

Gerhard Usrael

Umweltverträglichkeit der Schlammbehandlung

1. Einleitung

In den Jahren 1972 bis 1974 wurde im Rahmen der wissenschaftlichen und technischen Zusammenarbeit einer Expertengruppe der Kommission der Europäischen Wirtschaftsgemeinschaft ein Forschungsprogramm über die Umweltprobleme bei der Schlammbehandlung durchgeführt. Diese Aktion COST 68 (Cooperation scientifique et technique) war auf die folgenden Probleme der Klärschlammbehandlung und -beseitigung beschränkt:

- a) Standardisierung von Schlammkennwerten
- b) Ausarbeitung von Methoden zur Charakterisierung von Schlamm-Parametern
- c) Vergleichende Untersuchungen an kombinierten Müll-Schlamm-Verbrennungsanlagen.

Die Einzelheiten über die Durchführung und die wesentlichen Ergebnisse der Aktion sind ausführlich im Abschlußbericht dargestellt. Der Erfolg der zweijährigen Zusammenarbeit führte nach dem Abschluß der Aktion zu den Bestrebungen, die Forschungsarbeiten auch künftig in ähnlicher Weise fortzusetzen. Die wichtigsten Erkenntnisse der Aktion COST 68 können folgendermaßen dargestellt werden: Durch den Ausbau der biologischen und weitergehenden Reinigungsstufen in vielen Ländern ist nicht nur die Klärschlammenge angestiegen sondern vieler Orts auch die Deponiefläche knapp geworden. Zusätzlich trat auch eine Verlagerung der Thematik ein. Während die Schlammverbrennung lange Zeit als die Methode zur Lösung des Klärschlammproblems angesehen wurde, deutet die Entwicklung in letzter Zeit (steigende Energiekosten, Notwendigkeit der Wiederverwendung von Rohstoffen) darauf hin, daß die Verbrennung in Zukunft auf gewisse geographische Situationen beschränkt sein wird; eine weitere Forschung auf diesem Gebiet erscheint daher nicht sinnvoll.

Die Zweckmäßigkeit von Forschungen über die industrielle Nutzung von Schlämmen, z.B. zur Herstellung von Baustoffen wurde ebenfalls analysiert: man kam zu den Schlußfolgerungen, daß es sich dabei überwiegend um industrielle Forschung handelt und daß die Mengen, die industriell genutzt werden, verhältnismäßig klein sind. Die weitere Entwicklung sollte jedoch aufmerksam verfolgt werden (LESCHBER, 1979).

Da nunmehr in vielen europäischen Ländern die landwirtschaftliche Schlammverwertung stark in den Vordergrund getreten ist, sollen im Rahmen einer zweiten Aktion COST 68 die folgenden vier Bereiche näher untersucht werden:

- a) Schlammstabilisierung und Geruchsprobleme
- b) Schlammmentwässerung
- c) Probleme, die mit der Charakterisierung von Klärschlamm zusammenhängen (Schadstoffe, Mikrobiologie)
- d) Umweltprobleme, die mit der Verwendung von Klärschlamm auf dem Lande verknüpft sind.

Diese zweite Aktion COST 68 wurde 1978 begonnen und hat eine Laufzeit von drei Jahren. So wie bei der ersten Aktion sollen auch jetzt Drittländer zur Teilnahme eingeladen werden.

2. Methoden der Schlammbehandlung und -beseitigung

Durch die verschiedenen Verfahren der Schlammbehandlung (Abb.1) soll die endgültige Unterbringung des so behandelten Schlammes ohne Beeinträchtigung der Umwelt erreicht werden.

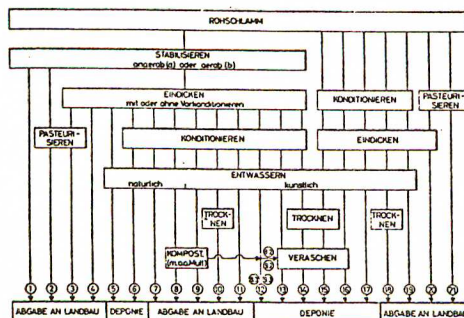


Abb.1: Verfahren der Schlammbehandlung
(nach ATV Lehr- und Handbuch, Bd. III, 1978)

Da jedoch Klärschlamm neben den für eine landwirtschaftliche Verwertung günstigen Nährstoffen (Phosphor, Stickstoff) auch eine Reihe anderer Stoffe (Schwermetalle, pathogene Mikroorganismen) enthält, müssen bei der Schlammbehandlung und -beseitigung gewisse Regeln eingehalten werden, um eine Umweltgefährdung zu vermeiden. Die Gefährdung kann sich hierbei auf

Boden,
Wasser und
Luft

erstrecken. Im Rahmen dieses Referates soll in erster Linie auf die Problematik der Schwermetalle im Schlamm, auf hygienische Gesichtspunkte und auf Geruchsprobleme bei der Schlammbehandlung eingegangen werden.

3. Beeinträchtigung des Bodens durch Schlammverwertung

3.1 Beeinträchtigung des Bodens durch Schwermetalle

Als eine Folge der gewaltigen Entwicklung der Industrie in den letzten Jahrzehnten sind Tier und Mensch in immer stärkerem Ausmaß toxischen Substanzen in Wasser und Luft ausgesetzt. Unter diesen toxischen Substanzen nehmen die Schwermetalle eine wichtige Stellung ein. Bevor auf die Quellen und toxischen Auswirkungen der Schwermetalle eingegangen wird sollen zwei allgemeine Bemerkungen vorausgeschickt werden. Die Schädlichkeit der verschiedenen Schwermetalle wird durch verschiedene Faktoren beeinflusst:

- a) Alter und Art des Lebewesens
- b) Aufnahme in den Körper durch Nahrung oder Einatmen
- c) Chem. und physikal. Form der Metalle
- d) Vorhandensein anderer Elemente in Nahrung und Umwelt, von denen das toxische Element beeinflusst werden kann.

Untersuchungen, die sich jeweils nur auf ein bestimmtes Metall beschränken, können daher irreführende Ergebnisse bringen. Die große Giftigkeit von Blei z.B. wird durch die gleichzeitige Aufnahme von Eisen, jene von Cadmium durch die gleichzeitige Aufnahme von Kupfer und Zink stark beeinflusst. Für Schwermetalle kann daher keine zuverlässige Toleranzgrenze angegeben

werden, da zu viele Faktoren Einfluß auf die Giftigkeit haben. Der zweite wichtige Gesichtspunkt ist die Tatsache, daß die einzelnen Elemente am Menschen nicht experimentell erprobt werden können. Ergebnisse von Tierversuchen können wohl eine große Hilfe darstellen, müssen aber nicht unbedingt auf dem Menschen zutreffen. Auch bei den einzelnen Tiergattungen bestehen große Unterschiede. Während Schweine zum Beispiel hohe Mengen an Kupfer aufnehmen können, sind Schafe auf Kupfer sehr empfindlich. Durch das Studium von Unglücksfällen in Japan und anderen Ländern konnte wohl eine schädliche Grenze für z.B. Cadmium und Quecksilber ermittelt werden, bei der ein bestimmtes Krankheitsbild auftrat. Auf Grund dieser Untersuchungen kann jedoch keine Aussage darüber gemacht werden, welche Schwermetallmenge dem menschlichen Körper auf Dauer zugeführt werden kann, ohne Krankheiten hervorzurufen. Alle angegebenen Grenzkonzentrationen dürfen daher nur als Richtwerte mit entsprechender Abweichung nach oben und unten verstanden werden. Ergänzend sei noch bemerkt, daß eine Diskussion über Schwermetalle im Klärschlamm erst nach dem Vorliegen genügend empfindlicher Nachweismethoden überhaupt erst möglich war. Da diese Verfahren laufend verbessert werden und die Nachweisgrenze dadurch immer geringer wird, wird sich in Zukunft dieses Problem noch weiter vergrößern.

Mit dem Abwasser gelangen eine Reihe von Schwermetallen - Dichte größer 6 kg/d.m^3 - zur Kläranlage. Die größte Bedeutung in der Abwassertechnik in bezug auf Vorkommen und Schädlichkeit besitzen die folgenden Schwermetalle:

Blei (Pb)	Mangan (Mn)
Chrom (Cr)	Nickel (Ni)
Eisen (Fe)	Quecksilber (Hg)
Kadmium (Cd)	Silber (Ag)
Kobalt (Co)	Zink (Zn)
Kupfer (Cu)	Zinn (Sn)

Die meisten Schwermetalle stammen von Industriebetrieben. Eine Zusammenstellung über den Anfall der verschiedenen Schwermetalle zeigt Tabelle 1.

Industriezweig	Cd	Cr	Cu	Fe	Hg	Mn	Pb	Ni	Sn	Zn
Papier- und Kartonproduktion		x	x		x		x	x		x
Organische Chemie Petrochemie	x	x		x	x		x		x	x
Chloralkaliproduktion Anorganische Chemie	x	x		x	x		x		x	x
Düngemittelproduktion	x	x	x	x	x	x	x	x		x
Erdöl-Raffinerien	x	x	x	x			x	x		x
Stahlwerke, Gießereien	x	x	x	x	x		x	x	x	x
Nichteisenmetall- produktion		x	x		x		x			x
Kraftfahrzeug- und Flugzeugindustrie	x	x	x		x			x		
Glas, Zement, Asbest, Keramik		x								
Textilindustrie		x								
Lederindustrie		x								
Dampfkraftwerke		x								x

Tabelle 1: Anfall von Schwermetallen in der Industrie
(nach DEAN und and., 1972)

Neben diesen durch Industriebetrieben verursachten Metallverunreinigungen treten noch solche durch Korrosion in Leitungssystemen (z.B. Zn) und durch Sickerwässer von Deponien auf.

