{H,2} \cdot V_2 / Q)} \quad (4)$$

Bei einer einstufigen mesophilen Faulung werden durchschnittlich ca. 75-80 % der abbaubaren organischen Stoffe mineralisiert. Da die Hydrolyse eine Reaktion 1. Ordnung ist kann die gleiche oder höhere Abbauleistung durch das Hintereinanderschalten von volldurchmischten Reaktoren mit einem kleineren bzw. gleichen totalen Volumen erreicht werden (Tab.1). Durch die verbesserte Stabilisierung mit der aerob thermophilen Vorstufe ist gemäss [3] auch eine bessere Eindickung des Schlammes als bei der einstufigen Faulung beobachtet worden.

Als Mass für die Konzentration der organischen Stoffe kann der chemische Sauerstoffbedarf (CSB) gewählt werden. Für den CSB gilt:

$$CSB_{abgebaut} = CSB_{gasförmig} + O_2 \text{ Verbrauch}$$

Durch die Oxidation von organischen Stoffen in der aerob thermophilen Vorstufe, wird die Gasproduktion in der mesophilen Faulung erheblich verringert (Tab.1). Da die Belüftung des Schlammes gleichzeitig mit einem grossen mechani-

schen Energieverbrauch und mit erheblichen Wärmeverlusten durch Verdampfung von Wasser verbunden ist, ist es wichtig die aerobe Vorstufe möglichst kurz, unter Sauerstofflimitierung und mit einer hohen Sauerstoffausnützung zu betreiben.

3.2 Schockbelastung

Bei einer stark belasteten mesophilen Faulung kann eine Vorbehandlung möglicherweise im stationären Zustand zu einem stabileren Betrieb führen (regelmässiger Beschickung, Homogenisierung des Schlammes, Einhalten der Prozesstemperatur). Zweistufige Systeme reagieren auf starke Belastungsunterschiede (erhöhter Schlammfall bei Regen, unterschiedliche Industrieabwassermengen, saisonale Unterschiede) jedoch empfindlicher als einstufige Systeme mit gleicher Abbauleistung.

In Fig. 2 wird dies illustriert mit Hilfe eines einfachen Modells, das nur die Hydrolyse und den Abbau der partikulären Stoffe zu Azetat und die Azetatspaltung zu Methan und CO₂ berücksichtigt. Eine Kläranlage mit saisonal stark schwankendem Abwasseranfall produziert im Winter rund dreimal mehr Klärschlamm als im Sommer. Der Schlamm wird aerob thermophil vorbehandelt. Die Aufenthaltszeiten in der aerob thermophilen Vorstufe sind 0.8 bzw. 2.4 Tage und im Faulraum 20 bzw. 60 Tage. Im Winter werden durch die kürzere Aufenthaltszeit die organischen Schlammhaltstoffe in der Vorstufe nur zu 15 % im Sommer zu rund 50 % oxidiert. Die organische Belastung ist daher im Winter ca. 5 mal grösser als im Sommer, was zu entsprechend höheren Azetatkonzentrationen führt als beim einstufigen System. Wird noch angenommen, dass gleichzeitig der Faulraum um ein Grad Celsius tiefer betrieben wird, steigt die Azetatkonzentration noch stärker an, der pH fällt, was die Aktivität der Azetatspalter vermindert. Der Fettsäureabbau kommt zum Erliegen und der Faulschlamm versäuert.

3.3 Hygienisierung des Schlammes durch die thermophile Vorstufe

Die pathogenen Keime werden bei der thermophilen Behandlung.

Tab. 1
Vergleich des Abbau von partikulären organischen Stoffen in der ein- und zweistufigen Schlammstabilisierung. Die Gasproduktion wurde verglichen mit Daten von [3,4,6]

Aufenthaltszeit		Abbaugrad			Gasproduktion	
1. Stufe	2. Stufe	1. Stufe	2. Stufe	total	berechn.	gemess.
d	d	%	%	%	%	%
1. Stufe: aerob thermophil, T = 55-65°C, k _H = 0.25 d ⁻¹						
2. Stufe: anaerob mesophil, T = 35°C, k _H = 0.15 d ⁻¹						
-	20	-	75	75	Referenz (100 %)	
0.7	8	15	47	62	63	65
0.7	12	15	53	68	71	71,77
0.7	20	15	64	79	85	82,85
1. Stufe: anaerob thermophil, T = 55°C, k _H = 0.4 d ⁻¹						
2. Stufe: anaerob mesophil, T = 35°C, k _H = 0.15 d ⁻¹						
2.0	8	44	31	75	100	100
2.0	10	44	34	79	104	105
2.0	20	44	42	86	114	

lung annähernd mit einer Reaktion erster Ordnung vernichtet. Für den Betrieb mit kontinuierlicher Beschickung gilt gemäss Gleichung (5):

$$\frac{N_{ab}}{N_{zu}} = \frac{1}{1 + k_{in} \cdot \Theta}$$

daraus folgt $\Theta = \frac{N_{zu}/N_{ab} - 1}{k_{in}} [T^{-1}]$ (5)

Bei der chargenweisen Beschickung sind die Verhältnisse günstiger:

$$\frac{N_{ab}}{N_{zu}} = \frac{\Delta t}{\Theta} \cdot \exp(-k_{in} \cdot \Delta t)$$

daraus folgt $\Theta = \frac{\Theta}{k_{in} \cdot \Delta t} = \ln \frac{N_{zu} \cdot \Delta t}{N_{ab} \cdot \Theta}$ (6)

mit: N_{ab} bzw.

N_{zu} = Keimzahlkonzentration im Ab- bzw. Zulauf [L⁻³]

k_{in} = Inaktivierungskonstante [T⁻¹]

D_i = Chargenintervall [T]

Q = hydraulische Aufenthaltszeit [T]

Gemäss [7] wird unter aerob thermophilen Bedingungen bei einer Temperatur von 60°C der Bacteriophage f2 (Virus) mit einer Geschwindigkeit von k_{in} = 200 d⁻¹ inaktiviert. Möchte man den Virus im Ablauf gegenüber dem Zulauf um das 10⁶-fache vermindern, ergeben sich die folgenden minimalen hydraulischen Aufenthaltszeiten:

- kontinuierlicher Betrieb: $\Theta = (1/200)10^6 = 10^4$ d

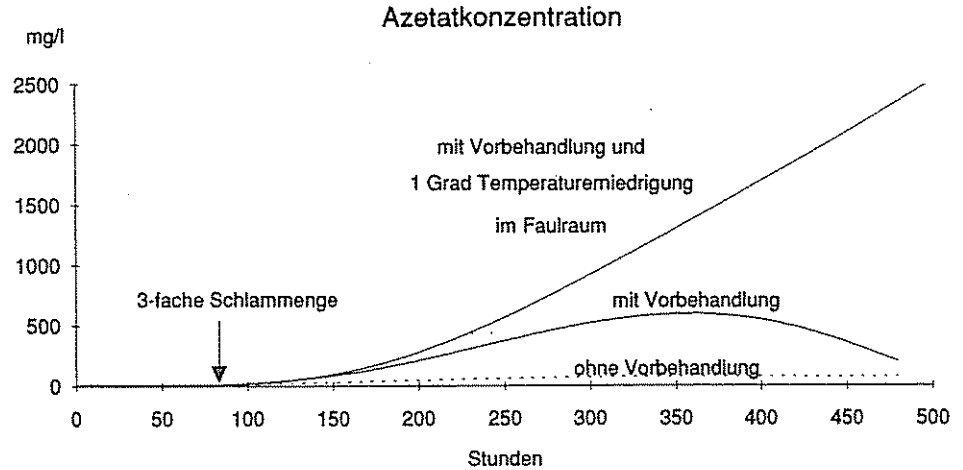
- Chargenbetrieb ($\Theta/\Delta t = 10$): $\Theta = (1/200) 10 \ln(10^6) = 0.6$ d

Mit einem ideal durchmischten Reaktor ist also eine Hygienisierung bei einer vertretbaren Reaktorgrösse nicht möglich. Der Chargenbetrieb vermindert zudem die Gefahr der Reinfektion des Ablaufs durch Kurzschlussströmungen.

3.4 Einfluss von erhöhten Faulraumtemperaturen

Durch die thermophile Vorstufe ergibt sich im Sommer überschüssige Energie und die mesophile Faulung wird vielfach mit einer höherer Temperatur als 35°C betrieben. In Fig. 3 wird das Verhalten eines Laborreaktors mit einer mittleren Aufenthaltszeit von 11.3 Tagen bei Temperatursprüngen von 35 auf 40 und von 40 auf 45°C aufgezeichnet. Der erste Temperaturanstieg auf 40°C wurde problemlos verkraftet. Beim zweiten Anstieg auf 45°C sank die Gasproduktion innerhalb von 5 Tagen auf weniger als 10 % des ursprünglichen Wertes und der pH fiel auf 6.6. Um eine Versäuerung des Faulschlammes zu verhindern wurde

Fig. 2
Verhalten einer mesophilen Faulung mit bzw. ohne aerob thermophile Vorstufe bei einer dreifachen Erhöhung des Schlammanfalles.



die Frischschlammzufuhr während 13 Tagen gestoppt. Der pH stieg wieder an und 30 Tage nach dem Temperatursprung konnte der Reaktor mit der ursprünglichen Schlammbelastung und einer Temperatur von 45°C betrieben werden. Aus diesem Versuch ist ersichtlich das ein Faulturm bei höheren Temperaturen (<40°C) betrieben werden kann, wenn extreme Temperaturschwankungen vermieden werden und das Bauwerk durch die erhöhten Temperaturen keinen Schaden nimmt.

4. SCHLUSSFOLGERUNGEN

Zweistufige Verfahren ergeben bei gleichem Reaktorvolumen einen erhöhten Abbau der organischen Stoffe und damit eine bessere Stabilisierung des Schlammes. Es ist möglich dies mit Hilfe von einfachen Modellen abzuschätzen.

Durch die thermophile Vorbehandlung des Schlammes ergibt sich möglicherweise bei überlasteten Faulräumen ein stabilerer Betrieb. Zweistufige Systeme reagieren jedoch empfindlicher auf Belastungsschwankungen. Bei einer Verkürzung der Aufenthaltszeit in der mesophilen Faulung ist es wichtig, das dynamische Verhalten unter Einbezug der ersten Stufe zu überprüfen.

Die thermophile Vorstufe kann nur im Chargenbetrieb mit einer vernünftigen hydraulischen Aufenthaltszeit eine Hygienisierung des Klärschlammes erreichen.

Aus energetischen Gründen sollte die aerob thermophile Vorstufe mit einer möglichst kurzen Aufenthaltszeit (< 1 Tag), unter Sauerstofflimitierung und mit einer möglichst hohen Sauerstoffausnutzung (> 80 %) betrieben werden.

- [1] W. Gujer and A.J.B. Zehnder (1983), Conversion Processes in anaerobic digestion, Wat.Sci.Tech., 15, 127-167.
- [2] F. Wechs (1985), Ein Beitrag zur zweistufigen anaeroben Klärschlammstabilisierung, Dissertation TU München, Band 53.
- [3] U. Keller und I. Berninger (1984), Aerob thermophile Schlammbehandlung mit anschließender Faulung-Vergleichende Pilotversuche, GWA, 64, 215-224.
- [4] K. Siekman (1986), Leistungsfähigkeit des zweistufigen Schlammstabilisierungsverfahrens nach dem System Sauerstoffbegasung mit anschließender Faulung im Vergleich zur einstufigen Faulung, Dissertation, TH Aachen, Band 89.
- [5] K. Bau (1986), Rationeller Einsatz der aerob-thermophilen Stabilisierung durch Rohschlammvorentwässerung, Dissertation TH Darmstadt, WAR 29.
- [6] U. Keller und I. Berninger (1987), Aerob thermophile Schlammvorbehandlung und anaerob thermophile Faulung im Vergleich mit anderen Stabilisierungsverfahren, GWA, 67, 139-148.
- [7] F. Traub, S.K. Spielmann und R. Wyler (1987) Virusinaktivierung bei der Klärschlammbehandlung, GWA, 67, 133-138.

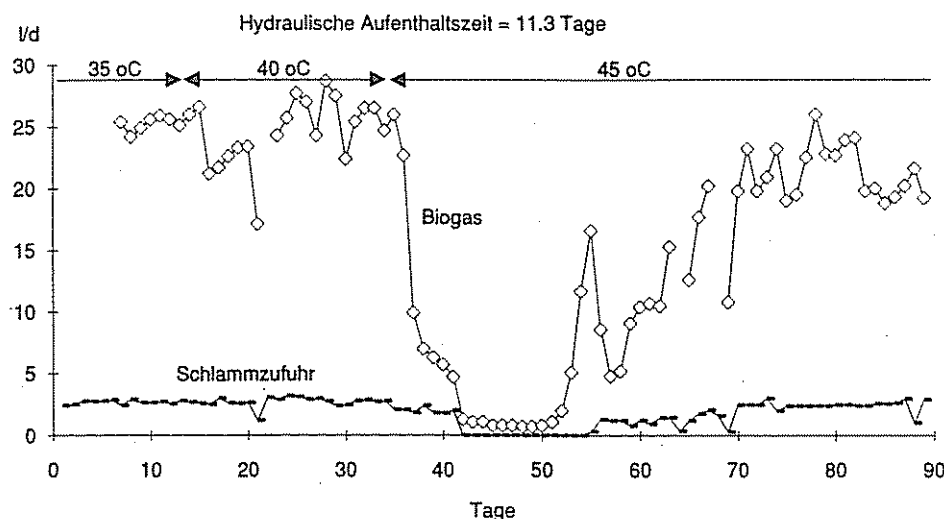


Fig. 3
Verlauf der Biogasproduktion und Schlammzufuhr bei einem anaerob mesophilen Laborreaktor während den Temperatursprüngen von 35 auf 40 bzw. 45 °C (mittlere Aufenthaltszeit des Schlammes = 11.3 Tage).

LÄSST SICH DAS LANGZEITVERHALTEN VON KLÄRSCHLAMM IN DEPONIE VORAUSSAGEN?

THOMAS LICHTENSTEIGER

DEPONIESTRATEGIEN

In der Schweiz fallen jährlich 4.3×10^6 m³ stabilisierter Klärschlamm an (Trockensubstanz 5-6%). 30-40% werden als entwässertes Schlamm deponiert; weitere 15-20% werden verbrannt und als Flugasche abgelagert. Insgesamt sind das pro Jahr etwa 100kt Trockensubstanzen aus Klärschlamm, die mit einem Wassergehalt von 10-80% abgelagert werden. Damit ist Klärschlamm einer der mengenmässig bedeutendsten Abfälle der Schweiz und es stellt sich die Frage, nach welcher Strategie er in Zukunft zu deponieren ist.

Deponien mit frischem oder stabilisiertem Klärschlamm sind Reaktordeponien: im Deponiekörper laufen biologische und chemische Prozesse ab. Diese Prozesse führen zu Emissionen, die behandelt werden müssen. Werden Klärschlämme zusammen mit anderen Abfällen (z.B. Siedlungsabfällen) abgelagert, so entstehen Reaktor-Multikomponentendeponien; Ablagerungen mit nur Klärschlamm sind Reaktor-Monodeponien. Das Ziel moderner Deponiestrategien besteht darin, das Langzeitrisiko möglichst gering zu halten. Bei Reaktor-Multikomponentendeponien kann das langzeitliche Verhalten weder qualitativ noch zeitlich zuverlässig vorausgesagt werden [1, 2]. Noch ist die Multikomponentendeponierung aber die am häufigsten angewandte Ablagerungsweise. Im Leitbild für die Schweizerische Abfallwirtschaft [3] wurde mit dem Konzept der Endlagerung der Anstoss für eine neue Generation von Deponien gegeben: In Zukunft sollten nur noch Monodeponien erstellt werden; gemäss dem Endlagerkonzept sollten alle nicht wiederverwertbaren Stoffe vor der Deponierung oder in den ersten Jahrzehnten der Deponierung in eine Form übergeführt werden, die langfristig und ohne Nachbehandlung von Emissionen umweltverträglich ist. Damit wird die Form der Abfallstoffe [4] zur "Hauptbarriere" einer Deponie. Die Umhüllungen des Deponiekörpers (technische Hüllen und Wirtgestein) werden nicht überflüssig, sondern dienen als zusätzliche Sicherheitsbarrieren; sie müssen zusammen mit den gelagerten anthropogenen Stoffen

im thermodynamischen Gleichgewicht sein.

