

Langzeitverhalten von deponierten Klärschlämmen

**Jürgen Bever
Steffen Krause
Norbert Peschen**

Langzeitverhalten von deponierten Klärschlämmen

Jürgen Bever, Steffen Krause und Norbert Peschen

Schlagwörter: Abwasserbehandlung, Abwasserreinigung, Klärschlamm, Monodeponie, Langzeitverhalten, Sickerwasser

Es werden die Ergebnisse eines siebenjährigen Versuches zur Monodeponierung von Klärschlamm vorgestellt. Für die Untersuchungen wurden sechs Kombinationen unterschiedlicher Entwässerungs- und Konditionierungsverfahren angewendet. Diese Verfahren sind anhand des Sickerwasseranfalls und der Zusammensetzung sowie der bodenmechanischen und chemisch-physikalischen Eigenschaften des Deponiegutes bewertet worden.

Die Belastung der Sickerwässer aus Klärschlamm-Monodeponien mit gefährlichen Stoffen ist im Vergleich zu dem aus Multikomponentendeponien wesentlich geringer. Eine Reinigung des Sickerwassers während der Deponierungsphase und eine längere, aber absehbare Zeit danach bleibt dennoch unabdingbar.

Erfüllt der zu deponierende Schlamm bestimmte Voraussetzungen und wird beim Aufbau der Deponie auf die Einhaltung der vorgegebenen Randbedingungen geachtet, ist die langfristige Standsicherheit von aufbereiteten Klärschlämmen gewährleistet.

The results of a seven years study dealing with the long term behaviour of mono-deposits of wastewater sludge are published. Six different combinations of sludge treatment and dewatering were included in these investigations. Their effect on the amount and the composition of effluent and waste were observed in terms of chemical and physical properties.

Compared to multicomponent deposits the seepage of mono-sludge deposits contains lower amounts of harmful organic and inorganic substances. However treatment of the effluent remains necessary over a certain but predictable period.

If the sludge meets certain requirements and during the establishment of the landfill the appropriate instructions are kept, the long term stability of pretreated sludge can be guaranteed.

Dr.-Ing. Jürgen Bever, Durchschlag & Bever Ingenieures. mbH, Oberhausen; Dipl.-Chem. Steffen Krause und Dipl.-Chem. Norbert Peschen, Universität der Bundeswehr München, Fakultät für Bauingenieur- und Vermessungswesen Lehrstuhl Siedlungswasserwirtschaft und Abfalltechnik, Neubiberg.

1. Einleitung

Wie bereits in vorangegangenen Arbeiten berichtet wurde, ist an der Universität der Bundeswehr München von 1987 bis 1994 ein Forschungsvorhaben zur Monodeponierung von Klärschlamm durchgeführt worden [1-3]. Nachdem im August 1994 die Beprobung der Sickerwässer und Schlämme eingestellt und die Versuchsanlagen abgebaut wurden, liegen nun die endgültigen Ergebnisse und der Abschlußbericht für den gesamten Beobachtungszeitraum vor. Einige ausgewählte Resultate des umfangreichen Datenmaterials sollen in dieser Veröffentlichung vorgestellt werden.

Die Modelldeponien bestanden aus Stahlcontainern (Wandstärke 3 mm) mit einem Fassungsvermögen von je ca. 22 m³ (2,5 m x 4,0 m x 2,2 m). Diese wurden am Boden jeweils mit einer 20 cm hohen Schicht aus Filterkies (Korngrößenbereich 8-16 mm) und einem darüberliegenden Filterfließ versehen. Am Boden jeder Deponie befand sich ein PVC-Rohr mit einem Durchmesser von 120 mm zum Ableiten des Sickerwassers.

Der entwässerte Klärschlamm ist oberhalb der Kies-schicht bis zu einer Höhe von 2,0 m in mehreren Lagen eingebaut und verdichtet worden. Nach dem Einbau des Schlammes wurden alle sechs Anlagen mit einer Oberflächenabdichtung versehen, die aus einer etwa 20 cm hohen Grasnabe bestand. Diese Schicht hatte ebenso wie die Drainageschicht ein Gefälle von 2,5%. Zusätzlich wurde eine Rinne zur Ableitung des Oberflächenabflusses angebracht. Um Frosteinwirkungen vorzubeugen, wurden die Anlagen mit Erdreich angeböscht.

Von besonderer Bedeutung ist, daß für alle im halbtchnischen Maßstab durchgeführten Untersuchungen ausgefallener Klärschlamm einer Kläranlage verwendet wurde. Ein hohes Maß an Vergleichbarkeit der Daten ist somit gegeben. Die in Tab. 1 aufgeführten Aufbereitungsverfahren kamen zur Anwendung.

Tab. 1. Übersicht der Aufbereitungsverfahren.