Bei der biologischen Abwasserreinigung nach dem Belebungsverfahren wird ein Teil der im Abwasser vorhandenen Schwermetalle durch die Biomasse des Belebtschlammes entfernt. Bei einer Überprüfung des Gehaltes an Schwermetallen in Zu- und Ablauf der Kläranlage Wien-Blumental (SPATZIERER, 1979) konnte eine Abnahme der Metallkonzentration im Ausmaß von 60-80 % festgestellt werden. Eine Ausnahme bildeten Cadmium und Nickel, die nur 25 % bzw. 22 % abnehmen (Tabelle 2).

	Zulauf (gesamt) mg/m ³	Ablauf (gelöst) mg/m ³	Ablauf (gesamt) mg/m ³	Elimination %
Cd	8	6	6	25
Cr	59	21	24	59
Cu	95	19	23	75
Ni	104	78	81	22
Pb	290	94	99	66
Zn	237	44	56	76

Tabelle 2: Entfernung von Schwermetallen, KA Blumental,
18. - 24.8.1975 (nach SPATZIERER, 1979)

Da ein relativ hoher Prozentsatz der Schwermetalle im Abwasser sich im Schlamm wiederfindet ist bei einer landwirtschaftlichen Schlammverwertung der Gehalt an Schwermetallen von ausschlaggebender Bedeutung. Bei Untersuchungen des Schwermetallgehaltes von Klärschlämmen zeigte sich, daß die Streubreite der Werte außerordentlich groß ist. In Bayern durchgeführte systematische Untersuchungen von Schlämmen aus 13 Kläranlagen haben ergeben, daß Streuungen dieser Größenordnung lediglich von Anlage zu Anlage bestehen, nicht jedoch innerhalb der gleichen Anlage. Diese Tatsache ist für die Häufigkeit der erforderlichen Untersuchungen von Bedeutung. Eine Übersicht über Schwermetallkonzentrationen im Klärschlamm in verschiedenen Ländern zeigt Tabelle 3.

Die mit Abstand höchste Schwermetallkonzentration weist Zink auf; bemerkenswert ist, daß diese in den letzten Jahren ständig leicht angestiegen ist, während die toxischen Metalle rückläufige Tendenz haben. Schlämme aus ländlichen Gebieten weisen eine geringere Belastung mit Schwermetallen auf, lediglich hohe Zinkwerte sind nicht selten anzutreffen; diese stammen vermutlich aus zinkhaltigen Wasserleitungen größerer Neubaugebiete.

Nicht alle im Klärschlamm enthaltenen Schwermetallen haben negative Gesichtspunkte bei der landwirtschaftlichen Schlammverwertung. Eindeutig negativ können die Elemente Kadmium, Blei und Quecksilber bewertet werden. Die Schwermetalle Chrom,

Schwermetallgeh. in mg/kg TS							
	Kupfer	Kadmium	Nickel	Blei	Chrom	Quecks.	Zink
Schweden 57 Anlagen	560	2	51	180	86	5	1567
Schweiz, 1976 272 Proben	452	31	108	573	307	7	2493
Schweiz, 1978 104 Proben	505	15	94	553	392		2269
Baden-Württ. 344 Proben	378	17		299	630		2071
Bayern	630	35	197	205	603	6	2140
Großbritt., 1973 Thames WA	887	44	109	431	503		1710
Großbritt., 1978 Thames WA	681	18	76	225	325		1223
Großbritt. 42 Anlagen	600- 800	7- 50	50- 80	200- 700	100- 400	3- 5	1500- 3000
USA/Michigan 57 Anlagen	700	12	52	480	380	3	2200
Wien-Blumental	570	10	380	500	275		2150
Wien-HKA	550	80		364	424		1900

Tab.3: Schwermetallgehalte in Klärschlamm

Molybdän, Kobalt, Nickel, Kupfer und Zink können als essentielle Schwermetalle bezeichnet werden und beeinflussen bis zu gewissen Grenzkonzentrationen das Wachstum günstig. Im folgenden sollen auf einige der wichtigen Schwermetalle näher eingegangen werden.

Kadmium

Kadmium ist praktisch in allen seinen vorkommenden Verbindungen für Mensch und Tier toxisch. Obgleich Kadmium erst seit kurzer Zeit industriell stark verwertet wird, ist die Umwelt mit Kadmium schon seit mehreren tausend Jahren verschmutzt worden, d.h. seitdem die Menschen kadmiumhaltige Erze abgebaut haben. Die größere Verwendung von Kadmium zur Herstellung verschiedener Industrieerzeugnisse (kadmiumhaltige Kupferlegierungen, Kadmium als Korrosionsschutz für andere Metalle, kadmiumhaltige Farben und für Plastik, Kadmium-Batterien) hat im letzten Jahrhundert die Kadmiumverschmutzung beschleunigt. Da Kadmium über den Atmungsweg bedeutend besser aufgenommen wird als über den Verdauungstrakt, sind schwere Raucher in dieser Hinsicht besonders gefährdet. Kadmium verteilt sich über das Gewebe und konzentriert sich in Nieren, Leber und Bauchspeicheldrüse, wo es das lebenswichtige Zink verdrängt. Die Kadmium-Konzentration in der Niere steigt bis zu einem Lebensalter von ca. 50 Jahren an und nimmt dann wieder ab. So liegt die Kadmium-Konzentration in der Niere bei der Geburt bei ca. 1 $\mu\text{g/g}$ und steigt dann bis zum fünfzigsten Lebensjahr auf ca. 30-40 $\mu\text{g/g}$ an. Bei Rauchern liegt der Wert ca. 50 % über jenen von Nichtrauchern. Ab einer Konzentration von 200 $\mu\text{g Cd/g}$ kann es zu Störungen der Nierenfunktion kommen. Nach einem Modell von FRIBERG, 1974, errechnet sich die tägliche Kadmiumaufnahme, durch die nach etwa 50 Jahren die schädliche Grenzkonzentration von 200 $\mu\text{g Cd/g}$ in der Niere erreicht wird, zu 250-400 $\mu\text{g Cd/d}$. Von FAO und WHO wird eine maximale Dosis von 400-500 $\mu\text{g Cd}$ pro Woche angegeben, was etwa 60 $\mu\text{g Cd/d}$ entspricht. Gegen das Erreichen der schädlichen Grenzkonzentration von 200 $\mu\text{g Cd/g}$ in der Niere ergibt sich

beim Einhalten der WHO-Richtlinien (60 μ g Cd/d Aufnahme durch den Menschen) ein Sicherheitsfaktor von 4 bis 6,5. Unter Anwendung des komplizierten Modells von KYELLSTROM und NORDBERG, 1978, und bei Annahme eines Sicherheitsfaktors von 4 errechnet sich die maximale Kadmiumaufnahme mit 110 μ g Cd/d. Bei einer Untersuchung, die vom Bundesministerium für Gesundheit und Umweltschutz (1979) in Auftrag gegeben wurde, lag die Kadmiumaufnahme durch 10 Versuchspersonen im Mittel bei 24 μ g Cd/d. Durch Kadmium-Vergiftung können krankhafte Veränderungen in Niere, Leber, Verdauungstrakt, Herz, Knochen und Blutgefäßen hervorgerufen werden. Chronische Kadmiumsvergiftungen können zu der äußerst schmerzhaften Skelettschrumpfung (Itai-Itai Krankheit in Japan) führen. Hohe Kadmiumaufnahme stört die morphologische und physiologische Einwirkung des Zinks auf den menschlichen und tierischen Organismus empfindlich. Kadmium ist im Stoffwechsel ein Antimetabolit oder Antagonist von Zink. Durch Verabfolgen geeigneter Zinkverbindungen kann eine Reihe nachteiliger Auswirkungen von Kadmium verhindert werden.

Blei

Der Ursprung der Bleikontamination hat sich in den letzten Jahrzehnten stark geändert. Blei von Wasserbehältern, Rohrleitungen, Anstrichen und Schädlingsbekämpfungsmitteln ist immer mehr in den Hintergrund getreten während die von Kraftfahrzeugen emittierte Bleimenge stark angestiegen ist. Verglichen mit den naturgegebenen Bleispuren findet man heute in der Luft bis zu 1000-fach höhere Werte, im Trinkwasser bis zu 100 mal mehr und in der Nahrung das 200-fache. Eingeatmetes Blei ist besonders gefährlich, da ca. 30-50 % im Körper des Menschen zurückgehalten werden, während von dem mit der Nahrung zugeführten Blei im Verdauungstrakt nur 1-2 % aufgenommen werden. Da für die Pflanzen nur ein geringer Teil des Bleies im Boden verfügbar ist und davon wieder nur ein geringer Teil von den Wurzeln zu den eßbaren Teilen der Pflanze transportiert wird wird dadurch eine weitere Barriere gegen die Bleiaufnahme durch den Menschen geschaffen. Chronische Bleivergiftungen können zu Nervenleiden, Funktionsstörungen

der Niere und Anämie führen. Durch Blei werden auch die Antikörper inaktiviert und dadurch die Resistenz der Menschen und Tiere gegen Viren und andere Krankheitserreger herabgesetzt (WILLIAMS u. and., 1954).

Die WHO gibt als maximal zulässige Bleimenge 3 mg pro Person und Woche an, was 0,43 mg Pb/d entspricht. Nach Untersuchungen von UNDERWOOD, 1977 wird durch die tägliche Nahrung eine Menge von ca. 0,2-0,3 mg Pb/d aufgenommen; in Österreich wurde ein Wert von 0,06 mg Pb/d ermittelt (BM f. Ges. u. Umweltsch., 1979). In diesen Werten ist die auf dem Atmungsweg aufgenommene Bleimenge allerdings nicht enthalten.