Die Forderung langfristiger Umweltverträglichkeit setzt voraus, dass die dazu relevanten Qualitätsanforderungen hinreichend bekannt sind. Die bis heute vorhandenen Kenntnisse reichen aber noch nicht aus, Endlagerqualität abschliessend zu beurteilen. In der Technischen Verordnung Abfall (TVA, Entwurf 1988) sind Qualitätsanforderungen formuliert, die als ersten Schritt in Richtung der Ziele des Leitbildes zu werten sind. Eine langfristige Umweltverträglichkeit ist damit noch nicht garantiert; in diesem ersten Schritt sind aber bereits Monodeponien gefordert und es sind Qualitätsanforderungen enthalten, die für viele Abfälle schon jetzt eine Vorbehandlung notwendig machen.

Gegenwärtig befassen sich verschiedene Forschungsprojekte mit der Ausarbeitung von Kriterien zur Beurteilung der langfristigen Umweltverträglichkeit. Zur Validierung von Laborexperimenten und Modellen (zum Beispiel Vergleiche mit geogenen Sedimenten und Gesteinen) werden dabei auch Untersuchungen an Monodeponien durchgeführt. Eine solche Studie befasste sich mit dem Langzeitverhalten von Klärschlamm in Deponien. Sie wurde von der COST (European Cooperation in the Field of Scientific and Technical Research) unterstützt und liegt diesen Ausführungen zu Grunde.

GEOGENE SEDIMENTE, MINERALIEN UND GESTEINE ALS MODELL

Stoffe aus Abwasser- oder Abfallbehandlungsanlagen (inklusive Stoffe aus Sammelsystemen) werden mit der Deponierung als anthropogene Ablagerungen (Sedimente) der Geosphäre übergeben. Die Prozesse, die mit der Ablagerung zu spielen beginnen, sind in vielen Belangen sehr ähnlich den Prozessen, die in geogenen Ablagerungen auf dem Weg zur Gesteinsverwitterung (Diagenese) oder Verwitterung einsetzen. Die Idee, geogene Mi-

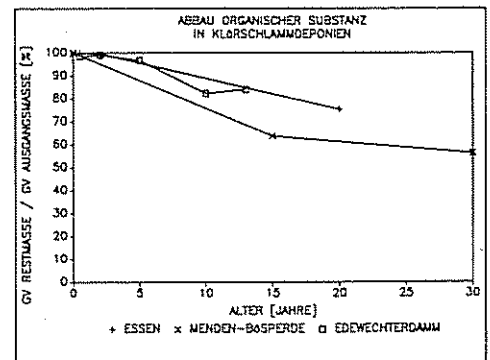


Fig. 1: Abbau organischer Substanz in deponierten Schlämmen

neralien und Mineralvergesellschaftungen (Gesteine) als Modelle für Abfall zu verwenden, wurde 1953 von HATCH [5] für nukleare Abfälle aufgebracht und von ROY [4] (1982) weiterentwickelt. Dieses Mineral-Modell-Konzept lässt sich auch auf nichtnukleare Stoffe anwenden. Das Konzept nutzt die "Experimente", die in der Geosphäre über Jahrmillionen und länger ablaufen und aus denen sich ableiten lässt, welche Phasenvergesellschaftungen unter welchen Bedingungen wie lange stabil sind. Mineralvergesellschaftungen, die sich als stabil erwiesen haben, sollen als Modelle für eine Keramisierung (Kristallisierung in technischen Prozessen) der Abfallstoffe genommen werden. Mit dem gleichen geologischen Ansatz lassen sich aber auch die Prozesse ableiten, die in den ersten Jahrzehnten bis Jahrtausenden in einer nicht- oder nur teilweise kristallinen Ablagerung bestimmend sind. So kann für anthropogene Stoffe bekannter Zusammensetzung das Verhalten gegenüber Verwitterungsprozessen und Diagenese im Vergleich zu geogenen Sedimenten abgeschätzt werden. Mit dem Begriff der Diagenese werden alle Prozesse zusammengefasst, die sich seit der Ablagerung in einem Sedimentkörper abspielen, sofern sie unter einer zumindest minimalen Sediment- und/oder Wasserbedeckung stattfinden. Verwitterung steht in Konkurrenz zur Diagenese; sie obsiegt dann, wenn die Erosion schneller ist als die Sedimentation. Je besser die Übereinstimmung zwischen dem anthropogenen Sediment und dem entsprechenden geogenen Modell ist, desto realistischer wird die Prognose.

FELDUNTERSUCHUNGEN AN KLÄRSCHLAMM-MONODEPONIE

Zur Beurteilung der Veränderung von Klärschlämmen in Deponien während der ersten Jahrzehnte wählten wir Monodeponien für Frischschlämme, Faulschlämme, entwässerte Schlämme oder gekalkte Schlämme; die Lagerungszeit der Schlämme betrug 0 bis 30 Jahre (Tab. 1). Die Frisch- und Faulschlämme wurden zur natürlichen Entwässerung in bis zu 10 m tiefe Becken eingefüllt und gelagert (Durchschnittstiefe < 5 m). Diese Schlämnteiche verlandeten nach 5-20 Jahren, sodass moorähnliche Landschaften entstanden. Die Vorteile dieser Art Deponien lagen für uns darin, dass es Monodeponien ohne Zuschlagstoffe sind, und dass sie wegen der hohen Wassergehalte der Flüssigschlämme schon nach 2-3 Jahren voll waren; aus gleicher Quelle entstanden dadurch jeweils serieweise Teiche unterschiedlichen Alters, deren Inhaltsstoffe sich nun untereinander vergleichen liessen. Diese Ablagerungstechnik ist zudem die älteste, wird aber für Faulschlämme noch heute eingesetzt.

Die Probenahme erfolgte in den Schlämnteichen mit PVC-Rohren, bei den entwässerten Schlämmen mit Hilfe eines Baggers. Unterhalb einer Oberflächenschicht von bis zu 40 cm erwies sich das Milieu als weitgehend anaerob; die Oberflächenschicht wurde vor der Probenahme entfernt. Im Labor wurden die Proben auf biologische, chemische und physikalisch/geotechnische Parameter untersucht: Als Indikatorparameter wurden Glühverlust, Elementzusammensetzung (Matrix und Spuren), Wassergehalt und Scherfestigkeit gewählt (genauere Angaben zu Beprobung und Untersuchungsparameter in Lichtensteiger et al., [6,7]). In Zusatzuntersuchungen wurde das Verhalten ausgewählter xenobiotischer Substanzen betrachtet [8,9]. In Klärschlamm Monodeponien setzt nach Monaten bis Jahren (< 2 Jahre, mit Kalk je nach Menge des Zuschlags nach 1-10 Jahren) eine Phase schneller Transformation ein. Als Hauptindikator der Umwandlung wurde der Glühverlust gewählt (Fig. 1). Diese Phase erstreckt sich über einen Zeitraum von 10-20 Jahren. Nachdem im Faulbehälter der ARA bereits ca. 50% des organischen Materials abgebaut wurden, werden in der Phase schneller Transformation weitere 10-20% zersetzt;

ein vermutlich noch kleiner Teil wird in refraktäre organische Substanzen übergeführt.

Basierend auf diesen Abbaudaten aus Deponien lässt sich unter Annahme einer Abbaukinetik 1. Ordnung eine Gasungsintensität errechnen, die eine Grössenordnung unter der Intensität in Siedlungsabfalldeponien liegt [10].

Durch den Abbau organischer Substanz wird auch das an die Zellsubstanz gebundene Wasser freigesetzt und es kommt zu Emissionen via Sickerwasser. Sickerwasser entsteht in den ersten Jahrzehnten einer Klärschlamm-Monodeponie aber hauptsächlich durch Abscheidung des Schlämmswassers.

Wegen der geringen Durchlässigkeit von Klärschlamm (< 1×10^{-9} m/s; [11]) verbleibt ein Grossteil des Niederschlagswassers an der Oberfläche und verdunstet. Bei Flüssigschlammdeponien bildet sich durch das Absinken der Feststoffe ein Überstandswasser. In diesen Schlämnteichen überlagert sich das Niederschlagswasser dem Schlämmswasser. Die Qualität des Schlämmswassers gleicht jener der Filtratwässer maschineller Entwässerung; es zeichnet sich durch hohe DOC-, NH_4 -Stickstoff- und Phosphorwerte aus, was eine Behandlung unerlässlich macht. Die Schwermetallkonzentrationen sind gering [12]. Verschiedene Schwermetalle, so Cadmium, Kupfer und Zink, aber auch persistente organische Schlämminhaltstoffe wie PCB, sind in den Feststoffen der alten Deponien sehr viel höher konzentriert als in den Feststoffen der jungen. Dies selbst dann, wenn der Effekt der relativen Anreicherung infolge des Abbaus organischen Materials subtrahiert wird (Tab. 1). Tenside aus den Gruppen der Nonylphenolpolyethoxylate (NPEO) und Alkylbenzolsulfonate (ABS) sind auch in den ältesten der untersuchten Deponien nicht vollständig abgebaut. In der 30-jährigen Deponie sind noch die verzweigten ABS enthalten; in der Waschmittelbranche wurden sie in den 60er Jahren durch die besser abbaubaren linearen Alkylbenzolsulfonate (LAS) ersetzt. In den untersuchten Deponien treten die LAS in den 20-jährigen Proben erstmals auf; sie übertreffen dort die NP und NP1EO um eine Grössenordnung [9]. Ähnlich Seesedimenten lassen sich also auch Klärschlammdeponien als historische Zeugen heranziehen [8].

Die nach der Phase schneller Transformation verbleibenden 30-40% orga-

nischen Materials enthalten noch immer Stoffe, die relativ einfach zersetzt werden können; so konnten in allen Proben, die für das Elektronenmikroskop präpariert wurden, Zellulosefasern identifiziert werden. Auch nach der Phase schneller Transformation ist das Kohlenstoff-/Stickstoffverhältnis mit 17 (zuvor 11) noch immer günstig für den bakteriellen Abbau. Die Abbauraten gleichen sich in ihrer Grössenordnung aber den Zersetzungsraten von Torfen an. Entsprechend lassen sich auch die geotechnischen Eigenschaften in hohem Mass mit der Festigkeit von Torfen vergleichen. In den Flüssigschlammdeponien wurden mit der Alterung wachsende Festigkeiten gemessen. Die Scherfestigkeitszunahme ging mit der Zunahme an Trockensubstanz zusammen, war mit dieser aber nicht linear (vgl. auch [32]). Bei Schlämmen, die mit Kalk konditioniert wurden, war die Festigkeit gleich nach der Deponierung um eine Grössenordnung höher als ohne Kalkzugabe; mit der Alterung war, schon über den geringen Beobachtungszeitraum von 4 Jahren, eine Festigkeitsabnahme zu verbuchen (Tab. 1). Die Kalkzugabe verbessert zwar die Deponierfähigkeit von Schlämmen bezüglich ihrer Befahrbarkeit, kann aber Geruchsbelästigungen zur Folge haben (Amoniak-Ausgasung) und ändert langfristig wenig an der für organische Ablagerungen typischen geringen geotechnischen Stabilität.

ABSCHÄTZUNG DES LANGZEITVERHALTENS IM VERGLEICH ZU NIEDERMOORTORFEN

Torfe sind nach bodenkundlicher Auffassung nichtmarine Ablagerungen, die mehr als 30% organische Trockensubstanz enthalten; Sedimentationsräume mit 15-75% werden auch als Anmoore bezeichnet [43]. Im Gegensatz zu Hochmoortorfen sind Torfe aus Niedermoorren reich an Pflanzennährstoffen; sie entstehen hauptsächlich bei der Verlandung eutropher Gewässer. Niedermoor-torfe sind geeignete geogene Vergleichspartner für Klärschlammablagerungen. Die Übereinstimmung in der chemischen Zusammensetzung ist bezüglich der Matrixelemente gut (Tab. 2). In verschiedenen Spurenstoffen bestehen allerdings Abweichungen um Grössenordnungen. Für die Beurteilung von Tendenzen bezüglich der Diagenese und Verwitterung, und damit des Langzeitverhaltens der Feststoffe, ist die Über-

Tab. 1

KLärschlämme aus Monodeponien und ihre Beschaffenheit in Funktion der Vorbehandlung und Lagerungszeit bezüglich ausgewählter Parameter

DEPONIESTANDORT	SCHLAMMBEHANDLUNG VOR EINBAU	LAGERZEIT [JAHRE]	TS [%]	GR [g/kg]	C [g/kgTS]	N [g/kgTS]	Cd [mg/kgTS]	PCB [mg/kgTS]	Cd* [mg/kgGR]	PCB* [mg/kgGR]	Festigkeit [kN/m ²]
Menden-Bösperde	Frischschlamm flüssig	15	25	617	198	10	51	14.2	31	9.1	1.4
		30	30	662	171	9	114	10.2	75	6.9	1.1
Edewechterdamm (Bremen)	Faulschlamm flüssig	0.5	7	350	343	29	14	1.7	5.6	0.7	n.b.
		2	12	484	290	24	23	2.6	12	1.4	0.1
		5	10	458	299	27	18	1.9	8.8	0.9	0.1
		10	22	522	276	21	25	4.4	14	2.4	1.6
		13	26	512	259	19	32	7.7	18	4.2	5.8
Essen	Faulschlamm flüssig	0.5	14	492	268	22	11	0.8	5.5	0.4	0.1
		2	11	402	330	26	12	5.7	5	2.4	n.b.
		20	29	623	242	15	62	7.6	40	4.9	0.6
Düsseldorf (Langenfeld)	Faulschlamm, Kammerfilterpresse- entwässert mit Polyelektrolyt	2	23	526	235	38	15	n.b.	8	n.b.	3.2
		4	26	555	228	34	57	n.b.	32	n.b.	4.9
Düsseldorf (Erkrath)	Faulschlamm mit Kalkmilch und Eisenchlorid, Kammerfilterpresse-entwässert	0.0	42	602	165	17	17	n.b.	10	n.b.	29
		0.5	36	576	180	21	15	n.b.	9	n.b.	17
		0.0	39	640	130	16	10	n.b.	6.5	n.b.	18
Hagen	Faulschlamm mit Kalkmilch und Eisenchlorid Kammerfilterpresse-entwässert	1	44	602	156	11	53	n.b.	32	n.b.	50
		4	48	614	165	15	205	n.b.	126	n.b.	26
		0.0	43	603	147	13	30	n.b.	18	n.b.	58

TS = Trockensubstanz, GR = Glührückstand, * Cd und PCB bezüglich GR, Festigkeit = Messung mit Fallkonus; Variationsbreiten und Standardabweichungen in Lichtensteiger et al. [7]

einstimmung in den Matrixelementen aber entscheidender als die Abweichung in den Spurenstoffen. In der organischen Geochemie wird zur Klassifikation von Stoffgemischen und ihrer Evolution das Van Krevelen-Diagramm [15] verwendet (Fig. 2). Trägt man Messwerte gefaulter Klärschlämme in ein solches Diagramm der atomaren Verhältnisse von H/C gegen O/C ein, so kommen sie in das Feld des Torfes zu liegen. Mit fortschreitender Diagenese (Inkohlung) entwickelt sich der Torf über Braunkohle, Steinkohle zum Graphit; die Verhältnisse H/C und O/C nehmen ab (das diagenetische Potential sinkt). Die am Anfang vorhandenen organischen Substanzen und ihre Metaboliten werden entweder mineralisiert oder in unlöslichere refraktäre organische Komponenten transformiert [16].