Deponie	Aufbereitungsverfahren
1	Entwässerung durch Kammerfilterpresse bei vorausgegangener organischer Konditionierung mit Polyelektrolyten (Kammerfilterpresse/organische Konditionierung)
2	Entwässerung durch Kammerfilterpresse bei vorausgegangener Konditionierung mittels Ca(OH) ₂ und Eisen(III)-Chlorid (Kammerfilterpresse/anorg. Konditionierung)
3	Entwässerung durch Bandfilterpresse und anschließende aerobe Zwischenlagerung des mit Weißfeinkalk nachbehandelten Schlammes (Bandfilterpresse/Weißfeinkalk-Nachbehandlung/ aerobe Zwischenlagerung)
4	Entwässerung durch Kammerfilterpresse bei vorausgegangener thermischer Konditionierung (Kammerfilterpresse/thermische Konditionierung)
5	Entwässerung durch Bandfilterpresse und anschließende Nachbehandlung mit Flugasche (Bandfilterpresse/Flugasche Konditionierung)
6	Entwässerung durch Bandfilterpresse und anschließende Nachbehandlung mit Weißfeinkalk (Bandfilterpresse/Weißfeinkalk-Nachbehandlung)

Mit diesen sechs Kombinationen verschiedener Entwässerungs- und Schlammkonditionierungsverfahren wurden alle zum damaligen Zeitpunkt gebräuchlichen Verfahren in das Untersuchungsprogramm einbezogen. Beim Vergleich mit anderen Arbeiten ist zu beachten, daß die hier untersuchten Anlagen einer bereits geschlossenen Deponie mit Oberflächenabdichtung entsprechen und besondere Eigenschaften, die während der Errichtung und des Betriebes einer Deponie auftreten, nicht berücksichtigt werden können.

2. Untersuchungen der Sickerwässer

2.1 Sickerwassermengen

Untersuchungen über die Menge des anfallenden Sickerwassers wurden unmittelbar nach dem Errichten der Deponien 1987 und nochmals 1993 durchgeführt [2]. Tab. 2 enthält die innerhalb der beiden Beobachtungszeiträume gemessenen Sickerwassermengen.

Tabelle 2. Sickerwassermengen in $l/(m^2 \cdot d)$.

Deponie		1993			1987
		Min	Max	Mittel	Mittel
1	Polymerkonditionierung	0,0	0,75	0,13	0,22
2	anorganisch Konditionierung	0,0	3,2	0,70	1,4
3	WFK/mit Zwischenlagerung	0,0	2,7	0,50	1,6
4	thermische Konditionierung	0,0	2,2	0,33	1,2
5	Flugasche-Nachbehandlung	0,0	0,1	0,04	0,1
6	WFK/ohne Zwischenlagerung	0,0	3,1	0,62	1,5

Wie die Messungen zeigen, waren der organisch konditionierte (Nr. 1) und der mit Flugasche nachbehandelte Schlamm (Nr. 5) nahezu wasserundurchlässig. Der größte Teil des Niederschlages floß an der Oberfläche ab bzw. verdunstete und die Sickerwassermengen waren deshalb sehr gering. Ein Einfluß von Niederschlagsereignissen war bei diesen Deponien nicht festzustellen. Im Mittel fielen beim polymerkonditionierten Schlamm $0,13 l/(m^2 \cdot d)$ und bei dem mit Flugasche nachbehandelten Schlamm $0,04 l/(m^2 \cdot d)$ Sickerwasser an.

Die Sickerwassermengen der mit Weißfeinkalk behandelten Schlämme (Nr. 3 und 6) und des anorganisch konditionierten Schlammes (Nr. 2) waren in etwa gleich groß und zeigten eine Abhängigkeit vom Niederschlag. Für den thermisch behandelten Schlamm (Nr. 4) traf dies fast in gleicher Weise zu. Die Mengen sind bei dieser Deponie jedoch etwas geringer gewesen. Sie lagen für Deponie 4 bei etwa $0,33 l/(m^2 \cdot d)$. Beim anorganisch konditionierten Schlamm waren ca. $0,70 l/(m^2 \cdot d)$ Sickerwasser abzuleiten. Im Falle der Weißfeinkalk-Nachbehandlung waren es $0,5 l/(m^2 \cdot d)$ (Nr. 3) bzw. $0,62 l/(m^2 \cdot d)$ (Nr. 6).