Quecksilber

Quecksilber kommt in der Biosphäre häufig vor und ist schon lange als giftiges Element bekannt. Bei der Chloralkali-Elektrolyse wurden früher pro t erzeugten Chlors mehr als 200 g Quecksilber in die Umwelt abgegeben. Durch Entwicklung neuer Technologien konnte dieser Wert in letzter Zeit auf unter 5 g gesenkt werden. Des weiteren wird Quecksilber für die Erzeugung elektrischer Apparate, Anstriche, Zahnfüllungen und Pharmazeutica verwendet. In Pestiziden und Katalysatoren handelt es sich um organisches in Kohlenstoffverbindungen eingebautes Quecksilber. Die anorganischen Quecksilberverbindungen bewirken neben Magen- und Darmstörungen nur ein Zittern. Allerdings kommt es in schweren Fällen zu ausgesprochener geistiger Verlangsamung und Gedächtnisstörung, Schwäche und Halbseitenlähmung. Die Vergiftung mit organischen Quecksilberverbindungen ist immer mit neurologischen Erscheinungen verbunden: Gesichtsfeldeinschränkung, Unsicherheit der Bewegung und gestörte Aussprache. Quecksilber hat die Tendenz, sich in den Nerven anzureichern. Von der WHO wird eine maximale Menge von 0,3 mg Quecksilber pro Woche vorgeschlagen.

Chrom

Chrom ist, wie erst 1955 nachgewiesen werden konnte, ein essentieller Nährstoff für Menschen und Säugetiere und verbessert bzw. normalisiert die beeinträchtigte Glukosetoleranz

von Diabetikern, alten Leuten und schlecht ernährten Kindern. Chrom wird nicht gut im Darmkanal resorbiert, das gefährliche 6-wertige besser als 3-wertiges. Die mittlere Chromaufnahme des Menschen soll $60 \mu\text{g Cr/d}$ betragen. Chrom reichert sich im Laufe des Lebens im tierischen oder menschlichen Organismus nicht an. Chromate sind vor allem starke Nierengifte. Bei langjähriger Einatmung von chromhaltigem Staub in chromverarbeitenden Betrieben kann es zu Geschwüren und Ekzemen kommen.

Molybdän

Das Schwermetall Molybdän ist lebenswichtig für Mikroben, Pflanzen, Tiere und Menschen. Zwischen Molybdän und Kupfer bestehen ausgeprägte antagonistische Wechselwirkungen in der Nährstoffaufnahme und im Stoffwechsel. Molybdänmangel kann durch Kupferzufuhr in der Düngung oder im Futter sowie Kupfermangel durch Molybdänzufuhr verstärkt werden.

Kobalt

Kobalt spielt bei Menschen und Tieren in den physiologischen Vorgängen, die die Eisenaufnahme sowie Bildung von Hämoglobin und roten Blutkörperchen ermöglichen, eine unersetzliche Rolle. Der Kobaltbedarf des Menschen liegt bei ca. 2 mg Co pro Jahr.

Nickel

Nickel kommt in allen Nahrungsmitteln vor. Nickel ist nach Erfahrungen aus dem täglichen Leben ein ungiftiges Schwermetall, das ohne Gefahr für Gegenstände gebraucht werden kann, die in enge Berührung mit Lebensmittel kommen. Nickel und Nickelsalze sind bei Aufnahme durch den Mund wenig giftig; erst größer Mengen bewirken, ähnlich wie Kupfersalze, Erbrechen. Gesundheitsschädlich wirken Nickelsalze bei Menschen bei wiederholtem Kontakt mit der Haut.

Kupfer

Das Problem der Toxizität von Kupfer für Mensch und Tier ist besonders kompliziert. Nicht nur, daß die verschiedenen Lebe-

wesen für Kupfer verschieden empfindlich sind, gibt es auch große Unterschiede in der Giftwirkung durch Reaktionen von Kupfer mit anderen Metallen und Nährstoffen, die dessen Adsorption und Speicherung in den Zellen entscheidend beeinflussen. Durch dieses große Maß an Unsicherheit hat auch die WHO keine Grenzkonzentrationen für Kupfer angegeben. Nach den derzeitig vorliegenden Untersuchungsergebnissen kann Kupfer als ein für den Menschen nicht gefährliches Schwermetall eingestuft werden.

Schädliche Wirkung von Schwermetallen, Richtwerte

Für die Beurteilung eventuell schädlicher Wirkungen von Schwermetallen ist ihre Löslichkeit im Boden von entscheidender Bedeutung. Die Wirkung der Schwermetalle ist geringer wenn sie aus Klärschlamm stammen, als wenn sie der Pflanze über lösliche Salze zugeführt werden. Dies dürfte darauf beruhen, daß die Elemente im Klärschlamm in verschiedenen anorganischen und organischen Bindungen vorliegen und damit die Verfügbarkeit für die Pflanzen wegen der geringeren Löslichkeit dieser Verbindungen eingeschränkt ist. Von wesentlichem Einfluß auf die Verfügbarkeit sind der pH-Wert bzw. der Gehalt an basisch wirksamen Stoffen, hauptsächlich Kalk, der Ton- und Humusgehalt sowie das Sorptionsvermögen des Bodens; außerdem ist das Aneignungsvermögen der verschiedenen Pflanzenarten unterschiedlich. Schwermetalle können als Folge dieser Faktoren um so weniger von den Pflanzen aufgenommen werden, je höher der pH-Wert, der Ton- bzw. Humusgehalt des Bodens ist. Senkt man bei Cadmium z.B. den pH-Wert von 7,2 auf 4,0 so erhöht sich der lösliche Anteil von 0,04 ppm auf 0,5 ppm. Bei Zink ergibt sich bei der gleichen pH-Erniedrigung eine Erhöhung des löslichen Anteils von 1,4 ppm auf 39,6 ppm. Die Gefahr einer pflanzenschädigenden Schwermetallanreicherung ist um so geringer, je kalk-, humus- und tonreicher die Böden von Natur aus sind.

Bei laufender Zugabe von Klärschlamm auf landwirtschaftlich genutzte Flächen kann es zu einer Erhöhung der Schwermetallgehalte im Boden kommen, der sich wie folgt äußern kann:

- Anreicherung des Bodens mit Schwermetallen bis zum kritischen bzw. toxischen Bereich und damit

verbundenen Beeinträchtigen bzw. Aufhören pflanzlichen Wachstums.

- Erhöhung der Gehalte an Schwermetallen in den Nahrungs- und Futterpflanzen, dadurch stärkere gesundheitliche Belastung von Mensch und Tier;

Erschwerend kommt hinzu, daß toxische Gehalte des Bodens an Schwermetallen irreversibel sind. Der Entzug dieser Elemente durch die Pflanzen (30-500 g je ha) und die Auswaschung sind so gering, daß ein natürlicher Abbau dieser Stoffe im Boden auch in längeren Zeiträumen nicht möglich ist. Aus diesen Gründen müssen vorbeugende Maßnahmen zur Verhinderung kritischer bzw. toxischer Gehalte im Boden ergriffen werden.

Jeder Boden enthält auch ohne Aufbringung von Klärschlämmen gewisse Schwermetalle.

In einigen Ländern wurden nun Orientierungswerte für die Schwermetallgehalte im Schlamm erarbeitet mit dem Ziel, den regelmäßigen Eintrag an Schwermetallen in den Boden so zu begrenzen, daß sich die Erhöhung der Bodenwerte in vertretbaren Grenzen hält. Die Orientierungsdaten für tolerierbare Gesamtgehalte einiger Schwermetalle in Kulturböden (nach KLOKE, 1979) sind in der folgenden Tabelle 4 angeführt.

Schwermetall	Gesamtgehalt in lufttrockenem Boden in mg/kg	
	häufig	tolerierbar
Blei (Pb)	0,1-20	100
Kadmium (Cd)	0,1-1,0	5
Chrom (Cr)	10-50	100
Kobalt (Co)	1-10	50
Kupfer (Cu)	5-20	100
Nickel (Ni)	10-50	100
Quecksilber (Hg)	0,1-1	5
Zink (Zn)	10-50	300

Tabelle 4: Schwermetallgehalte in Kulturböden (nach KLOKE, 1979)

Die zulässigen Schwermetalle in Klärschlämmen werden nun so festgelegt, daß bei regelmäßiger, alljährlicher Klärschlamm-

gabe auch unter ungünstigen Bedingungen nach 50 bis 100 Jahren noch nicht mit Schäden gerechnet werden muß.

Basierend auf diesen Annahmen sind Richtwerte für den Schwermetallgehalt im Klärschlamm für vier verschiedene Länder in Tabelle 5 angegeben.

	Stmk.	Schweiz	Baden- Württ.	BRD
		(mg/kg TS)		
Blei (Pb)	500	1000	800	1200
Kadmium (Cd)	10	30	30	30
Chrom (Cr)	500	1000		1200
Kobalt (Co)	100	100		
Kupfer (Cu)	500	1000	600	1200
Nickel (Ni)	200	200		200
Quecksilber (Hg)	10	10	25	25
Zink (Zn)	2000	3000	3000	3000

Tabelle 5: Richtwerte Schwermetallgehalt im Klärschlamm

Bei der Anwendung der Richtwerte für Schwermetallgehalte im Klärschlamm muß auch die jährlich aufgebrauchte Schlammmenge und somit die jährliche Schwermetallfracht berücksichtigt werden. Durch eine Klärschlammgabe von beispielsweise $100 \text{ m}^3/\text{ha}$ mit 5 % Feststoffgehalt und 400 mg Cu/kg TS wird eine Kupferfracht von $2 \text{ kg pro ha und Jahr}$ aufgebracht. Bei einer Eindringtiefe der Schwermetalle in den Boden von $0,20 \text{ m}$ und einem spezifischen Gewicht des Bodens von $1,8 \text{ t/m}^3$ ergibt sich eine Erhöhung der Kupferkonzentration im Boden von $\sim 0,6 \text{ mg/kg}$. Bei einer Ausgangskonzentration von 20 mg Cu/kg im Boden und einer maximal tolerierbaren Konzentration von 100 mg Cu/kg könnte somit Schlamm mit 400 mg Cu/kg jährlich über einen Zeitraum von 130 Jahren aufgebracht werden, bevor die tolerierbare Grenzkonzentration im Boden erreicht wird. Sollte die oberste Bodenschichte durch Schwermetalle bereits voll angereichert sein, könnte durch Umpflügen eine entsprechend tiefer liegende und noch Schwermetall aufnahmefähige Bodenschichte an die Oberfläche gebracht werden.