Die Inkohlung ist nicht alleine eine Funktion der Zeit. In Abhängigkeit klimatischer und tektonischer Bedingungen findet der Wechsel von Torf zu Braunkohle nach 1-20 Millionen Jahren statt. Unter nichtmarinen Bedingungen werden jedoch die meisten organischen Sedimente erodiert bevor sie ein frühes Kohlestadium erreicht haben. Bei einer Erosionsrate von 5-100 cm / 10³ Jahre [19] könnte eine Klärschlammdeponie in 10³⁻⁵ Jahren erodiert sein. Bei einer Begräbnisdiagenese wären für die Zersetzung des organischen Materials zu Wasser, Gas und unlöslichen refraktären organischen Substanzen geologische

Zeiträume (10⁶ Jahre) erforderlich.

Der Vergleich mit Torf soll eine Vorstellung geben, mit welchen Zeithorizonten man zu rechnen hat, wenn organischreiche Stoffgemische wie Klärschlamm oder Siedlungsabfall zur Ablagerung kommen (Unterschiede in der petrographischen Zusammensetzung wurden noch nicht berücksichtigt). Nach dieser Abschätzung bleiben beispielsweise die geotechnischen Stabilitäten von Klärschlammdeponien über Jahrtausende in der Grössenordnung von Torfen. Infolge der Unterschiede in den Spurenstoffen sind aber auch bei ähnlicher Evolution der Feststoffe Unterschiede in der Zusammensetzung der Stoffflüsse (Emissionen) zu erwarten.

KONSEQUENZEN FÜR DIE PRAXIS
Klärschlamm-Monodeponien sind in ihrem Verhalten kalkulierbarer als Multikomponentendeponien und haben den Vorteil, dass die gelagerten Stoffe bei Bedarf entweder wiederverwertet oder stoffspezifisch nachbehandelt werden können. Die Multikomponentendeponierung widerspricht dem Leitbild für die schweizerische Abfallwirtschaft [3]. Auch Monodeponien stabilerer Klärschlämme sind aber Reaktordeponien, deren Transformationen sich über Jahrtausende erstrecken. Funktionsfähige seitliche und basale Abdichtungen, kombiniert mit Sickerwasserfassung und -behandlung, sind eine Notwendigkeit; Überstandswasser muss

abgezogen und ebenfalls behandelt werden. Die Behandlung muss mindestens über die ersten Jahrzehnte erfolgen (Phase schneller Transformationen). Sie kann frühestens dann eingestellt werden, wenn die Bedingungen für das direkte Einleiten in ein Oberflächengewässer erfüllt sind (TVA, Entwurf 1988). Eine Überwachung der Emissionen muss darüber hinaus langfristig (über Jahrhunderte) gewährleistet sein. Bedingt durch geringe Standfestigkeiten infolge des organischen Materials ergeben sich sehr langfristige Nutzungseinschränkungen. Durch die beschränkte Nutzbarkeit und den Umstand, dass Emissionen über Gas und Sickerwasser auch nach Jahrhunderten nicht auszuschliessen sind, kommt der Standortwahl in Bezug auf Wirtgestein, Grundwasserverhältnisse und Raumplanung grosse Bedeutung zu. Zur Minimierung des Risikos sind bei der Deponierung grosse Mächtigkeiten zu vermeiden. Die Flüssigschlammdeponierung ist gemäss TVA (Entwurf 1988) nicht zulässig. Die Beimischung von Zuschlagstoffen kann die Deponierung vereinfachen, vergrössert aber den Volumenbedarf und trägt wenig zur Verbesserung der Langzeitsicherheit bei. Der Flächen- und Volumenbedarf für Klärschlammablagerungen ist gross und die Standortanforderungen sind anspruchsvoll. Eine Endlagerqualität, welche die vollständige Mineralisierung des organischen Materials verlangt [3] wird über Jahrtausende nicht erreicht.

Tab. 2

Vergleich des Klärschlammes (Faulschlamm) mit Torf. Als Klärschlammwerte wurden die Ausgangswerte der untersuchten Faulschlamm-Deponien verwendet, Die Torfund Inkohlungswerte stammen aus NAUCKE, 1980 [17] und SWAIN, 1970 [17]; % und ppm nach Gewicht in TS, bei TS Gew.-% Total

VERGLEICH KS/TORF				INKOHLUNG***			
PARAMETER	FAULSCHLAMM AB ARA	MOOR-TORF NIEDER	HOCH	LIGNIT	BITUMINÖSE STEINKOHLLE	ANTHRAZIT	GRAPHIT
pH	7 - 8	4 - 7.5	3 - 5				
TS	<30 %	<30 %	<20 %				
GV	50 - 65 %	30*-95%	>95 %	53 %**	45 %**	10 - 0 %**	
C	25 - 35 %	15*-47%	48-53%	69 %	79 - 92 %	95 %	100 %
O	< 22 %	<40 %	40-46%	30 %	14 - 2.2 %	1.85 %	
H	3 - 5 %	<5 %	5 - 6 %	5.1	5.5 - 4.5 %	2.15 %	
N	3 - 6 %	2.1-45%	0.8-1.6%		1.5 - 1.6 %	1.0 %	
S	1 - 2 %	0.5-5%	0.25%				
FE	1 - 5 %	1.7 %	0.24 %				
CU	400 - 600 ppm	18 ppm	8 ppm				
ZN	1000-2000 ppm	66 ppm	23 ppm				

* Tiefstwert für Torfe, darunter Anmoore, ** flüchtige Feststoffe, *** Ausgangsmaterial der Inkohlung: Hochmoortorfe

Das knappe Platzangebot und die Auflage, Endlagerqualität innerhalb von Jahrzehnten zu erreichen, werden in Zukunft für die Schweiz zur Konsequenz haben, dass die Deponierung von Klärschlammstoffen erst nach einer Mineralisierung der organischen Substanzen (Verbrennung) und nach Immobilisierung der anorganischen Rückstände erfolgen kann.

- [1] BELEVI, H. und BACCINI, P. (1989). Long-term Behavior of Municipal Solid Waste Landfills. Waste Management & Research, 7, 43-56.
- [2] BACCINI, P. (Ed.) et al. (1989). The Landfill: Reactor and Final Storage Swiss Workshop on Land Disposal of Solid Wastes Gerzensee, March 14-17, 1988. Lecture Notes in Earth Sciences, Vol. 20, Springer-Verlag, Heidelberg, 438 p
- [3] EKA (1986). Leitbild für die schweizerische Abfallwirtschaft. Bundesamt für Umweltschutz, Schriftenreihe Umweltschutz, 51, 41p.
- [4] ROY, R. (1982). Radioactive Waste Disposal Volume 1: The Waste Package. Pergamon Press, New York, 232 p.
- [5] HATCH, L.P. (1953). Ultimate Disposal of Radioactive Wastes. Am. Scientist, 410.
- [6] LICHTENSTEIGER, TH., BRUNNER, P.H. and LANGMEIER, M. (1989). Transformation of Sewage Sludge in Landfills. In: Treatment of Sewage Sludge: Thermophilic Aerobic Digestion and Processing Requirements for Landfilling. Eds. A.M. Bruce, F. Colin and P.J. Newman, Elsevier Applied Science, London, 58-71.
- [7] LICHTENSTEIGER, TH., BRUNNER, P.H. and LANGMEIER, M. (1988). Klärschlamm in Deponien COST 681 Forschungsprojekt. EAWAG interner Schlussbericht, 57 S.
- [7] CAPEL, P.D., LICHTENSTEIGER, TH. and BRUNNER, P.H. (1988). The Use of Sludge-only Landfills as Historical Records of Persistent Organic Chemicals and Heavy Metals in Sewage Sludge. Water Research, Vol. 23, No. 4, Pergamon Press, 525-527.
- [8] MARCOMINI, A., CAPEL, P.D., LICHTENSTEIGER, TH., BRUNNER, P.H. and GIGER, W. (1988). Behavior of Aromatic Surfactants and PCBs in Sludge Amended Soil and Landfills. J. Environm. Quality, in press.
- [9] DOEDENS, H. (1989). Ablagerung von Klärschlamm auf Monodeponien. In: Klärschlamm Entsorgung; Reimann, D.O (Hrsg.). Beihefte zu Müll und Abfall, 28, Erich Schmidt Verlag GMBH&Co, Berlin, 132-
- [11] KÖCHENDÖRFER, 1984: Folgemassnahmen bei Schlammdeponien am BBeispiel Flotzgrün der BASF. Stuttgarter Berichte zur ABfallwirtschaft, Bd 17, 261-276
- [12] SEYFRIED, C.F., ROSENWINKEL, K.H., WEBER, B. and STRÜNCK, U. (1984). Qualitative Begutachtung von abzuführendem Wasser aus der Schlammdeponie "Edewecht".
- [13] OTTE-WITTE, R. (1988). Erforderliche Vorbehandlung der Klärschlämme. ATV-Seminar "Ablagerung von Klärschlamm". 26./27. 02. 1988 in Bremen.
- [14] BURMEISTER, E.G., GÖTTLICH, KH., GROSPIETSCH, TH. und KAULE, G. (1980). Begriffsbestimmung anhand der Moortypen Mitteleuropas. In: Moorund Torfkunde (Ed. Göttlich, K.). E.Schweizerbart'sche Verlagsbuchhandlung, Stuttgart, 173-195.
- [15] KREVELEN, D.W. VAN (1961). Coal. Typology, chemistry, physics, constitution. Elsevier, Amsterdam, 400-414.
- [16] TISSOT, B.P. and WELTE, D.H. (1978). Petroleum formation and occurrence. Springer Verlag, Berlin Heidelberg New York, 538p.
- [17] NAUCKE, W. (1980). Chemie von Moor und Torf. In: Moorund Torfkunde (Ed. Göttlich, K.). E. Schweizerbart'sche Verlagsbuchhandlung, Stuttgart, 173-195.
- [18] SWAIN, F.M. (1970). Non-marine Organic Geochemistry. Cambridge University Press, 445p.
- [19] JUDSON, S. (1968). Erosion of the land, or what's happening to our continents? American Scientist, 56/4, 356-374.

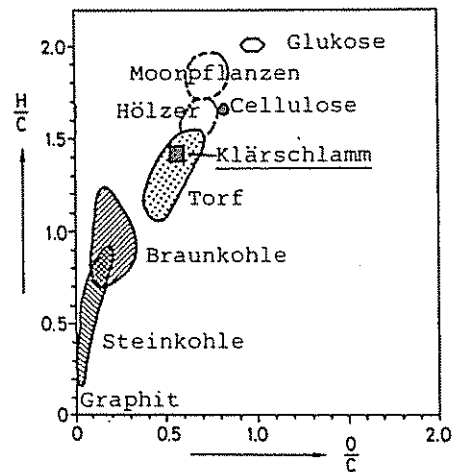


Fig. 2: Die Vertorfung und Inkohlung im van Krevelen-Diagramm (atomare Verhältnisse H/C gegen O/C): Der Klärschlamm (Faulschlamm) liegt im Felde des Torfes

STOFFLICHE QUALITÄTSZIELE FÜR DIE VERBRENNUNG VON KLÄRSCHLAMM

GEORG HENSELER, HANSRUEDI SIEGRIST UND PETER BACCINI

1. EINLEITUNG

Im Leitbild für die schweizerische Abfallwirtschaft [1] wird der Grundsatz festgehalten, dass Entsorgungssysteme nur wiederverwertbare oder/und umweltverträgliche Güter produzieren. Abwasserbehandlungsanlagen sind Teile kommunaler oder regionaler Entsorgungssysteme. Falls der dort hergestellte Klärschlamm nicht wiederverwertet werden kann, müssen zusätzliche Verfahrensschritte angefügt werden, um umweltverträgliche Güter herzustellen. Der technische Prozess Verbrennung mit anschliessender Behandlung der Rückstände bietet eine Möglichkeit, dieses Ziel zu erreichen. Qualität und Quantität der als "umweltverträglich" eingestuft Güter, nämlich Abwasser, Abluft und feste Abfälle werden in den entsprechenden Verordnungen zum Umweltschutzgesetz (VO über Abwassereinleitungen, LRV und TVA) definiert. Kennt man für ein System von Prozessen die chemische Zusammensetzung des Ausgangsmaterials und die anzustrebenden Qualitäten der Endprodukte, so kann daraus abgeleitet werden, welche stofflichen Qualitätsziele die technischen Prozesse mindestens erreichen müssen. Die stofflichen Qualitäten der Produkte aus einer Klärschlammverbrennung wurden am Beispiel der geplanten Anlage für die ARA Buholz [2] geprüft. Im folgenden werden die wichtigsten Resultate und Folgerungen aus dieser Studie, die im Auftrage des Gemeindeverbandes für Abwasserreinigung Luzern und Umgebung durchgeführt wurde, vorgestellt.

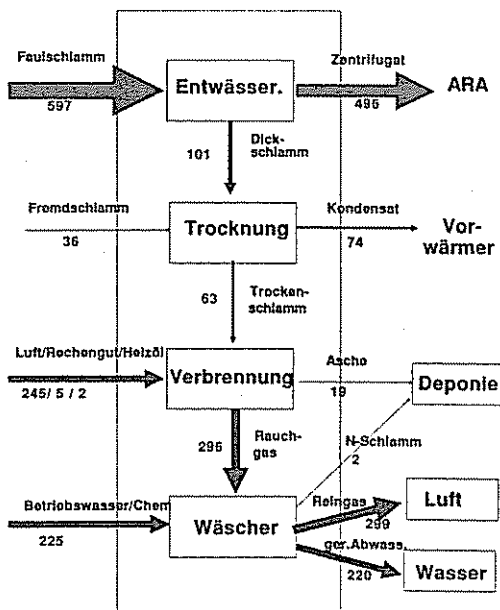


Fig. 2
a) Güterflüsse bei der Klärschlammverbrennung in Tonnen pro Betriebstag
b) Verteilung der Masse der Edukte auf die Produkte bei der Klärschlammverbrennung [Entwässerung-Trocknung-Verbrennung mit Rauchgasreinigung]

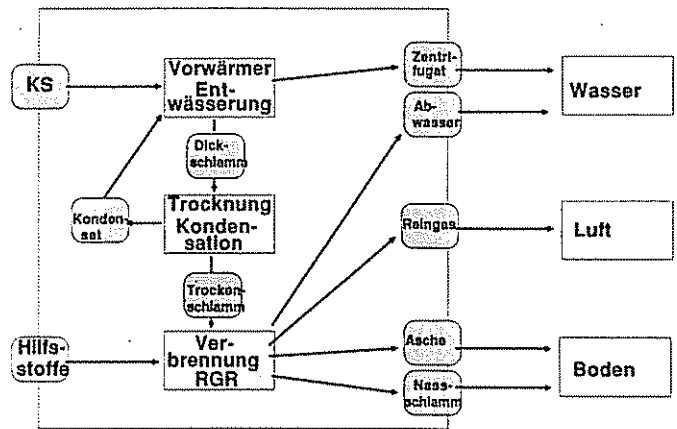


Fig. 1
Systembeschreibung der Klärschlamm-Verbrennung

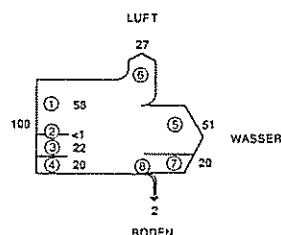
2. SYSTEMBESCHREIBUNG UND METHODIK

Das hier diskutierte System "Klärschlammbehandlung" (Abb. 1) besteht aus drei Hauptprozessen, nämlich "Entwässerung", "Trocknung" und "Verbrennung". Eingeführt werden der Klärschlamm (als Faulschlamm) und eine Reihe von Hilfsstoffen (Brennstoffe, Luft, Chemikalien). Ausgeführt werden die wässrigen Güter "Zentrifugat" und "Abwasser", das "Reingas", das feste Gut "Asche" und der "Neutralisationsschlamm" aus der Rauchgasreinigung. Die Bemessungsgrundlagen für die Dimensionierung der Anlagen, wie sie den Offertfirmen vom Auftraggeber für die Projektierung zur Verfügung standen, wurden tel quel für diese Studie übernommen. Somit handelt es sich bei dieser Studie nur um eine mögliche Variante der Klärschlammverbrennung. Die dabei feststellbaren wichtigsten Probleme dürften aber in anderen Varianten in ähnlichem Ausmass auftreten.