Der Vergleich mit den Daten aus den ersten Mengenmessungen zeigt, daß die Sickerwassermengen bei allen Deponien deutlich geringer geworden sind. Sie erreichten nur noch maximal 50% der in diesem Zeitraum gemessenen Mengen. Mögliche Ursachen dafür könnten das allmähli-

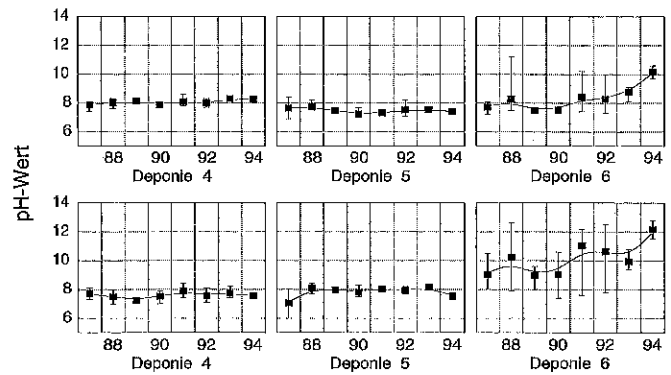


Bild 1. pH-Werte der Sickerwässer.

che Verfüllen der Porenzwischenräume der Schlammpartikel durch feinkörniges Material oder auch Ablagerungen im Drainagesystem gewesen sein.

2.2 Sickerwasserinhaltsstoffe

Der pH-Wert der Sickerwässer zählt beim Vergleich der sechs Modell-Deponien zu den Schlüsselparametern. Er wird durch die Aufbereitungsverfahren in unterschiedlicher Weise beeinflusst und steuert andererseits in entscheidendem Maße die Konzentrationen anderer Sickerwasserinhaltsstoffe.

Über den siebenjährigen Versuchszeitraum blieben die pH-Werte annähernd konstant (s. Bild 1). Eine Ausnahme waren die mit Weißfeinkalk behandelten Deponien (Nr. 3 und 6). Der Schlamm ohne die aerobe Zwischenlagerung (Nr. 6) zeigte seit Versuchsbeginn deutliche Schwankungen des pH-Wertes mit einer Tendenz zu höheren Werten. Seit 1992 war für den zwischengelagerten Schlamm (Nr. 3) ein Ansteigen des pH-Wertes zu verzeichnen.

Die Ursache für das abweichende Verhalten der Deponien (Nr. 3) und (Nr. 6) ist offensichtlich in der Auswaschung von Calciumoxid zu sehen. Dieses reagiert mit dem im Deponiekörper befindlichen Wasser unter Bildung von Hydroxid-Ionen, die das Ansteigen des pH-Wertes bewirken.

Infolge der aeroben Zwischenlagerung des Schlammes vor Einbau in Deponie 3 ist ein Teil des zugegebenen Kalkes zu neutralem schwerlöslichem Calciumcarbonat umgesetzt worden und somit gegen das Auswaschen geschützt. Durch das mit dem Niederschlag eindringende

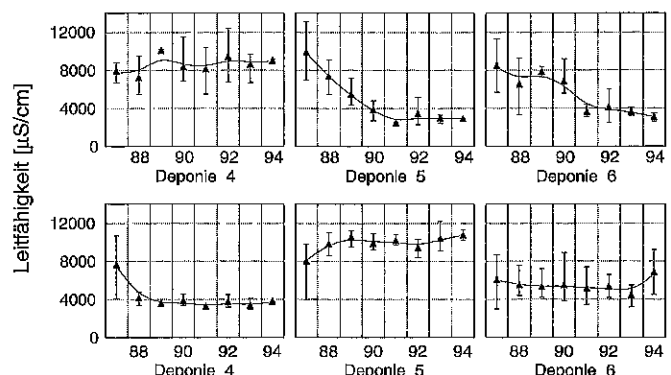


Bild 2. Elektrische Leitfähigkeit der Sickerwässer.

und das biogen gebildete Kohlenstoffdioxid wird ein weiterer Anteil der Hydroxid-Ionen neutralisiert. Als Beleg dafür dient die große Säurekapazität der Sickerwässer aus den gekalkten Schlämmen. Dies erklärt die vergleichmäßige Wirkung einer aeroben Zwischenlagerung von gekalktem Klärschlamm auf den pH-Wert der Sickerwässer (und auch auf andere pH-Wert-abhängige Emissionen).

Die in den Sickerwässern gemessenen elektrischen Leitfähigkeiten spiegeln die Verhältnisse bezüglich der Wasserdurchlässigkeiten und Auslaugbarkeit der Schlämme wider (s. Bild 2).