Interessante Überlegungen stellen PAHREN u. and., 1979, von der Environmental Protection Agency in den Vereinigten Staaten von Amerika an. Auch ihrer Meinung nach ist Kadmium das gefährlichste Schwermetall für den Menschen und muß daher bei der Klärschlammverwertung entsprechend berücksichtigt werden. Unter der Annahme, daß pro Tag 110 µg Cd durch den Menschen aufgenommen werden können, ohne daß Schädigungen der Nieren eintreten, teilt sich die tägliche Kadmiummenge auf die verschiedenen Nahrungsmittel wie folgt auf:

	Max. Aufnahme µg Cd/d	Max. Konz. µg Cd/kg
Molkereiprodukte	4,0	6,0
Fleisch, Fisch, Geflügel	4,0	15
Getreide	39,1	92
Kartoffel	33,6	190
Blattgemüse	8,7	161
Hülsenfrüchte	1,6	24
Wurzelgemüse	3,9	122
Gartenobst	5,1	58
übrig. Obst	2,8	13
Öl, Fett	4,3	60
Zucker	0,8	10
Getränke, einschl. Wasser	2,1	3
Summe	110	

Tabelle 6: Kadmiumkonz. in Nahrungsmitteln
(nach PAHREN u.and., 1979)

Alle Werte basieren auf der Annahme, daß die Nahrungsmittel auf mit Klärschlamm gedüngten Feldern gezogen wurden. Man erkennt, daß der Großteil der Kadmiummenge über das Getreide, Kartoffel und Gemüse aufgenommen wird. Milch und Getränke erhalten nur relativ geringe Mengen an Kadmium. Entscheidend ist nun der Zusammenhang zwischen der Kadmiumkonzentration in der Pflanze und der Kadmiumkonzentration im Boden bzw. der jährlichen Kadmiumfracht, die auf den Boden aufgebracht wird. Untersuchungen von BATES, 1977, und HINESLY, 1977, haben gezeigt,

daß bei wiederholter jährlicher Schlamm aufbringung auf Ackerland die Schwermetallfracht die in einem bestimmten Jahr eingebracht wird höheren Einfluß auf die Schwermetallkonzentration in der Pflanze hat als die Summe der bisher eingebrachten Schwermetallfrachten. Wenn jedoch kein Kadmium in Form von Schlamm mehr eingebracht wird, bleibt das noch im Boden verbleibende Kadmium über einen längeren Zeitraum für die Pflanzen verfügbar. Werden jedoch verschiedene Kadmiummengen zur selben Zeit auf Versuchsfelder eingebracht, ergibt sich ein linearer Zusammenhang zwischen Kadmiumkonzentration in den Pflanzen und im Boden. Für die Klärschlammbehandlung ergeben sich dadurch Widersprüche. Nimmt man an, daß nur die jährliche Kadmiumfracht Einfluß auf die Kadmiumkonzentration in den Pflanzen hat, muß um die jährlich eingebrachte Menge an Klärschlamm berücksichtigt werden. Unter der Annahme, daß Kadmium additive Wirkung aufweist, muß die Summe der Kadmium-Frachten zu Grunde gelegt werden. Bei Artischocken, die Schwermetalle in hohem Maße anreichern, kann der Zusammenhang zwischen Kadmiumgabe und Kadmiumkonzentration in der Pflanze der folgenden Abb. 2 entnommen werden

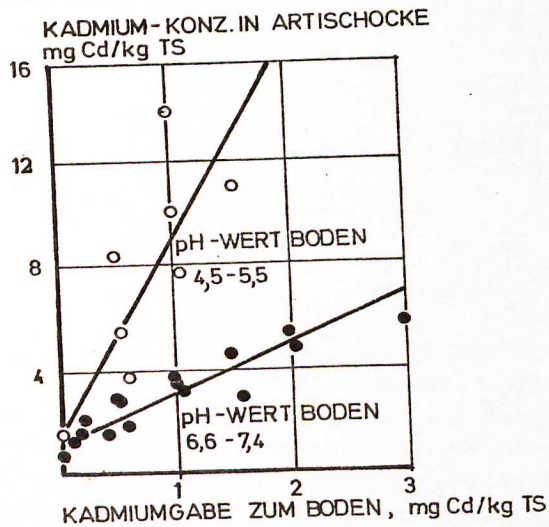


Abb. 2: Kadmiumgabe und -Konzentration in Pflanzen
(nach EPA-430/9-76-013, Washington D.C., 1976).

Bei niedrigen pH-Werten wird bereits bei einer Kadmiumgabe von 0,1 mg/kg eine Kadmiumkonzentration von 2,0 mg/kg in der Pflanze erreicht. Bei einer Eindringtiefe des Schwermetalles von 10 cm in den Boden entspricht dies einer jährlichen Kadmium-Fracht von 0,2 Cd/ha. Bei einem pH-Wert zwischen 6,6 und 7,4 kann diese jährliche Kadmiumfracht sogar 1,0 kg/ha betragen. Nimmt man an, daß nur die jährliche Kadmiumgabe für die Kadmiumkonzentration in der Pflanze verantwortlich ist, errechnen die Autoren bei 17000 kg Schlamm/ha.a eine maximal zulässige Kadmiumkonzentration im Schlamm von 60 mg/kg. Dies gilt allerdings nur unter der Annahme, daß der pH-Wert des Bodens in der Nähe von 7 liegt. Diese Kadmiumkonzentration könnte über viele Jahre aufgebracht werden. Zum Vergleich sei angeführt, daß die Richtwerte für Kadmium in Klärschlamm in der Steiermark bei 10 mg/kg und in der Schweiz, Baden-Württemberg und BRD bei 30 mg/kg liegen.

In Australien - Metropolitan Farm Werribee - wurde Abwasser mit folgenden Schwermetallkonzentrationen über einen Zeitraum von 80 Jahren verregnet (EVANS u.and., 1979).

Kadmium	15 mg/m ³
Chrom	400 mg/m ³
Kupfer	350 mg/m ³
Blei	300 mg/m ³
Nickel	150 mg/m ³
Zink	800 mg/m ³

Innerhalb des Berechnungszeitraumes von 80 Jahren stiegen die ursprünglichen Metallkonzentrationen im Boden an, und liegen aber nur bei Blei und Chrom über den nach KLOKE, 1979 zu tolerierenden Werten. Auch im Gras stiegen die Schwermetallkonzentrationen auf das 2- bis 5-fache an. Bei den Metallkonzentrationen in der Leber der Weidetiere bestehen jedoch nur mehr geringe Unterschiede, ob die Tiere Gras mit höherer oder niedriger Metallkonzentration verzehrten. Bei Kupfer wurde sogar der umgekehrte Effekt festgestellt. Diese Untersuchungen zeigen, daß trotz langjähriger Schwermetallgaben die Anreicherung von Schwermetallen in Boden, Pflanze und Tier keine bedrohlichen Maße angenommen hat.

	Blei	Cadmium	Chrom	Kupfer	Nickel	Zink
Metallfracht kg/ha.a	3,4	0,2	4,5	0,4	0,2	9,0
Metallkonz.Boden (ohne Beregn.) mg/kg	10	0,3	9,0	17	11	30
Metallkonz.Boden nach 80 Jahr.Beregn.mg/kg	125	2,4	180	47	36	240
Metallkonz.Gras (ohne Beregn.) mg/kg	3,4	0,19	2,3	11	1,9	45
Metallkonz. Gras (80 Jahre Beregn.)mg/kg	12	1,1	15,0	22	6,3	171
Metallkonz. Leber (ohne Beregn.) mg/kg	0,93	0,17	<0,05	44	<0,05	139
Metallkonz. Leber (80 Jahre Beregn.) mg/kg	1,12	0,38	0,07	5,1	<0,05	155
Metallkonz. Boden tolerierbar n.KLOKE	100	5	100	100	100	300
Metallkonz.Klärschl. Richtwerte Stmk. mg/kg	500	10	500	500	200	2000
Metallfracht Klärschl. (100 m ² /ha.a, 5% FG) kg/ha.a	2,5	0,05	2,5	2,5	1,0	10,0

Tabelle 7: Verregnung von Abwasser über 80 Jahre
(nach EVANS u.and., 1979)

Zusammenfassend kann festgestellt werden, daß Schlamm von häuslichen Abwässern mit "normalen" Schwermetallgehalten als positiv zu bewerten ist, da einige dieser Elemente für Pflanzen und Tiere lebensnotwendig sind. Eine regelmäßige Überprüfung der Schwermetallkonzentration im Klärschlamm sollte jedoch im Sinne einer guten Zusammenarbeit zwischen Klärwerk und Landwirt vorgesehen werden. Eine Entschärfung des Schwermetallproblems kann auch dadurch erreicht werden, daß geringere Mengen an Klärschlamm aufgebracht werden.

Die bedenklichen Schwermetallkonzentrationen werden meist durch Gewerbe und Industrie verursacht. Hier muß versucht werden, diese Metalle an der Quelle, wo sie in hohen Konzentrationen auftreten, zurückzuhalten. Davon profitiert nicht nur die biologische Kläranlage sondern auch die landwirtschaftliche Schlammverwertung.

Ganz kurz sei im Zusammenhang mit den Schwermetallen auf die im Klärschlamm vorhandenen cancerogenen zyklischen Aromate hingewiesen. Diese Stoffe werden aber auch z.B. in Stalldünger gefunden. Bis jetzt konnte zwischen Polyzyklengehalt in Boden und Pflanzen keine Korrelation hergestellt werden. BORNEFF, 1972, kam zu dem Ergebnis, daß bisher keine Gefährdung der menschlichen Gesundheit besteht. Neben diesen Stoffen kommen noch zahlreiche andere organische Stoffe im Klärschlamm vor, wie polychlorierte Biphenyle, Tenside, Weichmacher, Aufheller, Farbstoffe, Pharmaka und viele Stoffe mehr. Die Bedeutung aller dieser Stoffe als Behinderung für eine landwirtschaftliche Schlammverwertung sollte jedoch nicht zu hoch eingeschätzt werden.