Für die Stoffflussanalyse wurde eine Reihe von Indikatorelementen ausgewählt, die aus ökologischen und prozesstechnischen Gründen wichtig sind [3]. Für die folgende zusammengefasste Darstellung werden exemplarisch folgende Parameter ausgewählt: Kohlenstoff, Stickstoff, Schwefel, Quecksilber (in Einzelfällen noch Zink und Cadmium).

3. RESULTATE DER STOFFFLUSSANALYSE

Der Güterflux in Tonnen pro Betriebstag und System ist in Fig. 2a graphisch dargestellt. Daraus geht hervor, dass die Summe der Hilfsstoffe (in erster Linie Luft und Betriebswasser) massenmässig in der gleichen Grössenordnung liegen wie die eingeführten Klärschlämme. Der relativ grösste Output ist erwartungsgemäss die Summe der Abwasser (Zentrifugat, Kondensat, gereinigtes Abwasser aus der Rauchgasreinigung), d.h. etwa 70 % des Inputs an Gütern, weil diese hohe Wasseranteile besitzen (Fig. 2b).



Legende: 1 Klärschlamm 2 Heizöl 3 Luft 4 Betr.-mittel 5 ARA-Rückläufe 6 Reingas 7 gereinigtes Abwasser 8 Deponiegut

Fig. 3

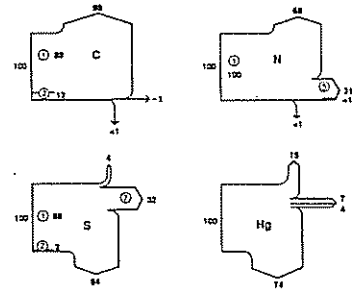
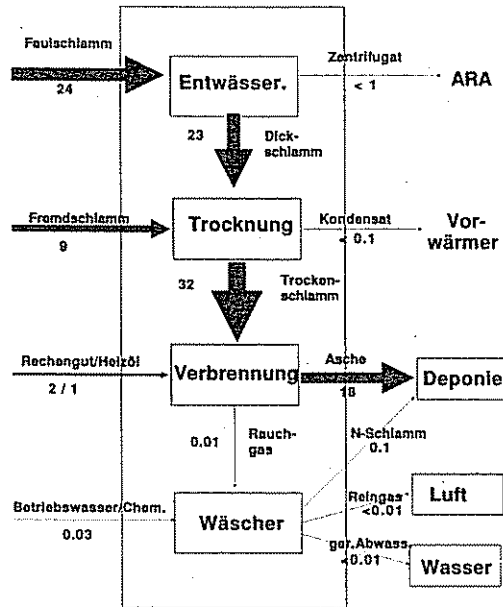
Massenfluss bei der Klärschlammverbrennung in Tonnen pro Betriebstag (*Zunahme der Feststoffe durch Kalk- und Gipsfällung)

Eine Gegenüberstellung mit den Massefluxen der Trockensubstanz in Fig. 3 illustriert, dass die Trockensubstanz aus den eingeführten Klärschlämmen fast quantitativ in die Verbrennung geführt wird. Etwa die Hälfte (53%) wird in die Asche transferiert. Der Rest wird, hauptsächlich als CO₂/H₂O-Gemisch, in die Gasphase verlagert. Es ist die Transformation des organischen Materials in der Trockensubstanz (von knapp 50% Anteil) des Faulschlammes. Daten zur Zusammensetzung des Klärschlammes sind in Tab. 1 festgehalten.

Die berechneten Stoffverteilungen für die Elemente Kohlenstoff, Stickstoff, Schwefel und Quecksilber sind in Fig. 4 illustriert. Die Fluxe in den verschiedenen Gütern auf die Umweltkompartimente Luft, Wasser und Boden, wie sie in Fig. 1 definiert sind, werden zusammengefasst und relativ zum gesamten Input dargestellt. Beim Kohlenstoff werden je etwa 1% in die Abwässer bzw. in die festen Rückstände transferiert. Diese Transferkoeffizienten entsprechen etwa bestehenden Verbrennungsanlagen. Allerdings wäre mit verbesserter Verbrennungsführung eine deutliche Erhöhung des Mineralisierungsgrades zu erreichen [5]. Damit könnte auch die Palette unerwünschter organischer Verbindungen in den Rauchgasen (z.B. polyzyklische Aromate, halogenierte Kohlenwasserstoffe) drastisch reduziert werden. Fast ein Drittel des vom Klärschlamm eingeführten Stickstoffes (der mit der Luft eingeführte Stickstoff wird hier nicht berücksichtigt) wird wieder ins Abwasser transferiert. Die gleiche Feststellung gilt für Schwefel. Etwa zwei Drittel dieses Elementes werden aber in der Asche festgehalten. Quecksilber wird zu etwa drei Vierteln im Rückstand der Rauchgasreinigung festgehalten. Signifikante Anteile gehen in Richtung Luft und Wasser.

4. BEURTEILUNG DER UMWELTBELASTUNG

Am Beispiel der obgenannten Elemente sollen die resultierenden Konzentrationen in Abwasser und Abgasen mit den Grenzwerten der Verordnungen verglichen werden (Tab. 2). Als Summenparameter für die organischen Verbindungen wird hier der DOC verwendet. Die aus dem C-Fluss (Abb.4) abgeschätzte DOC-Konzentration beträgt im Zentrifugat etwa 200 mg/l. Da wie unter Abschnitt 3 erwähnt etwa ein Drittel des eingeführten Stickstoffes ins Zentrifugat transferiert wird, wird dieses wieder in die ARA zurückgeführt. Im gereinigten Abwasser der Rauchgasreinigung beträgt die DOC-Konzentration etwa 8 mg/l, liegt also in jenem Bereich, der die Grenze (Kolonne II der VO) für die direkte Einleitung in ein Gewässer darstellt (Tab.2). Bei Quecksilber werden im gereinigten Abwasser Konzentrationen erreicht, welche jene von Kolonne II überschreiten. Der Transfer des Quecksilbers aus dem Rückhalt der Rauchgasreinigung in den Neutralisationsschlamm sollte deshalb mindestens 98 % des Inputs betragen, um den Grenzwert von gereinigtem Abwasser zu unterschreiten.



Legende: 1 Klärschlamm 2 Heizöl 3 Luft 4 Betr.-mittel 5 ARA-Rückläufe 6 Reingas 7 gereinigtes Abwasser 8 Deponiegut

Fig. 4

Verteilung der Elemente Kohlenstoff (C), Stickstoff (N), Schwefel (S) und Quecksilber (Hg) auf die Produkte des Systems Klärschlammverbrennung

In den Abgaskonzentrationen nach der Rauchgaswäsche werden Quecksilberkonzentrationen erreicht, die im Bereich des Grenzwertes der LRV liegen. Der Transfer von Hg aus den Rohgasen in die Produkte der Rauchgasreinigung sollte deshalb mindestens 85% des Inputs betragen. Der Grenzwert für Schwefeldioxid wird deutlich unterschritten. Gestützt auf Erfahrungswerte, dass etwa 5% des eingeführten Stickstoffes als NO_x im Rauchgas auftritt, würde der LRV-Wert um etwa 60% überschritten. Diese Abschätzung ist jedoch mit einem grossen Fehler behaftet. Um den LRV-Grenzwert um 50% zu unterschreiten, wie es in diesem Beispiel angestrebt wird (Tab.2), dürfte der oxidierte Anteil nicht mehr als 1.5% betragen. Andernfalls müsste ein reduktiver Prozess nachgeschaltet werden.

Angaben zur chemischen Zusammensetzung der produzierten Asche sind in Tab. 3 angegeben. Berechnete Werte aus der Stoffflussanalyse werden mit Messwerten aus einer KS-Verbrennungsanlage verglichen. Für letztere fehlen allerdings Daten über die Zusammensetzung des eingeführten Klärschlammes. Man kann feststellen, dass die untersuchten Elemente in der gleichen Größenordnung liegen. Die Konzentrationen liegen auch im Bereich der KVA-Schlacken. Eine Ausnahme bildet Quecksilber. Im Vergleich zu den Konzentrationen in den Elektrofilterstäuben einer KVA liegen die Metallkonzentrationen (z.B. Zink und Cadmium) deutlich tiefer. Hingegen ist der Quecksilberge-

Tab. 1

Daten zur Zusammensetzung des Faulschlammes

Parameter	Symbol	Konzentration
Trockensubstanz	TS	40 g/kg
Glühverlust	GV	450
Org. Kohlenstoff	OC	220
Stickstoff	N	34 g/kg TS
Schwefel	S	8
Zink	Zn	2
Cadmium	Cd	16 mg/kgTS
Quecksilber	Hg	3

halt signifikant höher und liegt im Bereich der Konzentrationen von Nasswäscheschlamm einer KVA. Der relativ hohe Schwefelgehalt entsteht durch die Bildung von Gips. Aus diesen Vergleichen folgt, dass die Asche analog zu oder mit der KVA-Schlacke weiterbehandelt werden muss. Diese besitzt noch keine Endlagerqualität nach TVA, um als Inertstoff in einer Deponie vom Typ A gelagert zu werden [4]. Die hohen Quecksilbergehalte des Neutralisationschlammes bedingen eine separate Aufarbeitung, zusammen mit Filterstäuben und Schlamm aus der KVA, um eine Qualität für eine Deponie vom Typ B ("Reststoffdeponie" nach TVA) zu erreichen.

5. ENERGIEBILANZ

Die für die vorgesehene Anlage gewählte Dickschlammvorgabe mit 23% TS bedingt einen relativ hohen zusätzlichen Energiebedarf von 5.7 MJ/kg TS Primärenergie (Tab. 4). Erhöht man die Dickschlammvorgabe auf 28%, so könnte der Energiebedarf um 30% gesenkt werden. Dieses Beispiel soll drauf hinweisen, dass bei der Wahl der Verfahrenskombinationen von der ARA bis zur Verbrennung eine sorgfältige Energieflussstudie unbedingt erforderlich ist, um die Menge zusätzlicher Energie möglichst tief zu halten.

6. ZUSAMMENFASSUNG, SCHLUSSFOLGERUNGEN

Eine Stoffflussanalyse für eine mögliche Variante der Klärschlammverbrennung führt zu folgenden Schlussfolgerungen:

- 1) Die stofflichen Qualitätsziele für Abluft und Abwasser können mit heute verfügbarer Verfahrenstechnik erreicht werden.
- 2) Kritische Stoffe sind Quecksilber und Stickoxide. Für Hg muss die Rauchgasreinigung so ausgelegt werden, dass weniger als 15% ins Abgas gelangt und mindestens 98% des gefällten Quecksilbers im Neutralisationschlamm bleiben. Die NO_x -Werte im Abgas bleiben nur dann unter dem LRV-Grenzwert, wenn nicht mehr als 3% des im KS eingeführten Stickstoffes zu NO_x transformiert werden. Diese Abschätzung zeigt mangels genügender Validierungsmöglichkeiten die grösste Unsicherheit.
- 3) Der Mineralisierungsgrad des Kohlenstoffes (Transfer von $C_{\text{org.}}$ zu $C_{\text{anorg.}}$) sollte mindestens bei 99% liegen.
- 4) Die produzierten Aschen sollten nicht mit den Produkten der Rauchgasreinigung (Neutralisationschlamm) vermischt werden. Beide besitzen noch keine Endlagerqualität. Die Aschen können mit KVA-Schlacken vermischt aufgearbeitet oder in Reaktor-Monodeponien gelagert werden. Die Neutralisationsschlamm können zusammen mit jenen der KVA oder/und mit Filterstäuben zu erzählchen Reststoffen aufgearbeitet werden.

Tab. 2

Vergleich der Verordnungs-Grenzwerte mit den berechneten Emissionswerten aus der Klärschlammverbrennung

Par.	Zielprozess	VO-Grenzwerte	Emissionen berechnet Verbrenn./Wäscher
DOC	Wasser	10 mg/l	8 mg/l (gor. Abwasser)
NO _x	Luft	500 mg/m ³	800 mg/m ³ *) (Reingas)
SO ₂	Luft	500 mg/m ³	100 mg/m ³ (Reingas)
Hg	Luft	0.1 mg/m ³	0.07 mg/m ³ (Reingas)
	Wasser	0.01 mg/l	0.02 mg/l (gor. Abwasser)

*) Annahme: 5% des im KS eingeführten N wird zu NO_x umgeformt

Tab. 3

Vergleich der Elementkonzentrationen in der Asche und im Neutralisationschlamm im Vergleich mit der gemessenen Aschenzusammensetzung in der SVA in Roche und gemessenen Konzentrationen in Reststoffen von KVA. Gehalte in g/kg TS.

	Asche		KVA-Schlacke gem.	N-Schlamm ber.	KVA-EF Staub gem.
	ber.	gem.			
OC	2.6	4.5	15 - 40	4.8	14 - 36
S	8.6	4.7	2 - 4	100	20 - 40
Zn	3.3	1.8	4 - 15	1.0	13 - 39
Cd	0.03	0.004	0.03	0.01	0.2 - 0.6
Hg	0.001	0.0005	0.0001	0.55 *)	0.002-0.014

ber.: berechnet gem.: gemessen *) In KVA -N-Schlamm: 1.0

Tab. 4

Energiebilanz für die Prozesse Entwässerung-Trocknung-Verbrennung. Einheiten in MJ/kg TS. Als Umrechnungsfaktor für mech. Energie auf Primärenergie wird 3 angenommen.

	Dickschlammvorgabe in % TS			
	23		28	
	therm.	mech.	therm.	mech.
Entwässerung		0.3		0.4
Trocknung	6.7	0.5	5.1	0.5
Verbrennung	-4.9	0.5	-5.3	0.5
Energiebilanz	+1.8	+1.3 (x3)	-0.2	+1.4 (x3)
Tot. Primärenergiebedarf	+5.7		+4.0	

- [1] Eidg. Kommission für Abfallwirtschaft, 1986 "Leitbild für die Schweiz. Abfallwirtschaft", Schriftenreihe Umweltschutz, Nr. 51, BUS, 3003 Bern
- [2] Henseler G. und Siegrist H.R., "Stoffflussanalyse für die geplante Schlammverbrennungsanlage in der ARA Buholz," EAWAG-Projekt Nr. 30-4767, Interner Bericht, EAWAG, 8600-Dübendorf
- [3] Baccini et al. 1987, "Die Umweltverträglichkeitsprüfung von Entsorgungsanlagen-Einführung in die Methodik der Stoffflussanalyse", Referate des EAWAG-Seminars vom 16.9.87 an der ETH Zürich, EAWAG, Abt.AWS, 8600 Dübendorf
- [4] Krebs J., Belevi H., Baccini P., 1988, "Long-term behavior of bottom ash landfills", Proc. ISWA 88, 5th Int. Solid Wastes Exhib. and Conf. Copenhagen
- [5] Brunner P.H., 1989, "Die Herstellung von umweltverträglichen Reststoffen als neues Ziel der Müllverbrennung", Müll und Abfall, 21.Jg. Heft 4, 166-180

TECHNIK DER KLÄRSCHLAMMVERBRENNUNG

A. OBRIST

"Holderbank" Management und Beratung AG, Holderbank

1. EINLEITUNG

In der Schweiz wird rund 1/5 des Klärschlammes verbrannt. Zudem werden vielerorts neue Verbrennungsanlagen oder Erweiterungen geplant. Vor allem grössere ARAs kommen an der Klärschlammverbrennung kaum mehr vorbei.