Für den thermisch behandelten Schlamm schwankten die Werte um ca. 3500 $\mu\text{S}/\text{cm}$ und für den mit Flugasche konditionierten um etwa 10000 $\mu\text{S}/\text{cm}$. Beim anorganisch konditionierten Schlamm (Nr. 2) war eine deutliche Abnahme der elektrischen Leitfähigkeit auf Werte um 2500 $\mu\text{S}/\text{cm}$, unterbrochen von einzelnen Spitzen, festzustellen. Auch für die Modell-Deponie Weißfeinkalk-Behandlung mit Zwischenlagerung (Nr. 3) ist eine Abnahme der elektrischen Leitfähigkeit erkennbar gewesen. Im Falle des organisch konditionierten Schlamms (Nr. 1) und des mit Weißfeinkalk behandelten Schlamms ohne Zwischenlagerung (Nr. 6) streuten die gemessenen Werte um etwa 8000 bzw. 5000 $\mu\text{S}/\text{cm}$. Bei beiden Deponien waren die Schwankungen wesentlich stärker ausgeprägt als bei den anderen Schlämmen.

Stellt man die elektrische Leitfähigkeit den Beobachtungen zu den Sickerwassermengen gegenüber, so wird deutlich, daß die Deponien, bei denen am wenigsten Sickerwasser anfiel, gleichzeitig diejenigen mit den höchsten Werten für die Leitfähigkeit sind. Man kann daraus folgern, daß bei der sehr langsamen Passage des Niederschlags durch diese Deponiekörper eine stärkere Anreicherung der wasserlöslichen mineralischen Stoffe, die eine elektrische Leitfähigkeit bewirken (z.B. $\text{NH}_4\text{-N}$, Chlorid etc.), in der wäßrigen Phase erfolgte.

Bei den Schlämmen mit größeren Mengen an austretendem Sickerwasser nahm die Leitfähigkeit über den Versuchszeitraum ab (Ausnahme Nr. 6). Offensichtlich erfolgte hier eine Entfrachtung der wasserlöslichen Substanzen. Allerdings pendelten sich die Meßwerte hier bei etwa 4000 $\mu\text{S}/\text{cm}$ ein, was möglicherweise darauf zurückzuführen ist, daß sich ein Gleichgewicht zwischen der Mine-

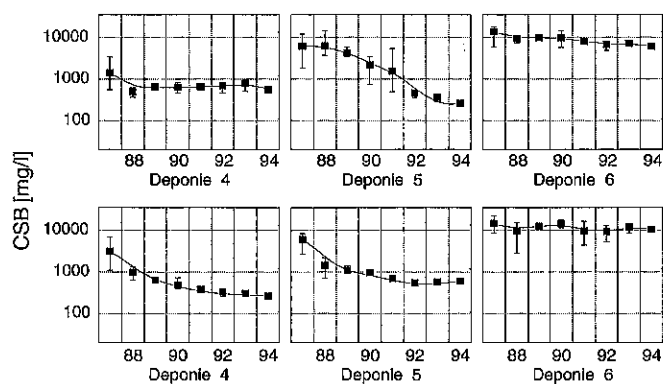


Bild 3. CSB der Sickerwässer.

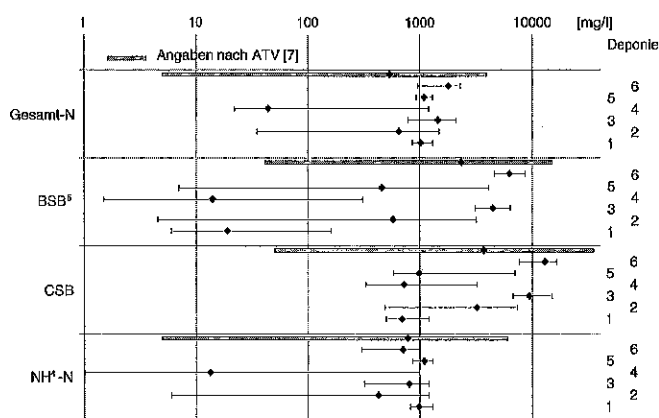


Bild 4. Streubereiche der organischen Belastungen.

ralisierung der organischen Matrix und der Auswaschung der Reaktionsprodukte eingestellt hatte.

Wie bereits erwähnt, führt die Aufbereitung von Klärschlamm mit Weißfeinkalk bzw. Kalkhydrat zu sehr hohen pH-Werten im Deponiegut. Dies hat eine anfängliche Hemmung des mikrobiologischen Abbaus der organischer Substanzen im Deponiekörper zur Folge. Dadurch wird wiederum bewirkt, daß die betreffenden Sickerwässer hohe Belastungen in Form von CSB und organisch gebundenem Stickstoff aufweisen (s. Bilder 3 und 4).

Für den anorganisch konditionierten Schlamm (Nr. 2) war eine allmähliche Verringerung der organischen Belastung zu verzeichnen. Dieser Rückgang der Parameter CSB und organisch gebundener Stickstoff war verbunden mit einer zunehmend schlechteren Abbaubarkeit des CSB. Das Verhältnis von CSB zu BSB_5 stieg für dieses Sickerwasser von ca. 3 zu Versuchsbeginn auf Werte um etwa 100 zu Versuchsende und gleicht damit der Abbaubarkeit der Sickerwässer aus den nicht gekalkten Schlämmen. Bild 4 zeigt zum Vergleich die Bereiche der 15/85%-Perzentile für die Parameter CSB, BSB_5 und $\text{NH}_4\text{-N}$ für die untersuchten Sickerwässer und die von der ATV ermittelten Werte für verschiedene Deponien.

