

WIENER MITTEILUNGEN

WASSER • ABWASSER • GEWÄSSER

Klärschlamm

Möglichkeiten und Verfahren zur
Verwertung / Entsorgung ab 2004

Schlammbehandlung und Entsorgung

Band 177 - Wien 2002

WIENER MITTEILUNGEN

WASSER • ABWASSER • GEWÄSSER

Klärschlamm

Band 177a

Möglichkeiten und Verfahren zur
Verwertung / Entsorgung ab 2004

ÖWAV - Seminar- Wien 2002
Wirtschaftskammer Österreich
23. April 2002

Band 177b

Schlammbehandlung und Entsorgung

ÖWAV/TU - Workshop- Wien 2000
Technische Universität Wien
26. - 27. September 2000

Herausgeber
Prof. Dipl.Ing. Dr. H. Kroiß
Technische Universität Wien
Institut für Wassergüte
und Abfallwirtschaft

Veranstalter



Österreichischer
Wasser- und
Abfallwirtschaftsverband

Marc - Aurel - Straße 5
1010 Wien



Institut für Wassergüte
und Abfallwirtschaft
TU- Wien

Karlsplatz 13 / 226
1040 Wien

Institut für Wassergüte und Abfallwirtschaft
Karlsplatz 13/226; 1040 Wien
Tel: + 43 1 58801 - 22611
Fax: + 43 1 58801 - 22699
Mail: iwag@iwag.tuwien.ac.at

Alle Rechte vorbehalten.
Ohne Genehmigung der Herausgeber ist es nicht gestattet,
das Buch oder Teile daraus zu veröffentlichen
© Institut für Wassergüte und Abfallwirtschaft TU-Wien, 2002

Druck: Riegelnik
1080, Piaristengasse 19

ISSN 0279 - 5349
ISBN 3 - 85234 - 068 - 3

Vorwort

Gewässerschutz durch Abwasserreinigung gehört zu den allgemein anerkannten Umweltschutzmaßnahmen. Der große Erfolg dieser Technik ist an der Gewässergütekarte unseres Landes eindeutig nachvollziehbar und auch in das öffentliche Bewusstsein getreten. Wenig beliebt und sogar in Fachkreisen gerne verdrängt, ist das Folgeproblem der Klärschlamm Entsorgung. Der Klärschlamm-Ausschuss des ÖWAV versucht mit diesem Seminar den erarbeiteten Stand des Wissens und der Technik zu vermitteln und zur Diskussion zu stellen.

Klärschlamm fällt an und kann zumindest bei den kommunalen Kläranlagen nicht vermieden werden. Die ca. 20 kg Trockensubstanz je Einwohner und Jahr stellen zwar keinen besonders großen Stoffstrom durch unsere Siedlungsgebiete dar, verursachen aber viele Reibungspunkte bei der sachgerechten Entsorgung. Klärschlamm ist ein Gemisch aus sehr vielen Stoffen unterschiedlicher Herkunft und Wirkung. Wer den Klärschlamm als eine Schadstoffsink des anthropogenen Stoffwechsels sieht, wird die endgültige Ablagerung in Deponien anstreben. Nachdem Klärschlamm auch Wertstoffe für die Landwirtschaft enthält, liegt es nahe, die Entsorgung durch Verwertung anzustreben, z.B. den Phosphor in die Landwirtschaft zurückzuführen. Beide Konzepte sind also begründbar.

Die Deponieverordnung erlaubt ab 2004 nur mehr die Ablagerung erdkrustenähnliche Stoffe. Damit ergeben sich verbotene und umstrittene Ablagerungskonzepte. Für die landwirtschaftliche Verwertung sind solche kritischen Situationen bereits mehrfach aufgetreten, und die Zukunft ist ungewiss. Allen Entscheidungsträgern muss jedoch immer wieder ins Gedächtnis gerufen werden, dass Klärschlamm vom Betreiber zu jeder Zeit gesichert entsorgt werden können muss. Entsorgungswege sind eng mit der Verfahrenstechnik der Schlammbehandlung verknüpft. Schlammbehandlungsverfahren verursachen nur dann vertretbare Kosten, wenn die Anlagen über ihre Lebensdauer (ca. 15 bis 20 Jahre) genutzt werden können.

In diesem Band der Wiener Mitteilungen sind einerseits die Vorträge des ÖWAV-Seminars „Klärschlamm -Möglichkeiten und Verfahren zur Verwertung/Entsorgung ab 2004" enthalten, andererseits wurden die Vorträge eines ÖWAV-Workshops „Klärschlammbehandlung und Entsorgung" (TU-Wien 2000) mit aufgenommen. Damit sollte es den Betreibern und Entscheidungsträgern möglich sein, sich die notwendigen Entscheidungsgrundlagen für künftige Klärschlamm Entsorgungs- und behandlungskonzepte zu erarbeiten, wenn die politische Entscheidung über die Entsorgungsmöglichkeiten in gesetzlichen Rahmenbedingungen niedergelegt ist.

Wien, im April 2002

Helmut Kroiss

WIENER MITTEILUNGEN

WASSER • ABWASSER • GEWÄSSER

Band 177a

Klärschlamm

Möglichkeiten und Verfahren zur
Verwertung / Entsorgung ab 2004

ÖWAV - Seminar- Wien 2002
Wirtschaftskammer Österreich
23. April 2002

Herausgeber
Prof. Dipl.Ing. Dr. H. Kroiß
Technische Universität Wien
Institut für Wassergüte
und Abfallwirtschaft

Inhaltsverzeichnis

Landwirtschaftliche Verwertung, EU-Klärschlammrichtlinie, Bundes-Kompost-VO	
Franz MOCHTY	1
Die Zukunft der landwirtschaftlichen Klärschlammverwertung aus europäischer Sicht	
Reimar LESCHBER	13
Klärschlammkompost: Einsatz in der Landwirtschaft und im Landschaftsbau	
Horst MÜLLER sen.	25
Anwendung von Klärschlammkompost im Biofilterbau	
Carolin HEISS-ZIEGLER, Marion HUBER-HUMER, Tania GOMISCEK, Erwin BINNER, Peter LECHNER	33
Bewährte Systeme zur Klärschlammbehandlung	
Otto NOWAK, Raimund HABERL, Christian REISCHL, Bernhard WETT, Matthias ZESSNER	47
Verbrennung und Mitverbrennung von Klärschlämmen	
Siegmond BÖHMER	67
Solare Klärschlamm-trocknung	
Wolfram KASSNER	101
Klärschlamm-desintegration	
Otto NOWAK, Vanessa PARRAVICINI, Heide MÜLLER-RECHBERGER	113
Klärschlamm-verbrennung in kleinen Anlagen	
Gerrit ERMEL	157

Landwirtschaftliche Verwertung, EU-Klärschlammrichtlinie, Bundes-Kompostverordnung

Franz Mochty, Nina Spatny

Bundesministerium für Land- und Forstwirtschaft, Umwelt und Wasserwirtschaft

Kurzfassung: Derzeit wird die EU-Klärschlammrichtlinie überarbeitet. Die Grenzwerte für Schwermetalle sollen dem modernen Kenntnisstand angepasst und somit gesenkt werden, und es sollen auch Grenzwerte für organische Schadstoffe und hygienische Anforderungen vorgeschrieben werden. Im Moment existiert ein dritter Arbeitsentwurf, der jedoch noch nicht vollkommen konsistent ist. Mit einer endgültigen Richtlinie ist erst in zwei bis drei Jahren zu rechnen.

Die Kompostverordnung definiert bundesweit einheitlich verbindlichen Regelungen für die Herstellung, das Inverkehrbringen und die Kennzeichnung von Komposten aus Abfällen. Im Vordergrund stehen dabei die Qualitätsanforderungen an die Endprodukte, sowie die Art und Herkunft der Ausgangsmaterialien. Es werden Gütekriterien für das Endprodukt, aber auch die Qualität der Ausgangsstoffe festgelegt, um unnötig hohe Kosten bei der Kontrolle der Qualität des Endproduktes zu vermeiden. In Abhängigkeit von der Qualität werden Anwendungsfälle und Aufwandsmengenempfehlungen im Hinblick auf die Frachtenregelung definiert. Weiters beinhaltet die Verordnung Festlegungen betreffend Messverfahren, Kennzeichnung und Kontrolle der Komposte.

Der im Teilband des Bundesabfallwirtschaftsplanes 2001 enthaltene Verwertungsgrundsatz für Erden und Komposte legt bundesweit einheitliche, überprüfbare und wissenschaftlich begründete Mindestvoraussetzungen für eine Verwertung fest. Hiermit wird Klarheit geschaffen, wann ein Verwertungsverfahren und wann ein Beseitigungsverfahren gegeben ist. Die wesentlichen Bestimmungen des Verwertungsgrundsatzes betreffen die Qualitäten und Mengen von Komposten, die im Rahmen einer Verwertung durch Aufbringung von Komposten außerhalb des Produktregimes auf den Boden aufgebracht werden dürfen.

Keywords: Klärschlamm, EU-Klärschlammrichtlinie, Kompost, Kompostverordnung, Verwertungsgrundsatz

1 Einleitung

Die Beurteilung der Frage der Klärschlammaufbringung in der Landwirtschaft in Übereinstimmung mit dem Vorsorgeprinzip hat unter Abwägung des Nutzens und potentiellen Schadens zu erfolgen. Durch die Klärschlammaufbringung wird Phosphor, ein nicht nachwachsender Rohstoff, im Sinne der Ressourcenschonung dem Boden zugeführt.

Wesentlich ist, dass die Klärschlammverwertung qualitätsgesichert erfolgt. Bei der Aufbringung auf den Boden ist im Sinne des Vorsorgeprinzips der Schadstoffeintrag strikt zu begrenzen. Die Regelung der Aufbringung von Klärschlämmen auf landwirtschaftliche Böden und Böden generell fällt in die Bodenschutzkompetenz der Länder. Die EU-Klärschlamm-Richtlinie 86/278/EWG ist hierfür die verbindliche Mindestgrundlage. Die landesrechtlichen Bestimmungen, die die landwirtschaftliche Klärschlammverwertung in Österreich regeln, gehen in der Regel weit über diese Mindestgrundlage hinaus. Diese Bestimmungen enthalten Grenzwerte für großteils auch für organische Schadstoffe im Klärschlamm, Grenzwerte für Schwermetalle im Boden, Anforderungen an die seuchenhygienische Unbedenklichkeit und/oder Ausbringungsbeschränkungen zum Ausschluss einer seuchenhygienischen Gefährdung, Vorgaben für die Pflanzenverträglichkeit, Untersuchungsanforderungen, Frachtenbegrenzungen sowie Aufzeichnungs- und Meldeverpflichtungen.

2 EU-Klärschlamm-Richtlinie 86/278/EWG

Derzeit wird die Klärschlammrichtlinie zur „Anpassung an den technischen und wissenschaftlichen Fortschritt“ überarbeitet. Der Begriff Klärschlamm soll weit definiert werden, ebenso soll grundsätzlich auch die Verwendung von Klärschlamm zur Rekultivierung umfasst sein. Die Grenzwerte für Schwermetalle sollen dem modernen Kenntnisstand angepasst und somit deutlich gesenkt werden. Wobei allerdings nur die Absenkung im ersten Schritt fix vorgegeben werden soll. Ergänzend wird die Entwicklung von detaillierten Plänen zur Reduktion von anorganischen Schadstoffgehalten in Klärschlämmen über einen langen Zeitraum (bis 2025) empfohlen. Auch die Regelung der Schadstofffrachten soll nach demselben Schema erfolgen. Es sollen auch

Grenzwerte für organische Schadstoffe und hygienische Anforderungen vorgeschrieben werden. Vor der ersten Verwendung von Schlamm und danach alle zehn Jahre soll der Boden auf einige anorganische Parameter untersucht werden. Die Anzahl der Untersuchungen und die Untersuchungsmethoden sollen festgelegt werden. Für bestimmte Sektoren (insbesondere die Nahrungs- und Genussmittelindustrie) sollen die zuständigen Behörden Erleichterungen festlegen können. Der vorliegende Arbeitsentwurf ist in sich noch nicht vollkommen konsistent und vor allem noch nicht abgestimmt mit dem ersten Arbeitsentwurf zur Kompost-Richtlinie (wo werden Klärschlammkomposte geregelt, die Anforderungen aus Sicht eines vorsorgenden Bodenschutzes der beiden Entwürfe unterscheiden sich deutlich). Es ist derzeit davon auszugehen, dass die Novellierung der Klärschlamm-Richtlinie zumindest noch zwei bis drei Jahre benötigen wird.

3 Bundes-Kompostverordnung (BGBl. II 2001/292)

Die Kompostverordnung trägt dem Gedanken der nachhaltigen Kreislaufwirtschaft Rechnung, indem sie erstmals bundesweit einheitliche kontrollierbare Anforderungen an Komposte **als Produkte** regelt. Durch die Produkteigenschaft werden eine breite Vermarktungsmöglichkeit sowie höhere Absatzchancen, die mit dem Imagegewinn der so hergestellten Komposte verbunden sind, geschaffen. Dies bewirkt den Anreiz zur Produktion qualitativ hochwertiger Komposte.

In der Verordnung werden u.a. strenge Anforderungen an die Herstellung von Komposten aus Klärschlämmen, im Hinblick auf deren Eignung für die Landwirtschaft vorgegeben (Schadstoffgrenzwerte für die verwendeten Klärschlämme sowie für den fertigen Kompost, Aufzeichnungs- und Meldepflichten, Untersuchungsanforderungen und Kennzeichnungsvorschriften). Der fertige Kompost muss neben Anforderungen hinsichtlich des Schwermetall-Gehalts auch Anforderungen an die seuchenhygienische Unbedenklichkeit erfüllen. Erst dann ist eine landwirtschaftliche Verwendung möglich.

Die Produkte müssen eine entsprechende Kennzeichnung aufweisen. Der Verbraucher wird durch die klare Auszeichnung als Produkt in seinem

Vertrauen in die Verwendung der Komposte bestärkt. Durch die Kennzeichnung der Produkte ist einerseits eine umfassende Information des Verbrauchers über die sachgerechte Anwendung sichergestellt, andererseits wurde eine Auszeichnungsmöglichkeit für besonders hochwertige Komposte geschaffen. Dadurch wird die ökologisch sinnvolle Verwertung biogener Abfälle sowie qualitativ hochwertiger Klärschlämme im Sinne einer funktionierenden Kreislaufwirtschaft begünstigt.

Das Verbot des Inverkehrbringens nicht entsprechender Komposte verhindert, dass in Österreich minderwertige Komposte unter dem Deckmantel der Verwertung erzeugt werden oder aus dem Ausland importiert und unkontrolliert verwendet werden. Durch diese Marktrestriktion wird neben einer Rechtssicherheit für den Anwender ein Beitrag zum vorsorgenden Bodenschutz geleistet.

Durch die Möglichkeit, aus qualitativ hochwertigen Klärschlämmen vermarktbarere Produkte herzustellen, wird ein erhöhter Anreiz zur Verbesserung der Klärschlammqualität geschaffen. Durch eine fachgerechte Kompostierung werden sowohl Pathogene für Tier, Mensch und Pflanze weitestgehend abgetötet als auch organische Schadstoffe abgebaut. Nur bei Einhaltung von besonders strengen Grenzwerten darf der unter der Verwendung von Klärschlamm als Ausgangsmaterial hergestellte Kompost als Qualitätsklärschlammkompost ausgezeichnet werden und als Produkt in der Landwirtschaft verwendet werden.

Neben der landwirtschaftlichen Verwertung werden Komposte aus Klärschlämmen insbesondere zur Pflege oder als Mischkomponente zur Herstellung einer Rekultivierungsschicht auf Flächen, die gegenwärtig und auch zukünftig nicht für die Produktion von Nahrungs- und Futtermitteln vorgesehen sind, im Rahmen von Landschaftsgestaltungsmaßnahmen sowie bei Sportstätten und Freizeitanlagen eingesetzt werden. Für diese Anwendungsbereiche gibt die Kompostverordnung geringere Qualitätsanforderung sowohl für das Ausgangsmaterial als auch das Endprodukt vor.

3.1 Regelungsbereich der Kompostverordnung

Die Verordnung richtet sich an den Hersteller und den Importeur sowie an den weiteren Inverkehrbringer von Kompost. Anzumerken ist, dass auch die Bereitstellung zur Eigenanwendung als Inverkehrbringen definiert ist, die

Kompostverordnung ist somit auch für die Herstellung von Kompost zur Anwendung auf den eigenen Feldern von Relevanz.

Sie regelt die Art und Herkunft der Ausgangsmaterialien und die Qualitätsanforderungen an Komposte aus Abfällen, sowie die im Falle des Inverkehrbringens einzuhaltenden Vorschriften (insbesondere die Kennzeichnung). Da die Bodenschutzkompetenz in den Händen der Länder liegt, wird mit dieser Verordnung nicht die Aufbringung der Komposte, sondern nur die Qualitätsanforderungen in Abhängigkeit von der vorgesehenen Anwendung geregelt. Werden vom Anwender allerdings die Anwendungsempfehlungen entsprechend der Verordnung nicht berücksichtigt, so verliert der Kompost dadurch wieder seine Produkteigenschaft.

3.2 Regelungsmöglichkeiten der Bundesländer

Die Bundes-Kompostverordnung eröffnet auch Regelungsmöglichkeiten der Bundesländer für die Herstellung und Vermarktung dieser Komposte als Abfall. Auch hierfür enthält die Kompostverordnung bestimmte Voraussetzungen (Mindestqualität und zulässige Ausgangsmaterialien). Diese Regelungsmöglichkeit der Länder ermöglicht unter den Rahmenbedingungen des Abfallrechts flexible, an die lokalen Gegebenheiten angepasste Bestimmungen, während Produktregelungen für den gesamten Wirtschaftsraum Österreichs einheitlich sein müssen.

3.3 Qualitätsanforderungen an das Ausgangsmaterial und Eingangskontrolle

Im Rahmen der Verordnung werden sämtliche zulässige Ausgangsmaterialien und Zuschlagsstoffe für die Herstellung von Komposten sowie detaillierte Qualitätsanforderungen und Überprüfungsvorschriften festgelegt. Für *Qualitätskompost* und *Qualitätsklärschlammkompost* werden hierbei strengere Anforderungen definiert.

Grundsätzlich kommen folgende Materialien für die Herstellung von Kompost in Frage:

- Biogene Abfälle
- Klärschlämme

- schadstoffentfrachteter Hausmüll (für sehr eingeschränkte Anwendungsbereiche)
- Zuschlagsstoffe

Der Hersteller hat die entsprechenden Ausgangsmaterialien, die er zur Herstellung übernimmt zu überprüfen (visuelle Kontrolle, Kontrolle der begleitenden Papiere, in Ausnahmefällen auch analytische Beurteilungen).

3.3.1 Schlämme

Bei der Verwendung von Schlämmen aus der kommunalen Abwasserreinigung sind Qualitätsanforderungen festgesetzt. Industrielle Schlämme (zB Papierfaserschlämme) sind generell nicht zugelassen. Eine Ausnahme existiert nur für gering belastete Schlämme aus der Nahrungs-, Genuss- und Futtermittelindustrie. Vollkommen unbelastete Schlämme oder Pressfiltrerrückstände aus getrennter Prozessabwassererfassung der Nahrungs-, Genuss- und Futtermittelindustrie (zB Marmeladenschlamm, Milchschlamm oder Geleger aus der Weinherstellung) können auch zur Produktion von „*Qualitätskompost gemäß Kompostverordnung*“ eingesetzt werden.

Die Kompostverordnung legt Grenzwerte für Schwermetallgehalte im Schlamm als Ausgangsmaterial für Kompost (siehe Tabelle 1) und auch entsprechende Untersuchungen sowie Untersuchungshäufigkeiten (grundsätzlich eine Untersuchung pro 200 t Trockenmasse) fest. Soll der Kompost in der Landwirtschaft eingesetzt werden, so gelten strengere Grenzwerte (siehe Tabelle 2) für den Schlamm als Ausgangsmaterial und der fertige Kompost muss zumindest die Qualitätsklasse A erreichen. Derartige Komposte aus niedrig belasteten Klärschlämmen, die die Qualitätsklasse A einhalten, können als „*Qualitätsklärschlammkompost gemäß Kompostverordnung*“ bezeichnet werden.

Bei Verdacht aufgrund bestimmter Einleiterstrukturen sind adsorbierbare organische Chlorverbindungen (AOX) als Indikatorsubstanz zu untersuchen (Grenzwert: 500mg/kg TM). Auf Grund der in einigen Bundesländern vorliegenden Untersuchungsergebnisse und der Studien des UBA's wurde von weiteren Grenzwerten für organischen Schadstoffe bei Klärschlamm als Ausgangsmaterial für die Kompostierung abgesehen.

Die Überprüfung der Ausgangsmaterialien auf Einhaltung dieser Vorgaben erfolgt durch eine *befugte Fachanstalt oder Fachperson*, wobei eine analytische

Kontrolle des Gehaltes an Schwermetallen in Schlämmen aus kommunalen Abwasserbehandlungsanlagen für jede Kläranlage einmal, mindestens jedoch alle drei Jahre durchzuführen ist. Gering belastete Schlämme aus der Nahrungs-, Genuss- und Futtermittelindustrie sind bei der ersten Anlieferung aus einer Anlage zu untersuchen. Danach ist eine einmal jährliche Untersuchung bzw. eine nach jeder Änderung des Entstehungsprozesses erforderlich.

Tabelle 1: Generelle Grenzwerte für Schlamm als Ausgangsmaterial für Kompost

Parameter	Grenzwert
Zink (Zn)	2000 mg/kg TM
Kupfer (Cu)	500 mg/kg TM
Chrom (Cr)	300 mg/kg TM
Nickel (Ni)	100 mg/kg TM
Blei (Pb)	200 mg/kg TM
Cadmium (Cd)	3 mg/kg TM
Quecksilber (Hg)	5 mg/kg TM

Tabelle 2: Grenzwerte für Schlamm als Ausgangsmaterial für Qualitätsklärschlammkompost

Parameter	Grenzwert
Zink (Zn)	1200 mg/kg TM
Kupfer (Cu)	300 mg/kg TM
Chrom (Cr)	70 mg/kg TM
Nickel (Ni)	60 mg/kg TM
Blei (Pb)	100 mg/kg TM
Cadmium (Cd)	2 mg/kg TM
Quecksilber (Hg)	2 mg/kg TM

3.4 Endproduktkontrolle

Es sind drei verschiedene Qualitätsklassen von Komposten (maßgeblich ist der Schwermetallgehalt) definiert.

- Qualitätsklasse A+ höchste Qualität
- Qualitätsklasse A
- Qualitätsklasse B Mindestqualität

Tabelle 3: Grenzwerte der Qualitätsklasse A+

Parameter	Grenzwert
Cd	0,7 mg/kg TM
Cr	70 mg/kg TM
Hg	0,4 mg/kg TM
Ni	25 mg/kg TM
Pb	45 mg/kg TM
Cu	70 mg/kg TM
Zn	200 mg/kg TM

Tabelle 4: Grenzwerte der Qualitätsklasse A

Parameter	Grenzwert
Cd	1 mg/kg TM
Cr	70 mg/kg TM
Hg	0,7 mg/kg TM
Ni	60 mg/kg TM
Pb	120 mg/kg TM
Cu	150 mg/kg TM
Zn	500 mg/kg TM

Tabelle 5: Grenzwerte der Qualitätsklasse B

Parameter	Richtwert	Grenzwert
Cd	---	3,0 mg/kg TM
Cr	---	250 mg/kg TM
Hg	---	3,0 mg/kg TM
Ni	---	100 mg/kg TM
Pb	---	200 mg/kg TM
Cu	400 mg/kg TM	500 mg/kg TM
Zn	1200 mg/kg TM	1800 mg/kg TM

Der Kompost muss im Rahmen einer externen Güteuntersuchung von einer unabhängigen befugten Fachperson oder Fachanstalt kontrolliert werden, und die Untersuchungen sind in einem Prüfbericht durch die Fachperson oder Fachanstalt zu protokollieren. Die Häufigkeit der Untersuchungen und die Mindestbeurteilungsmenge richten sich nach der hergestellten Jahresmenge (z.B. bei 1000 m^3 bis

Nur unter Einhaltung dieser Bestimmungen darf der Kompost, entsprechend den Ergebnissen der Untersuchung deklariert, in Verkehr gebracht werden. Durch dieses „Vier- Augen-Prinzip“ kann eine Qualitätssicherung der nach der Kompostverordnung hergestellten Produkte gewährleistet werden.

3.5 Anwendung

Es wird unterschieden zwischen den Anwendungsbereichen Landwirtschaft, Landschaftsbau und Landschaftspflege, Rekultivierungsschicht auf Deponien und Biofilterbau.

In der Kennzeichnung sind Aufbringungsmengenempfehlungen anzubringen, die die in der Verordnung festgesetzten Maximalwerte nicht überschreiten dürfen. Die vorgeschriebenen Aufbringungsmengenempfehlungen enthalten eine Orientierung für den Umgang mit einem Produkt, das aufgrund seiner Inhaltsstoffe im Hinblick auf den vorsorgenden Bodenschutz und den Gewässerschutz nicht bedenkenlos angewandt werden darf.

Für den Anwendungsbereich Landwirtschaft beträgt die maximale Aufwandsmenge für Düngungsmaßnahmen 8 t TM pro ha und Jahr im fünfjährigem Durchschnitt. Für landwirtschaftliche Rekultivierungs- und Erosionsschutzmaßnahmen im Rahmen einer wasserrechtlichen Bewilligung dürfen 160 t TM pro ha nicht überschritten werden.

Im Anwendungsbereich Landschaftsbau und Landschaftspflege (keine landwirtschaftliche Nutzung vorgesehen!) wird unterschieden zwischen der Herstellung einer Rekultivierungsschicht (Qualität B maximal 200 t TM pro ha innerhalb von 10 Jahren; Qualität A maximal 400 t TM pro ha innerhalb von 10 Jahren; bei einer Ausbringungsmenge von mehr als 400 t TM muss die Qualität

A+ eingehalten werden) und Erhaltungs- und Pflegemaßnahmen (Qualität B maximal 20 t TM pro ha innerhalb von 3 Jahren; Qualität A maximal 40 t TM pro ha innerhalb von 3 Jahren; bei einer Ausbringungsmenge von mehr als 40 t TM muss die Qualität A+ eingehalten werden).

Im Zusammenhang mit der empfohlenen Aufbringungsmenge ergeben sich noch andere Kennzeichnungsverpflichtungen. So hat bei einer vorgesehenen Aufbringung in der Landwirtschaft ein entsprechender Hinweis auf die Genehmigungspflicht nach dem Wasserrechtsgesetz zu erfolgen, wenn durch die empfohlenen Aufbringungsmengen die bewilligungsfreien N-Frachten nach dem Wasserrechtsgesetz überschritten würden.

4 Verwertungsgrundsatz

Der Teilband des Bundesabfallwirtschaftsplans zu den Leitlinien zur Abfallverbringung und Behandlungsgrundsätzen beschreibt einerseits den Stand der Technik der Abfallbehandlung für Abfallströme hoher Umweltrelevanz und andererseits die bundesweit einheitliche Abgrenzung zwischen Verwertung und Beseitigung. Für die Verwertung von Klärschlamm sind insbesondere die Kapitel 3.17 „Verwertung biologisch abbaubarer Abfälle mittels Kompostierung“ und 3.19 „Rekultivierungs- und Verfüllungsmaßnahmen“ (hierin wird auch die Erdenherstellung behandelt) von Interesse.

Während die österreichische Kompostverordnung für die Aufbringung von **Kompost als Produkt** in der Landwirtschaft einen Ausschluss der Qualitätsklasse B und eine an den Nährstofffrachten orientierte und somit sowohl für die Qualitätsklasse A+ und A geltende, gleiche Beschränkung der jährlichen Aufbringungsmenge auf 8 t TM pro ha und Jahr im fünfjährigen Durchschnitt enthält, beschreibt der Verwertungsgrundsatz die Mindestanforderung für die Verwertung von **Kompost als Abfall**.

Er definiert für die Abgrenzung Verwertung – Beseitigung im Falle der landwirtschaftlichen Verwertung von Kompost als Abfall durch Düngemaßnahmen folgende maximale Aufbringungsmengen:

- Qualitätsklasse A+: Aufbringung bis maximal 16 t TM pro ha und Jahr im fünfjährigen Durchschnitt - aufgeteilt auf zumindest zwei Aufbringungen
- Qualitätsklasse A: Aufbringung bis maximal 12 t TM pro ha und Jahr im fünfjährigen Durchschnitt - aufgeteilt auf zumindest zwei Aufbringungen
- Qualitätsklasse B: Aufbringung bis maximal 4 t TM pro ha und Jahr im fünfjährigen Durchschnitt; auf Grund des deutlich höheren Risikos im Falle der missbräuchlichen Verwendung von Kompost der Qualitätsklasse B ist bei Verwendung dieser Klasse in der Landwirtschaft nur dann von einer Verwertung auszugehen, wenn eine bodenschutzrechtliche Regelung dafür vorhanden ist.

Die konkreten Bodenschutzregelungen der Bundesländer können ausgehend von den lokalen Rahmenbedingungen weiter gehende Beschränkungen enthalten, deren Einhaltung ebenso eine Voraussetzung für eine zulässige Verwertung darstellt.

Für die kommende Fortschreibung des Teilbandes zum Bundesabfallwirtschaftsplan ist beabsichtigt, Mindestanforderungen auch für die direkte Aufbringung von Klärschlamm zu erarbeiten.

5 Schlussbemerkung

Der 42. grüne Bericht gemäß § 9 des Landwirtschaftsgesetzes BGBl. Nr. 375/1992, Bericht über die Lage der österreichischen Landwirtschaft 2000, des Bundesministers für Land- und Forstwirtschaft, Umwelt und Wasserwirtschaft an den Nationalrat enthält folgende Auszüge zur weiteren Strategie hinsichtlich der landwirtschaftlichen Klärschlammverwertung:

„Für Klärschlämme, die auf Grund ihres hohen Nährstoffgehalts und geringen Schadstoffgehalts die nachhaltige Bodenfruchtbarkeit nicht gefährden, ist die landwirtschaftliche Verwertung ein ökologisch gangbarer Weg. Belastete Klärschlämme hingegen sind von einer Aufbringung auf den Boden generell auszuschließen.“

„Schwerpunkte im Hinblick auf eine nachhaltige Entwicklung der ordnungsgemäßen landwirtschaftlichen Verwertung von Klärschlamm sind

- Untersuchungen zum weiteren Ausschluss von Risikopotentialen
- weitergehende Schadstoffminimierungen insbesondere durch die in Umsetzung befindlichen Abwasseremissionsverordnungen nach dem Wasserrechtsgesetz 1959
- Fortschritte in der Chemiewirtschaft durch den Ersatz umweltgefährdender Substanzen und
- der Ausbau von Erfassungs- und Kontrollsystemen im Bereich der nicht gefährlichen Abfälle.

Neben der Vermeidung von Risikopotentialen ist die vollständige Befreiung von einer Haftung für Schäden, falls solche im Zuge einer ordnungsgemäßen Klärschlammverwendung auftreten sollten, ein verständliches Anliegen der Landwirtschaft.“

Mag. Franz Mochty
Dr. Nina Spatny

Bundesministerium für Land- und Forstwirtschaft, Umwelt und Wasserwirtschaft
Abteilung VI/4
Stubenbastei 5
1010 Wien

Tel: +43 1 51522 3536
Fax: +43 1 515 22 3003
Email: franz.mochty@bmlfuw.gv.at

Die Zukunft der landwirtschaftlichen Klärschlammverwertung aus europäischer Sicht

R. Leschber

DIN Deutsches Institut für Normung, Berlin

Kurzfassung: Die derzeitige Situation der Klärschlammverwertung mit dem Schwerpunkt EU-Länder wird im Zusammenhang mit den Bestrebungen der Europäischen Kommission genannt, die diesbezügliche Richtlinie in absehbarer Zeit zu novellieren. Dabei werden die bisherigen Aktivitäten der EU-Kommission beschrieben — Statusberichte, Seminare und Konferenzen –, die dazu dienen sollten, den sachlichen Hintergrund und die Erfordernisse für eine Novellierung zu ermitteln und zu einem Interessenausgleich zwischen ökonomischen und ökologischen Aspekten und divergierenden nationalen Standpunkten zu gelangen. Daneben wird ein Vergleich mit der Lage in osteuropäischen Ländern angestellt, in denen die Frage der Entsorgung von Klärschlamm im Licht der Intensivierung der Abwasserbehandlung mehr und mehr zu einem vordringlichen Thema der Klär- und Entsorgungstechnik wird.

1 Einleitung

Die Einführung weitergehender nationaler Regelungen bzw. die Revision existierender rechtlicher Vorschriften in verschiedenen EU-Ländern veranlassten auch die Europäische Kommission 1999 eine Novellierung der zu diesem Zeitpunkt 13 Jahre alten EU Richtlinie 86/278/EWG [1] anzukündigen und ihre diesbezüglichen Arbeitspapiere zur Diskussion zu stellen. Zu Beratungen hierüber wurden einerseits Regierungsvertreter der EU-Mitgliedsstaaten und andererseits Vertreter und Experten europäischer Verbände der Wirtschaft, Technik und Wissenschaft nach Brüssel eingeladen. Das Ergebnis dieser Beratungen und der daraus von der EU-Kommission abgeleiteten Forderungen ist das sogenannte 3. Arbeitspapier vom April 2000 [2], das seither in vielen Bereichen weiter diskutiert wird (vgl. hierzu auch Beitrag von F. Mochty in diesem Band).

Daneben vergab die EU-Kommission eine Reihe von Aufträgen an kompetente Institutionen, die die verschiedenen Aspekte der Klärschlamm Entsorgung,

insbesondere aber dessen Verwertung behandeln sollten. Die von den Auftragnehmern verfassten Berichte [3, 4] wurden auf Expertensitzungen und Konferenzen in Brüssel vorgestellt und diskutiert, um der EU-Kommission Entscheidungshilfen zu geben.

Der Referent nahm sowohl als vom Europäischen Normungskomitee CEN als auch vom BMU benannter Experte an diesen Beratungen in Brüssel teil.

Gleichlaufend damit initiierte die EU-Kommission ein Fachgespräch zur Harmonisierung von Untersuchungsverfahren für Schlamm, Bioabfall und Boden [5]. Die Veranlassungen dazu waren zum einen die Erfordernisse, für die Rechtssetzungsvorhaben der Kommission rechtzeitig brauchbare, europaweit anerkannte Untersuchungsverfahren verfügbar zu haben, zum anderen wegen der in den letzten Jahren manifest gewordenen engen Verknüpfung von vorsorgendem Bodenschutz und der Verwertung von Sekundärrohstoffdüngern nicht zuletzt auch aus Kostengründen möglichst einheitliche Untersuchungsverfahren für alle betroffenen Bereiche zu entwickeln.

2 Gegenwärtige Situation und Perspektiven

Vor dem Hintergrund der eingangs geschilderten Aktivitäten stellt sich die Lage in Europa wie folgt dar:

Die derzeitige Rechtsgrundlage ist nach wie vor die EU-Richtlinie [1], die bislang nur Leit- und Grenzwerte für Schwermetalle enthält. Seit ihrem Inkrafttreten und der Übernahme in das Gesetzeswerk der EU-Länder haben etliche dieser Länder von der Möglichkeit Gebrauch gemacht, die Anforderungen an die Schlammqualität durch Setzung strengerer Grenzwerte zu verschärfen und weitere – insbesondere organische – Mikroverunreinigungen in Klärschlämmen zu reglementieren. In dem bereits erwähnten 3. Arbeitspapier der EU-Kommission [2] wurden diese verschiedenen nationalen Regelungen in Tabellenform zusammengefügt. Sie sind derzeit immer noch Gegenstand eingehender Diskussionen über die Notwendigkeit neuer strengerer Anforderungen und über die Sinnhaftigkeit, organische Stoffe zu reglementieren. Dabei wird sowohl von der EU-Kommission als auch von der

Mehrzahl der EU-Länder an der landwirtschaftlichen Verwertung von Klärschlamm als sinnvolle Maßnahme zur Ressourcenschonung festgehalten.

Eine Revision der EU-Richtlinie wird von allen Seiten unterstützt und eine Reglementierung der Schwermetalle in Klärschlämmen, die der in den letzten Jahren stattgefundenen Verbesserung der Klärschlammqualität Rechnung trägt, wird begrüßt. Die Notwendigkeit, den Schadstoffkatalog insbesondere im Hinblick auf organische Mikroverunreinigungen zu erweitern, wird generell gesehen, doch gehen die nationalen Ansichten darüber noch deutlich auseinander, was an der bereits von einigen Ländern praktizierten und in rechtlichen Regelungen festgelegten Begrenzung bestimmter Organika in Klärschlamm wie PCB, PAK, LAS und anderen deutlich wird.

Dabei wird ein Stufenplan im allgemeinen abgelehnt und es werden klare Vorgaben gefordert und ein komplizierter und übertriebener Aufwand für die Schlamm- und Bodenuntersuchung als unpraktisch und kostentreibend angesehen. In Bezug auf die hygienische Qualität des Klärschlammes wird gefordert, die Anzahl pathogener Keime, wie Salmonellen und E. coli zu reglementieren oder aber Schlammbehandlungsverfahren vorzuschreiben, die sicherstellen, dass eine ausreichende Keiminaktivierung gegeben ist. Dies wird insbesondere dann für erforderlich erachtet, wenn Klärschlamm in sensiblen Gebieten wie Obst- und Gemüseanbauflächen, städtischen Grünflächen etc. zum Einsatz kommen sollte. Darüber hinaus sind in diesen Fällen lange Karenzzeiten vorgesehen.

Hinsichtlich der Standpunkte einzelner Länder, deren derzeitige Schlammqualitäten in Tabelle 1 im Vergleich zur EU-Richtlinie dargestellt sind, sind folgende Besonderheiten erwähnenswert:

In den Niederlanden zielt die Politik bereits seit Jahren auf eine Verbrennung der Klärschlämme. Dies ist sicherlich nicht zuletzt durch den hohen Anfall von Wirtschaftsdüngern aus Massentierhaltungen begründet, für die der Klärschlamm ein Konkurrenzprodukt ist. Immerhin überrascht, dass nicht unbeträchtliche Mengen holländischer Klärschlämme in die Bundesrepublik Deutschland nach Nordrhein-Westfalen verbracht werden, weil es nicht gelungen zu sein scheint, ausreichende Entsorgungskapazitäten im eigenen Land zu schaffen.

Tabelle 1: Übersicht über existierende EU-Grenz-/Leitwerte für Schwermetallkontamination und durchschnittliche Konzentrationen von weiteren Schadstoffen und Nährstoffen in europäischen Klärschlamm (Angaben in mg/kg m_T mit Ausnahme PCDD/F [ngTE/kgm_T])

EU und Mitgliedsländer	86/278/EEC	AT	BE	DK	FI	FR	DE	EI	LU	NL	PT	ES	SE	UK
Jahr		1997	1997	1995	1997	1997	1997	1997	1997	1997	1993	1997	1998	1996
N		20-80000	-	43000	32000	40000	34833	27558	30300	1200	-	43800	38112	43395
P		30-90000	-	31000	28000	45000	20750	10386	45700 (P ₂ O ₅)	300	-	39000	27702	22394
K		-	-	2800	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-
Cd	20-40	0,5-2	3	2,33	1,04	2,9	1,4	2,8	3,8	0,4	2,3	2	1,2	3,3
Cr	1000-1750	40-275	75	38,0	84	58,8	46	165	51	16	72	204	35,7	157
Cu	1000-1750	100-500	156	262	290	309	274	641	206	39	289	301	394,1	568
Hg	16-25	0,3-2	1,1	1,33	1,3	3	1	0,6	1,9	0,5	-	1	1,1	2,4
Ni	300-400	20-80	32	24,0	34	31,9	23	54	24	9	66	46	18,2	57
Pb	750-1200	40-130	154	78,8	39	106,7	63	150	128	13	200	200	35,4	221
Zn	2500-4000	450-2000	938	748	606	754,2	809	562	1628	143	1555	911	545,4	792

EU und Mitgliedsländer	86/278/EEC	AT	BE	DK	FI	FR	DE	EI	LU	NL	PT	ES	SE	UK
Jahr		1997	1997	1995	1997	1997	1997	1997	1997	1997	1993	1997	1998	1996
PAH		-	-	1,8	0,018-11,9	-	0,1-0,6	-	-	9,7	-	-	1,8	1-10
PCB		-	-	<0,005-0,140	38-243	-	0,01-0,04	0,067	-	0,08	-	-	0,1	0,01-21
PCDD/F		8,1-38	-	0,7-55	0,006-0,018	-	15-45	-	-	-	-	64	0,02-115	9-192
EOX		-	-	-	5-26	-	-	-	-	-	-	-	-	-
AOX		-	-	<0,02	-	-	140-280	-	-	-	-	-	-	-
LAS		-	-	374	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-
NPE		-	-	8,1	-	-	-	-	-	-	-	-	22,8	-
DEHP		-	-	24,0	23-270	-	20-60	-	-	-	-	-	25-660	-

In die gleiche Richtung – allerdings anders motiviert – scheint die Entwicklung in der Schweiz zu verlaufen. Hier hat insbesondere die von bestimmten Seiten beeinflusste öffentliche Meinung die Regierung veranlasst, den Ausstieg aus der landwirtschaftlichen Schlammverwertung in den nächsten Jahren zu bewerkstelligen, sofern anderweitige Entsorgungskapazitäten verfügbar sind [6]. In diesem Zusammenhang verdient die auf der zitierten Veranstaltung gemachte Bemerkung: „Man müsse nun in der Schweiz den Kompost retten...“ wohl besondere Beachtung und zeigt die enge Verknüpfung der Sekundärrohstoffdünger untereinander, die auch auf dem Kompostgebiet künftig zu Problemen führen könnte.

Einen anderen Weg gehen die nordischen Länder: Im Gegensatz zu Deutschland, Österreich und der Schweiz, wo die halogenorganischen Verbindungen als vordringliche Mikroverunreinigungen in Schlämmen betrachtet und reglementiert werden, hat man insbesondere in Dänemark und Schweden das Hauptaugenmerk auf die Verminderung von Waschmittelinhaltsstoffen (Tenside wie LAS, NPEO) und Weichmachern (Phthalate) gelegt und diese relativ strikt reglementiert; trotzdem werden in beiden Ländern nach wie vor beträchtliche Schlammengen landwirtschaftlich verwertet (DK>60 %).

Spezielles Augenmerk richtet man derzeit in Schweden auf die Tatsache, dass die Gehalte einiger seltener Metalle wie Antimon, Indium, Platin, Palladium, Selen, Silber, Tellur und Wismut in Abfällen wie auch im Klärschlamm angestiegen sind, die nach Ansicht von Umweltmedizinern einer Gruppe mit höherem Gesundheitsrisiko zuzurechnen sind. Ob es sich dabei tatsächlich bei den festgestellten Konzentrationen im einen oder anderen Fall um Probleme handelt oder ob hier lediglich Vorsorgeüberlegungen angestellt werden, ist wegen derzeit fehlender Risikoermittlungen unbekannt.

Ferner wird in Schweden derzeit neben den im EU-Rahmen diskutierten organischen Mikroverunreinigungen das Auftreten und der Verbleib von sogenannten Flammschutzmitteln (polybromierte Diphenylether) in Klärschlämmen verfolgt.

In Großbritannien würde eine Verschärfung der Bodengrenzwerte für Schwermetalle insbesondere in bestimmten Landesteilen zu einer deutlichen Einschränkung der für die landwirtschaftliche Verwertung geeigneten Flächen

führen. Auf Grund langjähriger und umfangreicher Studien zur Schwermetallproblematik stellt man ein solches Vorgehen aus UK-Sicht in Zweifel [7]. In Bezug auf die Festlegung von Grenzwerten für organische Mikroverunreinigungen wird Forschungsbedarf gesehen, um zu gesicherten Risikoabschätzungen zu kommen.

In diesem Zusammenhang wird darauf hingewiesen, dass im Vereinigten Königreich eingehende Untersuchungen zur Bodenbelastung mit polycyclischen aromatischen Kohlenwasserstoffen unter besonderer Berücksichtigung von deren Gehalten in Klärschlämmen bereits vor etlichen Jahren durchgeführt worden sind (zahlr. Publ. von K.C. Jones und Mitarbeitern). Im Gegensatz dazu werden die hygienischen Fragen in Großbritannien, ähnlich der US-amerikanischen Betrachtungsweise, klar beurteilt und es wurden in den letzten Jahren bereits strenge Regelungen eingeführt, die sich mit den Vorschlägen der EU-Kommission [2] in etwa decken.

Italien orientiert sich mit der Verordnung von 1992 an der gültigen EU-Richtlinie 86/278/EWG [1]. Die Ausbringung von 15 t Trockenmasse in 3 Jahren ist allerdings an die Einhaltung eines Boden-pH-Bereichs von 6-7,5 und eine Kationenaustauschkapazität (CEC) $> 15 \text{ mÄq}/100\text{g}$ gebunden, unterhalb pH 6 bzw. $\text{CEC} < 15$ sind nur 50 % der Menge erlaubt. Verboten ist die Schlammverwendung in Überflutungsgebieten, in Hanglagen mit $> 15 \%$ Gefälle, wenn der Schlamm nicht auf mindestens 30 % Trockenmassenanteil entwässert ist, bei Boden-pH-Werten < 5 und auf Weideland, wenn nicht mindestens 5 Wochen Karenzzeit eingehalten werden. Beim Anbau von Blumen oder Früchten, die Bodenkontakt haben und roh verzehrt werden, ist eine Wartezeit von 10 Monaten nach der Schlammasbringung vorgeschrieben. Bei Schlämmen aus der industriellen Nahrungsmittelproduktion dürfen die Schwermetallgehalte nur 20 % der allgemein festgelegten Werte betragen, die den niedrigen Richtwerten der EU-Richtlinie entsprechen.

Deutschland hat bekanntlich 1992 seine Klärschlammverordnung revidiert und verschärft und die Bundesregierung vertritt für die Zukunft ein Vorgehen mit Augenmaß, trotz der Vorstöße einiger Bundesländer in den Bundesländerarbeitsgemeinschaften Bodenschutz (LABO) und Abfall (LAGA) zu rascherem Handeln. Dies wurde durch die Ausführungen von *H. Schnurer* im August 2001 in Essen [8] deutlich, wo er ein besonnenes und behutsames Vorgehen postulierte, aus dem man keine Verzögerungstaktik herleiten sollte. Danach ist derzeit keine akute Gefahr zu besorgen; dies steht im Einklang mit dem Vorgehen der EU-Kommission und den Auffassungen der Mehrzahl der

europäischen Länder. Das langfristige Ziel wird im Erreichen eines Eintrags : Austrag - Gleichgewichts gesehen, um eine langsame Anreicherung von Verunreinigungen im Boden zu verhindern. Kurzfristige Überreaktionen würden ebenso wie nationale Alleingänge zur Fehlentwicklung führen. Dies sollte auch im Hinblick auf die Osterweiterung der Europäischen Gemeinschaft bedacht werden. Dieser Standpunkt wurde auf der unter [6] zitierten Anhörung bekräftigt und die aus der Sicht sinnvollen Bodenschutzes notwendige einheitliche Betrachtungsweise aller Sekundärrohstoffdünger sowie der Handelsdünger unterstrichen. Dabei wurde von mehreren Seiten Unverständnis über die dort vom deutschen Umweltbundesamt vorgetragene und in einem UBA-Text [9] veröffentlichte besondere Bedeutung des Kompostes als „bodenidentisch“ geäußert, die mit eingehenden Schadstoffkalkulationen anderer Institutionen nicht in Einklang zu bringen ist [10] und auch nicht zu halten sein dürfte.

Gleiche kritische Stimmen hierzu wurden auch auf einer EU-Konferenz in Brüssel im Oktober 2001 [11] laut.

Auf dieser Konferenz gab der Direktor der Abteilung Sustainable Development der Generaldirektion Environment, Mr. *D.G. Lawrence* bekannt, dass sich die EU-Kommission entschlossen hat, Aktivitäten des Bodenschutzes zu forcieren und eine Revision der Klärschlamm-Richtlinie im Einklang mit parallel laufenden Maßnahmen (Bioabfallproblematik etc.) durchzuführen.

So sehr die dadurch eintretende Verzögerung der Revision der Richtlinie bedauert werden mag, so bietet sie jedoch die Chance im Sinne weiterer Meinungsbildung ggf. unter Einschluss der Standpunkte künftiger Beitrittsländer noch offene Fragen in Ruhe zu klären.

Dazu gehört insbesondere die Frage, ob sich die EU-Länder auf einen gemeinsamen Minimalkatalog der organischen Mikroverunreinigungen und deren Limitierung einigen können. Wie im Vorstehenden aufgezeigt, gehen die Meinungen über die Bedeutung dieser Stoffe/Stoffgruppen für den Schutz des Bodens und der Nahrungskette in den Mitgliedsländern z. T. deutlich auseinander. Österreich ist mit seinen unterschiedlichen regionalen Regelungen ebenso wie Belgien ein Musterbeispiel für die Verschiedenheit der Auffassungen der Verordnungsgeber, die augenscheinlich nicht nur von den Ergebnissen wissenschaftlicher Untersuchungen beeinflusst wurden sondern sicherlich auch von politisch motivierten Vorsorgeüberlegungen, deren Wurzeln oftmals nicht erkennbar sind.

Bei der Reglementierung der organischen Mikroverunreinigungen sollte deren Verhalten und Verbleib im Boden objektiv beurteilt werden, ehe durch kurzfristige Verbote die Tür für Ersatzstoffe geöffnet wird, über deren Umweltverhalten über längere Zeiträume deutlich weniger oder möglicherweise keine Kenntnisse vorhanden sind.

3 Vergleich EU – osteuropäische Staaten

Vor diesem Hintergrund ist es nützlich, die Entwicklung in Osteuropa zu betrachten und mit der Lage in der EU zu vergleichen. Als Quellen dazu möge der eingangs genannte Bericht von *Arthur Andersen* [3] sowie ein vom Referenten verfasster internationaler Bericht für den 2. Weltwasserkongress der IWA im Oktober 2001 [12] dienen. Danach ist der Schlammanfall entsprechend den Bevölkerungszahlen in Polen und der Tschechischen Republik am höchsten, gefolgt von Slowenien und der Slowakei, sowie mit Abstand, den baltischen Ländern und Ungarn. Aus Rumänien und Bulgarien lagen keine Daten vor. In all diesen Ländern wird der Hauptteil der Schlämme derzeit noch abgelagert, doch sind verschiedentlich Maßnahmen zur Verbesserung der Lage im Gange, die sich an der EU-Praxis orientieren.

Polen hat 1999 mit einer Verordnung über die nichtindustrielle Verwertung von Klärschlamm den Rahmen des Abfallgesetzes von 1997 ausgefüllt. Wegen der noch bestehenden höheren Schadstoffbelastung wird der überwiegende Anteil dieser Schlämme (ca. 35 % des Gesamtanfalls) derzeit noch kompostiert oder zur Rekultivierung eingesetzt, wofür nicht so strenge Grenzwerte gelten, wie sie die EU-Richtlinie vorschreibt. Es wird aber angestrebt, die landwirtschaftliche Verwertung auszuweiten. Hierfür wurden strengere Regelungen als die der EU-Richtlinie für Schwermetalle erlassen und hygienische Anforderungen festgelegt (Abwesenheit von Salmonellen, Begrenzung der Zahl der Wurmeier etc.).

In Ungarn kamen die Mitglieder der Vereinigung der Wasser- und Abwasserwerke 1999 überein, Vorschriften für die Behandlung und Beseitigung von Klärschlämmen fest zu legen. Dieser Vorstoß wurde in der Folgezeit mit einem entsprechenden Verordnungsentwurf der Regierung aufgegriffen und präzisiert. Damit wurde den für die landwirtschaftliche Verwertung geeigneten Schlämmen das Odium der „gefährlichen Abfälle“ genommen, als die sie nach einer staatlichen Verordnung von 1996 auf Grund ihrer Schadstoffgehalte und der Infektiosität galten. Das Ziel ist eine Regelung, die dem EU-Vorgehen

entspricht. Ähnliches ist aus Rumänien und der Slowakei bekannt. Über eine Schlammverbrennung wird nur aus der Tschechischen Republik berichtet, wo etwa 1 % des Schlammaufkommens diesen Entsorgungsweg geht.

4 Schlussbemerkung

Die intensive Diskussion über Nutzen und Risiko der landwirtschaftlichen Schlammverwertung, die auf den hier zitierten Veranstaltungen stattgefunden hat, hat zu einer Klärung offener Fragen und zu einer besseren Unterrichtung vieler Betroffener beigetragen. Aus dem hier dazu Vorgetragenen lässt sich ableiten, dass es in einigen westeuropäischen Ländern z. T. extreme Auffassungen gibt, die jedoch nicht recht begründet erscheinen.

Generell setzt sich aber die Auffassung durch, dass, sofern die Politik der generellen Schadstoffverminderung und –vermeidung konsequent weiter verfolgt wird, die landwirtschaftliche Schlammverwertung im Gleichklang mit der EU-Vorgehensweise beibehalten werden kann, wo sie möglich ist. Wenn es gelingt, bei allen Sekundärrohstoffdüngern Schadstoffeinträge zu bannen und bei den nicht ganz vermeidbaren in die Nähe eines Eintrag : Austrag - Gleichgewichts zu kommen, dann werden künftig wieder andere Fragen der Umweltbelastung in den Vordergrund treten, die einer Lösung harren. Dänemark kann hier als europäisches Vorbild empfohlen werden. Es ist zu begrüßen, dass sich die osteuropäischen Länder an dieser Vorgehensweise orientieren.

5 Literatur

- [1] Richtlinie des Rates der Europäischen Gemeinschaften vom 12. Juni 1986 über den Schutz der Umwelt und insbesondere der Böden bei der Verwendung von Klärschlamm in der Landwirtschaft (86/278/EWG), Amtsblatt der Europäischen Gemeinschaften Nr. L 181/6- L181/12 vom 4.7.1986
- [2] European Commission, Directorate-General Environment, Directorate E - Industry and environment, ENV.E.3 – Waste management: Working document on sludge, 3rd Draft, 19 p. (incl. Annexes I-VIII), Brussels, 27 April 2000
- [3] Arthur Andersen, Barbier Frinault & Assoc (92576 Neuilly, France): Disposal and recycling routes for sewage sludge. Scientific and technical sub-component report, 193 p., Part 1 of four parts report to the European Commission, DG Environment, Draft from 19 March 2001
- [4] UMEG-Zentrum f. Umweltmessungen, Umwelterhebungen und Gerätesicherheit Baden-Württemberg (Karlsruhe): Organic contaminants in sewage sludge for agricultural use.

- UMEG-Report 34-3-01, 71 p., edited by European Commission, Joint Research Centre, Ispra (2001)
- [5] Langenkamp, H. und Marmo, L. (Edit.): Workshop on Harmonization of Sampling and Analysis Methods for Heavy Metals, Organic Pollutants and Pathogens in Soil and Sludge. 8-9 February 2001, Stresa – Lago Maggiore – Italy. Summary and conclusions. European Commission, Joint Research Centre Publ. EUR 19809 EN, 75 p. (2001)
- [6] Chardonnens, M. und Candinas, A.: Risikobeurteilung der Düngemittel und Auswirkungen für die Entsorgungswirtschaft – Anmerkungen aus der Schweiz. Beitrag zum Themenbereich III a der „Gemeinsamen wissenschaftlichen Anhörung des BMU und BMVEL: Landwirtschaftliche Verwertung von Klärschlamm, Gülle und anderen Düngern unter Berücksichtigung des Umwelt- und Verbraucherschutzes“, 25.-26.10.2001, Bonn, Kurzfassungen der Beiträge S. 22-23, herausg. v. Kuratorium für Technik und Bauwesen in der Landwirtschaft e. V. (KTBL), Darmstadt, 2001
- [7] Prosser, P.: The disposal of sewage sludge in the United Kingdom. Berichte zur Umwelt, Bereich Abfall, Band 6, 261-267, Düsseldorf, Oktober 2001. Klärschlamm Entsorgung in Europa, Symposiumsband z. Kongress d. MUNLV des Landes Nordrhein-Westfalen, 29.-30.9.2001, Essen
- [8] Schnurer, H.: Geplante Neuregelung der Klärschlamm Entsorgung aus der Sicht des BMU. Berichte zur Umwelt, Bereich Abfall, Band 6, 281-291, Düsseldorf, Oktober 2001. Klärschlamm Entsorgung in Europa, Symposiumsband z. Kongress d. MUNLV des Landes Nordrhein-Westfalen, 29.-30.9.2001, Essen
- [9] Bannick, C.G. u.a.: Grundsätze und Maßnahmen für eine vorsorgeorientierte Begrenzung von Schadstoffeinträgen in landbaulich genutzten Böden. UBA-Texte 59/01, 126 S., Umweltbundesamt, Berlin, 2001
- [10] Asmussen, S.: Pro und Contra verschiedener Klärschlamm Entsorgungskonzeptionen. Berichte zur Umwelt, Bereich Abfall, Band 6, 197-216, Düsseldorf, Oktober 2001. Klärschlamm Entsorgung in Europa, Symposiumsband z. Kongress d. MUNLV des Landes Nordrhein-Westfalen, 29.-30.9.2001, Essen
- [11] European Commission, DG Environment and UKWIR (London) : Researching the Sludge Directive. A conference on sewage sludge. 30-31 October 2001, Centre Conferences Albert Borschette, Brussels.
- [12] Leschber, R.: International Report: Sludge management and related legislation. IWA 2nd World Water Congress, Berlin, 15-19 October 2001, Preprints, p. 93; Manuskript 5 S., International Water Association (IWA), London, 2001

Prof. Dr.-Ing. Reimar Leschber

Baumläuferweg 6

D 12351 Berlin

Klärschlammkompost: Einsatz in der Landwirtschaft und im Landschaftsbau

Ing. Horst Müller,

Geschäftsführer Kompostgüteverband Österreich

Kurzfassung: Mit der Kompostverordnung ist ein bundesweit einheitliches Regelwerk geschaffen worden, die Bodenschutzkompetenz liegt jedoch weiterhin bei den Bundesländern. Nur Komposte der Qualitätsklassen A+ und A dürfen nach der Kompostverordnung in der Landwirtschaft eingesetzt werden. Als möglicherweise limitierende Faktoren müssen Stickstoff und Phosphor beachtet werden. Im Landschaftsbau ist der hohe Phosphatanteil in "Klärschlammkompost" ebenfalls zu beachten. Durch den hohen Humusanteil ist Kompost für Rekultivierungen sehr gut geeignet.

1 Einleitung

Das Thema war vorgegeben, zu spät realisierte ich die Schwierigkeit, dass der Begriff "Klärschlammkompost" in der Kompostverordnung (KompVO) gar nicht vorkommt. Kompost, der als Ausgangsmaterial bestimmte Schlämme oder Abfälle enthält, kann nämlich nach der Kompostverordnung nur als "Kompost" oder "Qualitätsklärschlammkompost" deklariert werden.

Eine Definition enthält das öö Bodenschutzgesetz, "Klärschlammkompost: ein humusähnlicher Stoff, der als Produkt biologisch-chemischer Umwandlung (Verrottung) von Klärschlamm unter Beimengung von Strukturmaterial anfällt, dem keine Nährstoffe zugesetzt wurden". Andere Bundesländer haben zwar Regelungen für die Klärschlammmanwendung, die aber für "Klärschlammkompost" nicht gelten und wieder andere haben die Tendenz, Klärschlamm und Klärschlammkompost für die Landwirtschaft zu verbieten, im Landschaftsbau aber großzügig einsetzen zu lassen. Die legislativ/normativen Vorgaben im Bundesstaat Österreich sind also nur schwer durchschaubar. Die KompVO als

Bundesgesetz stellt hier geradezu einen Lichtblick dar; in der Praxis bleibt jedoch abzuwarten, inwieweit die pragmatisch ausgewogenen Vorgaben der KompVO noch durch landesgesetzliche Anwendungsbeschränkungen unterlaufen werden. Das ist möglich, da die Bodenschutzkompetenz bei den Bundesländern liegt.

2 "Klärschlammkompost" als Sammelbegriff

Der Begriff "Klärschlammkompost" wird in diesem Beitrag als Sammelbegriff für Kompost und Qualitätsklärschlammkompost verwendet, der aus Ausgangsmaterialien gem. Anhang 1, Teil 2 der KompVO hergestellt wird, unabhängig davon, ob die Beimengung <1% ausmacht, oder ob als Ausgangsmaterial Schlamm zu 100% eingesetzt wird.

Tabelle 1: Grenzwerte und ein Analysenwert für "Klärschlammkompost" (mg/kg TM)

Parameter	Grenzwerte					Analyse Kompost X	Entspr. Qu.Kl.
	Ausgangsmaterial		Endprodukt Qu.Kl				
	Qu.KS. Kompost	Kompost	A+	A	B		
Zn	1.200	2.000	200	500	1.800	260	A
Cu	300	500	70	150	500	65	A+
Cr	70	300	70	70	250	30	A+
Ni	60	100	25	60	100	14	A+
Pb	100	200	45	120	200	15	A+
Cd	2	3	0,7	1	3	1	A
Hg	2	5	0,4	0,7	3	0,5	A
						kg/t TM	
N Kj.						9,4	
P ₂ O ₅						20,9	
K ₂ O						1,6	
MgO						3,3	
CaO						190,1	
OS*						49,20%	

* OS = Organische Substanz (Humus)

Entsprechende Anforderungen werden dabei sowohl an das Ausgangsmaterial, als auch an das Endprodukt gestellt. Diese Anforderungen sind in Tabelle 1 angeführt. Die letzte Spalte enthält die Analysenwerte des "Kompost X" (Qualitätsklärschlammkompost Qualitätsklasse A), der aus ca. 65% Schlamm

aus der kommunalen Abwasserreinigung und ca. 35% Sägemehl, sowie Gesteinsmehl als Zuschlagstoff hergestellt wird.

Für die Klassifizierung des Kompostes sind lediglich die Schwermetallgehalte maßgebend. Für die Beurteilung der Einsatzmöglichkeit in der Landwirtschaft oder im Landschaftsbau sind aber weitere Parameter entscheidend, die für den "Kompost X" in einem Anhang zu Tabelle 1 angegeben sind.

3 "Klärschlammkompost" in der Landwirtschaft

Grundsätzlich dürfen nach der KompostVO in der Landwirtschaft nur Komposte der Qualitätsklassen A+ und A eingesetzt werden. Die Frage, ob Kompost X als "Qualitätsklärschlammkompost, Qualitätsklasse A" in der Landwirtschaft eingesetzt werden kann, kann nicht einfach mit "Ja" beantwortet werden. Aufgrund der KompostVO ist jedenfalls die Aufbringung bis 8t TM/ha/a im fünfjährigen Durchschnitt zulässig. Zu beachten sind aber weitere maßgebliche Regelungen:

3.1. Wasserrechtsgesetz und Nitratrichtlinie

In Abhängigkeit von Nutzungsart, Nutzungsintensität und Fruchtfolge dürfen maximal 175kg oder 210kg Reinstickstoff/ha nicht überschritten werden. Es sind die N-Anteile aus allen eingesetzten Düngemitteln wie Wirtschafts-, Handelsdünger, Klärschlamm und Kompost einzurechnen.

Das Problem dabei ist, dass der Reinstickstoff aus Mist, Klärschlamm und Kompost nur zu ca. 30% (zwischen 25 und 50%) im ersten Jahr verfügbar ist. Dennoch ist für die Berechnung der Aufwandmenge der Gesamtstickstoff einzusetzen. Das bedeutet, dass einer Kultur mit einem N-Bedarf von 150kg/ha bei reiner Handelsdüngergabe exakt dieser Bedarf zur Verfügung gestellt werden kann. Beim ausschließlichen Einsatz von Wirtschaftsdüngern oder Kompost sind jedoch von 175kg Gesamt-N nur ca. 52,5kg Stickstoff verfügbar.

Dass die Begrenzung der N-Gaben sehr akademischen Überlegungen entspringt, erhellt ein anderer Umstand: Ein durchschnittlicher Ackerboden enthält ca. 1,5g Gesamt-N je kg Boden. Bezogen auf 1ha ergibt dies einen Stickstoffpool von

6.750kg. Ob dieser Menge durch Wirtschaftsdünger- bzw. Kompostgaben 175, 210 oder 300kg Gesamtstickstoff hinzugefügt werden, dürfte für den Stickstoffeintrag in das Grundwasser eine nicht sehr überragende Rolle spielen.

3.2. Richtlinien für die sachgerechte Düngung

Aus dieser umfangreichen Richtlinie des Fachbeirates für Bodenfruchtbarkeit und Bodenschutz sind besonders die Überlegungen zur Phosphatdüngung zu beachten. Die empfohlenen Phosphat-Düngegaben sind abhängig von der Bodenart, dem Versorgungsgrad im Boden und dem Bedarf durch die konkrete Nutzung (Entzug). Die Düngeempfehlung von z. B. 30kg (Wein), 55kg (Getreide) oder 85kg (Mais, Zuckerrübe) P_2O_5 je ha/a sind im Mittel von 5 Jahren einzuhalten.

Durch "Kompost X" würden bei einer Aufbringung von 8Mg TM/ha 167,2 kg P_2O_5 appliziert, das entspricht einem Bedarf von zwei Jahren. Betriebe mit Schweinehaltung haben in der Regel bereits durch die Wirtschaftsdünger einen hohen P-Versorgungsgrad, hier kann Phosphat zum limitierenden Faktor für den Einsatz von "Klärschlammkompost" werden. In Betrieben mit Rinderhaltung hingegen ist in der Regel ein hoher Phosphatbedarf gegeben.

Für viehlose Betriebe ist neben dem Nährstoffgehalt auch der Humusgehalt im Kompost zur Erhaltung und Verbesserung der Bodenfruchtbarkeit von Bedeutung.

Ein entscheidendes Kriterium für den Einsatz von "Klärschlammkompost" ist für die meisten Betriebe der hohe Kalkgehalt (in Abhängigkeit von der Entwässerungsform des Klärschlammes).

Magnesium ist in der Regel als Wertbestandteil einzustufen, Vorsicht ist allerdings bei Böden, die zur Kalifixierung neigen, geboten.

3.3. ÖPUL – Landwirtschaftliche Klärschlammverwertung

Dieses Merkblatt für Landwirte und Kläranlagenbetreiber gibt einen guten Überblick über die Verwendung von Klärschlamm und Klärschlammkompost bei

diversen aus dem ÖPUL geförderten Maßnahmen. Wenn ein Landwirt an einer Maßnahme zur "Reduktion ertragssteigernder Betriebsmittel" teilnimmt, sind die Möglichkeiten für den Einsatz von Klärschlamm oder Klärschlammkompost stark eingeschränkt. Eine Ausnahme besteht darin, dass bei der Verpflichtung zur "Reduktion ertragsteigernder Betriebsmittel auf Grünlandflächen" der Einsatz von Klärschlammkompost der Qualitätsklasse A (nicht aber von Klärschlamm!) erlaubt ist.