3.2 Beeinträchtigung des Bodens durch Krankheitserreger

Neben den Schwermetallen kommen den hygienischen Belangen bei der landwirtschaftlichen Schlammverwertung große Bedeutung zu. Im Vordergrund des Interesses stehen dabei die Salmonellen. Daneben kann Klärschlamm auch andere pathogene Darmbakterien, Bandwurmeier und virale Krankheitserreger enthalten. Die Erkrankungen an Salmonellen haben seit dem 2. Weltkrieg auch in den hochzivilisierten Ländern stark zugenommen. So stieg die Anzahl der gemeldeten Fälle in der Schweiz im Jahr 1955 von 23 Fälle auf 2765 Fälle im Jahr 1978 an (HESS, 1971). Dabei muß angenommen werden, daß nur etwa 1-10 % aller individuellen Ausbrüche gemeldet werden. Durch die Schlammbehandlung erfolgt wohl eine Abnahme der durchschnittlichen Salmonellenzahl im Frischschlamm von 10^5 pro Liter auf 10^4 im aerob stabilisierten Schlamm bzw. auf 10^3 pro Liter im Faulschlamm (HESS, 1971).

Eine unmittelbare Übertragung der im Klärschlamm enthaltenen Krankheitskeime auf den Menschen ist normalerweise nicht möglich. Eine indirekte Übertragung über infizierte vegetabilische Lebensmittel ist möglich, wenn die Keime sich im Schlamm bei geeigneter Temperatur von 20-30°C vermehren können. Dann werden aus einem Keim in 10-15 Stunden etwa 100 000 ansteckungsfähige Erreger. Eine solche Ansteckung würde voraussetzen, daß der Klärschlamm knapp vor der Gemüseernte auf die Felder auf-

gebracht wird. Eine indirekte Übertragung kann auch durch Fluginsekten auf Lebensmittel und damit auf den Menschen erfolgen. Zur Abschätzung des Infektionsrisikos durch Klärschlamm muß man sich vor Augen halten, daß für jede Infektion des Menschen nicht nur ein geeigneter Erreger, sondern auch eine bestimmte Anzahl der aufgenommenen Keime erforderlich ist. Die Infektionsdosis beträgt für Typhus nur etwa 100 Keime, während für den Ausbruch einer Infektion mit Keimen des Brechdurchfalles mehr als 100 000 Keime je g Lebensmittel erforderlich sind. Unter den pathogenen Viren sind die Erreger der Kinderlähmung und der infektiösen Gelbsucht besonders gefürchtet. Sie kommen nahezu regelmäßig im Abwasser vor, allerdings in geringerer Zahl als Salmonellenkeime und Tuberkelbakterien. Dafür ist die Infektionsdosis geringer. Wichtig ist die Tatsache, daß sich Viren nur in lebenden Zellen vermehren können und daß es daher weder im Klärschlamm noch in indirekt infizierten Lebensmitteln zu einer Anreicherung pathogener Viren kommen kann. Darauf ist auch die Tatsache zurückzuführen, daß bisher keine durch Klärschlamm bedingten Viruserkrankungen bekannt geworden sind (BORNEFF, J.). Nach dem gleichen Autor ist auch das Risiko einer Ansteckung mit Spulwurmeiern aus Klärschlamm eher unwahrscheinlich, während eine Verbreitung des Rinderbandwurmes über die Weidedüngung möglich ist. Die Überlebenszeit der Krankheitserreger im Klärschlamm und Boden ist von vielen Faktoren abhängig und daher recht unterschiedlich. Einige Keimarten haben die spezielle Fähigkeit in Notzeiten Dauerformen (Sporen) zu bilden und sogar Jahrzehnte überdauern zu können. Die nicht sporenbildenden Keime überleben in Klärschlamm und Erde zwischen weniger und bis über 100 Tage. Um eine Gefährdung von Mensch und Tier durch Krankheitserreger bei der landwirtschaftlichen Schlammverwertung nach Möglichkeit zu vermeiden, sollten gewisse Abgrenzungen für die Klärschlammverwertung in verschiedenen Sparten des Landbaues in Abhängigkeit von der Behandlung des Schlammes eingehalten werden. Die Zentralstelle für Abfallbeseitigung in der BRD hat das folgende Merkblatt herausgegeben (Tabelle 8).

In der Schweiz wird die Anwendung von Klärschlamm in der Landwirtschaft durch das Milchlieferungsregulativ bestimmt. Die sich ergebenden saisonalen Einschränkungen sind auf der fol-

genden Abbildung 3 dargestellt. Um eine Aufbringung auf Ackerland und Wiese während der meisten Zeit des Jahres zu ermöglichen ist in der Schweiz eine Hygienisierung des Klärschlammes vorgeschrieben.

Seuchenhygienisch unbedenkliche Klärschlammverwertung im Landbau

		I		II		III		IV	V	VI	VII
		Ausweichflächen		Ackerland		Grünland u. Feldfutteranbau		Rebland	Obstanlagen o. Unterkultur f)	Baumschulen	Gartenland u. Gemüseanbau
		a)	VR b)	V	VR	V	VR	VR	VR		
5.1.1. Rohschlamm	sb	+	(bedingt)	—	—	—	—	—	—	—	—
5.1.2. Schlamm aus Kleinkläranlagen und Erdbecken	sb	+	+	—(v)	—	—	—	—	—	+	—
5.2.1. flüssig	anaerob	sb									
5.2.2. entwässert	oder aerob	sb									
5.2.3. natürlich getrocknet	stabilis. Schlamm	sb	+	+	—(v)	+	—(v)	+	+	+	—
5.3.1. chemisch	kondit. Schlamm	sb									
5.3.2. thermisch	Schlamm	sb									
5.4. thermisch getrockneter Schlamm											
5.5. erhitzter Naßschlamm (roh, stabilisiert)			+	+	+	+	+	+	+	+	+
5.6. kompostierter Schlamm											

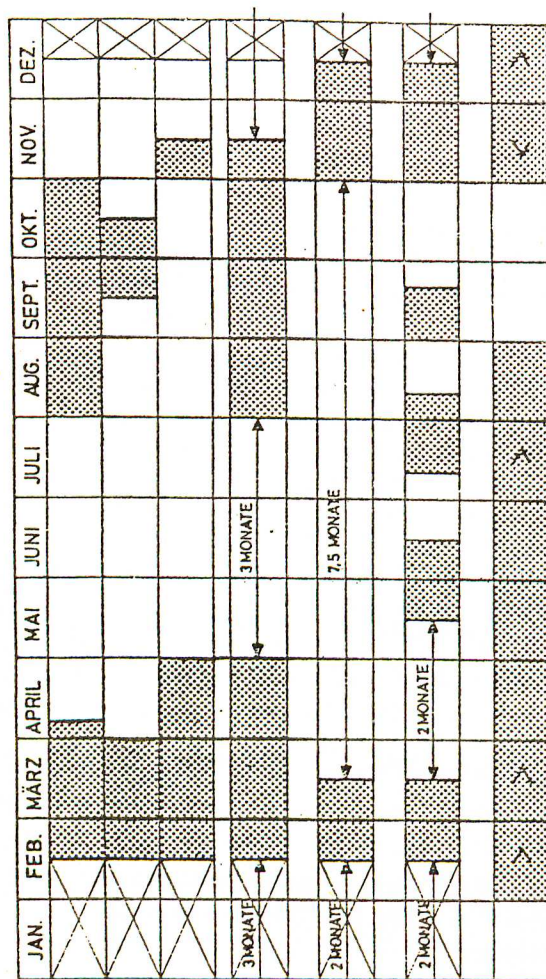
sb = seuchenhygienisch bedenklich
 VR = Vegetationsruhe (siehe auch Fußnote b)
 V = Vegetationszeit

+ = Anwendung zulässig — = Anwendung unzulässig

Tabelle 8: Seuchenhygienisch unbedenkliche Schlammverwertung im Landbau
 (nach ZfA-Merkblatt Nr. 7)

Für die Hygienisierung des Klärschlammes kann das Verfahren der Pasteurisierung, Bestrahlung oder die Behandlung mit Branntkalk herangezogen werden.

Bei der Pasteurisierung wird der Klärschlamm auf die Dauer von 20-30 Minuten auf eine Temperatur zwischen 65 und 70°C erhitzt. Als Energiequelle für die Schlammerhitzung kann Faulgas, Stadtgas, Dampf, Öl und Kohle verwendet werden. Beim Niersverband, BRD, sind Tauchbrenner in Betrieb, bei denen die durch Öl erzeugten heißen Verbrennungsgase direkt zur Erhitzung des Schlammes verwendet werden.



GETREIDE

KARTOFFELN

MAIS

TOTAL ACKERLAND

WIESLAND OHNE
PASTEURISIERUNGWIESLAND MIT
PASTEURISIERUNGBEISPIEL: EFFEKTIV AUF
ARA MIT GROSSEM STAPEL.
MENGE > BEZUG < ALS MITTEL

LEGENDE:



SCHLAMMAUSTRAG GESTATTET



FROSTPERIODE, AUSTRAG VERBOTEN



AUSTRAG VERBOTEN (ANZAHL MONATE FÜR Z.B. STAPELUNG)

Abb. 3: Saisonale Einschränkungen bei der landwirtschaftl. Schlammverwertung in der Schweiz
(nach BENZ, 1978)

Die Pasteurisierung hat in den letzten Jahren einen Dämpfer erhalten, als Untersuchungen in der Schweiz zeigten, daß nach der Pasteurisierung sehr rasch eine Reinfektion mit pathogenen Keimen erfolgt. Dies gilt jedoch nur für die sogenannte Nachpasteurisierung, bei der der ausgefaulte Schlamm pasteurisiert wird. Die gewaltige Nachvermehrung der Krankheitserreger im pasteurisierten Faulschlamm führt im Vergleich zum anaerob ausgefaulten Schlamm innerhalb weniger Tage zu einem bakteriologisch vielfach höher belasteten Schlamm. Die Ursache liegt wahrscheinlich daran, daß durch die Hitzeeinwirkung der beim Faulprozeß aufgebaute Antagonismus der Methanbakterien gegen die Ausbreitung von Krankheitserregern wie Enterobacteriaceen, Salmonellen etc. zerstört wird. Zusätzlich werden durch die Wärmebehandlung Nährstoffe aufgeschlossen, die einer Keimvermehrung Vorschub leisten.