Neben den organischen Inhaltsstoffen der Sickerwässer wurden auch die Konzentrationen verschiedener Schwermetalle und die Gehalte an AOX regelmäßig untersucht. Da bis auf die Nickelkonzentrationen kein signifikanter zeitlicher Trend festgestellt werden konnte, sind die Daten in Tab. 3 und Bild 6 in Form von Medianen und 15/85%-

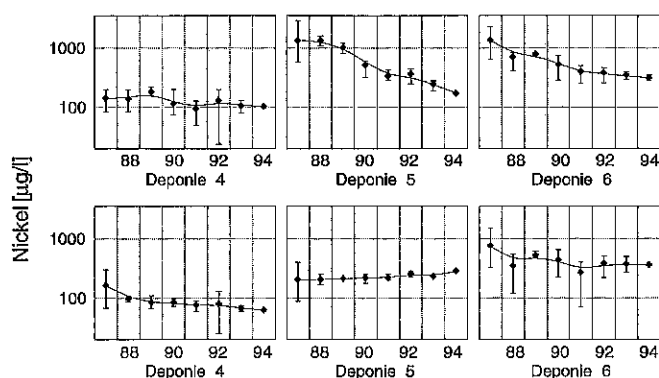
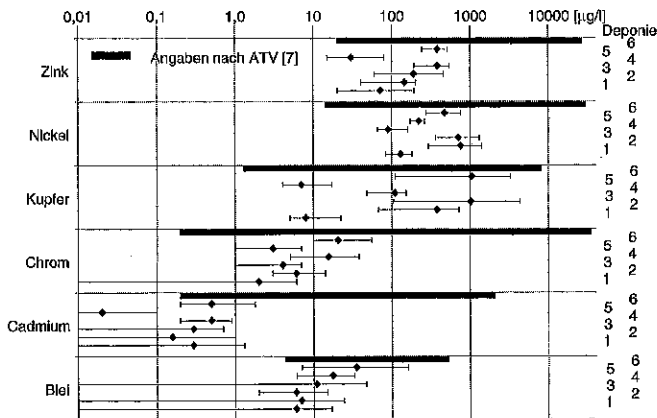


Bild 5. Nickelgehalte der Sickerwässer.

Tabelle 3. Mediane und 15/85%-Perzentile der Schwermetallgehalte.

Deponie		1	2	3	4	5	6	ATV ¹
Pb	Median	6,0	7,0	6,0	11	18	35	137
	15%-Perzentil	0,0	0,0	2,0	0,0	6,0	7,0	4,3
	85%-Perzentil	17	24	15	47	33	160	525
Cd	Median	0,3	0,16	0,3	0,5	0,0	0,5	159
	15%-Perzentil	0,0	0,0	0,0	0,2	0,0	0,2	0,2
	85%-Perzentil	1,3	1,0	0,7	0,9	0,1	1,8	2000
Cr	Median	2,0	6,0	4,0	16	3,0	21	3500
	15%-Perzentil	0,0	3,0	1,0	5,0	1,0	10	0,1
	85%-Perzentil	6,0	14	7,0	38	7,0	55	35000
Cu	Median	8,0	379	1025	110	7,0	1050	592
	15%-Perzentil	5,0	68	105	48	4,0	110	14
	85%-Perzentil	22	720	4300	151	17	3300	8000
Ni	Median	130	760	710	90	220	475	2354
	15%-Perzentil	83	290	360	66	170	270	14
	85%-Perzentil	180	1400	1300	160	260	760	30000
Zn	Median	72	145	190	385	30	385	3390
	15%-Perzentil	20	40	60	190	15	240	20
	85%-Perzentil	190	200	455	550	80	520	27000

1) Für die Erhebung der ATV sind Mittelwerte, Minima und Maxima angegeben.

**Bild 6.** Streubereiche der Schwermetallkonzentrationen.

Perzentilen über die gesamte Versuchsdauer zusammengefaßt.

Überschreitungen der Grenzwerte nach Anhang 51 Rahmen-AbwasserVwV wurden nur für die Parameter Kupfer und Nickel in den Sickerwässern der gekalkten Schlämme festgestellt. Die parallel dazu gemessenen steigenden Nitrat- und Sulfatgehalte lassen vermuten, daß möglicherweise oxidative Abbauprozesse abliefen, bei denen schwerlösliche sulfidische Cu-Verbindungen in wasserlösliche Sulfate überführt wurden.