3.4. Landwirtschaftliche Rekultivierungs- und Erosionsschutzmaßnahmen

Die Aufbringungsmenge für landwirtschaftliche Rekultivierungs- und Erosionsschutzmaßnahmen darf 160t TM/ha einmalig nicht überschreiten. Derartige Maßnahmen bedürfen einer wasserrechtlichen Bewilligung.

4 Einsatz von Klärschlamm im Landschaftsbau

Im Landschaftsbau dürfen alle Komposte gem. Komp.VO eingesetzt werden. Die Verwendung von Müllkompost wird in diesem Beitrag nicht behandelt. Die maximalen Aufwandmengen für die übrigen Komposte schwanken je nach Kompostqualität, eine Differenzierung nach "Klärschlammkompost" und Kompost aus Ausgangsmaterialien gem. Anhang 1, Teil 1 der Komp. VO ist nicht getroffen.

Die in der KompVO angegebenen Höchstmengen sind in der folgenden Tabelle dargestellt.

Tabelle 2: Aufwandmengen Kompost für Landschaftsbau und Landschaftspflege

Maßnahme	Max. Aufwandmenge t TM/ha		
	Qualitätsklasse		
	B	A	A+
Mischkomponente zur Herstellung einer Rekultivierungsschicht	200/10a*	400/10a*	>400
Pflege einer vegetationsfähigen Oberbodenschicht	20/3a	40/3a	Keine besonderen Anforderungen
* Diese Aufwandmengen stellen ein Maximum für Rekultivierung <u>und</u> Pflege dar. Im Anschluss an diese zehn Jahre darf Kompost nur mehr zur Pflege der Rekultivierungsschicht aufgebracht werden.			

Bei den Aufbringungsmengen zur Rekultivierung ist eine Genehmigung gem. WRG 1959, § 32 zu erwirken.

Die Vorteile von Kompost für die Rekultivierung von Flächen sind sehr mannigfaltig:

Regelung des Humushaushaltes

Gute erosionshemmende Wirkung (Besonders wichtig bei Hanglagen!)

Aktivierung des Bodenlebens

Stabilisierung des Nährstoffhaushaltes inklusive Versorgung mit Spurenelementen

Die möglichst gleichmäßige Verteilung der Kompostmenge auf die gesamte Fläche mittels geeigneter Ausbringungstechnik und eine gute Durchmischung mit dem Rohboden sind die Voraussetzung für den nachhaltigen Erfolg solcher Maßnahmen, unabhängig von der nachfolgenden Nutzung der rekultivierten Fläche. Es empfiehlt sich, vor einer derartigen Maßnahme aufgrund vorhandener Analysen den zu erwartenden Zustand der fertigen Rekultivierungsschicht zu berechnen. Dem nachfolgenden Beispiel ist eine Aufbringung von 300t TM/ha Kompost X zugrundegelegt, die Rohbodenschicht ist mit 3.000t TM/ha angenommen.

Tabelle 3: Berechnungsbeispiel für eine Rekultivierung mit Kompost

Parameter	Rohboden (Annahme)	Kompost X	Fertige Rekultivierungsschicht	Übliche Werte Ackerboden
N mg/100g TM	nahe 0	940	85	150
P ₂ O ₅ mg/100g	4	2.090	190	10-15
K ₂ O mg/100g	6	160	15	20-30
Humus (OS) %	nahe 0	49,2	4,47	2-3

Dieses Berechnungsbeispiel zeigt, dass für einen ausreichenden Humusanteil bereits die Hälfte der eingesetzten Kompostmenge genügt hätte. Die Überversorgung bei P₂O₅ ist typisch für Klärschlammkomposte, ihr ist bei Rekultivierungen besonderes Augenmerk zu schenken.

5 Literatur

KompVO (2001); Kompostverordnung BGBl. II 292/2001

WRG (1959); Wasserrechtsgesetz BGBl. I 155/1999

Oö BSchG (1991); oö Bodenschutzgesetz LGBl. 115/1991

ÖPUL-Richtlinie; BMLFUW - Österreichisches Programm zur Förderung einer umweltgerechten, extensiven und den natürlichen Lebensraum schützenden Landwirtschaft

ÖPUL – Landwirtschaftliche Klärschlammverwertung; BMLFUW/ÖWAV/PRÄKO – Merkblatt für Landwirte und Kläranlagenbetreiber

Richtlinien für die sachgerechte Düngung; BMLFUW, Fachbeirat für Bodenfruchtbarkeit und Bodenschutz

Nitratrichtlinie; BMLFUW, Aktionsprogramm zum Schutz der Gewässer vor Verunreinigung durch Nitrat aus landwirtschaftlichen Quellen.

Ing. Horst Müller sen.

Müller Abfallprojekte GmbH

Hauptstraße 34

A-4675 Weibern

Anwendung von Klärschlammkomposten im Biofilterbau

Heiß-Ziegler Carolin, Huber-Humer Marion, Gomiscek Tania,
Binner Erwin, Lechner Peter

Abteilung Abfallwirtschaft, Universität für Bodenkultur Wien

Kurzfassung: Ein Biofilter ist eine Anlage, in der eine geruchs- oder schadstoffbelastete Abluft z.B. durch biologische Abbauprozesse gereinigt wird. Deponien emittieren als wesentlichen Luftschadstoff Methan. An der Abteilung Abfallwirtschaft konnte in unterschiedlichen Versuchsmaßstäben bis hin zu Versuchen im Feld die Leistungsfähigkeit methanoxidierender Mikroorganismen nachgewiesen werden. Klärschlammkompost bietet methanoxidierenden Mikroorganismen optimale Lebensbedingungen. Ausgehend von den wesentlichen bodenphysikalischen Eigenschaften von Klärschlammkompost werden die Wechselwirkungen von Wasserhaushalt, Methanoxidation und Bewuchs beim Einsatz von Klärschlammkompost in Biofiltern auf Deponieoberflächen dargestellt. Weiters werden die Anforderungen an die konstruktive Ausbildung eines flächigen Biofilters auf Kompostbasis auf Deponien definiert.

Keywords: Biofilter, Klärschlammkompost, Deponie, Wasserhaushalt, Deponiegas, Methanoxidation

1 Ziele

Um den Zielen eines vorsorgenden Umweltschutzes zu entsprechen, müssen auch die geringen Emissionen von Altablagerungen und MBA-Deponien einer Behandlung und Entsorgung zugeführt werden. Mithilfe eines Biofilters aus Klärschlammkompost und eines geeigneten Aufbaus sollte es möglich sein

die gasförmigen Restemissionen biologisch vollständig abzubauen und

die durchtretende Wassermenge deutlich zu verringern.

2 Gasemissionen von österreichischen Altablagerungen

Anhand von Emissionsdaten österreichischer Deponien, in denen überwiegend mechanisch-biologisch behandelter Hausmüll (gemeinsam mit Gewerbemüll, Sperrmüll sowie teilw. Klärschlamm und Grünschnitt) abgelagert wurde, wurde versucht, die Auswirkungen der Vorbehandlung auf das Deponieverhalten abzuschätzen (BINNER, LECHNER, 1995) bzw. Gasemissionen von Altablagerungen quantitativ abzuschätzen. Nach 3 Wochen MBA-Behandlungsdauer wurden auf der Deponie Siggerwiesen Deponiegasmengen von $5 \text{ m}^3/\text{t FS}$ und Jahr abgesaugt (RANINGER, 1995). In Lustenau/Vbg. wurde die Müllkompostanlage bis 1989 betrieben. Bis dahin wurde überwiegend 14 Wochen biologisch behandeltes Material deponiert. 1995 wurden in diesem Deponieabschnitt $0,9 \text{ m}^3 \text{ Gas}/\text{t FS}$ und Jahr abgesaugt (persönl. Mitteilung, TURNHERR). Sehr geringe Gasbildung zeigt auch die Deponie Allerheiligen, wo Restmüll nach 30-wöchiger Behandlungsdauer abgelagert wurde. 1995 wurden $0,25 \text{ m}^3 \text{ Gas}/\text{t FS}$ und Jahr bei einem CH_4 -Anteil von 28 Vol.% abgesaugt (persönl. Mitteilung, SPITALER).

3 Bodenphysikalische Eigenschaften von Komposten

Komposte haben aufgrund ihrer Struktur und ihres hohen Gehaltes an organischer Substanz ein hohes Wasserspeichervermögen (Wasserkapazität). Es liegt im allgemeinen zwischen 80 % und 150 % der Trockensubstanz (sh. Abbildung 1).

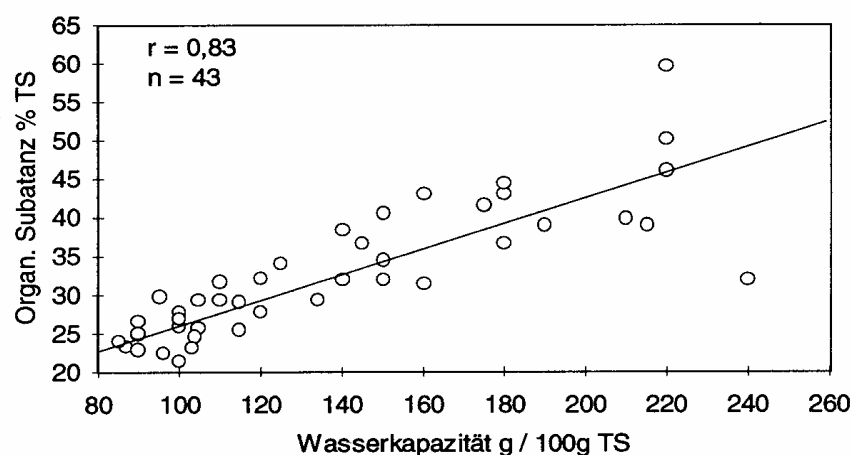


Abbildung 1: Korrelation zwischen Wasserkapazität und organischer Substanz in Wiener Bioabfallkomposten (AMLINGER, 1993)

Eine weitere Eigenschaft von Kompost ist dessen geringe ungesättigte Wasserleitfähigkeit. Ähnlich wie in Torfen weisen die Poren in Komposten eine amorphe Struktur und ungleichmäßige Verteilung auf. Dadurch wird die kapillare Wassernachlieferung aus tieferen wassergesättigten Schichten eingeschränkt. Das führt zu dem in der Literatur schon früh beschriebenen Phänomen, dass die obersten 10 - 20 cm einer Kompostschüttung in niederschlagsarmen Perioden stark austrocknen, während das Material darunter oft noch bis über Feldkapazität gesättigt ist. Erklärt werden kann das damit, dass in frisch aufgebrachten Komposten noch keine durchgehenden Bodenskapillaren bestehen. Dazu kommt die eingeschränkte Benetzungsfähigkeit der organischen Substanz – die Huminsubstanzen setzen sich zu einem Großteil aus paraffinischen Bestandteilen mit stark hydrophoben Eigenschaften zusammen.

Es gibt nur wenige Untersuchungen zur Fragestellung, welcher Anteil des im Kompost gespeicherten Wassers pflanzenverfügbar ist und somit über die Transpiration aus tieferen Schichten entzogen werden kann. BARGSTEN et al. (1995) untersuchten das Wasserhaltevermögen von Klärschlamm-Kompostgemischen, die als Rekultivierungssubstrat auf Kalkhalden eingesetzt wurden. Den Pflanzen standen im angeführten Versuch im Mittel 35 Vol.% Wasser (nutzbare Feldkapazität = nFK) über eine längere Zeit zur Verfügung. Im Vergleich zu Sandböden (nFK ca. 8 Vol.%) konnten die Klärschlammkompostgemische langfristig mehr als die 4-fach höhere Wassermenge pflanzenverfügbar speichern, das 3,5-fache eines Tonbodens (nFK 10 Vol.%) und immerhin noch fast das 1,5-fache eines Lehmbodens (nFK 24 Vol.%).

Untersuchungen zum Wasserspeichervermögens von unterschiedlichen Substraten in einem Großgefäßversuch (GOMISCEK, 1999) zeigen, dass Erde ohne Kompostzugabe eine geringere Wasserspeicherkapazität, jedoch für die Pflanzen eine höhere Wasserverfügbarkeit als Kompost-Erde-Mischungen aufweist (sh. Abbildung 2).

Mit steigendem Kompostanteil steigt also auch der für die Pflanzen nicht verfügbare Wasseranteil. Allerdings kann das durch das höhere Wasserspeichervermögen der Komposte wettgemacht werden.

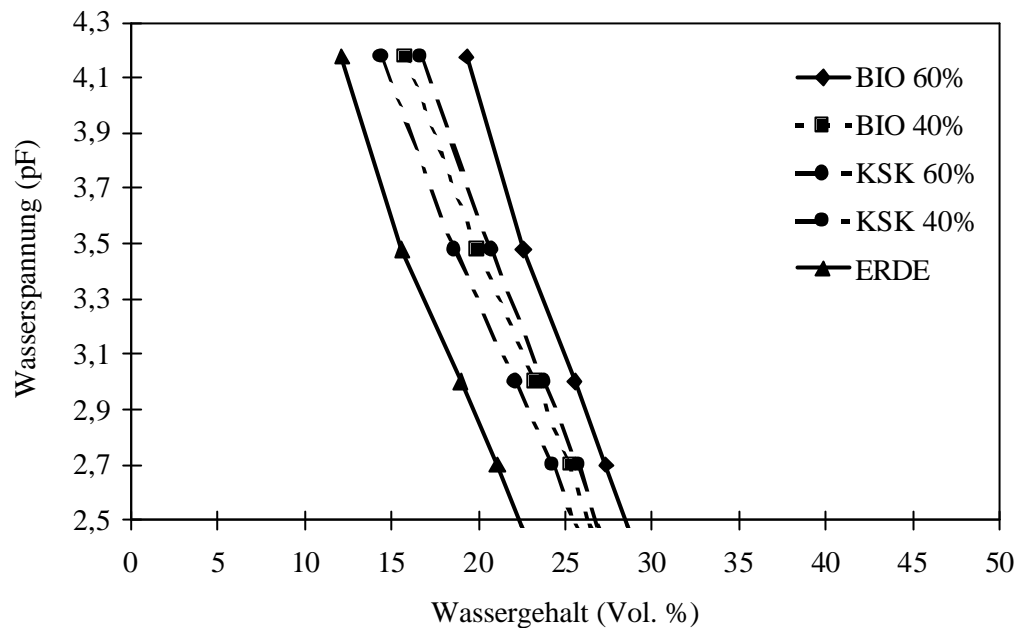


Abbildung 2: Vergleich der Wasserspannungskurven der unterschiedlichen Kultursubstrate (BIO = Bioabfallkompost, KSK = Klärschlammkompost) (GOMISCEK, 1999)

4 Wasserhaushalt des Biofilters

Die Gestaltung eines großflächigen Biofilters hat einen entscheidenden Einfluss auf die durchtretende Wassermenge. Ziel ist es, eine Pflanzendecke zu schaffen, die die maximale Verdunstung von Niederschlags- und Bodenwasser ermöglicht. Voraussetzung ist, dass die Gesamtverdunstung (Evapotranspiration) während der Vegetationszeit deutlich höher ist als die in dieser Zeit fallenden Niederschläge. Damit ist der Biofilter in der Lage, einen hohen Anteil des Niederschlages während der vegetationsfreien Zeit aufzunehmen.

In Gefäßversuchen wurden untersucht und verglichen: Pappel (*Populus*), Chinaschilf (*Miscantus "Giganteus"*), Riesenknöterich (*Polygonum sachalinense*), Feldgras und eine unbepflanzte Variante (Brache) auf den Substratvarianten Klärschlammkompost bzw. Biokompost mit Erde in einem Verhältnis 40 % zu 60 % und umgekehrt. Die Versuche erstreckten sich über zwei Vegetationsperioden, als Niederschlagsmenge wurden 1345 mm registriert bzw. aufgegeben.

Der Sickerwasseranfall in den bewachsenen Varianten war im Vergleich zu den unbewachsenen Varianten wesentlich geringer (sh. Abbildung 3 und 4), er betrug nur etwa 25 % des Niederschlags. Unterschiede im Wasserspeichervermögen zeigten sich vor allem im zweiten Vegetationsjahr. Klärschlammkompost konnte deutlich mehr Wasser pflanzenverfügbar speichern als Biokompost.

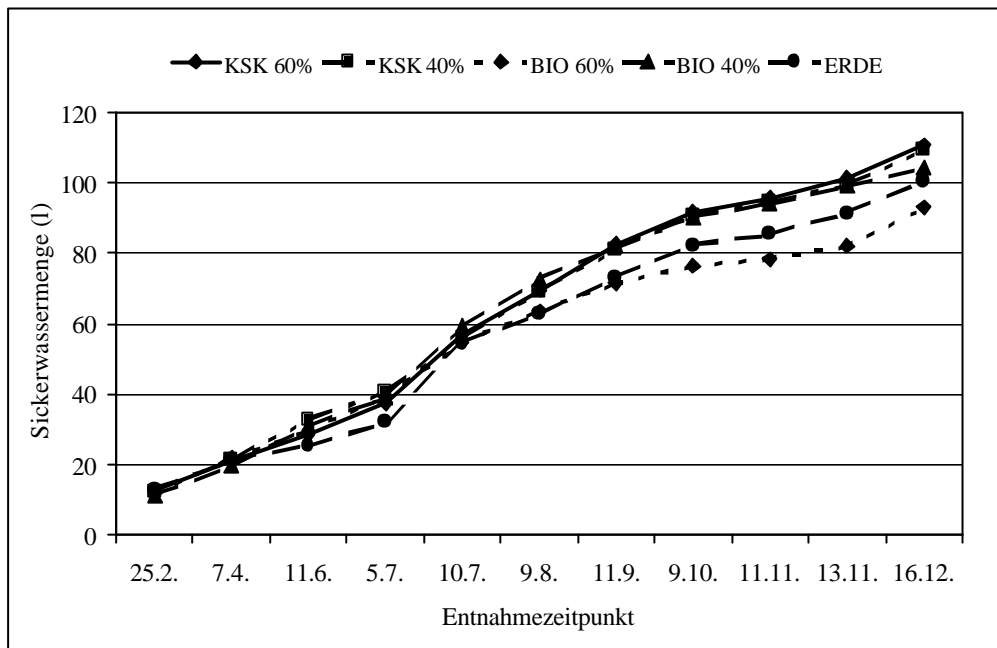


Abbildung 3: Sickerwassermenge bei Brache im zweiten Vegetationsjahr [l / Gefäß]

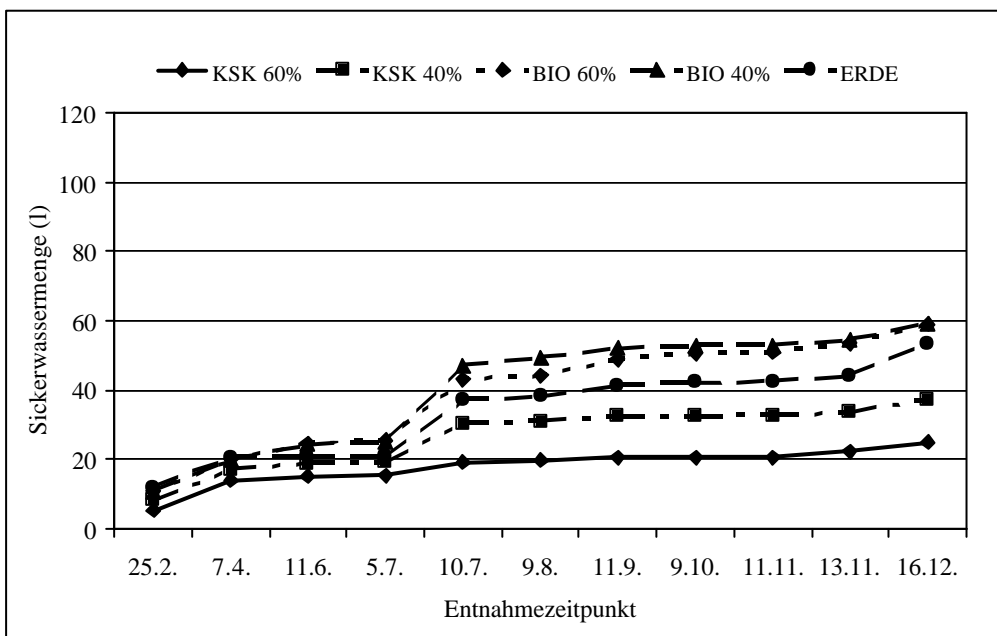


Abbildung 4: Sickerwassermenge bei *Miscanthus* im zweiten Vegetationsjahr [l / Gefäß]

In der Hauptvegetationsperiode (Juni bis September) wurde das gesamte Niederschlagswasser von den Pflanzen aufgenommen. In den Klärschlammkompostvarianten, die mehr Wasser pflanzenverfügbar speichern konnten als Biokompost, wurde der höhere Wasservorrat auch in Biomasse umgesetzt. Fielen größerer Regenmengen in kurzer Zeit, zeigten die Kompostmischungen generell ein höheres Wasserspeichervermögen als die Erdvariante.

5 Wechselwirkungen zwischen Methanoxidation und Wasserhaushalt im Biofilter

Die Wechselwirkung zwischen Methanoxidation und Wasserhaushalt wurde bei einer Bepflanzung mit raschwüchsigen Energiepflanzen untersucht. Dazu wurden in einem überdachten, seitlich offenen Gewächshaus sechs 1 m³-große Lysimeter eingerichtet. Als Substrat wurde Klärschlammkompost verwendet, als Vegetation *Miscanthus sinensis*. Die Untersuchungen liefen über 2 Vegetationsperioden (1999 und 2000).

Ohne Gaszufuhr:

Drei Lysimeter (L 1, 3 und 4) wurden stark bewässert: die zugeführte Wassermenge von 915 mm bzw. 1306 mm während der Vegetationsperiode entsprach einem Jahresniederschlag von 1600 mm. Drei weitere Lysimeter (L 2, 5 und 6) wurden gering bewässert: die während der Vegetationsperiode zugeführte Wassermenge entspricht einem Jahresniederschlag von 500 mm im 1. Vegetationsjahr bzw. 1000 mm im 2. Vegetationsjahr.

Mit Gaszufuhr:

Jeweils zwei dieser Lysimeter (L 3 und 4 bzw. L 5 und 6) wurden während der Vegetationsperioden zusätzlich noch kontinuierlich mit einem synthetischen Deponiegasgemisch (40 % CO, 60 % CH₄) beaufschlagt (ca. 120 l Gas/m².d). Während der Vegetationsperioden wurden Messungen der Bodenluft, Bodentemperatur, Sickerwassermenge und Sickerwasserqualität sowie des Pflanzenwachstums durchgeführt.

5.1 Wechselwirkung von Methanoxidation und Wasserhaushalt

Die mit Deponiegas beaufschlagten Varianten, in denen Methanoxidation stattfand, lieferten eine um etwa 10 % höhere Sickerwassermenge als die Kontrollvarianten ohne Gas. Beim biologischen Methanabbau wird zusätzlich Wasser gebildet und freigesetzt (pro mol umgesetztem Methan werden 2 mol Wasser frei). Pro m³ oxidiertem Methan werden also 1,61 l H₂O gebildet. In unseren Untersuchungen lag die Methanbelastung bei ca. 72 l CH₄/Lysimeter und Tag, wobei das Methan vollständig abgebaut wurde. Dadurch kam es pro Tag zu einer biologischen Wasserneubildung von ca. 0,12 l pro beaufschlagtem Lysimeter. Zusätzlich zu berücksichtigen ist die etwas geringere Wurzelmasse der begasten Lysimeter.

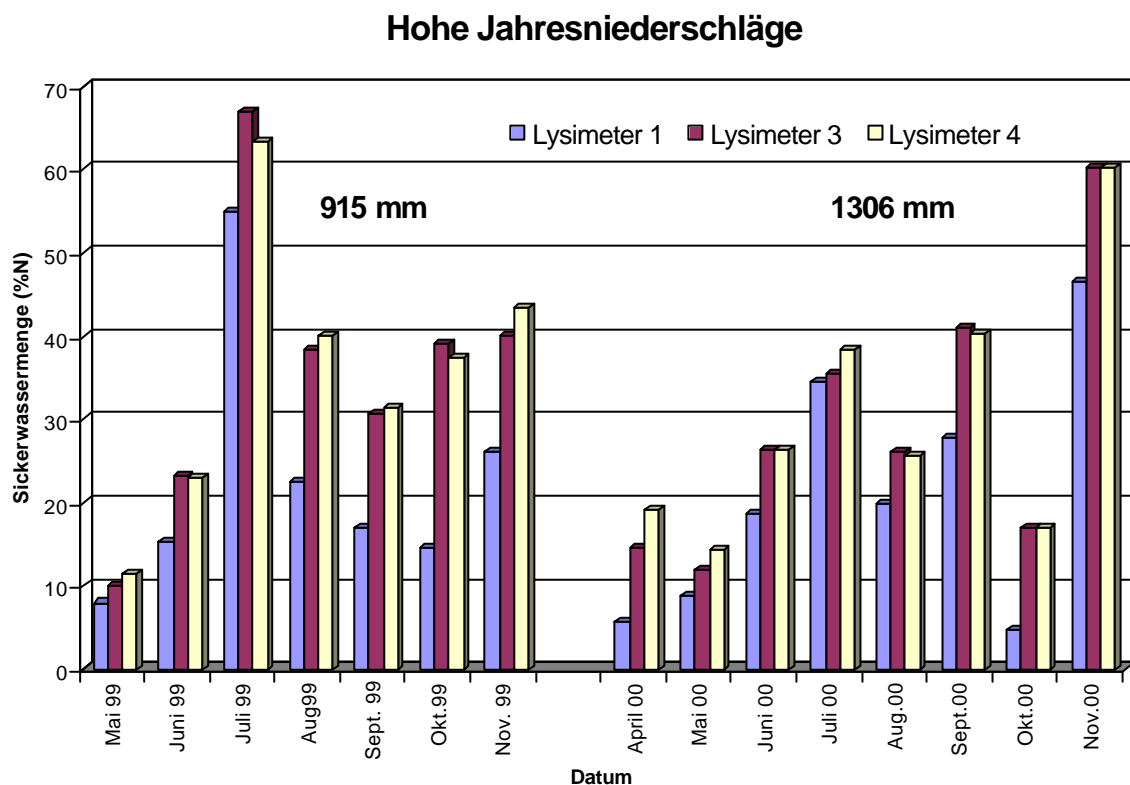


Abbildung 5: Vergleich der Sickerwassermengen in % der Bewässerungsmenge der stark bewässerten Lysimeter 1, 3 und 4 (Methanbeaufschlagung in Lys. 3 und 4)

Unter den simulierten Niederschlagsbedingungen mit 1600 mm Jahresniederschlag betrug die Sickerwassermenge in der 2. Vegetationsperiode (April bis November) bei Miscanthusbepflanzung etwa 25 % des Jahresniederschlags. Bei 500 mm Jahresniederschlag kam es in der 1. Vegetationsperiode zu einer Reduktion von über 90 % (Sickerwassermenge 10 % von N), im zweiten Vegetationsjahr bei Niederschlagsmengen von 1000 mm

zu einer Reduktion um 75 % (Sickerwassermenge 25 % von N). Die in den Lysimetern ermittelten Werte können als „worst-case“-Werte betrachtet werden: bevorzugte Sickerwasserwege im Randbereich der Lysimeter, Gießkannenbewässerung – dadurch quasi „Starkregenereignisse“ und kaum Wasserrückhalt durch die Interzeptionswirkung der Pflanzen. Die Interzeptionsverdunstung beträgt unter mitteleuropäischen Verhältnissen bei dichten Laubwaldbeständen etwa 20 – 35 % des Niederschlags, bei Unterwuchs und landwirtschaftlichen Kulturen (vergleichbar *Miscanthus*) im Mittel 10 % des Niederschlags (LARCHER, 1984). Unter natürlichen Verhältnissen im Feld ist daher eine weitergehende Reduktion der Sickerwassermenge zu erwarten.

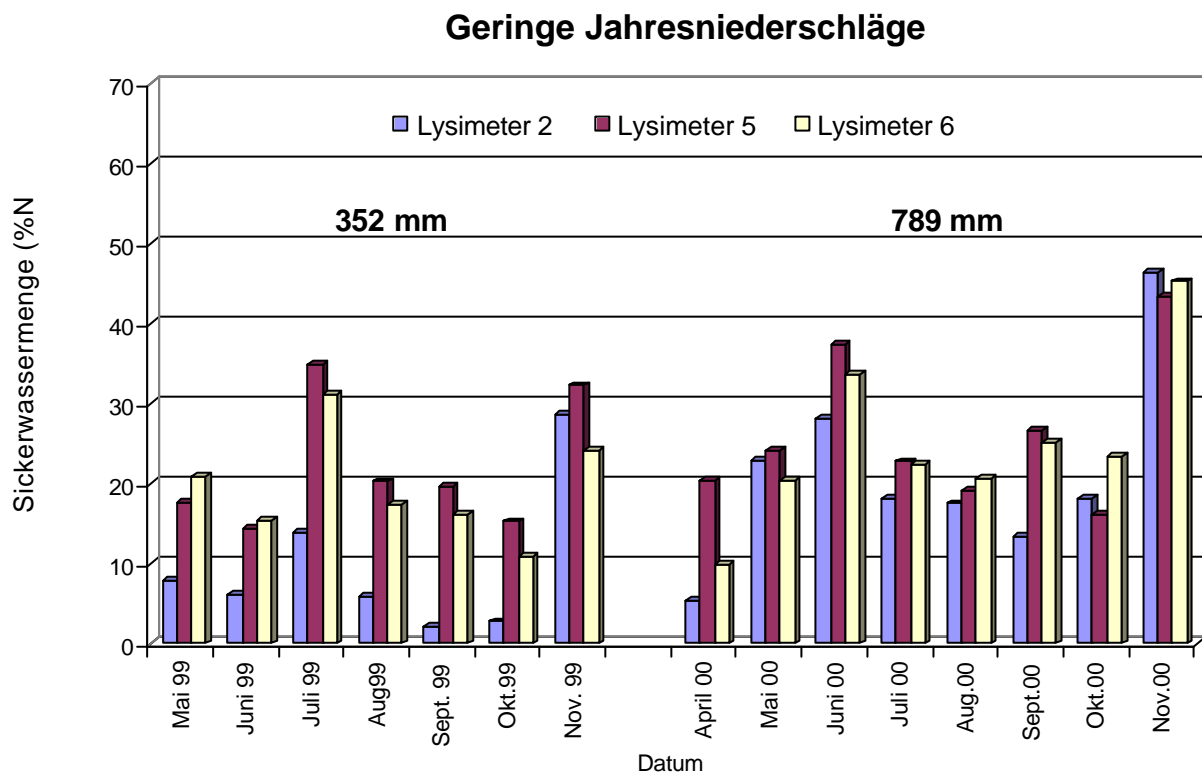
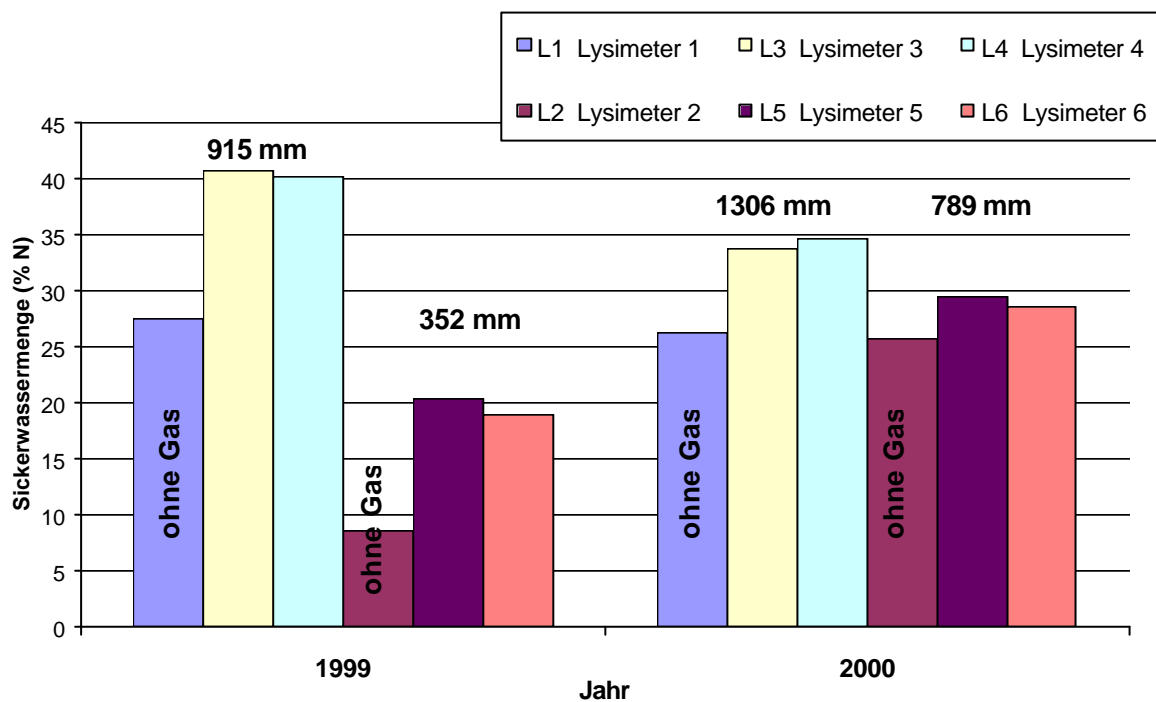


Abbildung 6: Vergleich der Sickerwassermengen in % der Bewässerungsmenge der gering bewässerten Lysimeter 2, 5 und 6 (Methanbeaufschlagung in Lysimeter 5 und 6)

Tabelle 1: Zusammenfassung der Sickerwassermengen in [mm] und [% Niederschlag]

	L1	L 2	L3	L4	L5	L6
1999	Ohne Deponiegas		Mit Deponiegas beaufschlagt			
Niederschlag [mm]	915	352	915	915	352	352
Sickerwasser [mm]	268	35	397	391	83	76
Sickerwasser [% N]	28	9	41	40	20	19
2000						
Niederschlag [mm]	1306	789	1306	1306	789	789
Sickerwasser [mm]	344	204	442	452	233	225
Sickerwasser [% N]	26	26	34	35	29	29

**Abbildung 7:** Sickerwassermenge in % der Bewässerung bei unterschiedlich simulierten Niederschlagsverhältnissen im Jahr 1999 und 2000

5.2 Wechselwirkung von Methanoxidation und Bewuchs

Über eine visuelle Kontrolle des Lysimeterprofils (abdeckbare Acrylglasscheibe) konnte der Unterschied zwischen den Kontrollvarianten (ohne Deponiegas) und den gasbeaufschlagten Varianten (Methanoxidation) im Wurzelwachstum beobachtet werden. Im ersten Jahr wurzelten die Pflanzen in den Kontrollvarianten (ohne Gas) bereits uneingeschränkt bis in die Drainageschicht aus Schotter (90 cm Tiefe), während in den gasbeaufschlagten Varianten eine deutliche „Sperrschicht“ im Methanoxidationshorizont zu erkennen

war. Bei diesen Varianten endete das Hauptwurzelswachstum (vor allem die Feinwurzeln) knapp oberhalb des Methanoxidationshorizontes (etwa in 50 – 60 cm Tiefe). Darunter herrschten großteils anaerobe Bedingungen. Im zweiten Untersuchungsjahr wanderte der Methanoxidationshorizont bei allen gasbeaufschlagten Varianten in die Tiefe (bei den gering bewässerten Varianten sogar bis in die Drainageschicht), wodurch Sauerstoff auch in tiefere Schichten in ausreichendem Maß eindringen konnte. Der Umstand des eingeschränkten Wurzelwachstums äußerte sich bei der Sickerwassermenge (siehe oben), aber nicht im Biomasseertrag. In den Varianten mit Methanoxidation wurde sogar eine Erhöhung des Biomasseertrags festgestellt. Diese betrug bis zu 5 % (0,1 kg TS/m².a) unter hohen Niederschlagsbedingungen und bis zu 37 % (0,3 kg TS/m².a) bei den gering bewässerten Varianten. Die Methanoxidation hat offensichtlich keinen negativen Einfluss auf den Biomasseertrag von *Miscanthus*, im Gegenteil, das Wachstum wird unter trockenen Verhältnissen sogar begünstigt (siehe Abbildung 8).

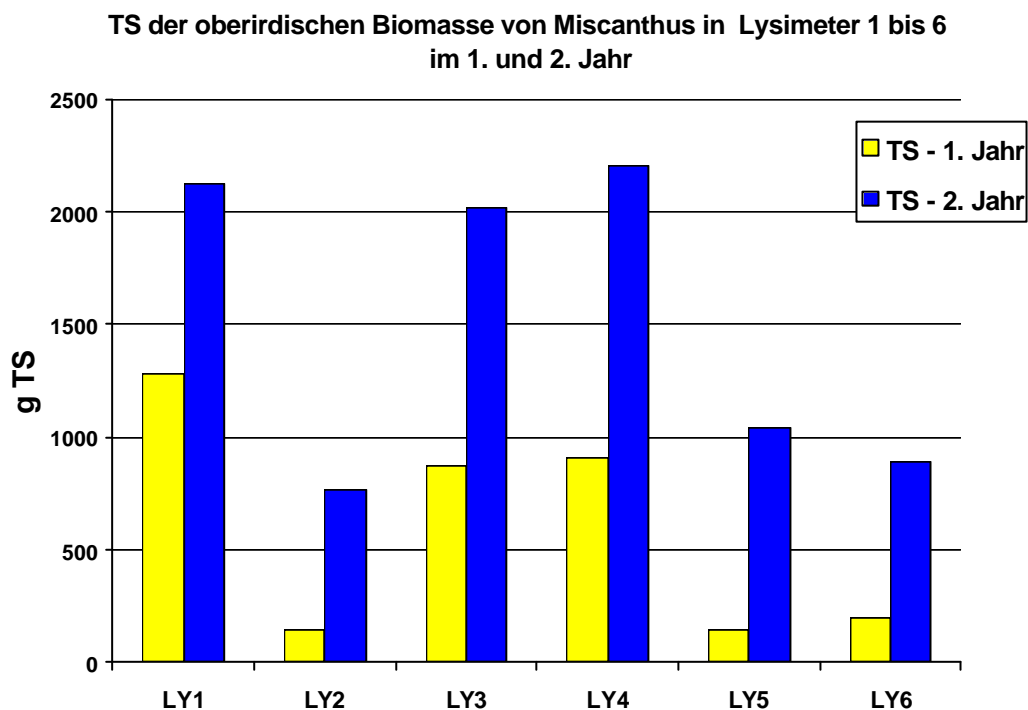


Abbildung 8: Trockensubstanz der oberirdischen Biomasse (geerntet) von *Miscanthus* der einzelnen Lysimeter (L 1 und 2 ohne Deponiegaszufuhr, L 3, 4, 5 und 6 mit Deponiegasbeaufschlagung)

KING et al. (1990) sprechen von wurzelabhängiger Methanoxidation, da sie bei Untersuchungen an Sumpfpflanzen vor allem in den Rhizosphärenbereichen eine erhöhte Anzahl aktiver methanotropher Bakterien gefunden haben. Der positive Einfluss der Pflanzenwurzeln auf die Methanoxidation ist zum einen vor allem auf die Lockerung des Bodenmaterials und somit auf die

Verbesserung des Sauerstoffeintrags zurückzuführen, kann aber auch von der kleinräumigen Veränderung des chemischen Bodenmilieus durch Wurzelausscheidungen abhängen. In unseren Lysimeteruntersuchungen kann das die Ursache dafür sein, dass der Methanoxidationshorizont gegen Ende des ersten, aber vor allem im zweiten Untersuchungsjahr deutlich in die Tiefe gewandert ist.

In einem parallel zu diesen Untersuchungen durchgeführten Forschungsprojekt des Forschungszentrums Seibersdorf (REICHENAUER, 2001) konnte ebenfalls ein positiver Einfluss der Bepflanzung auf die Methanoxidation gezeigt werden. In diesen Untersuchungen zeigte *Miscanthus* im Vergleich zu Gras, Luzerne & Gras, Pappel und Brache die beste Förderung der biologischen Methanoxidation.

6 Aufbau des Biofilters

6.1 Voraussetzungen

Die biologische Methanoxidation erfordert eine gleichmäßige und drucklose Gaszufuhr.

Auf einer abgeschlossenen Hausmülldeponie (Altablagerung / Niederösterreich) mit vergleichsweise geringer Gasproduktion ($5,7 - 7,8 \text{ l/m}^2 \text{ h}$) wurde im Jahr 1999 zu Versuchszwecken ein Teilbereich mit Kompost abgedeckt. Dem mit Kompost abgedeckten Deponiebereich wurde über Gasdrainagen (schottergefüllte Gräben) verstärkt Deponiegas zugeleitet. In einer unter der Kompostschicht angeordneten, ca. 30 cm starken Ausgleichsschicht aus Sand erfolgte keine Gasverteilung. Vielmehr wurde nur der Bereich direkt über den Gasdrainagen durchströmt. Es kam zu vergleichsweise hohen Flächenbelastungen und damit zu einer zu hohen Durchtrittsgeschwindigkeit des Deponiegases. Innerhalb der Kompostschicht bildeten sich aufgrund lokaler Austrocknung bevorzugte Gaswegigkeiten, was den Gasaustritt noch zusätzlich beschleunigte. In der Folge versagte die biologische Methanoxidation.

Das verstärkte Zuleiten von Deponiegas in einen nur kleinen und begrenzten Bereich der Deponieoberflächenabdeckung zum Zweck der biologischen Oxidation brachte somit nicht den gewünschten Erfolg. Eine wirkungsvolle Methanoxidation findet nur dann statt, wenn das Deponiegas möglichst drucklos und gleichmäßig durch die Methanoxidationsschicht (Kompostschicht)

durchtreten kann. Nur dann ist ein ausreichender Sauerstoffzutritt von der Oberfläche möglich.

6.2 Vorschlag für den Aufbau eines großflächigen Biofilters mit Klärschlammkomposten

Gaszufuhr

Um zu hohe Durchtrittsgeschwindigkeiten zu vermeiden, ist der Biofilter über eine Gasverteilungsschicht gleichmäßig mit Deponiegas zu beaufschlagen.

Entwässerung

Nicht über die Evapotranspiration abgegebene Niederschläge und Wässer, die beim Methanoxidationsprozess entstehen, können bei entsprechender konstruktiver Ausgestaltung über die Gasverteilungsschicht gefasst und lateral abgeleitet werden oder der Deponie bzw. dem Basisentwässerungssystem zugeführt werden. Seitliche Gasaustritte müssen jedenfalls vermieden werden !

Methanoxidationsschicht

Der verwendete Klärschlammkompost muss die entsprechende Reife und Strukturstabilität aufweisen. Folgende Grenzwerte sind einzuhalten:

$$\text{NH}_4\text{-N} < 350 \text{ mg/kg TS}$$

$$\text{AT}_4 < 8 \text{ mg O}_2/\text{g TS}$$

Strukturmaterialanteil mind. 5-15 Gew.% TS

Das Substrat muss eine ausreichende Gaspermeabilität für Luftsauerstoff und Methan auch bei hohen Wassergehalten sicherstellen. Bei Wasserkapazität sollte das Substrat über einen Mindestanteil an luftgefüllten Poren von 15 - 20 Vol.% verfügen. Zu beachten ist, dass in Hinblick auf ein ausreichendes Luftporenvolumen (Gaspermeabilität) das Substrat möglichst locker zu schütten und nicht zu verdichten ist. In einem Biofilter, der sich über die gesamte Deponieoberfläche erstreckt, sind Zuluftgeschwindigkeiten und Gasdurchsatz wesentlich geringer als in herkömmlichen Biofiltern. Auf eine Bestimmung des Filterwiderstandes gem. ÖN S 2000 kann daher verzichtet werden.

Die Schichtstärke des Biofilters muss nach Setzung zumindest 0,8 m betragen, was in der Praxis eine Einbaudicke von zumindest 1,2 m bedingt. Nur dann ist auch im Winter eine ausreichende Funktion garantiert. Die maximale Dicke der Methanoxidationsschicht vor Setzung ist mit 1,8 m zu beschränken.

Zum Nachweis der Wirksamkeit des Biofilters wurde an der Abteilung Abfallwirtschaft ein Monitoringprogramm, bestehend aus Tunnelmessungen und Begehungen mit Flammenionisationsdetektoren (FID), entwickelt.

Wasserhaushalt

Das Filtermaterial muss ein hohes Wasserspeichervermögen aufweisen. Nur dann können die außerhalb der Vegetationszeit auftretenden Niederschläge gespeichert und in der Folge von der Vegetation auch genutzt werden. Mischungen des Klärschlammkomposts mit Boden / Erde oder Sand haben sich gut bewährt. Die Schichtstärke ist dem Bewuchs anzupassen. Gefordert wird ein möglichst hoher Wasserentzug (= Transpiration).

7 Literatur

- Achtnig, W., (1980): Bewässerungslandbau. Verlag Ulmer, Stuttgart.
- Amlinger, F., (1993): Biotonne Wien – Theorie und Praxis. Ludwig Boltzmann Institut in Zusammenarbeit mit Magistratabteilung 48, Wien.
- Bargsten, J., Harsfeld, W., Styperek, P., (1995): Wasserhaltevermögen von Klärschlamm-Kompost-Gemischen und deren Begrünung und Bepflanzung nach Abdeckung von Kalkhalden. *Korrespondenz Abwasser*, **42**: 434-440.
- Binner, E., Lechner, P., (1995): Praxiserfahrungen mechanisch-biologischer Restabfallbehandlung in Österreich. Vortrag beim ZAK-Symposium, Sonthofen, 16/17.11.1995.
- Engenhardt, M., (1994): Untersuchungen zur Auswirkung der Restmüllrotte auf der Müllbehandlungsanlage Pöchlarn der NÖ Umweltschutzanstalt. Bericht der NÖ Umweltschutzanstalt.
- Gomiscek, T., (1999): Rekultivierung von Deponien mit abfallbürtigen Substraten und Energiepflanzen in Hinblick auf Wasserhaushalt und Biomassertrag. Dissertation an der Universität für Bodenkultur Wien.
- Humer, M., Lechner, P., (1999): Methane oxidation in compost cover layers on landfills. In: Proceedings Sardinia 99, Seventh International Waste Management and Landfill Symposium, S. M. di Pula, Italy.
- King, G.M., Roslev, P., Skovgaard, H., (1990): Distribution and Rate of Methaneoxidation in Sediments of the Florida Everglades. *Applied and Environmental Microbiology*, **56**: 2902 –2911.
- Klaghofer, E., (1986): Einfluß von Klima und Topographie auf den Wasserhaushalt von Mülldeponien. In: Anforderungen an Mülldeponien – Grundlagen zum Richtlinienentwurf. Abfallwirtschaft Band 7, TU Wien.
- Larcher, W., (1984): Ökologie der Pflanzen. UTB Verlag, Stuttgart, 4. Auflage.

- Raninger, B., (1995): Verfahren zur Vorbehandlung von Restabfall. In: Waste Reports 02 „Emissionsverhalten von Restmüll“, Dokumentation eines Arbeitsgespräches am ABF/BOKU Wien.
- Reichenauer, T., (2001): Deponiebegrünung – Entwicklung einer Pflanzendecke zur Optimierung der biologischen Methanoxidation und Minimierung der Sickerwassermengen. Endbericht des gleichnamigen Forschungsvorhabens, ARC Seibersdorf, unveröffentlicht.
- Ringhofer, J., (1995): Versuche zur Restmüllrotte des BAV Freistadt. Vorabzug des Endberichts.
- Smidt, E., (2001): Eignung der FTIR-Spektroskopie zur Charakterisierung der organischen Substanz in Abfällen. Dissertation an der Universität für Bodenkultur Wien.
- Streff, L., (1994): Biologische Restabfallbehandlung, Aerobe Methoden. *Müll und Abfall* **26**: 202-217.

D.I. Marion Huber-Humer

IWGA / Abteilung Abfallwirtschaft, Univ.f.Bodenkultur Wien

Nussdorfer Lände 29 – 31, 1190 Wien

Tel: (01) 318 99 00

Fax: (01) 318 99 00 – 50

h526di01@edv2.boku.ac.at

Bewährte Systeme zur Klärschlammbehandlung

O. Nowak*, R. Haberl**, C. Reischl***, B. Wett****, M. Zessner*

* Institut für Wassergüte und Abfallwirtschaft, TU Wien

** Institut für Wasserversorgung, Gewässerökologie und Abfallwirtschaft, BOKU Wien

*** ZT-KEG Plank-Bachselten, Kapfenberg

**** Institut für Umwelttechnik, Universität Innsbruck

Kurzfassung: Das folgende Manuskript entspricht im Wesentlichen dem Beitrag der Arbeitsgruppe „Schlammbehandlung“ zum in Überarbeitung befindlichen ÖWAV-Regelblatt „Landwirtschaftliche Verwertung von Klärschlamm“. Darin werden alle wesentlichen Stufen der Schlammbehandlung dargelegt und kritische Punkte werden detaillierter behandelt. Zudem wird auf Bereiche der Abwasserreinigung, die in einer Wechselwirkung zur Schlammbehandlung stehen, eingegangen. Für das vorliegende Manuskript wurden einige Ergänzungen vorgenommen und Aspekte der Schlammbehandlung, die vornehmlich die Entsorgungspfade für den anfallenden Klärschlamm betreffen, wurden zusätzlich aufgenommen.

Keywords: Schlammbehandlung, Schlammstabilisierung, Schlammeindickung, Schlamm entwässerung, Schlamm trocknung, Hygienisierung, Kompostierung, Klärschlammvererdung

1 Einleitung

Die Klärschlammverwertung und -entsorgung stellt bestimmte Anforderungen an die Qualität des zu verwertenden bzw. zu verwertenden Schlammes und diese gewünschte Klärschlammqualität bedingt eine geeignete Behandlung des bei der Abwasserreinigung anfallenden Schlammes.

Die meisten Schritte der Schlammbehandlung sind *jedoch* wegen der weiteren Handhabbarkeit erforderlich und somit unabhängig davon, ob der behandelte Schlamm anschließend landwirtschaftlich verwertet oder entsorgt wird.

Die Schlammbehandlung hat im Wesentlichen folgende Ziele:

- Geruchsverminderung (durch Schlammstabilisierung),
- Volumsreduktion (durch Eindickung, Entwässerung und Trocknung),
- Hygienisierung (oder Entseuchung),
- Wertstofferhaltung (im Falle landwirtschaftlicher Verwertung).

Grundvoraussetzung für die landwirtschaftliche Verwertung sind demnach Stabilisierung und Eindickung. Die weiteren möglichen Schritte sind in Abbildung 1 dargestellt, wobei die Ablagerung von entwässertem Schlamm – auch nach Trocknung und vielfach auch nach Kompostierung – auf Deponien in naher Zukunft nicht mehr zulässig sein wird.

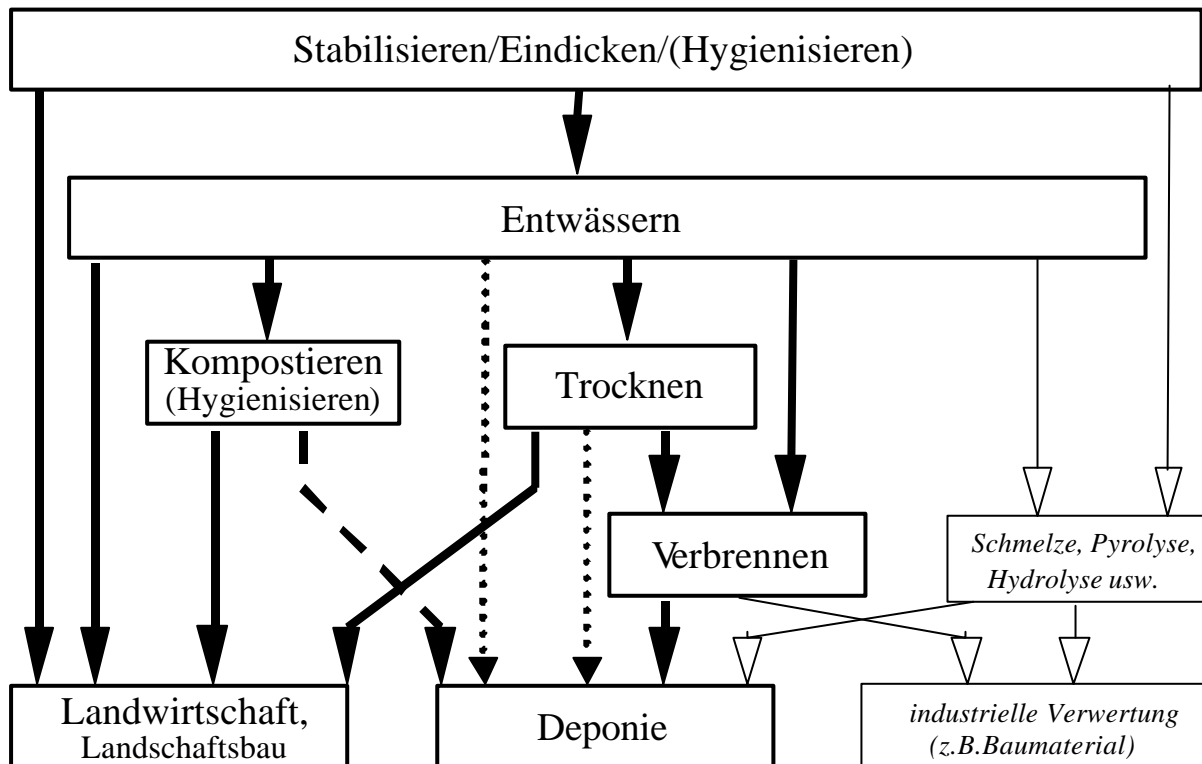


Abbildung 1: Mögliche Wege der Schlammbehandlung bis zur Verwertung bzw. Entsorgung

Im Weiteren wird vornehmlich auf die Behandlungsmaßnahmen eingegangen, welche für die landwirtschaftliche Verwertung von Bedeutung sind, wobei jedoch auch Hinweise zur Schlammbehandlung vor anderen Wegen der Schlammverwertung bzw. -entsorgung gegeben werden. Dabei darf nicht übersehen werden, dass letztlich bei der Planung und im Betrieb für eine geeignete

Gesamtkonzeption der Schlammbehandlung zu sorgen ist. In jedem Fall sind die Auswirkungen einzelner Behandlungsschritte auf die nachfolgenden Stufen ebenso wie Rückwirkungen genau zu überlegen.

Optimale Verfahrenskonzepte der Schlammbehandlung im Detail zu beschreiben, hätte den Rahmen dieser Arbeit gesprengt. Detailliertere Angaben finden sich in den Arbeiten zum Workshop „Schlammbehandlung und –verwertung“, die in diesem Band veröffentlicht sind.

2. Wechselwirkungen zwischen Abwasserreinigung und Schlammbehandlung sowie –verwertung bzw. –entsorgung

2.1 Vorbemerkung

Die geplanten Entsorgungs- bzw. Verwertungswege für den zukünftig anfallenden Klärschlamm sind nicht nur bei der Konzeption der Schlammbehandlung besonders zu berücksichtigen, sondern auch bei der Planung und im Betrieb der Abwasserlinie. Bei landwirtschaftlicher oder landbaulicher Verwertung betrifft dies vornehmlich die mechanische Vorreinigung in Hinblick auf die Entfernung der Grobstoffe sowie den Einsatz von Eisen- bzw. Aluminiumsalzen in Hinblick auf einen geringen Schwermetalleintrag. Zudem ist in Hinblick auf die Reinigungsleistung der Kläranlage auf eine ausreichende Speicherung der Rückläufe aus der Schlammbehandlung zu achten.

2.2 Mechanische Vorreinigung

Zur Vermeidung von Betriebsschwierigkeiten bei der Schlammbehandlung sowie zur Vermeidung der Beeinträchtigung des zu verwertenden Klärschlammes durch Grobstoffe müssen mechanische Verfahren zur Entfernung von gröberen, partikulären Inhaltsstoffen aus dem Abwasser eingesetzt werden. Dies kann je nach Partikelgröße bzw. physikalischer Beschaffenheit der Stoffe durch Rechen, Siebe und Sandfänge geschehen.

2.2.1 Rechen und Siebe

Rechen und Siebe sind im Normalfall als erste Reinigungsstufe zur Entfernung von Grob- und Sperrstoffen anzuordnen. Bei Rechen sollten Stabweiten von größer 10 mm nicht zur Ausführung kommen. In der Praxis haben sich Stabweiten bzw. Maschenweiten bei Sieben von 5 bis 6 mm gut bewährt. Bei höheren Anforderungen an die maschinentechnische Ausrüstung können Siebe mit kleineren Maschenweiten, jedoch 1 mm, zum Einsatz kommen. Für eine optimale Wirkung des Rechens ist eine Fließgeschwindigkeit zwischen 0,6 und 1,2 m/s einzuhalten. Das Rechengut kann kompostiert oder einer Verbrennung zugeführt werden.

2.2.2 Sandfang

Unabdingbar ist ein Sandfang bei Mischsystemen; bei Trennsystemen ist er zu empfehlen. Grundsätzlich ist bei allen Sandfang-Typen eine möglichst konstante Strömungsgeschwindigkeit einzuhalten. Dies kann z.B. beim belüfteten Sandfang durch Einstellung der Luftzufuhr mittels Frequenzumformer erfolgen.

2.2.3 Rechen-, Sieb- und Sandfanggutwaschanlagen

Aufgrund des hohen organischen Anteils im Rechen-, Sieb- und Sandfanggut wird in allen Fällen der Einsatz einer Waschanlage empfohlen. Unumgänglich sind Waschanlagen bei Sieben mit Maschenweiten < 5 mm. Bei Sandfanggutwaschanlagen ist der organisch belastete Ablauf nach dem Sandfang einzuleiten.

2.3 Einsatz von Eisen- und Aluminiumsalzen

Eisen- und Aluminiumsalze, welche zur Phosphatfällung bzw. bei der Entwässerung eingesetzt werden, enthalten als Begleitstoffe Schwermetalle. Im Falle einer landwirtschaftlichen Klärschlammverwertung ist daher der Schwermetalleintrag aus dieser Quelle zu beachten und er sollte begrenzt werden, wofür die in Tabelle 1 angeführten Richtwerte empfohlen werden. Dabei entsprechen 55,6 g Fe bzw. 27 g Al jeweils einem mol Wirksubstanz. Weiters ist auf einen sparsamen und bedarfsgerechten Einsatz dieser Produkte zu achten.

Tabelle 1: Richtwerte für den Schwermetallgehalt in Fe- oder Al-haltigen Fäll- bzw. Konditionierungsmitteln bezogen die Wirksubstanz (mol Fe bzw. mol Al)

Konzentration (mg/mol Wirksubstanz)						
Cd	Cr	Cu	Hg	Ni	Pb	Zn
0,15	10	15	0,1	15	2,5	20

2.4 Speicherung der Rückläufe aus der Schlammbehandlung

Vielfach wird es zielführend sein, eine Speicherung der anfallenden Schlammwässer („Trübwässer“) vorzusehen, um auf diese Weise die Stickstoffbelastung der Kläranlage möglichst konstant zu halten oder zumindest interne Stickstoffstoßbelastungen, die temporären Rückhalt der anfallenden Schlammwässer geeignet wären Ammoniumspitzen im Ablauf hervorzurufen. Hinweise zur Trübwasserspeicherung finden sich im Text zu den einzelnen Stabilisierungsverfahren.

Um die hydraulische Kapazität des Trübwasserspeichers sinnvoll zu nutzen, ist generell darauf zu achten, dass nur (hoch-)belastete Rückläufe gespeichert werden. So sollte das „Schlammwasser“ von einer maschinellen Überschussschlammeindickung (MÜSE), welches im allgemeinen Ablaufqualität besitzt, ohne Speicherung in die biologische Stufe zurückgeführt werden. Besteht bei der Schlammmentwässerung ein großer Bedarf an Waschwasser, wie etwa bei der Siebbandpresse, wäre zu überlegen konstruktiv eine Trennung vorzusehen, die ermöglicht, dass das wenig belastete Waschwasser direkt in die Kläranlage zurückgeleitet wird, während das hochbelastete Presswasser einem Speicherbecken zugeführt wird (Nowak *et al.*, 2001).

3. Schlammstabilisierung

3.1 Definition und Verfahrensweisen

Das Hauptziel der Stabilisierung ist es, den anfallenden Schlamm in eine weitestgehend fäulnisunfähige Form überzuführen, um Geruchsbelästigungen während der weiteren Handhabung des Schlammes zu vermeiden. Bei landwirt-

schaftlicher Verwertung kommt einer weitgehenden Stabilisierung besondere Bedeutung zu, weil damit sichergestellt wird, dass bei der Schlammausbringung keine von der Bevölkerung nicht akzeptierte Geruchsbelastung auftritt. Daneben sollte durch die Stabilisierung die Feststoff-Masse vermindert und die Entwässerbarkeit verbessert werden, was insgesamt zu einer wesentlichen Volumsreduktion führt.

Für die Schlammstabilisierung werden teilweise chemisch-physikalische, vorwiegend jedoch biologische Verfahren angewendet. Bei landwirtschaftlicher Verwertung ist es zu empfehlen, die Schlammstabilisierung auf biologischem Wege vorzunehmen, wofür grundsätzlich aerobe oder anaerobe Verfahren zum Einsatz kommen können.

Lediglich bei Schlammverbrennung auf bzw. in unmittelbarer Nähe der Kläranlage, wie z.B. bei der Hauptkläranlage Wien, kann auf eine Stabilisierung des Rohschlammes verzichtet werden. Dabei ist allerdings zu beachten, dass weitere Behandlungsschritte, wie etwa die Schlammentwässerung, aber auch die Schlamm Trocknung, bei nicht stabilisiertem Klärschlamm im Betrieb oftmals wesentlich problematischer sind als mit stabilisiertem.

Bis heute gibt es keine allgemein anerkannten Kriterien für ausreichende Stabilisierung. Unzweifelhaft ist, dass weder die spezifische Überschussschlammproduktion noch der Glühverlust, also das Verhältnis σ_{TS} zu TS , geeignete Kriterien für den Stabilisierungsgrad eines Schlammes darstellen. Vielmehr sollte als Stabilisierungskriterium die biologische Aktivität des entsprechenden Schlammes herangezogen werden, bei aerob stabilisierten Schlammern demnach die Atmungsaktivität (Nowak, 2002).

3.2 Chemisch-physikalische Schlammstabilisierung

Ziel der chemisch-physikalischen Stabilisierung ist es, die Umweltbedingungen für die Mikroorganismen soweit zu verändern, dass diese nicht mehr lebensfähig sind. Dazu zu zählen ist eine pH-Anhebung auf Werte über pH 10, zumeist durch die Zugabe von Kalk, wodurch allerdings nur ein vorübergehender Effekt erzielt werden kann. Folglich muss der mit Kalk versetzte Rohschlamm rasch

weiterverarbeitet werden, weswegen diese Methode bei anschließender landwirtschaftlicher Verwertung wenig geeignet ist.

3.3 Anaerobe Schlammstabilisierung (Schlammfäulung)

3.3.1 Verfahren der Schlammfäulung

Eine Schlammstabilisierung auf anaerobem Wege wird üblicherweise entweder im mesophilen Bereich als beheizte Schlammfäulung oder als kalte Fäulung vorgenommen. Zur kalten Fäulung werden Emscherbrunnen oder auch Kaltstapel herangezogen. Unabhängig vom Temperaturbereich kann eine Schlammfäulung nur dann einen weitgehenden Abbau der organischen Substanz mit sich bringen, wenn die Methanbildung gewährleistet ist.

3.3.2 Kalte Fäulung

Um bei der kalten Fäulung den Prozess der Methanisierung zu gewährleisten, muss

durch bauliche und betriebliche Maßnahmen sichergestellt werden, dass die Temperatur ausreichend hoch (möglichst 5°C) und

dass stets ausreichend Impfschlamm im Faulbehälter verbleibt und Frischschlamm nur in geringen Mengen zugeführt wird.

Der Emscherbrunnen ist eine zweistöckige Anlage mit Vorklärbecken und darunter liegendem Schlammfäulraum, wobei durch die tiefe Lage des Faulraums im Erdreich und durch das darüber fließende Abwasser eine ausreichende Temperatur gewährleistet ist. Ein weiterer Vorteil des Emscherbrunnens liegt in der kontinuierlichen Beschickung mit Rohschlamm, da der Überschussschlamm der biologischen Stufe in den Zulauf zum Emscherbrunnen geleitet wird.

Baulich darf das Verhältnis Länge zu Breite nicht zu groß gewählt werden, damit sich der Frischschlamm, der vornehmlich im Bereich des Beckeneinlaufs sedimentiert, ausreichend mit dem bereits im Faulraum befindlichen Schlamm vermischt. Emscherbrunnen sind für eine Faulzeit von 3 bis 4 Monaten auszulegen. Bei landwirtschaftlicher Nassschlammverwertung ist ein getrenntes

Stapelbecken vorzusehen, damit der Betrieb des Emscherbrunnens von der landwirtschaftlichen Ausbringung abgekoppelt werden kann. Da sich beim Emscherbrunnen ein Konzentrationsausgleich zwischen Faulraum und Absetzraum einstellt, ist bei solchen Anlagen bei (mobiler) Schlammentwässerung weder ein getrennter Schlamm-speicher noch ein Schlammwasserspeicher unbedingt erforderlich (Svardal, 1999).

Um beim Kaltstapel eine ausreichende Stabilisierung des Schlammes sicherzustellen, ist baulich auf eine gute Isolierung zu achten. Kaltstapel sind mit einer Umwälzeinrichtung auszustatten. Der Aufenthaltszeit im Kaltstapel ist eine Faulzeit von 4 Monaten und die erforderliche Stapelzeit (siehe Pkt. 5) zugrunde zu legen. Falls die Schlammentwässerung in größeren Intervallen erfolgt, ist eine Speicherung des Schlammwassers erforderlich.

3.3.3 Beheizte Faulung

Bei Planung und Betrieb von beheizten Faulbehältern sind folgende Faktoren zu beachten:

- Geeignete Umwälzung des Faulrauminhalts und geeignete Einmischung des Rohschlammes,
- ausreichende Faulzeit bei ausreichender Temperatur sowie
- eine gute Voreindickung.