Wie wird die Klärschlammverbrennung technisch gelöst und welche Zukunftsperspektiven ergeben sich daraus? Im folgenden werden die wichtigsten Verfahren und Möglichkeiten gezeigt und diskutiert.

2. GRUNDLAGEN

Vor der eigentlichen Klärschlammverbrennung sind mindestens drei wichtige Verfahrensschritte zu überlegen, nämlich:

- 1) Soll der Schlamm gefault werden oder nicht?
Soll der Klärschlamm ausschliesslich verbrannt werden, so kann auf die Faulung verzichtet werden, denn sie entzieht dem Klärschlamm rund 50% seines Energieinhalts.

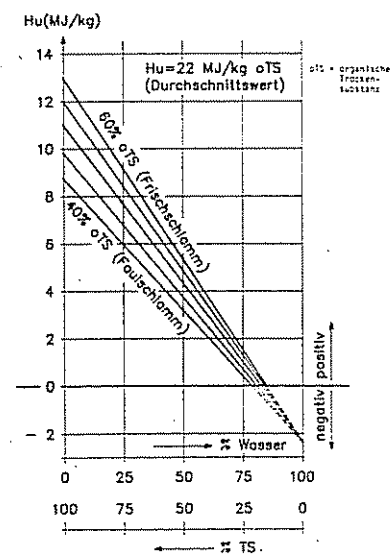


Fig. 1

Heizwert von Klärschlamm

Hohe Heizwerte ergeben sich bei hohem Trockensubstanzgehalt (% TS) und hohem Anteil an organischer Substanz

- 2) Wie stark soll der Schlamm mechanisch entwässert werden?

Je besser mechanisch entwässert wird desto weniger Wasser muss anschliessend verdampft werden. Den Zusammenhang zwischen Energieinhalt (unterer Heizwert) und Trockensubstanzgehalt sehen Sie in Fig. 1.

Die Entwässerung mit Zentrifugaldekantern ergibt TS-Gehalte von 25 - 30%, womit solche Schlämme noch knapp positive Heizwerte (ca. 0 - 2 MJ/kg) aufweisen. Trotzdem verbrennen solche Schlämme in der Praxis nicht selbstgänglich sondern benötigen im Gegenteil oftmals noch Zusatzbrennstoffe.

Obwohl bessere Entwässerungsgrade bis zu maximal 40 - 50% TS mittels Kammerfilterpressen möglich sind, werden solche kaum vor der Verbrennung eingesetzt. Wirtschaftlichkeit und Platzbedarf sprechen eher für kontinuierlich arbeitende Zentrifugaldekantern.

- 3) Soll der Schlamm vorgetrocknet werden? Wenn bereits entwässertes Schlamm nicht sofort am Entstehungsort (z.B. in der ARA) verbrannt werden kann oder soll ist eine Trocknung des mechanisch entwässerten Schlammes empfehlenswert. Insbesondere haben stark getrocknete Schlämme mit mehr als 90% TS eine ausgesprochen gute Stabilität und Lagerfähigkeit, was eine wochenlange Lagerung oder Transporte über grössere Distanzen erlaubt.

Energetisch bringt die Trocknung auf mehr als 90% TS eine Erhöhung des Heizwertes auf 9-13 MJ/kg (Fig. 1), was etwa 30 - 40% des Heizwertes von Steinkohle entspricht.

Infolge des zusätzlichen Energiebedarfs für die Trocknung ist allerdings der Netto-Energiegewinn (Trocknung und Verbrennung) meistens gering. Trotz-

dem kann die Vortrocknung in ganz bestimmten Fällen nötig und sinnvoll sein.

Klärschlamm enthält immer sehr viel Asche (Faustregel: ca. 50% der Trockensubstanz). Dieser Ascheanteil muss nach der Verbrennung in geeigneter Form entsorgt oder verwertet werden.

3. WIRBELSCHICHTOFEN

Die Verbrennung von Klärschlamm im Wirbelschichtofen ist das wichtigste Verbrennungsverfahren. In der Schweiz sind solche Anlagen schon seit Jahren in Betrieb, beispielsweise in Basel, Pratteln, Lausanne, Visp, Bioggio und Roche.

Merkmale der Wirbelschichtverbrennung (siehe Fig. 2)

- Einsatz von mechanisch entwässertem Schlamm (Trockenklärslamm mit beispielsweise 90% TS geht nicht wegen Ueberhitzungsproblem).
- Gute Verteilung des Schlammes im Sandwirbelbett mit hoher Turbulenz, wodurch ein guter Ausbrand möglich ist.
- Verbrennungstemperatur 800 bis 950°C (erlaubt geruchsfreie Verbrennung).

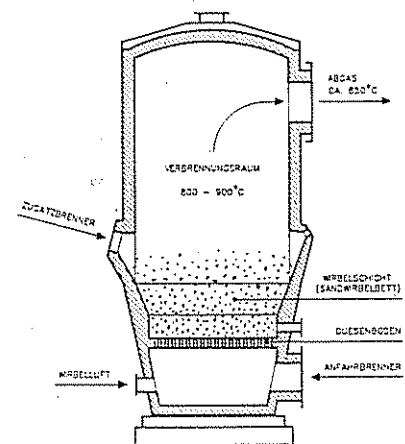


Fig. 2

Wirbelschichtofen

Die Schlammverbrennung in der Wirbelschicht ist das wichtigste Verbrennungsverfahren

- NO_x -Emission in der Regel weit unter LRV-Grenzwert (500 mg/Nm^3).
- Die festen Verbrennungsrückstände fallen in Form von feinkörnigen, leichten Ascheteilchen an. Diese sind zur direkten Deponierung ungeeignet.
- Infolge der hohen Abgasenergieverluste nach der Wirbelschicht ist eine Abwärmerückgewinnung praktisch immer ein Muss. Möglichkeiten: Vorwärmung Verbrennungsluft, Fernwärme, teilweise Schlamm-trocknung.
- Die Leistung von Wirbelschichtöfen misst sich in erster Linie an der Wasserverdampfungsleistung. Wirtschaftlich optimale Anlagen erlauben Verdampfungsleistungen von 3 - 12 t/h H_2O .

Energiebedarf

Die energetischen Vorgänge im Wirbelschichtofen werden durch die Wasserverdampfung dominiert. Ebenso ist die physikalisch sinnvolle Bezugsgröße für den Energieverbrauch die Menge verdampftes Wasser (nicht die Menge TS). Falls die Abgaswärme bis auf $300 - 600^\circ\text{C}$ Endtemperatur prozessintern rekuperiert wird, so ist der spezifische Energiebedarf $4200 - 6300 \text{ MJ/t H}_2\text{O}$. Dieser Bedarf muss durch Klärschlamm-TS und Zusatzbrennstoff gedeckt werden. Im Vergleich dazu benötigen optimale Klärschlamm-trockner bloss $3000 \text{ MJ/t H}_2\text{O}$. Ebenso benötigt der Wirbelschichtofen infolge der relativ hohen Gebläsedrücke

relativ viel elektrische Energie, nämlich $100 - 150 \text{ kWh/t H}_2\text{O}$. Leider ist es technisch kaum möglich, die hohe Wasserverdampfungsrate in einem Wirbelschichtofen durch Einsatz von vorgetrocknetem Schlamm dramatisch zu reduzieren. Das Verfahren basiert ja gerade darauf, dass die Temperatur in der Wirbelschicht durch die kühlende Wasserverdampfung auf ca. 900°C limitiert wird, damit das gefürchtete Schmelzen der Klärschlamm-asche vermieden werden kann. Alternative Systeme mit Kühlflächen in der Wirbelschicht sind zwar verfügbar (Beispiel: Sulzer-Escher-Wyss), haben sich aus Kostengründen bisher kaum durchsetzen können.

Kosten

In Tab 1 sind die typischen Kosten pro t TS einer LRV-konformen Wirbelschichtofenanlage dargestellt, welche sich ergeben, wenn die Anlage optimal konzipiert wird und optimal ausgelastet wird (6000 h/a). Tab. 1 basiert auf folgenden Voraussetzungen [3]:

- Aufgabe von Schlamm mit 25% TS, was einen Totalverbrauch von 15 GJ/t TS ergibt. Davon müssen 5 GJ/t TS durch Zusatzbrennstoff gedeckt werden.
- Kapitalkosten entsprechend einer Abschreibedauer von 10 (bzw. 25) Jahren für Maschinen (bzw. Bau) und 5% Zins.
- Die Kosten schliessen die eigentliche Verbrennung, Abgasreinigung und Rückstandsentsorgung ein.

Tab. 1

Kosten für Klärschlammverbrennung in Wirbelschichtöfen (6000 t TS/a , 25 % TS)

	Fr./t TS
Minimale Kapitalkosten	290
Zusatzbrennstoff	50
Elektrische Energie	54
Personal	40
Aschedeponierung	50
Instandhaltung, Rest	80
Total	564

Betrachtet man die Gesamtkosten der Verbrennung von 564 Fr./t TS , so erkennt man, dass davon über die Hälfte Kapitalkosten sind. Die Kosten für Zusatzbrennstoff betragen bloss 50 Fr./t TS . Der Energieverbrauch hat also für die Gesamtkosten nur einen begrenzten Einfluss.

Beispiel

Fig. 3 zeigt die Verbrennungsanlage der ARA Rhein in Pratteln. Diese Anlage hat eine Wasserverdampfungsleistung von $4 \text{ t H}_2\text{O/h}$, womit bei einem Eingangs-TS Gehalt von 20% rund 1 t TS/h verbrannt werden kann. Der Ofen ist unterteilt in Wirbelbett und Etagentrockner. Diese spezielle Ofenkonstruktion wird als "Etagenwirbler" bezeichnet. Eine echte Abwärmenutzung zur Vortrocknung findet jedoch nicht statt. Der gezeigte Radialstromwäscher ist heute nicht mehr Stand der Technik. In der zweiten Linie (derzeit im Bau) wird deshalb eine zweistufige Nasswäsche eingebaut, welche gleich konzipiert ist wie bei einer Kehrlichtverbrennungsanlage.

4. VERBRENNUNG VON TROCKENKLÄRSCHLAMM IN INDUSTRIEÖFEN

4.1 Allgemeines

Gemäss den kantonalen Klärschlamm-entsorgungskonzepten ist in der Schweiz ein zukünftiger Anfall an Trockenklärschlamm (TKS) von rund $75'000 \text{ t TS/a}$ aus Trocknungsanlagen zu erwarten [4]. Nach wie vor wird ein grosses Interesse an der teilweisen Verwertung als "Brennstoffe" bestehen. Die Verbrennung in Industrieöfen ist dann sinnvoll, wenn die LRV eingehalten werden kann und eine umweltverträgliche Asche-Entsorgung gewährleistet ist.

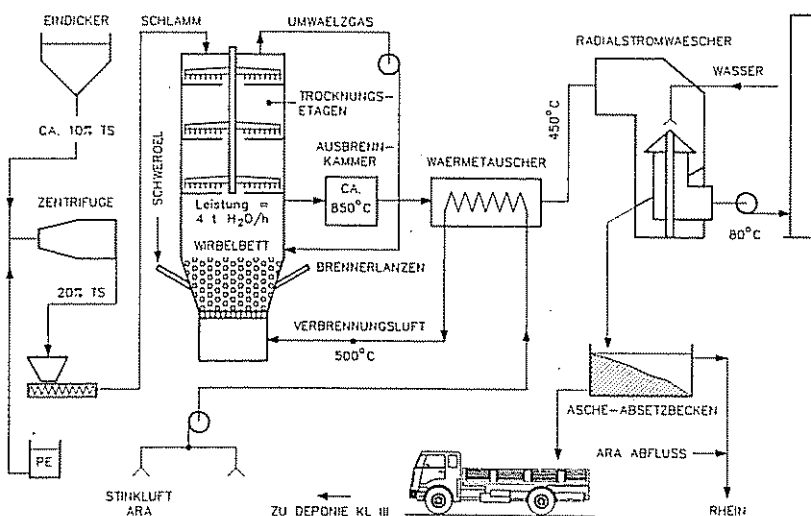


Fig. 3

Schlammverbrennung im Etagenwirbler ARA Rhein, Pratteln (Stand 1988). Als Ofen wird ein sogenannter "Etagenwirbler" eingesetzt. Der gezeigte Radialstromwäscher genügt nicht mehr, weshalb in der neuen, zweiten Linie eine zweistufige Nasswäsche eingebaut wird

4.2 Verbrennung in der Mischgutindustrie

Die Verbrennung von Trockenklärschlamm zur Beheizung von Trockentrommeln für Mineralstoffe ist derzeit ausgeschlossen. Die LRV hat nämlich TKS nicht als Brennstoff vorgesehen. Trotz dieses momentan negativen Befunds hat man diese Möglichkeit nicht fallengelassen. In Anlehnung an positive Fälle in der BRD wird in der schweizerischen Mischgutindustrie ein Probetrieb geplant, welcher mit ausführlichen Messungen begleitet werden soll. Daraus soll die Umweltverträglichkeit genauer als bisher abgeklärt werden.

Die wesentlichen Vor- und Nachteile wären:

Vorteile:

- Ascheentsorgung durch Einbindung in Mischgut (in schwer eluierbarer Form)
- Günstige geographische Streuung, da 63 moderne Werke in Frage kommen könnten.
- Entsorgungspotential theoretisch ca. 90'000 t TS/a.

Nachteile:

- Derzeit noch offene Fragen bezüglich Umweltverträglichkeit.
- Stillstandszeiten im Winter von 2 - 4 Monaten erfordern entsprechende TKS-Zwischenlager.

4.3 Verbrennung in Zementwerken

Trockenklärschlamm kann bei der Herstellung von Zementklinker im Zementofen bis zu maximal 15% des Normalbrennstoffs (Kohle) ersetzen. Fig.4 zeigt ein modernes Ofensystem. Die technischen Grundlagen sowie die Einflüsse auf Emissionen und Zementqualität sind in allen Details untersucht und publiziert worden [1] [2]. Bei einem hypothetischen Vollausbau könnte die Zementindustrie theoretisch rund 200'000 t TS entsorgen. Im Zementofensystem ist eine emissionsarme Verbrennung des TKS möglich bei gleichzeitig gesicherter Rückstandsverwertung. Die Gründe sind:

- Durch Hochtemperaturverbrennung bis 2000°C können organische Schadstoffe im KS sicher zerstört werden
- Die im Prozess auftretenden fein suspendierten Teilchen von Zementrohmehl erzeugen eine gute Absorptionswirkung für Schadstoffe.
- Die Klärschlammmasche und umweltrelevante Spurenelemente werden chemisch in den Klinker eingebunden.

Tab. 2

Vor- und Nachteile der Klärschlammverbrennung in Zementofen.

Vorteile	Nachteile
Emissionsgrenzwerte (LRV) einhaltbar	Nur quecksilberarme Schlämme sind akzeptabel (Emission)
Gute Rückhaltevermögen bei allen Schwermetallen (ausser Hg)	Nur getrockneter Schlamm (TKS) wird akzeptiert
Schwermetalle werden der Biophäre wirkungsvoll entzogen (Immobilisiert)	Keine KS-Verbrennung bei Zementofenstillständen
Organische Schadstoffe können sicher vernichtet werden (Hochtemperaturverbrennung)	
Klinker-/Zementqualität unbeeinflusst	
Keine neuen Verbrennungsanlagen nötig	
Keine Rauchgaswäsche (wegen KS) erforderlich	
Keine festen Rückstände, sondern Verwertung im Produkt	

Vorbehalte bestehen beim Quecksilbergehalt im Klärschlamm. Es dürfen nur quecksilberarme Schlämme (möglichst: <3 mg Hg/ kg TS) verbrannt werden. Unter dieser Bedingung können die LRV-Emissionsgrenzwerte allgemein eingehalten bzw. weit unterschritten werden.