Quecksilber ist über den gesamten Zeitraum in keiner der ca. 300 untersuchten Proben in Konzentrationen oberhalb der Nachweisgrenze gefunden worden.

Im Fall der gemessenen Nickelkonzentrationen der Sickerwässer ist für die gekalkten Schlämme ein deutlicher Zusammenhang zu den organischen Inhaltsstoffen zu erkennen gewesen (s. Bild 6). Die Korrelation mit den stickstoffhaltigen organischen Substanzen war fast ebenso stark ausgeprägt. Dies legt den Schluß nahe, daß neben den gut wasserlöslichen und stabilen Nickel-Amino-Komplexen auch die Komplexbildung mit z.B. Aminosäuren maßgeblich für die Auslaugung der Schlämme verantwort-

lich ist. Gleichzeitig wurden in den Sickerwässern der gekalkten Schlämme erhebliche Mengen an Huminstoffen festgestellt, die sich ebenfalls durch hohe Komplexbildungskapazitäten gegenüber den Schwermetallen auszeichnen. Es handelte sich dabei fast ausschließlich um Fulvinsäuren und nur in geringem Maße um Huminsäuren.

Beim Vergleich der in diesem Vorhaben untersuchten Deponien mit den Erhebungen der ATV-Arbeitsgruppe 7.2.26 [7] wird deutlich, daß auf Grund der hohen Sorptionskapazität der Klärschlämme und der Fixierung durch carbonatische Bindungen die Schwermetallkonzentrationen in den Sickerwässern bis auf Kupfer und Nickel wesentlich niedriger sind als in den Sickerwässern anderer Deponien. Bei den Angaben der ATV handelt es sich um Minima, Maxima und Mittelwerte, die um die Werte von „Altdeponien“ bereinigt wurden.

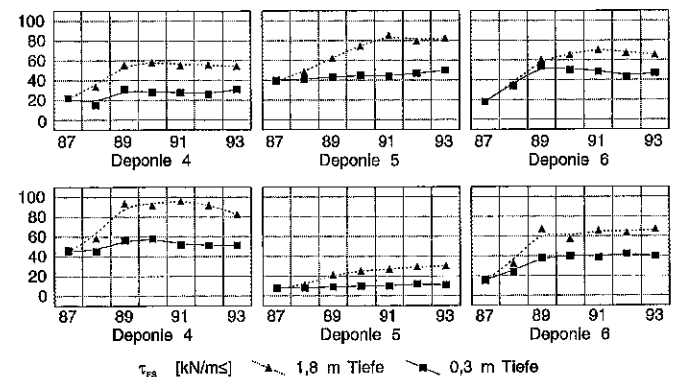
3. Deponiegut

3.1 Bodenmechanische Eigenschaften der Schlämme

Mit ca. 40 bzw. 45 kN/m² wiesen der anorganisch (Nr. 2) und der thermisch konditionierte Schlamm (Nr. 4) bereits zu Versuchsbeginn besonders hohe Flügelscherfestigkeiten auf. Die beiden mit Weißfeinkalk behandelten Schlämme (Nr. 3 und 6) sowie der polymerkonditionierte Schlamm (Nr. 1) besaßen mit 16–22 kN/m² annähernd die gleiche Festigkeit, während der mit Flugasche behandelte Schlamm (Nr. 5) schon beim Einbau eine deutlich geringere Festigkeit aufwies ($\tau_{FS} = 7$ kN/m²).

Die in 0,3 m Tiefe ermittelten Werte für τ_{FS} sind ein Maß für die Entwicklung der Scherfestigkeit der Schlämme ohne die Einwirkung einer Auflast. Der in der Bild 7 dargestellte Verlauf belegt, daß die Festigkeit mit Ausnahme der Schlämme mit Weißfeinkalk-Nachbehandlung (Nr. 3 und 6) ohne die Auflast nur wenig zunimmt. Beim mit Flugasche konditionierten Schlamm (Nr. 5) ist diese Zunahme fast zu vernachlässigen.

Im Falle der Deponien ohne Kalkzugabe stieg die Scherfestigkeit in 0,3 m Tiefe im Verlauf der Versuchsdauer um etwa 10 kN/m² an. Unter dem Einfluß der Weißfeinkalk-Dosierung nimmt die Flügelscherfestigkeit jedoch um 25 kN/m² (Nr. 3) bzw. 20 kN/m² (Nr. 6) zu. Eine Ursache