Die Durchmischung des Faulbehälters kann grundsätzlich mittels Zwangsmischer (Schraubenmischer oder Rührwerke), Gaseinpressung oder außenliegenden Umwälzpumpen erfolgen. Bei der Wahl der Mischeinrichtung ist auf die Geometrie des Faulbehälters zu achten. Bei der Beschickung ist für eine ausreichende Einmischung des Rohschlammes zu sorgen, wobei das Mischungsverhältnis von umgewälztem Faulschlamm zu Rohschlamm 5 betragen sollte (Svardal, 2002). Generell ist darauf zu achten, dass Kurzschlussströmungen vermieden werden.

Erfahrungsgemäß wird unter der Voraussetzung ausreichender Mischung bei Faulzeiten von etwa 30 Tagen und einer Faulraumtemperatur von größer 35°C ein weitgehende Stabilisierung erreicht. Liegt die Faulzeit im Betrieb deutlich höher, so kann der Faulbehälter auch bei niedrigerer Temperatur betrieben werden.

Kürzere Faulzeiten (als ca. 30 Tage) führen zunächst zu einer Verschlechterung der Entwässerbarkeit des Schlammes. Unter einer Faulzeit von etwa 20 (bis 25) Tagen ist mit einer deutlichen Verringerung des Stabilisierungsgrades und demzufolge der Gasausbeute zu rechnen.

Bei beheizter Schlammfäulung sind im Schlammwasser hohe Ammoniumfrachten enthalten. Die Rückläufe aus der Schlammbehandlung sind daher zu speichern und in Zeiten geringer Anlagenbelastung in den Anlagenzulauf rückzuführen. Gegebenenfalls kann es auch sinnvoll sein, das Schlammwasser auf biologischem Wege oder mittels Ammoniak-Strippung getrennt zu behandeln, um die darin enthaltene Stickstofffracht nennenswert zu reduzieren. Bei einstufigen Belebungsanlagen mit einem N/CSB-Verhältnis im Zulauf von etwa 0,09 und darunter kann jedoch erfahrungsgemäß auf eine solche getrennte biologische Behandlung verzichtet werden.

3.4 Aerobe Schlammstabilisierung

Erfolgt die Schlammstabilisierung auf aerobem Wege, so wird diese heute zumeist als „gleichzeitige aerobe Stabilisierung“ vorgenommen. Fallweise kommt auch die getrennte aerobe Stabilisierung zur Anwendung. Die aerob-thermophile Stabilisierung ist heute nur mehr von geringer Bedeutung.

Bei Anlagen mit „gleichzeitiger aerober Stabilisierung“ wird bei einem hohen Ausmaß an Stickstoffentfernung auch bei höherem Schlammalter oftmals keine zufriedenstellende Stabilisierung erzielt. Bei Anlagen, die auf Denitrifikation optimiert sind, darf eine gleichzeitige Stabilisierung im Allgemeinen erst über einem Schlammalter von etwa 60 Tagen erwartet werden (Nowak, 2002). Ein verstärkter aerober Betrieb des Belebungsbeckens stellt eine mögliche Abhilfemaßnahme bei unzureichender Stabilisierung dar, führt allerdings zu einer erheblichen Verschlechterung der Stickstoffentfernung.

Bei der getrennten aeroben Schlammstabilisierung ist der mit der Voreindickung eingestellte TS-Gehalt zu optimieren. Ein zu hoher Feststoffgehalt kann zu Betriebsproblemen, wie Schaumbildung, starke biogene Erwärmung, schlechter Sauerstoffeintrag, führen. Ein geringer Feststoffgehalt erfordert ein großes Beckenvolumen. Die getrennte aerobe Stabilisierung weist gegenüber der

anaeroben Stabilisierung den Vorteil auf, dass bei diesem Verfahren eine Denitrifikation des rückgelösten Stickstoffs möglich ist.

3.5 Mögliche Maßnahmen bei unzureichender Stabilisierung

Bei einem nicht ausreichend stabilisierten Schlamm führt die pH-Anhebung zufolge Kalkkonditionierung vor der Schlammentwässerung in gewissem Umfang zu einer chemischen Nachstabilisierung, jedoch ohne Langzeiteffekt.

Folgende Maßnahmen zur weitergehenden Stabilisierung haben sich bewährt:

Beheizte Schlammfaulung (auf der eigenen *oder* auf einer anderen Anlage)

Getrennte aerobe Stabilisierung

Kompostierung, Vererdung

Bei der Übernahme von Überschussschlamm von einer anderen Kläranlage durch eine Anlage mit beheizter Schlammfaulung ist in Hinblick auf die Stickstoffentfernung zu beachten, dass etwa 1,5 g N/(EW.d) im Faulbehälter rückgelöst werden und folglich eine zusätzliche Stickstoffbelastung darstellen.

4. Verminderung des Wassergehalts

4.1 Vorbemerkung

Eine Verminderung des Wassergehalts ist als Voreindickung aus betrieblichen Gründen erforderlich, um die Schlammstabilisierung zu ermöglichen bzw. die dafür erforderlichen Volumina gering zu halten. Die Entwässerung und gegebenenfalls eine Schlamm Trocknung dienen dazu, den Aufwand für Lagerung und Transport zu vermindern. Der Unterschied zwischen Eindickung, Entwässerung und Trocknung liegt vornehmlich im erreichbaren Feststoffgehalt (siehe Abb. 2).

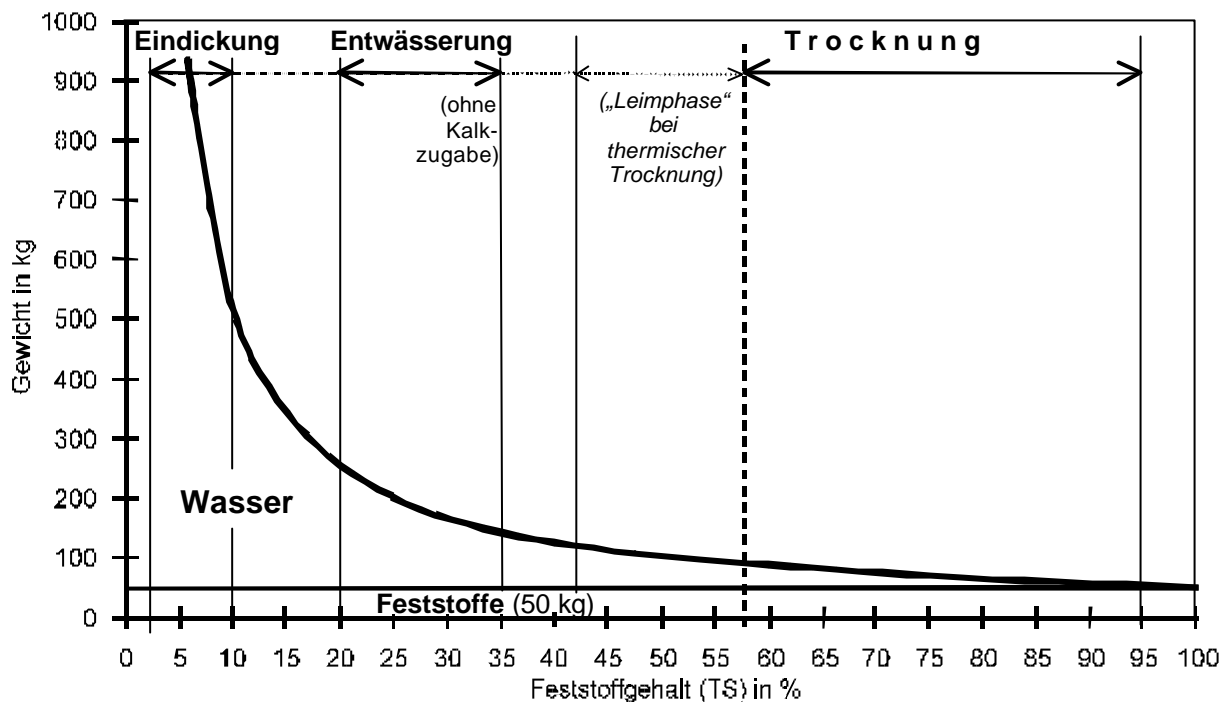


Abbildung 2: Zusammenhang zwischen Trockensubstanzgehalt und Schlammmasse (bzgl. „Leimphase“ siehe Frey, 2002)

4.2 Schlammeindickung

4.2.1 Verfahrensziele

Die Voreindickung des Schlammes als physikalischer Verfahrensschritt vor einer anaeroben Stabilisierung bezweckt eine Wasserabtrennung, um bei der Schlammfäulung

eine ausreichend lange Faulzeit zu erreichen,

möglichst wenig zusätzliches Schlammwasser erwärmen zu müssen,

einen ausreichend hohen pH zu erzielen, um einen stabilen Faulprozess zu gewährleisten, und

durch geringe Schlammwassermengen deren Bewirtschaftung zu erleichtern.

Biochemische Umwandlungsprozesse sollten bei der Eindickung nicht stattfinden. Insbesondere bei Anlagen mit vermehrter biologischer Phosphorentfernung ist eine Rücklösung von Phosphor durch lange Eindickzeiten zu vermeiden.

4.2.2 Verfahrensführung

Abbildung 3 zeigt mögliche Strategien der Eindickung und Entwässerung bei mesophiler Schlammfäulung auf.

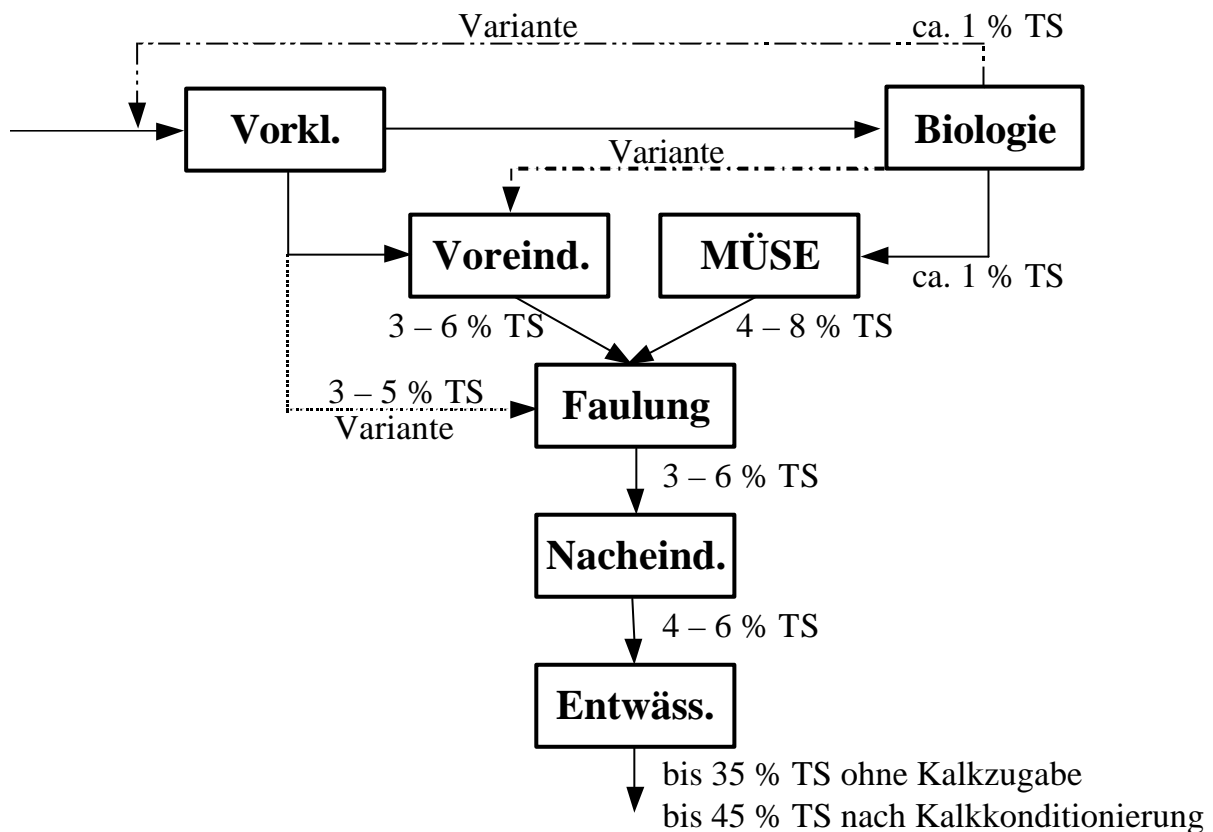


Abbildung 3: Mögliche Fließschemata bei mesophiler Schlammfäulung mit erzielbarem TS-Gehalt

Bei Neigung zu Blähschlamm ist von einem gemeinsamen Absetzen von Primär- und Überschussschlamm im Vorklärbecken abzuraten. Aufgrund der im Vergleich zum Primärschlamm schlechteren Absetzeigenschaften des Belebtschlammes wird häufig eine maschinelle Überschussschlammeindickung (MÜSE) eingesetzt, wofür unterschiedliche Aggregate (Siebtrommel, Bandein-

dicker, etc.) zur Verfügung stehen (Frey, 2002). Zudem kommen Zentrifugen zum Einsatz, die sowohl als MÜSE als auch zur Entwässerung verwendet werden können, wobei die Umstellung vom Eindick- auf den Entwässerungsbetrieb automatisch erfolgen kann. Allenfalls können Primär- und Überschussschlamm auch gemeinsam maschinell eingedickt werden.

Bei Anlagen mit maschineller Überschussschlammeindickung wird durch die Nacheindickung generell keine (wesentliche) Erhöhung des Feststoffgehalts des Faulschlammes erreicht. Bei solchen Anlagen dient der Nacheindicker im Wesentlichen als Vorlagebehälter für die Schlammentwässerung. Zudem ist bei Einsatz einer MÜSE im allgemeinen keine statische Voreindickung des Primärschlammes, außerhalb der Schlammlrichter des Vorklärbeckens, erforderlich.

4.3 Schlammentwässerung

Bei der Schlammentwässerung kommen heute überwiegend maschinelle Verfahren zum Einsatz, wobei eine weitgehende Stabilisierung bzw. ein niedriger Glühverlust die Entwässerbarkeit begünstigen. Die am häufigsten verwendeten Entwässerungsmaschinen sind Kammerfilterpresse, Siebbandpresse und Zentrifuge. Kammerfilterpressen werden chargenweise, Siebbandpressen und Zentrifuge kontinuierlich betrieben (Frey, 2002).

Bei allen genannten Entwässerungsaggregaten kann die Konditionierung mit organischen Flockungshilfsmitteln (Polyelektrolyten) erfolgen. Eine Konditionierung mit anorganischen Stoffen (i.A. Eisen- bzw. Aluminiumsalze und Kalk) ist nur bei der Kammerfilterpresse möglich. Ist ein hoher Kalkgehalt erwünscht, so kann bei Siebbandpresse und Zentrifuge auch eine nachträgliche Einmischung von Kalk (Nachkalkung) erfolgen, wobei der Kalk jedoch bei Weitem nicht so gut mit dem Klärschlamm vermischt wird wie bei der Kalkkonditionierung vor der Kammerfilterpresse.

Für die landwirtschaftliche Verwertung des Klärschlammes muss eine ausreichende Streufähigkeit des Schlammes erzielt werden. Pastöse Schlämme können bei der Verteilung erhebliche Probleme bereiten. Schlämme mit mehr als 35 % TS können üblicherweise mit einem konventionellen Miststreuer

ausgebracht werden. Bei Schlämmen mit weniger als 35 % TS sind höhere Anforderungen an die Verteileinrichtung zu stellen (z.B. Kompoststreuer).

Sowohl bei nachfolgender Schlammverbrennung als auch bei Kompostierung ist von einer Kalkzugabe bei der Entwässerung abzuraten. Seitens der Landwirtschaft besteht jedoch häufig großes Interesse an „kalkentwässerten“ Schlämmen, da in manchen Regionen bei der überwiegenden Zahl der Böden Kalk benötigt wird. Dabei entspricht die Ausbringung von Schlämmen, die nach Kalkkonditionierung mittels Kammerfilterpresse entwässert wurden, oftmals gerade einer „Erhaltungskalkung“.

Bei kleineren Kläranlagen ist zu prüfen, ob eine Entwässerung mit mobilen Entwässerungsaggregate wirtschaftlicher als mit stationären Anlagen ist. Dabei kann eine Lohnentwässerung in Anspruch genommen werden oder eine Entwässerungsanlage von mehreren Anlagen im Verband betrieben werden. Bei mobiler Entwässerung, aber auch im Falle einer stationärer Entwässerung, wenn kurzfristig der Schlammanfall größerer Zeiträume entwässert wird, ist auf die Rückbelastungen (insbesondere an Ammonium) der Abwasserlinie durch das Schlammwasser zu achten. Grundsätzlich wird empfohlen Zwischenspeicher für eine gezielte Rückführung des Schlammwassers vorzusehen.

4.4 Schlamm Trocknung

Klärschlamm trocknungsanlagen dienen dem weitergehenden Wasserentzug von entwässerten Klärschlamm. Im kommunalen Bereich finden Anlagen nach dem Prinzip der Konvektionstrocknung (Trommeltrockner, Bandtrockner etc.) oder Kontaktstrocknung (Scheibentrockner, Dünnschichttrockner etc.) Anwendung (Frey, 2002).

Durch die erzielbare Volumsreduktion wird einerseits der Bedarf an Lagerflächen reduziert und aufgrund der krümmeligen Struktur des Endproduktes ist eine leichtere Handhabung bei der weiteren Manipulation und gegebenenfalls eine höhere Akzeptanz für die weitere Verwertung zu erwarten.

Bei kleineren (bis mittelgroßen) Kläranlagen ist die Installation einer Trocknungsanlage (insbesondere bei Einsatz von Heizenergie) meist nicht rentabel. Eine neue wirtschaftliche und ökologisch sinnvolle Anwendungsform der

Konvektionstrocknung stellt bei diesen Anlagen, sofern ausreichende Flächen zur Verfügung stehen, die solare Schlammstrocknung dar (Kassner, 2002).

5. Schlammspeicherung bzw. -lagerung

Eine Verwertung von Klärschlamm in der Landwirtschaft ist auf die Anforderungen aus der landwirtschaftlichen Produktion abzustimmen. Die Einsatzmöglichkeit ist damit zeitlich begrenzt und es ist erforderlich, Klärschlamm auf der Kläranlage zu speichern bzw. zu lagern.

Die Speicher- und Lagerkapazitäten sind an die regionalen Möglichkeiten der landwirtschaftlichen Verwertung anzupassen. Empfohlen wird eine Speicher- bzw. Lagerzeit von mindestens 6 Monaten, wenn für Alternativen zur regionalen Verwertung gesorgt ist.

Bei anderen Formen der Schlammverwertung bzw. -entsorgung ist die erforderliche Speicher- bzw. Lagerkapazität im Einzelfall zu überlegen. Für die Lagerung von entwässertem Schlamm ist eine Überdachung zu empfehlen. Nassschlamm Speicher können auch zur statischen Eindickung herangezogen werden.

6. Weitergehende Schlammbehandlung

6.1 Hygienisierung (Entseuchung)

Das Ziel einer Hygienisierung ist es, die Anzahl an Krankheitserregern im Schlamm so weit zu reduzieren, dass der Schlamm seuchenhygienisch unbedenklich ist. Die Grundstrategie der Hygienisierung besteht darin, den Schlamm und damit die vorhandenen Keime über einen gewissen Zeitraum extremen Milieubedingungen auszusetzen. Die Hygienisierung kann entweder thermisch – durch Temperaturerhöhung – oder chemisch – durch pH-Anhebung – erfolgen.

Bei den Verfahren der Hygienisierung mit Temperaturerhöhung ist eine bestimmte Temperatur über eine gewisse Zeit aufrecht zu erhalten. Einen Überblick über diesen Zeit-Temperatur-Zusammenhang gibt Abbildung 4.

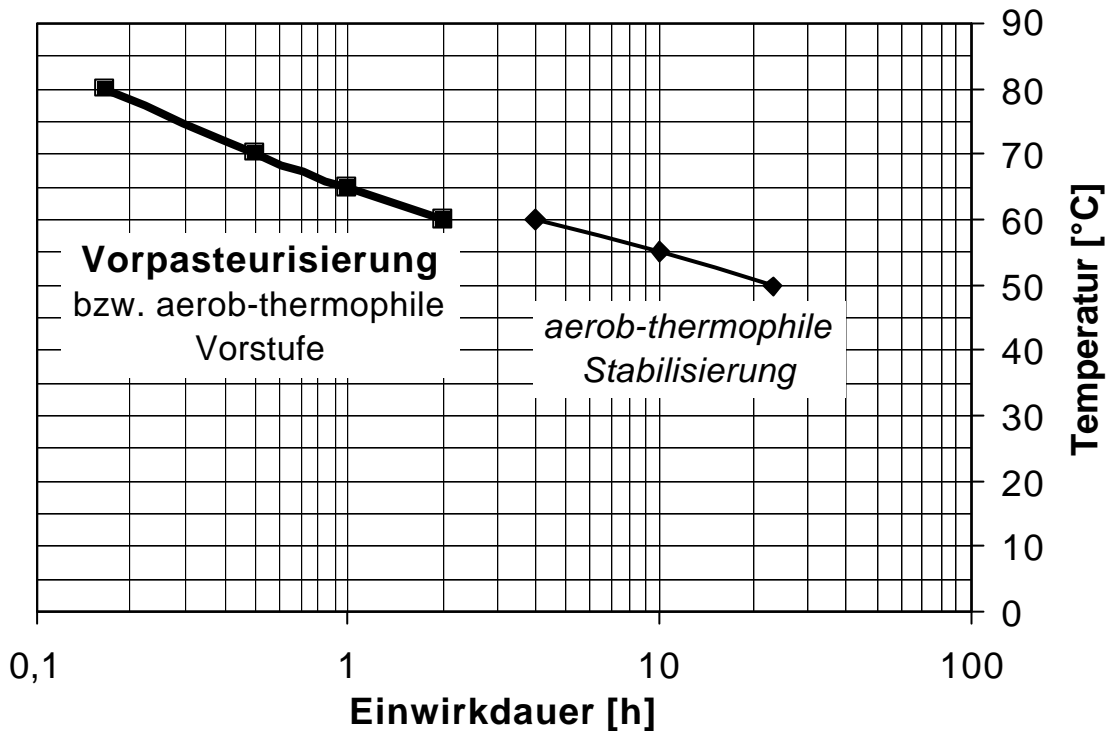


Abbildung 4: Erforderliche Einwirkzeit zur Hygienisierung in Abhängigkeit von der Temperatur

Thermische Verfahren werden häufig vor einer mesophilen Schlammfäulung angeordnet, womit die Gefahr einer Wiederverkeimung gegeben ist. Bei der Hygienisierung mittels pH-Anhebung ist durch die Zugabe von Kalk ein $\text{pH} > 12$ zu erreichen. Beim Zusatz von Branntkalk (CaO) zum entwässerten Schlamm kommt es bei ausreichender Wärmedämmung zu einer Erhöhung der Temperatur auf 55 bis 70°C . Beim Einsatz von Kalkhydrat ($\text{Ca}(\text{OH})_2$) tritt dieser thermische Effekt nicht auf, weswegen für eine zuverlässige Hygienisierung anschließend eine Lagerzeit von mindestens 3 Monaten erforderlich ist. Durch die längerfristige Wirkung der pH-Anhebung ist die Gefahr einer Wiederverkeimung geringer als bei den thermischen Verfahren.

6.2 Kompostierung

Bei der Klärschlammkompostierung muss in Abhängigkeit vom Wassergehalt ein entsprechender Anteil (meist 40 bis 60 Vol.%) an kohlenstoffreichem Strukturmaterial (Häckselgut, Rindenschrot, Stroh oder Sägespäne) eingearbeitet werden. Um bei diesem aeroben Umwandlungsprozess ein qualitativ hochwertiges Produkt zu erzielen, ist die Sauerstoffversorgung sowie ein ausreichendes Wasserangebot und ein gut abgestimmtes C/N-Verhältnis im Rottekörper sicherzustellen.

Bei guter Materialmischung kann die Klärschlammkompostierung sowohl in geschlossenen Systemen als auch in zwangsbelüfteten oder statischen Mietensysteme durchgeführt werden. Während der thermophilen Phase des Rotteprozesses ($> 50 \text{ } 70 \text{ } ^\circ\text{C}$) kommt es bei guter Rotteführung zu einer ausreichenden Hygienisierung des Schlammes. Für die Herstellung eines ausgereiften und stabilisierten Produkts kann als Untergrenze eine Kompostierungsdauer von 12 Wochen angesetzt werden. Bei der Verwertung als Kompost steht nicht so sehr die direkte Nährstoffwirkung als der universelle Einsatz als Bodenverbesserungsmittel (Humusersatz) bzw. als Substrat im Vordergrund.

6.3 Behandlung in Pflanzenbeeten

Die Schlammbehandlung in Pflanzenbeeten (Klärschlammvererdung) mit Sumpfpflanzen (z.B. Schilf) stellt eine günstige Methode der Klärschlamm-entwässerung dar.

Eine solche Anlage besteht aus drainagierten, mit Schilf bepflanzten Becken mit einer nutzbaren Höhe 1 bis 1,7 m Tiefe. Die Beschickung einer Schlammvererdungsanlage erfolgt je nach Beschaffenheit des Ausgangsschlammes in Gaben von einigen Zentimetern. Zu empfehlen ist ein Zeitraum der Beladung von 3 bis 10 Jahren sowie 1 Jahr Ruhepause vor der Räumung. Die Entwässerung des Schlammes erfolgt über eine Drainage sowie durch Evapotranspiration. Bei einer spezifischen Fläche von 0,25 bis 0,6 m²/EW (Reinhofer, 1998, bzw. ATV-DVWK, 2001) ist mit diesem Verfahren ein TS-Gehalt von etwa 25 bis zu 40% und eine Schlammvolumenreduktion um 80 bis 90% erzielbar.

Neben der Schlammentwässerung erfolgt durch die Aktivität der Mikroorganismen auch eine qualitative Verbesserung des Klärschlammes (Stabilisierung), wobei der Glühverlust auf 30 bis 40% gesenkt wird. Weiters ist eine gute hygienische Qualität des Endproduktes zu erwarten.

7. Abschließende Bemerkungen

Außer dem CO₂ und dem denitrifizierten elementaren Stickstoff über den Luftpfad sind es im Wesentlichen 2 „Güter“ die eine biologische Abwasserreinigungsanlage „verlassen“: gereinigtes Abwasser und Klärschlamm. Dabei werden rund die Hälfte der Betriebskosten von kommunalen Kläranlagen für die Schlammbehandlung und –entsorgung aufgewendet und sind damit dem „Gut“ Klärschlamm zuzuordnen (Lindtner *et al.*, 2002).

Auf dem Gebiet der Abwasserreinigung hat sich der „Stand der Technik“ durch die Herausforderungen der neueren gesetzlichen Anforderungen an die Ablaufqualität in den letzten ein bis zwei Jahrzehnten überaus rasch entwickelt. Abwasserreinigungsanlagen, die heute geplant oder erweitert werden, gleichen im Bereich der biologischen Reinigungsstufe kaum mehr Anlagen, die z.B. in den 70er-Jahren konzipiert wurden, abgesehen davon, dass heute wie damals vornehmlich das Belebungsverfahren zum Einsatz kommt, allerdings in einem ganz anderen Belastungsbereich.

Im Gegensatz dazu gibt es im Bereich der Schlammbehandlung zwar teilweise neuere technische Entwicklungen, wie z.B. die maschinelle Überschussschlammendickung oder Verbesserungen bei den Entwässerungsaggregaten, in vielen Bereichen wird jedoch mit den gleichen Technologien gearbeitet wie z.B. in den 70er-Jahren. So wird sich eine heute neu geplante beheizte Schlammfäulung häufig kaum von einer unterscheiden, die in den 70er-Jahren konzipiert wurde.

Anders als hinsichtlich des Gutes „gereinigtes Abwasser“ haben sich die Anforderungen in Bezug auf den Klärschlamm in den letzten Jahren kaum verändert, mit Ausnahme der Forderung nach möglichst niedrigen Schwermetallkonzentrationen, was jedoch vornehmlich als Aufgabe der Indirekteinleiterüberwachung zu sehen ist. Dementsprechend haben sich

Forschung und Entwicklung in den letzten Jahren – abgesehen vom „Thema“ der Klärschlammdeintegration (Nowak *et al.*, 2002) – nicht auf breiter Basis mit Fragen der Schlammbehandlung beschäftigt.

In Anbetracht des hohen Anteils der Schlammbehandlung (und –entsorgung) an den Gesamtkosten der „Abwasserreinigung“ und dem zunehmenden Druck hinsichtlich einer Minimierung der Kosten der Abwasserentsorgung sollte vermehrt danach getrachtet werden, die Entwicklung von verbesserten Technologien und Gesamtkonzepten für eine kosteneffiziente und dennoch umweltgerechte Schlammbehandlung voranzutreiben. Und beim Betrieb bestehender Anlagen sollte darauf geachtet werden, dass die für die Schlammbehandlung zur Verfügung stehende Infrastruktur möglichst effizient genutzt wird.

8. Danksagung

Der Leiter der Arbeitsgruppe „Schlammbehandlung“ möchte allen, die durch ihre Mitarbeit in der Arbeitsgruppe an der Entstehung dieses Beitrags zum ÖWAV-Regelblatt „Landwirtschaftliche Verwertung von Klärschlamm“ beigetragen haben, danken. Darunter zu zählen sind außer den Koautoren dieses Artikels, die auch einen schriftlichen Beitrag geliefert haben, alle Mitglieder der Arbeitsgruppe, die redaktionell mitgearbeitet haben, sowie die Teilnehmer an einzelnen Arbeitssitzungen, die durch ihre Anregungen und Diskussionsbeiträge mitgeholfen haben den Wissensstand der Arbeitsgruppe zu erhöhen und auf diese Weise ihren Beitrag zur erfolgreichen Arbeit geleistet haben.

9. Literatur

- ATV-DVWK Fachausschuss AK-2 (2001) Klärschlammbehandlung in Pflanzenbeeten. *KA – Wasserwirtschaft, Abwasser, Abfall* **48**(7), 991 - 996.
- Frey, W. (2002) Maschinelle Ausrüstung der Schlammbehandlung. *Wiener Mitteilungen* **177b**, 77 - 124.
- Kassner, W. (2002) Solare Klärschlamm-trocknung. *Wiener Mitteilungen* **177a**, 101 - 112.
- Lindtner, S., Nowak, O., Kroiß, H. (2002) Benchmarking für Abwasserreinigungsanlagen. *Wiener Mitteilungen* **176**, 95-132.

- Nowak, O. (2002) Schlammbehandlung bei Anlagen ohne mesophiler Schlammfäulung. *Wiener Mitteilungen* **177b**, 29 - 76.
- Nowak, O., Keil, S., Maier, W. (2001) Beispiele für einstufige Belebungsanlagen mit Schlammfäulung: ARA Wolfgangsee-Ischl und ARA Wallersee-Süd. *Wiener Mitteilungen* **166**, 503-551.
- Nowak, O., Parravicini, V., Müller-Rechberger, H. (2002) Klärschlammintegration. *Wiener Mitteilungen* **177a**, ??? - ???.
- Reinhofer, M. (1998) Klärschlammvererdung mit Schilf. *Schriftenreihe zur Wasserwirtschaft* (TU Graz) **32**.
- Svardal, K. (1999) Betriebserfahrungen mit der mobilen Klärschlammwässerung. *Informationsreihe Betriebspersonal Abwasseranlagen (Österreichischer Wasser- und Abfallwirtschaftsverband - ÖWAV) - Folge 7*, 193 - 203.
- Svardal, K. (2002) Schlammbehandlung bei Anlagen mit mesophiler Schlammfäulung. *Wiener Mitteilungen* **177b**, 1 - 28.

Univ.-Doz. Dipl.-Ing. Dr. Otto Nowak

Institut für Wassergüte und Abfallwirtschaft
Technische Universität Wien
Karlsplatz 13/226
1040 Wien

Tel.: +43/1/58801-22626

Fax: +43/1/58801-22699

Email: otto.nowak@tuwien.ac.at

Verbrennung und Mitverbrennung von Klärschlämmen

Siegmond Böhmer

Umweltbundesamt GmbH

Kurzfassung: In dieser Arbeit werden thermische Behandlungsverfahren für Klärschlämme in Österreich beschrieben. Ausgehend von der derzeitigen Situation des Anfalles, der Verwertung und Entsorgung industrieller und kommunaler Klärschlämme werden die mit dem Inkrafttreten der Deponieverordnung im Jahr 2004 zusätzlich anfallenden Mengen an Klärschlämmen und Kapazitäten zur thermischen Behandlung abgeschätzt. Insbesondere wird die Verbrennung und Mitverbrennung von Klärschlämmen in Abfallverbrennungsanlagen und in Kohlekraftwerken beschrieben und diskutiert. Technische Einschränkungen sowie aus der Sicht des Umweltschutzes notwendige Maßnahmen und Eingangsbeschränkungen für die Mitverbrennung von Klärschlämmen in Kohlekraftwerken werden dargestellt.

Keywords: Verbrennung, Mitverbrennung, Abfallverbrennungsanlage, Klärschlamm, Kohlekraftwerk, Papierfaserreststoff

1 Einleitung

1.1 Begriffsbestimmung

Klärschlamm fällt bei der Reinigung von industriellen und kommunalen Abwässern als dünnflüssiger Schlamm mit hohem Wassergehalt (ca. 95 %) an. Im Sinne des Abfallwirtschaftsgesetz (BGBI 325/1990 idF BGBI I 90/2000) ist Klärschlamm Abfall, wobei zwischen einigen Schlämmen unterschieden wird (**Tabelle 1**). In der ÖNORM S 2100 werden noch weitere Schlüsselnummern für Schlämme angeführt (z.B. 943: Nichtstabilisierte Schlämme aus mechanisch-biologischer Abwasserbehandlung, soweit sie nicht in anderen Positionen enthalten sind). Diese werden aber nicht den Klärschlämmen im engeren Sinn zugerechnet und in dem vorliegenden Bericht nicht besprochen.

Tabelle 1: Schlüsselnummern von Klärschlämmen verschiedener Herkunft

Schlüsselnummer (SN)	Art des Schlammes
945	Stabilisierte Schlämme aus mechanisch biologischer Abwasserbehandlung
94501 N	- Anaerob stabilisiert (Faulschlamm)
94502 N	- Aerob stabilisiert
948	Schlämme aus der Abwasserbehandlung
94801 J	- Schlamm aus der Abwasserbehandlung
94802 N	- Schlamm aus der mechanischen Abwasserbehandlung der Zellstoff- und Papierindustrie
94803 N	- Schlamm aus der biologischen Abwasserbehandlung der Zellstoff- und Papierindustrie

1.2 Klärschlammaufkommen und Behandlung in Österreich

Der Gewässerschutzbericht 1999 gibt einen Überblick über den Anfall und die Behandlung von kommunalem und industriellem Klärschlamm (SN 945 und 948; **Abbildung 1** und **Abbildung 2**) (BMLFUW, 1999). Die Herkunft der Klärschlämme konnte dabei nicht immer zweifelsfrei bestimmt werden, da einige Industriebetriebe (z.B. Betriebe der Zellstoff- und Papierindustrie) ihre Abwässer über kommunale Abwasserverbände entsorgen. Die angegebenen Zahlen variieren je nach Informationsquelle aufgrund unterschiedlicher (oder gemittelter) Angaben zu den jeweiligen Trockensubstanzgehalten.

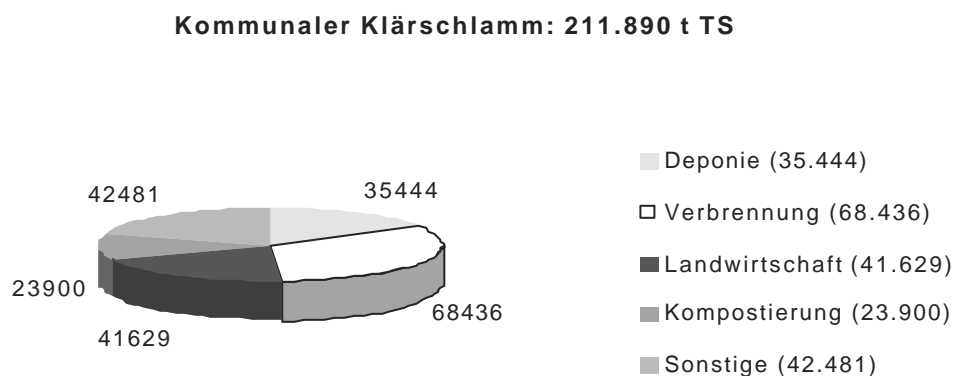


Abbildung 1: Aufkommen und Behandlung von kommunalem Klärschlamm 1999 in Österreich (BMLFUW, 1999)

Der hohe Anteil der Verbrennung an den verschiedenen Verwertungs- und Entsorgungsmöglichkeiten von kommunalem Klärschlamm ist fast ausschließlich auf den Raum Wien zurückzuführen. Hier wird der gesamte kommunale Klärschlamm in den Wirbelschichtöfen des Werkes Simmeringer Haide verbrannt (1999: 66.800 t TS). In den anderen Bundesländern überwiegt die Entsorgung über die Deponierung, über die landwirtschaftliche Verwendung, über die Kompostierung und über andere Wege (Bauzuschlagsstoff, Landschaftsbau, Düngemittel, etc).

Abbildung 2 zeigt den Anfall und die Verwertungs- bzw. Entsorgungswege von industriellem Klärschlamm.

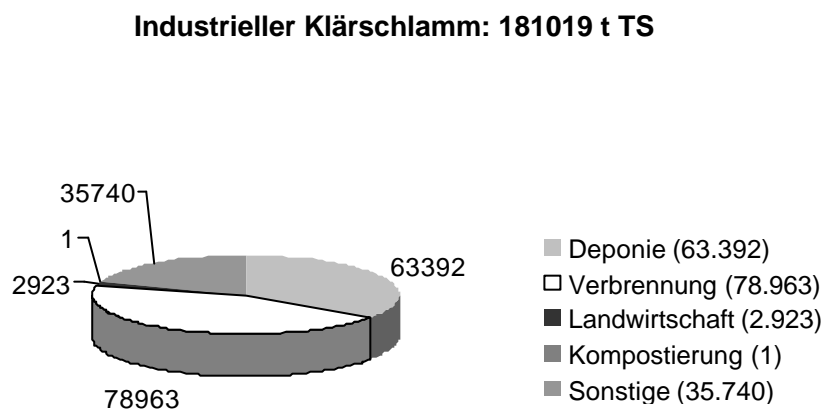


Abbildung 2: Aufkommen und Behandlung von industriellem Klärschlamm 1999 in Österreich (BMLFUW, 1999)

Auch hier überwiegt der Anteil der Verbrennung an den Entsorgungswegen, während die landwirtschaftliche Verwendung und die Kompostierung nur wenig Bedeutung haben. Ein großer Teil (35 %) wird deponiert und ungefähr 20 % werden anderweitig (Bauzuschlagsstoff, Landschaftsbau, etc) genutzt.

In einer Studie des Umweltbundesamtes wurde das gesamte zukünftig zu entsorgende Klärschlammvolumen mit etwa 440.000 t TS abgeschätzt (BÖHMER, 2001): Diese Zahl ergibt sich unter Berücksichtigung der zur Zeit anfallenden Menge (1999: ca. 390.000 t TS) und eines in Zukunft leicht erhöhten Anschlussgrad von kommunalen Abwässern an Kläranlagen sowie einer

verbesserten Stickstoff- und Phosphorentfernung aus dem Abwasser (in Summe plus 50.000 t TS) . Eine Vorhersage der Entwicklung des Aufkommens von industriellem Klärschlamm (z.B. aus der Zellstoff- und Papierindustrie) wurde aufgrund der Datenlage nicht getroffen.

Derzeit werden insgesamt etwa 100.000 t Klärschlamm TS deponiert (siehe obige Abbildungen). Unter der Annahme, dass die sonstigen Verwertungs- und Behandlungswege (Landwirtschaft, Kompostierung, Landschaftsbau, andere) des Klärschlammes im Jahr 2004 keine wesentlichen Änderungen erfahren werden (1999: 145.000 t TS), und der bisher deponierte Anteil zur Gänze thermisch verwertet oder entsorgt wird, müssten daher neue Verbrennungskapazitäten im Ausmaß von ca. 100.000 t Trockensubstanz pro Jahr geschaffen werden.

Berücksichtigt man zusätzlich noch die erwartete gesteigerte Produktion von kommunalem Klärschlamm, so erhöht sich diese Summe auf ungefähr 150.000 t Trockensubstanz im Jahr.

1.3 Zusammensetzung von Klärschlämmen

Für die Verbrennung und Mitverbrennung wichtige Parameter sind der Heizwert und der Wassergehalt. Der Heizwert von Klärschlamm hängt vom Anteil der organischen Substanz (= Glühverlust) der Trockenmasse ab. Ausgefaulter Schlamm weist einen geringeren Heizwert auf als Rohschlamm, ist aber aufgrund des geringeren Methangasbildungspotentials sicherer in der Handhabung.

Eine selbstgängige Verbrennung ohne Zuführung von Fremdenergie ist theoretisch möglich, wenn der Heizwert über dem Energiebedarf zum Verdampfen des Wassers im Klärschlamm liegt. In der Praxis liegt die Grenze für eine selbstgängige Verbrennung bei einem Heizwert von 5.000 kJ/kg. Dies bedeutet einen erforderlichen TS-Gehalt von etwa 40 % (THOME-KOZMIENSKY, 1998). Bei einem geringeren Heizwert müssen entweder heizwertreiche Brennstoffe zugefeuert werden (z.B. Stützfeuerung mit Öl), oder es muss eine gemeinsame (Mit)Verbrennung mit Fraktionen mit höherem Heizwert erfolgen.

Bei der Mitverbrennung in Kohlekraftwerken sind die oft großen Unterschiede im Heizwert und Aschegehalt von Kohle und Klärschlamm zu berücksichtigen. So kann der Heizwert von getrocknetem Klärschlamm um bis zu zwei Drittel unter

dem von Steinkohle liegen, während der Aschegehalt bis zu fünfmal größer sein kann (siehe auch **Tabelle 2**).

Tabelle 2: Kenndaten von Klärschlamm und Kohle (Böhmer, 2001)

Parameter	Einheit	Bereich Klärschlamm	Bereich Kohle
Wassergehalt	Gew.-%	65 – 95	3 - 60
Heizwert H _u	MJ/kg TS	9 – 12	7 – 38
Aschegehalt	Gew.-% (wf)	40 – 62,8	3 – 17
Flüchtige	Gew.-% (wf)	13 – 47	17 - 60
Fixer C	Gew.-% (wf)	1	19
C	Gew.-% (wf)	33 – 50	60 – 80
H	Gew.-% (wf)	4 – 7	3 - 9
N	Gew.-% (wf)	2 – 9,4	0,5 - 2
S	Gew.-% (wf)	0,5 – 2	0,5 - 3
Cl	mg/kg TS	500 – 3.000	200 - 300
F	mg/kg TS	100 - 350	16 – 20
As	mg/kg TS	4 – 14,4	0,4 – 18
B	mg/kg TS	30 - 130	
Ba	mg/kg TS	300 - 500	
Be	mg/kg TS	0,9 – 2	0,1
Pb	mg/kg TS	15 – 412	0,4 – 50
Cd	mg/kg TS	4 – 6	0,02 – 5
Co	mg/kg TS	2 – 13,5	0,6 – 21
Cr	mg/kg TS	40 – 130	1,4 – 39,1
Cu	mg/kg TS	30 – 540	1 – 33
K	mg/kg TS	1.500 – 3.900	
Mn	mg/kg TS	210 – 1.000	88 – 160
Na	mg/kg TS	1.100 – 4.400	
Ni	mg/kg TS	30 – 94	1,6 – 40,5
Hg	mg/kg TS	0,2 – 48	0,1 – 0,3
Se	mg/kg TS	<5	
Sb	mg/kg TS	2,4 – 8,5	1 – 5
Th	mg/kg TS	1,2 – 2	0,1 – 0,3
V	mg/kg TS	9 - 35,4	1 – 105
Sn	mg/kg TS	10 – 100	4
Zn	mg/kg TS	420 – 1.700	5 – 60
AOX	mg/kg TS	172 - 406	
PCDD + PCDF	ng/kg TS	35 – 3.364,3	

Wichtige Parameter für die Mitverbrennung (z.B. in Kohlekraftwerken) sind die vergleichsweise hohen Konzentrationen von Chloriden, Fluoriden, Natrium und

Kalium im Klärschlamm, welche die Aschecharakteristik und das Korrosionsverhalten negativ beeinflussen (siehe Kapitel 4).

In der **Tabelle 2** werden Daten aus diversen Klärschlamm- und Kohleanalysen vergleichend gegenübergestellt. Aus den angegebenen Bereichen ist ersichtlich, dass der Schwermetallgehalt im Klärschlamm um ein Vielfaches (bis zum Faktor 90) höher liegen kann als der in Stein- oder Braunkohle. Zusätzlich unterliegt der Gehalt an Schwermetallen je nach Herkunft und Art des Klärschlammes starken Schwankungen.

2 Kapazitäten zur Verbrennung und Mitverbrennung von Klärschlämmen

2.1 Aktuelle Situation

Derzeit werden kommunale und industrielle Klärschlämme in verschiedenen Feuerungsanlagen verbrannt bzw. mitverbrannt (siehe **Tabelle 3**).

Wie aus der **Tabelle 3** ersichtlich, werden Klärschlämme von unterschiedlichen industriellen Sektoren mit unterschiedlichen Technologien thermisch und stofflich behandelt oder verwertet. Die im Vergleich zu **Abbildung 1** und **Abbildung 2** höheren Zahlen können im wesentlichen auf die Zellstoff- und Papierindustrie zurückgeführt werden: einerseits wurden die in der **Tabelle 3** angeführten Daten direkt von den Betreibern erfragt (welche zum Teil auf anderen Trockensubstanzgehalte basieren), andererseits wird in der **Tabelle 3** die Behandlung von Klärschlämmen in der Zement- und Ziegelindustrie der Mitverbrennung (und nicht der stofflichen Verwertung) zugeordnet.

Kommunale Klärschlämme werden zur Zeit in Abfallverbrennungsanlagen (Werk Simmeringer Haide, Reststoffverwertung Lenzing) verbrannt, ein kleiner Teil (etwa 1.000 t TS) wird in einem Wirbelschichtkessel der Holzverarbeitenden Industrie mitverbrannt. Im Kohlekraftwerk St. Andrä wurden in den vergangenen Jahren versuchsweise kommunale und industrielle Klärschlämme mitverbrannt (max. 4,3 t/h; siehe Kapitel 4.3).

Industrielle Klärschlämme der Zellstoff- und Papierindustrie werden zum Teil am Ort der Entstehung gemeinsam mit Papierresten und Biomasse verfeuert. Ein Teil (Primärschlamm mit Anteilen von Überschussschlamm) wird auch von der Zement- und Ziegelindustrie thermisch und stofflich genutzt.

Tabelle 3: Verbrennung und Mitverbrennung von Klärschlämmen in Österreich

Feuerungsanlagen	Art des Klärschlammes	Volumen
Werk Simmeringer Haide (Wirbelschichtanlagen)	kommunal	2000 : 63.390 t TS (Wieser, 2000)
Reststoffverwertung Lenzing (Wirbelschichtanlage)	kommunal	1999: 26.162 t (Wiedemann, 2000)
Drehrohröfen der Zementindustrie	industriell (aus der Zellstoff- und Papierindustrie)	1999: 22.750 t TS (Hackl, 2001)
Tunnelöfen der Ziegelindustrie*	industriell (aus der Zellstoff- und Papierindustrie)	2000: ca. 27.000 t TS (Angaben einzelner Betriebe der Zellstoff- und Papierindustrie)
Staubfeuerungen von Kohlekraftwerken	Kommunal und industriell	Feb 2000 bis März 2001: 3.543 t (TS: 30 – 70 %, im KW St. Andrä) (Verbundgesellschaft, 2001)
Wirbelschichtkessel der Zellstoff- und Papierindustrie	industriell	92.371 t TS (Angaben einzelner Betriebe der Zellstoff- und Papierindustrie)
Laugenkessel der Zellstoff- und Papierindustrie	industriell	1.200 t TS (Angaben einzelner Betriebe der Zellstoff- und Papierindustrie)
Wirbelschichtkessel der holzverarbeitenden Industrie	kommunal	ca. 1.000 t TS (Böhmer, 2001)
Summe		207.711 + 10.000 t TS**

* auch der stofflichen Verwertung zugeordnet; ** bei fehlender Angabe wurde eine TS von 30 % angenommen

Einen Sonderfall stellt die Verbrennung von Überschussschlamm in einem Laugenverbrennungskessel der Zellstoff- und Papierindustrie dar. Durch die Verbrennung der Dicklauge sollen die Aufschlusschemikalien in möglichst reiner Form zurückgewonnen werden. Die gemeinsame Verbrennung von Überschussschlamm und Dicklauge ist möglich, da in der betriebseigenen Kläranlage nur Abwasser aus der Zellstoffproduktion behandelt wird. Es ist nicht zu erwarten, dass kommunale Klärschlämme in Laugenverbrennungskesseln verbrannt werden können.

2.2 Zusätzliche Kapazitäten von Anlagen für die Verbrennung und Mitverbrennung

Zusätzliche Kapazitäten für die Mitverbrennung von Klärschlamm könnten durch die Errichtung neuer Anlagen oder durch erhöhten Einsatz in bestehenden Anlagen geschaffen werden.

2.2.1 Abfallverbrennungsanlagen

In der **Tabelle 4** werden geplante Anlagen zur Verbrennung von Abfällen aufgelistet:

Tabelle 4: Geplante Anlagen zur Verbrennung von Abfällen (Angaben der Betreiber)

Betreiber	Standort	Kapazität (t/a)	Bemerkung
A.S.A. Abfall Service AG	Zistersdorf	130.000	Rostfeuerung; für Abfälle und Klärschlamm (10.000 t, 25 % TS); Bau nicht sicher
Abfallverwertung NÖ PlanungsgesmbH	Zwentendorf - Dürnrohr	300.000	Rostfeuerung; für Abfälle und 20.000 t Klärschlamm ; Baubeginn: Herbst 2001
Welser Abfallverwertung BetriebsgmbH	Wels	230.000	Rostfeuerung für Abfälle (keine Klärschlämme); Bau nicht sicher
Kärntner Restmüllverwertungs GmbH	Arnoldstein	80.000	Rostfeuerung für Restmüll, Verfeuerung von Klärschlamm ist nicht geplant; Baubeginn: Mitte 2002
ENAGES	Niklasdorf	100.000	Wirbelschichtkessel für Klärschlamm und Papierfaserschlamm ; Baubeginn: 2002
Fernwärme Wien	Wien	90.000	Wirbelschichtkessel für Abfälle und Klärschlamm ; Baubeginn: 2002
Glanzstoff St. Pölten	St. Pölten	70.000 – 150.000	Wirbelschichtkessel; Bau nicht sicher
Kundl	Tirol	160.000	Rostfeuerung; Standortfindung abgeschlossen
Wien	Wien	250.000 – 450.000	Rostfeuerung für Hausmüll; SUP-Prozess abgeschlossen
Summe		1.410.000 – 1.690.000	max. 220.000 t Klärschlamm (etwa 25 % TS); Abschätzung schwierig

Es ist der Bau von neun Anlagen zur Abfallverbrennung geplant, wobei für die Verbrennung von Klärschlamm von einer maximale Kapazität von 220.000 t (25 % TS) ausgegangen werden kann. Die Abschätzung der genauen Menge ist mit großen Unsicherheiten behaftet, da von den Betreibergesellschaften keine näheren Angaben zu Art und Anteil des Klärschlammes am gesamten Abfalleinsatz gemacht werden. Inwieweit alle geplanten Projekte verwirklicht werden, hängt unter anderem von der Verfügbarkeit der Abfälle ab.

Auf Basis der maximalen Kapazität für die Klärschlammverbrennung in geplanten Anlagen ergibt sich damit - verglichen mit dem erwartetem Aufkommen (Kapitel 1.2) - ein Bedarf von zusätzlichen jährlichen Behandlungsmöglichkeiten zwischen 45.000 t und 95.000 t Trockensubstanz.

Kapazitäten für die thermische Behandlung von Klärschlämmen könnten theoretisch in Abfallverbrennungsanlagen, kalorischen Kraftwerken, in der Zement- und Ziegelindustrie sowie in den Wirbelschichtkesseln der Zellstoff- und Papierindustrie geschaffen werden.

Daneben wird zur Zeit auch die Möglichkeit erwogen, kleine Einheiten zur Monoverbrennung von Klärschlamm zu errichten. Diese Technologien befinden sich aber noch im Prüfungs- bzw. Planungsstadium, weswegen im Rahmen dieses Berichtes nicht weiter darauf eingegangen wird.

Der Vollständigkeit halber sei an dieser Stelle noch die mechanisch-biologische Behandlung und die Kompostierung von Klärschlamm erwähnt. Eine Abschätzung freier Kapazitäten dieser beiden Behandlungswege wird hier nicht getroffen.

2.2.2 Kalorische Kraftwerke

Die Mitverbrennung von Klärschlämmen wurde bereits 1989 im Kraftwerk Riedersbach (OÖ) in einigen Versuchen durchgeführt, welche aber im Zuge des Umbaus der Feuerung nicht weiter verfolgt wurden. Auch im Kraftwerk Zeltweg wurden 1999 geringe Mengen Klärschlamm gemeinsam mit Steinkohle verbrannt. Die Konservierung des Kraftwerkes Zeltweg wurde im Jahr 2002 vom Verbund-Vorstand beschlossen, derzeit ist die Zukunft dieses Kraftwerksstandortes ungewiss. In den beiden vergangenen Jahren fanden im Kraftwerk St. Andrä (K) umfangreiche Versuche zur Abfallmitverbrennung – unter anderem auch mit industriellen und kommunalen Klärschlämmen – statt.

Zur Zeit verfügen folgende Kraftwerke über eine Genehmigung zur versuchsweisen Mitverbrennung von Klärschlämmen:

- KW Zeltweg
- KW St. Andrä 2
- KW Voitsberg 3,
- KW Riedersbach 1 und 2
- KW Timelkam 2
- KW Dürnrohr 2

Derzeit ist offen, ob und an welchen Standorten die Mitverbrennung von Klärschlamm dauerhaft realisiert werden kann oder wird.

In Deutschland werden Klärschlämme seit einigen Jahren in Kohlekraftwerken im Dauerbetrieb mitverbrannt (Wiebusch, 2001). Der durchschnittliche Anteil der mitverbrannten Menge liegt zwischen $< 0,5$ und 5 % der Brennstoffwärmeleistung. Es zeigte sich, dass sich die Emissionen in die Luft im allgemeinen nur geringfügig erhöhten, bzw. wurde in manchen Fällen die Rauchgasreinigung nachgerüstet (z.B. KW Berrenrath: Flugstromadsorber mit Braunkohlekoks; KW Düsseldorf-Lausward: AktivkoksfILTER), um die Grenzwerte für Quecksilber sicher einhalten zu können. Die Zeiten zwischen den Revisionen verkürzten sich bei der Mitverbrennung aufgrund von Anbackungen, Erosion und Korrosion, die Reparaturkosten waren gegenüber der reinen Kohleverbrennung erhöht. Die Qualität der anfallenden Abfälle (z.B. Flugasche, Grobasche, Gips) veränderte sich nur geringfügig, sodass die bestehenden Verwertungs- und Entsorgungswege im allgemeinen aufrechterhalten werden konnten. Um den Einsatz der festen Abfälle aus der Rauchgasreinigung in der Zement- und Baustoffindustrie weiterhin zu ermöglichen wurde die eingesetzte Klärschlammmenge limitiert bzw. wurden Mengen > 5 % der Brennstoffwärmeleistung in Kraftwerken mit Wirbelschichtfeuerung oder Schmelzkammerfeuerung eingesetzt. Im Abwasserschlamms aus der nassen Entschwefelung wurden erhöhte Quecksilberkonzentrationen festgestellt.

Vom Kraftwerk Franken II sind folgende Annahmepreise bekannt:

- für mechanisch entwässerten Klärschlamm (TS: 30 ± 5 %): 163 €
- Für thermisch getrockneten Klärschlamm (TS: > 90 %): 42 €

Die Übertragung der Erfahrungen zur Mitverbrennung in Deutschland auf österreichische Kraftwerke ist nur unter der Berücksichtigung folgender Unterschiede möglich:

Die deutschen Kraftwerke werden ganzjährig betrieben (österreichische Kraftwerke nur in Zeiten hohen Energiebedarfs).

In Deutschland werden verschiedene Technologien zur Kohlefeuerung eingesetzt: Rostfeuerung, Wirbelschichtfeuerung, Schmelzkammerfeuerung, Staubfeuerung. In Österreich kommt nur die Staubfeuerung zur Anwendung.

Eine Diskussion zur Mitverbrennung von Klärschlamm in österreichischen Kohlekraftwerken findet sich in Kapitel 4.

2.2.3 Zementindustrie

Zur Herstellung von Zement wird eine Rohmischung aus Kalkstein und Ton unter Verwendung heißer Ofenabgase getrocknet und gleichzeitig gemahlen. Das entstehende Rohmehl wird nach einer Vorwärmstufe in einem Drehrohfen mittels einer Kohlestaubflamme bei 1450 °C zu Zementklinker gesintert. Die Klinkerqualität und die bautechnischen Eigenschaften des Zementes werden durch die Mitverbrennung von max. 5 % Klärschlamm-TS nicht wesentlich beeinflusst. Untersuchungen zeigten nach BEVER (1994) erhöhte Gehalte an Zink, Blei und Cadmium im Klinker. Durch die gute Einbindung in den Klinker ergeben sich dadurch jedoch keine Einschränkungen hinsichtlich der Verwendbarkeit des Zement.

Problematisch sind aber die für eine Abfall-Mitverbrennung meist unzureichenden Einrichtungen zur Rauchgasreinigung, sodass erhöhte Emissionen von Schwermetallen, Dioxinen/Furanen und anderer Schadstoffe zu erwarten sind.

Die Zementindustrie übernimmt Primärschlämme (Papierfaserreststoffe) und biologische Schlämme aus der Zellstoff- und Papierindustrie zur thermischen (Nutzung des Energieinhaltes) aber auch zur stofflichen Verwertung (Einbindung der Asche in den Klinker). Zum Beispiel werden im Zementwerk Wopfing Papierfaserschlämme mit einem Teilstrom des Abgases getrocknet und am Ofeneinlauf aufgegeben.

Kommunaler Klärschlamm hat im allgemeinen einen geringeren Energieinhalt und einen höheren Schwermetallgehalt als Papierfaserreststoff, wobei letzterer stark schwanken kann. Als besonderes Hindernis wird dabei die hohe Konzentration von Hg im kommunalen Klärschlamm angesehen. Daher ist die Verwendung von kommunalem Klärschlamm in der Zementindustrie zur Zeit nicht beabsichtigt

(Persönliche Mitteilung von DI Spaun, Verband österreichischer Zementwerke, 2000).

Vom Bundesministerium für wirtschaftliche Angelegenheiten wurde in Zusammenarbeit mit der Zementindustrie eine freiwillige Selbstverpflichtung über die Mitverbrennung von Abfällen ausgearbeitet. Darin wurden unter anderem auch für Papier- und Klärschlamm (SN 945, 94802 und 94803) Grenzwerte für den Einsatz als Wochen- bzw. Monatswert festgelegt. In der Tabelle 5 werden diese Grenzwerte mit den gemessenen Schwermetallkonzentrationen verglichen.

Tabelle 5: Vergleich der Grenzwerte der freiwilligen Selbstverpflichtung mit den tatsächlich gemessenen Konzentrationen

Parameter	Einheit	Wochenwert	Monatswert	Schadstoffe in Klärschlammproben ⁴
As	mg/Kg TS	-	5	4 – 14,4
Sb	mg/Kg TS	-	30	2,4 – 8,5
Pb	mg/Kg TS	1000	500	15 - 412
Cd	mg/Kg TS	10	10	4 – 6
Cr	mg/Kg TS	500	500	40 – 130
Co	mg/Kg TS	-	60	2 – 13,5
Cu	mg/Kg TS	-	600	30 – 540
Ni	mg/Kg TS	-	100 ¹	30 – 94
Hg	mg/Kg TS	5	3 (4) ²	0,2 – 3,6 (48 ³)
Th	mg/Kg TS	-	3	1,2 – 2
V	mg/Kg TS	-	100*	9 – 35,4
Zn	Gew.-%	-	0,2	0,04 – 0,17
Sn	mg/Kg TS	-	20	10 – 100
Gesamt Chlor	Gew.-%	1	1	0,05 – 0,3

¹ auf einen Heizwert von 25 MJ/Kg bezogen, lineare Umrechnung bei anderen Heizwerten

² 4 mg/Kg gelten nur für die SN 945

³ ein Wert

⁴ Daten aus Böhmer, 2001

Aus dem Vergleich ist ersichtlich, dass sich aus der freiwilligen Selbstverpflichtung für die Mitverbrennung von Klärschlämmen in den Anlagen der Zementindustrie kaum Einschränkungen ergeben werden. Mit Ausnahme von As, Hg, Ni und Sn liegen die Grenzwerte weit über den tatsächlich gemessenen Konzentrationen im Klärschlamm. Die Vorschreibung von Wochen- oder Monatsmittelwerten ist insofern unverständlich, da Klärschlamm schlecht zu

lagern ist und daher in der Regel möglichst bald nach der Lieferung verbrannt werden muss. Die Vorschreibung von Grenzwerten bezogen auf einzelne Chargen entspräche daher eher der Praxis.

Da die Rauchgasreinigungsanlage einer Zementanlage üblicherweise nur aus einem Staubfilter besteht, muss eine Beschränkung (insbesondere für die toxischen Schwermetalle Pb, Cd und Hg) eingangsseitig erfolgen. Eine Reduktion der Grenzwerte wäre aus ökologischer Sicht zu begrüßen. Da die Kreislaufstäube üblicherweise wieder zurückgeführt werden, stellt auch das Produkt (Zement) eine Schwermetallsenke dar, welche aus Sicht des Konsumentenschutzes zu hinterfragen ist.

Es kann derzeit nicht abgeschätzt werden, ob es durch die Anwendung der freiwilligen Selbstverpflichtung zu einer Ausweitung der Mitverbrennung von Klärschlamm in Anlagen der Zementindustrie kommen wird.

2.2.4 Keramische Industrie

In der Ziegelindustrie werden Primärschlämme (Papierfaserschlämme) und Trockengranulate aus Mischschlämmen aus der Papierindustrie stofflich und thermisch genutzt. Da dieser Sektor um sein positives Image in der Öffentlichkeit besorgt ist, ist ein gesteigerter Einsatz dieser Abfälle ebenso wenig zu erwarten, wie der Einsatz von kommunalem Klärschlamm (Ragossnig, 1999).

2.2.5 Papier- und Zellstoffindustrie

Im allgemeinen werden keine außerbetrieblichen Klärschlämme zur thermischen Behandlung übernommen (mit Ausnahme der Wirbelschichtanlage in Lenzing und der EEVG in Steyrermühl; letztere verfeuert aber nur Schlämme aus anderen Zellstoff- und Papierfabriken). Es wird angenommen, dass die bestehenden Wirbelschichtkessel zur Mitverbrennung von Klärschlamm ausgelastet sind, d.h. dass kein zusätzliches Potential vorhanden ist.

Auf dem Betriebsgelände der Papierfabrik Brigl&Bergmeister in Niklasdorf soll eine neue Anlage zur thermischen Behandlung von Reststoffen mit einer Kapazität von 100.000 t/a errichtet werden, welche auch externen Abfall (kommunaler Klärschlamm) übernehmen soll (siehe **Tabelle 4**).

3 Abfallverbrennungsanlagen

Abfallverbrennungsanlagen sind für die Verbrennung von Abfällen konzipiert, d.h. die Technologien zur Abfallübernahme, -lagerung und -einbringung in den Kessel sind auf die jeweilige Abfallart abgestimmt.

Die mehrstufige Rauchgas- und Abwasserreinigung einer Abfallverbrennungsanlage nach dem Stand der Technik ist im Sinne des vorbeugenden Umweltschutzes ausgelegt, das heißt die einzelnen Anlagenteile sind so dimensioniert und aufeinander abgestimmt, dass bei Auftreten der höchsten bekannten Schadstofffrachten der eingesetzten Abfälle die vorgeschriebenen Emissionsgrenzwerte (für das Medium Luft sind das Grenzwerte für die Schadstoffe Staub, HCl, HF, SO₂, NO_x, NH₃, CO, Cd, Hg, Schwermetalle, C_{org}, Dioxine/Furane) unterschritten werden können.

Bei der Abfallverbrennung kommt es zu einer Gewichts- und Volumensreduktion der Abfälle. Als Abfälle verbleiben im wesentlichen Flugasche, Schlacke, Metallschrott, Filterkuchen aus der Abwasserreinigung, Gips und beladene Aktivkohle. Diese Abfälle stellen laut Festsetzungsverordnung (BGBl 227/1997) zum überwiegenden Teil gefährliche Abfälle dar und müssen – sofern sie nicht behandelt werden – untertage deponiert werden.

3.1 Monoverbrennung in den Wirbelschichtkesseln des Werkes Simmeringer Haide

In Österreich wird in den drei Wirbelschichtöfen (stationäre Wirbelschicht) der Fernwärme Wien der Klärschlamm aus der Hauptkläranlage Wien verbrannt (im Jahr 2000 waren es 63.390 t Klärschlamm-Trockensubstanz). Die Verbrennungsanlage liegt in unmittelbarer Nähe zur Kläranlage, sodass die Transportwege kurz sind und Abwasser aus der Entwässerung problemlos zurückgeführt werden kann. Dünnschlamm mit einer TS von 4,5 % wird mittels Zentrifugen auf 34 -36 % TS entwässert und in das Wirbelbett aufgegeben.

Der „Dickschlamm“ wird mittels Dickstoffpumpen über Rohrleitungen der Verbrennung den drei Wirbelschichtöfen zugeführt.

Der stündliche Durchsatz liegt bei jeweils 3,8 t TS in den Wirbelschichtöfen 1 und 2 und bei 5,2 t TS im Ofen 3. Die Verbrennungsluft wird vorgewärmt, die

Brennkammern sind mit Ölbrennern (Heizöl in den Wirbelschichtöfen 1 und 2, Altöl im Wirbelschichtofen 3) ausgestattet.

Im Wirbelschichtofen wird eine Sandschüttung durch unter Druck zugeführte, vorgewärmte Luft in einen flüssigkeitsähnlichen, turbulenten Zustand über den Boden gebracht. In diese Wirbelschicht wird der Klärschlamm eingebracht und darin bei ca. 850°C verbrannt. Die Rauchgase werden der Wärmenutzung (Dampfkessel) zugeführt.