Diese Rekontamination bei der Nachpasteurisierung kann dadurch verhindert werden, daß der Schlamm vor dem Überpumpen in den Faulbehälter einer Pasteurisierung, der sog. Vorpasteurisierung, unterzogen wird. Diese Ergebnisse ließen sich in mehreren Kläranlagen in der Schweiz sowie in zwei Anlagen in der BRD bestätigen.

Eine Alternative zu thermischen Hygienisierungsmethoden stellt die Bestrahlung von Klärschlamm mit Gammastrahlen oder beschleunigten Elektronen dar.

Seit 1973 werden auf der Kläranlage Geiselbullach Versuche mit einer Gamma-Bestrahlungsanlage (Energieträger: Kobalt -60) durchgeführt. Durch Bestrahlung von Faulschlamm und aerob - stabilisiertem Schlamm mit einer Dosis von 300 krad konnte eine gute hygienisierende Wirkung erzielt werden. Während vor der Bestrahlung 92,5 % der untersuchten Proben Salmonellen enthielten, waren nach der Bestrahlung 178 von 180 getesteten Proben Salmonellen-negativ. Die Reduktionsrate der untersuchten Mikroorganismen nahm jedoch mit steigendem Feststoffgehalt ab. Während das Eindickvermögen von Klärschlamm durch Bestrahlung verbessert wird, ist bei Entwässerung in Zentrifugen generell mit einer Verschlechterung der Entwässerungsergebnisse zu rechnen (ENGELMANN, WIZIGMANN, 1979).

Aufgrund hoher Ausgaben für Strahlenschutz, Isotopen-Erstbelastung und -Ergänzung sind die zu erwartenden Betriebskosten, gemessen am täglichen Schlammumsatz, bei der Gammaabstrahlung relativ hoch. Dieser Nachteil kann beim Elektronenstrahlverfahren vermieden werden. Die kontinuierlich arbeitende Elektronenstrahlanlage setzt jedoch einen homogenisierten Faulschlamm mit einer maximalen Teilchengröße von 1,5 bis 2,0 mm und bei einer Beschleunigungsspannung von 1,0 bis 2,5 MeV eine Schichtdecke des fließenden Klärschlammes von 3-5 mm voraus. Bei Versuchen im Veterinäramt der Stadt Hamburg an mit 400 Krad bestrahlten Faulschlämmen zeigte eine Reduktion der Enterobacteriaceen um drei bis vier Zehnerpotenzen. Die Filtrations- und Sedimentationseigenschaften können durch Bestrahlung verbessert werden (HEUER, HOFMANN, 1979).

Einen Vergleich der verschiedenen Möglichkeiten zur Klärschlammhygienisierung und die sich daraus ergebenden Konsequenzen zeigt Tabelle 9.

Eine erhebliche Keimzahlreduktion erfolgt auch bei der thermophilen Faulung. So gibt GARBER, 1975, für die Thermophile Faulung auf der Hyperion-Kläranlage, Los Angeles, eine Salmonellenkonzentration im bei 49°C thermophil ausgefaulten Schlamm von unter 3 Keime pro ml. Im Vergleich dazu lag die Keimkonzentration bei mesophiler Faulung (35°C) bei 58 Keimen pro ml. Die Ausgangskonzentration im Rohabwasser betrug $4,5 \cdot 10^3$.

STRAUCH hat hygienische Untersuchungen bei der thermophilen aeroben Stabilisierung von kommunalen Klärschlämmen angestellt und bei Einhaltung bestimmter Parameter günstige Effekte einer Entseuchung gefunden. Dies gilt insbesondere bei hohen Stabilisierungstemperaturen von 50°C im Chargenbetrieb (STRAUCH, 1976).

In Gegenden, in denen zufolge sehr saurer Böden eine Aufkalkung des Bodens zweckmäßig ist, kann durch Mischung von Klärschlamm mit Branntkalk eine Kombination von Düngung und Aufkalkung des Bodens erreicht werden. Durch Mischung von Klärschlamm und Branntkalk kann man ein streufähiges Granulat erhalten das über längere Zeit lagerfähig ist und z.B. während der Vegetationsperiode auf Vorrat produziert werden kann. Durch die pH-Wert Erhöhung im Boden wird die Löslichkeit

Tabelle 9: Vergleich der Schlammygienisierungsverfahren (nach OBRIST)

	Verfahren			
	Pasteurisation	Kobalt-60	Spaltprod.	Beschleuniger
Hygiene-Minim.-Bed.	70°C, 30 min	200 Krad	200 Krad	200 Krad
Energiequelle	Paulgas, Heizöl Erdgas	Radioaktive Co-60- Stäbe	Radioakt. Spaltprod.	Elektr.
Energieform	Wärme	γ-Strahl.	γ-Strahl.	Elektr.-Str.
Energieverbrauch	nur im Betrieb	ständig	ständig	nur im Betrieb
Sicherheitsmaßnahme	wenig Aufwand	aufwendig	aufwendig	wenig Aufwand
Bau der Anlage				
- Bauart	fest	fest	fest	mobillfest
- Bauzeit	6 Monate	9 Monate	-	6 Monate
- Kosten	niedrig	hoch	hoch	niedrig
Betrieb				
- Art	Charg. autom. kontin.	Chargen, autom. aufwend.	Chargen autom. aufwend.	kont. wenig Aufwand
- Unterhalt	wenig Aufwand			
- Kosten		noch keine genaue Aussage	noch keine genaue Aussage	möglich

und damit die Pflanzenverfügbarkeit der im Schlamm enthaltenen Schwermetalle herabgesetzt. Da sich durch die Kalkzugabe eine bedeutende Temperaturerhöhung im Kalk-Schlamm-Gemisch ergibt, kann gleichzeitig eine thermische Schlammhygienisierung erreicht werden, die noch durch die pH-Wert-Erhöhung auf 12-12,5 unterstützt wird. Bei Untersuchungen der TH Aachen mit Zentrifugenschlamm mit 22 % TS betrug der Kalkbedarf etwa 3 kg CaO/kg TS, bei Kammerfilterpressenschlamm mit ca. 50 % TS etwa 0,45 kg CaO/kg TS. Bei diesen Kalkzugaben können Temperaturen über 60° erreicht und im Container längere Zeit gehalten werden. Die seuchenhygienische Untersuchung ergab, daß das entstehende Granulat als unbedenklich einzustufen ist (ZIESS, 1979). Auch die Kompostierung von Klärschlamm und Müll führt bei ordnungsgemäßer Durchführung der Verfahren unanhängig von den Jahreszeiten zu einem hygienisch einwandfreien Produkt. Für jenen Zeitraum des Jahres, für den eine Aufbringung des Schlammes auf landwirtschaftliche Flächen nicht möglich ist, muß ein ausreichend dimensionierter Schlammstapelraum vorgesehen werden. Als Richtwert kann angenommen werden, daß eine Speicherung über etwa drei Monate möglich sein soll. Bei dieser langen Stapelzeit wird zusätzlich eine weitere Abnahme der Krankheitserreger erreicht.

4. Beeinträchtigung der Luft durch Schlammverwertung

Geruchsprobleme bei der Schlammbehandlung

Durch die verschiedenen Verfahren der Schlammbehandlung soll der bei der Abwasserreinigung anfallende Schlamm in ein fäulnisunfähiges Endprodukt übergeführt werden, das ohne belästigenden Geruch angelagert werden kann. Trotzdem kann einerseits der verbliebene Restgeruch Anlaß zu Beschwerden geben, andererseits kann es durch anaerobe Prozesse im Verlauf der Schlammbehandlung zu erheblicher Geruchsbelästigung kommen. Diese anorganischen Vorgänge lassen H_2S , NH_3 , CO_2 , CH_4 , N_2 , H_2 entstehen, die aber mit Ausnahme von H_2S und NH_3 alle geruchlos sind. Es können außerdem organische Verbindungen gebildet werden, die als Dämpfe entweichen, wie Mercaptane und stickstoffhaltige organische Stoffe (Amine). Dazu kommen je nach

Art der biologisch zersetzbaren chemischen Verbindungen: organische Säuren, Aldehyde und andere. Diese Stoffe verbreiten, je nach Anteil, einen oft nicht definierbaren, meist widerlichen Mischgeruch von nicht vorhersagbarer Art und Intensität.