**Bild 7.** Flügelscherfestigkeit.

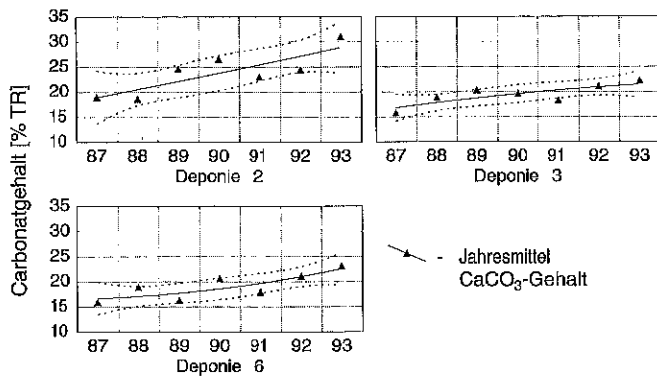


Bild 8. Carbonatisierung der gekalkten Schlämme.

dafür ist sicher die fortschreitende Carbonatisierung der Schlämme (s. Bild 8). Zusätzlich laufen unter der Beteiligung des Calciumhydroxides im Schlamm sogenannte „puzzolane“ Reaktionen ab, die zu mineralogischen Neubildungen und zur Verfestigung führen [4]. Bei den Neubildungen handelt es sich vorwiegend um Calciumaluminhydrat, Calciumsilicathydrat sowie Sulfatettringit und Carbonathydroxylapatit. Wie die Meßwerte zeigen, laufen diese Reaktionen auch ohne den Einfluß eines zusätzlichen Druckes, der durch eine Auflast hervorgerufen wird, ab.

Bei allen Deponien ist ein Ansteigen der Flügelscherfestigkeit mit der Deponietiefe zu verzeichnen gewesen. Sehr stark ausgeprägt war dies wiederum beim thermisch behandelten Schlamm (Nr. 4) und beim anorganisch konditionierten Schlamm (Nr. 2). Über eine Tiefe von 1,8 m nimmt die Scherfestigkeit um etwa 30 kN/m² zu. Außer bei dem mit Flugasche behandelten Klärschlamm (Nr. 5) bestehen kaum Unterschiede bezüglich der Tiefenprofile für τ_{FS} . Wie die Langzeituntersuchungen gezeigt haben, bilden sich diese Profile jedoch nur allmählich heraus, d. h. infolge von Setzungen bzw. Verzahnung der Filterkuchenstücke und unter Einwirkung der Auflast. Zusätzlich kommt der bereits beschriebene Verfestigungsanteil durch die Kalkbehandlung zum Tragen. Insgesamt ist festzustellen, daß über den gesamten Versuchszeitraum von sieben Jahren bei keinem der hier untersuchten Konditionierungsverfahren eine abnehmende Festigkeit des Deponiekörpers beobachtet wurde.

3.2 Chemische Charakterisierung der Schlämme

Bei den mit Kalk behandelten Schlämmen war zu beobachten, daß trotz der fortschreitenden Carbonatisierung auch nach sieben Jahren noch große Mengen an wasserlöslichem pH-Wert anhebendem Calciumhydroxid vorhanden waren (s. Tab. 4). Im Falle des anorganisch behan-

Tabelle 4. Calciumoxidgehalt der gekalkten Schlämme nach 6 Jahren.

Deponie	Calciumoxid gesamt [%]	Calciumoxid wasserlöslich [%]
anorganische Konditionierung	32–43	1–13
Weißfeinkalk-Kond. (aerob)	33–45	13–23
Weißfeinkalk-Kond. (anaerob)	40	18

delten Schlammes sind es etwa 13 % der Trockensubstanz gewesen. In den mit Weißfeinkalk konditionierten Schlämmen schwankten die Gehalte um Werte von ca. 20 % der Trockensubstanz. Dies ist die Erklärung für die hohen pH-Werte dieser Sickerwässer über den gesamten Beobachtungszeitraum.

Die in den Schlämmen gemessenen Gehalte der Schwermetalle sind im Rahmen der durch Inhomogenitäten und Analysenungenauigkeiten bedingten Schwankungen über den gesamten Versuchszeitraum nahezu unverändert geblieben. Aus den Untersuchungen in verschiedenen Deponietiefen ist ebensowenig eine Verfrachtung von Metallen innerhalb des Deponiekörpers festzustellen. Wie aus anderen Untersuchungen bekannt, ist dieses Verhalten der Deponien auf die hohe Sorptionsfähigkeit des Klärschlammes gegenüber Schwermetallen und die Immobilisierung durch carbonatische Bindungsformen zurückzuführen [5]. Im Rahmen einer numerischen Simulation der Auslaugungsvorgänge in gekalktem Klärschlamm berechnete Bever Konzentrationsverläufe für verschiedene Metalle im Sickerwasser [6]. Für das Element Zink kommt er dabei zu dem Schluß, daß in einem Zeitraum von 250 Jahren nur 0,00025 % der Ausgangsmenge durch das Sickerwasser entfrachtet werden. Durch die vorliegenden Ergebnisse werden diese Aussagen bestätigt.