Der verfahrenstechnische Aufbau einer der drei Verbrennungslinien ist in **Abbildung 3** wiedergegeben und gliedert sich im wesentlichen in folgende Anlagenkomponenten:

Wirbelschichtofen

Abhitzekeessel, ausgelegt für 16 bzw. 25 Tonnen überhitzten Dampf (350 °C, 52 bar/Stunde)

Rauchgasentstickung (SNCR-Verfahren)

Elektrofilter zur Staubabscheidung

Saurer Wäscher

Basischer Wäscher

Aktivkohlsfilter

Mehrstufige Abwasserbehandlungsanlage

Dampfverteilsystem

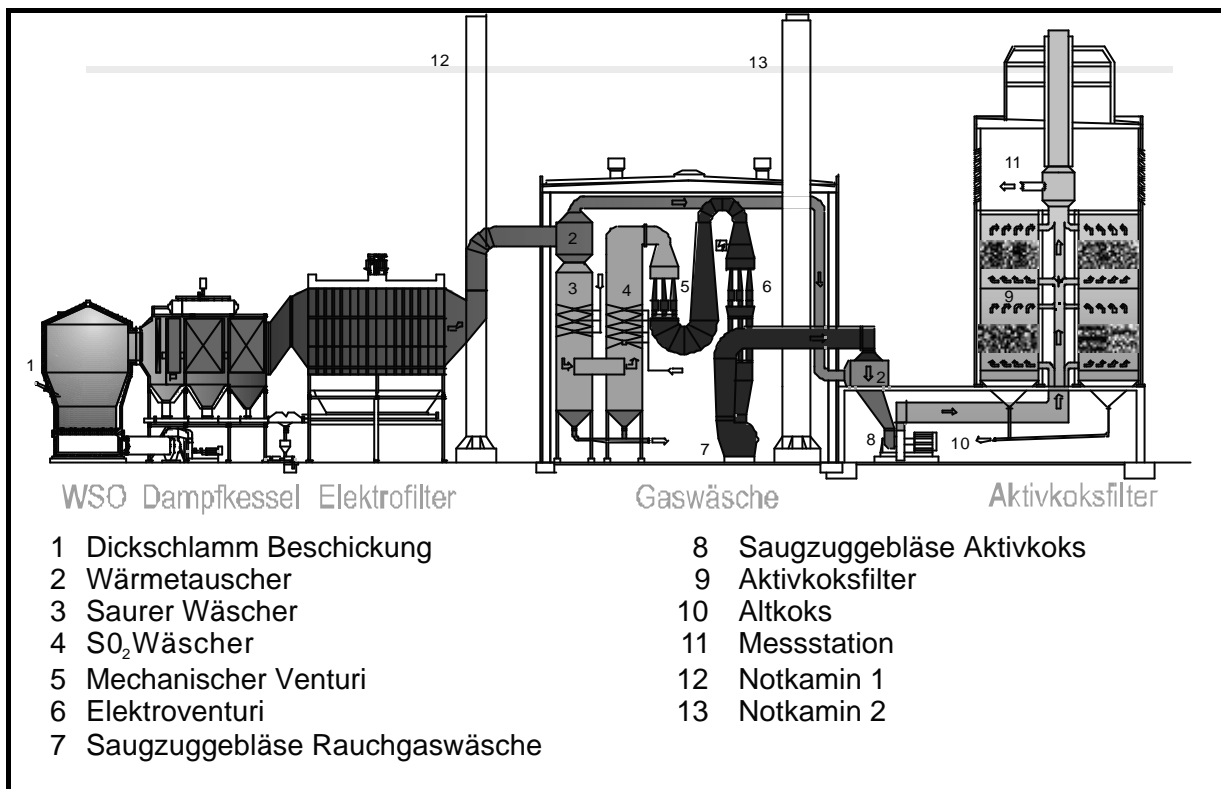


Abbildung 3: Fließbild Wirbelschichtofen (Rolland, 2001)

In **Tabelle 6** ist eine Input – Outputbilanz der Wirbelschichtöfen wiedergegeben. Zur Deckung des Strombedarfs mussten 85 kWh/t Abfall extern bezogen werden.

Tabelle 6: Input- und Output-Ströme der Wirbelschichtöfen 1999 (Wieser, 2000).

Input-Ströme bezogen auf 1 t Abfall TS		Output-Ströme bezogen auf 1 t Abfall TS	
Wärmebedarf	19 kWh	Wärmeerzeugung	1,9 MWh
Strombedarf extern	85 kWh	Stromerzeugung	313 kWh
Heizölbedarf	105 kg	Dampferzeugung	4,5 t
Frischwasserbedarf	10.850 l	Filterasche	250 kg
Verbrauch Kalk	6,7 kg	Filterkuchen	15,8 kg
Verbrauch Natronlauge 50 %	11,5 kg	Gereinigtes Abwasser	2234 l
Verbrauch Ammoniak 25 %	3,3 kg	Gereinigtes Abgas (feucht)	11700 Nm ³
Verbrauch Fällungschemikalien (Schwermetalle)	0,2 kg		

Die Verbrennungsluft wird in einem Luftvorwärmer vorgewärmt. Mittels Dampfkesseln wird dem Abgas Energie entzogen und zur Produktion von Dampf (53 bar) genutzt. Mit diesem Dampf und dem Dampf aus den Drehrohröfen wird Strom zur Deckung des Eigenbedarfs des Werks Simmeringer Haide produziert. Zusätzlich sind die Ofenlinien mit einer Kraft-Wärmekopplung ausgestattet und die Restwärme wird zur Beheizung und Warmwasseraufbereitung über das Wiener Fernwärmenetz genutzt.

3.1.1 Rauchgasreinigung

Elektrofilter: In diesem ersten Rauchgasreinigungsschritt werden die Staubemissionen auf 10-30 mg Nm⁻³ reduziert.

Rauchgaswäsche: Die Rauchgaswäsche besteht aus zwei Kreuzstromwäschern zur Abscheidung saurer, leicht wasserlöslicher Gase sowie von Staub und Schwermetallen. Der nachfolgende filternde Venturiwäscher dient zur Feinstaubabscheidung und zur Vorkonditionierung der Rauchgase für einen elektrodynamischen Venturiwäscher.

SNCR: Stickoxide werden durch ein nicht-katalytisches Verfahren reduziert, indem Ammoniakwasser in das Rauchgas eingedüst wird.

Aktivkoksfilter: Zur Nachreinigung werden die Rauchgase für jede Linie getrennt einer Aktivkoks Gegenstromanlage zugeführt, die aus parallel angeordneten, mit Braunkohle-Herdofenkoks gefüllten Modulen besteht. Die Adsorber für die Wirbelschichtreaktoren bestehen aus je 4 Modulen, wobei jedes Modul mit 15 t Adsorbens befüllt ist. Das Abgas durchströmt die Schicht von unten nach oben, während der Koks langsam abgesenkt wird.

Durch die Anwendung dieser Rauchgasreinigungsmaßnahmen können die in der **Tabelle 7** angeführten Emissionswerte erreicht werden.

Tabelle 7: Emissionsmesswerte der Wirbelschichtöfen 1999 (Angaben in mg [Dioxine in ng]/Nm³ bezogen auf 11 % O₂ und trockenes Abgas) (Wieser, 2000).

In mg/m ³ (i.N, tr, 11% O ₂)	Emissionsmessung
Staub*	< 0,4
HCl*	0,9
HF	< 0,09
SO ₂ *	3
CO*	3
NO ₂ *	105
Pb	< 0,094
Zn	< 0,094
Cr	0,016
Pb + Cr + Zn	< 0,11
As	< 0,074
Co	< 0,020
Ni	< 0,019
As + Co + Ni	< 0,113
Cd	< 0,011
Hg	< 0,002
KW	< 1
NH ₃	1,4
PCDD + PCDF	0,06

* kontinuierliche Messung, Angabe als Halbstundenmittelwert

3.1.2 Abwasseraufbereitung

Die Abwässer der drei Wirbelschichtreaktoren werden gemeinsam mit jenen der beiden Drehrohröfen vorgereinigt, bevor sie in die Hauptkläranlage der Stadt Wien geleitet werden. Die Abwasserreinigung erfolgt unter Anwendung der Schwerkraftabscheidung, Neutralisation zur HCl und HF Abscheidung, Flockung, Filtration und Fällung.

3.1.3 Abfälle

Bett- und Filteraschen werden verfestigt und deponiert, der Filterkuchen aus der Abwasserreinigungsanlage wird in sogenannte Big Bags gefüllt und deponiert.

3.2 Verbrennung von Klärschlämmen im Wirbelschichtkessel der Reststoffverwertung Lenzing

In der Abfallverbrennungsanlage Lenzing wurden im Jahr 1999 insgesamt 113.157 t Abfälle eingesetzt (**Tabelle 8**) (Rolland, 2001).

Tabelle 8: Behandelte Abfälle und Mengen in der RV Lenzing (Referenzjahr: 1999) (Rolland, 2001)

Abfallart	Abfallmenge [t a ⁻¹]	Anteil [%]
Mischkunststofffraktion	60.368	53,3
Rejekte	8.441	7,5
Klärschlamm	26.162	23,1
Altholz	18.186	16,1

Als Zusatzbrennstoffe werden Heizöl, Erdgas und Kohle zum An- und Abfahren und bei Bedarf verwendet.

Die maximale Brennstoffwärmeleistung der Anlage beträgt als Dauerlast rund 110 MW. Die Anlage ist für die Behandlung von Abfällen mit einem Mischheizwert von 6,5 – 29 MJ kg⁻¹ ausgelegt.

Die einzusetzenden Abfallmengen werden durch die thermische Leistung definiert und betragen ungefähr 7 – 60 Tonnen pro Stunde.

Die Gesamtanlage besteht im wesentlichen aus:

- der Übernahme,
- Aufbereitung und Lagerung der Abfälle,
- einer Wirbelschichtfeuerung mit Fließbettkühler und Nachbrennkammer,
- einem Abhitzeessel,

einer trockenen, nassen und katalytischen Rauchgasreinigungsanlage mit Abwasserbehandlung.

3.2.1 Übernahme, Aufbereitung und Lagerung

Angelieferte Abfälle wie Packstoffe, Rejekte, Leichtfraktion und Altholz werden vom Anlieferer deklariert und vom Betreiber stichprobenartig kontrolliert, zerkleinert und in zwei Tagesbunkern (Vorlagebehälter) zwischengelagert, welche sich in unmittelbarer Nähe des Kessel befinden. Die Aufgabe der Abfälle in die Zerkleinerungsanlage, die Verteilung in den Tagesbunkern und der Austrag aus den Tagesbunkern werden mit dem Ziel einer guten Homogenisierung durchgeführt.

Klärschlamm wird direkt in zwei Vorlagen mit Austragsboden abgekippt oder in einem Klärschlammssilo zwischengelagert. Der Klärschlamm ist in der Regel stabilisiert und wird wenige Stunden nach der Anlieferung verbrannt.

Der Transport aus der Aufbereitungshalle zum Kesselhaus erfolgt für beide Abfallarten periodisch mit einer Rohrgurtförderer.

Klärschlamm wird mit einer eigenen Förderlinie mit einer Stopfschnecke als Dosierorgan in den Kessel eingebracht.

Als Verbrennungsluft wird hauptsächlich Abluft der benachbarten Viskosefaserproduktion verwendet, die H_2S (Schwefelwasserstoff) und CS_2 (Schwefelkohlenstoff) enthält. Abluft aus der Brennstoffaufbereitung und Lagerung wird in Gewebefiltern entstaubt und abgeleitet.

Die Abfälle werden im unteren Teil der Brennkammer homogen ins Bettmaterial eingemischt und mit der Verbrennungsluft durch den Feuerraum transportiert. Die aus dem Zyklon austretenden Rauchgase werden in der Nachbrennkammer bei ausreichender Temperatur und Verweilzeit vollständig ausgebrannt.

3.2.2 Energiesystem

Dampfseitig ist der Kessel in das Energiesystem der Lenzing AG eingebunden. Der erzeugte Frischdampf hat ungefähr 78 bar und 500 °C und wird über Turbinen der Lenzing AG verstromt. Der überwiegende Anteil des Dampfes wird bei 2 bar entnommen und als Prozessdampf in der Lenzing AG eingesetzt. Der

Bedarf an Prozessdampf beträgt ein mehrfaches des Abfallkessels, besteht ganzjährig und wird von einem weiteren Wirbelschichtkessel, zwei Ablaugekesseln und einem öl- und gasgefeuerten Reservekessel gedeckt.

3.2.3 Rauchgasreinigung

Trockene Rauchgasreinigung: Die trockene Rauchgasreinigungsanlage ist als Transportreaktor mit nachgeschaltetem Gewebefilter ausgeführt. Die Abgastemperaturen werden durch den Kessel auf eine konstante Temperatur von ca. 160 °C geregelt.

Kalk, Kalkstein und Aktivkoks können in die Anströmleitung des Gewebefilters dosiert werden. Abgeschiedener Staub wird teilweise rezirkuliert. Die trockene Rauchgasreinigung dient zur Entstaubung, Schwermetallabscheidung und Vorabscheidung saurer Bestandteile des Abgases wie HCl, HF und SO₃.

Nasse Rauchgasreinigung: Die nasse Rauchgasreinigung besteht aus einem Gleichstromwäscher mit saurem Umlaufwasser, einem Gegenstromwäscher mit Gipssuspension, Tropfenabscheidern nach jedem Wäscher und einem nachgeschalteten dampfbeheizten Gasvorwärmer. Die erste Stufe dient zur Abscheidung saurer Bestandteile des Abgases wie HCl, HF und SO₃ und flüchtiger Schwermetalle, die zweite zur Abscheidung von SO₂. Die Gipssuspension wird im Teilstrom entwässert. Die Abwässer aus beiden Wäschern werden in die Abwasserbehandlungsanlage ausgeschleust. Gereinigtes Abwasser wird in die erste Stufe teilweise rückgeführt. Als Neutralisationsmittel wird Kalkstein trocken eingeblasen.

Katalytische Rauchgasreinigung: Die katalytische Rauchgasreinigung ist als Reingasschaltung mit Wiederaufheizung durch Gas – Gas - Wärmetauscher und Hochdruckdampfvorwärmer ausgeführt und dient zur Reduktion von NO_x und zur Oxidation organischer Spurenstoffen wie Dioxinen und Furanen.

Emissionsmesswerte der RV-Lenzing sind in der **Tabelle 9** dargestellt.

Tabelle 9: Emissionen in die Atmosphäre der RV-Lenzing (Wiedemann, 2000)

Parameter	Betriebswerte im Durchschnitt [mg Nm ⁻³] ^a
Staub	0,07
HCl	1
HF	0,02
SO ₂	10
KW	1
CO	2
NO _x als NO ₂	35
Sb, As, Pb, Cr, Co, Cu, Mn, Ni, V, Sn	0,005
Cd+Tl	0,0006
Hg	0,004
NH ₃	0,55
PCDD+PCDF	0,05 ng Nm ⁻³

^a Halbstundenmittelwerte in mg Nm⁻³; Dioxinmissionen in ng Nm⁻³ (11 % O₂; trockenes Abgas; Normbedingungen)

3.2.4 Abwasserreinigung

Die Abwasserbehandlungsanlage besteht aus Neutralisation, Fällung, Flockung und Sedimentation und einer Nachbehandlung durch Kiesfilter, Ionenaustauscher und Aktivkohlefilter.

In der Abwasserbehandlung wird mit Kalkmilch neutralisiert.

3.2.5 Abfälle

Bei RVL wurde ein Verfahrenskonzept gewählt, bei dem das Volumen der festen Abfälle aus der Verbrennung möglichst verringert wird, Schadstoffe aufkonzentriert werden, der Gehalt an PCDD/F im überwiegenden Ascheanteil und der Gehalt an metallischem Aluminium in der Asche gesenkt wird.

Dazu wird ein Großteil der Aschefracht in einer Zyklonbatterie am Ende des Überhitzerzuges abgeschieden. Ein Teilstrom dieser Feinasche wird wieder in die

Brennkammer rezirkuliert, um flüchtige Bestandteile weiter zu verringern und einen größeren Anteil des metallischen Aluminiums zu oxidieren.

Folgende Abfälle fallen bei dem Gesamtprozess an:

Bettasche: Grobkörnige Asche mit im Wirbelbett absinkenden Störstoffen wie Eisenteilen und Steinen, welche über ein Grobsieb und einen Magnetabscheider abgetrennt werden

Grobasche: Überlauf des Grobsiebes der Bettasche

Schrott: Mit Magnetabscheidern aus der Bettasche abgeschiedene Stoffe

Vorentstauberasche: Feinasche mit einer Korngröße zwischen 40 und 100 μm , welche in der Zyklonbatterie im Temperaturbereich zwischen 900 und 400 °C abgeschieden wird. Zusätzlich wird Feinasche über den Sichter im Aschekreis der Feuerung abgezogen.

Eco- und Gewebefilterasche: Feinstasche (Korngröße < 40 μm), welche im Rauchgaszug nach der Vorentstaubung im Temperaturbereich zwischen 400 und 160 °C und in der trockenen Rauchgasreinigung anfällt. Der Masseanteil der Feinstasche macht weniger als 20 % der Gesamtasche aus, sie enthält aber den überwiegenden Teil der flüchtigen Schwermetalle und der PCDD/F Fracht.

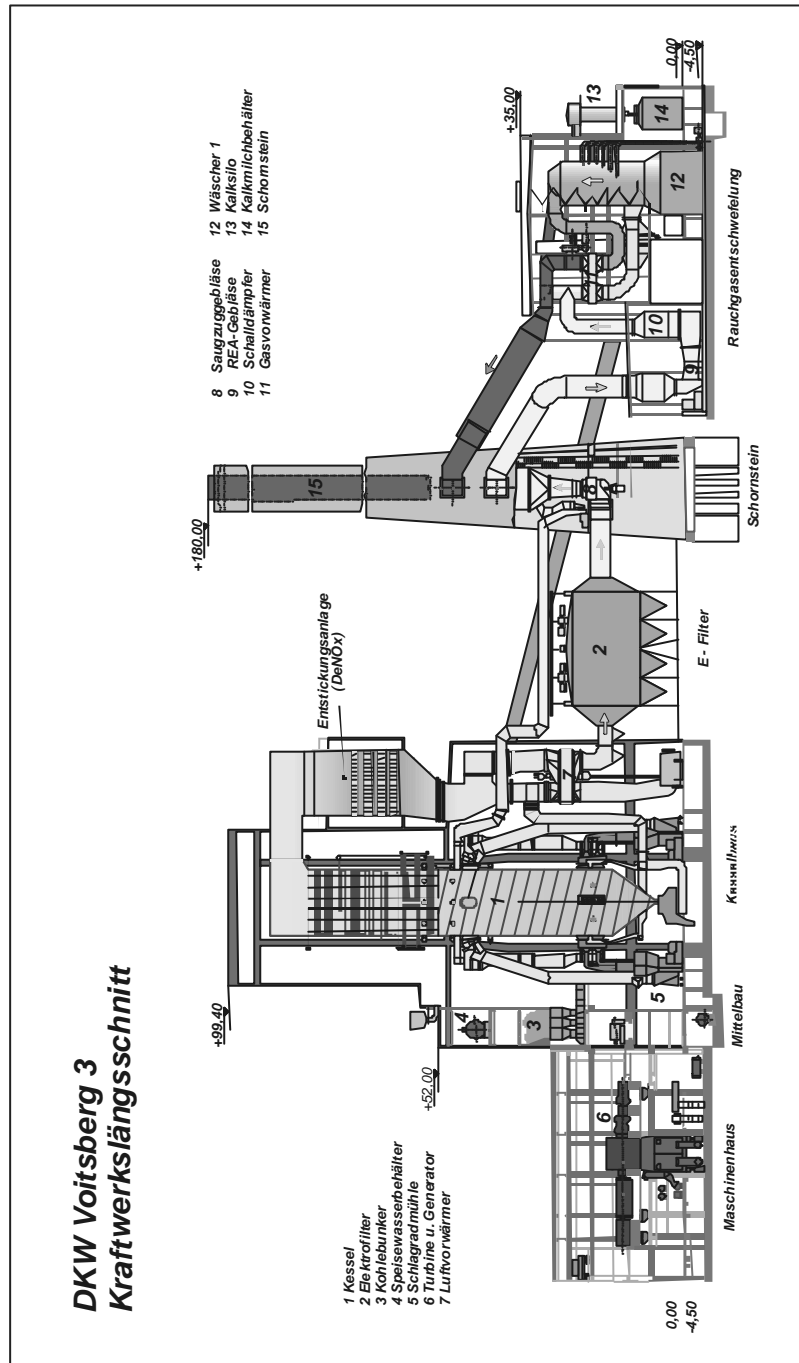
Neutralisationsschlamm aus der Abwasserbehandlungsanlage: In Kammerfilterpressen entwässerter anorganischer Schlamm

Gips: Im Suspensionswäscher anfallender und in einer Zentrifuge entwässerter Gips.

Bettasche und Grobasche sind ausgestuft und werde auf Reststoffdeponien abgelagert. Vorentstauberasche, Eco- und Gewebefilterasche und Neutralisationsschlamm werden als gefährliche Abfälle exportiert und untertage deponiert.

4 Mitverbrennung in Kohlekraftwerken

Abbildung 4: Kraftwerk Voitsberg 3 (Umweltbundesamt, 2002)



Bei Kohlekraftwerken wird die Stein- oder Braunkohle in Mühlen zu Staub vermahlen und in den Kessel eingeblasen (Trockenstaubfeuerungen), wo die kleinen Kohlepartikel schnell und vollständig verbrannt werden. Die

Rauchgasreinigung besteht in der Regel aus Entstaubung (Elektro- oder Gewebefilter), Entschwefelung (trocken, halbtrocken oder nasse Wäsche) und Entstickung (SCR, SNCR). Die beim Betrieb anfallenden Grob- und Flugaschen, der Rückstand aus der Entschwefelung bzw. der Gips werden im allgemeinen von der Baustoffindustrie übernommen (Grobasche, Flugasche, Gips) oder deponiert (Gemisch aus Flugaschen und Rückstand aus der Entschwefelung). In vielen Fällen werden die Abwässer aus der Wasseraufbereitung und der Rauchgasreinigung in einer mehrstufigen Abwasserreinigungsanlage gereinigt.

In der wird als Beispiel das Kraftwerk Voitsberg 3 dargestellt.

Kohlekraftwerke sind für den Einsatz eines festen Brennstofftypus mit bekannter Zusammensetzung konzipiert, welche zudem im Vergleich zu Abfällen nur geringen Schwankungen unterliegt. Die Emissionen in die Luft unterliegen dem Luftreinhaltegesetz (LRG-K, BGBl 1988/380; idF: BGBl. I Nr. 158/1998) bzw. der Luftreinhalteverordnung für Kesselanlagen (LRV-K, BGBl 1989/19; idF: BGBl. II Nr. 324/1997). In diesen Regelwerken sind für Kohlekraftwerke Grenzwerte für die Emissionen von Staub, SO₂, NO_x, NH₃ und CO festgelegt.

4.1 Diskussion gesetzlicher Regelungen bei der Mitverbrennung: Mischungsregel und feste Grenzwerte

Da Klärschlamm laut Abfallwirtschaftsgesetz Abfall ist, kommt bei der Mitverbrennung einerseits die Mischungsregel für Emissionen in die Luft zur Anwendung, das heißt, es werden niedrigere Grenzwerte für SO₂, NO_x, CO und Staub vorgeschrieben. Zusätzliche werden feste Grenzwerte für Cd, Hg, Schwermetalle, HCl, HF, Dioxine/Furane und Gesamtkohlenstoff festgesetzt.

Durch die Anwendung der Mischungsregel soll garantiert werden, dass die Mitverbrennung von Abfällen zu keinen höheren Emissionen von Schadstoffen in dem durch diese Mitverbrennung verursachten Abgasvolumenstrom führt, als dies bei der Abfallverbrennung der Fall ist (EU-Richtlinie über die Verbrennung von Abfällen; RL 2000/76/EG).

Dieses Ziel wird erreicht, wenn beispielsweise bei einem Kraftwerk der tatsächliche Emissionswert dem Emissionsgrenzwert entspricht oder gerade um den notwendigen Sicherheitsabstand vom Emissionsgrenzwert abweicht.

In jenen Fällen, wo diese Voraussetzungen nicht zutreffen, versagt die Mischungsregel hinsichtlich der Sicherstellung vorsorgender Emissionsgrenzwerte. Der zusätzliche Freiraum für Schadstoffemissionen wird umso größer, je geringer der Anteil an mitverbrannten Abfällen ist.

Die Möglichkeit des Auffüllens von Emissionsgrenzwerten bei Mitverbrennung von kleinen Abfallmengen kann anhand der Mitverbrennung von quecksilberhaltigen Abfällen (z.B. Klärschlamm) deutlich gemacht werden: In Kohlekraftwerken sind üblicherweise keine Systeme zur Abscheidung dieses flüchtigen Schwermetalles installiert. Die Quecksilberkonzentration in konventionellen Brennstoffen ist im allgemeinen gering, sodass auch die Emissionen aus deren Verfeuerung niedrig sind und eine Begrenzung nicht notwendig war. Dadurch ergeben sich für den Teilstrom des Rauchgases, welcher aus der Mitverbrennung von Abfällen kommt, bei vollständiger Ausschöpfung der Grenzwerte große Spielräume. In der **Tabelle 10** sind diesbezügliche Berechnungen für die Mitverbrennung von Abfällen in der Höhe von 10 % der Brennstoffwärmeleistung dargestellt:

Tabelle 10: Gegenüberstellung von Mitverbrennung und Alleinverbrennung

Kalorisches Kraftwerk		Abfallverbrennungsanlage	
Grenzwert (Richtlinie 2000/76/EU)	0,05 mg/Nm ³	Grenzwert (Richtlinie 2000/76/EU)	0,05 mg/Nm ³
Tatsächlicher Emissionswert aus konventioneller Feuerung	0,005 mg/Nm ³	Tatsächlicher Emissionswert (erreichbar mit nasser Wäsche und AktivkoksfILTER)	0,005 mg/Nm ³
Emission aus konventioneller Feuerung (90 %); Mitverbrennung von 10 % der Brennstoffwärmeleistung:	0,0045 mg/Nm ³	Emission aus 90 % Abfallverbrennung	0,0045 mg/Nm ³
Emissionspielraum für den Teilstrom des Rauchgases aus der Abfallmitverbrennung (10 %)	0,0455 mg/Nm ³	Emission für den Teilstrom des Rauchgases, welcher 10 % Abfalleinsatz entspricht	0,0005 mg/Nm ³
Faktor	9,1		

Im oben angenommenen Fall ist die theoretisch mögliche Quecksilberkonzentration im Teilstrom des Rauchgases aus der Mitverbrennung um den Faktor 9,1 höher als der Grenzwert für eine Abfallverbrennungsanlage.

4.2 Mitverbrennung von Klärschlamm: Wichtige Punkte

Bei der Mitverbrennung von Klärschlamm in Kraftwerken ist auf folgende Punkte Bedacht zu nehmen:

Einrichtungen zur Lagerung und zum innerbetrieblichen Transport müssen errichtet werden.

Einbringen des Klärschlammes in den Kessel: Mahltrockenleistung der Mühlen ist der limitierende Faktor.

Erhöhung des Brennstoffvolumenstromes aufgrund des vergleichsweise niedrigeren Heizwertes von Klärschlamm.

Erhöhung des Abgasvolumenstromes (Änderung des Wärmeüberganges).

Verweilzeiten der Partikel im Kessel muss hinreichend lang für einen vollständigen Ausbrand sein..

Erniedrigung des Ascheerweichungspunktes und dadurch entstehende Anbackungen im Kessel.

Erhöhte Erosion der Heizflächen durch den erhöhten Aschegehalt und durch erhöhte Strömungsgeschwindigkeiten.

Hochtemperaturkorrosion durch erhöhte Chlorgehalte des Klärschlammes.

Auswirkungen auf die Rauchgasreinigungseinrichtungen durch Änderung der Rauchgaszusammensetzung (z. B. Deaktivierung der DeNO_x Anlage durch As, P, F oder Alkalimetalle; erhöhte Flugascheabscheidung am Elektrofilter; Beeinträchtigung der REA).

Emissionen von Schwermetallen in die Luft (die Emissionen flüchtiger Schwermetalle wie Hg können sich bei der Mitverbrennung erhöhen).

Mehrbelastung der Abwasserreinigung durch Entwässerung und Trocknung des Klärschlammes.

Einfluss auf die Qualität der bei der Verbrennung und Rauchgasreinigung anfallenden Abfälle bzw. Reststoffe, insbesondere durch deren Gehalt an Alkalien, Sulfaten, Chloriden, Silikaten, unverbranntem Kohlenstoff und Schwermetallen. In Kohlekraftwerken sind im allgemeinen keine Systeme zur Abscheidung von Schwermetallen installiert. Die Senken für Schwermetalle sind in diesem Fall die Flugasche, die Abfälle aus der trockenen und

halbtrockenen Rauchgasentschwefelung oder der Gips aus der nassen Wäsche.

Die bestehenden Verwertungs- und Entsorgungswege der Flugasche, Grobasche und des Output aus der Rauchgasentschwefelung müssen neu überprüft werden.

Zusätzlicher Aufwand durch Transport, Lagerung und Aufbereitung.

In Österreich sind die kohlebefeuchten kalorischen Kraftwerke hauptsächlich in den Wintermonaten in Betrieb. Falls die Mitverbrennung von Klärschlamm in kalorischen Kraftwerken realisiert wird, ist es erforderlich, diese Kraftwerke ganzjährig zu betreiben. Die ökonomischen Folgen sind zu überprüfen.

Zusätzlich muss garantiert sein, dass bei Ausfall des Kessels die Entsorgungssicherheit (Klärschlamm ist schlecht lagerbar) weiterhin gewährleistet ist. Diese kann zum Beispiel dadurch gegeben sein, dass sich mehrere Anlagen zu einem System zusammenschließen.

Ziel der Mitverbrennung aus Sicht des Betreibers ist es, den Klärschlamm ohne technisch aufwendige und kostenintensive Zwischenschritte in die Feuerung zu integrieren. Die Mitverbrennung größerer Mengen erfordert zumeist zusätzliche Installationen an der Kraftwerksanlage, wobei hier vor allem Einrichtungen zur Lagerung, zum innerbetrieblichen Transport, Einrichtungen zur Entwässerung und Trocknung, Aufgabereinrichtungen sowie zusätzliche Rauchgasreinigungsmaßnahmen (wie z.B. Aktivkohlefilter) zu nennen sind.

Falls in Folge der Mitverbrennung zusätzliche Schadstoffe im Rauchgas (z.B. Schwermetalle) kontinuierlich zu messen sind, erhöht sich auch der messtechnische Aufwand.

4.3 Mitverbrennung von Klärschlamm: Ergebnisse aus dem Versuchsbetrieb des Kraftwerkes St. Andrä (Verbundgesellschaft, 2001)

Das Kraftwerk St. Andrä verfeuert im Regelbetrieb Steinkohle und Braunkohle und ist mit einem integrierten Rost zur Mitverbrennung von Biomasse und Abfällen ausgestattet. Die Rauchgasreinigung besteht aus einem Gewebefilter, einer Entschwefelung mittels Kalkadditivverfahren und feuerungstechnischen

Maßnahmen zur Entstickung. Die Abfälle aus der Verbrennung werden zum Bau eines Lärmschutzwalles verwendet. Beim Kraftwerksbetrieb fallen keine Abwasser an.

In den Betriebsperioden 2000 und 2001 wurde Klärschlamm gemeinsam mit anderen Abfällen in wechselnden Anteilen mitverbrannt.

Tabelle 11 zeigt die bei den Mitverbrennungsversuchen in St. Andrä eingesetzten Mengen an Regelbrennstoffen (Steinkohle, Braunkohle und Biomasse), Klärschlamm und anderen Abfällen (wie Holzabfälle und Kunststoffe) im Überblick.

Tabelle 11: Eingesetzte Klärschlamm- und Ersatzbrennstoffmengen im KW St. Andrä (VERBUNDGESELLSCHAFT, 2001)

	Nullversuch [t/h]	Mitverbrennungsversuche [t/h] _{roh}
Regelbrennstoffe		
Steinkohle	25	25 – 27
Braunkohle	12	10
Biomasse	4,5	0 - 7,7
Klärschlamm*	0	2,2 - 3,1
Weitere Ersatzbrennstoffe	0	2,0 – 6,1

* 90 % Klärschlamm aus der Papier- und Zellstoffindustrie (70 % TS); 10 % anaerob stabilisierter Klärschlamm (60 % TS)

Die Klärschlämme wurden gemeinsam mit der Kohle in der Braunkohlemühle getrocknet. Die Trocknung erfolgte durch rückgeführtes Rauchgas, wodurch gleichzeitig die Explosionsgefahr in der Mühle gebannt wurde. Die Beimengung von Klärschlamm lag in der Größenordnung von ca. 10 Gew.-% vom Regelbrennstoff (max. 4,3 t/h) bzw. max 3 % bezogen auf die Brennstoffwärmeleistung.

Zur Minderung des Korrosionsrisikos wurden für die Mitverbrennung von Abfällen und Biomasse im Kraftwerk St. Andrä folgende Bedingungen festgelegt:

Der Chlorgehalt in der mitverbrannten Abfallmischung darf nicht mehr als 0,15 Gew.-% wasserfrei betragen. Der Chlorgehalt einer Einzelfraktion muss unter 0,2 Gew.-% wasserfrei liegen.

Aufgrund der technischen Limitierung der Luftzufuhr darf die aufgegebenen Brennstoffwärmeleistung der Abfälle 12 MWth nicht übersteigen.

Zum Vergleich der Emissionen und Reststoffqualitäten wurden „Nullversuche“ mit den Regelbrennstoffen (Steinkohle, Braunkohle und Biomasse) durchgeführt.

Die Emissionen der Schadstoffe CO, org. C, SO₂, NO_x, HCl, HF und Staub wurden kontinuierlich gemessen. Die Parameter:

Summe aus Sb, As, Pb, Cr, Co, Cu, Mn, Ni, V, Sn

Summe Cd und Tl

Hg

PCDD/F

NH₃

wurden im Reingas diskontinuierlich bestimmt. Die entsprechenden Emissionsmessungen sind im Vergleich zum Betrieb mit dem Regelbrennstoff in **Tabelle 12** dargestellt.

Tabelle 12: Emissionsmessungen bei der Mitverbrennung St. Andrä

Parameter	Zeitbezug	Grenzwert (10 % Brennstoff- wärmeleistung)	Meßwerte [mg/Nm ³]	
			Nullversuch	Mitverbrennung
SO ₂	HMW	125	113	83 – 93
NO _x	HMW	300	162	151 – 172
CO	HMW	160	12	15 – 16
Staub	HMW	30	-*	1,8 - 2,5
C _{org}	HMW	10	0,5	0,1 - 0,4
HCl	TMW	10	1,9	0,9 - 2,9
HF	TMW	0,5	0,27	0,04 - 0,4
Cd+Tl	0,5 - 8 Std-Wert	0,05	< 0,004	< 0,004
Hg	0,5 - 8 Std-Wert	0,05	< 0,002	< 0,002
Sb+As+Pb+Cr+Co+Cu+ Mn+Ni+V+Sn	0,5 - 8 Std-Wert	0,5	0,08	0,07 - 0,13
PCDD/F [ng/m ³]	6 - 8 Std. Wert	0,1	0,0012	0,0016 - 0,002
NH ₃	HMW	10	0,12	0,02 - 0,08

Mess- und Grenzwerte bezogen auf 11 % O₂, 0°C, 1013 mbar und trockenem Rauchgas, NH₃ auf 0 % O₂ bezogen;
 * die Messung der Staubemission wurde mit einem anderen Verfahren durchgeführt, ein direkter Vergleich der Emissionen ist daher nicht möglich

Wie aus der **Tabelle 12** ersichtlich ist, kommt es bei den durchgeführten Versuchen zur Mitverbrennung zu keiner wesentlichen Erhöhung der Schadstoffkonzentrationen im Abgas. Eine Beurteilung der emittierten Frachten ist nicht möglich, da keine Angaben über allfällige Änderungen des Rauchgasvolumenstromes gemacht wurden.

Da Klärschlamm immer in Kombination mit anderen Abfällen und Biomasse eingesetzt wurde, kann der Anteil der Emissionen aus der Klärschlamm - Mitverbrennung (d.h. Verbrennung von Kohle plus Klärschlamm) nicht abgeschätzt werden. Aus den eingesetzten Mengen an Brennstoffen und der jeweiligen Brennstoffzusammensetzung (hier nicht dargestellt) lässt sich außerdem ableiten, dass in manchen Fällen (z.B. hauptsächliche Verfeuerung von Steinkohle mit geringen Anteilen an Biomasse und Klärschlamm) der Schadstoffinput sogar geringer ist als bei den sogenannten Nullversuchen. Für eine genaue Beurteilung der Emissionen aus der Klärschlamm-Mitverbrennung in diesem Kraftwerk sind auf jeden Fall weitergehende Messergebnisse heranzuziehen.

Durch die Mitverbrennung von Abfällen und Biomasse kam es zu einer Verschlechterung der Qualität der festen Abfälle aus der Rauchgasreinigung. Da im Kraftwerk St. Andrä der Entschwefelungsrückstand und die Flugasche gemeinsam abgeschieden werden, kann eine Verfestigung der Abfälle mittels Wasserzugabe erfolgen. Dadurch wird laut Betreiberangaben die Eluierbarkeit von Schwermetallen vermindert. Die verfestigten Abfälle werden am Betriebsgelände des Kraftwerkes St. Andrä zur Schüttung eines Lärmschutzwalles eingesetzt. Im Fall der Mitverbrennung von Klärschlamm konnten die Abfälle weiterhin dafür verwendet werden.

Die Kosten der Klärschlamm-Mitverbrennung können für das KW St. Andrä mit etwa 36 bis 51 €_{t_(30% TS)}, beziffert werden. Diese würden zur Zeit dem Anlieferer verrechnet werden.

5 Resumee

Die thermische Behandlung von Klärschlämmen erfolgt in eigens dafür konzipierten Wirbelschichtanlagen (z.B. Fernwärme Wien), in Abfallverbren-

nungsanlagen (z.B. Lenzing) und in Anlagen der Zellstoff- und Papierindustrie, sowie der Zementindustrie.

Die Verbrennung von Klärschlämmen in Abfallverbrennungsanlagen nach dem Stand der Technik führt zu vergleichsweise geringen Emissionen von Schadstoffen in die Luft und ins Wasser. Schadstoffe werden in Senken (z.B. Quecksilber im Filterkuchen aus der Abwasserreinigung) aufkonzentriert und ausgeschleust (d.h. als gefährlicher Abfall behandelt).

Die derzeit vergleichsweise hohen Kosten der zentralen Monoverbrennung sind zum Teil auf die sehr aufwendige Rauchgas- und Abwasserreinigung zurückzuführen, welche für die Reinigung hochbelasteter Abgas- und Abwasserströme ausgelegt ist. Ein weiterer kostenbestimmender Faktor ist, dass oftmals eine Verbrennungslinie nur als Reserveeinheit genutzt wird. Sollten neue Anlagen gebaut werden, so ist aller Wahrscheinlichkeit nach nicht mit der Errichtung von Reservelinien und mit entsprechend niedrigeren Behandlungskosten zu rechnen (Wiebusch, 1997).

Eine Frage, welche sich im Zuge der thermischen Behandlung von Klärschlamm erhebt, ist die ökonomisch sinnvolle Mindestgröße einer Monoverbrennungsanlage, welche dem Stand der Technik für die Abfallverbrennung genügt. In Österreich gibt es neben Wien (wo der gesamte anfallende Klärschlamm bereits thermisch behandelt wird) weitere 15 kommunale Kläranlagen mit einer Kapazität > 150.000 Einwohnerwerten. Darüber hinaus existieren 14 Kläranlagen zur biologischen Reinigung industrieller Abwässer mit einer Kapazität > 150.000 Einwohnergleichwerten, wovon sieben der Zellstoff- und Papierindustrie zugerechnet werden und bereits über thermische Behandlungskapazitäten verfügt. Es bleibt abzuwarten, wo und ob weitere zentrale Monoverbrennungsanlagen (mit aufwendiger Rauchgasreinigung) als Alternative zur Mitverbrennung von Klärschlamm errichtet werden könnten.

Derzeit wurde für sechs Standorte von Kohlekraftwerken die Genehmigung für die Mitverbrennung von Klärschlamm (und Abfällen) im Versuchsbetrieb erteilt.

Kohlekraftwerke sind für den Einsatz eines festen Brennstofftypus mit bekannter Zusammensetzung konzipiert, welche zudem im Vergleich zu Abfällen nur geringen Schwankungen unterliegt. Sie sind mit effizienten Systemen zur Minderung von Staub, SO₂ und CO ausgestattet, verfügen aber über keine

sekundären Maßnahmen zur Abscheidung von flüchtigen Schwermetallen und Dioxinen/Furanen und nur teilweise über einen Katalysator zur Minderung von NO_x -Emissionen.

Die Senken für Schwermetalle sind bei Kohlekraftwerken die Flugasche, die Abfälle aus der trockenen und halbtrockenen Rauchgasentschwefelung oder der Gips aus der nassen Wäsche. Flugasche und Gips werden in der Regel von der Baustoffindustrie weiterverwendet. Es ist zu prüfen, ob die bestehenden Verwendungswege im Falle der Mitverbrennung weiter beschritten werden können, und inwieweit es zu einer Qualitätsminderung (z.B. hinsichtlich Glühverlust, Schwermetallgehalt, Gehalt an Alkalimetallen, an Sulfaten) von Flugasche und Entschwefelungsprodukt kommt.

Aufgrund der Unterschiede in der technischen Ausstattung von Kohlekraftwerken in Österreich und der Unterschiede in der Zusammensetzung von Klärschlämmen müssen die ökologischen (Emissionen in die Luft und ins Wasser, Qualität und Verwertungswege der festen Rückstände aus der Mitverbrennung) und ökonomischen (z.B. geringere Reparaturintervalle durch erhöhte Korrosion) sorgfältig geprüft werden. Bei dieser Prüfung ist allerdings auf den Stand der Technik und auf bereits gewonnene Erkenntnisse (z.B. aus der Mitverbrennung von Klärschlamm in Deutschland) Bedacht zu nehmen unter anderem mit dem Ziel, die Dauer des Versuchsbetriebes nach Möglichkeit zu verkürzen.

Generell bleibt bei der thermischen Behandlung von Klärschlämmen zu prüfen:

- welche Klärschlämme (z.B. kommunal, Papierfaserschlämme) mit
- welcher Belastung (z.B. Hg, Cl) in
- welcher Anlage (z.B. Abfallverbrennungsanlage, Kohlekraftwerk) mit
- welcher Rauchgas- und Abwasserreinigungstechnologie (z.B. nasse Wäsche) behandelt wird.

Bei der Suche nach zusätzlichen Behandlungskapazitäten ist darauf zu achten, dass nur Klärschlämme mit hohem Heizwert (zur Gewährleistung eines hohen Wirkungsgrades) und niedrigem Schwermetallgehalt (insbesondere Quecksilber) für die Mitverbrennung in Betracht gezogen werden. Bei der Festlegung allfälliger Grenzwerte ist auf die jeweilige Behandlungsmethode Bezug zu nehmen. Beispielsweise sind die Grenzwerte für Schwermetallgehalte von Klärschlämmen

für die landwirtschaftliche Verwertung für die Mitverbrennung in Kohlekraftwerken in jedem Fall zu hoch.

6 Literatur

- Bever J. (1994): Perspektiven der Klärschlamm Entsorgung. ISBN 3-486-26358-7; R. Oldenbourg Verlag GmbH, München.
- Böhmer S. (2001): Mitverbrennung von Klärschlamm in kalorischen Kraftwerken; Umweltbundesamt Bericht 194
- Bundesministerium für Land- und Forstwirtschaft, Umwelt und Wasserwirtschaft (1999): Gewässerschutzbericht 1999
- Hackl, A.; Mauschitz, G. (2001): Emissionen aus Anlagen der Österreichischen Zementindustrie III. Zement + Beton Handels- und Werbeges.m.b.H., Wien (2001).
- Rolland C., Grech H. (2001): Stand der Abfallbehandlung in Österreich im Hinblick auf das Jahr 2004, Umweltbundesamt Bericht 182
- Ragossnig A., Nelles M., Tesch H., Lorber K.E., Grech H. (1999): Mitverbrennung heizwertreicher Abfallfraktionen in industriellen Feuerungsanlagen. Montanuniversität Leoben: Institut für Entsorgungs- und Deponietechnik
- Thome-Kozmiensky K.J. (1998): Klärschlamm Entsorgung. TK Verlag Karl Thomé-Kozmiensky; Neuruppin.
- Umweltbundesamt (2002): Stand der Technik bei Großfeuerungsanlagen im Hinblick auf die IPPC-Richtlinie. In Vorbereitung
- Verbundgesellschaft (2001): Mitverbrennung von Sekundärbrennstoffen. Schriftenreihe der Forschung im Verbund; Band 73.
- Wiebusch B., Seyfried C.F., Johnke B., Credo S. (1997): Stand der Mono-Klärschlammverbrennung in Deutschland. Korrespondenz Abwasser, 44, 3, 473-492
- Wiebusch B. (2001): Mitverbrennung von Klärschlamm in Kraftwerken. Umweltpraxis Abwasser/Abfall/Management. Nr. 6, 30-35
- Wiedemann, R. (2000) Betriebserfahrungen an der modernen industriellen Abfallverwertungsanlage RVL-1 in Lenzing. Vortrag anlässlich der Fachtagung Depo Tech an der Montanuniversität Leoben. November 2000
- Wieser P. (2000): schriftliche Mitteilung an die Umweltbundesamt GmbH vom 03.07.2000

Siegfried Böhmer
Umweltbundesamt GmbH
Spittelauer Lände 5, 1090 Wien
Tel: 01-31304-5514
Fax: 01-31304-5400
Email: boehmer@ubavie.gv.at

Solare Klärschlamm-trocknung

Dipl.-Ing. Wolfram Kassner

Öffentlich bestellter und vereidigter Sachverständiger
für Abwassertechnik, Klärschlammbehandlung und -entsorgung

Kurzfassung: Für die solare Klärschlamm-trocknung sind die früheren Schlamm-trockenbeete einschließlich späterer Erfahrungen mit Folienüberdachungen weiterentwickelt worden, jedoch für maschinell entwässerten Schlamm. In transparenten Leichtbau-Hallen lässt sich ausschließlich mit solarer Energie eine Verdunstungsleistung von 850 l Wasser pro m² und Jahr erreichen; falls Abwärme aus anderen Prozessen genutzt werden kann, erheblich mehr. Es existieren drei Systeme mit unterschiedlichen verfahrenstechnischen Elementen, aber ähnlicher Gebäudehülle in Gewächshaus-Bauweise. Ein besonders wirtschaftlicher Betrieb ergibt sich mit einer Teiltrocknung auf ~75 % TR. Im Zusammenhang mit einer Solartrocknung kann gleichzeitig preiswerter Pufferraum für Trockenschlamm geschaffen werden.

Keywords: Solare Schlamm-trocknung, Klärschlamm-trocknung, Solartrocknung, Solare Schlammentwässerung, Konvektionstrocknung, Strahlungstrocknung

1 Einleitung

Entwässertes Klärschlamm enthält weit mehr Schlammwasser als Feststoffe. Der größte Teil des Wassers kann aber anstatt über den Entsorgungsmarkt auch über Trocknungsverfahren entsorgt werden.

Mit der Verdampfung von Schlammwasser aus Klärschlamm ist ein hoher Energieverbrauch verbunden, da nicht nur die eigentliche Verdampfungsenergie von 627 kWh/t Wasser, sondern auch der Energiebedarf für die verfahrenstechnischen Aggregate gedeckt werden muss.

Wegen des erheblichen verfahrenstechnischen Aufwandes für die thermische Trocknung galt lange eine Leistung von ~1 t WV/h als wirtschaftliche Untergrenze. In ländlichen Regionen müssten sich dafür aber die Betreiber der Klär-

anlagen eines halben Landkreises zusammenschließen. Wegen Akzeptanzproblemen scheitern solche Vorhaben jedoch meistens schon an der Standortfrage.

2 Spezifische Ansprüche kleiner Trocknungsanlagen

Auch die Betreiber kleinerer Kläranlagen beziehen zunehmend die Trocknung in ihre Verfahrenskonzepte ein, um die Entsorgungssicherheit zu verbessern und im Bedarfsfall flexibel reagieren zu können. Für sie bedeutete der hohe technische Aufwand für thermische Trocknungsanlagen lange Zeit eine unüberwindliche Hürde.

Neben dem Hauptziel der Massenreduktion werden bei der thermischen Trocknung üblicherweise auch drei Nebenziele verfolgt:

- Schnell trocknen, Endtrockengehalt in wenigen Stunden erreichen
- Von der Jahreszeit unabhängiges, gleichmäßiges Betriebsergebnis
- Geringer Flächenverbrauch.

Diese Aspekte wirken sich gravierend auf die Kosten aus; sie verlieren jedoch mit abnehmender Anlagengröße an Bedeutung. Daher können sie bei Trocknungssystemen für kleine Anschlussgrößen entfallen, um die Kosten niedrig zu halten. Damit ergeben sich gleichzeitig völlig neue Möglichkeiten bei der Systemauswahl.

Alternative Verfahren arbeiten mit einfacher Verfahrenstechnik und niedrigerem Temperaturniveau. Deshalb haben hier viele für thermische Trocknungsanlagen wichtige Aspekte keine Bedeutung. Das verdunstete Wasser entweicht wie bei den früheren Schlamm-trockenbeeten einfach in die Atmosphäre. Daher wird kein Kühlwasser benötigt und es muss auch kein Prozessabwasser behandelt werden. Der Betrieb läuft jedoch auch nicht mit industrieller Gleichmäßigkeit ab und die Beschaffenheit des Trockenprodukts kann schwanken.

3 Solartrocknung in transparenten Leichtbauhallen

Für die Solartrocknung wurden die Erfahrungen mit den früheren Schlamm-trockenbeeten einschließlich späterer Folienüberdachungen weiterentwickelt, jedoch für entwässerten Schlamm ab 20 % TR [1]. Im wesentlichen werden dafür

folgende Funktionselemente genutzt und im Verbund miteinander optimiert (Abbildung 1):

Niederschlagswasser wird ferngehalten.

Die Verdunstungsrate wird durch den "Gewächshauseffekt" (Abbildung 2) erhöht. Dazu wird die Be- und Entlüftung zielgerichtet durchgeführt. Der Schlamm wird regelmäßig gewendet, um das kapillar gebundene Wasser mit der Trocknungsluft in Verbindung zu bringen.

Der Schlamm wird in transparenten Leichtbauhallen ausschließlich mit solarer Energie getrocknet. Dazu werden überwiegend Gewächshauskonstruktionen mit einer Umhüllung aus Luftpolsterfolie eingesetzt.

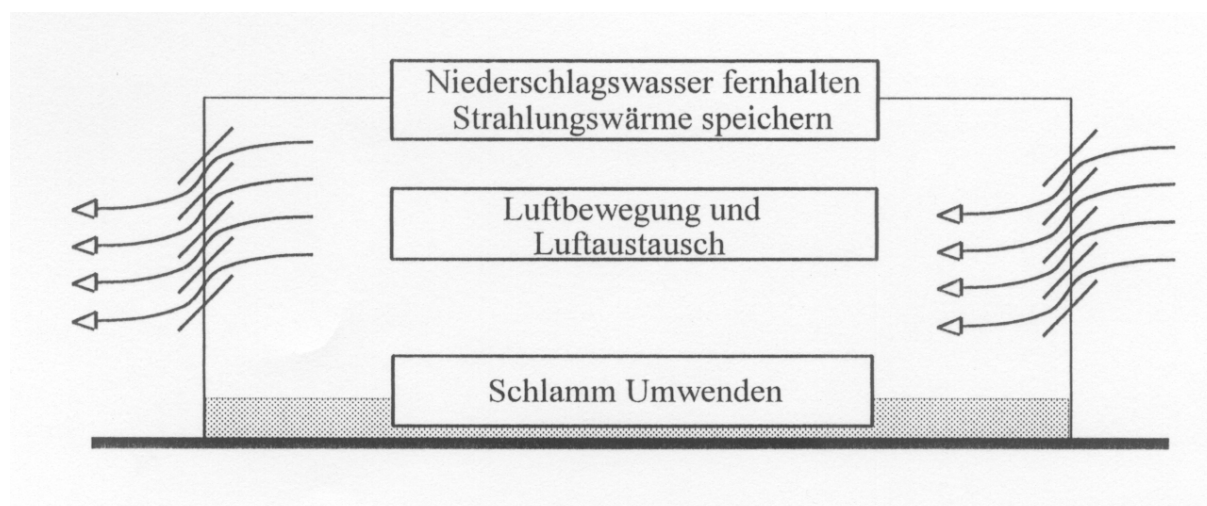


Abbildung 1: Elemente der Solartrocknung

Bei der Solartrocknung werden Mechanismen der Strahlungstrocknung und der Konvektionstrocknung genutzt [2]. Die Konvektionstrocknung ist wirksam, solange die relative Luftfeuchtigkeit unterhalb von etwa 80% liegt. Die Strahlungstrocknung dominiert, wenn die Solarstrahlung größer als etwa 300 W/m^2 ist. Die jährliche Zeitdauer der Konvektionstrocknung beträgt ein Mehrfaches der Strahlungstrocknung. An der gesamten jährlichen Verdampfungsleistung dürften beide Elemente etwa jeweils zur Hälfte beteiligt sein. Rein rechnerisch entspricht die jährliche Solarstrahlung in Mitteleuropa von $1.000 - 1.100 \text{ kWh pro m}^2$ und Jahr einer Verdunstungsrate von $1.500 - 1.700 \text{ kg Wasser pro m}^2$.

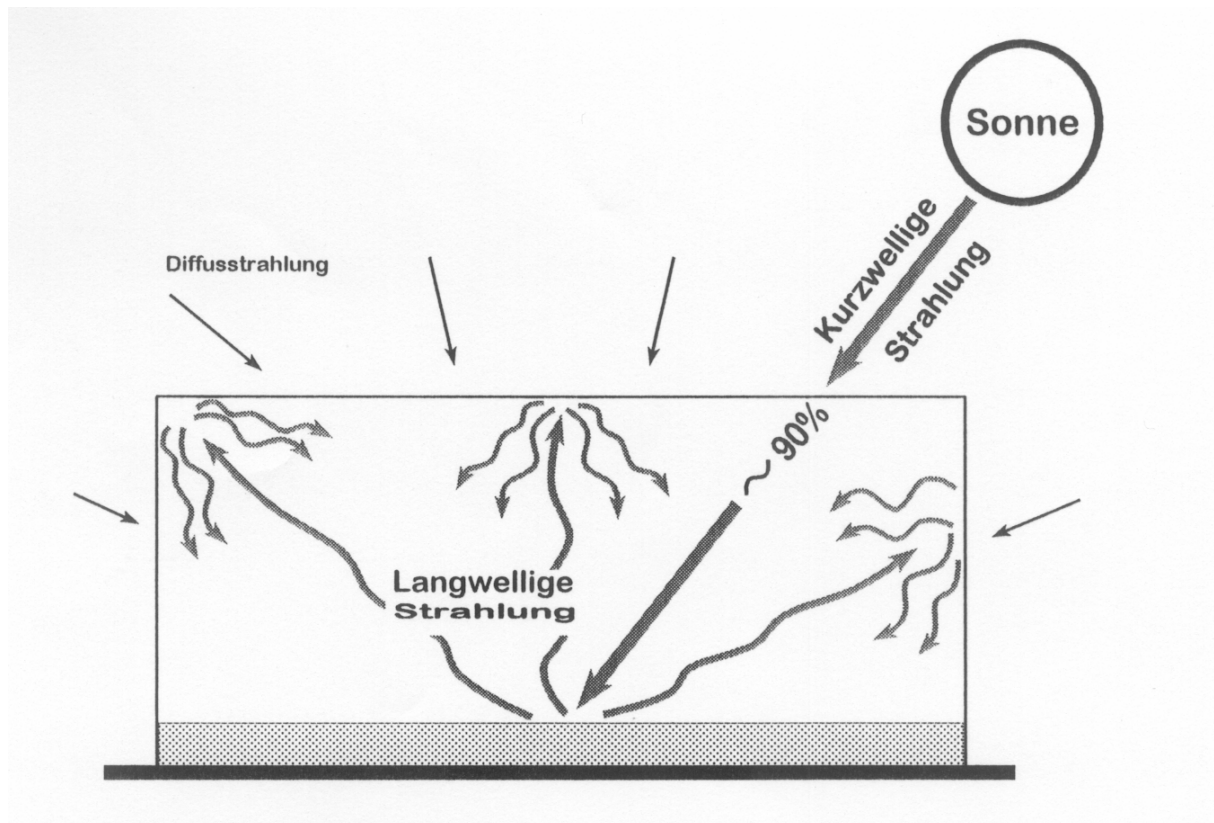


Abbildung 2: Gewächshaus-Effekt

4 Bandrockner im Gewächshaus – perfekt, aber aufwändig

Das solare Trocknungssystem mit Bandrocknern im Gewächshaus ist auf besonders hohe Perfektion angelegt. Es unterstützt den solaren Trocknungsvorgang in bestmöglicher Weise und mit großem verfahrenstechnischem Aufwand [3].

Der Schlamm wird auf Trocknungsbändern gelagert, die in Einzelelemente unterteilt, in zwei Straßen übereinander angeordnet und durch ein Becherwerk miteinander verbunden sind (Abbildung 3). Die Bänder werden täglich mehrmals bewegt, wodurch der Schlamm sehr intensiv gewendet und gleichzeitig durch die Trocknungshalle transportiert wird. Durch Verstelleinrichtungen kann der Schlamm von außen in die Anlage eingegeben und nach der Trocknung entnommen werden. Damit ist ein Durchlaufbetrieb möglich. Die Trocknungshallen dieses Systems sind ausschließlich mit Glas verkleidet und haben an allen Längsseiten sowie im Firstbereich Lüftungselemente für einen raschen Luftaustausch.

Mit diesem sehr perfekten System wird die höchste Verdunstungsrate aller Systeme erzielt. Wegen der relativ hohen Investitionen konnte es sich jedoch nach einigen Anfangserfolgen nicht auf Dauer im Markt behaupten.

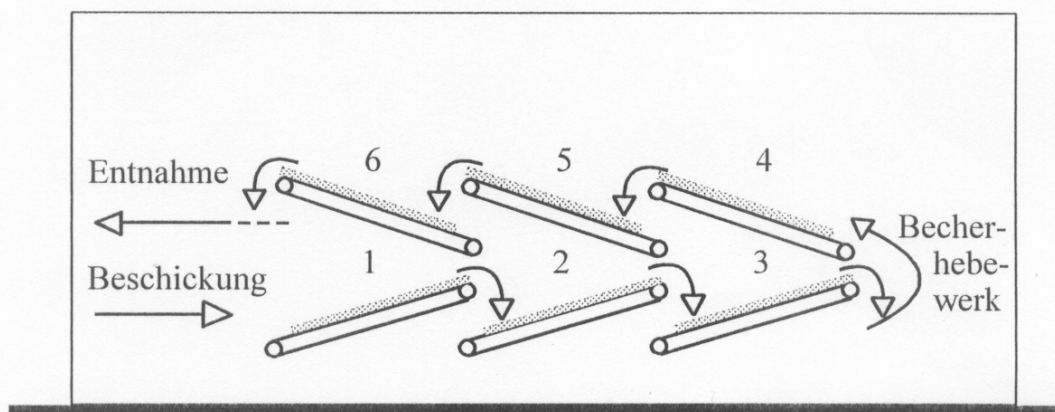


Abbildung 3: Solartrocknung mit Trocknungsbändern, System Ratus

5 Günstiges Preis-/Leistungsverhältnis bei Trocknung auf dem Hallenboden

Bei solaren Trocknungssystemen mit günstigem Preis-/Leistungsverhältnis lagert der Schlamm zum Trocknen auf dem Hallenboden. Das erforderliche Wenden kann mit unterschiedlichem Gerät erfolgen.

Einfache Systeme sind mit Geräten ausgerüstet, die ausschließlich der Schlammwendung dienen ("Elektrisches Schwein") [4]. Von ihnen wird der Schlamm während der Trocknung nicht durch die Halle transportiert; er bleibt während des gesamten Prozesses auf der gleichen Fläche liegen (Abbildung 4). Daher ist nur ein Batchbetrieb möglich: Alles Material muss getrocknet und ausgeräumt sein, bevor erneut feuchter Schlamm eingebracht werden kann. Daher muss das Betriebspersonal die Halle zum Füllen und zum Leeren jeweils mit Ladegeräten befahren. Zudem muss die Trocknungshalle auch regelmäßig in voller Tiefe betreten werden, um die Arbeitsbereiche der Wendegeräte entsprechend dem Trocknungszyklus zu verändern. Der geringe verfahrenstechnische

Aufwand bedingt den periodischen Aufenthalt des Personals in der olfaktorisch belasteten Hallenatmosphäre.

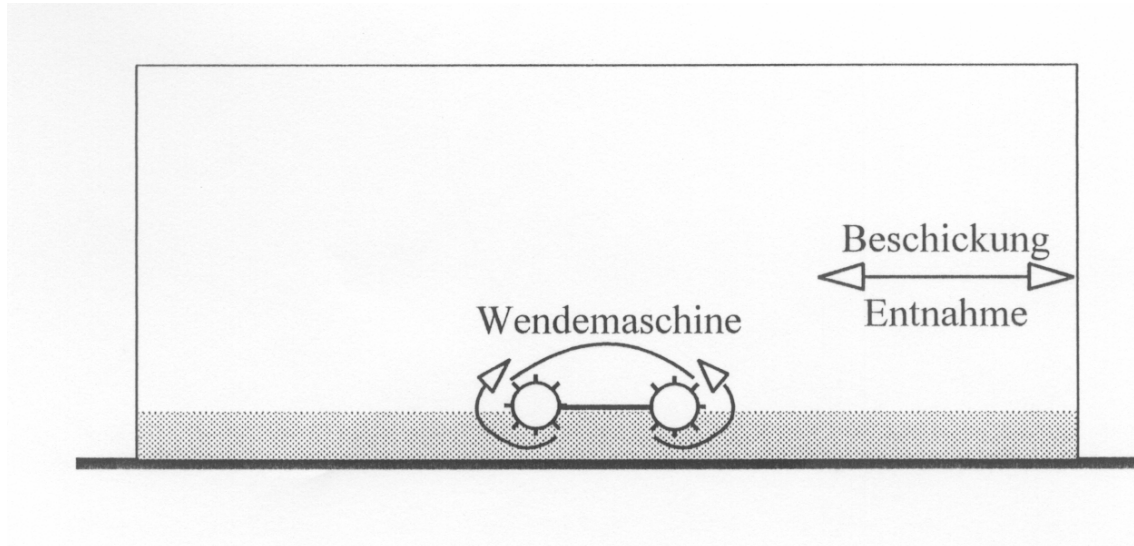


Abbildung 4: Solartrocknung mit Wendemaschine, System Thermo-System

Bei hochwertigeren Systemen wird der Schlamm durch einen Schubwender ("Wendewolf") gewendet und gleichzeitig in Längsrichtung durch die Halle transportiert [5]. Daher ist hier ein Durchlaufbetrieb möglich: An einer Stirnseite der Trocknungshalle wird der feuchte Schlamm eingeworfen und an der anderen der getrocknete Schlamm entnommen (Abbildung 5). Die Halle braucht nicht mit Ladegeräten befahren und auch sonst nicht für betriebliche Maßnahmen betreten zu werden. Der höhere verfahrenstechnische Aufwand führt zu günstigeren Arbeitsbedingungen für das Betriebspersonal. Gleichzeitig ist auch der betriebliche Aufwand geringer, weil der Wendewolf automatisch einige Arbeitsgänge mit erledigt, die sonst vom Klärwerkspersonal zu leisten wären:

Den Transport des zu trocknenden Schlammes bis in die volle Tiefe der Trocknungshalle; immerhin sind für rationelle Lösungen Hallenlängen von 80 bis 100 m ideal.

Das gleichmäßige Verteilen des Schlammes nach dessen Einwurf an einer Stirnseite.

Das Aufnehmen des nach der Trocknung in dünner Schicht auf dem Hallenboden verbleibenden Trockenmaterials und dessen Transport durch die ganze Hallenlänge. Der Wendewolf legt im "Aufstaubetrieb" automatisch ein Trockenschlamm lager mit großer Schichtdicke an der Entnahme-Stirnseite an.

So kann die Verladung zum Abtransport außerhalb der Trocknungshalle und in rationeller Weise erfolgen.

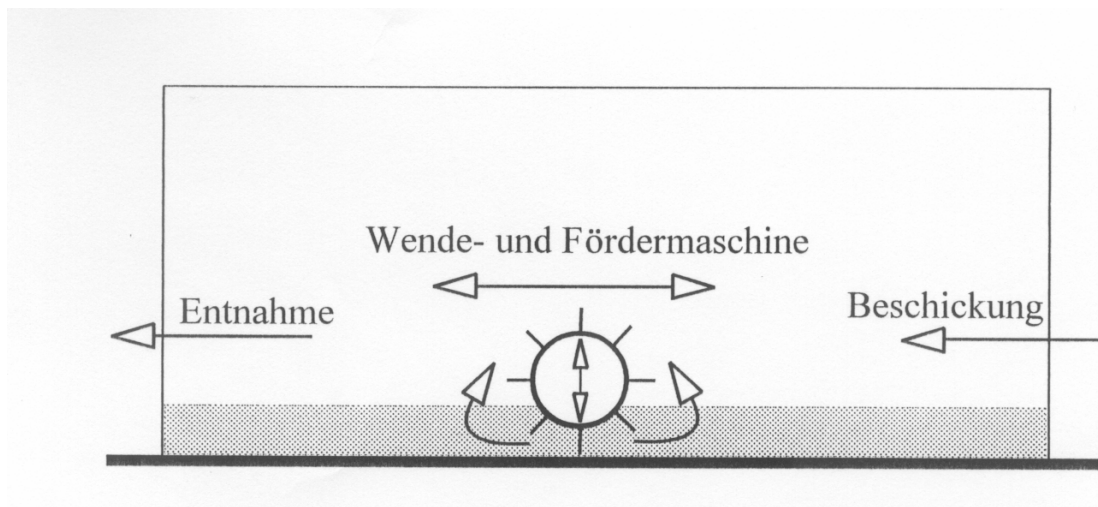


Abbildung 5: Solartrocknung mit Schubwender, System IST

6 Jährliche Verdunstung von 850 Liter Wasser pro m² zum Nulltarif

Mit der solaren Klärschlamm-trocknung lässt sich je m² Hallenfläche eine jährliche Verdunstung von rd. 850 Liter Wasser erzielen. Im Wettbewerb werden gelegentlich auch höhere Verdunstungsraten angegeben, über die sich später unter Zuhilfenahme der Wetterstatistik einzelner Jahre trefflich streiten lässt. Die monatliche Verdampfungsleistung schwankt in Abhängigkeit von der Jahreszeit ganz erheblich. Daher muss in der kritischen Periode, überwiegend Dezember/Februar, ein Teil des Schlammes gespeichert werden. Dies kann in der Trocknungsanlage selbst, in der Kläranlage, oder mit einer Kombination beider Möglichkeiten erfolgen. Der Trockenrückstand im Schlamm lässt sich durch die Auslegung und die Verweildauer in der Anlage beeinflussen. Die täglich zu verdunstende Wassermenge ist erheblich von der Strahlungsenergie der Sonne und deshalb von der Jahreszeit abhängig. Im Sommer wird ca. 70 % der Verdunstung erreicht, im Winter nur 30 %. Wird für die kritische Periode entsprechender Pufferraum vorgesehen, so kann ganzjährig ein Endprodukt mit 70 – 80 % TR erzeugt werden. Eine solche Betriebsweise ist wirtschaftlich und genügt auch für die meisten Verwertungs- und Entsorgungswege, zumal die Gewichtsabnahme oberhalb von 70 % TR nicht mehr bedeutend ist [6].