Bis heute wird Trockenklärschlamm lediglich in einem Zementwerk verbrannt. Die Bündner Zementwerke Untervaz (Fig. 5) verbrennen jährlich 2300 t TS pro Jahr aus den ARAs Altenrhein und Tuma Lunga. Das Zementwerk wurde 1988 sogar mit einer zusätzlichen trockenen Abgasreinigung ausgerüstet und weist ein nochmals verbessertes Emissionsverhalten auf. Tab. 2 zeigt die Vor- und Nachteile des Verfahrens.

5. VERBRENNUNG IN KEHRICHTVERBRENNUNGSANLAGEN

Mechanisch entwässerter Schlamm oder Trockenklärschlamm kann in KVA mitverbrannt werden.

In der Regel können rund 10% Klärschlamm (auf Gewichtsbasis, feucht) zugefeuert werden in Ausnahmefällen bis 15%. Bei einem hypothetischen Vollausbau könnten theoretisch bis rund 200'000 t TS/a in schweizerischen KVA verbrannt werden

Technische Möglichkeiten

- 1) Verbrennung von mechanisch entwässertem Schlamm, welcher entweder mit Kehrlicht vorvermischt wird (z.B. in Homogenisiertrommel) oder auf das Rostbett aufgestreut wird (Beispiel KVA Genf, Fig. 10).
- 2) Verbrennung von extern angeliefertem TKS, welcher entweder eingemischt

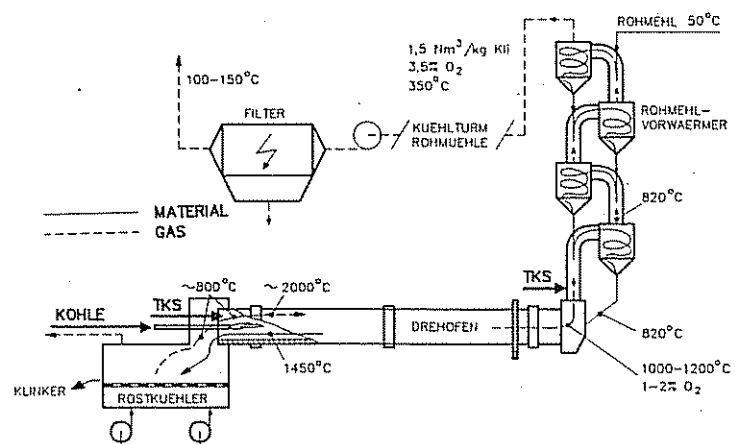


Fig. 4

TKS-Verbrennung im Zementofen: Beim Brennen von Zementklinker kann Trockenklärschlamm (TKS) einen Teil des Brennstoffenergiebedarfs decken. Die technischen Grundlagen sowie Einflüsse auf Emissionen und Zementqualität sind untersucht und publiziert worden.

Tab. 3
Vergleich Klärschlammverbrennung

BEWERTUNGSKRITERIEN	VERBRENNUNGSSYSTEM FÜR KLÄRSCHLAMM		
	Wirbelschichtofen (in ARA) Dickschlammverbrennung	Zementofen Trockenklärschlammverbrennung	KVA (zusammen mit Kehricht) Dickschlammverbrennung evtl. mit interner Vortrocknung
Art der Verwertung Energienutzen bei Verbrennung Bedarf an Deponieraum	Vernichtung bei <30% TS sicher negativ ca. 1 1/3 t TS (feucht)	Verwertung Heizwert + Asche infolge Hu TKS: hoch 0	Vernichtung bei <30% TS sicher negativ Für zusätzl. Filterstaub
Atmosphärische Emission - relative SM-Emission (%) - Organische Schadstoffe - LRV-Konformität	ohne Wäscher: hoch Vernichtung höchstens bei 900 °C nur mit Wäscher	mit Ausnahme Hg unbedeutend Hochtemp. Vernichtung bei 1800 °C ja (auch für Hg möglich)	ohne Wäscher: hoch Vernichtung höchstens bei 900 °C nur mit Wäscher
Anzahl Anlagen CH	ca. 10	11 Werke, alle geeignet	rund 40
Enstorgungssicherheit - Technische Reife allgemein - Akzeptanz und langfristige Sicherung der Durchführbarkeit	bewährt (aber verbesserungsfähig) kaum Probleme, weil ARA = öffentlicher Betrieb unter Handlungszwang	neu, gute Erfahrung in CH Abhängig von Lokalpolitik und Bereitschaft Zementwerk	entwicklungsfähig Teilweise Zurückhaltung in der Annahme von KS
Enstorgungspotential - Eignung für - Menge pro Anlage - Potential CH-gesamt (Enstorgung CH= 230 000 t TS/a)	Nur grosse ARA od. zentrale Anlagen 4'000 - 20'000 t TS/a mind. 40'000 t TS/a, theoretisch beliebig ausbaubar	mittlere-grosse Trocknungsanlage 2000- 32'000 t TS/a max. 200'000 t TS /a	1'000- 10'000 t TS/a theoretisch ausbaubar bis max 200'000 t TS/a
Energiebedarf - Zur Vorbereitung (z.B.Trocknung) - Zur eigentlichen Verbrennung	gering mittel bis sehr hoch	hoch gering (Nutzung TKS)	gering Deckung mit Energie aus Kehricht
Grössenordnung der Kosten - vorstehende Schlammbehandlung - Total (Schlammbeh.+ Verbrennung) - Investition	100-200 Fr/ t TS 600-800 Fr/ t TS sehr hoch	400-500 Fr/t TS 450-550 Fr/t TS hoch für Trocknung	100-200 Fr/ t TS 500-600 Fr/ t TS Ohne Vortrocknung: mittel

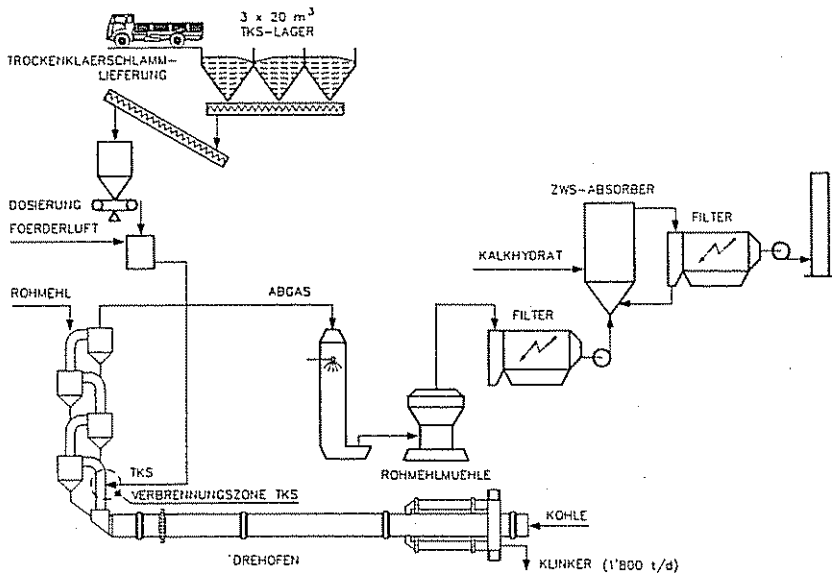


Fig. 5
Trockenklärschlammverbrennung im Zementwerk (BCU Untervaz)
 Hier werden 2'300 tTS/a aus 2 ARAs verbrannt. Die zusätzliche, trockene Abgasreinigung wurde 1988 eingeführt

oder aufgestreut oder via Staubfeuerung in den Feuerungsraum (über dem Rost) eingeblasen wird.

3) Kombination von 1) und 2), indem extern angelieferter mechanisch entwässerter Schlamm mit KVA Abwärme (intern) getrocknet und dann verbrannt wird.

Keine dieser Lösungen ist technisch perfekt sondern es müssen gewisse Kompromisse eingegangen werden. Beispielsweise können Ausbrandprobleme, höhere Rohgasbe-

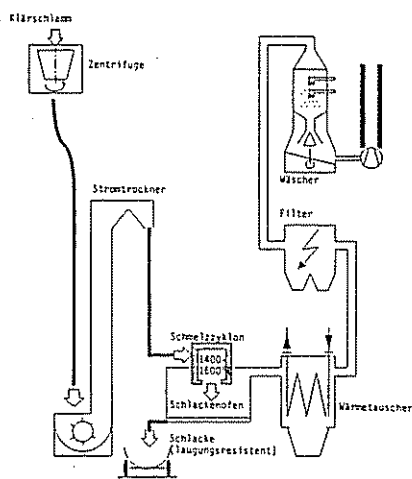


Fig. 7
Verbrennung mit Ascheverschlackung (Cormin-Verfahren der Firma KHD).
 Dieses Verfahren verspricht eine laugungsresistente Schlacke. Bis jetzt ist es nur im Versuchsstadium erprobt.

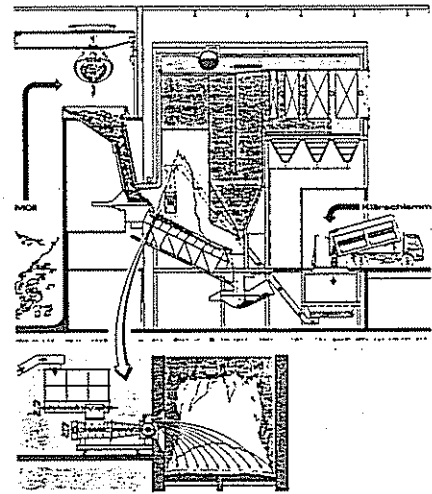


Fig. 6
 Aufstreuen von mechanisch entwässertem Klärschlamm auf den Rost in einer KVA (System Martin). Auf diese Art wird Klärschlamm in der KVA Genf mitverbrannt.

lastungen, Verschleiss und Korrosion auftreten. Das Mitverbrennen von Klärschlamm wird deshalb vom KVA-Betreiber eher als Nachteil empfunden.

Umweltverträglichkeit

Es kann vorausgesetzt werden, dass alle KVAs in Zukunft mit Abgaswäschern versehen sein werden, sodass die erhöhte Emission im Rohgas kaum spürbar auf das Reingas durchschlägt. Trotzdem ist aber eine Mehrbelastung via Rückstandsentsorgung aufzufangen.

Energiewirtschaft

Die Verbrennung von bloss mechanisch entwässertem Schlamm in der KVA ergibt keinen nutzbaren Energiegewinn. Die Verbrennung von Trockenklärschlamm ermöglicht hingegen eine Energienutzung (Fernwärme/ Strom).

Kosten

Vergleicht man Kehricht und Trockenklärschlamm, so ergeben sich übereinstimmende Grössenordnung bezüglich:

- Heizwert (H_u)
- Spezifische Abgasmenge bei Verbrennung
- Spurenelemente wie S, Cu, Zn, Pb, Cd, Hg (Ausnahme: KS enthält nur wenig Cl).

Daraus folgt, dass Trockenklärschlamm und Kehricht vergleichbar sind bezüglich thermischer Belastung der KVA-Feuerung und Schadstoffproblematik. Tatsächlich werden in der Praxis die Verbrennungskosten für stark getrockneten TKS gleich wie für Kehricht angesetzt, d.h. grössenordnungsmässig ergibt dies 100 Fr./t TS. Mechanisch entwässerter Schlamm kostet bezüglich Gewicht (feucht) etwas mehr als TKS, bezüglich TS sind die Kosten jedoch um ein Mehrfaches höher.

6. VERGLEICHE UND ZUKÜNFTIGE ENTWICKLUNGSTENDENZEN

Die besprochenen Verfahren sind in Tab. 3 verglichen bezüglich Kriterien wie Verwertungsart, Deponieraumbedarf, Emissionen, Verfügbarkeit, Entsorgungssicherheit, Potential, Energiebedarf und Kosten.

Das Resultat eines solchen Vergleichs hängt stark von der jeweiligen Gewichtung ab. Sollen beispielsweise hohe Kosten keine grosse Rolle spielen und soll die oftmals politisch schwierige Standortproblematik möglichst bei der ARA allein bleiben (ausgenommen die Aschedeponie) so kann die Verbrennung im Wirbelschichtofen auf dem Areal der ARA als zukunftssträchtige Lösung betrachtet werden. Durch den Einbau von mehrstufigen Abgaswäschern kann eine emissionsarme Verbrennung sicher erreicht werden, wobei ein wesentli-

cher Anteil der Kosten auf die Abgasreinigung entfällt.

Zukünftige Entwicklungstendenzen werden sich vor allem auf die Verbesserung der Ascheentsorgung bei reinen Klärschlammverbrennungsanlagen konzentrieren. Ein interessanter Ansatz besteht beispielsweise in der Herstellung einer geschmolzenen, glasartigen Asche, welche sogar als Baustoff verwertet werden kann (Fig. 7).

Nicht zu übersehen ist, dass gegenwärtig noch einiges zu tun ist bezüglich Emissionsminderung in den heute laufenden Schlammverbrennungsanlagen. Bei der Realisierung neuer Schlammverbrennungsanlagen kann nicht beliebig lange auf eine "technisch perfekte Lösung" der Zukunft gewartet werden, denn der Klärschlamm fällt heute unvermeidbar jeden Tag an. Deshalb heisst das Ziel: eine "heute vertretbare Lösung" innerhalb einer nützlichen Frist verwirklichen.

- [1] A. Obrist / Th. Lang Bestimmung von Emissionswerten und Produktqualität bei Klärschlammverbrennung in industriellem Masstab im Zementofen Teilstudie 5 im NFP 7/D - Projekt Nr. 4652.0.83, März 1985
- [2] A. Obrist / Th. Lang Die Möglichkeiten der schweizerischen Zementindustrie bei der Lösung des Klärschlammproblems Teilstudie 3 im NFP 7/D - Projekt Nr. 4652.0.83, Juli 1986
- [3] A. Obrist / Th. Lang Schlammbehandlungsverfahren / Schlammabtransportverfahren Teilstudien 1/2 im NFP 7/D - Projekt Nr. 4652.0.83, Mai 1988
- [4] U. Gasser / Th. Lang Zwischenlagerung und Transport entwässerter und getrockneter Klärschlämme Teilstudie 4 im NFP 7/D - Projekt Nr. 4652.0.83, Mai 1988

Alle Unterlagen [1] bis [4] sind erhältlich bei "Holderbank" Management und Beratung AG, 5113 Holderbank

FAZIT DER VERANSTALTUNG

OPTIONEN DER KLÄRSCHLAMMENTSORGUNG

MARIO SNOZZI

Eine gesamthafte Beurteilung der verschiedenen, in den vorhergehenden Beiträgen geschilderten Probleme der Klärschlammabtransportierung ist nicht einfach. Aus wissenschaftlicher Sicht kann mit dem heutigen Wissen keine abschliessende Antwort auf die Frage, welches der beste Entsorgungsweg sei, gegeben werden. Das Ziel, die Klärschlammabtransportierung möglichst umweltfreundlich zu gestalten, muss deshalb in einzelnen Schritten erfolgen. Eine Überprüfung der einzelnen Entsorgungswegemuss auch in Zukunft auf Grund der gemachten Erfahrungen und dem erarbeiteten Wissen immer wieder durchgeführt werden. Es kann hier nur versucht werden, noch einmal die wesentlichen Punkte zusammen zu fassen und die Folgerungen für heute und die nahe Zukunft darzustellen. Dabei sind auch die praktischen Sachzwänge und Randbedingungen zu berücksichtigen. Die heute vorhandene Kapazität für eine umweltgerechte Verwertung oder Entsorgung von Klärschlamm genügt bei weitem nicht. Der Aufbau einer solchen Struktur wird einige Jahre beanspruchen.