Auf der Kläranlage muß mit Geruchsbelästigung überall dort gerechnet werden, wo frischer, angefault oder ausgefaulter Schlamm mit der freien Atmosphäre in Kontakt kommt. Das kann an folgenden Stellen der Fall sein:

- Frischschlammablaßschächte
- offene Voreindicker
- offene Faulbehälter
- Faulschlammablaßschächte
- Thermische Schlammkonditionierung
- Schlammmentwässerung
- Schlammverbrennung
- Schlamm-trockenbeete bzw. Schlammteiche

Besonders schwer zu zerstörende Geruchsstoffe entstehen bei der thermischen Schlammkonditionierung. Durch Erhitzen des Schlammes auf 180° - 220°C bei einer Verweilzeit von 30-90 Minuten in speziellen Reaktoren werden die Entwässerungseigenschaften des Schlammes so weit verbessert, daß für die Schlamm-entwässerung keine chemischen Konditionierungsmittel eingesetzt werden müssen. Bei der Wärmebehandlung des Schlammes entsteht ein übelriechendes Gas - das sog. "Porteous-Gas" - von dem bereits kleinste Mengen zu starker Geruchsbelästigung der Umgebung führen. Auf dem Klärwerk Berlin-Marienfelde, das die thermische Konditionierung verwendet, erfolgt die Desodorierung der entstehenden Porteous-Gase in den installierten Wirbelschichtöfen, in denen die Gase Temperaturzonen von 850°C durchlaufen. Dadurch kann eine einwandfreie und problemlose Desodorierung erreicht werden. Schwieriger ist es jedoch die Geruchsemissionen dort zu beherrschen, wo kein geschlossenes System vorliegt, d.h. Geruchsemissionen durch ausgasenden Schlamm im Bereich der Absetztanks, der Entwässerungsaggregate, beim Reinigen der Wärmetauscher etc.. Abhilfe kann hier nur durch gezielte Absaugmaßnahmen erreicht werden, durch die

auch diese Riechgase dem Wirbelschichtofen zugeführt werden. Auf die Dichtigkeit der Leitungen und Förderapparate ist hier besonders zu achten. Können die entstehenden Gase nicht in einer Verbrennungsanlage beseitigt werden, müssen andere Verfahren zur Desodorierung herangezogen werden. Für eine nachhaltige Geruchsbeseitigung muß das Raumabzugssystem einen 8-10 fachen Luftwechsel pro Stunde sicherstellen. Durch die thermische Schlammkonditionierung entstehen nicht nur Geruchsprobleme sondern für den gesamten Kläranlagenbetrieb ist mit Schwierigkeiten zu rechnen. Durch die hohe Temperatur bei der Konditionierung werden die Zellwände der Schlammflocken zerstört und sie gehen teilweise kolloidal in Lösung. Diese Mehrbelastung des Schlammwassers mit organischen Inhaltsstoffen wird als Rücklösung bezeichnet. So beträgt der BSB_5 -Gehalt des Filtrates der Kläranlage Berlin-Marienfelde bei einem 5 %-igen Mischschlamm von der Konditionierung ca. 10 000 mg/l (SIEFERT, 1977). Dieses hochverschmutzte Filtrat wird im Klärwerk Marienfelde zur Behandlung den Belebungsbecken zurückgeführt. Die gesamte BSB_5 -Fracht, die somit zu den Belebungsbecken gelangt, erhöht sich damit - bezogen auf die BSB_5 -Fracht des Abwassers - um 30-40 %. Dadurch erhöht sich die Raumbelastung der Belebungsbecken, der Energieverbrauch und der Überschußschlammanteil nehmen zu. Die geforderte Ablaufqualität, gemessen an BSB_5 , kann meist eingehalten werden. Auf Grund ihres strukturellen Aufbaues sind die organischen Inhaltsstoffe im Schlammwasser einem biologischen Abbau nur bedingt zugänglich. Dies äußert sich darin, daß der chemische Sauerstoffbedarf (COD) nach einer biologischen Behandlung größer ist, als es der normalen Restkonzentration bei biologischer Reinigung häuslicher Abwässer entspricht. So wurde bei der Kläranlage Berlin-Marienfelde ein Anstieg im COD des Ablaufes von etwa 50 % festgestellt. Um diese Nachteile und die damit verbundenen Auswirkungen auf den Vorfluter zu vermeiden, kann eine getrennte Behandlung der Filtratabwässer der thermischen Konditionierung mit reinem Sauerstoff und anschließender Aktivkohlebehandlung erfolgen (SIEFERT, 1977).

Mit Ausnahme der Schlamm-trockenbeete können die Einrichtungen zur Schlammbehandlung im Bedarfsfall überdeckt oder überbaut

werden. Das Überdecken allein zum Zwecke einer Geruchsbekämpfung ist aber unzureichend, da die Abdeckung zu Kontrollzwecken immer wieder geöffnet und Räume zum Arbeiten betreten werden müssen. Neben einer möglichst dichten Abdeckung bzw. Überbauung ist also eine Absaugung mit dem Ziel erforderlich, in den Behältern und Räumen einen ständigen, geringen Unterdruck aufrecht zu erhalten. Die so abgesaugte Luft darf nicht ohne weiters in die Umgebung ausgeblasen werden. Zur Behandlung der solchermaßen erfaßten Stinkluft stehen folgende Maßnahmen zur Verfügung:

Erdfilter

Adsorption und Absorption

Verbrennung

Maskierung mit Duftstoffen

Wasserstoffperoxid

Ozonisierung und Chlorung

Erdfilter werden zur Reinigung von organisch belasteter Luft heute bereits häufig eingesetzt. Den Aufbau eines Erdfilters zeigt die folgende Abbildung.

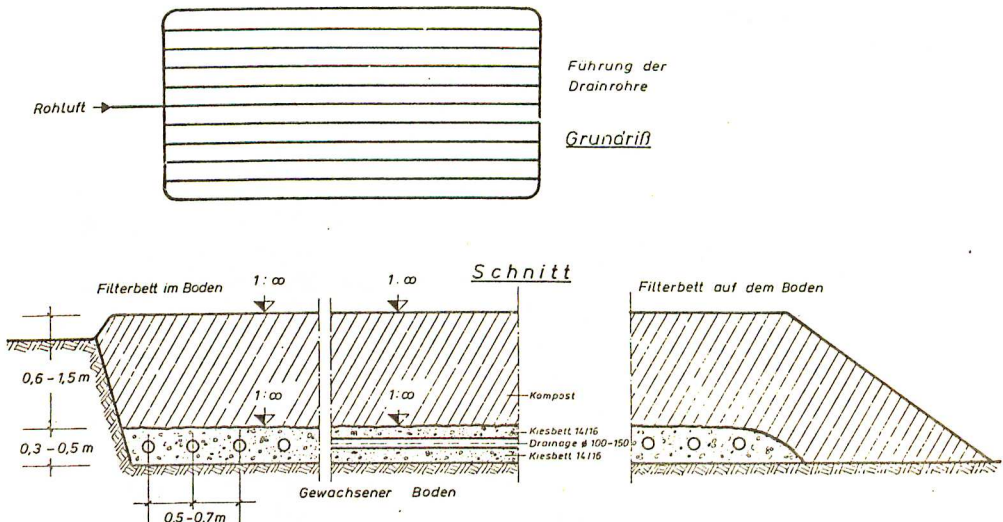


Abb. 3 Erdfilter (nach HARTMANN, 1977)

In einem 30 cm starken Kiesbett werden Drainagen verlegt, in die die Stinkluft eingeblasen wird. Darüber wird biologisch aktiver Boden (Kompost, Humus) in einer Stärke von 0,6 bis 1,5 m locker aufgeschichtet. Da die Abluft im Bodenfilter von Mikroorganismen gereinigt wird, muß die Erde des Filters immer feucht gehalten werden. Zu trockene Filter werden rasch wirkungslos und bleiben es möglicherweise auch nach erneuter Anfeuchtung. Bei zu nassen Filtern können anaerobe Zonen entstehen, die selbst Geruch entwickeln anstatt ihn zu beseitigen. Im richtig gebauten und betriebenen Filter beträgt der Luftdurchsatz bei 80 cm Filterbetthöhe ca. 10 bis 20 m³/m².h. Der Filterwiderstand beträgt dabei 30 bis 80 mm. Da die in den Erdfiltern angesiedelten Bodenorganismen auch Sauerstoff brauchen, ist die Behandlung von sauerstoffarmer oder sauerstofffreier Abluft in Erdfiltern nicht ohne weiteres möglich. In Nürnberg hat sich gezeigt, daß Erdfilter, in denen Abluft aus Nachfaulbehältern mit einem hohen Anteil an Faulgas jedoch ohne Sauerstoff gereinigt werden sollte, nicht befriedigend arbeiten (HARTMANN, 1977). Richtig eingesetzte Erdfilter erbringen aber für Abluft mit entsprechendem Sauerstoffgehalt gute Reinigungsleistungen und sollten bevorzugt eingesetzt werden. Handelt es sich um Geruchsstoffe die biologisch nicht abbaubar sind oder fehlt es an Platz für einen Erdfilter, so wird man z.B. auf adsorptive oder absorptive Verfahren zurückgreifen. Bei der Adsorption werden die Gerüche an ein Adsorptionsmittel angelagert, ohne daß dabei diese Gerüche chemisch zerstört werden. Als Adsorptionsmittel kann Aktivkohle oder Kunstharz verwendet werden. Das Regenerieren der Adsorberkolonnen und die schadlose Beseitigung der dabei anfallenden Stoffe ist in der Regel weit aufwendiger als die Adsorption selbst. Deshalb sollten Adsorberkolonnen nur dort eingesetzt werden, wo gering belastete Abluft anfällt. Bei sehr geringen Abluftmengen kann eventuell auch ein schadloses Beseitigen der beladenen Adsorber durch Verbrennen wirtschaftlich sein. Beim Verfahren der Absorption werden die Geruchsstoffe in eine Waschflüssigkeit in Lösung gebracht und die Geruchsstoffe in dieser Waschflüssigkeit in geruchlose Verbindungen umgewandelt, so daß die Waschflüssigkeit immer wieder neue Geruchsstoffe adsorbieren kann. Vorteilhaft ist dabei die Ver-

wendung von chemischen Lösungen, die mit den Geruchsstoffen reagieren. Bei der Abluft der Schlammbehandlung, die u.a. Ammoniak, Schwefelwasserstoff und Merkaptane enthält, wird man die alkalisch reagierenden Gerüche, hier vor allem Ammoniak, mit Salzsäure binden. Merkaptane, Schwefelwasserstoff und andere sauer reagierende Gerüche können in alkalischen Waschflüssigkeiten gebunden werden.

Durch Verbrennen kann eine praktisch vollständige Vernichtung der Geruchsstoffe erreicht werden. Man unterscheidet die direkte Verbrennung oder die katalytische Verbrennung. Bei der direkten Verbrennung wird die Abluft auf ca. 900 bis 1400°C erhitzt, wobei die Geruchsstoffe verbrennen. Der Energiebedarf dieses Verfahrens ist auch bei teilweiser Wärmerückgewinnung sehr groß. Je m³ behandelter Abluft kann der Energiebedarf bis zu 10 mal höher liegen als bei den bisher beschriebenen Verfahren. Bei der katalytischen Verbrennung kommt man mit Verbrennungstemperaturen um 400 bis 600°C aus. Dieses Verfahren ist anfällig gegen Staub, Temperaturschwankungen und eventuell in der Abluft vorhandene Katalysatorgifte. Die Betriebskosten liegen jedoch im allgemeinen niedriger.