Der gesamte Energieaufwand für den Betrieb der verfahrenstechnischen Einrichtungen beträgt lediglich etwa 25 kWh/t WV. Dies ist nur ein Bruchteil von dem Bedarf in thermischen Trocknungsanlagen, denn die thermische Energie wird ausschließlich aus der Umwelt zum Nulltarif genutzt. Dieser geringe Energieverbrauch schlägt sich in entsprechend niedrigen Betriebskosten nieder.

7 Abwärmenutzung und preiswerter Pufferraum für Trockenschlamm

Die Verdunstungsleistung von Solartrocknern kann mit zusätzlicher Wärmeenergie erheblich gesteigert werden. Dazu bietet sich vor allem die Abwärmenutzung von faulgasbetriebenen Blockheizkraftwerken an.

Die Kosten der Solartrocknungshallen sind im Vergleich zu anderen Kläranlagenbauwerken sehr gering. Daher kann man im Zusammenhang mit einer Solartrocknung auch gleichzeitig preiswerten Pufferraum für Trockenschlamm schaffen. Er sollte möglichst direkt dort anschließen, wo der Trockenschlamm entnommen wird. Damit kann der Betreiber eine größere Flexibilität für die Entsorgung erreichen. Auch ein Unterstellraum für Klärwerksfahrzeuge lässt sich auf diese Weise preiswert einrichten. Inzwischen wird im Rahmen von Kostenoptimierungen teilweise auch die maschinelle Entwässerung im Gewächshaus installiert.

8 Solartrocknung von Flüssigschlamm

Eine Variante der Solartrocknung besteht aus einer Kombination von Entwässerungsboden und Gewächshauptrocknung [7]. Dabei wird auf die maschinelle Entwässerung verzichtet und flüssiger Schlamm in die Trocknungshalle gepumpt. Der Hallenboden ist mit einem Dränagesystem zu Abführung von Schlammwasser ausgerüstet, wodurch der Schlamm bis auf etwa 10% TR eindickt. Das danach noch im Schlamm enthaltene Wasser wird verdunstet. Dabei muss gegenüber entwässertem Schlamm weit mehr als die doppelte Wassermenge verdunstet werden, wofür eine entsprechend größere Hallenfläche und mehr Wendegerät erforderlich ist.

Die Berichte über solche Anlagen [4, 7] enthalten ausschließlich technische Aspekte; Wirtschaftlichkeitsfragen fehlen. Im Einzelfall sollte mit einem Wirtschaftlichkeitsvergleich untersucht werden, ob die ersparten Aufwendungen für die maschinelle Entwässerung den höheren Aufwand für Bau und Betrieb der erheblich größeren Trocknungsanlage aufwiegen. Auch der Unterhaltungsaufwand für eine dauerhafte Funktionstüchtigkeit des Entwässerungsbodens sollte nicht unterschätzt werden.

9 Anhaltswerte für Kostenrechnungen

Interessenten sollten bei der Konzeptionsentwicklung Info-Angebote von Systemlieferanten nutzen. Für Kostenvergleiche im Rahmen von Vorüberlegungen werden Anhaltswerte für Überschlagsrechnungen genannt. Ihnen wird eine Kläranlage mit 50.000 EW zugrunde gelegt; bei der sich folgende Grunddaten ergeben:

Schlammmenge, entwässert auf 30 % TS	3.000 t/a
Für ein Trocknungsziel von 75 % TS	
ergibt sich eine Wasserverdampfungsleistung von	1.800 t /a
und eine zu entsorgende Trockenschlammmenge von	1.200 t/a
Für das Trocknungsziel 90 % TS	
ergäbe sich eine Wasserverdampfungsleistung von	2.000 t /a
und eine zu entsorgende Trockenschlammmenge von	1.000 t/a

Die Investitionen und der Betriebsaufwand für ein betrieblich komfortables System mit Schubwender wurden nach der Annuitätenmethode der VDI-Richtlinie 2067 [8] zunächst auf Jahreskosten und dann mit der verdampften Wassermenge auf spezifische Kosten pro Tonne verdampften Wassers umgerechnet. Dazu dienten folgende Eckdaten:

Kosten der elektrischen Energie 0,10 €/kWh

Personalkosten 30 €/h

Wartung 1,5 % der Kosten für Gewächshaus und Anlagentechnik

Zinsfuß 5 %

Abschreibung mit einem Mischsatz von 15 Jahren

Bei einer Auslegung auf das Trocknungsziel 75 % TS und einer Wasserverdampfung von 0,850 t/m² x a sind 2.118 m² Trocknerfläche erforderlich. Sie

wird auf 2.400 m² aufgerundet, um gleichzeitig ein Trockenschlammager mit rd. 280 m² Fläche einzurichten. Diese Gesamtfläche wird auf zwei Trocknungshallen mit je 12 m Breite und 100 m Länge verteilt.

Investitionen:

Bauarbeiten für die Trocknerfläche, Formsteine als Seitenbegrenzung, Fahrbahn für die Schubwender und Gewächshausfundament	530.000 €
2 Gewächshäuser aus Noppenfolie mit First- und Seitenlüftung, 2 Schubwender, 6 Ventilatoren, Steuerung	430.000 €
<u>Gesamtkosten</u>	<u>960.000 €</u>

In diesen Kosten sind individuelle Maßnahmen zur Anpassung an die vorhandene Situation wie z. B. Untergrundverbesserung, Straßenanbindung und Schlammzuführung nicht enthalten, jedoch die Mehrwertsteuer mit 16 % (D).

Betriebsaufwand:

Personalaufwand 2,5 h je Halle und Woche	260 h/a
Thermische Energie zur Wasserverdampfung	Solar, kostenlos
Elektrische Energie für Aggregate, 25 kWh/t WV	45.000 kWh/a

Spezifische Kosten:

Jahreskosten	110.910 €
Kosten pro Tonne verdampftes Wasser	61,62 €/t WV

Zur Optimierung der Kosten können folgende Ansätze genutzt werden:

Abwärmeverwertung aus einem BHKW zur Steigerung der Verdampfungsleistung oder zur Verringerung der Trocknerfläche.

Teiltrocknung auf unter 75 % TS als Verfahrensziel. Da die Trocknung mit steigendem Trockenrückstand immer mehr Zeit benötigt, sind Anlagen zur Teiltrocknung, bezogen auf die Kosten/t WV, wirtschaftlicher.

10 Literatur

- [1] Kassner, W. (2000)
"Solare Klärschlamm-trocknung – Verfahrenübersicht und Stand der Anwendung",
KA Wasserwirtschaft – Abwasser – Abfall, 1/2000
- [2] Luboschik, U. (1998)
"Grundlagen von Verdunstungsvorgängen und ihre Nutzung zur solaren Trocknung",
Lehrgang: Solare Klärschlamm-trocknung am 23. 11. 98
Technische Akademie Esslingen (TAE)
- [3] Reinhardt, H.-D. (1998)
"Solare Band-trocknung nach dem RATUS-Verfahren"
Lehrgang: Solare Klärschlamm-trocknung am 23. 11. 98, TAE
- [4] Bux, M. (1998)
"Solartrocknung nach dem THERMO-SYSTEM-Verfahren mit
Schlammumwälzung durch "elektrisches Schwein"
Lehrgang: Solare Klärschlamm-trocknung am 23. 11. 98, TAE
- [5] Luboschik, U. (1999)
"Betriebserfahrungen mit der IST-Solartrocknung – u. a. am Beispiel Iffezheim",
Seminar: Kommunal- und industrieller Klärschlamm
am 25./26. März 1999, VDI-Bildungswerk, Bamberg
- [6] Kassner, W. (2001)
"Spezifische Systeme für kleine und dezentrale Trocknungsanlagen"
2. ATV-DVWK-Klärschlamm-tage vom 7.–10. 5. 2001, Würzburg
- [7] Bux, Baumann, Pinnekamp, Quadt, Mühlbauer (2002)
"Solare Trocknung von Flüssigschlamm in kleinen Kläranlagen"
KA Wasserwirtschaft – Abwasser – Abfall, 3/2002
- [8] VDI
Richtlinie 2067
"Berechnung der Kosten von Wärmeversorgungsanlagen"

Dipl.-Ing. Wolfram Kassner



Von der IHK Region Stuttgart
öffentlich bestellter und vereidigter
Sachverständiger für Abwassertechnik,
Klärschlammbehandlung und -entsorgung

Klärschlamm-Desintegration

O. Nowak, V. Parravicini, H. Müller-Rechberger

Institut für Wassergüte und Abfallwirtschaft, TU Wien

Kurzfassung: Durch den Erlass neuer EU-Richtlinien bezüglich der Deponieverordnung und deren Umsetzung in nationales Recht wird hinkünftig die Ablagerung von Abfällen, die einen hohen Anteil an organischer Substanz aufweisen (wie z.B. Klärschlamm), deutlich eingeschränkt. Aus diesem Grund wurde in den letzten Jahren sehr intensiv nach Verfahren gesucht, die durch eine weitestgehende Reduktion der organischen Trockensubstanz im Klärschlamm die Einhaltung der neuen gesetzlichen Anforderungen – oder zu mindest eine deutliche Verringerung der Schlammmenge und somit der Entsorgungskosten – gewährleisten können. Diese Verfahren sind oft mit dem Begriff „Klärschlamm-Desintegration“ bezeichnet. Dabei wird durch physikalische, chemische oder biologische Methoden der Aufschluss von Klärschlämmen erzielt. Die ersten Ergebnisse der zahlreichen und oft schwer vergleichbaren Forschungsprojekte deuten daraufhin, dass durch die Klärschlamm-Desintegration die erforderliche Faulzeit bei der Schlammfäulung bei gleich bleibendem Stabilisierungsgrad verkürzt werden kann. Die Frage ob durch diese Methoden – abgesehen von den „ultimativen“ Verfahren wie der „Nass-Oxidation“ – auch ein weitergehender TS -Abbau möglich ist, kann bei dem heutigen Stand des Wissens nicht beantwortet werden. Auf jeden Fall sollte bei dieser Zielsetzung die Desintegration von Faulschlamm jener von Überschussschlamm vorgezogen werden. Nach der Meinung der Autoren haben sich soweit als bestgeeignete Verfahren nur die thermische sowie die oxidative Desintegration mittels Ozon gut bewährt. Eigene Laboruntersuchungen, die an der TU Wien im Rahmen eines Forschungsprojektes für die Kläranlage Linz-Asten durchgeführt wurden, haben gezeigt, dass durch die thermische Desintegration von ausgefaultem Faulschlamm (30d) mit anschließender Nachfäulung (10d) ein um 10% höherer CSB- bzw. TS -Abbau erreicht werden kann. Ähnliche Ergebnisse konnten im Anschluss an die gleiche Schlammbehandlung auch bei der Anwendung einer aeroben Nachstabilisierung erzielt werden. Als negative Auswirkungen der Klärschlamm-Desintegration konnte eine erhöhte Rückbelastung an gelöstem CSB (ca. + 0,7 g/(EW.d)) sowie an Ammonium (ca. + 0,3 g $\text{NH}_4\text{-N}$ /(EW.d)) festgestellt werden. Überlegungen hinsichtlich des Energieverbrauchs und der Kosten haben gezeigt, dass die Klärschlamm-Desintegration bei dem heutigen Stand des Wissens auf keinen Fall wirtschaftlich eingesetzt werden kann.

Keywords: Klärschlamm, Desintegration, Schlammstabilisierung, Schlammfäulung, Schlammbehandlung

1 Einleitung

EU-weit besteht seit einigen Jahren ein großes Interesse die organische Trockensubstanz im Klärschlamm möglichst stark zu vermindern bzw. weitestgehend abzubauen – insbesondere seit durch den Erlass der entsprechenden Richtlinie (EU, 1994) klar geworden ist, dass „Reststoffe“ („Abfall“) mit einem nennenswerten Anteil an organischer Substanz hinkünftig nur mehr sehr eingeschränkt auf Deponien abgelagert werden dürfen.

Vor diesem Hintergrund wird nun nach Mitteln und Wegen gesucht, den Gehalt an organischen Stoffen entscheidend zu reduzieren, um auf diese Weise den nunmehr erlassenen gesetzlichen Regelungen der einzelnen EU-Staaten bezüglich einer Deponierung zu entsprechen, oder um zumindest die Schlammmenge deutlich zu vermindern, um auf diese Weise die Kosten für die weitere Schlammentsorgung zu verringern. Vor allem in Deutschland wurden in den letzten Jahren zahlreiche diesbezügliche Forschungsprojekte durchgeführt. Die dabei eingesetzten unterschiedlichen Verfahren werden im Allgemeinen unter dem Begriff „Klärschlamm-desintegration“ subsummiert.

Im Folgenden werden nach einer allgemeinen Begriffsdefinition sowie einer Verfahrensübersicht die Ergebnisse eigener Untersuchungen vorgestellt, großtechnische und andere versuchstechnische Erfahrungen präsentiert, und schließlich werden Möglichkeiten der praktischen Umsetzung der Klärschlamm-desintegration diskutiert.

2 Begriffsdefinition und Anwendungsbereiche

2.1 Begriffsdefinition

Generell wird unter „Klärschlamm-desintegration“ der bewusste Einsatz von physikalischen, chemischen oder biologischen Methoden zum gezielten

Aufschluss von Klärschlämmen verstanden. Diese Art des Aufschlusses wird in Deutschland von der entsprechenden ATV-Arbeitsgruppe (ATV-DVWK, 2000) als „Zerkleinerung“ bezeichnet.

Das gewünschte Ergebnis der Klärschlamm-Desintegration, d.h. das Ausmaß des Aufschlusses, hängt vom jeweiligen Einsatzbereich ab.

2.2 Anwendungsbereiche

In groben Zügen kann zwischen folgenden Anwendungsbereichen unterschieden werden:

- Desintegration von Belebtschlamm (Blähschlamm oder Schwimmschlamm) mit dem Ziel die fädige Flockenstruktur aufzubrechen.
- Desintegration vor oder bei der Schlammstabilisierung mit dem Ziel den Stabilisierungsprozess zu intensivieren, z.B. die erforderliche Faulzeit zu verkürzen.
- Desintegration vor, bei oder nach der Schlammstabilisierung mit dem Ziel einen weitergehenden Abbau des Klärschlammes zu erreichen.

Im letzteren Anwendungsfall wird die Klärschlamm-Desintegration gezielt dazu eingesetzt, ein Ausmaß des Abbaus bzw. der Verringerung der Trockensubstanz zu erreichen, welches über das für die Schlammstabilisierung benötigte Maß hinausgeht. Dabei sollte die Klärschlamm-Desintegration auch eine Verringerung der Masse an entwässertem Schlamm (Trockensubstanz und Schlammwasser) mit sich bringen, um somit letztlich Kosteneinsparungen bei der Schlamm Entsorgung zu lukrieren.

3 Verfahrensüberblick

3.1 Grobeinteilung

Die bislang zur Klärschlamm-Desintegration eingesetzten Verfahren können allgemein wie folgt unterteilt werden:

- Mechanische Verfahren
- Thermische Verfahren
- Chemische und oxidative Verfahren
- Modifizierte biologische Verfahrensweisen

3.2 Mechanische Verfahren

3.2.1 Vorbemerkung

Grundsätzlich basieren die mechanischen Desintegrationsverfahren auf einem Aufschluss, d.h. der „Zerstörung“, der Zellmembranen durch die Einwirkung von Scherkräften.

Insbesondere im Bereich der mechanischen Aufschlussverfahren wurden in Deutschland in den letzten Jahren zahlreiche Forschungsprojekte durchgeführt. So hat sich die ATV-Arbeitsgruppe „Klärschlamm-desintegration“ in ihren Arbeitsberichten bislang nur mit den mechanischen Verfahren beschäftigt (ATV-DVWK, 2000 und 2001). In der internationalen Literatur finden sich allerdings kaum neuere Untersuchungen zum Einsatz solcher Verfahren zur Klärschlamm-desintegration.

Im Folgenden wird kurz auf die Desintegration mittels Ultraschall („Ultraschallhomogenisator“ – UH) sowie auf den „Hochdruckhomogenisator“ (HDH) eingegangen. Darüber hinaus liegen noch zu weiteren rein mechanischen Verfahren Untersuchungsergebnisse von Labor- und Pilotanlagen sowie vom großtechnischen Versuchsbetrieb, wie z.B. von der „Rührwerkskugelmühle“, und zum Teil auch vom Dauerbetrieb („Lysat-Zentrifuge“) vor.

3.2.2 „Ultraschallhomogenisator“

Als Ultraschall werden Schallwellen bezeichnet, die sich aufgrund ihrer hohen Frequenz (>20 kHz) außerhalb des menschlichen Hörbereichs befinden. Der Ultraschall breitet sich in Form von Longitudinalwellen aus und bewirkt eine periodische Verdichtung und Entspannung im Medium.

Der entscheidende Vorgang bei der Desintegration von Klärschlamm ist die durch Ultraschall hervorgerufene Kavitation, d.h. die Bildung von mikroskopisch kleinen Hohlräumen in der Flüssigkeit unter Einwirkung eines sehr niedrigen Druckes. Die Hohlräume entstehen vorzugsweise an Instabilitätsstellen, wenn der Dampfdruck der Flüssigkeit durch Sogwirkung unterschritten wird, und die Flüssigkeit dadurch „aufreißt“. Instabilitätsstellen sind z.B. durch suspendierte Partikel oder an Grenzflächen gegeben. Sie wirken als sogenannte Kavitationskeime. Die dadurch entstandenen Kavitationsblasen pulsieren, wobei ihre Größe zunimmt, und fallen schließlich schlagartig zusammen. Infolge der Implosion treten in der Flüssigkeit sehr schnelle Strömungen auf, die zu großen Scherkräften führen. Diese bewirken eine Zerkleinerung der Makromoleküle und einen Aufschluss von Mikroorganismen im Klärschlamm. Die höchste Effizienz wird bei der Desintegration mit niederfrequentem Ultraschall im Bereich von 20 bis 50 kHz erzielt (ATV-DVWK, 2000).

3.2.3 „Hochdruckhomogenisator“

Hochdruckhomogenisatoren sind Geräte von einfachem Aufbau, die aus zwei Hauptkomponenten bestehen, einer mehrstufigen Hochdruckpumpe und einem Homogenisierventil (Abbildung 1). Die Hochdruckpumpe verdichtet die Suspension auf Drücke von mehreren hundert bar und ermöglicht je nach Größe des Aggregats Volumenströme zwischen 40 Liter und mehreren Kubikmetern pro Stunde (ATV-DVWK, 2000).

Im Homogenisierventil wird Schlamm durch einen kleinen Ventilsplatt gedrückt. Dabei kommt es durch die induzierten hohen Flüssigkeitgeschwindigkeiten zur Abnahme des statischen Drucks und in der Folge zu Kavitation, welche zum Aufschluss der Zellmembran führt.

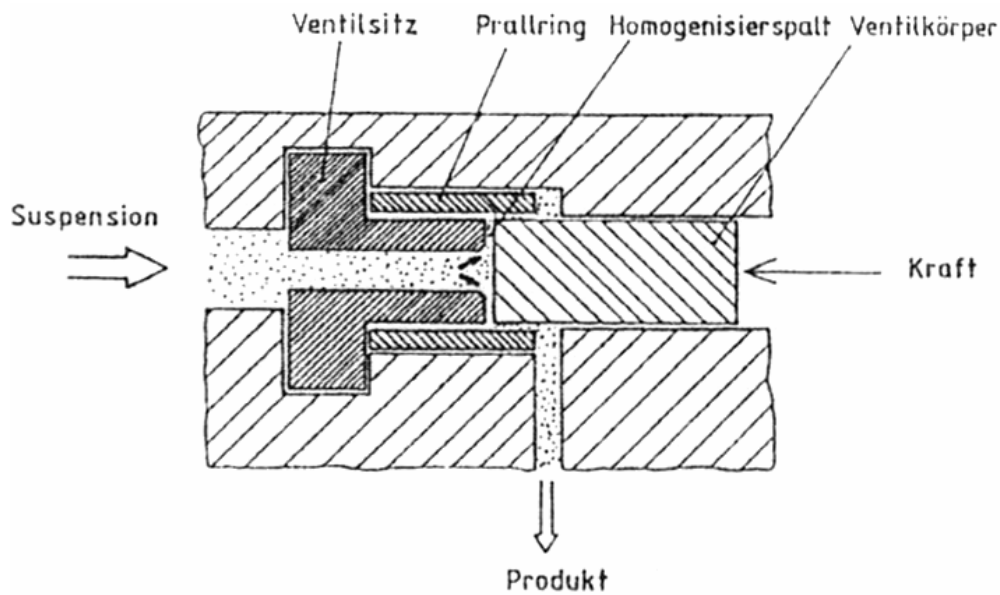


Abbildung 1: Homogenisierventil eines Hochdruckhomogenisators

3.3 Thermische Verfahren

Die thermische Schlammbehandlung wurde ursprünglich als eine Methode zur Verbesserung der Entwässerbarkeit des Klärschlammes angesehen (Weemaes und Verstraete, 1998).

In den 70er- und 80er-Jahren wurde mehrfach auf deutschen Klärwerken die „thermische Schlammkonditionierung“ nach der Schlammfäulung eingesetzt, um durch eine Verminderung der Masse an entwässertem Schlamm bei den Entsorgungskosten zu sparen.

So konnte beim Einsatz des „Porteous-Verfahrens“ (Abbildung 2) ohne den Einsatz von Konditionierungsmitteln bei der Entwässerung mittels Zentrifuge ein TS-Gehalt im entwässerten Schlamm von mindestens 45% und beim Einsatz der Kammerfilterpresse gar von zumindest 55% gerechnet werden. Unter Berücksichtigung der Reduzierung der Feststoff-Masse um rund 35% durch diesen thermischen Aufschluss ergab sich eine Verminderung des „Schlammkuchens“ (Masse an entwässertem Schlamm) auf etwa ein Drittel gegenüber einer „chemischen Konditionierung“ mittels Polyelektrolyten bzw. Kalkhydrat und Metallsalzen (Kaufhold, 1981).

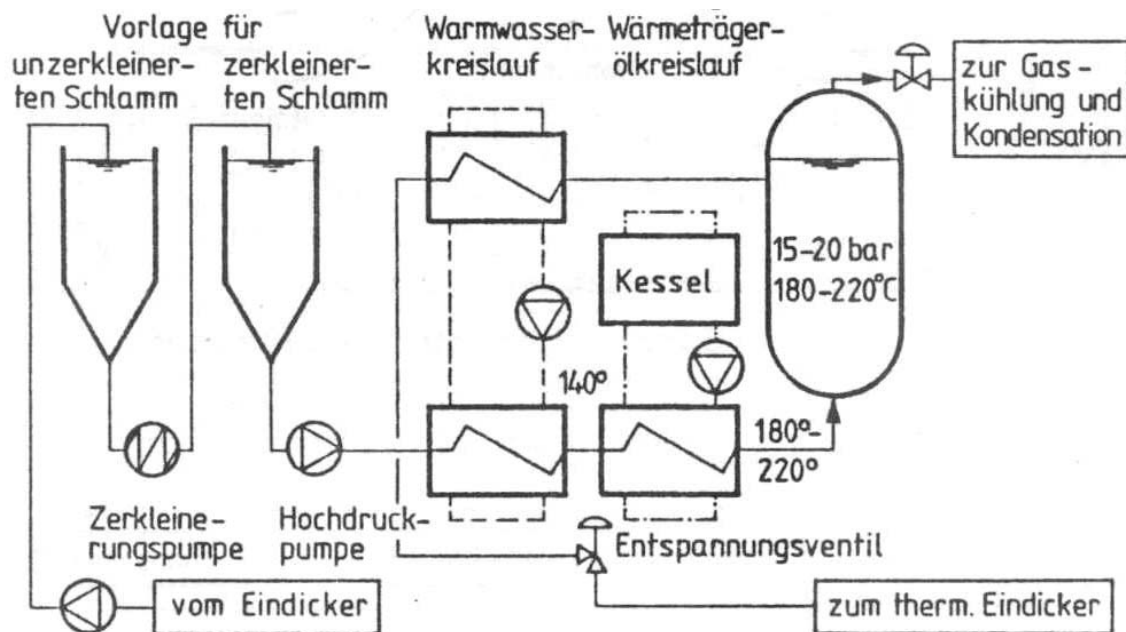


Abbildung 2: Porteous-Verfahren mit indirektem Wärmetausch und indirekter Aufheizung (Kaufhold, 1981)

Bei der thermischen Schlammkonditionierung nach dem Porteous-Verfahren wurde der Klärschlamm bei einem Druck von etwa 15 bis 20 bar auf rund 200°C erhitzt und zwischen 0,5 und 1 h auf dieser Temperatur gehalten. Danach wurden allein durch Schwerkrafteindickung TS-Werte von 15 bis 25% erzielt. Der dafür benötigte Energiebedarf konnte bei einzelnen Anlagen in nennenswertem Umfang, in einem Fall sogar vollständig durch das anfallende Faulgas abgedeckt werden (Kaufhold, 1981).

Diesen in Hinblick auf eine Reduzierung der Entsorgungskosten durchaus positiven Fakten sind eine Reihe von betrieblichen Nachteilen gegenüber gestanden. Darunter zu zählen waren

- einerseits Betriebsprobleme wie Verstopfungen und Ablagerungen in den Wärmetauschern, ein hoher Verschleiß bei allen Ventilen sowie ein insgesamt höherer maschineller, apparativer und regelungstechnischer Aufwand und
- andererseits *erhebliche Geruchsbelästigungen, die sich auch bei weitestgehend geschlossener Ausführung des Systems einschließlich der Gebäude und trotz Abluftabzug mit Abluftreinigung nicht vollständig vermeiden lassen* (Kaufhold, 1981). Die Geruchsproblematik machte vielfach sogar eine

Abdeckung der Belebungsbecken, in die das Filtrat bzw. Zentrifugat zurückgeführt wurde, erforderlich.

Zudem war zur optimalen Nutzung der Wärmeenergie ein kontinuierlicher Konditionierungsbetrieb (3-Schicht-Betrieb) erforderlich, was einen erhöhten Personalaufwand zur Folge hatte.

Von Kaufhold (1981) wurde die Einleitung des Filtrats (Schlammwassers) in den Faulbehälter empfohlen. Dies dürfte jedoch nur bei wenigen Anlagen der Fall gewesen sein.

Ende der 80er-Jahre wurde von Pinnekamp (1987 und 1989) die Möglichkeit der „Steigerung der Leistungsfähigkeit der anaeroben Klärschlammstabilisierung durch eine thermische Vorbehandlung des Schlammes“ untersucht. Dabei wurden Pilotversuche zur thermischen Hydrolyse bei Temperaturen zwischen 135 und 220°C und mit einer Verweildauer von 45 min durchgeführt. Die Aufenthaltszeit in der anschließenden mesophilen Faulung betrug 20 d.

Mit einer Temperatur von 170°C konnte der Gasertrag bei der Faulung von Primärschlamm um 27%, bei der von Überschussschlamm um 20% nach Hochlaststufen und um bis über 70% nach Schwachlaststufen gesteigert werden.

Ferner stellte Pinnekamp (1987 und 1989) fest, dass Temperaturen bei der thermischen Behandlung von über ca. 180°C in den meisten Fällen einen Rückgang des Gasertrags zur Folge haben. Dies wird auf die bei diesen Temperaturen stattfindende *Maillard-Reaktion* zurückgeführt, bei der *reduzierte Zucker mit Aminosäuren reagieren und schwer abbaubare und sogar hemmend wirkende Stoffe bilden*.

Eine neuere Entwicklung im Bereich der thermischen Vorbehandlung stellt der norwegische „Cambi-Prozess“ dar (Kepp *et al.*, 1999).

Beim „Cambi-Prozess“ wird auf 15 bis 20% vorentwässerter Rohschlamm bei einer Temperatur von 160°C und einer Verweilzeit von 30 min thermisch hydrolysiert, womit die anschließende mesophile Schlammfäulung mit einem TS-Gehalt von 10 bis 12% beschickt wird (Abbildung 3). Dieser hohe Feststoff-

gehalt ist nach Kepp *et al.* (1999) hinsichtlich der Durchmischung des Faulraums als unproblematisch anzusehen, da die Viskosität des Schlammes durch die thermische Vorbehandlung deutlich herabgesetzt ist.

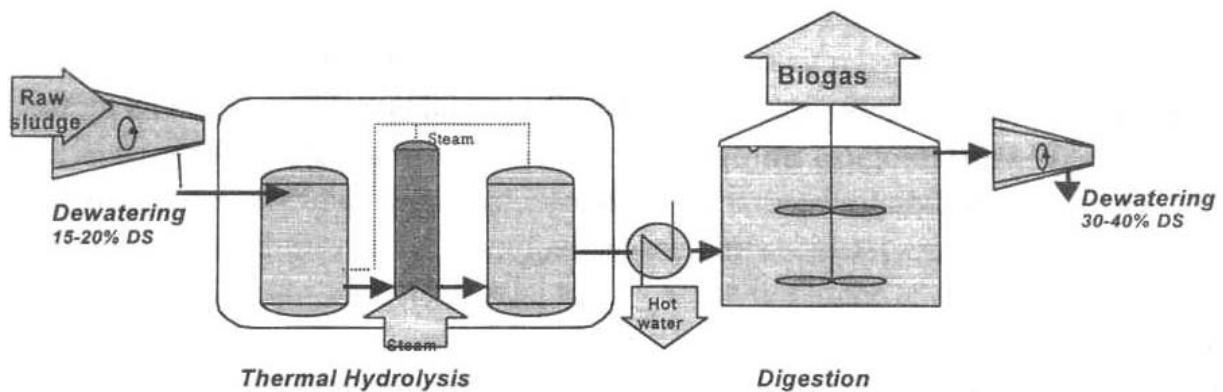


Abbildung 3: Cambi-Prozess (Kepp *et al.*, 1999)

Hauptziel dieses Prozesses ist allerdings nicht ein weitergehender Abbau der organischen Trockensubstanz, sondern eine bessere Ausnutzung des Faulraumvolumens, wobei der Bedarf an Volumensbedarf um einen Faktor 2 bis 3 herabgesetzt wird.

Der „Cambi-Prozess“ kommt mittlerweile bei mehreren Großanlagen in Norwegen, Dänemark, Großbritannien und Irland zum Einsatz.

3.4 Chemische Verfahren

Durch den Einsatz von Lauge ($\text{Ca}(\text{OH})_2$ oder NaOH) kann beim Zellaufschluss von Belebtschlamm eine nennenswerte Rücklösung erzielt werden (Rajan *et al.*, 1998). Dabei wurden bei der Zugabe von 5 bis 40 mmol NaOH/l , wobei sich ein pH von 11 bis 12,5 einstellte, und anschließendem Rühren über 12 Stunden bei Zimmertemperatur Rücklöseraten von bis zu 46% gefunden. Generell wurde mit NaOH ein höheres Ausmaß an Rücklösung erreicht als mit $\text{Ca}(\text{OH})_2$. Zudem wurde festgestellt, dass bei einem höheren TS-Gehalt für die gleiche Rücklösung weniger Lauge bezogen auf die TS benötigt wurde als bei niedrigerem TS-Gehalt. Nach 12-stündigem Rühren ging der pH auf 8,5 bis höchstens 11 zurück, so dass keine Neutralisation bei der anschließenden Faulung nötig war. Ein Vergleich dieser Ergebnisse mit den Ergebnissen anderer Autoren zeigt nach

Rajan *et al.* (1998), dass mit dem untersuchten Aufschluss ähnliche Ergebnisse erreichbar sind wie bei thermischem Aufschluss bis ca. 175°C.

Von Raj *et al.* (1990) wurde in Laborversuchen die Auswirkung der Vorbehandlung von Belebtschlamm auf die mesophile Faulung bei Faulzeiten von 20 d und darunter untersucht (Tabelle 1).

Tabelle 1: Ergebnisse der Schlammfäulung nach chemischem Aufschluss bzw. in der Referenz („kein Aufschluss“) (Raj *et al.*, 1990)

	Einheit	kein Aufschluss	Aufschluss mit	
			Ca(OH) ₂	NaOH
Faulzeit	d	20	20	20
oTS-Abbau	%	27	30	34
CSB-Abbau	%	29	34	38
Methanproduktion	l/m ³ /d	33	36	51

Neben diesen Verfahren mit alkalischem Aufschluss gibt es auch noch chemischen Verfahren mit Desintegration im sauren Bereich sowie Verfahren mit zusätzlichem thermischen Aufschluss (vgl. Scheminski, 2001).

3.5 Oxidative Verfahren

3.5.1 Thermisch-oxidative Verfahren

Bei thermisch-oxidativen Verfahren im hohen Temperatur- und Druckbereich kommt es zu einem nahezu vollständigen Aufschluss der organischen Stoffe, wodurch eine anschließende biologische Nachbehandlung des Schlammes hinfällig wird.

Stark propagiert wurde vor einigen Jahren das „VerTech-Verfahren“ (z.B.: Daun, 1996), welches in den Niederlanden auch großtechnisch zum Einsatz kam. Bei diesem Verfahren der „Hochdruck-Nassoxidation“ wird in einem Tiefschacht-Reaktor bei einer Temperatur von ca. 200°C und einem Druck von rund 100 bar ein weitestgehender Abbau (Rücklösung) der organischen Stoffe

erzielt. Der TOC-Gehalt der verbleibenden Feststoffe liegt bei etwa 2%. Zudem ist dieser Prozess hinsichtlich des Wärmebedarfs energieautark. In diesem Temperatur- und Druckbereich werden jedoch nur ca. 70% des CSB zu CO₂ oxidiert. Da der bei diesem Verfahren nicht oxidierte CSB nur in geringem Umfang in den Feststoffen verbleibt, findet er sich in der wässrigen Lösung. Der Ablauf einer solchen Schlammbehandlungsanlage mit dem rückgelösten CSB und Ammonium wird in einer eigenen Stufe biologisch gereinigt, wobei in nennenswertem Umfang „Rest-CSB“ im Abwasser verbleibt, der letztlich in den Ablauf der Abwasserreinigungsanlage gelangt. Dies dürfte der Hauptgrund dafür gewesen sein, dass sich dieses Verfahren nicht durchgesetzt hat.

Neuerdings wird auch die „Supercritical Water Oxidation“ (SCWO – deutsch: „Überkritische Nassoxidation“) zum nahezu vollständigen Abbau der im Klärschlamm enthaltenen organischen Stoffe eingesetzt. Dabei findet die Oxidation oberhalb des kritischen Punktes von Wasser ($T > 374^{\circ}\text{C}$, $p > 221 \text{ bar}$) statt. Auch dieses Verfahren, welches einen sehr hohen Anspruch an die verwendeten Werkstoffe stellt, wird bereits – in den USA – großtechnisch angewendet (Griffith und Raymond, 2002). Die ersten Betriebsergebnisse zeigen, dass über 99,9% des CSB abgebaut werden. Der im Schlamm enthaltene Stickstoff wird rasch zu Ammonium hydrolysiert, welches zu etwa 50 bis 80% zu elementarem Stickstoff umgewandelt wird. Oxidierter Stickstoff entsteht bei diesem Verfahren nicht. Die Gesamtkosten (Invest und Betrieb) dieses Prozesses werden auf etwa 210 €/t Feststoff im behandelten Schlamm geschätzt.

3.5.2 Verfahren mit Ozon

Bei Einsatz von Ozon (O₃) findet nicht nur ein Zellaufschluss sondern auch eine Spaltung komplexer organischer Verbindungen statt, die danach besser abbaubar sind.

In Laborversuchen untersuchten Weemaes *et al.* (2000 a und b) die Wirkung von Ozon bei der Klärschlamm-Desintegration bei einem Einsatz vor der mesophilen Schlammfäulung. Mit einer Dosierung von 0,1 g O₃/g CSB im zu stabilisierenden Schlamm lag der oTS-Abbau in der anschließenden Fäulung um einen Faktor 1,3 höher als im Referenzversuch (ohne O₃-Zugabe).

Scheminski (2001) untersuchte die Auswirkung der Dosierung von Ozon auf Faulschlamm, der anschließend einer weiteren mesophilen Faulung in Batch-Tests sowie quasi-kontinuierlichen Betrieb unterzogen wurde. Dabei konnte eine erhebliche Steigerung des oTS-Abbaus ebenso wie der Gasproduktion gegenüber den Versuchen ohne O₃-Dosierung beobachtet werden. Allerdings wurde von Scheminski (2001) auch festgestellt, dass höhere Ozon-Dosierungen in der Folge die Methanisierung beeinträchtigen (Abbildung 4).

Aus den in Abbildung 4 dargestellten Ergebnissen wurde abgeleitet, dass mit einer Dosierung von 0,1 g O₃/g oTS das Auslangen gefunden werden kann. Dieser Wert entspricht etwa den Empfehlungen von Weemaes et al. (2000 a und b) von 0,1 g O₃/g CSB im Rohschlamm, wenn man die Abnahme der oTS bzw. des CSB bei der Faulung berücksichtigt. Im quasi-kontinuierlichen Betrieb hat sich dann gezeigt, dass die Biozönose des Faulschlammes nach einer Adaptierungsphase im Stande ist, die rückgelösten organischen Kohlenstoffverbindungen abzubauen.

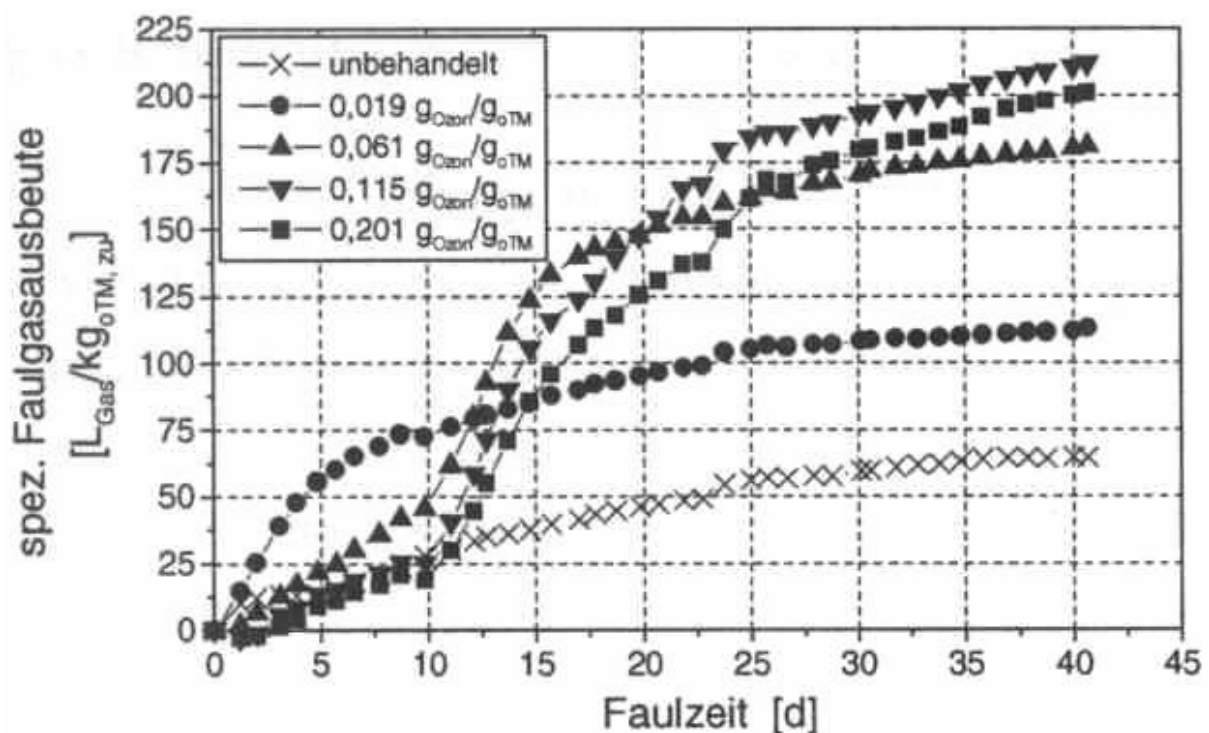


Abbildung 4: Faulgasausbeute nach O₃-Zugabe im Batch-Test (Scheminski, 2001)

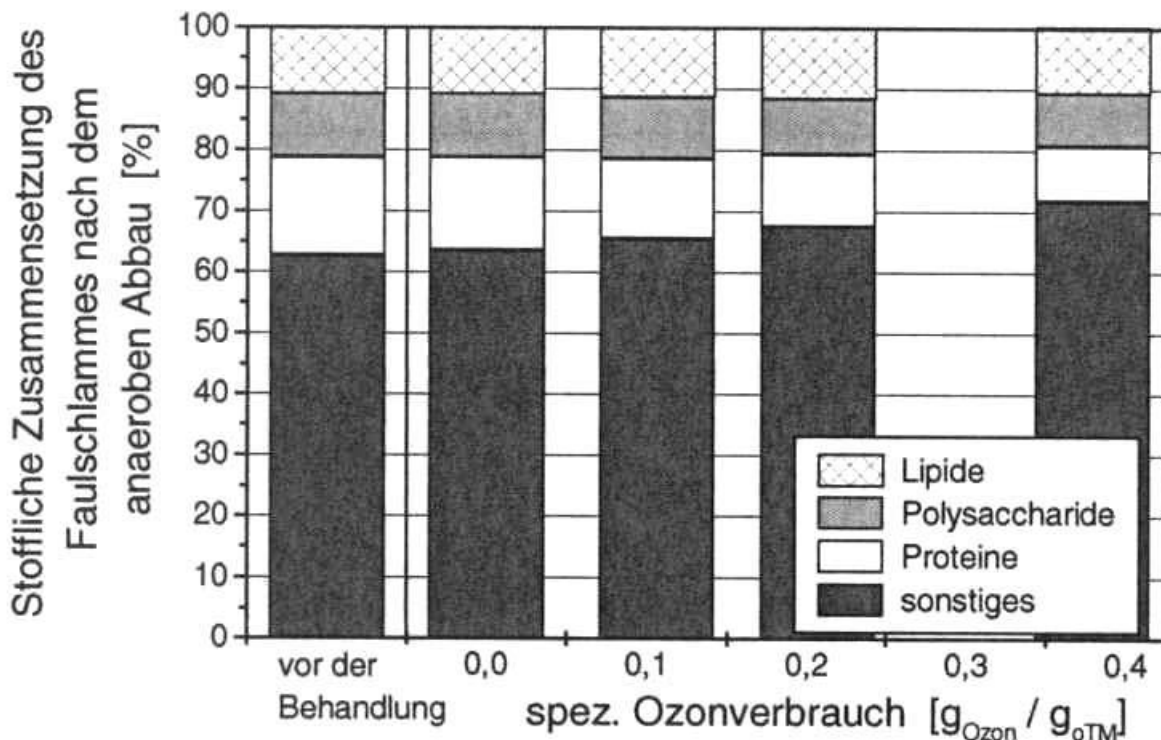


Abbildung 5: Einfluss von Teiloxidation und anaerobem Abbau auf die prozentuelle stoffliche Zusammensetzung von Faulschlamm (Lodahl, 1999)

In der Arbeit von Scheminski (2001) finden sich auch Angaben hinsichtlich des Einflusses der Teiloxidation durch Ozon auf die stoffliche Zusammensetzung des Faulschlammes. In Abbildung 5 sind die prozentuellen Anteile einzelner Stoffgruppen in zunächst mit Ozon und anschließend anaerob behandelten Faulschlamm dargestellt.

Es zeigt sich, dass die prozentuelle Abnahme am deutlichsten hinsichtlich des Proteingehalts ausfällt. Der Anteil an Polysacchariden vermindert sich auch noch geringfügig, während sich der Lipid-Anteil kaum verändert. Dies bedeutet nicht, dass Lipide durch die Behandlung mit Ozon nicht aufgeschlossen werden, nur werden sie etwa in gleichem Maße abgebaut wie die organische Substanz insgesamt.

Diese Ergebnisse bestätigen die Angaben anderer Autoren, dass generell bei effizienter Klärschlamm-Desintegration – so auch bei der thermischen Behandlung, wie z.B. Pinnekamp (1987) angibt – vornehmlich Proteine aufgeschlossen werden. Zudem zeigen diese Ergebnisse, dass auch andere komplexe organische

Verbindungen aufgeschlossen und im Weiteren abgebaut werden, wenn auch nicht in gleichem Maße wie die Proteine.

3.6 Modifizierte biologische Verfahrensweisen

Ob bei der biologischen Schlammstabilisierung mit geänderten Verfahren bzw. Verfahrenskombinationen, wie z.B. der zweistufigen thermophil-mesophilen Faulung (siehe auch Nowak, 2002), ein nennenswerter weitergehender Abbau erreicht werden kann, ist aus heutiger Sicht als sehr fraglich anzusehen.

Allerdings wurden bislang fast nur Kombinationen von anaeroben Stabilisierungsverfahren untersucht und kaum Kombinationen von anaerober und aerober Stabilisierung.

4. Eigene Laboruntersuchungen

4.1 Versuchsdurchführung

In Rahmen des Projektes „Weitergehende Schlammstabilisierung auf der RKL Linz-Asten“ wurden im Auftrag der Linz AG (vormals: SBL) am Institut für Wassergüte und Abfallwirtschaft der TU Wien Laborversuche durchgeführt. Ziel der Untersuchungen war es, zu klären, ob mit Optimierungsmaßnahmen an der Faulung oder geeigneten Zellaufschlussverfahren eine weitergehende Schlammstabilisierung erreicht werden kann.

In Rahmen dieses Forschungsprojekts wurden folgende Verfahrensvarianten zur weitergehenden Schlammstabilisierung untersucht:

Versuche mit Überschussschlamm (Votava, 2000):

- Zweistufige Faulung mit Vorversäuerung (mesophil-mesophil sowie thermophil-mesophil)
- Thermische sowie alkalische Schlammdesintegration

Versuche mit Faulschlamm (Kröppl, 2001):

- Thermische sowie alkalische Desintegration mit nachgeschalteter Faulung
- Thermische sowie alkalische Desintegration mit nachgeschalteter aeroben Stabilisierung

4.2 Versuche mit Desintegration von Überschussschlamm

In der ersten Versuchsreihe wurde Überschussschlamm der kommunalen Kläranlage Wien-Blumental (300.000 EW) einer mesophilen anaeroben Stabilisierung unterzogen. Der Schlamm (4 d Schlammalter, Anlage ohne Vorklärung) wurde im Labor auf einen Trockensubstanzgehalt von 1,5 bis 2% statisch eingedickt. Alle Faulbehälter (je 2,5 Liter) wurden diskontinuierlich beschickt (einmal täglich). Die Faulzeit wurde auf 25 d eingestellt. Als Impfschlamm wurde Faulschlamm einer weiteren kommunalen Kläranlage eingesetzt.

Nach ca. zwei Monaten Einfahrphase, wobei alle 3 Faulbehälter gleich beschickt wurden, wurden folgende Varianten des Faulprozesses untersucht:

- Mesophil-mesophile zweistufige Faulung mit Vorversäuerung. Die Vorversäuerung erfolgte in einem Vorlagebehälter sowie im ersten Reaktor durch externe Säurezugabe (HCl), die notwendig wurde, da die Versäuerung nicht spontan stattgefunden hat. Der pH-Wert wurde damit auf etwa 5,5 gesenkt. Der Versäuerungsbehälter wurde mit einer sehr kurzen Faulzeit (1,5 d) betrieben.
- Thermophil-mesophile zweistufige Faulung mit Vorversäuerung in der ersten Stufe, wobei die Temperatur des Versäuerungsreaktors auf 53°C erhöht wurde.
- Thermischer Aufschluss von Überschussschlamm vor mesophiler Faulung. Der Schlamm wurde vor der anaeroben Stabilisierung in einem Autoklav 1 Stunde lang bei einer Temperatur von 130°C behandelt.
- Vorgeschaltete alkalische Desintegration des Überschussschlammes und mesophile Faulung. Für die Desintegration wurde Natriumlauge verwendet. Der pH-Wert wurde dabei von 7 auf ca. 12 angehoben (Dosis im Mittel: 0,11 g NaOH/g TS). Nach ca. 5 Stunden Behandlungszeit stabilisierte sich der pH-Wert auf 10 und der Schlamm konnte ohne Neutralisierung dem Faulbehälter zugeführt werden.

Die gewonnenen Ergebnisse können wie folgt zusammengefasst werden:

- Durch die Anwendung einer zweistufigen mesophil-mesophilen bzw. thermophil-mesophilen Faulung mit Vorversäuerung wurde kein weitergehender Abbau der im Überschussschlamm enthaltenen organischen Stoffe erzielt (siehe Tabelle 2).
- Beim Aufschluss von Überschussschlamm durch thermische bzw. alkalische Behandlung hat sich keine merkbare Erhöhung des Stabilisierungsgrades des ausgefaulten Schlammes gezeigt. Die beobachtete leicht steigende Tendenz der CSB- bzw. oTS-Abbaugrade liegt im Bereich der Messgenauigkeit und ist daher nicht aussagekräftig.

Tabelle 2: Vergleich der erzielten CSB- und oTS-Abbaugrade nach Desintegration von Überschussschlamm bei der anschließenden Schlammfäulung

	CSB-Abbau %	oTS-Abbau %
	im Vergleich zu Referenz	
Zwei stufige Faulung thermophil-mesophil	-3%	+1%
Zwei stufige Faulung mesophil-mesophil	-1%	-4%
Thermische Desintegration	+4%	+4%
Alkalische Desintegration	+2%	+3%

Es konnte keine Erhöhung der Ablaufkonzentrationen an gelöstem CSB und Ammonium beobachtet werden.

4.3 Desintegration von Faulschlamm und weitere anaerobe Stabilisierung

Da bei den ersten durchgeführten Laborversuchen mit Überschussschlamm keine merkbare weitergehende Stabilisierung des Schlammes festgestellt werden konnte, wurde im Weiteren die Schlamm-desintegration von Faulschlamm untersucht.

Für diese Laborversuche wurde nun ausgefauter Schlamm von der Regionalkläranlage Linz-Asten verwendet: 800.000 EW, kommunale und industrielle Abwässer (Chemie, Papier, Stahl), Faulzeit 30 d. Auf dieser Kläranlage sind 3 „Faultürme“ vorhanden, wobei die grundsätzliche Idee darin bestand, hinkünftig zunächst 2 der 3 Faulbehälter parallel zu beschicken, woraus sich eine Faulzeit von 20 d ergibt, dann die Desintegration vorzunehmen und den dritten Faulbehälter nachgeschaltet zu betreiben (Aufenthaltszeit: 10 d).

Um die Unterschiede zwischen der einer Desintegration nachgeschalteten Faulung und der Referenz (nachgeschaltete Faulung ohne Desintegration) besser merkbar zu machen, wurden die Versuche mit einer Aufenthaltszeit von 10 d mit dem ausgefauten Schlamm nach 30 d Faulzeit durchgeführt.

Folgende Prozessvarianten wurden bei diesen Untersuchungen getestet:

- Thermischer Aufschluss wie vorher mit Überschussschlamm (130°C über 1 h) mit anschließender mesophiler Faulung (Faulzeit: 10 d)
- Alkalische Desintegration und nachgeschaltete Faulung. Die Behandlung erfolgte durch Zugabe von Natronlauge bei einer Temperatur von 38°C. Der pH-Wert wurde dabei auf 11,5 angehoben. Um die Alkaliverbrauch zu reduzieren, wurde der Schlamm vor der pH-Anhebung eine Stunde lang belüftet. Die dazu benötigte Alkalidosierung betrug durchschnittlich 0,3 g NaOH/gTS. Nach 6 Stunden Behandlungszeit wurde der pH-Wert mittel Salzsäure wieder auf 8 gesenkt. *Da während der Behandlung der pH-Wert konstant geblieben ist, ist zu vermuten, dass während der Desintegration nur wenig organische Säure entstanden sind. Atmungsversuche haben auch bestätigt, dass der Anteil an rasch abbaubarem Substrat am gesamten rückgelösten CSB sehr niedrig war (nur ca. 7%!).*

Der alkalische Aufschluss wurde bei 38°C durchgeführt, um gleiche Bedingungen wie auf der Kläranlage zu simulieren (Behandlung zwischen den ersten beiden Faultürmen und dem nachgeschalteten).

Aus diesen Laboruntersuchungen ergaben sich folgende Ergebnisse:

- Bei der weiteren Faulung von unbehandeltem Faulschlamm (Referenzbehälter) wurde festgestellt, dass die zu diesem Zeitpunkt auf der Regionalkläranlage Linz-Asten durchgeführte anaerobe Schlammstabilisierung noch optimiert werden kann. Bei 38°C und 10 Tagen Faulzeit konnte ein zusätzlicher CSB-Abbau von ca. 13% beobachtet werden!
- Durch die thermische Behandlung von Faulschlamm konnte im Gegensatz zu den Ergebnissen der mit Überschussschlamm durchgeführten Laborversuche ein etwas höherer CSB-Abbau erreicht werden (CSB-Abbau: ca. 19%).
- Bei der Faulung von alkalisch behandeltem Faulschlamm ergaben sich kaum positive Wirkungen auf den Stabilisierungsgrad des Faulschlammes im Vergleich zum Referenzbehälter (ca. 15% zusätzlicher CSB-Abbau).

Beim ebenfalls relativ geringen zusätzlichen CSB-Abbau nach thermischem Aufschluss von 19 % fällt auf, dass der oTS-Abbau im Vergleich zum Referenzbehälter deutlich höher war. Dies wird im Folgenden noch zu diskutieren sein.

Tabelle 3: Vergleich der erzielten CSB- und oTS-Abbaugrade nach Desintegration von Faulschlamm bei der anschließenden nachgeschalteten Schlammfäulung

	CSB-Abbau % im Vergleich zu Referenz	oTS-Abbau %
Thermische Desintegration	+6%	+10%
Alkalische Desintegration	+2%	-

Die Ergebnisse dieser Versuche konnten bezüglich der oben angeführten CSB-Entfernungsraten durch Bilanzierungen auf ihre Richtigkeit überprüft werden. Die folgenden Abbildungen 6 bis 9 geben Auskunft über den Verlauf der Faulgas- bzw. Methanproduktion sowie der Konzentration an gelöstem CSB im Ablauf des nachgeschalteten Faulreaktors.

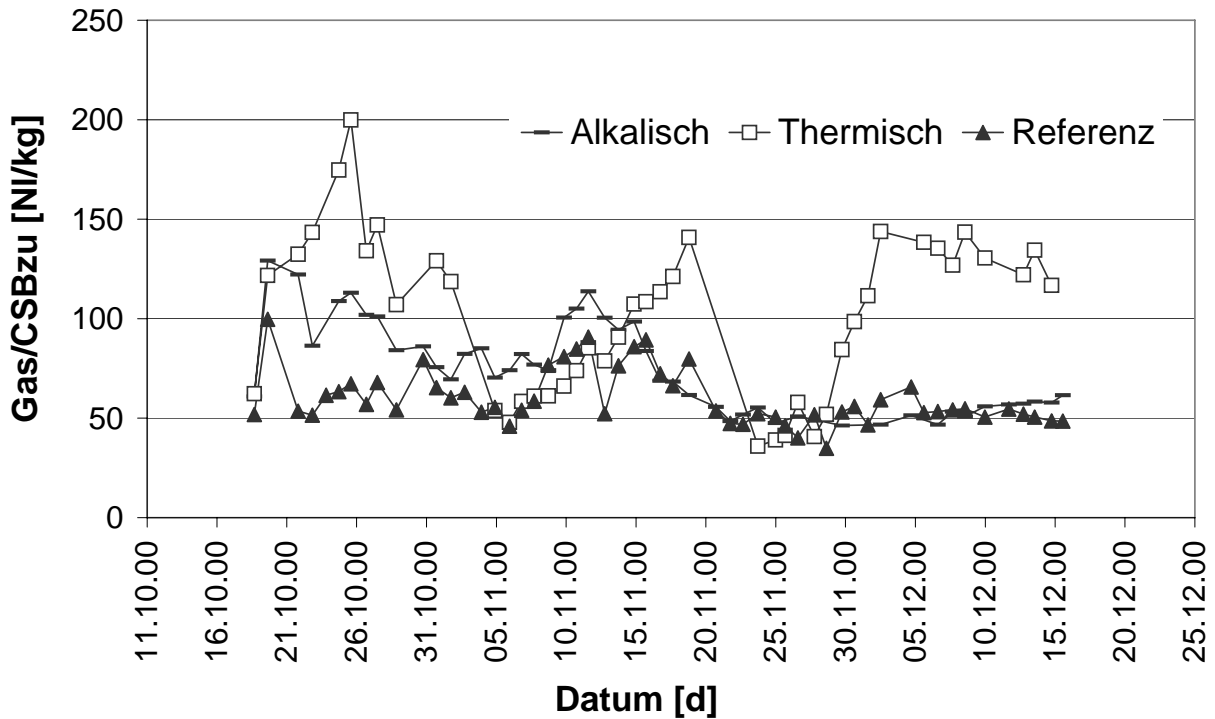


Abbildung 6: Gasproduktion bezogen auf CSB im zugegebenen Faulschlamm

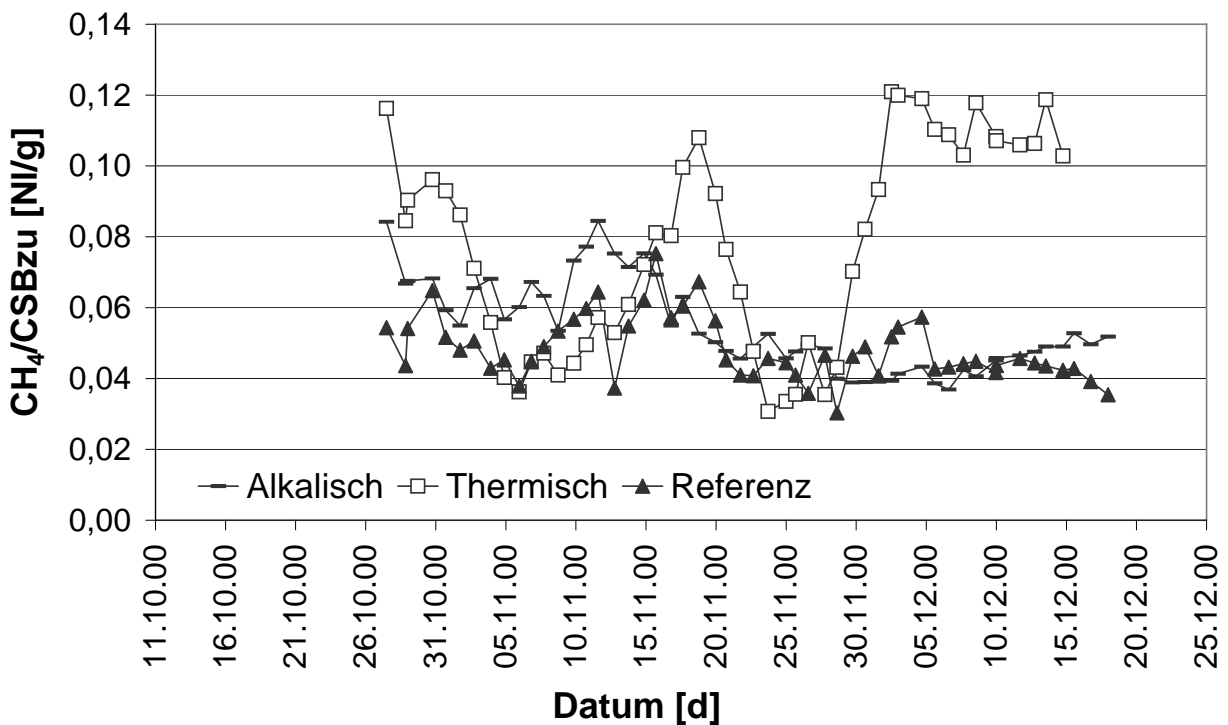


Abbildung 7: Methanproduktion bezogen auf CSB im zugegebenen Faulschlamm

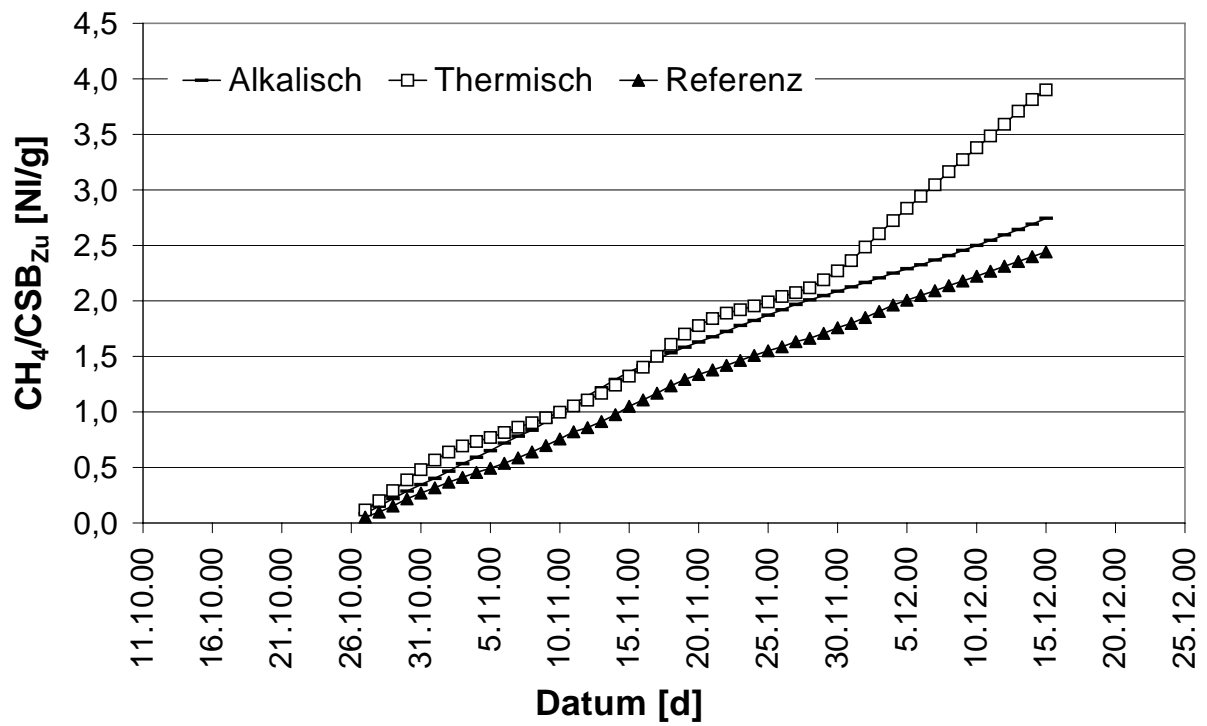


Abbildung 8: Kumulative Methanproduktion während der gesamten Versuchszeit

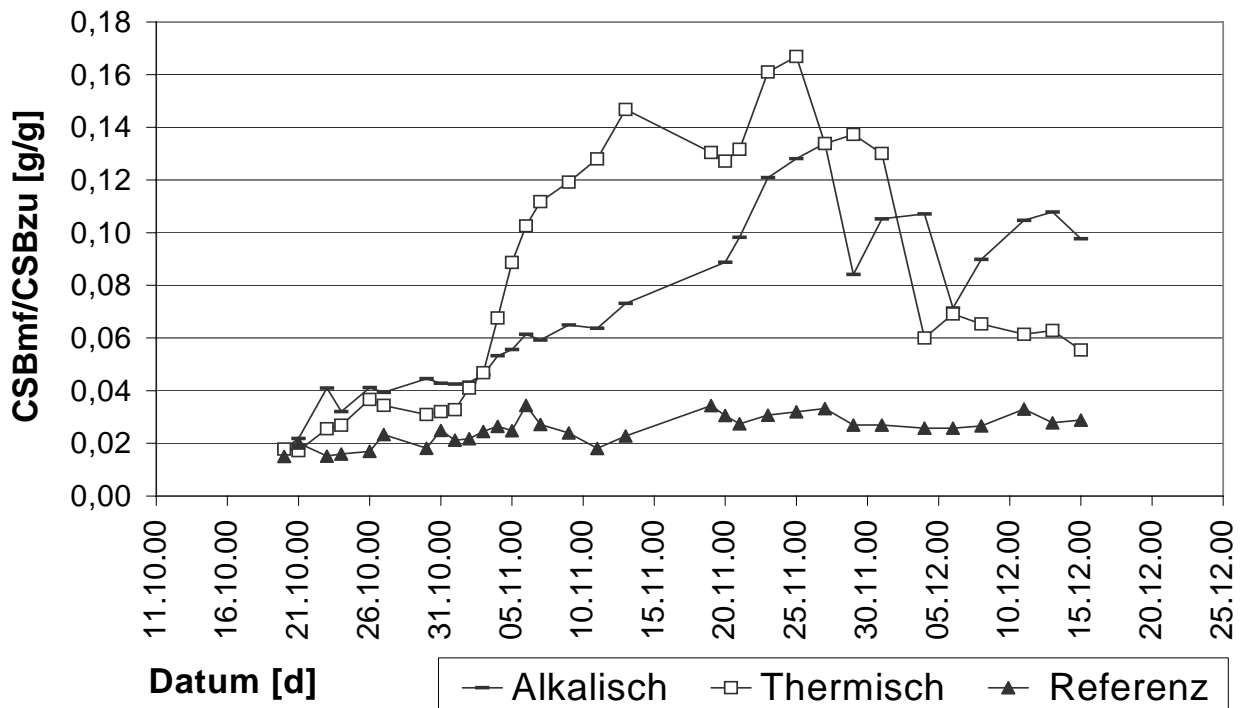


Abbildung 9: Gelöster CSB im Ablauf der verschiedenen Reaktoren bezogen auf CSB im zugegebenen Faulschlamm

Die Abbildungen 6 bis 9 veranschaulichen, dass nach ca. 15 Tagen im Reaktor mit thermisch aufgeschlossenem Schlamm eine Hemmung der Methanisierung aufgetreten ist. Die Gasproduktion ging deutlich zurück und die Ablaufkonzentration an gelöstem CSB stieg an. Der negative Trend begann allerdings bereits 8 Tage nach Versuchsbeginn (Abbildung 6). Etwa ab dem 20. Tag nach Versuchsbeginn wird ein langsamer Adaptierungsprozess erkennbar, wobei die Gasproduktion ständig anstieg (Abbildung 6 und 7). Der zweite deutliche Rückgang der Gasproduktion wurde vermutlich durch eine Betriebsstörung verursacht. Wie aus den Abbildungen 6 bis 8 zu erkennen ist, wurden bei der nachgeschalteten Faulung nach thermischer Desintegration in der letzten Versuchsphase wieder deutlich höhere Abbauraten bzw. eine deutlich höhere Methanproduktion als im Referenzbehälter erzielt.