KLÄRSCHLAMM-MENGE

Von 1970 bis 1990 hat sich die Menge des Klärschlammes auf 260'000 t Trock-

kenssubstanz verfünffacht. Der wichtigste Beitrag lieferte dazu die Erhöhung des Anschlussgrades. Weiter haben eine Verminderung der Verluste in Entlastungsbauten der Mischkanalisationen, sowie eine Verbesserung der Reinigungsleistung dazu beigetragen. Auch in Zukunft wird die Menge des Klärschlammes weiter anwachsen, wozu insbesondere die vermehrte Phosphat-Elimination beitragen wird. Die Zunahme des Schlammes entspricht also einer besseren Entlastung der Gewässer von Schadstoffen. Erwähnenswert ist auch die Tatsache, dass der Wandel in den Lebensgewohnheiten nicht zu einer Änderung in der Klärschlamm-Menge pro Einwohner geführt hat. Klärschlamm ist weit davon entfernt, ein einheitliches Produkt zu sein. Schon vor der Kläranlage wird Abwasser verschiedenster Herkunft gemischt. In der Kläranlage entsteht Schlamm bei drei bis vier Prozessen. Etwa 55 % der Trockensubstanz stammt aus dem Primärschlamm mit einer komplexen Zusammensetzung. Auch die Zusammensetzung der 35 % Sekundärschlamm ist nicht einheitlich, es kann jedoch davon ausgegangen werden, dass ein beachtlicher Anteil aus bakterieller Biomasse besteht. Dieser Teil ist im Prinzip durch die Prozessführung im Belüftungsbek-

ken steuerbar. Es ist für den Mikrobiologen denkbar, dass hier durch eine gezielte Optimierung noch eine Reduktion möglich ist, auch wenn dadurch die Gesamtmenge von nicht stabilisiertem Klärschlamm nur im Bereich von 5 bis 10 % abnehmen würde.

KLÄRSCHLAMM-QUALITÄT

Es ist wichtig festzuhalten, dass wir nur Angaben über diejenigen Stoffe machen können, deren Vorkommen im Schlamm untersucht wurde. Wie aufgezeigt wurde, sind in den letzten Jahren Punktquellen insbesondere zur Reduktion der Metalle erfolgreich bekämpft worden. Äusserst schwierig sind diffuse Quellen zu erfassen, ihrer Reduktion sind enge Grenzen gesetzt. In den Beiträgen über den Gehalt an Metallen und organischen Schadstoffen kommt zum Ausdruck, dass es heute nicht möglich ist, die Situation abschliessend zu beurteilen. Insbesondere sind für die Beurteilung des Vorkommens von organischen Verunreinigungen im Klärschlamm und deren Schicksal und Auswirkungen bei landwirtschaftlicher Verwertung weitere Forschungsanstrengungen nötig. Auf Grund ihres unterschiedlichen chemodynamischen Verhaltens müssen die einzelnen Schadstoffe (bzw. Schadstoffklassen) gesondert untersucht werden. Besonde-

re Beachtung ist dabei denjenigen Substanzen zu schenken, die durch ihre Verwendung direkt ins Abwasser gelangen, da hier Änderungen an der Quelle den grössten Erfolg zeigen werden. An diese Stoffe muss die Anforderung gestellt werden, dass sie sowohl aerob als auch anaerob vollständig abbaubar sind. Es ist aber auch zu beachten, dass neue technische Entwicklungen zu einer Änderung und Ausweitung des Schadstoffspektrums führen werden. Die Situation der Schadstoffe im Klärschlamm muss deshalb aufmerksam verfolgt werden und die nötigen Anpassungen bei den Verordnungen dauernd vorgenommen werden. Unabhängig von der Art der Entsorgung des Klärschlammes sind Schadstoffe unerwünscht, da aus dem Abwasser immer Verluste auftreten werden, sodass diese Stoffe in die Umwelt gelangen (Regenüberläufe, nicht erfasstes Abwasser, Restverunreinigungen nach ARA). Auch aus dieser Sicht wird man in Zukunft Anstrengungen unternehmen müssen, um die Fracht der Metalle und organischen Substanzen im Abwasser möglichst klein zu halten.

ENTSORGUNG VON KLÄRSCHLAMM

A. Landwirtschaftliche Verwertung

Wie die Zahlen über die landwirtschaftliche Verwertung des Klärschlammes in den letzten Jahren aufzeigen, scheint hier eine Sättigung bei ca. 110'000 t Trockensubstanz pro Jahr erreicht worden zu sein. Bei der landwirtschaftlichen Verwertung werden die im Klärschlamm aufkonzentrierten Schadstoffe diffus verteilt, was dem Abfall-Leitbild der Schweiz widerspricht. Durch Vermeidungsmassnahmen bei den Abwasserproduzenten konnte der Metallgehalt deutlich reduziert werden. Durch zusätzliche Massnahmen kann ein weiterer Rückgang erwartet werden, doch sind ihm Grenzen gesetzt. Solange das Abwasser jeglicher Herkunft vermischert gereinigt wird, werden die Metallgehalte aus diffusen Quellen immer so hoch liegen, dass es bei einer landwirtschaftlichen Verwertung zu einer langsamen Metallanreicherung im Boden kommt. Wir müssen uns bewusst sein, dass eine Sanierung von kontaminierten Böden sehr schwierig, oft sogar unmöglich ist. Es muss vorsorglich vermieden werden, dass sich Metalle und möglicherweise schädliche organische Substanzen im Boden anreichern. Ein generelles Verbot der landwirtschaftlichen Verwendung drängt sich auf Grund des heutigen Erkenntnisstandes nicht auf. Es ist aber wichtig, dass nur die Klärschlämme mit der besten Qualität dazu verwendet werden. Eine längerfristige Aufrechterhaltung der landwirtschaftlichen Verwertung erfordert eine Klärschlamm-Qualität, die in Einklang ist mit den (in wesentlichen Teilen noch zu konkretisierenden) Qualitätszielen für den Boden, was nicht ohne wesentliche Änderungen bei den Quellen und der Abwasserreinigung zu erreichen ist.

B. Deponie

Da das Verhalten in gemischten Deponien nicht zuverlässig vorausgesagt werden kann, sollte Klärschlamm, wenn überhaupt, in Monodeponien abgelagert werden. Der Raumbedarf, sowie der Aufwand für die über sehr lange Zeit erforderliche Überwachung einer Klärschlamm-Monodeponie, lassen sich nicht mit dem Abfall-Leitbild in Übereinstimmung bringen. Monodeponien können deshalb nur im Sinne einer Notlösung in Betracht gezogen werden, wo eine vor-

gängige Mineralisierung durch Verbrennung nicht möglich ist.

C. Verbrennung

Um die ansteigende Menge von Klärschlamm in der Schweiz umweltgerecht zu entsorgen, muss die heute vorhandene Kapazität der Klärschlamm Verbrennung ausgebaut werden. Diese Verbrennung kann z. B. in Wirbelschichtöfen oder auch in Zementöfen erfolgen. Unabhängig vom Verfahren ist eine weitestgehende Abgasreinigung gefordert, um die Luftreinhalteverordnung zu erfüllen. Wichtig ist auch, dass die entstehenden Rückstände (Asche und Rückstände der Abluftreinigung) nachbehandelt werden müssen um die geforderte Endlagerqualität zu erreichen. Da die heute betriebenen Verbrennungsanlagen für Klärschlamm zum Teil diese Bedingungen nicht erfüllen, ist eine Sanierung bestehender Anlagen erforderlich.

SCHLUSSBEMERKUNGEN

Das Ziel, die Kapazitäten für eine nach strengen Massstäben umweltgerechte Klärschlamm Entsorgung im eigenen Land bereitzustellen, erfordert mittel- und längerfristig substantielle Anstrengungen. Die Wissenschaft kann wichtige Indizien für den dabei einzuschlagenden Weg liefern, wenngleich sie sich nach wie vor mit manchen offenen Fragen konfrontiert sieht. Es geht nun darum, gemeinsam mit der Praxis jene praktikablen Lösungen weiterzuentwickeln, welche eine schrittweise Annäherung an das Ziel erlauben. Wichtig scheint mir auch, dass wir uns bewusst sind, dass es sich lediglich um ein Annäherungsvorgehen handelt. Deshalb müssen auch heute nicht realistisch erscheinende Möglichkeiten ernsthaft evaluiert werden. Dabei handelt es sich z.B. um generelle Verbote von einzelnen Substanzen und den langfristigen Ausbau der Kanalisationssysteme in einer Art, welche die unterschiedlichen Belastungen der Abwässer besser berücksichtigt

MITTEILUNGEN DER EAWAG

EHRUNG

Prof. Werner Stumm wurde von der Northwestern University in Evanston (Illinois, USA) im Juli 1989 mit dem Ehrendokortitel ausgezeichnet.

NEUE GRUPPE ATMOSPHÄREN-CHEMIE

Prof. J. Alistair Kerr (University of Birmingham, England) und *Dr. David W. Stocker* (University of Denver, U.S.A.) sind seit Oktober an der EAWAG, um hier die Gruppe "Atmosphärenchemie" aufzubauen. Ihrer Forschungstradition entsprechend werden sie vorerst ein Forschungsprogramm zur Ermittlung von Geschwindigkeitsraten und Mechanismen der wichtigen atmosphärischen homogenen Gas-Phasen-Reaktionen entwickeln. Die Versuche werden in Smogkammer-Reaktoren unter simulierten troposphärischen Bedingungen durchgeführt. Von Interesse ist die Bestimmung der Reaktionswege der photochemisch oxidativen Abbauprozesse organischer Moleküle (Kohlenwasserstoffe und sauerstoffhaltige organische Verbindungen) in einer NO_x -haltigen Atmosphäre und die Erzeugung von Photooxidantien (Ozon und Peroxyacetyl-nitrat).



te). Später sollen über Feldstudien die Trockendeposition von Spurengasen über verschiedenen Oberflächen quantifiziert werden. Weitere Ziele sind:

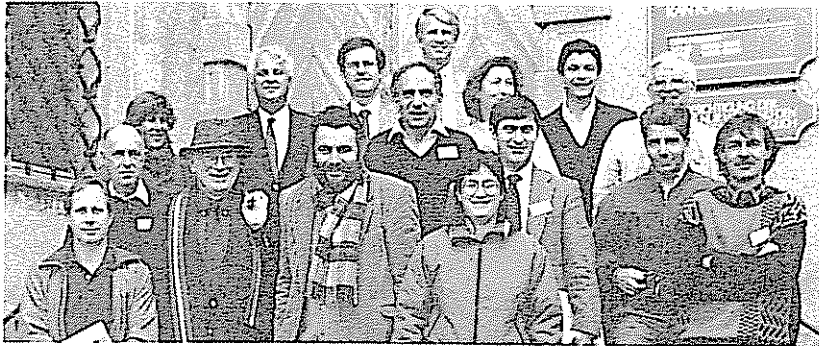
- Feldmessungen von Substanzspezies in der Atmosphäre;
- detailliertere Laborstudien der in der Atmosphäre ablaufenden Prozesse;
- Computermodellierung, in der die in Laborversuchen ermittelten Daten auf atmosphärische Gegebenheiten bezogen werden, um mögliche Kontroll-Strategien zur Erhaltung der Luftqualität zu überprüfen.



Prof. Kerr, der als Dozent für Atmosphärenchemie und als Präsident der IUPAC-Unterkommission über die Evaluierung von kinetischen und photochemischen Daten international bekannt ist, wird die Vorlesungen über Atmosphärenchemie an der neuen Abteilung für Umweltwissenschaften der ETHZ halten.

Dr. Stocker, vormals Doktorand bei Prof. Kerr, verbrachte die vergangenen 2 Jahren mit Messungen über die NO_x -Fluxe in einem Prärie-Ökosystem beim amerikanischen Forstdienst.

Vom 19.-23. März 1989 fand in der Kartause Ittingen (Warth, Thurgau, Schweiz) die Konferenz über
"AQUATIC CHEMICAL KINETICS; REACTION RATES OF PROCESSES IN NATURAL WATERS"

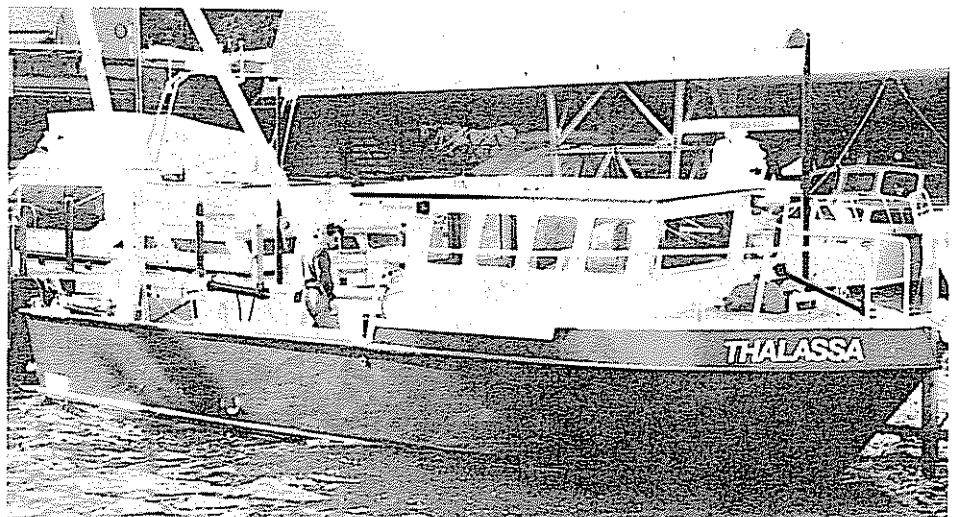


an der 85 Wissenschaftler und Wissenschaftlerinnen aus aller Welt teilnahmen. Die Referenten und Referentinnen heissen (von links nach rechts): Prof. Michael R. Hoffmann (Caltech), Prof. Jürg Hoigné (EAWAG), Dr. Barbara Sulzberger (EAWAG), Prof. James Morgan (Caltech), Prof. Werner Stumm (EAWAG), Prof. François Morel (MIT), Prof. Antonio C. Lasaga (Yale), Prof. Abraham Lerman (Northwestern), Prof. Patrick Brezonik (Univ. of Minnesota), Dr. Janet Hering (EAWAG), Dr. Bozena Cosovic (Univ. of

Zagreb), Prof. George W. Luther, II (Univ. of Delaware), Prof. Jerald L. Schnoor (Univ. of Iowa), Dr. Jacques Schott (Univ. Paul Sabatier CNRS), Prof. Charles R. O'Melia (The Johns Hopkins Univ.), Dr. Bernhard Wehrli (EAWAG). Die Beiträge werden als Buch mit gleichlautendem Titel bei John Wiley, Inc. (New York) publiziert werden.

THALASSA: EIN SCHIFF ZUR ERFORSCHUNG UNSERER SEEN

Thalassa heisst auf altgriechisch sowohl Meer als auch See. Die Schweiz besitzt zwar kein Meer, dafür aber viele Seen, darunter auch die beiden grössten in Zentraleuropa, Bodensee und Genfersee. Die Seenforschung, vom Schweizer Naturforscher F.A. Forel am Ende des letzten Jahrhunderts *Limnologie* getauft, hat in unserem Land eine lange Tradition. Viele Phänomene, die an Seen erstmals beobachtet worden sind, wurden später auch im Meer gefunden. Man könnte daher die Limnologie auch die kleine Schwester der Ozeanographie nennen. In den letzten 20 Jahren ist die Seenforschung im Zusammenhang mit dem Gewässerschutz erneut sehr aktuell geworden. Der Fachbereich Umweltphysik der ETHZ (mit der EAWAG in Dübendorf assoziiert) erforscht vor allem physikalische Vorgänge in Seen, etwa Temperaturverteilung, Wasserströmungen und die Ausbreitung von Stoffen im Wasser, ferner den Sauerstoffhaushalt und die Ablagerungen von festen Stoffen. Als neues Instrument dient ihr das 10 m lange und 9 t schwere Forschungsschiff *Thalassa* mit Radar, Echolot, Natel, Positionierungssystem, Heck-Kran (3m Höhe) und geheizter Laborkabine.