Duftstoffe sollen unangenehme Gerüche überdecken oder kompensieren. Sie können überall dort vorteilhaft eingesetzt werden, wo zur raschen Abhilfe Gerüche bekämpft werden müssen. Das Verfahren ist nur in Ausnahmefällen voll wirksam. Die technischen Probleme, die mit Lagerung, Verteilung und Vermischung der Geruchsstoffe mit der Abluft verbunden sind, sind ebenfalls nicht zu unterschätzen.

Auf der Kläranlage des Abwasserverbandes ALCOSAN, der die Abwässer von Pittsburgh behandelt, konnten die Geruchsprobleme bei der Vakuumfiltration, bei der große Mengen an Schwefelwasserstoff freigesetzt wurden, durch den Zusatz von 40 mg/l Wasserstoffperoxid zum Schlamm gelöst werden. Neben Wasserstoffperoxid als starkes Oxidationsmittel können auch Chlorgas, Chlordioxid, Chlorbleichlauge und Ozon verwendet werden (BRINSKO, 1977).

Neben der Geruchsbekämpfung direkt auf der Kläranlage sollen auch alle Möglichkeiten geprüft werden, geruchsbeladene Ab-

wässer bereits an der Anfallstelle z.B. durch Strippen zu behandeln. Besonders bei kleiner Abwassermenge kann dies vorteilhaft sein. Bei der Wahl des Schlammbehandlungsverfahrens sollte schon bei der Planung die mögliche Geruchsbelästigung in die Überlegungen mit einbezogen und die Aufwendungen für notwendige Maßnahmen zur Geruchsbekämpfung bei den Bau- und Betriebskosten berücksichtigt werden. Welche Methode der Geruchsbekämpfung das beste Ergebnis bringt, kann oft erst durch entsprechende Versuche entschieden werden.

Kurz sei nur auf die Beeinträchtigung der Luft durch die Abgase bei der Schlammverbrennung hingewiesen. Dieses Problem wird jedoch in einem eigenen Vortrag gesondert behandelt.

5. Beeinträchtigung des Wassers durch Schlammverwertung

Unter dieses Kapitel fällt in erster Linie die Infiltration von Sickerwässern, die bei der Deponierung von Klärschlamm mit Müll anfallen. Da auch diesem Problemkreis ein getrennter Vortrag gewidmet ist, wird auf eine Behandlung hier verzichtet.

Wie bereits ausgeführt, kann eine erhöhte Belastung des Vorfluters eintreten, wenn Filtratwasser der thermischen Schlammkonditionierung wieder der Kläranlage zugeführt und nicht getrennt behandelt werden.

6. Zusammenfassung

Einer landwirtschaftlichen Schlammverwertung steht bei Beachtung der im Referat dargelegten Grundsätze nichts im Wege. Um die Problematik der Schwermetalle in den Griff zu bekommen, sollten diese bereits am Entstehungsort aus dem Abwasser entfernt werden. Neueste Untersuchungen haben gezeigt, daß hierbei dem Schwermetall Kadmium eine wesentliche Bedeutung zukommt. Zur Feststellung des Kadmiumtransportes über Schlamm, Boden, Pflanze, Tier zum Menschen sind aber noch weitere Untersuchungen in den nächsten Jahren notwendig, um genauere Aussagen treffen zu können. Auch den Forderungen der Seuchenhigiene kann durchaus entsprochen werden. Einer Schlammhygienisierung durch Pasteurisierung oder ähnliche Verfahren wird es

aber nur in Ausnahmefällen bedürfen. Auf jeden Fall ist bei dauernder landwirtschaftlicher Verwertung des Klärschlammes eine laufende Überprüfung des Schlammes und eine enge Zusammenarbeit zwischen Fachleuten und Schlammabnehmern erforderlich. Die Anwendung von Klärschlamm in der Landwirtschaft kommt jedenfalls dem heute immer mehr geforderten Recycling von Rohstoffen in höchstem Maße entgegen.

Wesentlich kann die Umweltbeeinflussung durch die Schlammbehandlung bereits beim Entwurf bestimmt werden. Abwasserart, gewähltes Behandlungsverfahren und Standort der Kläranlage haben wesentlichen Einfluß auf die Emission in die Umwelt. Sind einmal Unzulänglichkeiten aufgetreten können diese oft nur unvollkommen und mit erheblichem finanziellen Aufwand beseitigt werden. Daß dem Problem der Umweltgefährdung eine immer größer werdende Bedeutung in der Öffentlichkeit zukommt, zeigt eine Umfrage in der BRD. In der Zeit von 1974-1977 ist die Zahl der Bürger, die die Umweltgefährdung pessimistisch beurteilen, von 41 % auf 51 % angestiegen (KUNTZE, 1979). Diese Zahlen sollen für Planer und Betreiber von Schlammbehandlungsanlagen ein Ansporn sein, die Umweltbeeinflussung durch die Schlammbehandlung möglichst klein zu halten.

Literaturverzeichnis

- Application of Sewage Sludge to Cropland: Appraisal of Potential Hazards of the Heavy Metals to Plants and Animals.
Report No. 64, EPA-430/9-76-013, U.S.EPA, Washington D.C. (1976).
- BATES, T.E. u.and.: Uptake of metals from sludge amended soils. Proc.Int.Conf. on Heavy Metals in the Environment, Toronto, Ontario (1977).
- Beiträge: Umweltschutz, Lebensmittelangelegenheiten, Veterinärverwaltung; Forschungsberichte, herausgegeben v. BM f. Gesundheit und Umweltschutz, (1979).
- BENZ, F.: Die Konzeption der Schlammbehandlung.
1. WAKO-Abwasserkurs des VSA (1978).
- BORNEFF, J. u.and.: Über die Beziehungen zwischen Müllkompostdüngung und krebserregenden Stoffen im Boden und in Nahrungspflanzen.
Giessener Berichte zum Umweltschutz, Heft 2 (1972).
- BRINSKO, G.A., u.and.: Sludge Treatment System Odors controlled with Hydrogen Peroxide. Deeds and Data, W.P.C.F. April 1977.
- DEAN, J.G., BOSQUI, F.L., LANQUETTE, V.H.: Removing heavy metals from wastewater. Environ.Sci.Techn. 6 (1972).
- ENGELMANN, E., WIZIGMANN, I.: Klärschlammhygienisierung durch Behandlung mit Gammastrahlen. gwf-wasser/abwasser 120 (1979).
- EVANS, K.J., u.and.: Heavy Plant Accumulation in soils irrigated by Sewage and Effect in the Plant-Animal System. Progr.Wat.Techn., Vol.11, Nos 4/5 (1979).
- FRIBERG, L.T., u.and.: Cadmium in the Environment, CRC Press Inc., Cleveland, Ohio (1974).
- HARTMANN, H.: Geruchsbelästigungen aus Anlagen zur Schlammbehandlung und -beseitigung.
Fortbildungskurs der ATV in Eppingen (1977).
- HESS, E., u.and.: Klärschlamm aus Sicht des Veterinärhygienikers. Verbandsbericht Nr. 5, VSA
Gas/Wasser/Abwasser, Zürich 2/1971.
- HEUER, D., HOFMANN, E.: Elektronenstrahlanlagen für die Pasteurisierung von Klärschlamm.
gwf-wasser/abwasser 120 (1979).

- HINESLY, T.D. u. and.: Effects of Annual and Accumulative Applications of Sewage Sludge on Assimilation of Zinc and Cadmium by corn.
Environ. Sci. and Tech., 11 (1977).
- KICK, H.: Landwirtschaft und Abwasserklärschlamm
Wiener Mitteilungen, Band 20 (1976)
- KLOKE: Orientierungsdaten für tolerierbare Gesamtgehalte einiger Elemente in Kulturböden. Verwertung und Beseitigung von Schlamm in der Landwirtschaft (PFULB, K.).
Fortbildungskurs der ATV in Laasphe (1979).
- KJELLSTROM, T., NORDBERG, G.F.: A Kinetic Model of Cadmium Metabolism in the Human Being.
Environ. Res., 16 (1978).
- Lehr- und Handbuch der Abwassertechnik, Herausgeg: v.d. Abwassertechn. Verreinigung, Bd. III, 1978.
- LESCHBER, R.: COST-Aktion 68
Korrespondenz Abwasser, 26 Jahrg. (1979), Heft 6.
- MEGAY, K.: Hygiene der Abfall- und Schlammbehandlung.
Wiener Mitteilungen, Band 20 (1976).
- OBRIST, W.: Die Klärschlammbehandlung durch Pasteurisation oder Bestrahlung. Informationsblatt Nr. 6 der internationalen Vereinigung für Abfallbeseitigung und Städtereinigung.
- PAHREN, H.R. u. and.: Health risks associated with Land application of municipal sludge, Journal WPCF, Vol. 51, No 11.
- SIEFERT, F.: Schlammkonditionierung
Fortbildungskurs der ATV in Eppingen (1977).
- SPATZIERER, G.: Schwermetalle und Belebungsverfahren
Fortbildungskurs "Biolog. Abwasserreinigung", veranstaltet v. ÖWWV, 1979.
- STRAUCH, D.: Hygienische Untersuchungen von kommunalem Klärschlamm.
Berl. Münchn. Tierärztl. W. Schr. 89 (1976).
- UNDERWOOD, E.J.: Environmental Sources of Heavy Metals and their Toxicity to Man and Animals. Progr. Wat. Techn., Vol. 11, Nos 4/5 (1979).
- WILLIAMS, H.W. u. and.: Arch. neurol. psychiat. 72 (1954).
- ZIESS, V.: Schlammbehandlung und -beseitigung; Verwertung in der Landwirtschaft. Fortbildungskurs der ATV in Laasphe, (1979).