Ein Vergleich der Verhältniswerte des gelösten CSB im Ablauf zum Gesamt-CSB im zugegebenen Faulschlamm zwischen dem Referenzbehälter und dem nach thermischer Desintegration macht deutlich, dass bei letzterem mit einer erhöhten Konzentration an gelöstem, nicht abbaubarem CSB zu rechnen ist. Selbst in der letzten Versuchsphase lag der gelöste CSB nach der Nachfaulung

im Anschluss an die thermische Desintegration etwa 2 bis 3 mal so hoch wie im Referenzbehälter (Abbildung 9). Aus der Fracht an gelöstem CSB, die offensichtlich zufolge einer Hemmung in der mittleren Phase des Versuchs nicht abgebaut wurde, konnte abgeschätzt werden, dass sich ohne diese Hemmung ein CSB-Abbau bzw. ein CH₄-Anfall von zusätzlich 23% ergeben hätte. Der CSB-Abbau würde im Vergleich zum Referenzbehälter auf +10% ansteigen und somit gut mit dem oTS-Abbau übereinstimmen (vgl. Tabelle 3).

4.4 Desintegration von Faulschlamm und weitere aerobe Stabilisierung

Parallel zu den zuvor beschriebenen Laboruntersuchungen (Aufschluss mit weiterer anaerober Stabilisierung von Faulschlamm) wurde zusätzlich die Variante „Faulschlammdesintegration mit anschließender aerober Stabilisierung“ mit folgenden Versuchseinstellungen untersucht:

- Thermische Behandlung (130°C, 1 h Behandlungszeit), und aerobe Stabilisierung in Batchversuch.
- Alkalischer Aufschluss durch Zugabe von Kalkhydrat bis auf pH 12 (24 h Behandlungszeit) und ebenfalls aerobe Stabilisierung.

Die weitere Stabilisierung wurde in drei belüfteten Behältern (Referenz, thermisch und alkalisch) mit einem Volumen von je 3 Liter parallel durchgeführt. Anfangs erfolgte eine Beimpfung mit Überschussschlamm (1/15 der Faulschlammmenge). Der O₂-Gehalt wurde bei 2 mg/l gehalten.

Insgesamt wurden 3 Versuchsläufe durchgeführt, einer mit einer Dauer von 33 Tagen und zwei über 14 Tage hinweg.

Die Versuchsergebnisse lassen sich wie folgt zusammenfassen:

- Wie schon bei den anaeroben Stabilisierungsversuchen, konnte selbst beim unbehandelten Faulschlamm ein deutlicher CSB-Abbau beobachtet werden. Dies bestätigt die Vermutung, dass eine weitergehendere Schlammstabilisierung allein durch eine gezielte Optimierung der bestehenden Faulung erreicht werden kann. Der CSB-Abbau liegt bei etwa 21%, und somit etwas höher als die bei der anaeroben Schlammbehandlung erreichten Werte.

- Das alkalische Aufschlussverfahren hat keine merkbare Wirkung in Sinne eines weitergehenden Abbaues des organischen Anteiles mit sich gebracht. Der beobachtete CSB-Abbau lag bei ca. 22%. Der dafür erforderliche Chemikalienverbrauch betrug 1,33 g $\text{Ca(OH)}_2/\text{g TS}$, wobei für die Neutralisation Kohlendioxid statt Salzsäure verwendet wurde.
- Die thermische Schlammbehandlung hat hingegen einen positiven Effekt gezeigt. Bei dieser Verfahrenskombination konnte ein CSB-Abbau von rund 32% erreicht werden.

Tabelle 4: Vergleich der erzielten CSB- und oTS-Abbaugrade nach Desintegration von Faulschlamm bei der anschließenden aeroben Nachstabilisierung

	CSB-Abbau % im Vergleich zu Referenz	oTS-Abbau %
Thermische Desintegration	+11%	+10%
Alkalische Desintegration	+1%	-2%

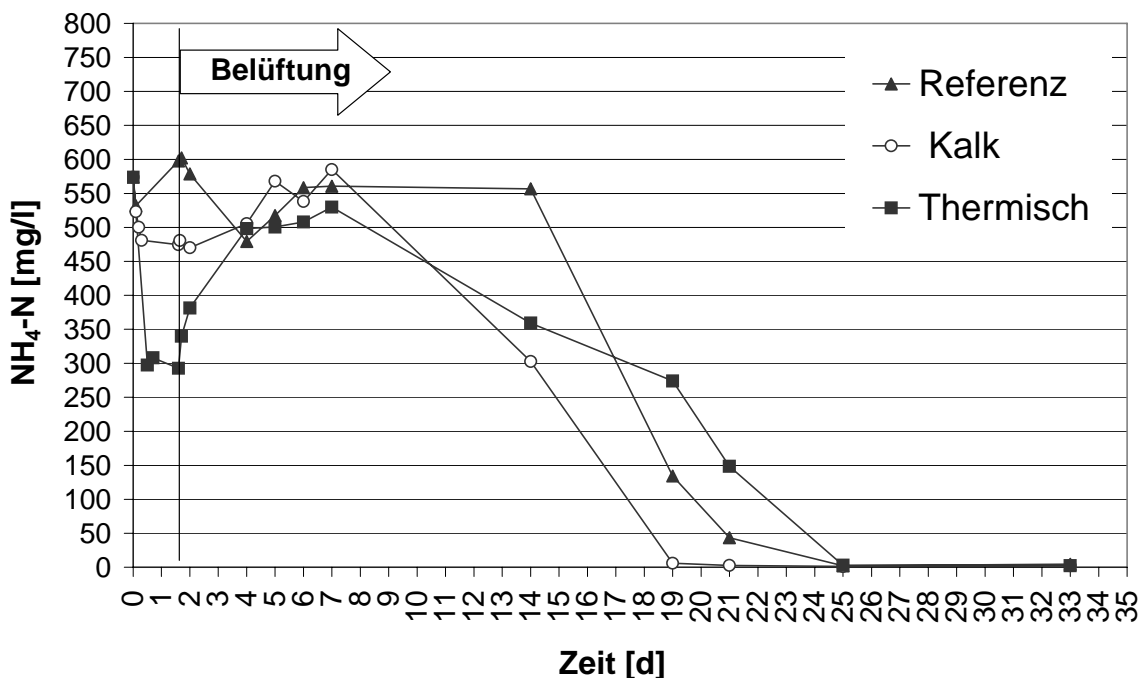


Abbildung 10: Verlauf der $\text{NH}_4\text{-N}$ -Konzentration in den verschiedenen Reaktoren zur aeroben Nachstabilisierung nach mesophiler Schlammfäulung (und anschließender Desintegration)

Nach 10 Tagen Behandlungszeit setzte in allen Behältern Nitrifikation ein (Abbildung 10). In diesem Zusammenhang sei darauf hingewiesen, dass es bei der aeroben Schlammstabilisierung (unterhalb des thermophilen Bereichs) im Gegensatz zu den allen anderen Formen der biologischen Stabilisierung möglich ist, eine weitgehende Stickstoffentfernung über Nitrifikation und Denitrifikation zu erreichen.

Bei den Ergebnissen dieser Versuche ist zu beachten, dass die oben angegebenen CSB-Entfernungsraten – im Unterschied zu den anaeroben Versuchen – nicht durch Bilanzierung überprüft werden konnten. Zudem liegen die Abweichungen zwischen den errechneten Abbaugraden in der Bandbreite der Messgenauigkeit. Die gewonnenen Ergebnisse erlauben daher nur eine qualitative Aussage. Genauere Informationen könnten durch Atmungsmessungen gewonnen werden.

4.5 Folgerungen aus den Untersuchungen

Aus den Ergebnissen der dargestellten Laboruntersuchungen können folgende Schlüsse gezogen werden:

- Die durchgeführten Laborversuche sowie die Bilanzierung der Kläranlage haben deutlich gezeigt, dass ein höherer Stabilisierungsgrad des Faulschlammes durch eine Optimierung der Faulung erreichbar sein sollte. Ursache für die nicht vollständige Schlammstabilisierung in der ARA Linz-Asten war möglicherweise eine zu niedrige Prozesstemperatur, die bei 30 bis 35°C lag. Außerdem könnte eine Erhöhung des TS-Gehaltes bei der Voreindickung und folglich bei der Schlammfäulung zu einer Verlängerung der Faulzeit und somit zu einer zusätzlichen Verbesserung des Faulprozesses beitragen. Dazu wurde festgestellt, dass durch Optimierungsmaßnahmen die σ_{TS} -Fracht im Faulschlamm um etwa 3 g/(EW.d) reduziert werden könnte, womit die Methanproduktion aufgrund der verbesserten CSB-Abbauleistung um 0,6 m³/(EW.a) ansteigen würde.

In diesem Zusammenhang wäre anzumerken, dass mittlerweile die Kapazität der Wärmetauscher in der Großanlage verbessert wurde und folglich eine höhere Prozesstemperatur erzielt werden kann, wobei noch keine neuen Betriebsergebnisse vorliegen.

- Von den untersuchten Verfahrensweisen zur Stabilisierung von Faulschlamm (anaerob bzw. aerob) ohne Desintegration hat sich die aerobe Behandlung als die wirksamste herausgestellt, wobei ein um etwa 8% höherer CSB-Abbau in Vergleich zu den entsprechenden anaeroben Versuchen beobachtet wurde (21% CSB-Abbau statt 13%). Es muss allerdings darauf hingewiesen werden, dass die Ergebnisse der aeroben Stabilisierungsversuche im Gegensatz zur anaeroben Versuchreihe, bei der die Messung der Methanproduktion eine Überprüfung der Ergebnisse ermöglichte, eine gewisse Unsicherheit in sich bergen. Für eine objektive Betrachtung des aeroben Schlammstabilisierungsverfahrens müssten zudem offene Fragen, wie Schaumbildung, Entwässerbarkeit des Schlammes und Energieverbrauch, noch beantwortet werden.
- Ein Vergleich zwischen den Ergebnissen der Laborversuche mit Überschussschlamm und denen mit Faulschlamm ist schwierig. Dabei gibt es in der Literatur Hinweise darauf, dass bei der Desintegration von Faulschlamm weniger Energie bzw. Chemikalien aufgewendet werden müssen als bei der Desintegration von Überschussschlamm um das gleiche (End-)Ergebnis zu erzielen, zumal bei der Desintegration von Überschussschlamm Substanzen aufgeschlossen werden, die bei der mesophilen Faulung ohnehin hydrolysierbar wären (Takashima *et al.*, 1996). Zudem war der Verwendung von Überschussschlamm von einer Belebungsanlage mit einem relativ kurzem Schlammalter von 4 Tagen sicherlich nicht optimal, wenn man die Untersuchungen von Pinnekamp (1987) bedenkt, der bei Überschussschlamm aus Schwachlast-Belebungsanlagen einen wesentlich besseren Aufschluss erzielt hat als mit Überschussschlamm aus Hochlaststufen (siehe Pkt. 3.3). Zudem hat der Aufschluss von Überschussschlamm durch eine künstliche Hydrolyse der im Schlamm enthaltenen langkettigen organischen Verbindungen wahrscheinlich nur zu einer Beschleunigung des Faulprozesses geführt, deren Effekt nach 25 Tagen Verweilzeit nicht mehr erkennbar war.
- Grundsätzlich hat jedoch weder eine zweistufige Betriebsweise der Faulung (mesophil-mesophil bzw. thermophil-mesophil) noch eine vorgeschaltete (biologische) Versäuerung im Sinne eines weitergehenden oTS-Abbaus kaum positive Effekte gebracht.
- Durch die thermische Behandlung von Faulschlamm konnte bei beiden Arten der Stabilisierung (aerob und anaerob) eine Erhöhung des Abbaugrades des

organischen Schlammanteiles beobachtet werden (rund 10 bis 11% mehr als im Referenzbehälter).

- Die alkalische Klärschlamm-Desintegration hat hingegen zu keiner nennenswerten Erhöhung des Stabilisierungsgrades geführt. Der dafür benötigte hohe Chemikalienverbrauch stellt in jedem Fall die Wirtschaftlichkeit dieser Methode in Frage.

Abschließend wurden – ausgehend von den Ergebnissen der Versuche mit „Desintegration von Faulschlamm und weiterer anaerober Stabilisierung“ (Pkt. 4.3) – Abschätzungen hinsichtlich der Auswirkung einer optimierten Faulung sowie eines zusätzlichen thermischen Aufschlusses mit der Verfahrenskombination „mesophile Faulung in 2 Faultürmen – Desintegration – Nachfaulung im 3. Faulturm“ vorgenommen.

Abbildung 11 zeigt die Ergebnisse dieser Abschätzungen in Hinblick auf die CSB-Bilanz der Schlammfaulung, wobei jeweils auf der linken Seite die Ist-Situation („Faulung derzeit“) und rechts die möglichen Auswirkungen der zusätzlichen Maßnahmen dargestellt sind.

Wie aus Abbildung 11 ersichtlich wird, kann alleine durch die optimierte Faulung die spezifische Methanproduktion um $1,6 \text{ l}/(\text{EW.d})$, der Faulgasanfall somit um rund $2,5 \text{ l}/(\text{EW.d})$ gesteigert werden, was eine entsprechende Verminderung der CSB- bzw. oTS-Fracht im ausgefaulten Schlamm von rund $4,5 \text{ g CSB}/(\text{EW.d})$ bzw. etwas über $3 \text{ g oTS}/(\text{EW.d})$ zur Folge hat.

Bei zusätzlicher thermischer Desintegration könnten $2,7 \text{ l CH}_4/(\text{EW.d})$ bzw. etwa $4 \text{ l Faulgas}/(\text{EW.d})$ mehr gewonnen werden. Die CSB-Fracht im zu entsorgenden Klärschlamm würde sich um fast $9 \text{ g}/(\text{EW.d})$ und die oTS-Fracht um etwas mehr als $6 \text{ g}/(\text{EW.d})$ vermindern. Gleichzeitig würde sich die Fracht an gelöstem CSB im Ablauf der Schlammfaulung etwas erhöhen.

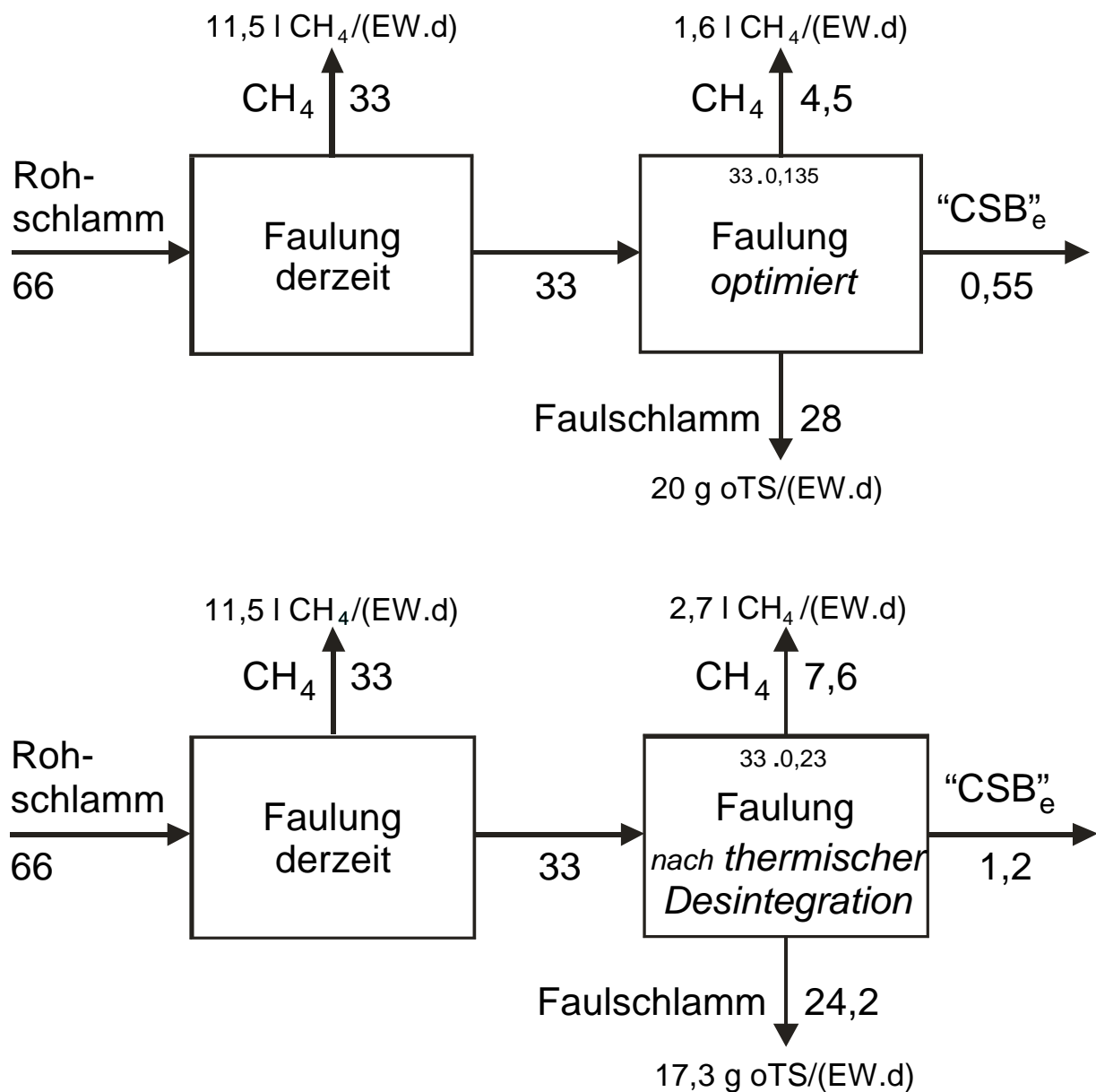


Abbildung 11: Regionalkläranlage Linz-Asten: Abschätzung der CSB-Bilanz der mesophilen Schlammfäulung nach Optimierung der Fäulung (Bild oben) und mit zusätzlicher thermischer Desintegration (Bild unten)

In Tabelle 5 sind schließlich die abgeschätzten Auswirkungen einer weitergehenden anaeroben Schlammstabilisierung auf Faulgasanfall, Abnahme der organischen TS-Fracht, den Energieverbrauch sowie die Abauffrachten der Großanlage an CSB sowie NH₄-N zusammengestellt.

Tabelle 5: Regionalkläranlage Linz-Asten: Abschätzung der Auswirkungen einer optimierten Schlammfäulung bzw. mit zusätzlicher thermischer Desintegration

	derzeit	„optimiert“	nach thermischer Desintegration
oTS im Klärschlamm [g/(EW.d)]	23	20	17,3
anorg.TS [g/(EW.d)]	20	20	20
Glühverlust [%]	53,5	50	46,5
CH ₄ -Produktion [m ³ /(EW.a)]	4,2	4,8	5,2
Gewinn an CH ₄ [m ³ /(EW.a)]		0,6	1,0
alleine durch thermische Desintegration			0,4
<i>Energiebedarf für thermische Desintegration</i>			<i>≈ - 1,5</i>
CSB-„Aufschluss“ zusätzlich [g/(EW.d)]		4,5	8,3
davon in CH ₄ [g CSB/(EW.d)]		(≈ 4,5)	≈ 7,6
<i>davon im Schlammwasser [g CSB/(EW.d)]</i>			<i>≈ 0,7</i>
NH ₄ -N-„Aufschluss“ zusätzlich [g/(EW.d)]		0,17	0,5
<i>alleine durch thermische Desintegration</i>			<i>0,33</i>

Die Abschätzung der Auswirkungen einer zusätzlichen Stufe zur thermischen Desintegration, durch welche gegenüber einer optimierten Schlammfäulung nur etwas mehr als 10 % an oTS zusätzlich abgebaut werden, ergab – wie Tabelle 5 zeigt – einen nennenswerten zusätzlichen Bedarf an thermischer Energie sowie eine im Vergleich zu den Zulauffrachten zur Kläranlage relevante Größenordnung für die Frachten an CSB sowie NH₄-N im Schlammwasser.

So deckt der zusätzliche Gewinn an Faulgas den Bedarf an thermischer Energie für die Desintegration keineswegs ab. Im Schlammwasser finden sich zusätzlich etwa 0,7 g CSB/(EW.d). Weil davon ausgegangen werden kann, dass dieser CSB weitgehend inert ist, dürfte dies im Weiteren eine Erhöhung der CSB-Konzentration im Ablauf der Kläranlage um rund 2 mg/l zur Folge haben. Schließlich entspricht die durch die thermische Desintegration zusätzlich aufgeschlossene NH₄-N-Fracht bei typisch kommunalem Abwasser rund 3% der Stickstofffracht im Zulauf. Da die Denitrifikation bei kommunalen

Belebungsanlagen mit Schlammfäulung zumeist „CSB-limitiert“ ist, darf vermutet werden, dass sich dieser zusätzliche Stickstoff als $\text{NO}_3\text{-N}$ im Ablauf der Kläranlage wiederfindet und somit quantitativ die Stickstoffentfernung verschlechtert.

5 Mögliche Verfahren für eine effiziente Schlamm-Desintegration und zu beachtende Randbedingungen

5.1 Anordnung der Klärschlamm-Desintegration im System

Von entscheidender Bedeutung ist die Frage, wo im System der Schlammbehandlung ein Aggregat zur Schlamm-Desintegration nun sinnvollerweise installiert werden könnte.

Wie bereits dargestellt wurde, ist die Desintegration von Rohschlamm (Primär- oder Überschussschlamm) nicht sonderlich effizient. Hier könnte allenfalls überlegt werden, den Überschussschlamm einer schwachbelasteten Belebungsstufe nach effizienter Vorklärung einer Desintegration zu unterziehen, weil gerade bei diesen Schlämmen der Anteil an schwer abbaubaren (= „aufschließbaren“) abgestorbenen Zellen am größten ist (vgl. Pinnekamp, 1987, bzw. Pkt. 3.3).

Im Allgemeinen wird jedoch eine Desintegration des Faulschlammes effizienter sein. Ist mehr als ein Faulturm vorhanden, so wird es sinnvoll sein, die Schlamm-Desintegration vor der zweiten, nachgeschalteten Faulstufe vorzunehmen (Abbildung 12). Dabei ist zu beachten, dass jede Stufe für sich eine ausreichende Faulzeit aufweisen muss. Dabei ist die erste Stufe („Fäulung 1“ in Abb. 12) als konventionelle Schlammfäulung zu betrachten. Über die erforderliche Faulzeit (= Aufenthaltszeit im Reaktor zur mesophilen Fäulung) besteht derzeit in der Fachwelt offensichtlich keine einhellige Meinung. Vielfach besteht – vor allem in der deutschen Fachliteratur – die Ansicht, dass eine Faulzeit von 20 Tagen ausreichend ist. Wenn man bedenkt, dass in Falle der Regionalkläranlage Linz-Asten bei ausreichender Umwälzung (durch „Schraubenschaufler“) nach einer Faulzeit von rund 30 Tagen, allerdings bei einer Faulraumtemperatur von lediglich 30 bis 35°C, bei der Nachfäulung noch ein Gasgewinn zu verzeichnen war, so ist dieser Wert in Frage zu stellen.

Generell zeigen österreichischen Erfahrungen, dass bei einer Faulzeit von unter 30 Tagen in den wenigsten Fällen eine „weitestgehende“ Stabilisierung gegeben ist, zumal die meisten Umwälzaggregate, außer Zwangsmischern, im Regelfall keine ausreichende Durchmischung gewährleisten. Hier wurde nun davon ausgegangen, dass bei einer Faulzeit von 25 Tagen der Stabilisierungsprozess weitgehend abgeschlossen ist (Abbildung 12). Nach der Schlammdesintegration sind die meisten abbaubaren Stoffe aufgeschlossen, weswegen man in der zweiten Stufe mit einer kürzeren Faulzeit (z.B. 15 Tage) das Auslangen finden sollte.

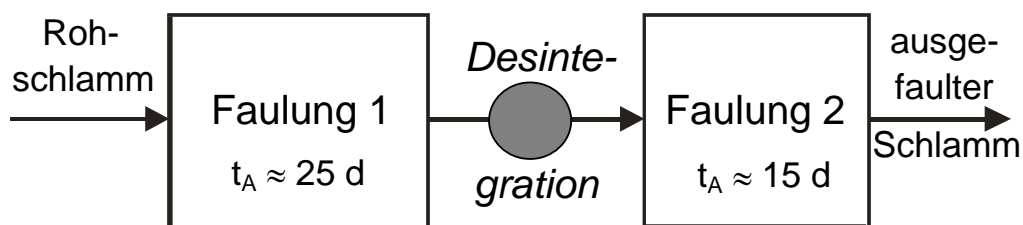


Abbildung 12: Klärschlamm-desintegration bei mehr als einem Faulbehälter:
Serienschaltung mit dem Desintegrationsschritt vor der zweiten Faulstufe

Ist auf einer Kläranlage nur ein Faulturm vorhanden, so besteht die Möglichkeit den Desintegrationsschritt in der internen Rückführung (z.B. im Heiz- oder Umwälzkreislauf) vorzunehmen (Abbildung 13). Dabei ist zu beachten, dass die Entnahme aus dem Faulturm zur Desintegration dem Abzug aus dem System gleichzusetzen ist, zumal durch die Desintegration nicht nur abgestorbene Zellen aufgeschlossen werden, sondern auch die aktiven Methanbakterien. Wird im konkreten Fall ein der Schlammmenge im Zulauf (bzw. Ablauf) des Faulturms äquivalenter Volumenstrom im internen Recycle dem Desintegrationsschritt zugeführt, so wird demgemäß eine doppelt so lange Faulzeit in diesem Reaktor erforderlich – unter der Annahme einer durch die Desintegration reduzierten, für die mesophile Schlammfäulung notwendigen Aufenthaltszeit von 20 Tagen demnach 40 Tage. Ist die Schlammmenge, die in der internen Rückführung desintegriert wird, kleiner, so verkürzt sich dementsprechend die erforderliche Faulzeit.

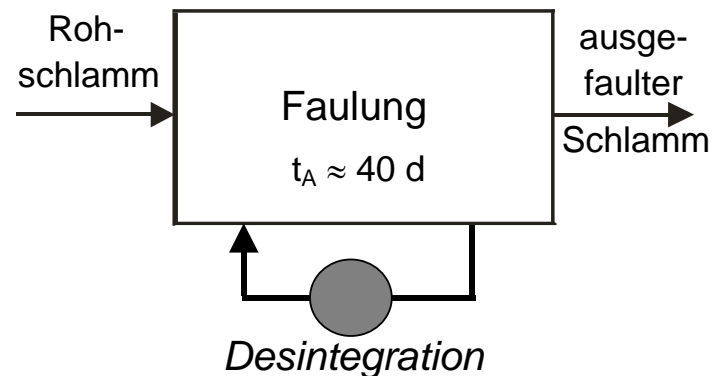


Abbildung 13: Klärschlamm-Desintegration bei nur einem Faulbehälter:
Desintegration mit interner Rückführung

5.2 Für einen weitergehenden oTS-Abbau geeignete Verfahren

Die einzigen Verfahren, die bislang großtechnisch zur Anwendung kamen und mit denen ein weitergehender Abbau der im Faulschlamm enthaltenen organischen Substanz erreicht werden kann, wurden bereits unter Punkt 3 dargestellt. Darunter zu zählen ist einerseits die „thermische Schlammkonditionierung“, die in den 70er- und 80er-Jahren vielfach eingesetzt wurde, sowie das „VerTech-Verfahren“ und die „Überkritische Nassoxidation“, wobei die beiden letzteren rein chemisch-physikalische Verfahren sind, die keine Stufe zur biologischen Stabilisierung benötigen.

Ob mit dem mehrfach eingesetzten „Cambi-Verfahren“ ein weitergehender Abbau erreicht werden kann als in konventioneller Faulung mit ausreichend langer Aufenthaltszeit, ist nach unserem Kenntnisstand nicht zu beantworten. Auch auf persönliche Anfrage konnten diesbezüglich keine genauen Aussagen erhalten werden (Kepp, 2000).

Zu einer möglichen Renaissance der „thermischen Schlammkonditionierung“ bei Temperaturen von rund 200°C ist anzumerken, dass mit diesem Verfahren bei allen betrieblichen Schwierigkeiten, die man gegebenenfalls in Kauf nehmen kann, zwar eine sehr effiziente Verminderung der Masse und insbesondere des Volumens an zu entsorgendem Klärschlamm erzielt wird, eine den heutigen Emissionsverordnungen genügende Reinigung des anfallenden Schlammwassers jedoch mit finanziell vertretbaren Mitteln kaum zu erreichen sein dürfte. Diesbezüglich wäre einerseits auf die bereits zuvor erwähnte Bildung von

schwer abbaubaren und vermutlich hemmend – möglicherweise auch auf die Nitrifikation – wirkenden Verbindungen bei Temperaturen über 180°C hinzuweisen und andererseits auf den generell hohen Gehalt an schwer abbaubaren organischen Verbindungen. Detaillierte Aussagen über die damals bei „thermischer Schlammkonditionierung“ aufgetretenen Ablaufwerte sind aufgrund der wesentlich geringeren Reinigungserfordernisse in der Literatur nicht zu finden und können heute nachträglich auch nicht mehr gewonnen werden. So stellt zum Beispiel Kaufhold (1981) lediglich fest, dass bei den von ihm untersuchten Anlagen die *CSB-Konzentrationen im Kläranlagenablauf ständig unter 80 bis 100 mg/l lagen*. Zudem ist zu beachten, dass bei allen Verfahren mit einem hohen Aufschlussgrad große Stickstofffrachten aus der Schlammlinie in die Abwasserlinie rückgeführt werden und letztlich den Stickstoffentfernungsgrad deutlich herabsetzen.

Die in letzter Zeit stark propagierten mechanischen Desintegrationsverfahren dienen in erster Linie einer Beschleunigung der Schlammfäulung, um auf diese Weise mit kürzeren Faulzeiten das Auslangen zu finden. Abbildung 14 wurde einer Arbeit von Seiler und Pöpel (1998) über den Einsatz der „Rührwerkskugelmühle“ zur Desintegration von Überschussschlamm entnommen und zeigt die Erhöhung des oTS-Abbaugrades in Abhängigkeit von der Faulzeit („hydraulischen Aufenthaltszeit“ im Faulbehälter).

Aus Abbildung 14 kann abgeleitet werden, dass mit diesem Verfahren mit den dabei gewählten Einstellungen und der für einen weitgehenden Abbau in der mesophilen Schlammfäulung als erforderlich anzusehenden Aufenthaltszeiten (Faulzeiten) von größer 20 Tagen kein zusätzlicher oTS-Abbau erreicht werden kann.

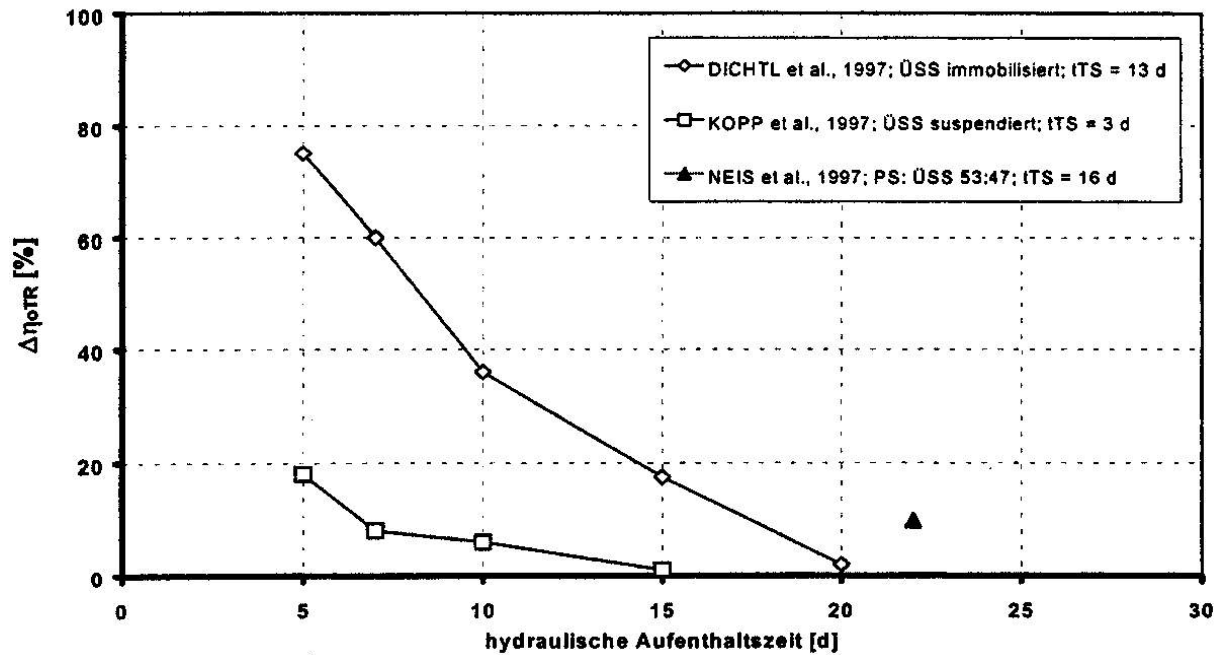


Abbildung 14: Erhöhung des Abbaugrades durch Desintegration (Seiler und Pöpel, 1998)

Insgesamt konnte in der vorliegenden Fachliteratur kein verlässlicher Hinweis darauf gefunden werden, dass nach einem Aufschluss mit mechanischen Desintegrationsverfahren (Ultraschall, Hochdruckhomogenisator, Rührwerkskugelmühle, etc.) in der nachfolgenden anaeroben Stabilisierung bei ausreichender Faulzeit, wie oben angeführt, ein nennenswerter σ_{TS} -Abbau von mehr als 10% im Vergleich zu dem in einer Referenzanlage bzw. bei einem Referenztest zu beobachten gewesen wäre.

Von Scheminski (2001) wurde gefaulter Überschussschlamm mit unterschiedlichen Desintegrationsverfahren aufgeschlossen und der anaerobe Abbau der so aufgeschlossenen Schlämme in Batch-Versuchen verglichen (Abbildung 15). Dabei kamen neben der Ozon-Zugabe der thermische Aufschluss bei 90 bzw. 134°C, der Hochdruckhomogenisator (HDH) sowie der Ultraschallhomogenisator (UH) zum Einsatz. Die Ergebnisse bezüglich des Aufschlusses bzw. der Faulgasausbeute im Batch-Test sind in Abbildung 15 zusammengestellt.

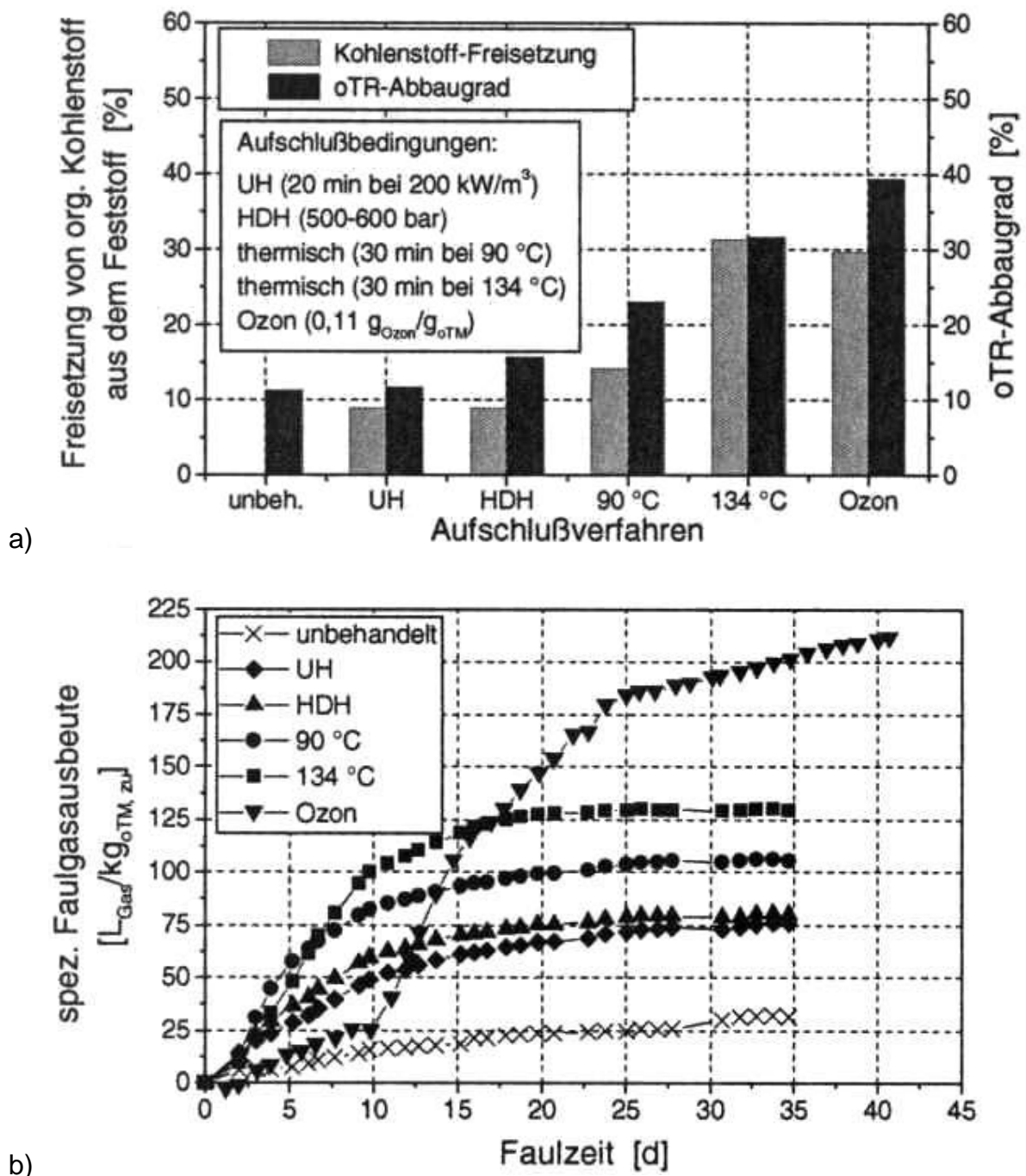


Abbildung 15: Mechanische, thermische und oxidative Aufschlüsse (Scheminski, 2001)
 a) Freisetzung von organischem Kohlenstoff aus dem Feststoff durch den Aufschluss und oTS-Abbaugrad in der Faulung
 b) Faulgasausbeute im Batch-Versuch

Abbildung 15 zeigt einerseits, dass so wie bei den eigenen Untersuchungen auch hier bei der Nachfaulung des unbehandelten Faulschlammes ein nennenswerter zusätzlicher oTS-Abbau stattgefunden hat, und andererseits, dass nur mit der

thermischen Desintegration bei 134°C und der oxidativen Desintegration mit Ozon ein oTS-Abbaugrad erreicht wird, der wesentlich über den beim unbehandelten Faulschlamm hinausgeht.

Aus Abbildung 15 b wird darüber hinaus – wie bereits aus Abbildung 4 – ersichtlich, dass es nach der Behandlung mit Ozon zu einer gewissen „Lag-Phase“ beim anaeroben Abbau kommt, die auf eine Beeinträchtigung der Methanbakterien durch die dabei gebildeten Stoffe zurückgeführt wird. Freies Ozon ist jedenfalls im Schlamm, welcher der Nachfäulung zugeführt wird, keines mehr vorhanden. Bemerkenswert ist, dass beim anaeroben Abbau des Schlammes aus der thermischen Desintegration bei 134°C keine solche Lag-Phase erkennbar ist (Abbildung 15 b), wohingegen bei den eigenen Untersuchungen im kontinuierlichen Laborversuch eine zeitweilige Beeinträchtigung der Methanisierung festzustellen war (vgl. Pkt. 4.3).

Aus diesen Untersuchungen und der weiteren zur Verfügung stehenden Literatur kann schließlich abgeleitet werden, dass nur nach thermischer Desintegration sowie nach oxidativer Desintegration mittels Ozon ein im Vergleich zur konventionellen mesophilen Schlammfäulung weitergehender Abbau der organischen Trockensubstanz erzielbar sein dürfte. Dazu ist allerdings anzumerken, dass bislang in beiden Fällen – sowohl hinsichtlich des Aufschlusses mittels Ozon als auch bezüglich eines thermischen Aufschlusses unter etwa 150°C – entsprechende großtechnische Erfahrungen fehlen!

5.3 Entwässerbarkeit von Schlämmen nach Desintegration und biologischer Nachbehandlung

Durch die konventionelle mesophile Schlammfäulung wird die Entwässerbarkeit von Schlamm merklich verbessert.

Bezüglich der Entwässerbarkeit von Klärschlämmen nach Desintegration wird in der Literatur übereinstimmend festgestellt, dass sich diese zunächst deutlich verschlechtert. Durch den nachfolgenden anaeroben Abbau werden die schlechten Entwässerungseigenschaften jedoch zumeist wieder ausgeglichen, wie dies von Pinnekamp (1987) bei thermischem Aufschluss im Temperaturbereich zwischen 120 und 180°C festgestellt wurde. Nach mechanischem

Aufschluss und nachfolgendem anaeroben Abbau wiesen die untersuchten Schlämme im Mittel ein um 6% geringeres Labor-Entwässerungsergebnis im Vergleich zu den unbehandelten Schlämmen auf (ATV-DVWK, 2001). Nach der Desintegration mittels Ozon zeigte sich bei anaerob nachstabilisierten Schlämmen sogar ein verbessertes Entwässerungsverhalten (Scheminski, 2001).

Übereinstimmend wird aber auch festgestellt, dass der Flockungsmittelbedarf selbst nach der Nachfäulung deutlich erhöht ist. Dies wird von der ATV-Arbeitsgruppe „Klärschlamm-Desintegration“ auf das Vorhandensein von nicht abgebauten polymere Substanzen zurückgeführt (ATV-DVWK, 2001). Von Scheminski (2001) wird für die Entwässerung von nach dem Einsatz von 0,1 g Ozon je g oTS nachgefäuletem Schlamm ein Polymerbedarf von rund 20 g/g TS angegeben, während Schlämme aus einer konventionellen Schlammfäulung einen Polymerbedarf von etwa 5 bis 10 g/g TS aufweisen.

5.4 Stickstoffrücklösung

Es wurde bereits festgestellt, dass der durch die Schlamm-Desintegration rückgelöste Stickstoff bei Belebungsanlagen mit Vorklärung und Schlammfäulung nahezu quantitativ im Ablauf zu finden sein wird, weil die Denitrifikation in den Belebungsstufen dieser Anlagen zumeist Kohlenstoff-limitiert ist.

Die Stickstoffrücklösung bei der Schlammbehandlung steht im Verhältnis zu der dabei abgebauten organischen Substanz. Aus Bilanzierungen von mehreren Belebungsanlagen mit Vorklärung und konventioneller beheizter Schlammfäulung ergeben sich bezüglich des Stickstoffgehalts in den einzelnen „Schlämmen“ bezogen auf die organische Trockensubstanz etwa die in Tabelle 6 angegebenen Werte. Dabei entspricht hinsichtlich der Frachten die Summe aus Primärschlamm und Überschussschlamm dem „Rohschlamm“, ebenso wie die Summe aus dem bei der Schlammfäulung abgebauten Schlamm und dem ausgefäulten Schlamm. Die bei der Schlammfäulung abgebaute oTS findet sich größtenteils im Faulgas und zum geringeren Teil im Schlammwasser wieder, während der dabei „abgebaute“ (rückgelöste) Stickstoff nahezu ausschließlich in den Rückläufen aus der Schlammbehandlung wiederzufinden ist.

Tabelle 6: Stickstoffgehalt in verschiedenen Schlämmen einer Belebungsanlage mit Vorklärung und beheizter Schlammfäulung bezogen auf die oTS

	g N/g oTS
Primärschlamm	≈ 0,04
Überschussschlamm	0,095 ÷ 0,10
„Rohschlamm“ (Primär- + Überschussschlamm)	0,065 ÷ 0,07
bei der Schlammfäulung abgebauter Schlamm	0,055 ÷ 0,06
ausgefaulter Schlamm	0,075 ÷ 0,08

Aus Tabelle 6 wird ersichtlich, dass der Stickstoffgehalt im Primärschlamm bezogen auf die oTS mit rund 4 % relativ gering ist. Der Stickstoffgehalt von Bakterienmasse beträgt 12% bezogen auf den organischen Anteil. Der Stickstoffgehalt von Überschussschlamm liegt etwas unter dem von Bakterienmasse, weil im Überschussschlamm neben aktiver Biomasse auch abgestorbene Bakterien sowie andere organische Feststoffe, die über den Ablauf der Vorklärung in die biologische Stufe gelangen, enthalten sind. Für die Summe aus Primär- und Überschussschlamm, den „Rohschlamm“, ergibt sich bei Anlagen mit konventioneller Vorklärung ein N-Gehalt von etwa 6,5 bis 7 % bezogen auf oTS. Bei zweistufigen Belebungsanlagen ohne Vorklärung, z.B. nach dem A-B-Verfahren, liegt dieser Wert deutlich höher, da auch aus den im Rohabwasser vorhandenen organischen Stoffen Biomasse gebildet wird.

Beim anaeroben Abbau des Rohschlammes werden zunächst vermehrt die leichter abbaubaren Feststoffe aus dem Primärschlamm hydrolysiert und teilweise auch die Biomasse. Da im ausgefaulten Schlamm noch in großem Umfang abgestorbene Zellen vorhanden sind, weist dieser einen etwas höheren Stickstoffgehalt - bezogen auf die oTS - auf als der Rohschlamm. Gerade diese abgestorbenen Zellen sind jedoch Gegenstand der Klärschlamm-Desintegration, wobei vornehmlich Proteine, deren Stickstoffgehalt besonders hoch ist, aufgeschlossen werden.

Aus diesen Überlegungen kann gefolgert werden, dass die Stickstoffrücklösung bei der Desintegration bezogen auf den oTS-Abbau mindestens ebenso so hoch, höchstwahrscheinlich jedoch etwas höher liegt als das Verhältnis Stickstoff zu oTS im ausgefaulten Schlamm und demzufolge merklich größer ist als die

Stickstoffrücklösung bezogen auf den oTS-Abbau bei der konventionellen Schlammfäulung. Bei den Versuchen mit Faulschlamm von der Regionalkläranlage Linz-Asten ergab sich beim thermischen Aufschluss mit Nachfäulung das Verhältnis Stickstoffrücklösung zu abgebauter oTS zu 0,085 g N/g oTS.

Abschließend kann festgestellt werden, dass bei der Desintegration (mit anschließender Nachfäulung) von Faulschlamm etwa 0,08 bis 0,10 g Stickstoff je g abgebauter oTS rückgelöst werden.

5.5 Überlegungen zu Energiebedarf und Kosten

Es wäre unseriös über Verfahren, zu denen es noch keine großtechnischen Anwendungen gibt, detaillierte Kostenüberlegungen anzustellen. Es ist lediglich möglich eine grobe Abschätzung des erforderlichen Energieverbrauchs bei den unterschiedlichen Verfahren vorzunehmen und diesen mit möglichen Einsparungen bei der Schlamm Entsorgung zu vergleichen.

Für diese Abschätzung wurde angenommen, dass durch die Desintegration grundsätzlich ein Abbau von 30% der im ausgefaulten Schlamm vorhandenen oTS erreicht wird. Folgende Annahmen wurden hinsichtlich des spezifischen Anfalls an ausgefaultem Schlamm (vor Desintegration und Nachfäulung) getroffen: 45 g TS je EW und Tag mit einem Glühverlust von 40%, dementsprechend 18 g oTS/(EW.d). Daraus ergibt sich eine Jahresfracht an Faulschlamm von 16,5 kg TS/(EW.a) bzw. 6,6 kg oTS/(EW.a). Die spezifische Schlammmenge wurde mit 0,5 m³/(EW.a) angesetzt, was einem TS-Gehalt im Faulschlamm von 3,3 % entspricht.

Im Folgenden wird die thermische Desintegration bei 130°C mit der mechanischen Desintegration durch Ultraschall und der oxidativen mittels Ozon verglichen. Vom Porteous-Verfahren ist bekannt, dass sich bei diesem großtechnisch ein Verbrauch an thermischer Energie von ca. 300 MJ/m³ Schlamm ergab (Kaufhold, 1981). Da mit dem Porteous-Verfahren Temperaturen von rund 200°C eingestellt wurden und in diesem Beispiel lediglich eine Temperatur von 130°C angestrebt werden soll, kann ausgehend von einer Temperatur im Faulschlamm von 30°C der Energieverbrauch um den Faktor 1,7 abgemindert werden, womit sich der Bedarf an thermischer Energie für die Desintegration bei

130°C zu etwa 175 MJ/m³ errechnet. Dies entspricht im Übrigen einer Energierückgewinnung von rund 60%. Bezüglich der Desintegration mittels Ultraschall ist bekannt, dass dafür mindestens 2 kWh je kg TS aufgewendet werden müssen, um einen nennenswerten Effekt zu erzielen (vgl. ATV-DVWK, 2001). Für die Desintegration mit Ozon wurde angenommen, dass diese mit einer Dosierung von 0,1 g O₃/g oTS erfolgt. Für die Erzeugung von Ozon müssen etwa 20 kWh/kg O₃ aufgewendet werden, woraus ein spezifischer Energiebedarf von 2 kWh/kg oTS resultiert. Die spezifischen Energiewerte und der sich daraus für die einzelnen Desintegrationsverfahren ergebende spezifische Energiebedarf sind in Tabelle 7 zusammengestellt.

Tabelle 7: Spezifische Energiewerte und spezifischer Energiebedarf von unterschiedlichen Desintegrationsverfahren

		spez. Energiebedarf [kWh/(EW.a)]
Thermische Desintegration bei 130°C	175 MJ/m ³	24 kWh _{therm}
Desintegration mit Ultraschall	2 kWh/kg TS	33 kWh _{el}
Desintegration mit O ₃ (1 g O ₃ /g oTS)	2 kWh/kg oTS	13 kWh _{el}

Bei den in Tabelle 7 dargestellten Ergebnissen ist zu bedenken, dass für die thermische Desintegration Wärmeenergie und somit Primärenergie verwendet werden kann, während für die Desintegration mittels Ultraschall bzw. Ozon elektrische Energie benötigt wird, wofür ein nahezu dreifacher Primärenergieeinsatz benötigt wird. So gesehen muss für die thermische Desintegration im Vergleich zu den beiden anderen Desintegrationsverfahren am wenigsten Energie aufgewendet werden. Die in Tabelle 7 dargestellten Ergebnisse zeigen ferner, dass der Energiebedarf einer Desintegration mit Ultraschall wesentlich größer ist als der bei den beiden anderen Desintegrationsverfahren. Aber selbst der Wert für den Energiebedarf einer Klärschlamm-Desintegration mittels Ozon liegt noch in der gleichen Größenordnung wie der Energieverbrauch einer „sehr energieeffizienten Kläranlage mit Schlammfäulung“ (vgl. Agis, 2002).

Wie Abbildung 16 zeigt, stimmen die in dieser Arbeit abgeschätzten theoretischen Werte gut mit Angaben von Müller (2001) überein.

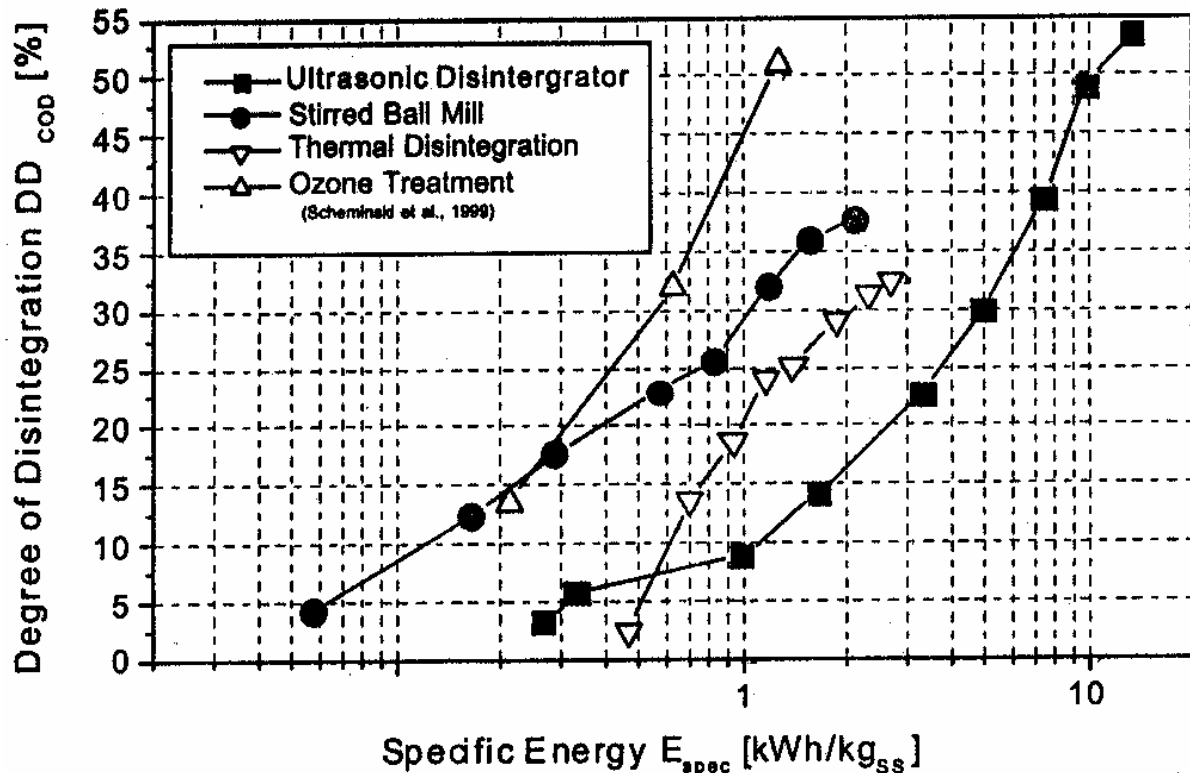


Abbildung 16: Energiebedarf von mechanischen, thermischen und oxidativen Desintegrationsverfahren (Müller, 2001)

Abgesehen davon, dass der für eine Desintegration mittels Ultraschall erforderliche Energieeinsatz den Energieverbrauch einer durchschnittlichen Kläranlage mit Schlammfäulung bei weitem übersteigt, ist dieser Energieeinsatz auch mit erheblichen Kosten verbunden. Mit den in Tabelle 7 angegebenen Werten ergeben sich Energiekosten zwischen etwa 1 €(EW.a) beim Einsatz von Primärenergie für die thermische Desintegration und 3,3 €(EW.a) für die Desintegration mittels Ultraschall, unter der Annahme von 0,1 € je kWh-elektrisch.

Aus dem angenommenen zusätzlichen oTS-Abbau von 30% ergibt sich ein Methananfall im Faulgas von rund 1 m³ CH₄/(EW.a), aus dem 10 kWh an thermischer Energie und allenfalls 3 kWh-elektrisch gewonnen werden können.

Auf Basis eines oTS-Abbaus von 30% durch diese Desintegrationsverfahren, was allerdings beim Einsatz von Ultraschall kaum zu erreichen sein wird, vermindert sich der Klärschlammmanfall um rund 2 kg/(EW.a). Dies entspricht etwa einer Masse von 6 bis 7 kg an entwässertem Schlamm mit einem TS-Gehalt von

rund 30%. Geht man von Kosten für die Schlammverbrennung von 100 € je Tonne bzw. 0,1 € je kg aus, so können durch eine Klärschlamm-Desintegration etwa 0,6 bis 0,7 €(EW.a) an Schlamm-Entsorgungskosten eingespart werden. Diese Einsparung liegt selbst unter Berücksichtigung des Energiegewinns aus dem oTS-Abbau unter den Energiekosten für die Schlamm-Desintegration! Ganz abgesehen davon, dass hier noch keine Investitionskosten sowie sonstige Betriebsaufwendungen (erhöhter Flockungsmittelbedarf!) eingerechnet wurden.

6 Schlussfolgerungen

Es gibt kaum ein Gebiet in der Abwasserentsorgung, in dem so unterschiedliche Bezugsgrößen verwendet werden, wie in dem hier dargestellten Bereich der „Klärschlamm-Desintegration“. Um die entsprechenden Literaturangaben vergleichen zu können, erscheint es daher dringend geboten, hier eine Vereinheitlichung anzustreben.

Bei der Literaturrecherche und den eigenen Untersuchungen hat sich gezeigt, dass die Schlammfäulung oftmals nicht optimiert ist und bei zahlreichen Anlagen eine höhere Faulgasausbeute und somit ein verbesserter oTS-Abbau zu erzielen sein dürfte. Um dieses Optimierungspotenzial erheben zu können, wird den Betreibern von größeren Kläranlagen mit Schlammfäulung empfohlen, fallweise Batch-Tests zur Nachfäulung im Labormaßstab durchzuführen. Erst wenn die Möglichkeiten der konventionellen Schlammfäulung ausgeschöpft sind, macht eine Klärschlamm-Desintegration allenfalls einen Sinn.

Der Klärschlamm-Desintegration zur Erzielung eines weitergehenden Abbaus der organischen Substanz ist bis dato – abgesehen von bekannten „ultimativen“ Verfahren wie der „Nass-Oxidation“ – noch nicht als „Stand der Technik“ anzusehen.

Auf jeden Fall sollte eine Klärschlamm-Desintegration bei dieser Zielsetzung im Zuge der Schlammfäulung erfolgen. Dafür kommen nach dem derzeitigen „Stand des Wissens“ nur die thermische Desintegration sowie die oxidative Desintegration mittels Ozon in Frage.

Überlegungen hinsichtlich des Energieverbrauchs sowie der Kosten haben gezeigt, dass noch viel Entwicklungsarbeit notwendig sein wird, bis diese Verfahren wirtschaftlich eingesetzt werden können.

7 Danksagung

Die Verfasser danken der Linz AG für die finanzielle Unterstützung der Untersuchungen, deren Ergebnisse hier präsentiert wurden.

8 Literatur

- Agis, H. (2002) Energieoptimierung von Kläranlagen. *Wiener Mitteilungen* **166**, 133 - 177.
- ATV-DVWK Arbeitsgruppe 3.1.6 (2000) Verfahren und Anwendungsgebiete der mechanischen Klärschlammdeintegration. *KA Wasserwirtschaft – Abwasser - Abfall* **47(4)**, 570-576.
- ATV-DVWK Arbeitsgruppe 3.1.6 (2001) Verfahrensvergleich und Ergebnisse der mechanischen Klärschlammdeintegration. *KA Wasserwirtschaft – Abwasser - Abfall* **48(3)**, 393-400.
- Daun, M. (1996) Vertech sludge treatment plant Apeldoorn (The Netherlands). *Documentation, Liquid Wastes Section*, 171-191, EWPCA/ISWA „10th European Sewage and Refuse Symposium“ as part of IFAT '96, 7-11 May, Munich.
- Griffith J.W., Raymond D.H. (2002) The first commercial supercritical water oxidation sludge processing plant. *Waste Management (in press)*
- Kaufhold, W. (1981) Thermische Schlammkonditionierung, auch unter Berücksichtigung der Wirtschaftlichkeit. *Tagungsunterlagen*, ATV-Fortbildungskurs C/2 „Schlammbehandlung und Schlammbeseitigung“, Kaiserlautern, 5.-9.10.
- Kepp, U., Machenbach, I., Weisz, N., Solheim, O. E. (1999). Enhanced stabilisation of sewage sludge through thermal hydrolysis - three years of experience with full scale plant. *Wat. Sci. Tech.* **42(9)**, 89-96.
- Kepp, U. (2000) Persönliche Kommunikation.
- Kröppl M. (2001). Laborversuche zur weitergehenden Schlammstabilisierung durch desintegration von Faulschlamm. Diplomarbeit, Institut für Wassergüte und Abfallwirtschaft, Technische Universität Wien.
- Li, Y.-Y., Noike, T (1992). Upgrading of anaerobic digestion of waste activated sludge by thermal pretreatment. *Wat. Sci. Tech.* **26(3-4)**, 857-866.
- Lodahl, S. (1999) zitiert in Scheminski (2001)
- Müller, J.A. (2001) Prospects and problems of sludge pre-treatment processes. *Wat. Sci. Tech.* **44(10)**, 121-128.
- Nowak, O. (2002) Schlammbehandlung bei Anlagen ohne mesophiler Schlammfäulung. *Wiener Mitteilungen* **177b**, 29 - 76.

- Pinnekamp, J. (1987) Steigerung der Leistungsfähigkeit der anaeroben Klärschlammstabilisierung durch eine thermische Vorbehandlung des Schlammes. *Gewässerschutz - Wasser - Abwasser* **96**, Gesellschaft zur Förderung der Siedlungswasserwirtschaft an der RWTH Aachen.
- Pinnekamp, J. (1989) Effects of thermal pretreatment of sewage sludge on anaerobic digestion. *Wat. Sci. Tech.* **21(4/5)**, 97-108.
- Rajan, R. V., Lin, J.-G., Ray, B. T. (1998). Low-level chemical pretreatment for enhanced sludge solubilization. *Research Journal WPCF* **61** (11/12), 1678-1683.
- Ray, B. T., Lin, J.-G., Rajan, R. V. (1990). Low-level alkaline solubilization for enhanced anaerobic digestion. *Research Journal WPCF* **26** (1), 81-87.
- Scheminski, A. (2001) Teiloxidation von Faulschlamm mit Ozon. *ibvt-Schriftenreihe* **11**, Institut für Bioverfahrenstechnik der TU Braunschweig, FIT-Verlag, Paderborn.
- Seiler, K., Pöpel, H.J. (1998) Klärschlamm-Desintegration – Verfahren und Ergebnisse. *Schriftenreihe WAR* **109**, 141-176, TU Darmstadt.
- Takashima, M., Kudoh, Y., Tabata, N. (1996). Complete anaerobic digestion of activated sludge by combining membrane separation and alkaline heat post-treatment. *Wat. Sci. Tech.* **34(5-6)**, 477-481.
- Votava R. (2000). Experiments for enhanced sewage sludge stabilisation. Diplomarbeit, Institut für Wassergüte und Abfallwirtschaft, Technische Universität Wien.
- Weemaes, M. P. J., Verstraete, W. H. (1998) Evaluation of current wet sludge disintegration techniques. *J.Chem.Technol.Biotechnol.* **73**, 83-92.
- Weemaes, M., Grootaerd, H., Simoens, F., Huysmans, A., Verstraete, W. (2000 a) Ozonation of sewage sludge prior to anaerobic digestion. *Wat. Sci. Tech.* **42(9)**, 175-178.
- Weemaes, M., Grootaerd, H., Simoens, F., Verstraete, W. (2000 b) Anaerobic digestion of ozonized biosolids. *Wat. Res.* **34**, 2330-2336.

Univ.-Doz. Dipl.-Ing. Dr. Otto Nowak

Dipl.-Ing. Vanessa Parravicini

Institut für Wassergüte und Abfallwirtschaft
Technische Universität Wien
Karlsplatz 13/226
1040 Wien

Tel.: +43/1/58801-22626

+43/1/58801-22612

Fax: +43/1/58801-22699

Email: otto.nowak@tuwien.ac.at

vparravi@iwag.tuwien.ac.at

Klärschlammverbrennung in kleinen Anlagen

Gerrit Ermel

Ingenieurbüro für Verfahrenstechnik

IBE Dr. Born – Dr. Ermel GmbH / Achim

Kurzfassung: Wenn über Klärschlammverbrennung berichtet wird, handelt es sich meist um große Verbrennungsanlagen bzw. Anlagen auf großen ARA's. Dies resultiert im Wesentlichen aus zwei Sachlagen,

- aus der Problematik, dass Verbrennungsanlagen üblicherweise sehr kompliziert zu betreiben sind und
- aus den Randbedingungen der Entsorgung, die bei großen Anlagen nur selten über die Landwirtschaft erfolgen kann.

Es sind jedoch auch einige, wenige kleine Anlagen in Betrieb, die heute bei der Diskussion um die Einschränkung der landwirtschaftlichen Klärschlammverwertung wieder in den Blick geraten. Auch bei der Frage der Wiedergewinnung von Nährstoffen aus dem Abwasser spielt die Verbrennung eine wichtige Rolle. Wenn dann noch die Kosten der kleinen Verbrennungsanlagen in einer vertretbaren Größenordnung liegen, werden diese Anlagen für die Zukunft äußerst interessant.

Keywords: Klärschlammverbrennung, kleine Anlagen, Trocknung/Verbrennung, Kosten, Nährstoffrückgewinnung, ausgeführte Anlagen

1 Einleitung

Je kleiner eine ARA ist, desto sicherer kann man davon ausgehen, dass der Klärschlamm äußerst geringe Schadstoffkonzentrationen aufweist, so dass einer landwirtschaftlichen Verwertung nichts im Wege steht. Hinzu kommt, dass die landwirtschaftliche Verwertung bisher weit kostengünstiger war als eine Verbrennung. Folgerichtig sind bestehenden Klärschlammverbrennungsanlagen meist nur auf großen ARA's zu finden. Auch steht bei Betreibern von kleinen Anlagen die Furcht vor aufwendigen Genehmigungsverfahren und der Kompliziertheit der Verbrennungsanlagen im Vordergrund.