**VERWENDUNG VON ABWASSER UND
FÄKALIEN IN DER LANDWIRTSCHAFT UND
FISCHZUCHT**

FALLSTUDIEN, GESUNDHEITSASPEKTE

MARTIN STRAUSS^a, URSULA J. BLUMENTHAL^b

a) Dipl. Kult. Ing. ETH, EAWAG

b) Dr sc. nat., London School of Hygiene and Tropical Medicine, UK

Originaltitel der Publikation: M. Strauss and U.J. Blumenthal (1989). **Human Waste Use in Agriculture and Aquaculture - Utilization Practices and Health Perspectives**, IRCWD Publication No. 08/89 (ca. 180 Seiten und 50 Photos).

Diese Publikation entstand im Rahmen des Projektes "Gesundheitsaspekte der Verwendung von Abwasser und Fäkalien" der Gruppe für Siedlungshygiene in Entwicklungsländern (G.R.U.S.E.L./IRCWD). Das Projekt umfasst Literaturstudien, Feldbeobachtungen, Beteiligung an Projekten Dritter und Beratungstätigkeit. Die Publikation, welche auf Feldbeobachtungen, Gesprächen mit Bauern, Landarbeitern, Beamten und Forschern und auf dem Studium einschlägiger, nicht veröffentlichter Dokumente beruht, ist in 4 Hauptteile gegliedert:

Fallstudien

- 1 - Abwasserverwendung
in der Landwirtschaft:
 - mit unbehandeltem Abwasser *Mexico, Chile, Indien,*
 - mit behandeltem Abwasser *Peru, Argentinien,
Tunesien, Saudi-Arabien
Guatemala, Südkorea*
- 2 - Fäkalienverwendung
in der Landwirtschaft
- 3 - Abwasserverwendung
in der Fischzucht *Indien, Peru*
- 4 - Fäkalienverwendung
in der Fischzucht *Indonesien*

Entsprechend dem Tätigkeitsbereich der Gruppe beziehen sich die Fallstudien ausschliesslich auf die Verwendungspraxis in Entwicklungsländern. Die Wiederverwendung von Abwasser wird aber auch in manchen Industrieländern, und dort vor allem in semiariden Gegenden, praktiziert, so z.B. in den



U.S.A., Portugal und Israel. Weitere Kapitel behandeln grundlegende Aspekte möglicher Krankheitsübertragung, Möglichkeiten und Grenzen von Schutzmassnahmen für die Landarbeiter und Konsumenten, sowie agronomische Perspektiven.

Die **Fallstudien** beinhalten die jeweils wichtigen geographischen und klimatischen Randbedingungen, die Uebersicht über bestehende und geplante Verwendungspraktiken, eine Beschreibung des institutionellen und gesetzlichen Rahmens und die Diskussion der landes- oder orts-spezifischen Gesundheitsaspekte. Für jede Fallstudie wurde eine **Abwägung der Gesundheitsrisiken** der beschriebenen Praxis gemacht. Diese beruht vor allem auf jüngeren, allgemeinen epidemiologischen Erkenntnissen sowie Erkenntnissen über das Uebertragungs- und Absterbeverhalten der mit den Fäkalien ausgeschiedenen Krankheitskeime. In Entwicklungsländern selbst wurden bisher nur wenige epidemiologische Untersuchungen im Zusammenhang mit der Abwasser- oder Fäkalienverwendung durchgeführt. Die Risikobeurteilung bleibt in einigen Fällen spekulativ, weil die Krankheitsstatistiken mangelhaft sind.

In manchen Ländern bedarf es einer Verbesserung der **gesundheitlichen Schutzmassnahmen**, insbesondere auch für die Bauern und Landarbeiter, und zumal die Verwendung von Abwasser zur Bewässerung eine rasche Zunahme erfährt. In der Publikation werden deshalb auch Betrachtungen über mögliche Schutzmassnahmen angestellt. Dazu gehören: Abwasserreinigung zur Reduktion der Krankheitskeime (in erster Linie Teichsysteme), Einschränkung bei der Wahl der zu bewässernden Kulturen (z.B. Verbot der Bewässerung von ungekocht gegessenem Gemüse und von Salat falls das Abwasser mehr als 1000 Fäkalcoli-Bakterien pro Liter enthält), Verwendung "risikoarmer" Bewässerungsmethoden (z.B. Tröpfchen- oder "bubblers"-Bewässerung) und persönlicher Schutz (z.B. Tragen von Stiefeln, verbesserte persönliche Hygiene).



Mit dem Abwasser aus Mexico City kann brachliegendes Land bewässert und kultiviert werden

AQUATISCHE CHEMIE

Eine Einführung in die Chemie wässriger Lösungen und in die Chemie natürlicher Gewässer
LAURA SIGG, PRIVATDOZENTIN (ETHZ) UND WERNER STUMM, PROFESSOR (ETHZ)

Dieses Buch wurde in erster Linie als Scriptum für Vorlesungen in "Aquatiscber Chemie", die im Rahmen des Studienganges Umweltnaturwissenschaften der Eidgenössischen Technischen Hochschule in Zürich gegeben werden, ausgearbeitet. Ausgewählte Kapitel sind auch im Unterricht "Chemische Prozesse in natürlichen Gewässern" und im Chemieunterricht des Nachdiplomstudiums "Gewässerschutz und Wassertechnologie" verwendet worden.

Eine weitere Motivierung für dieses Buch ist unsere Besorgnis um die Gefährdung der Gewässer und unserer Umwelt. Dementsprechend richtet sich das Buch auch an Praktiker und

Forscher, die in der Chemie der Gewässer und ihrer Beeinträchtigung durch die Zivilisation und in ihren Wechselbeziehungen mit Luft und Boden engagiert sind.

Die Autoren haben sich bemüht, das Buch so zu gestalten, dass es auch von Lesern und Leserinnen ohne umfangreiche chemische Vorbildung – eine einführende Vorlesung in allgemeiner und physikalischer Chemie wird allerdings vorausgesetzt – verstanden werden kann. "Aquatiscbe Chemie", Laura Sigg & Werner Stumm (1989) ist erhältlich beim vdf (Verlag der Fachvereine, Voltastr. 24, 8044 Zürich; Tel. 01-261 99 85) zum Preis von Fr. 48.- (für Studenten: Fr. 36.-)

PUBLIKATIONEN DER EAWAG

Solange Vorrat sind Separata auf Anfrage bei der EAWAG erhältlich.

PUBLICATIONS DE L'EAWAG

Les publications peuvent être obtenues sur simple demande, jusqu'à épuisement du stock, à la bibliothèque de l'EAWAG.

1388

Weilenmann, U., O'Melia, Ch. R., Stumm, W.: Particle transport in lakes: models and measurements. *Limnol. Oceanogr.* 34, 1-18 (1989).

1389

Egli, Th., Weilenmann, H.-U.: Isolation, Characterization, and Physiology of Bacteria Able to Degrade Nitrotriacetate. *Toxicity Assessment: An Int. Journal* 4, 23-34 (1989)

1390

Sigg, Laura: Important Factors Regulating the Heavy-Metal Concentrations in Lakes. In: "Proc. of the First Int. All-Union Workshop on Ecological Chemistry of Natural Waters, Oct. 24-26, 1985". Centre for Int. Projects, GKNT, Moscow, 1988; 52-81.

1391

Brunner, P. H., Baccini, P.: 90 Tonnen Güterverbrauch pro Person und Jahr. *Neue Zürcher Zeitung* Nr. 96, S. 65, 26.4.1989.

1392

Brunner, P. H.: Die Herstellung von umweltverträglichen Reststoffen als neues Ziel der Müllverbrennung. *Müll und Abfall* 21, 166-180 (1989).

1393

Kohler-Staub, Doris, Kohler, H.-P. E.: Microbial Degradation of β -Chlorinated Four-Carbon Aliphatic Acids. *J. Bacteriol.* 171, 1428-1434 (1989)

1394

Siffert, C. L'effet de la lumière sur la dissolution des oxydes de fer(III) dans les milieux aqueux; *Diss. ETH* Nr. 8852, Zürich 1989.

1395

Senn, H. P. Kinetik und Regulation des Zuckerabbaus von *Escherichia Coli* ML 30 bei tiefen Zuckerkonzentrationen; *Diss. ETH* Nr. 8831, Zürich 1989.

1396

Fent, K.: Organozinn: Hochgiftige Verbindungen in Gewässern. *Neue Zürcher Zeitung* Nr. 106, S. 95, 10. Mai 1989.

1397

Belevi, H., Baccini, P.: Long-Term Behaviour of Municipal Solid Waste Landfills. *Waste. Management & Research* 7, 43-56 (1989).

Impressum

Die Mitteilungen der EAWAG sind das Informationsbulletin der EAWAG. **Copyright:** Abdruck, auch auszugsweise, ist unter Benachrichtigung der Herausgeberin und der Autoren und mit Quellenangabe "Abdruck aus den *Mitt. EAWAG* 28(1989)" gestattet.

Druck: auf Original-Umweltschutzpapier (aus 100% Altpapier, wasser-, rohstoff-, energiesparend, im geschlossenen Wasserkreislauf, unter Vermeidung von Entfärbung, Bleichung und Wiedereinfärbung) der Firma Wid-mer-Walty AG, CH-4655 Oftringen.

Redaktion: Diana Hornung

Herausgeberin/Editeur: EAWAG (Eidgenössische Anstalt für Wasserversorgung, Gewässerschutz und Abwasserreinigung)

(Institut fédéral pour l'aménagement, l'épuration et la protection des eaux) Überlandstrasse 133, CH-8600 Dübendorf. ☎: (01) 823 5010.

Impression

Les Nouvelles de l'EAWAG sont le bulletin d'information de l'EAWAG.

Copyright: La reproduction des articles est autorisée à condition de mentionner expressément "tiré des *Nouv. EAWAG* 28(1989)" et d'informer les auteurs ainsi que la rédaction.

Imprimé: sur du papier recyclé original (100% vieux papier), fabriqué en épargnant les eaux, les ressources, l'énergie, en circuit d'eau fermé, sans décoloration, sans blanchiment et sans coloration par la papeterie et la cartonnerie Widmer-Walty S.A., CH-4665 Oftringen.

Rédaction: Diana Hornung

1398

Al-Awadhi, N., Egli, T., Hamer, G., Wehrli, E.: Thermotolerant and Thermophilic Solvent-Utilizing Methylophilic, Aerobic Bacteria. *System. Appl. Microbiol.* 11, 207-216 (1989).

1399

Lerman, A., Stumm, W.: CO₂ Storage and Alkalinity Trends in Lakes. *Water Res.* 23, 139-146 (1989).

1400

Giger, W., Alder, A. C., Brunner, P. H., Marcomini, A., Siegrist, H.: Behaviour of LAS in Sewage and Sludge Treatment and in Sludge-Treated Soil. *Tenside Surfactants Detergents* 26, 95-100 (1989).

1401

Gehring, A. U., Karthein, R.: ESR Study of Fe(III) and Cr(III)Hydroxides. *Naturwissenschaften* 76, 172-173 (1989).

1402

Kelts, K., Zao, C. K., Lister, G., Qing, Y. J., Hong, G. Z., Niessen, F., Bonani, G.: Geological fingerprints of climate history: a cooperative Study of Qinghai Lake, China. *Eclogae geol. Helv.* 82/1 167-182 (1989).

1403

Hamer, G., Egli, T., Al-Awadhi, N.: Polluted Water Renovation for Reuse: Recent Biotechnological Advances Applicable in Hot Arid Regions. *Desalination* 72, 31-65 (1989).

1404

Munz, C., Baldauf, G., Walther, J.-L., Boller, M., Bland, R.: Aktivkohleabsorption zur Entfernung von chlorierten Kohlenwasserstoffen durch schichtweise Aufwärtsfiltration. *Vom Wasser* 72, 31-54 (1989).

1405

Gujer, W., Krejci, V.: Niederschlag und Siedlungsentwässerung: von Hörler/Rhein zum historischen Ereignis. *VSA Verbandsbericht Nr. 388*, 1988.

1406

Czuczwa, Jean, Katona, V., Pitts, G., Zimmerman, M., DeRoos, F., Capel, P., Giger, W.: Analysis of Fog Samples for PCDD and PCDF. *Chemosphere* 18, 847-850 (1989).

1407

Bloesch, J., Uehlinger, U.: Epilimnetic Short Term Carbon Fluxes of Various Size Classes in Two Swiss Lakes of Different Trophic States. In: "Sediment trap studies in the Nordic countries", Wassmann, P., Heiskanen A, S. (Eds.). *Yliopistopaino, Helsinki*, 1988; 179-183.

1408

Uehlinger, U., Bloesch, J.: Primary production of different phytoplankton size classes in an oligo-mesotrophic Swiss lake. *Arch. Hydrobiol.* 116, 1-21 (1989).

1409

Adriaens, P., Kohler, H-P. E., Kohler-Staub, Doris, Focht, D. D.: Bacterial Dehalogenation of Chlorobenzoates and Coculture Biodegradation of 4,4'-Dichlorobiphenyl. *Appl. Environ. Microbiol.* 55, 887-892 (1989).

1410

Capel, P. D., Lichtensteiger, Th., Brunner, P. H.: The use of sludge-only landfills as historical records of persistent organic chemicals and heavy metals in sewage sludge. *Water Res.* 23, 525-527 (1989).

1411

Ponton, D., Müller, R.: Distribution and food of larval and juvenile Coregonus sp. in Lake Sarnen, Switzerland. *Finnish Fish. Res.* 9, 117-125 (1988).

1412

Meng, H. J., Müller, R.: Assessment of the functioning of a whitefish (*Coregonus* sp.) and char (*Salvelinus alpinus* L.) spawning ground modified by gravel extraction. *Finnish Fish. Res.* 9, 477-484 (1988).

1413

Banwart, S.: The reductive dissolution of hematite (α -Fe₂O₃) by ascorbate; *Diss. ETH Nr. 8934*, Zürich, 1989.

1414

Suter, D. R.: Die reduktive katalysierte Auflösung von Geothit; *Diss. ETH Nr. 8933*, Zürich, 1989.

1415

Boller, M., Munz, Ch., Entfernung von Restverunreinigungen durch Adsorption an gekörnter Aktivkohle, 11. Fachmesse und Fachtagungen für Umwelttechnik und Umweltschutz (6.-9. Juni 1989)

1416

Krejci, V., Regen als Grundlage bei der Abflussberechnung in der Siedlungsentwässerung, *VSA Nr. 395* (3.11.1988)

1417

Banwart, S., Davies, S., Stumm, W., The Role of Oxalate in Accelerating the Reductive Dissolution of Hematite (α -Fe₂O₃) by Ascorbate, *Colloids and Surfaces*, 39, 303-309, (1989)

Anmeldetalon für ein Abonnement:

NeuabonnentInnen willkommen! Zweimal jährlich erscheinen die Mitteilungen der EAWAG in deutsch und französisch und einmal jährlich in englisch.

Talon pour un abonnement:

Les nouveaux abonnés sont les bienvenus! Les Nouvelles de l'EAWAG paraissent deux fois par année en français et en allemand, et une fois par année en anglais.

AN DIE BIBLIOTHEK, EAWAG, CH - 8600 DÜBENDORF

Adresse:

Adressänderung
Changement d'adresse

Bitte senden Sie mir die Mitteilungen der EAWAG an folgende Adresse.

Veuillez m'envoyer régulièrement les Nouvelles de l'EAWAG à l'adresse suivante.

Bitte schicken Sie mir folgende Publikationen:
Veuillez m'envoyer les publications suivantes:

Name und Datum/ Nom et date:

Bevorzugte Ausgabe/Edition préférée:

deutsch/français

english