4. Schlußfolgerungen

Die Untersuchungen haben gezeigt, daß die langfristige Standsicherheit von Monodeponien mit ausgefaultem, nach Kalk/Eisen- oder thermischer Konditionierung entwässerten Klärschlämmen langfristig gewährleistet ist. Dies gilt in eingeschränktem Maße auch für Schlämme, die nach Entwässerung mit Bandfilterpressen o. ä. mit Branntkalk nachbehandelt worden sind. Hier zeigte sich, daß eine Zwischenlagerung des Schlammes vor dem Einbau in eine Deponie erkennbare Vorteile aufweist. Die dadurch verstärkte Carbonatisierung führt mittelfristig zu einer deutlichen Festigkeitszunahme.

Das Sickerwasser aus Klärschlamm-Monodeponien ist während der Deponierungsphase und auch einige Zeit danach vor allem mit Kohlenstoff- und Stickstoffverbindungen, aber auch mit einigen Schwermetallen wie Kupfer und Nickel belastet. Dies gilt in besonderem Maße für gekalkte Schlämme, was auf den damit im Zusammenhang stehenden höheren pH-Wert zurückzuführen ist. Im Gegensatz zu Sickerwasser aus anderen Deponien ist jedoch die Belastung im Falle von Klärschlamm-Monodeponien hinsichtlich gefährlicher organischer und anorganischer Stoffe wesentlich geringer.

Die Schadstoffkonzentration aus Klärschlamm-Monodeponien nimmt – im Gegensatz zu Multikomponenten-deponien – aber nach kurzer Deponierungszeit stark ab. Dieser Rückgang ist u. a. auf biologische Umsetzungs- bzw. Abbauprozesse im Deponiekörper zurückzuführen; daneben nimmt auch die Auslaugbarkeit der Schlämme an sich ab. Das Auslaugungsverhalten von Schwermetallen

ist entscheidend von deren Bindungsformen abhängig. Im Falle von gekalkten Klärschlämmen werden diese Bindungsformen wesentlich von der Carbonatisierung des Calciumhydroxides geprägt. Es zeigte sich, daß die carbonatische Phase nach etwa drei Jahren bereits den größten Teil der leicht löslichen Bindungen der austauschbaren Kationen u. ä. substituiert hat.

Eine Reinigung des Sickerwassers bleibt mittelfristig unabdingbar. Versuche zeigten aber auch, daß mittels einer biologischen Stufe und einer nachgeschalteten, hinsichtlich Schwermetalle und eines biologisch nicht abbaubaren Rest-CSB selektiven Stufe eine weitgehende Eliminierung der Sickerwasserinhaltsstoffe möglich ist.

Es muß jedoch davon ausgegangen werden, daß die Reinigung des Sickerwassers über mehrere Jahrzehnte, eventuell Jahrhunderte, notwendig wird. Deshalb kann die Deponierung keine endgültige Lösung zur Entsorgung von Klärschlamm sein.

Zusätzlich muß der hohe Landverbrauch einer Klärschlammdeponie berücksichtigt werden. Er kann im Falle einer 30 m hohen Deponie mit etwa 0,12–0,25 ha pro 1 Mio Einwohner und Jahr angegeben werden.

Literatur

- [1] *Teichmann, H. und Bever, J. G.*: Zwischenbericht 1991 über das AIF-Forschungsvorhaben Nr. 8064 „Untersuchungen zur Verbesserung der Deponieeigenschaften von Klärschlamm mit Kalk“. UniBw München, Januar 1992.
- [2] *Teichmann, H. und Krause, S.*: Abschlußbericht 1994 über das AIF-Forschungsvorhaben Nr. 9070 „Untersuchungen über den Einfluß der Schlammbehandlung mit und ohne Kalkzugabe auf die Deponieeigenschaften von Klärschlamm.“ UniBw München, August 1994.
- [3] *Bever, J. G.; Peschen N. und Retzlaff C.*: Mineralogische und chemische Untersuchungen an Klärschlamm-Kalk- und Klärschlamm-Kalk-Ton-Mischungen. *Abwassertechnik* 40 (1989) H. 3, S. 31–35.
- [4] *Spillman, P.*: Wasser- und Stoffhaushalt von Abfalldeponien und deren Wirkungen auf Gewässer. DFG-Forschungsbericht 1986, Verlag VCH.
- [5] *Teichmann, H. und Bever, J. G.*: Langzeitsimulation von Auslaugungsvorgängen in einer Monodeponie aus gekalktem Klärschlamm. *gwf – Wasser/Abwasser* 135 (1994) Nr. 4, S. 231–235.
- [6] Die Zusammensetzung von Sickerwässern. Arbeitsbericht der ATV-Arbeitsgruppe 7.2.26, Korrespondenz Abwasser (1988) H.1, S. 82 ff.