Da aber die landwirtschaftliche Verwertung des Schlammes einerseits immer schwerer, komplizierter und teurer wird und auf der anderen Seite die Betreiber von ARA's möglichst unabhängig bleiben möchten, steigt insbesondere das Interesse an kleinen Verbrennungsanlagen.

In Deutschland und Dänemark sind einige, wenige kleine Verbrennungsanlagen in Betrieb, von denen berichtet wird.

Eine Kostenkalkulation auf aktueller Basis und ein Ausblick vervollständigen die Ausführungen.

In Deutschland werden die Kläranlagen in 5 Gruppen eingeteilt.

Tabelle 1: Größenklassen von Kläranlagen

Größenklasse	
I	50 – 999 EW
II	1.000 – 5.000 EW
III	5.001 – 10.000 EW
IV	10.001 – 100.000 EW
V	> 100.000 EW

Wenn in diesem Bericht von kleinen Anlagen die Rede ist, so sind damit die Anlagen < 100.000 EW gemeint, d.h. alle Anlagen ohne die Größenklasse V.

Ein weiterer interessanter Aspekt ist die Tatsache, dass die Weltreserven an Phosphor nur noch wenige Jahre ausreichen. Man muss sich daher sicher zukünftig darauf einstellen, dass die Nährstoffe aus dem Abwasser bzw. dem Klärschlamm zurückgewonnen werden. Schweden hat inzwischen ein Programm aufgelegt, wonach spätestens im Jahre 2010 mindestens 75 % des Phosphors aus dem Abwasser wiedergewonnen werden sollen. Eine Alternative dabei ist den Schlamm zu verbrennen und aus der Asche den Phosphor wiederzugewinnen.

2 Schlammanfall und Verbleib in Deutschland

Um einen Überblick zu erhalten, welche Schlammengen jährlich zu entsorgen sind, werden einige statistische Zahlen zitiert.

Hierbei ist zu beachten, dass es nicht immer einfach ist - insbesondere auf kleinen Anlagen - die Mengen richtig zu ermitteln.

Inzwischen hat es jedoch verschiedene Umfragen, Hochrechnungen und Plausibilitätsvergleiche gegeben, so dass die Zahl hinlänglich genau ist.

Gemäß ATV fallen in Deutschland in 10.500 Kläranlagen (ab 50 EW) rd. 2.240.000 t TS/a an. Davon stammen 1.150.000 t TS aus Anlagen der Größenklasse V, d.h. rund die Hälfte kommt aus kleinen Anlagen (bzw. aus Anlagen < 100.000 EW).

Gemäß statistischem Bundesamt von 1998 wurden rd. 2/3 aller Schlämme stofflich verwertet, etwa 18 % fanden die thermische Verwertung. Der Rest wurde deponiert bzw. zwischengelagert.

Die thermische Verwertung erfolgte fast ausschließlich für die Schlämme der Kläranlagen Größenklasse V.

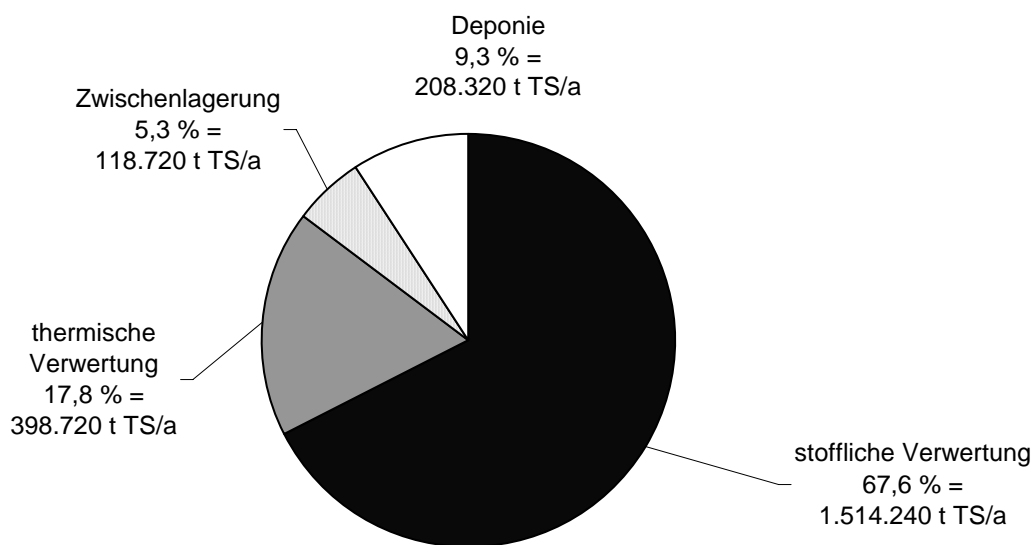


Abbildung 2: Anteile der Klärschlammmentsorgung in Deutschland (nach Bereinigung)

Die Zwischenlagermengen müssen natürlich ebenfalls entsorgt werden und werden in der nächsten Statistik unter den ersten 3 Verwertungswegen auftauchen.

Die Deponierung des Klärschlammes wird auf jeden Fall ab 2005 wegfallen und die landwirtschaftliche Verwertung stark eingeschränkt, so dass für $67,6 + 9,3 + 5,3$ rd. 82 % der Klärschlamm-mengen die Entsorgungsfrage zumindest in Zweifel zu ziehen ist. Es handelt sich dabei für Deutschland um eine jährliche Menge von rd. 1.850.000 t TS.

Auf der anderen Seite stehen derzeit recht hohe Verbrennungskapazitäten zur Verfügung, die entweder wegen zu hoher Kosten noch nicht voll genutzt werden, noch nicht „erschlossen“ wurden oder in denen derzeit andere Abfallstoffe verbrannt werden. Gemäß UBA (UBA Texte 72/98) stehen folgende Kapazitäten zur Verfügung:

Tabelle 2: Derzeitige Verbrennungskapazität für Klärschlämme in Deutschland

öffentliche Monoklärschlammverbrennungsanlagen	385.000 t TS/a
betriebseigene Klärschlammverbrennungsanlagen (nur falls für kommunalen KS genehmigt)	207.000 t TS/a
Mitverbrennung in Hausmüllverbrennungsanlagen	120.000 t TS/a
Mitverbrennung in Kohlekraftwerken (inkl. Versuchsanlage)	536.000 t TS/a
Summe	1.248.000 t TS/a

Es stehen somit 1.250.000 t TS/a Kapazitäten zur Verfügung, von denen lt. Abbildung 1 nur rd. 400.000 t TS/a genutzt werden.

Mithin wären noch rd. 850.000 t TS/a direkt entsorgbar, sofern nicht in Zukunft andere Abfallstoffe diese Kapazität beschränken.

Es ist damit klar, dass für mindestens eine Menge von rd. 1 Mio. t TS/a die Entsorgungsfrage neu geklärt werden muss, einmal ganz davon abgesehen, dass vorhandene Kapazitäten nur dann genutzt werden, wenn die am „Geschäft“ beteiligten Partner sich über den Preis etc. einig sind.

Von den 385.000 t TS/a, die als Kapazität von Monoklärschlamm-verbrennungsanlagen angegeben sind, entfallen derzeit nur rd. 5 % auf „kleine“ Verbrennungsanlagen (< 6.000 t TS/a).

3 Entwicklung der Schlammverbrennung

In Deutschland gibt es derzeit 18 Verbrennungsanlagen, die bis auf Ausnahmen auf großen ARA's stehen bzw. als große Anlagen zu bezeichnen sind.

Einige der großen Anlagen haben eine Verbrennung mit integrierter Trocknung und eine mehrstufige nasse Rauchgasreinigung. Die Entwicklung geht jedoch zu einer Trennung von Trocknung und Verbrennung – vorzugsweise mit Wirbelschichttechnologie – und nachgeschaltete Kesselanlage zur Rauchgaskühlung und Abwärmenutzung sowie der Rauchgasreinigung in quasi-trockener Ausführung mit Flugstromadsorber (siehe Abbildung 2 + 3).

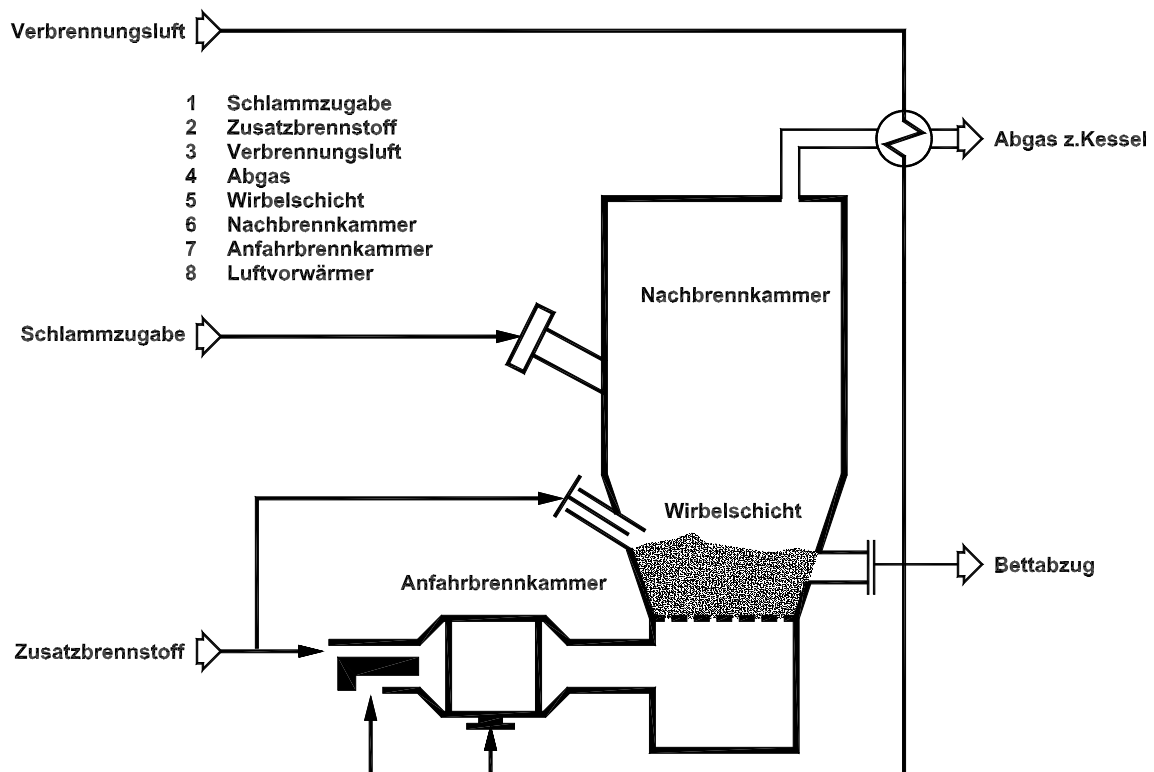


Abbildung 2: Wirbelschicht, mit vorgeschalteter Entwässerung und ggf. Trocknung

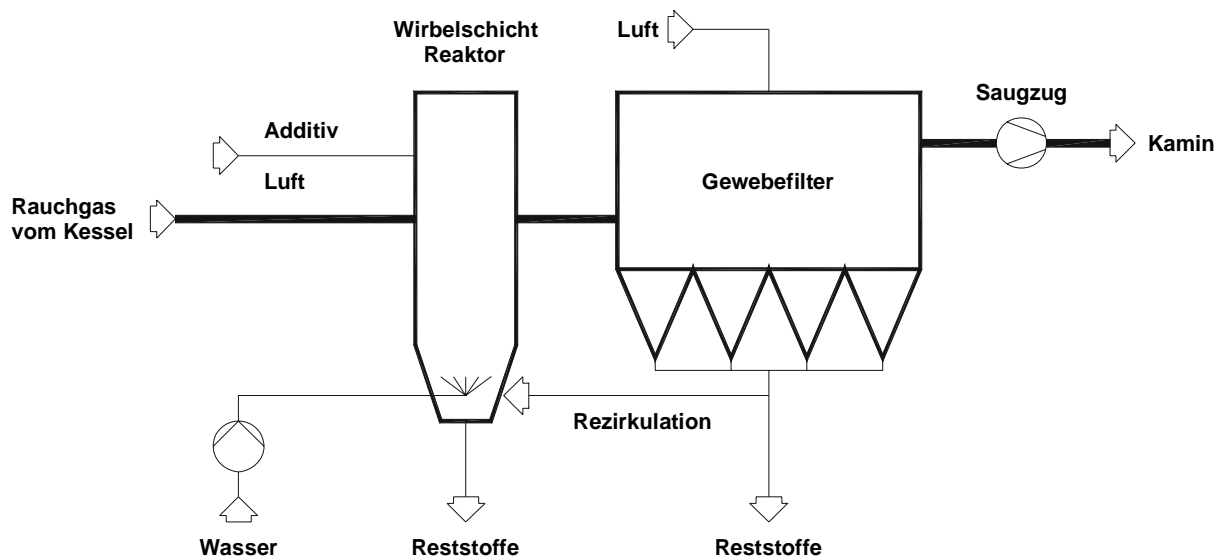


Abbildung 3: Quasi-trockene Rauchgasreinigung mit Flugstromadsorber

Diese Technik lässt sich jedoch nicht beliebig verkleinern bzw. führt bei Verkleinerung zu spezifisch hohen Kosten.

Bei Klein-Verbrennungsanlagen lässt sich keine Entwicklungstendenz angeben, da nur wenige Anlagen existieren und bisher dafür kein ausreichender Markt gesehen wurde. Aber auch bei kleinen Anlagen wird die Trocknung von der Verbrennung abgekoppelt und die Rauchgasreinigung in einfacher Technologie verwirklicht.

Sowohl die Großanlagen als auch die kleinen Verbrennungsanlagen müssen die Bestimmungen der 17. BImSchV einhalten.

4 Randbedingungen für kleine Verbrennungsanlagen

Auch bei kleinen Verbrennungsanlagen gilt, je größer die Kapazität der Anlage ist, desto preiswerter ist sie zu betreiben.

Bei der Planung von kleinen Anlagen ist zu beachten, dass keine beliebigen Kapazitäten möglich sind, da die Anlagenhersteller auf standardmäßige Komponenten zurückgreifen.

Somit variieren die Anlagengrößen von Hersteller zu Hersteller.

Üblicherweise werden die Anlagen einstraßig, d.h. mit nur geringer Redundanz errichtet. Für den Notfall muss die Anlage daher so konzipiert werden, dass eine Ausschleusung des Schlammes sowohl nach der Entwässerung als auch nach der Trocknung möglich ist. Eine Errichtung von Zwischenpuffern vor der Trocknung bzw. vor der Verbrennung führt zwar zu höheren Kosten, ist aber für den Betrieb sehr hilfreich.

5 Technik kleiner Verbrennungsanlagen

Als erster Schritt der Verbrennung bzw. als Vorbereitung auf den Verbrennungsprozess ist der Schlamm zu trocknen.

Es ist erforderlich, eine einfache und kostengünstige Trocknung einzuplanen. Hierfür stellen Bandtrockner eine geeignete Lösung dar. Solartrockner sind zumindest in Norddeutschland wegen der geringen Sonnenscheindauer etwas im Nachteil, Wärmeenergie ist durch die anschließende Verbrennung ohnehin vorhanden.

Für die Verbrennung sind einfache Rostfeuerungen die kostengünstigste Variante, wobei jedoch auch eine kleine Zykloid- bzw. Zyklonverbrennung am Markt zu erhalten sind. Die angebotenen Kapazitäten weisen Durchsätze für 50.000 - 100.000 EW aus. Dies entspricht Verdampfungsleistungen von 500 - 1.000 l/h.

Neben der Feuerung beinhaltet die Verbrennung auch die Nachbrennkammer, um den gesetzlich geforderten Ausbrand sicherzustellen.

Für die Rauchgasreinigung wird auf bestehende Komponenten zurückgegriffen. Adsorber in Verbindung mit Gewebefiltern (Trockene Rauchgasreinigung) haben sich aufgrund der einfachen Technik und der preisgünstigen Komponenten favorisiert.

Zur Rauchgaskühlung werden sowohl Dampf- als auch Thermoölkessel eingesetzt. Die Wärme wird überwiegend zur Schlamm-trocknung und zur Abdeckung des Heizbedarfes des Klärwerkes verwendet.

6 Beispiele bestehender Anlagen

Von folgenden Anlagen liegen derzeit Erfahrungen vor:

Sande (LK Friesland) 2.200 t TS/a

Obrigheim 1.300 t TS/a

Brønderslev (Dänemark) 1.200 t TS/a

6.1 Sande (LK Friesland)

Diese Anlage wurde 1996 von der Fa. Steinmüller errichtet, wird seither privat betrieben und verbrennt Klärschlamm des Umlandes.

Es handelt sich um eine komplette Behandlungsanlage, in der vorentwässerter Klärschlamm (Trockensubstanzgehalt ca. 22 % TS) getrocknet und verbrannt wird, wobei das entstehende Rauchgas einer mehrstufigen, trockenen Rauchgasreinigung unterzogen wird. Die Größe der Anlage wurde auf die zu entsorgende Klärschlammmenge in den umliegenden Landkreisen zugeschnitten. Somit liegt keine zentrale Großverbrennungsanlage vor.



Abbildung 4: Außenansicht der Klärschlammbehandlungsanlage Sande

Auslegungsdaten

Anlagenkapazität:	10.000 Tonnen p.a. (22 % Trockensubstanzgehalt)
Betriebsstunden :	7.500 Stunden p.a.
Produkt :	900 Tonnen p.a. Zyklonasche
Reststoff :	120 Tonnen p.a. Flugstaub 4 Tonnen p.a. Aktivkohle

Annahme

Die Anlieferung des entwässerten Schlammes erfolgt über einen betriebseigenen Lkw durch Abkippen des Klärschlammes in den Annahmehunker. Der Schlamm wird in geschlossenen Wechselcontainern mit einer Größe von 5 oder 10 m³ angeliefert.

Das Gewicht des übernommenen Schlammes wird durch eine im Lkw eingebaute Wiegevorrichtung bei der abgebenden Kläranlage ermittelt.



Abbildung 5: Annahmehunker

Trocknung

Als Trocknungsaggregat wird ein konvektiver Fließbett-Trockner eingesetzt. Hier wird der entwässerte Schlamm mit einem Trockensubstanzgehalt (TS) von 16-28 % zu einem rieselfähigen Granulat von über 85% TS aufbereitet. Die entstehenden Brüden werden der Brennkammer als Verbrennungsluft zugeführt. Eine Rückbelastung der Kläranlage entfällt somit.

Verbrennung

Die Klärschlammverbrennung findet in der Zykloiddrennkammer statt. Getrockneter Klärschlamm sowie Altkoks aus dem Festbettfilter der Rauchgasreinigung werden der Brennkammer dosiert zugeführt.

Rauchgasreinigung

Direkt in der Brennkammer wird die Aufteilung der Verbrennungsluft bereits so gewählt, dass sich ein Großteil des Verbrennungsgases im nahstöchiometrischen Bereich befindet. Auf diese Art lässt sich die Konzentration von Stickoxiden im Abgas relativ gering halten. Außerdem wird in der untersten Sekundärluftebene Kalkhydrat eingeblasen, um saure Schadgaskomponenten, insbesondere SO₂, einzubinden. Selbstverständlich werden die Grenzwerte der 17. BImSchV in allen Parametern eingehalten bzw. weit unterschritten.



Abbildung 6: Innenansicht der Klärschlammbehandlungsanlage

Reststoffverwertung

Die anfallende Zyklonasche wird in der Baustoffindustrie als Zuschlagsstoff verarbeitet.

Der gesammelte Staub dient im Bergbau als Versatzmaterial.

6.2 Obrigheim

Die Schlammverbrennung Obrigheim wurde 1997/98 von der Fa. Andritz errichtet. Der Schlamm wird in einer Kammerfilterpresse entwässert und anschließend in einem Wirbelschichttrockner auf rd. 95 % TS getrocknet. Die anschließende Zyklonfeuerung besteht aus der Primärkammer mit anschließender Aschenkammer und dem luftgekühlten Aschenschaber, dem Abgaskanal für die Ableitung der heißen Verbrennungsgase und dem Anfahrbröner zum Aufheizen des Zyklonkorpus auf Betriebstemperatur. Die beim Trocknungsprozess freiwerdenden Inertgase sowie Aspirationsluft der Silos werden zusammen mit der Überschussluft aus dem System in den Zyklonofen geleitet und verbrannt.

Die eigentliche Verbrennung des Granulats erfolgt in der Primärkammer durch Selbstzündung. Die heißen Verbrennungsgase gelangen anschließend durch eine Blende in die Sekundärkammer, wo sie bei 850 °C thermisch nachverbrannt werden. Der anorganische Teil des Schlammes (Asche) wird durch Zentrifugalkraft und Strahlenbildung am Außenmantel der Primärkammer abgeschieden und durch den Schaber in die Aschenkammer ausgetragen. Der Verbrennungsprozess läuft durch Kühlluftzugabe temperaturgesteuert ab. Dadurch gelangen die meisten der im Schlamm befindlichen Schwermetalle nicht in die Gasphase, sondern werden mit der Asche gebunden. Über einen Wärmetauscher im Rauchgasstrom wird die Abwärme der Feuerungsanlage an die Trocknungsanlage abgegeben. Die Abbildung 7 zeigt das Verfahrensschema.

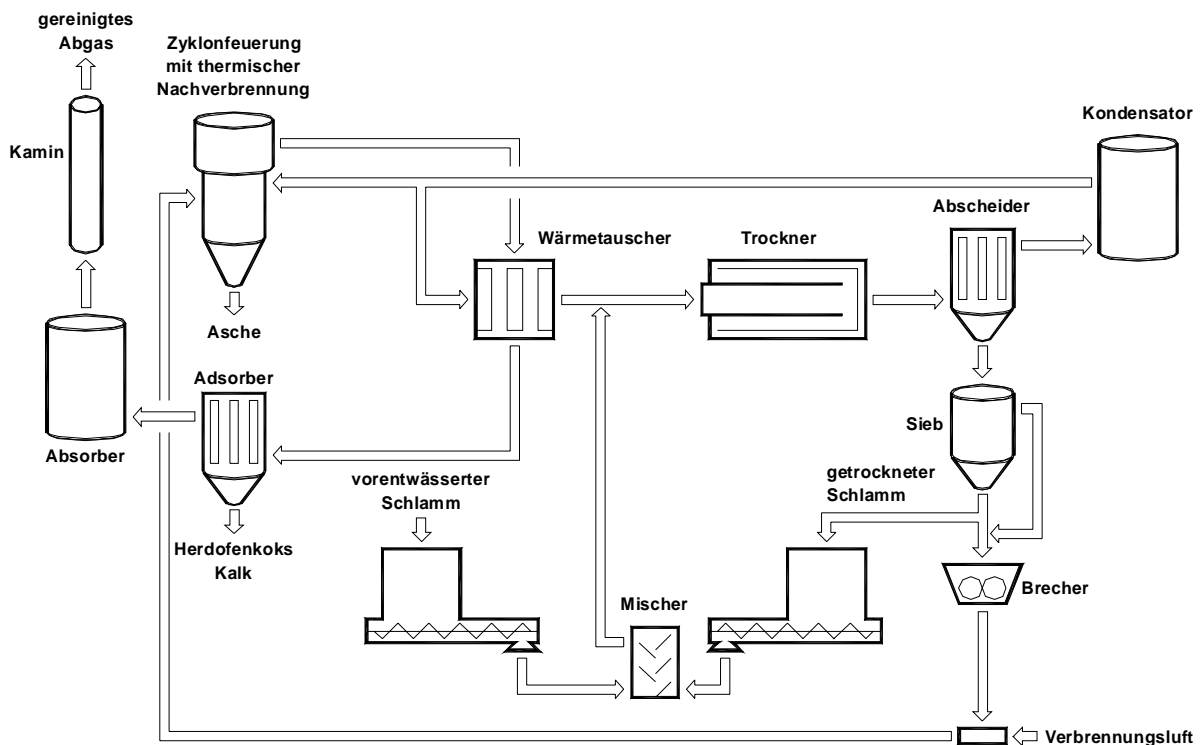


Abbildung 7: Verfahrensschema

Die Anlage Obrigheim ist zzt. außer Betrieb, soll jedoch nach kleineren Überholungsarbeiten kurzfristig wieder in Betrieb gehen.

6.3 Brønderslev

Die Schlammverbrennung Brønderslev wurde im Jahr 1998 von der Fa. Bio Con errichtet. Sie steht auf der ARA Brønderslev und wird auch vom Personal dieser Anlage betrieben.

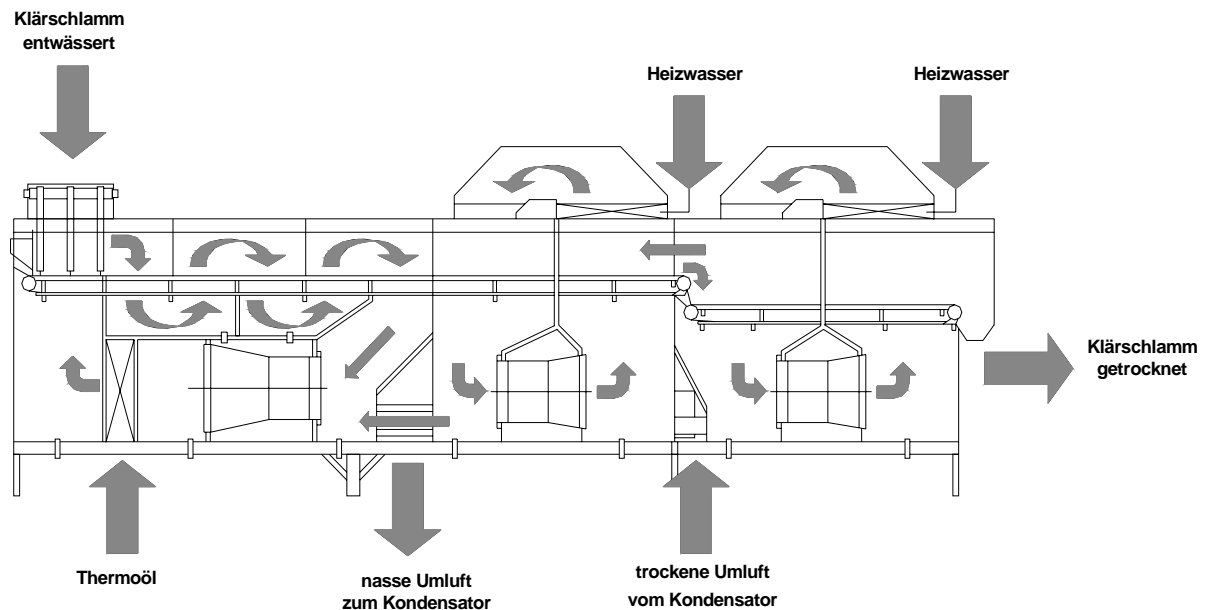
Die Verbrennungsanlage besteht aus den Komponenten Trocknung, Verbrennung und Rauchgasreinigung.

Trocknung

Der Klärschlamm gelangt mechanisch entwässert mit einem TS-Gehalt im Bereich von mindestens 15 bis ca. 35 % aus dem Abwasserbehandlungsprozess kommend in ein Bevorratungssilo.

Die unterhalb des Silos angebrachte Hauptklärschlammpumpe fördert den Schlamm zum Klärschlammvorwärmer, der den erwärmten Schlamm an die Vorlagepumpe abgibt.

Die Vorlagepumpe gibt den zu trocknenden Schlamm über die Düsen einer Verteilungsvorrichtung auf das Band des dreistufig ausgelegten Bandrockners. Nach einer Verweilzeit von etwa 1 Stunde fällt das auf einen TS-Gehalt von etwa 90 % getrocknete Klärgranulat vom Endband in einen Zwischensilo und wird über eine Dosierschnecke und ein Zellenrad in ein Vorratssilo gefördert.



Quelle: Bio-Con

Abbildung 8: Bandrockner der Anlage Brønderslev

In den drei Stufen des Trockners wird die Wärme über die Trocknerluft direkt übertragen, die ihrerseits in den drei Trocknungsabschnitten umgewälzt und durch einen Thermalölkreislauf (Trocknerstufe I) sowie einen Warmwasserkreislauf (Trocknerstufe II und III) indirekt erwärmt wird. Der Thermalöl- und der Warmwasserkreislauf werden über die Klärschlammverbrennungsanlage mit Wärme versorgt.

Die Brüden werden mit der im Gegenstrom zugegebenen Trocknungsluft ausgetragen und in einem Wäscher mit Kaltwasser kondensiert. Das entstehende Abwasser wird zur Kläranlage zurückgeführt. Als Waschwasser wird das gereinigte Abwasser aus der Kläranlage eingesetzt.

Die gereinigte Trocknerabluft wird erneut als Trocknerzuluft eingesetzt und den Trocknerstufen I bis III zugeführt. Ein Teil der Trocknerzuluft wird durch ein

Gebläse ausgeschleust und die Trockneranlage hierdurch unter einem kontinuierlichen Unterdruck gehalten. Die ausgeschleuste Trocknerluft wird in der Klärschlammverbrennungsanlage der Verbrennungsluft zugemischt.

Verbrennung

Das Klärschlammgranulat gelangt aus dem Vorratssilo in ein kleines Puffersilo und wird von dort über eine Dosierschnecke der Verbrennungseinheit zugeführt.

Die Verbrennungsanlage ist als Rostfeuerung ausgeführt. Am Brennstoffeintritt befindet sich ein gasbefuerter Pilot- und Stützbrenner zur Zündung des getrockneten Schlammes bzw. Unterstützung der Nachverbrennung. Der wassergekühlte Rost ist mit Luftdüsen versehen, die eine individuelle Steuerung der damit zugeführten Primärluft erlauben. Am Ende des Rostes gelangt die Verbrennungssasche in einen Nassentascher, der die nasse Schlacke in geschlossene Container abführt.

Die Rauchgase werden im Gegenstrom zum Brennstoff in die darüber liegende Nachbrennkammer geführt, wo sie bei über 850 °C vollständig ausbrennen. In dem sich anschließenden Thermoölskessel erfolgt die Abkühlung der Rauchgase auf etwa 300 °C, in einem nachgeschalteten Warmwasserkessel auf ca. 130 °C.

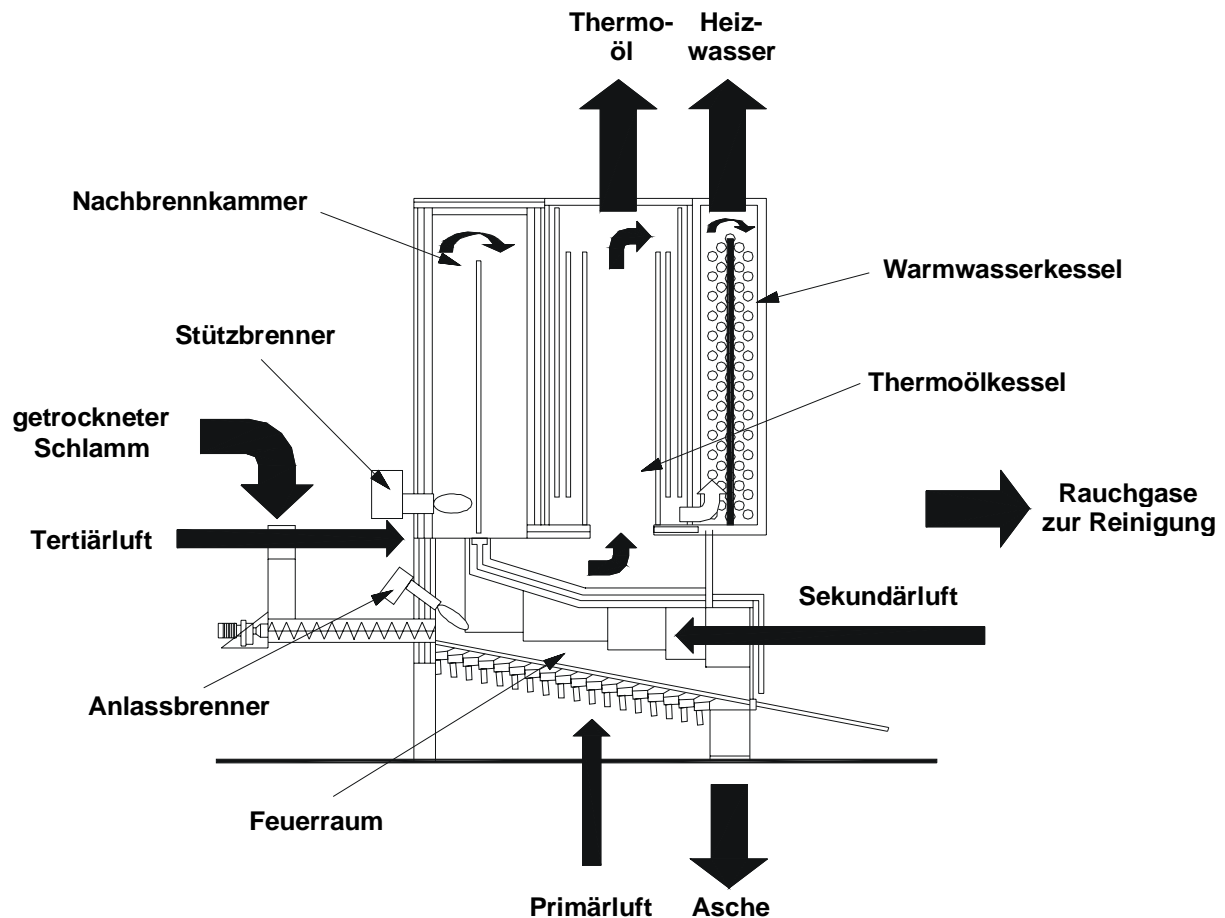


Abbildung 9: Schlammverbrennung mit Rostfeuerung der Anlage Brønderslev

Rauchgasreinigung

Die Rauchgasreinigung setzt bereits in der Nachbrennkammer der Verbrennungseinheit ein. Im Temperaturbereich von etwa 850 bis 1050 °C erfolgt die Eindüsung von wässriger Ammoniaklösung (NH_4OH), wodurch Stickoxide zu den natürlichen Luftbestandteilen N_2 und H_2O umgesetzt werden. Das Verfahren ist unter dem Begriff SNCR-Verfahren etabliert (selective non-catalytic reduction – SNCR).

Im Weiteren Verlauf der Rauchgasreinigung kommt das Flugstromverfahren zum Einsatz. Ein Gemisch aus Kalk und Herdofenkoks wird als Adsorbens in einem Reaktor intensiv mit dem Rauchgas vermischt und anschließend zusammen mit der Flugasche am nachgeschalteten Gewebefilter abgeschieden. Auf dem Rauchgasweg zum Gewebefilter, aber insbesondere auf dem Gewebefilter selbst, wo das Adsorbens (Kalk und HOK) eine Filterhilfsschicht aufbaut, werden die verbliebenen sauren Rauchgasbestandteile SO_2 , HCl und HF

sowie Schwermetalle und PCDD/F gebunden und abgeschieden (Trockene Rauchgasreinigung).

Mit der beschriebenen Rauchgasreinigungstechnik können alle emissionsrelevanten Schadstoffe gemäß den Anforderungen der 17. BImSchV abgeschieden werden.

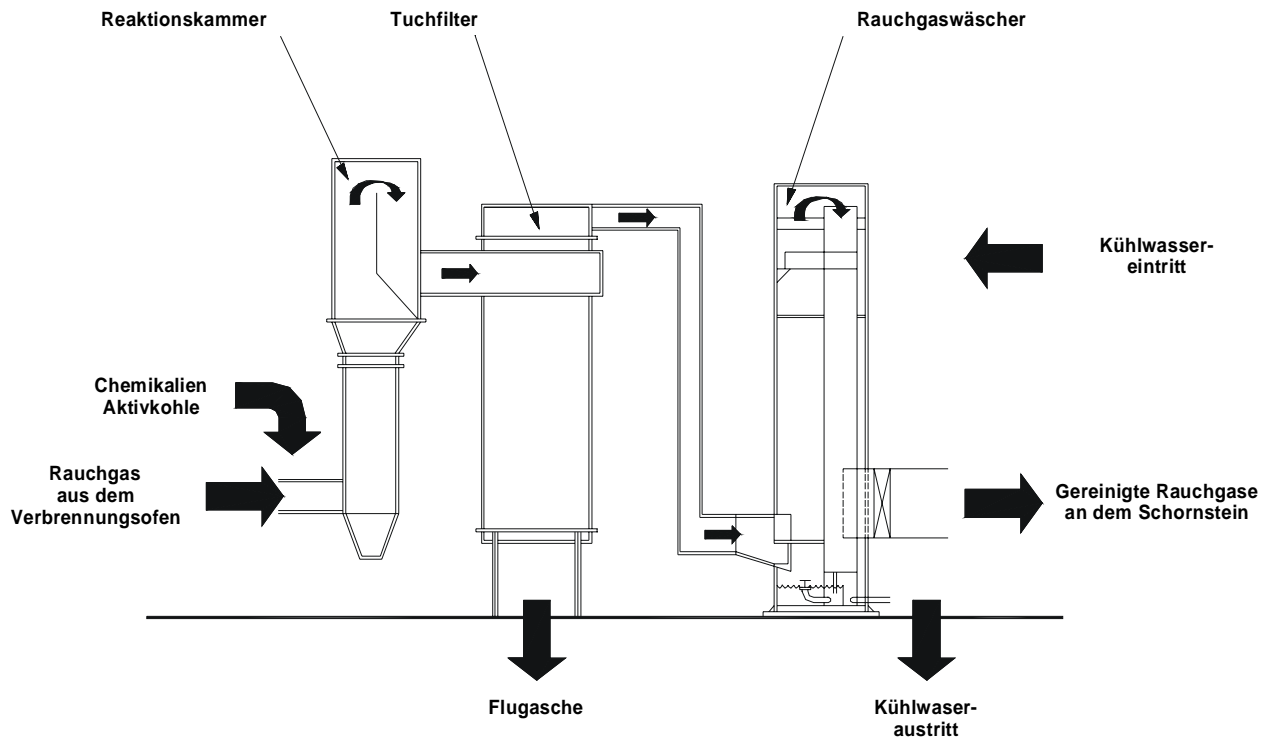


Abbildung 10: Rauchgasreinigung der Anlage Brønderslev

8 Kosten

Um die Kosten verschiedener Anlagen vergleichen zu können, sind definierte Schnittstellen und Bezugsgrößen erforderlich. Als Bezugsgröße hat sich die t TS (Trockenmasse) durchgesetzt.

Die Schnittstellen sind auf jeder Kläranlage unterschiedlich erfassbar. Sinnvoll ist es, die Kosten ab der Entwässerung aufzunehmen, wobei evtl. der Speicher vor der Entwässerung noch dazuzählt.

Nicht zu vergessen sind der Verbleib der Restprodukte wie auch die Kosten für Transport, Genehmigungen etc.

Bei Großanlagen zur Monoverbrennung werden sehr unterschiedliche Zahlen genannt, sie reichen von 330 €/t TS bis 500 €/t TS.

Bei Kleinanlagen lässt sich z. B. für die Anlage in Brønderslev (1.200 t TS/a) folgende Rechnung einschließlich Entwässerung/Trocknung und Entsorgung aufmachen:

Tabelle 3: Jahreskosten einer kleinen Monoverbrennung einschließlich Entwässerung/Trocknung und Entsorgung

Personal	1.000 Std. · 40,00 €/Std.	=	40.000,00	€/a
Wartung	1.200 t · 18,00 €/t	=	21.600,00	€/a
Polyelektrolyte	1.200 t · 10 kg/t · 4,00 €/kg	=	48.000,00	€/a
Strom	1.200 t · 250 kWh/t · 0,05 €/kWh	=	15.000,00	€/a
Gas	5.335 Std. · 2 m ³ /Std. · 0,40 €/m ³	=	4.270,00	€/a
Chemikalien	1.200 t · 8,00 €/t	=	9.600,00	€/a
Asche	600 t · 40,00 €/t	=	24.000,00	€/a
Kapitalkosten einschl. Abschreibung auf 15 Jahre	(Invest ca. 2,8 Mio. €)	=	295.250,00	€/a
Summe			452.720,00	€/a

Dies entspricht einem spezifischen Preis von ca. **380,00 €/t TS**.

Damit liegt diese Kleinanlage im unteren Kostenniveau der Großanlagen, was allerdings in jedem Einzelfall zu prüfen ist.

9 Rückgewinnung von Nährstoffen aus Klärschlamm

Es sei hier nur kurz die Rückgewinnung von Nährstoffen aus dem Klärschlamm angesprochen.

Da die natürlichen Phosphorvorräte der Erde in den nächsten Jahren zu Ende gehen werden, muss man sich rechtzeitig um Alternativen bzw. eine Rückgewinnung Gedanken machen. Wenn die landwirtschaftliche Schlammverwertung nicht mehr so durchgeführt werden kann wie bisher, ist zu fragen, wie der Phosphor trotzdem wieder der Landwirtschaft zugeführt werden kann. Dies betrifft alle bestehenden Schlammverbrennungsanlagen, ist aber auch bei der Neuplanung von Anlagen zu berücksichtigen.

Sofern Klärschlamm in Kraftwerken oder sonstigen Anlagen mitverbrannt wird, ist der Phosphor verloren.

Eine Möglichkeit der Wiedergewinnung ist die Schlammverbrennung mit anschließender Regenerierung.

Dies wurde in der zuvor beschriebenen Anlage in Brønderslev versuchsweise durchgeführt.

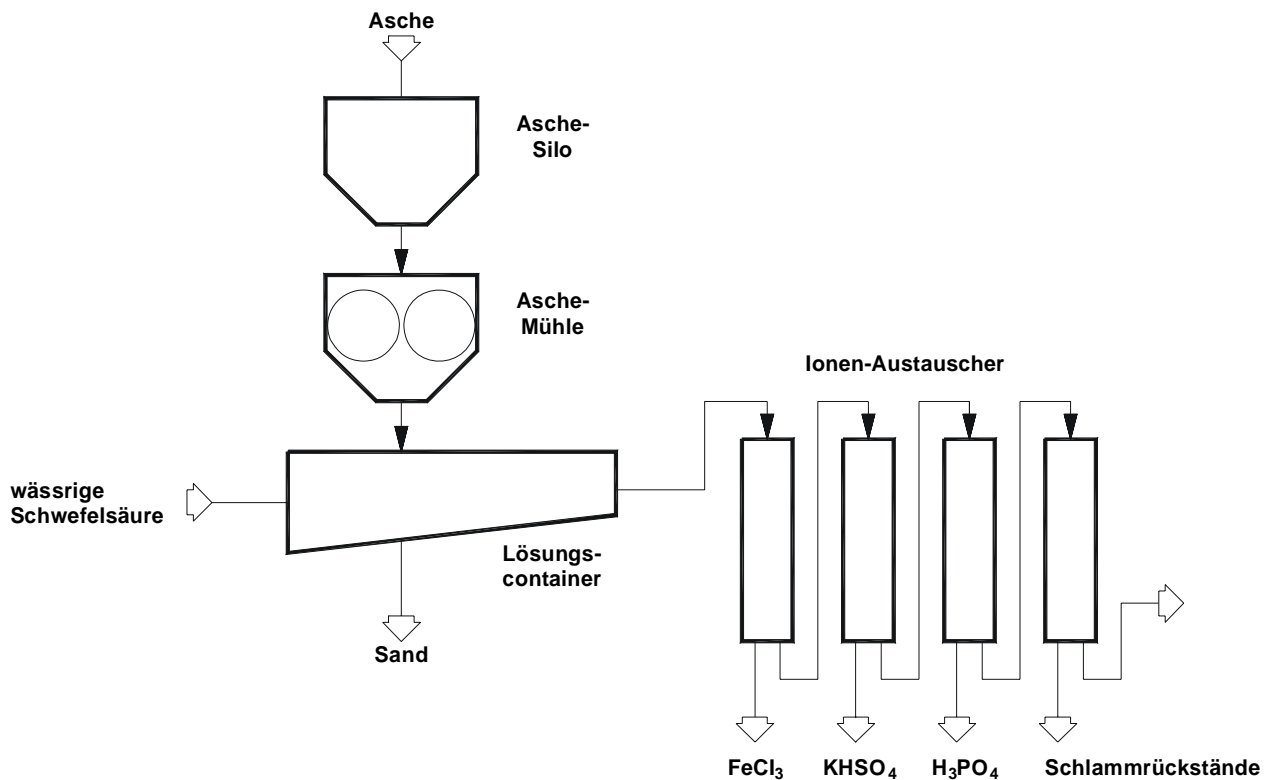


Abbildung 11: Nährstoffrückgewinnung der Fa. Bio Con

Die Abb. 11 zeigt die der Verbrennung nachgeschaltete Anlage, bei der die Asche gelöst wird und die Rückgewinnung über Ionenaustauscher erfolgt.

Inzwischen sind bei 3 schwedischen Abwasserreinigungsanlagen Klärschlammverbrennungen mit anschließender Rückgewinnung aus der Asche geplant bzw. in Betrieb.

10 Ausblick

Wie bestehende Anlagen zeigen und wie neuere Planungen belegen, ist eine Verbrennung von Klärschlamm auch auf kleineren Anlagen möglich. Die Kosten liegen dabei höher als die Kosten bei landwirtschaftlicher Verwertung, können aber in einem Bereich gehalten werden, der dem von Großanlagen entspricht.

Die Klärschlammverbrennung wird jedoch nur in dem Maße zunehmen, wie die landwirtschaftliche Verwertung erschwert oder verhindert wird.

Sollte noch die Rückgewinnung der Nährstoffe gefordert werden, wäre ein weiteres Argument für die Verbrennung gegeben.

Aus den Erfahrungen der letzten Zeit lässt sich ableiten, dass zukünftig mehr kleine Verbrennungsanlagen gebaut werden.

11 Literatur

Bio-Con A/S (2002) Firmenunterlagen zur Anlage in Brønderslev, 2002

G. Ermel, J. Lux (2001) Mono- und Mitverbrennung von Klärschlamm, Vortrag an der Bauhausuniversität Weimar, März 2001

G. Ermel (2001) Tendenzen der Klärschlammverbrennung, Dresdner Berichte 17, 2001, S. 127-147

Firmenbroschüre Alfa-Laval (1997) Klärschlammverbrennung, 1997

Firmenunterlagen der Fa. Spitz GmbH. Wilhelmshaven über die Anlage Sande (2002)

E. Levlin, M. Löwén, K. Stark, B. Hultmann, Effects of phosphorus recovery requirements on swedish sludge management, Division of Water Resources Engineering, Royal Institute of Technology, S-10044 Stockholm, Sweden

TÜV-Hannover / Sachsen-Anhalt e.V. (1998) Überprüfung der Genehmigungsfähigkeit der Anlage in Brønderslev, Gutachten vom 28. Oktober 1998

Fa. Widmann, F. Gansloser (1997) Wirtschaftlicher Einsatz von thermischen Klärschlammverwertungsanlagen in Kläranlagen ab einer Trockensubstanzmenge von 1.500 t/Jahr, Korrespondenz Abwasser 1997 (44) Nr. 10, S. 1843-1848

Dr.-Ing. Gerrit Ermel

IBE Dr. Born - Dr. Ermel GmbH
Ingenieurbüro für Verfahrenstechnik
Finienweg 7
28832 Achim

Telefon: (04202) 758 - 0
Telefax: (04202) 758 - 500
E-Mail: ibe@born-ermel.de
Internet: www.born-ermel.de

WIENER MITTEILUNGEN

WASSER • ABWASSER • GEWÄSSER

Band 177b

Klärschlamm

Schlammbehandlung und Entsorgung

ÖWAV/TU - Workshop- Wien 2000
Technische Universität Wien
26. - 27. September 2000

Herausgeber
Prof. Dipl.Ing. Dr. H. Kroiß
Technische Universität Wien
Institut für Wassergüte
und Abfallwirtschaft

Inhaltsverzeichnis

Schlammbehandlung bei Anlagen mit mesophiler Schlammfäulung

Karl Svardal 1

Schlammbehandlung bei Anlagen ohne mesophiler Schlammfäulung

Otto Nowak 29

Maschinelle Ausrüstung der Schlammbehandlung

Wilhelm Frey und Anton Schrammel 77

Klärschlammverwertung und Entsorgung

Matthias Zessner 125

Themenbereich A:

Schlammbehandlung bei Anlagen mit mesophiler Schlammfäulung

Karl Svardal

Institut für Wassergüte und Abfallwirtschaft, Technische Universität Wien

1 Einleitung

Die mesophile Schlammfäulung, die in beheizten Behältern bei rund 35 °C abläuft, ist ein in der Abwasserreinigung sehr weit verbreitetes Verfahren. So wurde etwa um 1960 erst ein geringer Teil des anfallenden häuslichen Abwassers biologisch gereinigt. Es wurden aber bereits viele mechanische Reinigungsanlagen (Absetzbecken) betrieben, wobei der anfallende Klärschlamm ausgefäult, d.h. anaerob stabilisiert wurde. Demnach liegen bereits seit Jahrzehnten viele Erfahrungen über die Schlammfäulung vor.

Der Faulprozess läuft auf vielen Abwasserreinigungsanlagen sehr problemlos und störungsfrei ab. In den letzten Jahren wurde wieder mehr Augenmerk auf die Schlammfäulung gerichtet, wobei nicht unbedingt Problem mit dem Faulprozess an sich die Themen sind, sondern vielmehr die Stellung der Schlammstabilisierung im Gesamtkonzept der Abwasserreinigung. Grund dafür sind einerseits die gesteigerten Anforderungen an die Ablaufqualität, besonders in Bezug auf die Stickstoff- und Phosphorentfernung, andererseits auch die steigenden Anforderungen an die Qualität und Quantität des zu entsorgenden Schlammes.

Als wesentliche Diskussionspunkte sind folgende zu nennen:

- Betriebsprobleme:
 - Schäumen
 - ungenügende Durchmischung

- Stabilisierungsgrad:
 - Geruch
 - Schlammminimierung
- Rückläufe (Trüb- und Presswasser)

In diesem Beitrag wird zuerst auf die mikrobiologischen und chemischen Grundlagen des Faulprozesses eingegangen, danach sollen die einzelnen Verfahrensschritte und die Interaktionen zwischen Schlammfäulung und Abwasserreinigung dargestellt werden. In der Folge werden die vorhin genannten Probleme und Fragestellungen näher erörtert.

2 Grundlagen der anaeroben Abbauprozesse

Der anaerobe Abbau ist mikrobiologisch gesehen ein mehrstufiger komplexer Prozess bei dem viele Phänomene miteinander verknüpft sind. Das Wissen über die chemischen und mikrobiologischen Zusammenhänge hat in den 80er-Jahren sprunghaft zugenommen, wobei die Forschungsschwerpunkte hauptsächlich bei der anaeroben (Industrie-) Abwasserreinigung lagen. Dies war eine wichtige Voraussetzung für deren technische Anwendbarkeit. Die dabei gewonnenen Erkenntnisse der Mikrobiologie und Chemie sind aber auch für das Verständnis der anaeroben Schlammbehandlung von großer Bedeutung.

Der Abbau von organischen hochmolekularen Verbindungen zu Methan und Kohlendioxid im anaeroben Milieu setzt sich aus mehreren, von verschiedenen Bakteriengruppen ausgeführten, Abbauschritten zusammen. Insofern unterscheidet sich der anaerobe Abbau grundsätzlich vom aeroben, bei dem in der Regel eine hochmolekulare Substanz von einer einzigen Bakterienart vollständig, ohne Abgabe von Zwischenprodukten, abgebaut werden kann.

MUDRACK (1983) beschreibt vier Abbauschritte, die für die Überführung von polymeren Abwasserinhaltsstoffen (Kohlenhydrate, Fett, Eiweiß) in Methan notwendig sind:

- Hydrolyse-Phase:
Die hochmolekularen, größtenteils ungelösten Stoffe werden durch extrazelluläre Enzyme in gelöste Bruchstücke überführt.

- **Versäuerungs-Phase:**
Aus den, bei der Hydrolyse entstandenen gelösten Verbindungen werden kurzkettige organische Säuren, Alkohole, H_2 und CO_2 gebildet. Diese Reaktionen dienen den, für die Hydrolyse und Versäuerung verantwortlichen, meist fakultativ anaeroben Bakterien zur Energiegewinnung.
- **Acetogene Phase:**
Organische Säuren und Alkohole werden unter H_2 -Produktion in Essigsäure umgebaut.
- **Methanogene Phase:**
Aus den Endprodukten der vorhergehenden Abbauschritte, hauptsächlich Essigsäure, H_2 und CO_2 , wird Methan produziert. Methanbakterien sind strikte Anaerobier. Alle bisher gefundenen Arten können Wasserstoff als Substrat verwerten, jedoch nur wenige können Essigsäure verwerten („acetoclastische Methanbakterien“) und daraus Energie gewinnen. Der Energiegewinn beim Abbau der Essigsäure ist deutlich geringer als bei der Umsetzung von Wasserstoff.

Die Essigsäure abbauenden Methanbakterien sind die empfindlichste, für die anaerobe Reinigung notwendige Bakteriengruppe. McCarty (1982) zeigte, dass bei der Schlammfäulung ca. 70% des produzierten Methans aus dem Essigsäureabbau stammen. Die acetoclastischen Methanbakterien bestimmen daher in den meisten Fällen die Belastbarkeit und den Wirkungsgrad von anaeroben Prozessen.

Trotz dieser Mehrstufigkeit des Abbaus weiß man heute, dass es weder möglich noch sinnvoll ist, die einzelnen Bakteriengruppen vollständig zu trennen (Versäuerungsreaktor/ Methanreaktor). Viele Versäuerungsreaktionen können nur Energie liefern, wenn der entstehende Wasserstoff verbraucht wird (z.B. durch Methanbakterien). In manchen Fällen ist eine gezielte Vorversäuerung günstig, wenn dadurch etwa die Bildung von ungünstigen Zwischenprodukten (v.a. Propionsäure) verringert werden kann oder Inhaltsstoffe, die betriebliche Schwierigkeiten erwarten lassen vorabgebaut werden (z.B. fetthältige Schlämme).

Für sehr viele Substrate (Inhaltsstoffe des Rohschlammes) laufen die ersten beiden Stufen (die Hydrolyse und Versäuerung) wesentlich schneller ab als die letzten beiden Stufen der Schlammfäulung (die Methanisierung). Es ist daher

sicherzustellen, dass die von den Säurebakterien produzierten organischen Säuren zur Gänze von den Methanbakterien verarbeitet werden können. Aus diesem Grund muss einerseits die Schlammfäulung möglichst gleichmäßig beschickt werden, andererseits die erforderliche Faulzeit (= Schlammalter) mit ausreichender Sicherheit eingehalten werden. Für einige Schlamminhaltsstoffe verläuft die Hydrolyse aber noch wesentlich langsamer, sodass für deren Abbau ein höheres Schlammalter erforderlich ist als für die Essigsäure abbauenden Methanbakterien.

Für die Prozessstabilität ist eine Aufenthaltszeit im Faulbehälter von 15 Tagen ausreichend. Bei dieser Faulzeit werden sicher über 90% der anaerob abbaubaren Schlamminhaltsstoffe in Methan umgebaut. Somit sind die Feststofffrachtreduktion und die Faulgasproduktion nur unwesentlich geringer als bei längerer Faulzeit. Aber auch dieser geringe Anteil an noch hydrolysierbaren Substanzen kann bei der Lagerung des ausgefaulten Schlammes zur Bildung geruchsintensiver Stoffe führen, die aufgrund der für die Methanbakterien ungünstigen Lebensbedingungen nicht in Methan umgeformt werden. Bei kurzer Faulzeit weist der Schlamm zumeist auch schlechtere Entwässerungseigenschaften auf. Zur Vermeidung dieser Probleme ist in der Praxis eine Faulzeit von zumindest 25 – 30 Tage anzustreben.

Im Faulbehälter muss versucht werden, optimale Milieuverhältnisse für die Methanbakterien zu schaffen. Generell ist es bei der Schlammfäulung entscheidend, alle maßgebenden Parameter möglichst konstant zu halten. Im Besonderen sind dies:

- **Temperatur:**

Die meisten Arten von Methanbakterien haben ein Temperaturoptimum um 35°C (mesophil), einige wenige im Bereich von 60-70°C (thermophil). Anaerobreaktoren werden daher bei diesen Temperaturen betrieben. Die biologischen Vorgänge, die bei der Schlammfäulung stattfinden, sind in allen Temperaturbereichen prinzipiell gleich. Der höhere Temperaturbereich findet nur in seltenen Fällen Anwendung, weil vor allem die technischen Probleme bei höheren Temperaturen zunehmen (z.B. Ausfällungen, Belagbildung, Korrosion). Bei höheren Temperaturen ist in jedem Fall eine Einschränkung der Artenvielfalt gegeben, da nur thermophile Organismen lebensfähig sind. Daher ist auch nicht zu erwarten, dass im thermophilen

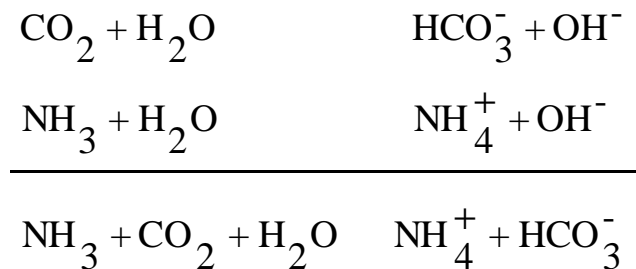
Bereich mehr Stoffe abgebaut werden als mesophil, manche hydrolytischen Reaktionen laufen allerdings schneller ab. Ein Vorteil der höheren Temperatur ist die Hygienisierung des Schlammes. Auf thermophile Verfahren wird im nächsten Beitrag (Nowak) detailliert eingegangen. Ein Betrieb bei tieferen Temperaturen ($<30^{\circ}\text{C}$) ist prinzipiell möglich, dabei ist jedoch mit niedrigeren Wachstumsraten zu rechnen.

- **pH-Wert:**

Es ist seit langem bekannt, dass Methanbakterien nur in einem relativ engen pH-Bereich ihre volle Aktivität aufrecht erhalten können. Der Begriff „Alkalische Schlammfäulung“ weist bereits darauf hin, dass pH-Werte von über 7 für einen stabilen Faulprozess notwendig sind, wobei allerdings verschiedene Autoren darauf hinweisen, dass der anaerobe Abbau bereits ab pH 6 problemlos abläuft (Kapp, 1984). Die pH-Grenzen für die anaerobe Biozönose sind vor allem von bestimmten Inhaltstoffen und Zwischenprodukten des Abbaus abhängig. So wirken z.B. Schwefelwasserstoff, Essigsäure und Propionsäure nur in der undissoziierten Form toxisch auf Methanbakterien, während die dissoziierte Form (Ion) keine oder eine zumindest wesentlich geringere Toxizität aufweist. Das Gleichgewicht zwischen undissoziierter und dissoziierter Form wird bei den oben angeführten Substanzen mit steigendem pH-Wert in Richtung der Dissoziation verschoben und damit der toxische Anteil verringert. Generell gilt, dass der Faulprozess bei höheren pH-Werten (> 7) stabiler abläuft und Störungen wie z.B. ungleichmäßige Beschickung besser verkraftet werden.

Ein wesentlicher Unterschied zwischen aeroben und anaeroben Verfahren besteht darin, dass der Anaerobprozess unter einer eigenen, von den anaeroben Mikroorganismen aufgebauten Atmosphäre abläuft. Durch deren im Vergleich zu Luft völlig anderen Zusammensetzung, ergeben sich aufgrund der Wechselwirkung zwischen flüssiger und gasförmiger Phase auch andere Konzentrationen der gelösten Komponenten. Der wesentlich höhere CO_2 -Gehalt im Faulgas bewirkt, dass Faulschlamm eine höhere Konzentration an gelöstem CO_2 (Kohlensäure) aufweist als z.B. Belebtschlamm im Belebungsbecken. Im Vergleich zu aeroben Verfahren ist daher eine wesentlich höhere Alkalität (Säurekapazität) notwendig, um den gleichen pH-Wert zu erreichen. Bei der Schlammfäulung wird im Zuge der Umwandlung der organischen Verbindungen

in Methan der organisch gebundene Stickstoff als Ammoniak frei. Als alkalische Substanz bewirkt NH_3 durch Dissoziation in Ammonium (NH_4^+) eine Anhebung der Säurekapazität und damit eine Neutralisation des gelösten CO_2 .



Die CO_2 -Konzentration im Faulschlamm ist proportional dem CO_2 -Gehalt des Faulgases, dieser schwankt zwischen 25 und 35%. Die Ammonium-Konzentration im Faulschlamm ist proportional der Konzentration an hydrolysierbarem org. geb. N im Rohschlamm und damit dessen Feststoffgehalt. Eine weitergehende Voreindickung (z.B. durch MÜSE) bewirkt somit eine höhere Alkalität im Faulschlamm und damit eine Stabilisierung des Faulprozesses. In Abbildung 1 ist der Zusammenhang zwischen pH-Wert und NH_4 -N Konzentration im Faulbehälter bei unterschiedlichem CO_2 -Gehalt des Faulgases tendenziell dargestellt. Andere Substanzen, die den pH-Wert beeinflussen könnten wurden in diesem Diagramm nicht berücksichtigt, weil deren Konzentration unter normalen Prozessbedingungen sehr gering ist.

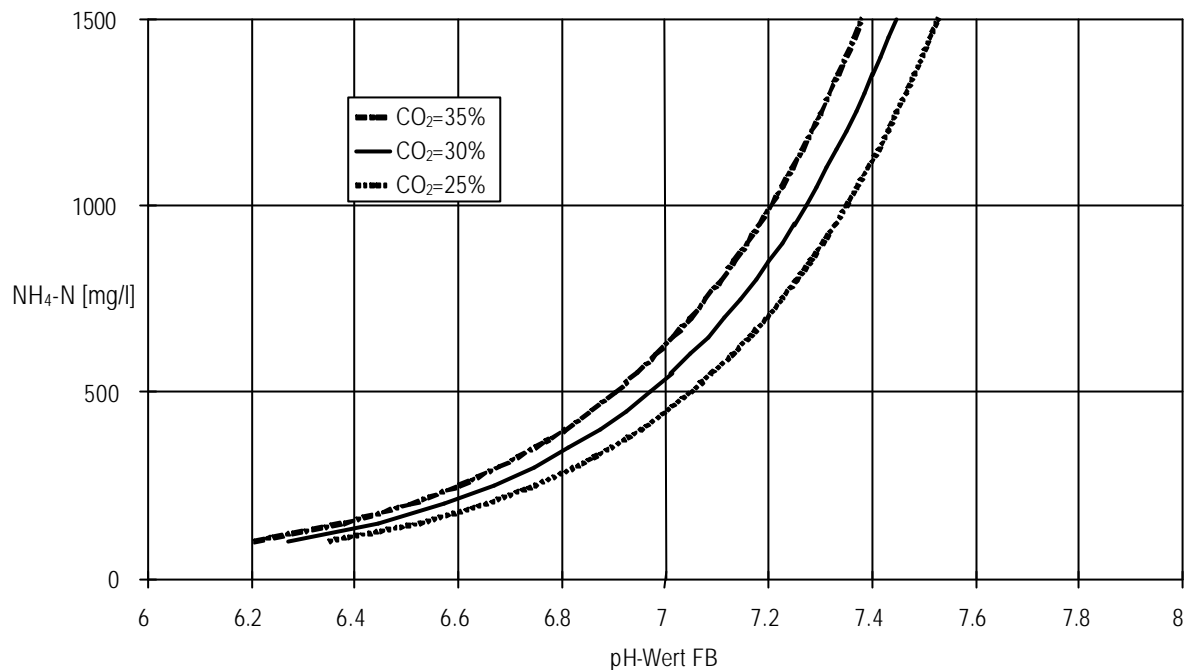


Abbildung 1: Abhängigkeit des pH-Wertes im Faulbehälter von der NH₄-N Konzentration bei unterschiedlichen CO₂-Gehalt des Faulgases

Methanbakterien sind auch empfindlich gegenüber **Hemmstoffen**, wie z.B. Schwermetallen und einigen organischen Verbindungen. Ob sich dabei ein Stoff hemmend oder gar toxisch auswirkt, hängt von der Konzentration des jeweiligen Stoffes ab. Zumeist wirken sich Giftstoffe bereits in der Belebung negativ aus, besonders auf die Nitrifikation (Anstieg von Ammonium). Vergiftungen im Faulbehälter werden heute - u.a. durch die verstärkte Einleiterüberwachung - kaum mehr beobachtet.

3 Verfahrensschritte der Schlammbehandlung bei anaerob-mesophiler Schlammfäulung

Die Schlammbehandlung muss immer als integraler Bestandteil der gesamten Abwasserreinigungsanlage gesehen werden. Verfahrensschritte der Abwasserreinigung haben Auswirkungen auf die Schlammbehandlung und umgekehrt (Abbildung 2). Es sollte immer versucht werden, die Stoffströme in bzw. aus den einzelnen Verfahrensstufen genau zu definieren und durch geeignete Bilanzen zu

überprüfen. Nur so ist die Funktion und Wirksamkeit jeder Stufe längerfristig gesichert nachzuweisen (Svardal *et al.*,1998).

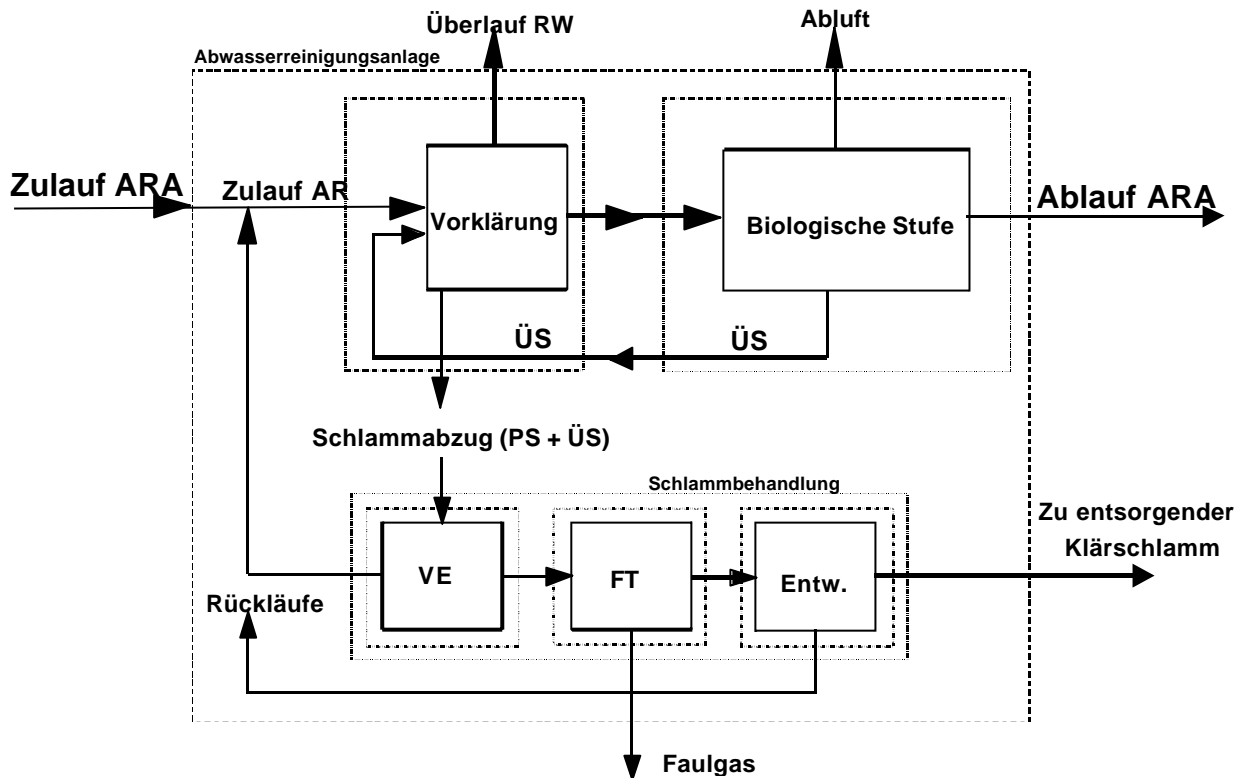


Abbildung 2: Stoffströme in einer Abwasserreinigungsanlage

3.1 Voreindickung

Eine **gute Voreindickung** der Schlämme vor der anaeroben Behandlung (Stabilisierung) ist wichtig,

- um nur wenig Schlammwasser erwärmen zu müssen und folglich Energie zu sparen,
- um nicht durch zu viel mitgeführtes Schlammwasser die Faulzeit im Reaktor unnötig zu verkürzen

- um den pH-Wert hoch zu halten. Ein höherer Feststoffgehalt führt nach Rücklösung des in der Biomasse gebundenen Stickstoffs zu einem höheren Ammoniumgehalt und damit zu einem höheren pH-Wert.
- damit die im Zuge der Schlammstabilisierung rückgelösten Stoffe (Ammonium) möglichst konzentriert vorliegen, wodurch die Speicherung und auch eine allfällige Behandlung erleichtert wird.

Die Eindickung von Primärschlamm erfolgt in den meisten Fällen in statischen Eindickern (Voreindicker). Damit ist ein Feststoffgehalt von 34% zu erzielen. Entscheidend für den Betrieb ist, dass beim Abzug des eingedickten Schlammes kein Schlammwasser mitabgezogen wird. Zur Steuerung des Schlammabzugs sind auf manchen Kläranlagen TS-Sonden im Einsatz. Damit kann der Abzug bei Unterschreiten eines vorgegebenen TS-Gehalts gestoppt werden. Die Erfahrungen über die Funktion und Zuverlässigkeit der TS-Sonden sind mehrheitlich positiv. Es ist auch überlegenswert solche Sonden zur Steuerung des Primärschlammabzugs einzusetzen.

Wird der Überschussschlamm getrennt eingedickt, kann bei einer guten Steuerung des Schlammabzugs aus den Trichtern der Vorklärbecken auf eine nachgeschaltete statische Voreindickung des Primärschlammes verzichtet werden. Es empfiehlt sich allerdings, einen „Ausgleichsbehälter“ (Vorlagebehälter) zur kurzfristigen Speicherung des Rohschlammes (Primärschlammes) vor der Fäulung zu betreiben.

Für den Überschussschlamm werden in den letzten Jahren immer häufiger Aggregate zur maschinellen Überschussschlammeindickung (MÜSE) eingesetzt. Für den Einsatz einer MÜSE spricht, dass gesichert ein höherer TS-Gehalt erzielt werden kann als mit statischer Überschussschlammeindickung. Dies erscheint insbesondere wichtig bei erhöhtem Schlammindex. Bei Anlagen mit vermehrter biologischer Phosphorentfernung besteht bei gemeinsamer statischer Eindickung von Primärschlamm und Überschussschlamm die Gefahr einer nennenswerten Phosphat-Rücklösung.

Mit der maschinellen Überschussschlammeindickung gelingt die wesentliche Reduktion des Wassergehalts des Faulschlammes, die sich auf die zuvor angeführten Punkte wie bessere Pufferung des pH-Werts durch die höhere

Ammoniumkonzentration sowie geringerer Energiebedarf für die Erwärmung des Rohschlammes deutlich auswirken.

Die maschinelle Überschussschlammeindickung erfolgt zumeist mit Siebtrommeln oder Seihbändern, manchmal sind Zentrifugen im Einsatz. In der Regel werden bei allen Aggregaten Flockungshilfsmittel (FHM) eingesetzt, obwohl einige Zentrifugenhersteller eine Entwässerung auf einen TS-Gehalt von 6 % ohne FHM garantieren, wenn ein Schlammindeks von 100 ml/g eingehalten wird.

Eine häufig diskutierte aber noch nicht geklärte Frage ist, welche Bedeutung die Flockungshilfsmittel auf die nachgeschalteten Verfahrensschritte haben. Oft wird die Vermutung geäußert, dass durch die Kompaktheit des (Überschuss-) Schlammes zufolge der FHM-Zugabe der Abbauprozess speziell die Hydrolyse im Faulreaktor beeinträchtigt wird. Gelegentlich wird auch behauptet, dass bei zweimaliger Verwendung von FHM - bei der Überschussschlammeindickung und bei der Schlamm entwässerung – die Entwässerbarkeit des Faulschlammes verschlechtert wird. Flockungshilfsmittel werden sowohl aerob als auch anaerob sehr schnell hydrolysiert und verlieren damit ihre Wirksamkeit. Es ist daher nicht zu erwarten, dass nach einer Faulzeit von 30 Tagen FHM von der MÜSE im Faulschlamm enthalten sind.

Bei den Anlagen mit statischer Eindickung des Primärschlammes und maschineller Überschussschlammeindickung erfolgt die Beschickung des Faulturms entweder über getrennte Leitungen für Primärschlamm und Überschussschlamm oder über eine gemeinsame Leitung. Es muss darauf hingewiesen werden, dass Schlämme mit einem TS-Gehalt über 5% ein deutlich schlechteres Fließverhalten aufweisen, was bei der Dimensionierung der Schlammleitungen und Pumpen berücksichtigt werden muss.

3.1.1 Feststoffbilanz eines Eindickers

Ein Eindicker ist als mechanisches Teilsystem zu bezeichnen, obwohl ohne Zweifel darin biologische Hydrolysevorgänge stattfinden. Deren Ausmaß ist zumindest bei Überschussschlammeindickern und Nacheindickern nach Faulbehältern so gering, dass sie nicht berücksichtigt werden müssen. Auch bei Voreindickern (Primärschlamm) ist, aufgrund der kurzen Verweilzeit der Feststoffe in diesem Teilsystem (einige Stunden), eine Vernachlässigung zulässig.

In Abbildung 3 sind die Feststoffströme für einen Eindicker dargestellt. Auf gleiche Weise ließe sich auch eine MÜSE oder eine Zentrifuge darstellen, die in diesem Fall eingesetzten org. Flockungshilfsmittel sind mengenmäßig nicht von Bedeutung und brauchen nicht berücksichtigt zu werden.

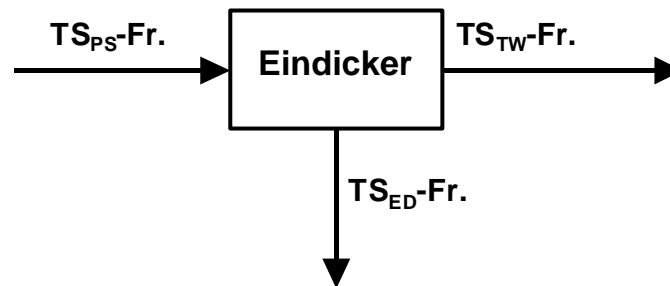


Abbildung 3: Feststoffflüsse eines Eindickers

Entsprechend kann die Feststoffbilanz für einen Eindicker formuliert werden:

$$Q_{PS} \cdot TS_{PS} = Q_{TW} \cdot TS_{TW} + Q_{ED} \cdot TS_{ED}$$

An Bestimmungsstücken werden benötigt:

Mengen:

Q_{PS} Zulaufmenge Eindicker (Primärschlammmenge)

Q_{TW} Ablaufmenge Eindicker (Trübwassermenge)

Q_{ED} Ablaufmenge eingedickter Schlamm

Konzentrationen:

TS_{PS} Trockensubstanz Primärschlamm

TS_{TW} Trockensubstanz Trübwasser

TS_{ED} Trockensubstanz eingedickter Schlamm

Diese benötigten Messwerte sind auf vielen Kläranlagen vorhanden, die Trübwassermenge kann aus der Kontinuitätsgleichung $Q_{TW} = Q_{PS} - Q_{ED}$ ermittelt

werden, sofern der Füllstand des Eindickers am Anfang und am Ende des Betrachtungszeitraumes gleich ist. Trotz der kurzen Verweilzeiten der Feststoffe im System (Eindicker) ist eine solche Bilanz nur über längere Zeiträume sinnvoll, weil die Menge der Feststoffe im System praktisch nicht ermittelbar ist. Bei längeren Bilanzzeiträumen werden die Schwankungen der Feststoffmenge im System im Vergleich zu den durchgesetzten Feststofffrachten vernachlässigbar.

Der große Wert von Feststoffbilanzen besteht darin, dass Messungen aus Stichproben (alle TS-Messungen) überprüft werden können. Man erhält damit eine wesentlich größere Sicherheit über die abgezogenen Feststofffrachten.

3.2 Faulbehälter

Faulbehälter sind verfahrenstechnisch gesehen einfache Reaktoren. Die wesentliche Aufgabe ist optimale Reaktionsbedingungen für den anaeroben Abbau (Stabilisierung) zu schaffen. Auf die Beheizung, Isolierung und die einzelnen Aggregate wird im Beitrag von Frey näher eingegangen.

3.2.1 CSB-Bilanz eines Faulbehälters

Die CSB-Bilanz eignet sich auch sehr gut zur Überprüfung der Analysen und Mengenströme im Rahmen der Schlammfäulung. Bei der anaeroben Schlammstabilisierung wird der, in den Faulbehälter gelangende CSB (in Form von Primär- und Überschussschlamm) nicht mit O_2 oxidiert, sondern teilweise biologisch in Methan (CH_4) umgeformt. Die dem Faulbehälter zufließende CSB-Fracht muss also der Summe aus CSB des produzierten CH_4 und CSB-Fracht des ausgefauten Schlammes entsprechen (Abbildung 4).

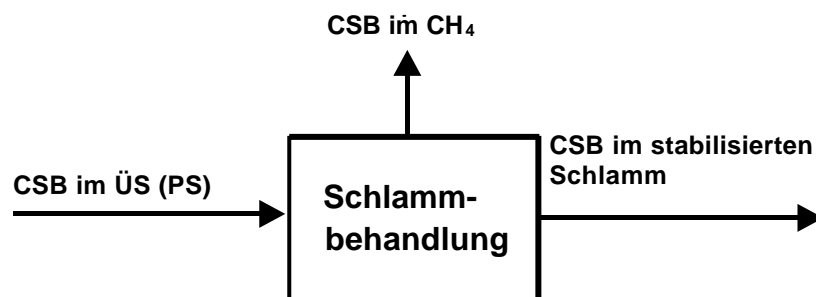


Abbildung 4: CSB-Bilanz einer anaeroben Schlammbehandlungsanlage

Die CSB-Bilanz eines Faulbehälters kann also folgendermaßen beschrieben werden:

$$Q(\text{FB})_{\text{zu}} \cdot \text{CSB}_{(\text{PS}+\text{ÜS})} - Q(\text{FB})_{\text{ab}} \cdot \text{CSB}_{\text{stab.Schlamm}} = Q_{\text{Faulgas}} \cdot \text{CSB}_{\text{Faulgas}}$$

Der CSB der Schlämme wird in der Regel nicht gemessen. Die Messung wäre auch, wie bereits erwähnt sehr fehleranfällig (inhomogene Proben). Es ist auch in diesem Fall zulässig den CSB näherungsweise aus der org. Trockensubstanz zu berechnen. ($1\text{g oTS} = 1,4 \text{ - } 1,5 \text{ gCSB}$).

Der CSB des Faulgases lässt sich berechnen, sofern der Methangehalt bekannt ist. $1 \text{ Nm}^3 \text{ CH}_4$ entspricht einem CSB von 2,86 kg. Der Faulgasanfall und der Methangehalt (bzw CO_2) werden meist gemessen.

An Bestimmungsstücken werden daher gebraucht:

Mengen:

$Q(\text{FB})_{\text{zu}}$ Zulaufmenge Faulturm

$Q(\text{FB})_{\text{ab}}$ Ablaufmenge Faulturm

Q_{Faulgas} Faulgasanfall

Konzentrationen:

$\text{CSB}_{(\text{PS}+\text{ÜS})}$ homogenisierter CSB des Rohschlammes
= oTS des Rohschlammes x 1,42

$\text{CSB}_{\text{stab.Schlamm}}$ homogenisierter CSB des stabilisierten Schlammes
= oTS des stabilisierten Schlammes x 1,42

$\text{CSB}_{\text{Faulgas}}$ CSB des Faulgases
= CH_4 -Gehalt x 2,86
= (1- CO_2 -Gehalt) x 2,86

Bei Faulgasnutzung mit Gasmotor und Generator kann dieser Wert zusätzlich anhand der gewonnenen Energie überprüft werden. Wird das Faulgas mit

Gasmotoren in mechanische (elektrische) Energie umgewandelt, so sind etwa $3 \text{ kWh}_{\text{elektr.}}/\text{Nm}^3 \text{ CH}_4$ zu erwarten.

Durch die CSB-Bilanz des Faulbehälters können die Faulgasmengenmessung oder die TS-Messungen verifiziert werden.

3.2.2 Bilanz der anorg. Feststofffrachten eines Faulbehälters

Die org. Feststofffrachten eines Faulbehälters lassen sich, wie unter 3.2.1 ausgeführt, näherungsweise über eine CSB-Bilanz verifizieren. Eine Bilanz der Feststoffströme eines Faulbehälters ist natürlich nicht möglich, weil ein Teil durch anaerobe Abbauvorgänge in Faulgas umgewandelt wird. Die anorganischen Feststoffe bleiben aber unter der Annahme, dass keine chemischen Lösungs- bzw. Fällungsvorgänge stattfinden unverändert. Bei kommunalen Faulbehältern ist diese Annahme zulässig, da die CaCO_3 Fällung, die z.B. bei anaerober Behandlung von Industrieabwasser ein durchaus nennenswertes Ausmaß annimmt, aufgrund der, im Vergleich zur anorg. Trockensubstanz geringen Kalziumgehalte mengenmäßig ohne Bedeutung ist. Dies gilt natürlich nicht, wenn etwa Kalkhydrat zur Anhebung des pH-Werts im Faulbehälter zugegeben wurde.

Wird, wie üblich, der Faulschlamm aus verschiedenen Höhen im Faulbehälter abgezogen, so ist es günstig, den Nacheindicker oder den Vorlagebehälter für die Schlamm entwässerung in die Bilanz mit einzubeziehen. Werden bei der Schlamm entwässerung keine anorganischen Zuschlagstoffe (z.B. Kalk, Steinmehl) zugesetzt, so kann auch diese in die Bilanz mit einbezogen werden. In Abbildung 5 sind mögliche Systemgrenzen für eine Bilanzierung der anorg.TS dargestellt.

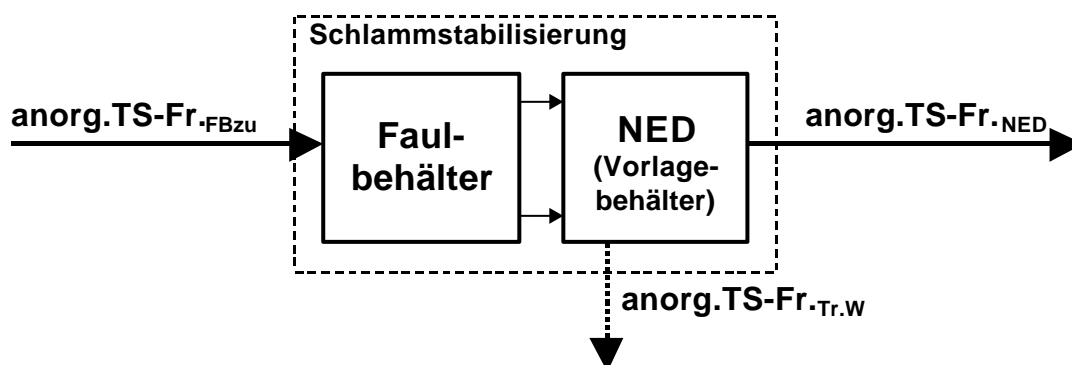


Abbildung 5: Anorg.TS-Ströme einer anaeroben Schlammbehandlungsanlage

Entsprechend kann die Bilanz formuliert werden:

$$Q_{\text{FBzu}} \cdot \text{anorg.TS}_{\text{FBzu}} = Q_{\text{Tr.W}} \cdot \text{anorg.TS}_{\text{Tr.W}} + Q_{\text{NED}} \cdot \text{anorg.TS}_{\text{NED}}$$

An Bestimmungsstücken werden benötigt:

Mengen:

Q_{FBzu}	Zulaufmenge Schlammfäulung
$Q_{\text{Tr.W}}$	Ablaufmenge Trübwassermenge (NED)
Q_{NED}	Ablaufmenge eingedickter Schlamm (NED)

Konzentrationen:

$\text{anorg.TS}_{\text{FBzu}}$	Trockensubstanz Rohschlamm (= $\text{TS}_{\text{Fbzu}} \cdot \text{GR}_{\text{Fbzu}}$)
$\text{anorg.TS}_{\text{Tr.W}}$	Trockensubstanz Trübwasser (NED) (= $\text{TS}_{\text{Fbzu}} \cdot \text{GR}_{\text{Fbzu}}$)
$\text{anorg.TS}_{\text{NED}}$	Trockensubstanz eingedickter Schlamm (= $\text{TS}_{\text{Fbzu}} \cdot \text{GR}_{\text{Fbzu}}$)

Diese benötigten Messwerte sind auf vielen Kläranlagen vorhanden, obwohl der Glührückstand (GR) im ÖWAV-Arbeitsbehelf-Nr.14 (1998) nicht angeführt sind. Die Trübwassermenge kann aus der Kontinuitätsgleichung $Q_{\text{Tr.W}} = Q_{\text{FBzu}} - Q_{\text{NED}}$ ermittelt werden, sofern der Füllstand des Eindickers und des Faulbehälters am Anfang und am Ende des Betrachtungszeitraumes gleich ist.

Auch diese Bilanz kann dazu dienen, eine repräsentative Entnahme der Schlammproben zu verifizieren. Man kann damit aber auch überprüfen, ob es zu einer Speicherung von anorganischen Feststoffen im Faulbehälter (Sandablagerungen) kommt. Dazu muss natürlich der Bilanzzeitraum ausreichende lang sein (mehrere Monate)

3.2.3 Durchmischung des Faulbehälters

Eine entscheidende Anforderung an den Faulbehälter ist die ausreichende Mischung von Substrat (Frischschlamm) und aktiver Biomasse. Dies beginnt bereits bei der Einbringung von Rohschlamm in den Faulbehälter. Durch die - als positiv zu bewertende - Anhebung der TS-Gehalte im Roh- und damit auch im Faulschlamm wird die Durchmischung eindeutig erschwert. Durch die Zugabe des Frischschlammes in die Umwälzleitung wird zumeist keine vollständige Durchmischung erreicht, zusätzlich dürfte sich hier das noch wirksame FHM negativ auswirken. Viele kleinere Faulbehälter haben außer der Schlammumwälzung keine weiteren Mischeinrichtungen. Die eingebrachte Pumpenergie reicht für eine langsame Umwälzung aus, eine Einmischung von Rohschlamm im Faulbehälter wird damit kaum erreicht, die Mischung muss in der Rohrleitung erfolgen.

Bei größeren Faulbehältern erfolgt meist eine Durchmischung durch Gaseinpressung, Schraubenmischer oder Rührwerke. Damit soll erreicht werden, dass überall im Faulbehälter die gleichen Bedingungen herrschen. Eine Einmischung von Rohschlamm mit hoher TS kann aber auch damit kaum erreicht werden. Generell wäre bei Betrieb der Faulbehälter mit hohen Trockensubstanzen zu untersuchen, ob durch Mischeinrichtungen in der Umwälzleitung (z.B. Statische Mischer) betriebliche Probleme, wie Schwimmschlamm oder Schaumbildung verringert werden und der Stabilisierungsgrad steigt. Auch das Mischungsverhältnis zwischen umgewälzten Faulschlamm und Rohschlamm während der Beschickung ist oft zu niedrig. Die Pumpleistung für die Umwälzung des Faulbehälters sollte zumindest 5 mal so hoch sein wie Pumpleistung der Rohschlammbeschickungspumpe.

Bei guter Durchmischung lassen sich nur mehr geringe Unterschiede in der Schlammkonzentration zwischen dem oberen Bereich des Behälters und der Trichterspitze feststellen. Ein Faulbehälter ist ein Reaktor, in dem ein biologischer Prozess abläuft, wofür, wie ausgeführt wurde, eine gute Durchmischung erforderlich ist. Es ist daher nicht sinnvoll, im gleichen Behälter eine Schlammindickung vorzunehmen.

Stehen mehrere beheizte Faulbehälter zur Verfügung, stellt sich die Frage ob ein serieller oder paralleler Betrieb günstiger ist. Bei einer längerfristigen Auswertung beider Betriebsweisen auf einer österreichischen Großkläranlage konnten keine

signifikanten Unterschiede bezüglich Gasproduktion und Feststoffabbau gefunden werden. Auch die Entwässerungseigenschaften änderten sich nicht. Reaktionstechnisch gesehen kann durch serielle Schaltung der Faulbehälter eine Kurzschlussströmung besser verhindert werden. Generell sollte aber dabei auch im ersten Behälter die für einen mikrobiologisch gesehen stabilen Betrieb (Versäuerung Methanisierung) notwendige Faulzeit von ca. 15 Tagen eingehalten werden, um nicht betriebliche Probleme (z.B. Schaumbildung) zu provozieren. Für die heute oft diskutierten Verfahren wie z.B. vorgeschaltete thermophile Hydrolyse sind die meisten Faulbehälter konstruktiv nicht geeignet.

Reicht ein Faulbehälter aus, um die erforderliche Faulzeit zu gewährleisten (>20 d), so kann der andere als Nacheindicker betrieben werden. In diesem Fall kann versucht werden Trübwasser über den Schwimmschlammabzug aus dem zweiten "Faulbehälter" abzuziehen, da dieser ja nicht als biologischer Reaktor, sondern als Eindicker in Verwendung ist. Bei ausreichender Voreindickung wird aber kaum ("feststoffarmes") Trübwasser anfallen.

3.2.4 Faulgasproduktion

Das bei der Schlammfäulung anfallende Faulgas besteht zu rund 65 % aus Methan (CH_4) und rund 35 % aus Kohlendioxid (CO_2). Methan hat einen Heizwert von rund 40.000 kJ/m^3 . Demnach hat Faulgas bei einem Methangehalt von 65 % einen Heizwert von rund 26.000 kJ/m^3 .

Die Menge an gebildetem Faulgas ist abhängig vom Stabilisierungsgrad der eingebrachten Schlamm Trockensubstanz (Nowak, 1995).

Bei der Messung der Faulgasmenge und des Methangehalt (bzw. CO_2) werden sehr häufig erhebliche Messfehler beobachtet. Es wird dringend empfohlen durch Bilanzierung den Methananfall zu überprüfen, wobei $1 \text{ Nm}^3 \text{ CH}_4$ einem CSB von 2,86 kg entspricht. Bei Faulgasnutzung durch BHKW kann die Methanproduktion zusätzlich anhand der gewonnenen Energie überprüft werden ($1 \text{ m}^3 \text{ CH}_4$ 10 kWh, (Gasmotor+Generator) 30% 3 $\text{kWh}_{\text{elek.}}/\text{m}^3 \text{ CH}_4$).

Bei Faulgasnutzung in Gasmotoren wird zumeist eine externe Entschwefelung betrieben. Werden Eisensalze zur Phosphatentfernung eingesetzt, so wird H_2S zum größten Teil bereits im Faulbehälter als Eisensulfid gebunden. Eine externe

Entschwefelung kann dadurch u.U. entfallen bzw. wird kaum belastet. Aluminiumsalze vermindern den H₂S-Gehalt des Faulgases nicht.

3.2.5 Nacheindickung

Bei Anlagen mit maschineller Überschussschlammeneindickung ist eine gezielte Nacheindickung kaum möglich. Der Nacheindicker dient im Wesentlichen als Vorlagebehälter für die Schlamm entwässerung.

Vor der Neuerrichtung eines solchen Bauwerks sollte dessen Nutzen geprüft werden. Vor allem bei Schlamm entwässerung mittels Zentrifugen ist ein, mit einem Mischer (Rührwerk) ausgestatteter Vorlagebehälter sinnvoll, damit das Entwässerungsaggregat mit gleichbleibender Feststoffkonzentration beschickt werden kann.

3.2.6 Schaumbildung im Faulbehälter

Häufige Ursache für Schaumbildung im Faulbehälter ist ein gestörtes Gleichgewicht zwischen Bildung von organischen Säuren und Methan erzeugung. Zumeist sind Belastungsstöße, durch zu unregelmäßige Beschickung dafür verantwortlich.

Besonders Fette können sehr leicht zur Schaumbildung führen. Der erste Abbauschritt ist eine Hydrolyse in Glycerin und langkettige Fettsäuren. Glycerin wird sehr schnell weiter abgebaut und führt in der Folge zu einer erhöhten Gasproduktion. Die zum Teil als Salze vorliegenden Fettsäuren sind wesentlich langsamer abbaubar und haben oberflächenaktive Eigenschaften (Seifen). Sie reichern sich an der Wasseroberfläche an und wirken schaumbildend.

Sollen fettreiche Schlämme wie z. B. Inhalte von Fettabscheidern im Faulbehälter abgebaut werden, so ist auf eine regelmäßige Beschickung besonders zu achten. Vor allem müssen diese Schlämme ständig zugemischt werden (nicht einmal pro Woche), damit sich Bakterien, die langkettige Fettsäuren hydrolysieren, anreichern können.

Eine weitere Ursache für Schaumbildung sind verschiedene Mikroorganismen im Überschussschlamm, vor allem *Microthrix* und *Nocardia* (Van Niekerk *et al.*, 1987; *Pagilla et al.*, 1997). Diese fadenförmigen Bakterien entwickeln sich oft in

schwachbelasteten Belebungsanlagen und führen auch dort zu massivem Schwimmschlamm. Als Bekämpfungsmaßnahme kann ist nur eine gezielte und konsequente Entfernung des Schwimmschlamm aus der Belebungsanlage empfohlen werden.

Bei häufig auftretender Schaumbildung sollte der Einbau einer Sprühvorrichtung in Verbindung mit Schaumsonden überlegt werden, um das Eintreten von Schaum in die Gasleitungen zu verhindern (Kiestöpfe etc.).

3.2.7 Stabilisierungsgrad

Vorweg muss erwähnt werden, dass die mesophile Schlammfäulung jenes Schlammstabilisierungsverfahren ist, mit dem dieses Ziel am zuverlässigsten erreicht wird.

Eine allgemein anerkannte Definition für „Stabilisierten Schlamm“ gibt es nicht. Es muss bedacht werden, dass auch „voll stabilisierter Schlamm“ noch einen erheblichen Anteil an organischen Verbindungen erhält die „irgendwann irgendwie“ abgebaut werden.

Die Berichte über „nicht vollständige Stabilisierung“ bei mesophiler Schlammfäulung beruhen auf unterschiedlichen Beobachtungen.

Geruchsprobleme nach längerer Lagerung

Allgemein sollte Faulschlamm bei Faulzeiten von mehr als 30 Tagen Faulzeit auch bei längerer Lagerung zu keiner nennenswerten Geruchsbelastung führen. Dass es trotz ausreichender Faulzeit zur Bildung geruchsintensiver Stoffe kommt, kann verschiedene Ursachen haben.

Eine Ursache kann eine ungenügende Durchmischung des Faulbehälters sein, wodurch es zu Kurzschlussströmungen kommt. Der abgezogene Schlamm enthält zum Teil Partikel, die eine wesentlich geringere Aufenthaltszeit im Faulbehälter hatten und dadurch noch teilweise hydrolysierbar sind. Durch die bei der Lagerung ungünstigeren Bedingungen für die Methanbakterien werden geruchsintensive Abbauprodukte (org.Säuren) frei. Einen Aufschluss über die Durchmischung des Faulbehälters könnte eine Messung der

Aufenthaltszeitverteilung geben (Tracermessung mit Bromid oder Kalium). Über derartige Messungen liegen allerdings noch kaum Erfahrungen vor.

Eine weitere Ursache kann ein chemischer Aufschluss (Hydrolyse) von biologisch schwer abbaubaren org. Feststoffen durch die Zugabe von Kalk als Konditionierungsmittel vor oder nach der Entwässerung sein. Diese Hydrolyseprodukte sind zwar nicht geruchsintensiv sind aber biologisch weiter abbaubar. Durch die pH-Wert Anhebung weist der Schlamm vorerst keine biologische Aktivität auf. Erst nachdem der pH-Wert durch Reaktion des Kalziumhydroxids mit CO_2 wieder abgesunken ist, kann es zu einem unvollständigen Abbau dieser Substanzen und damit zur Geruchsbildung kommen.

Besonders die nachträgliche Zugabe von Kalkhydrat zum entwässerten Schlamm führt häufig zu Geruchsproblemen (abgesehen von Ammoniak), weil dabei die Einmischung wesentlich weniger gut gelingt als bei der Zugabe zum eingedickten Faulschlamm vor der Kammerfilterpresse. Durch Bildung von „Schlamlinsen“ in denen der pH-Wert kaum ansteigt bleibt auch nach der Kalkzugabe eine deutliche biologische Aktivität vorhanden. Außerdem bleiben auch gelöste Aufschlussprodukte im Schlamm, die bei Vorkalkung zumindest zum Teil mit dem Filtrat abgeführt werden.

Anstieg des Glühverlusts (des organischen Anteils) im Faulschlamm

Von vielen Anlagenbetreibern wird berichtet, dass - langfristig gesehen – der Glühverlust (organischen Anteil) im Faulschlamm angestiegen ist. Grundsätzlich muss betont werden, dass der Glühverlust kein Kriterium für den Stabilisierungsgrad eines Schlammes ist. Der Anstieg des Glühverlusts muss nicht unbedingt die Folge eines geringeren Abbaus von organischen Feststoffen sein, sondern kann ebenso aus einer Verringerung der Fracht an Mineralstoffen in die Abwasserreinigungsanlage resultieren. Gründe dafür könnte die Umstellung von Mischkanalisation auf ein Trennsystem, oder Modifikationen beim Sandfang sein.

Eine Klärung dieser Beobachtungen könnte nur durch längerfristige Bilanzierung erfolgen. Solche Untersuchungen liegen zur Zeit nicht vor.

3.3 Rückbelastung aus der Schlammbehandlung

Bei Anlagen mit Schlammfäulung sind verglichen mit anderen Stabilisierungsverfahren die größten Rückbelastungen aus der Schlammbehandlung auf die Abwasserreinigungsanlage zu erwarten (Gujer, 1988; Nowak, 1993). Die wesentliche Komponente ist dabei Stickstoff in Form von Ammonium. Die Rückbelastung durch CSB und Phosphor ist selbst bei Anlagen mit erhöhter biologischer P-Entfernung von untergeordneter Bedeutung.

Wie heute allgemein bekannt, hängt die maximale Umsatzleistung der Nitrifikanten im Belebungsbecken von der mittleren umgesetzten (nitrifizierten) Stickstofffracht ab, d.h. die Menge der Nitrifikanten ist durch die mittlere Belastung, das Schlammalter und die Sterberaten limitiert. Es gibt daher eine mikrobiologische Grenze für die maximal umsetzbare Stickstofffracht (Stoßbelastung).

Durch den üblichen Arbeitsablauf auf Kläranlagen fällt das Presswasser in der Regel genau zu der Zeit an, in der auch die höchste Belastung der Anlage aus dem Zulauf erfolgt. Durch einen Trübwasserspeicher, der eine kontinuierliche (gezielte) Beschickung ermöglicht werden die N-Belastungsspitzen aus dem Abwasser gedämpft und damit die Nitrifikation begünstigt.

Eine getrennte Schlammwasserbehandlung wird nur bei Anlagen benötigt, bei denen kein ausreichend hoher Stickstoffentfernungsgrad erzielt wird.

Eine getrennte Behandlung des „Schlammwassers“ zur Stickstoffentfernung vermindert das erforderliche Ausmaß an Stickstoffentfernung durch Denitrifikation in der „Abwasserlinie“. Grundsätzlich werden durch zusätzliche Verfahrensstufen der Aufwand und die Kosten für die Abwasserbehandlung erhöht. Es sollte daher im Einzelfall genau überlegt werden, ob das Ergebnis einer getrennten Behandlung der Prozesswässer aus der Schlammbehandlung den Aufwand rechtfertigt.

Auch stellt sich die Frage, ob diese Schlammwasserbehandlung nur mit Nitrifikation oder auch mit Stickstoffentfernung betrieben werden soll, wobei für eine „konventionelle“ Denitrifikation externe C-Quellen benötigt werden, da im Schlammwasser generell zu wenig oxidierbare Kohlenstoffverbindungen enthalten sind. Bei zweistufigen Belebungsanlagen erscheint es durchaus sinnvoll, das im Schlammwasser enthaltene Ammonium nur zu nitrifizieren, da in der ersten, hochbelasteten Belebungsstufe im allgemeinen ausreichend Denitri-

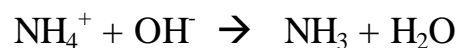
fikationskapazität zur Verfügung steht, die nicht genutzt wird. Da gerade im Faulwasser zahlreiche Hemmfaktoren für die Nitritoxidation vorliegen, besteht eine gute Chance, dass die Oxidation des Ammoniums im Schlammwasser zumindest teilweise nur bis zum Nitrit verläuft, wodurch bei der anschließenden Denitrifikation weniger C-Quellen benötigt werden.

3.4 Verfahren zur separaten Behandlung von Schlammwässern

Ist eine Mitbehandlung der Rückläufe in der biologischen Stufe nicht möglich, so können sowohl biologische als auch chemisch/physikalische Verfahren zur Behandlung von Schlammwässern eingesetzt werden.

3.4.1 Strippung

Unter Strippen versteht man das Austreiben von flüchtigen Bestandteilen aus Flüssigkeiten mittels Strippgas (Luft oder Wasserdampf). Durch die Absenkung des Partialdruckes der leichter flüchtigen Komponenten treten diese vom gelösten Zustand in die Gasphase über und reichern sich in dieser an. Für eine NH_3 - Strippung ist es zunächst einmal erforderlich den Ammoniumstickstoff durch Anhebung des pH-Wertes, z.B. mit Kalk, in Ammoniak überzuführen.



Durch die Erhöhung des pH - Wertes und der Temperatur wird das Gleichgewicht auf die Seite des Ammoniak verschoben, welches dann mittels Luft oder Dampf in sogenannten Strippkolonnen (ein- oder mehrstufig) ausgestrippt wird. Dabei durchströmt das Abwasser (Trüb-, Presswasser) die Kolonne im Gegenstrom zum Strippgas und Ammoniak wandert von der flüssigen Phase in die Gasphase.

Entscheidend für die Beurteilung der Stripppverfahren ist die Behandlung der ammoniakhaltigen Strippluft und die sich daraus ergebende Entsorgungsmöglichkeit.

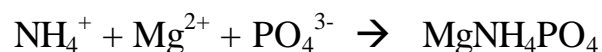
Bei Luftstrippung kann die mit Ammoniak beladene Luft mit Schwefelsäure oder Salpetersäure ausgewaschen werden, wobei eine 30 - 40%ige Ammoniumsalz-

lösung entsteht. Eine Verwertung der Lösung ist in der chemischen Industrie oder als Dünger in der Landwirtschaft möglich.

Bezüglich der Anwendung der Ammoniak-Strippung auf die Rückläufe aus der Schlammbehandlung gibt es eine Anlage mit längerer Erfahrung aus Dänemark (Thøgersen, 1993) und mehrere neuere Anlagen in Norddeutschland.

3.4.2 Fällung

Ammonium kann weiters durch chemische Fällung aus dem Abwasser entfernt werden. Kommt gelöstes Ammonium in Kontakt mit Magnesium und Phosphat, so entsteht das schwer lösliche Salz Magnesiumammoniumphosphat, MAP:



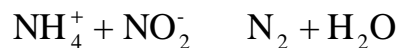
Die Elimination des Ammonium erreicht im pH - Bereich zwischen 8,5 und 9,5 ihr Maximum. Als Fällmittel ist ein mit Magnesia angereichertes Magnesiumphosphat am besten geeignet. Der anfallende MAP - Schlamm kann thermisch zersetzt und das entstehende Zersetzungsprodukt erneut als Fällmittel eingesetzt werden, während das ausgetriebene Ammoniak bei der Rauchgasentstickung von Kraftwerken Verwendung finden kann. Ein weiterer Einsatzbereich des Fällproduktes liegt in der landwirtschaftlichen Verwertung als Langzeitdünger. Großtechnisch konnte sich dieses Verfahren allerdings nie wirklich durchsetzen.

3.4.3 Biologische Verfahren

Prinzipiell können alle aus der Abwassertechnik bekannten biologischen Verfahren zum Einsatz kommen. Die CSB-Fracht im Schlammwasser ist gering, sodass für die Denitrifikation externe Substrate eingesetzt werden müssen. Dafür können schnell abbaubare org. Verbindungen wie Methanol, aber auch Primärschlamm oder Hochlastschlamm aus der 1. Stufe einer zweistufigen Anlage kann verwendet werden (Wett *et al.*, 1998). Gelingt es, Ammonium nur bis zum Nitrit zu oxidieren, also die Bildung von Nitrat zu unterbinden, kann der Sauerstoffbedarf um 25% und der Verbrauch an externen Kohlenstoffquellen um 40% reduziert werden.

In den letzten Jahren wurde bei wissenschaftlichen Untersuchungen an Großanlagen in Deutschland (Hippen *et al.*, 1996) und in der Schweiz (Siegrist *et*

al., 1998) beobachtet, dass es im Zuge der Nitrifikation ohne, bzw. mit bei weitem zu wenig C-Quellen zu nennenswerten Stickstoffverlusten kommt. In beiden Fällen fanden die Untersuchungen an Tauchkörperanlagen zur Nachreinigung von Deponiewässern nach Kohlenstoffentfernung statt. In der Zwischenzeit sind Bakterien identifiziert worden, die in der Lage sind Ammonium unter anoxischen Bedingungen in Anwesenheit von Nitrit zu Stickstoff zu oxidieren. Diesem Prozess wurde der Name ANAMOX (Anaerobic Ammonium Oxidation) gegeben. Die Reaktionsgleichung hat folgende Form:



Damit der ANAMOX-Prozess abläuft, muss Nitrit vorhanden sein. Stöchiometrisch müssen 50% des Stickstoffs zu Nitrit nitrifiziert werden. Damit beträgt der Sauerstoffbedarf verglichen mit konventioneller Nitrifikation nur 40%, vor allem wird aber kein externer CSB zur Denitrifikation. Zur Zeit sind in der Schweiz und der BRD mehrere z.T. halbtechnische Versuchsanlagen in Betrieb um die großtechnische Anwendbarkeit des ANAMOX-Prozesses zu prüfen (Koch *et al.*, 1999).

4 Resümee aus den Workshops zum Themenbereich

Einmischung/Beschickung:

- Unten beschicken hat Vorteile: Warmer Schlamm steigt auf, unten im Behälter wird Gas produziert.
- Mehr als 1 mal täglich umwälzen! Frischschlamm vor der Umwälzpumpe zumischen. MÜSE-Schlämme sind sehr viskos, dadurch geht die Fördermenge in der Umwälzleitung zurück, wenn Frischschlamm zugemischt wird.

Umwälzung:

- Kurzschluss kann dazu führen, dass Rohschlamm in den abgezogenen Faulschlamm gelangt (Geruch!)
- Mischenergie ca. 2 – 3 W/m³ erforderlich.

- Trend: Weg von Gaslanzen → Schraubenschaufler oder Rührwerke. Grund Investition, Energie, Wirksamkeit. Beide Verfahren sind empfindlich gegenüber Niveauänderungen!
- Ansammlung von Gas in der Umwälzleitung erfordert häufiges Entlüften.
- Gaslanzen werden 24h/Tag betrieben, im 2-h-Takt wird eine andere Lanze beschickt.
- Umwälzung mit Rührwerken mit vertikaler Welle zufriedenstellend. Drehrichtung nach unten, wäre aber umgekehrt auch möglich zu betreiben. Zum Reinigen der Flügel wird kurz abgestellt.
- Schraubenschaufler: Beste Umwälzung, saugt auch den Schaum nach unten. Ab 1500 m³ Behältervolumen.

Stabilisierung:

- Definition? Gehalt an organischen Säuren ist nach oben ein gutes Kriterium. Nach unten?

Schaum:

- Schaum in der Belebung führt sehr oft auch zu Schaum im Faulbehälter.
- Fäulung organisch überlastet → Schaum im FB.
- Schaumfallen funktionieren schlecht. Stabsonden besser geeignet.
- Wenn Kanalnetz gespült wird, bildet sich stabiler Schaum im FB.

Übernahme von Fettabscheiderinhalten:

- Anforderungen: Qualität soll gleichbleibend sein, Fäulung daran gewöhnt. Aufpassen auf toxische Inhaltsstoffe. Bei hohen Mengen auf das Nährstoffverhältnis aufpassen.
- Geringe Mengen von Fett werden in der Fäkalübernahme eingemischt. Große Mengen werden direkt am Faulbehälter übernommen, damit die Leitungen nicht zuwachsen.

2-stufige Betriebsweise der Fäulung

- Serieller Betrieb von 2 Faulbehältern → im „Notfall“ ist der 2. Faulbehälter schlecht eingefahren.

- 1. Stufe thermophil & 2. Stufe mesophil: Standardfaulbehälter kann nicht thermophil betrieben werden! (Kondenswasser, Korrosion). Tendenz zur Instabilität ist bei thermophiler Betriebsweise höher.
- 2. Stufe thermophil betreiben: thermophile Nachfaulung bringt Schlamm mit höherem Gehalt an organischen Fettsäuren – Geruch!
- Hinweis: Wenn FB in Serie betrieben werden, diese dennoch hydraulisch entkoppeln. (→ Mischeinrichtungen empfindlich gegenüber Niveauänderungen)
- Betriebserfahrung: Aufenthaltszeit in der Faulung gesamt 40-50 Tage. Gasanfall 28 L/EW, und zwar egal ob Parallelbetrieb oder Serienbetrieb der Faulbehälter. Entwässerungseigenschaften ändern sich mit der Jahreszeit, nicht mit der Beschickung.

Energie:

- Aufgeworfene Fragen
Energieaufwand MÜSE – gegenüber Einsparung beim Aufheizen des Schlammes?
Mehr Umwälzenergie bei höherer TS in der Faulung – gegenüber höherem Gasanfall?

5 Literatur

- Gujer W. (1988). Rückläufe aus der Schlammbehandlung. 20. VSA - Fortbildungskurs, 6. - 8.1.1988, Engelberg.
- Hippen, A., Rosenwinkel, K.-H., Baumgarten, G., Seyfried, C.F. (1996). Aerobic deammonification: A new experience in the treatment of wastewaters. '10th Forum for Applied Microbiology', Brügge, Belgien, 26 - 27 Sept. 1996. *Mededelingen Faculteit Landbouwkundige en Toegepaste Biologische Wetenschappen*, **61** (4b), 1967-1974.
- Kapp, H. (1984): Schlammfaulung mit hohem Feststoffgehalt. *Stuttgarter Berichte zur Siedlungswasserwirtschaft*, **86**, Oldenbourg Verlag, München.
- Koch, G., Fux, C., Huber, P., Brunner, I., Lange, K., Monti, A., Siegrist, H. (1999). Biologische Entstickung von Faulwasser. VSA – Fortbildungskurs, 3.-6.11.1999, Engelberg.
- McCarty, P.L. (1982). One hundred years of anaerobic treatment. In: Hughes et al., *Anaerobic Digestion 1981*, Elsevier Biomedical Press B.V, Amsterdam, 3-22.
- Mudrak, K. (1983). Biochemische und mikrobiologische Gegebenheiten bei der anaeroben Abwasser- und Schlammbehandlung. *Münchner Beiträge zur Abwasser-, Fischerei- und Flußbiologie*, **36**, 11-20, Oldenbourg-Verlag, München.

- Nowak, O. (1993). Der Einfluß der Klärschlammbehandlung und Klärschlamm Entsorgung auf das Verfahrenskonzept der Kläranlage. *Wiener Mitteilungen*, **110**, G1-55.
- Pagilla K.R., Craney K.C., Kido W. H. (1997). Causes and effects of foaming in anaerobic digesters. *Wat.Sci.Tech.*, **36**(6-7),463-470.
- Siegrist, H., Reithaar, S., Koch, G., Lais, P. (1998). Nitrogen loss in a nitrifying rotating contactor treating ammonium-rich wastewater without organic carbon. *Wat. Sci. Tech.*, **38** (8-9), 241-248.
- Svardal, K., Nowak, O., Schweighofer, P. (1998). Datendokumentation und Auswertung – Plausibilitätsanalyse von Messwerten. *Wiener Mitteilungen*, **147**, 439-475.
- Thøgersen, T. (1993). Betriebsergebnisse einer Stripp-Anlage zur getrennten Behandlung von Schlammwässern einer kommunalen Kläranlage. *Schriftenreihe Biologische Abwasserreinigung, TU Berlin - Band 2*, 31-48.
- Van Niekerk, A.M., Richard, M.G., Jenkins, D. (1987). Foaming in anaerobic digesters: a survey and laboratory investigation. *J. Water Pollut. Control Fed.* **59**, 249 pp.
- Wett, R., Rostek, W., Rauch, W., Ingerle, K. (1998). pH-controlled reject-water treatment. *Wat. Sci. Tech.*, **37**(12), 165-172.

Ass.-Prof. Dipl.-Ing. Dr. Karl Svardal

Institut für Wassergüte und Abfallwirtschaft, Technische Universität Wien
Karlsplatz 13/226, A-1040 Wien

Tel.: +43/ 1/ 58 801-226 24

Fax: +43/ 1/ 58 801-226 99

Email: svardal@iwag.tuwien.ac.at

Themenbereich B:

Schlammbehandlung bei Anlagen ohne mesophile Schlammfäulung

O. Nowak

Institut für Wassergüte und Abfallwirtschaft, TU Wien

1 Vorbemerkung

Die folgenden Ausführungen beziehen sich generell auf mögliche Verfahrensweisen der Schlammbehandlung - und die dabei auftretenden Probleme - bei biologischen Abwasserreinigungsanlagen, bei denen die Schlammstabilisierung nicht ausschließlich anaerob-mesophile Wege erfolgt.

Dabei wird insbesondere auf die Methoden der Schlammstabilisierung und zudem auf die Schlammeindickung sowie auf die Entseuchung Bezug genommen.

2 Grundlagen der Schlammeindickung und Schlammstabilisierung

2.1 Allgemeines

Das Mindestanforderung der Schlammbehandlung besteht darin, den bei der Abwasserreinigung anfallenden Rohschlamm in eine „fäulnisunfähige“ Form überzuführen (= zu „stabilisieren“), um Geruchsbelästigungen zu vermeiden, und diesen in seinem Volumen zu vermindern (= „einzudicken“). Nach den Behandlungsschritten „Eindickung“ bzw. „Stabilisierung“ kann Klärschlamm verwertet werden, und zwar als Nassschlamm in der Landwirtschaft.

Für alle anderen Verwertungs- und Entsorgungswege sind zusätzliche Behandlungsschritte erforderlich. Diese bestehen in erster Linie in einer weiteren Ver-

minderung des Wassergehalts durch maschinelle Schlamm entwässerung, gegebenenfalls auch durch Schlamm trocknung. Darüber hinaus ist bei bestimmten Wegen der landwirtschaftlichen Verwertung auch eine Entseuchung des Klärschlammes erforderlich.

2.2 Grundzüge der Schlammeindickung

Bei zahlreichen Verfahren der Schlamm stabilisierung ist eine gute Voreindickung erforderlich, um den Energiebedarf zu minimieren und einen stabilen Prozess zu ermöglichen. Nach der Stabilisierungsstufe ist zumeist ein Nacheindicker angeordnet, der häufig auch als Schlamm speicher dient.

Bis Ende der 80er-Jahre erfolgte die Schlammeindickung fast ausschließlich in statischen Eindickern. Die dabei erreichbaren Feststoffkonzentrationen sind außer von der Herkunft des Schlammes auch stark von den örtlichen Gegebenheiten abhängig, wobei in der Literatur sehr unterschiedliche Werte angegeben sind (Dichtl, 1992; Seyfried, 1989). Grundsätzlich kann davon ausgegangen werden, dass mit der statischen Eindickung bei Primärschlamm ein deutlich höherer Feststoffgehalt erzielt werden kann als bei Überschussschlamm. Auch das Eindickverhalten von Faulschlamm ist wesentlich besser als von Schlamm aus einer Anlage mit gleichzeitiger aerober Schlamm stabilisierung.

Tabelle 1: Feststoffkonzentrationen bei statischer Schlammeindickung
(aus Nowak, 1993, erweitert)

Herkunft des Schlammes	Feststoffgehalt	
	erzielbar	zu erwarten
Primärschlamm	4 - 8 %	5 %
Belebtschlamm bei Simultanfällung	1 - 3 % 2 - 4 %	2 % 2,5 %
Tropfkörperschlamm	3 - 5 %	-
Faulschlamm (Belebungsanlage mit Vorklärung)	3 - 7 %	5 %

Hinsichtlich der Details der Eindickung wird auf den Beitrag von Frey (2002) verwiesen.

Zu erwähnen wäre noch, dass bei einem statischen Eindicker für den Trübwasserabzug nicht nur eine feste Überfallkante, welche einen konstanten Wasserspiegel bedingt, installiert sein sollte, sondern auch ein Schwenkarm mit Seilwinde. Dadurch kann der Schlammeindicker wesentlich flexibler betrieben werden.

Bei Eindickern, die gleichzeitig zur Nassschlammspeicherung verwendet werden, wie z.B. nach gleichzeitiger aerober Stabilisierung, ist zu beachten, dass sich während der Eindickung erhebliche Mengen an Ammonium rüchlösen. Dementsprechend ist bei der Rückführung des Überstands aus dem Eindicker (Nassschlammspeicher) auf den Zeitpunkt und die Menge an Trübwasser zu achten.

In der Vergangenheit war es häufige Praxis, den Überschussschlamm in den Zulauf zur Vorklärung zu leiten und gemeinsam mit dem Primärschlamm absetzen und auch eindicken zu lassen. Aus den Schlammlrichtern des Vorklärbeckens wird der Primär- und Überschussschlamm danach den weiteren Stufen der Schlammbehandlung zugeführt. Diese Form der Schlammeindickung kommt auch heute noch des öfteren zur Anwendung. Grundsätzlich spricht nichts gegen eine solche Praxis, außer dass bei einer Neigung zu Blähschlammbildung diese weiter beschleunigt wird. Der Grund besteht darin, dass gerade die fädigen Flocken im Vorklärbecken nicht absetzen, wodurch der Belebtschlamm laufend mit den fadenförmigen Bakterien beimpft wird. Falls sich der Schlammindex nur geringfügig erhöht, ist daher der Überschussschlamm sofort auf direktem Wege und nicht mehr über das Vorklärbecken aus der Abwasserlinie zu entfernen.

Bei der Überschussschlammeindickung ist ferner zu beachten, dass es bei Anlagen mit vermehrter biologischer Phosphorentfernung (= „Bio-P“) bei der Lagerung unter anaeroben Bedingungen, wie bei der statischen Eindickung, rasch zur Rücklösung von Phosphat kommt, womit der Effekt der vermehrten biologischen Phosphorentfernung in gewissem Ausmaß aufgehoben wird. In diesem Zusammenhang sei darauf hingewiesen, dass es bei Belebungsanlagen mit $\text{NO}_3\text{-N}$ -Ablaufwerten kleiner etwa 2 mg/l durch das Auftreten von anaeroben Zonen im Belebungsbecken in erheblichen Umfang zu „Bio-P“ kommt, auch ohne dass anaerobe Beckenkaskaden baulich vorgesehen sind. Diese „simultane

biologische Phosphorentfernung“ wurde anhand des deutlich verminderten Fällmittelbedarfs zur Einhaltung von 1 mg Gesamt-P/l von Nikolavcic *et al.* (1998) aus dem Betriebsergebnissen von Großanlagen abgeleitet.

Um die Eindickung von Überschussschlamm möglichst rasch durchführen zu können und dabei einen höheren Feststoffgehalt zu erzielen, werden seit etwa 10 Jahren zunehmend maschinelle Verfahren eingesetzt (vgl. Frey, 2002). Heute werden in Österreich bei der Errichtung bzw. Erweiterung von mittelgroßen und größeren kommunalen Kläranlagen (> 20.000 EW) fast durchwegs Aggregate zur maschinellen Überschussschlammeindickung („MÜSE“) installiert. Gegen den Einsatz einer „MÜSE“ sprechen lediglich die Investitionskosten sowie ein etwas höherer Energiebedarf bzw. ein zusätzlicher Bedarf an Chemikalien, wobei diese zusätzlichen Betriebsaufwendungen als vernachlässigbar anzusehen sind.

2.3 Methoden der Schlammstabilisierung unter Berücksichtigung des Weges der Schlammverwertung bzw. -entsorgung

2.3.1 Allgemeines

Das Hauptziel der Stabilisierung ist es, den anfallenden Schlamm in eine (weitgehend) fäulnisunfähige Form überzuführen. Daneben sollte durch die Stabilisierung die Feststoff-Masse vermindert und die Entwässerbarkeit verbessert werden, was insgesamt zu einer wesentlichen Volumsreduktion führt. Am konsequentesten werden diese Ziele mit einer Klärschlammverbrennung erreicht.

Bei der „Schlammstabilisierung“ im engeren Sinne soll Rohschlamm jedoch nur soweit verändert werden, dass unerwünschte Faulprozesse und ihre Folgen nicht mehr oder nur noch sehr eingeschränkt ablaufen können (Mudrack, 1996). Dafür werden teilweise chemisch-physikalische, vorwiegend jedoch biologische Verfahren angewendet.

Da Klärschlamm aufgrund der Deponieverordnung in Hinkunft nur mehr in weitestgehend inertisierter Form abgelagert werden darf, werden im Falle einer Entsorgung des Klärschlammes die üblichen Methoden der Schlammstabilisierung alleine nicht mehr ausreichen, um die an eine Ablagerung von Klärschlamm

gestellten Anforderungen einzuhalten. Dazu wird eine Verbrennung des Klärschlammes erforderlich werden. Dass durch die Kompostierung des Klärschlammes als weiterem Behandlungsschritt die Ziele der Deponieverordnung erreicht werden können, erscheint nach bisherigen Erfahrungen nicht gesichert zu sein (siehe dazu Zessner, 2002).

Von den gängigen Methoden der Schlammverwertung ist die direkte landwirtschaftliche Verwertung, gegebenenfalls nach Kompostierung, in Anbetracht des hohen Phosphorgehalts zweifellos die sinnvollste. Nach flächendeckender Einführung der Phosphorentfernung weist Klärschlamm heute einen P-Gehalt von etwa 2,5 bis 3% bezogen TS auf, welcher etwa um 2 Größenordnungen über dem in „gut versorgten Böden“ liegt. Dies bedeutet, dass Klärschlamm mindestens im Verhältnis 1:100 mit erdigem Material vermischt werden müsste, um einen mit Oberböden vergleichbaren Phosphorgehalt zu erreichen. Klärschlamm ist demnach Phosphordünger und sollte daher als solcher betrachtet werden.

Im Falle einer direkten landwirtschaftlichen Verwertung des Klärschlammes kommt einer weitgehenden Stabilisierung („Vollstabilisierung“) besondere Bedeutung zu. Wird nicht ausstabilisierter Klärschlamm auf landwirtschaftliche Flächen aufgebracht, so besteht die Gefahr, dass dies den Unmut der ansässigen Bevölkerung hervorruft, zumal die Toleranz gegenüber Gerüchen, die von der Ausbringung von Gülle herrühren, zweifellos wesentlich größer ist als gegenüber denen, die einer Klärschlammausbringung zugeordnet werden können. Um nicht auf solche Weise die Gefahr heraufzubeschwören, dass der zweifellos sinnvollste Weg der Klärschlammverwertung in einer Region zum Erliegen kommt, ist es daher unumgänglich, dass jeder einzelne Kläranlagenbetreiber im Falle einer landwirtschaftlichen Verwertung dafür sorgt, dass die Schlammausbringung in einer Weise erfolgt, bei der keine nicht akzeptierte Geruchsbelästigung hervorgerufen wird. Grundvoraussetzung dafür ist eine weitgehende Stabilisierung des Klärschlammes.

2.3.2 Chemisch-physikalische Schlammstabilisierung

Bei der chemisch-physikalischen Stabilisierung werden die Umweltbedingungen für die Mikroorganismen soweit verändert, dass diese nicht mehr lebensfähig sind.

Zu diesen Verfahren sind die

pH-Anhebung auf Werte über pH 10, zumeist durch die Zugabe von Kalk,
sowie die

Schlamm Trocknung auf über 70% Feststoffgehalt

zu zählen (Mudrack, 1996).

Zur Methode der Schlammstabilisierung durch pH-Verschiebung ist allerdings festzuhalten, dass dadurch - wie z.B. durch die Kalkkonditionierung bei der Entwässerung mittels Kammerfilterpresse - häufig nur ein vorübergehender Effekt erzielt wird. Falls die biologische Aktivität des Schlammes noch hoch ist, kann der hohe pH-Wert von den Mikroorganismen überwunden werden. Im weiteren kommt es durch die Versäuerung (CO₂-Produktion) zu einem raschen pH-Abfall in den neutralen Bereich, somit zur vollen Aktivität der Säurebakterien und folglich zu Geruchsbelästigungen. Auch die Kalkeinmischung nach der Schlamm entwässerung, z.B. nach einer Siebbandpresse, mittels Pflugscharmischer oder Dickschlammpumpe bewirkt keinerlei nachhaltige chemische Stabilisierung.

Eine Schlammstabilisierung durch pH-Verschiebung hat demnach nur eine vorübergehende Wirkung und ist folglich nur sinnvoll, wenn der mit Kalk versetzte Rohschlamm anschließend rasch weiterverarbeitet wird. Zudem ist zu beachten, dass es durch die Anhebung des pH in hohem Maße zum Ausgasen von Ammoniak und den damit verbundenen Geruchsproblemen kommt.

Die Trocknung von Rohschlamm wird vereinzelt großtechnisch durchgeführt, wie z.B. an der Kläranlage Dresden-Kaditz, ist allerdings aufgrund des hohen Anteils an biologisch rasch abbaubarem organischem Material verfahrenstechnisch sowie im Betrieb problematisch. Außer bei großen Anlagen dürfte von einem solchen Verfahren abzuraten sein.

2.3.3 Biologische Schlammstabilisierung

Die biologische Stabilisierung kann entweder auf anaerobem Wege (Schlammfäulung) oder aerob vorgenommen werden. Sowohl die aerobe als auch die anaerobe Schlammstabilisierung kann in verschiedenen Temperaturbereichen durchgeführt werden. Der wesentliche Unterschied besteht darin, dass bei den

aeroben Verfahren Energie für die Belüftung zugeführt werden muss, während bei den anaeroben Verfahren, außer beim unbeheizten Faulraum, Energie in Form von Faulgas gewonnen wird.

In Abbildung 1 sind die möglichen Verfahren zur aeroben bzw. anaeroben Schlammstabilisierung im Temperaturbereich, in dem sie ablaufen, und in Abhängigkeit von der Stabilisierungszeit dargestellt.

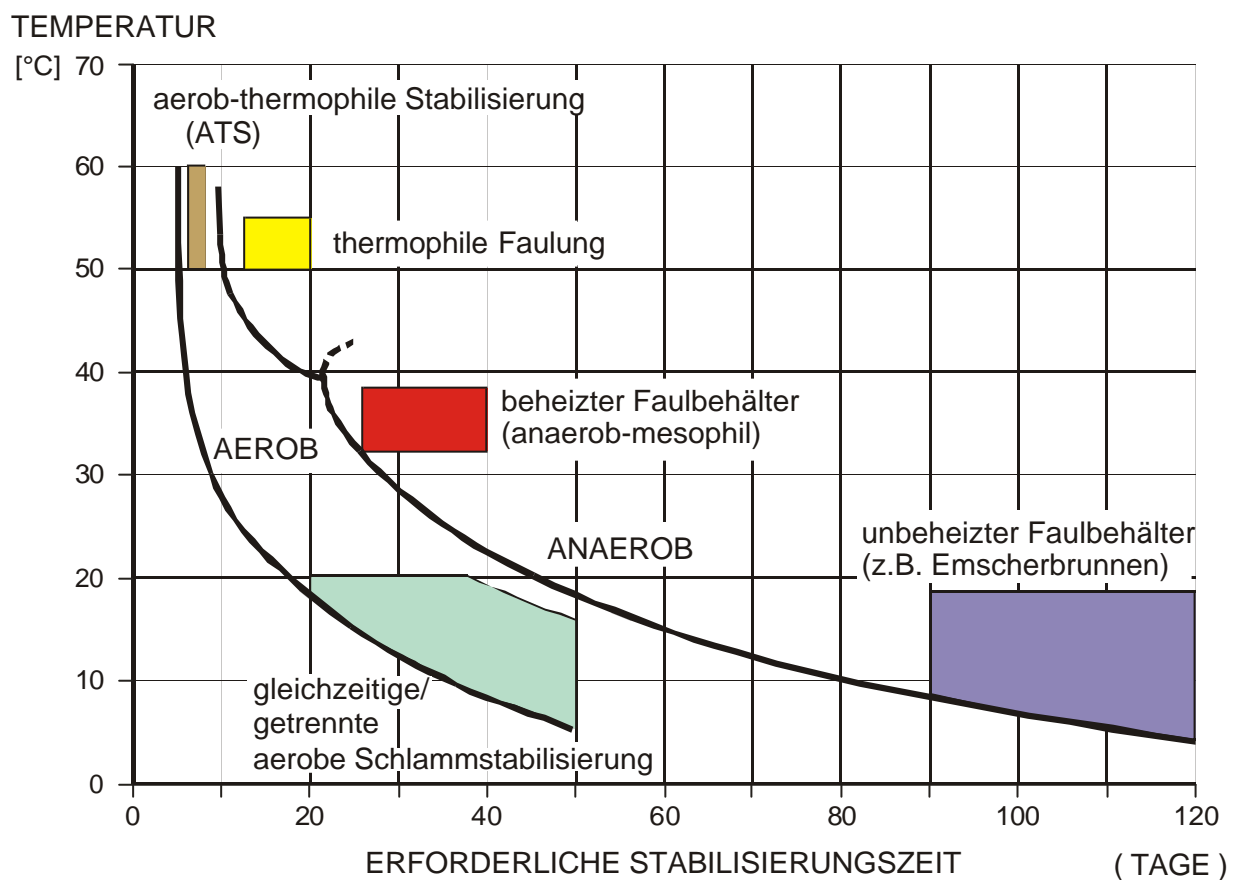


Abbildung 1: Mögliche Verfahren der aeroben bzw. anaeroben Schlammstabilisierung - Zusammenhang zwischen Temperatur und erforderlicher Stabilisierungszeit

Unter „Stabilisierungszeit“ wird die Aufenthaltszeit in dem Reaktor, in dem die Stabilisierung stattfindet, verstanden. Die in Abbildung 1 eingetragenen Kurven stellen den Zusammenhang zwischen Temperatur und erforderlicher Stabilisierungszeit - unter aeroben bzw. unter anaeroben Milieubedingungen - dar.

Es wird ersichtlich, dass die notwendige Stabilisierungszeit bei anaeroben Verfahren im gleichen Temperaturbereich generell etwas länger als bei aeroben

Verfahren. Außerdem kann aus Abbildung 1 ersehen werden, dass sich insbesondere unter aeroben Bedingungen im Temperaturbereich bis etwa 30°C die erforderliche Stabilisierungszeit bei einer Erhöhung der Temperatur um 10°C jeweils auf etwa die Hälfte vermindert. Dies liegt darin begründet, dass sich die Aktivität der aeroben Mikroorganismen - und näherungsweise auch der anaeroben Bakterien - in diesem Temperaturbereich bei einer (langsamen) Temperatursteigerung um 10 °C verdoppelt.

In Abbildung 1 sind insgesamt 5 Bereiche dargestellt. Hinsichtlich des Temperaturbereichs ist zu unterscheiden zwischen dem Bereich der „normalen Abwassertemperaturen“ entspricht (etwa 5 bis 20°C), dem mesophilen (30 bis 40°C) und dem thermophilen Temperaturbereich (50 bis 60°C). Im Bereich bis etwa 20°C und ebenso im thermophilen Bereich kann die Schlammstabilisierung sowohl unter aeroben als auch unter anaeroben Bedingungen ablaufen. Im mesophilen Temperaturbereich findet die Schlammstabilisierung sinnvollerweise nur unter anaeroben Bedingungen Anwendung. Auf die mesophile Schlammfäulung wurde von Svoldal (2002) schon im Detail eingegangen.

Bei kleineren Anlagen wird die Schlammstabilisierung zumeist bei normalen Abwassertemperaturen entweder unter aeroben oder unter anaeroben Bedingungen vorgenommen. Dies ist damit zu erklären, dass für diese Verfahren zwar ein deutlich größeres Reaktorvolumen erforderlich wird, die maschinelle Ausstattung der entsprechenden Stabilisierungsstufen jedoch in den meisten Fällen ziemlich einfach und mit geringen Investitionskosten verbunden ist.

Bei normalen Abwassertemperaturen kommen unter aeroben Milieubedingungen die Verfahren der „gleichzeitigen aeroben Schlammstabilisierung“ sowie der getrennten aeroben Schlammstabilisierung zum Einsatz. Die gleichzeitige aerobe Stabilisierung findet der Theorie nach im gleichen Reaktor, nämlich dem Belebungsbecken, statt, in dem auch die Abwasserreinigung erfolgt. Unter anaeroben Bedingungen spricht man bei normalen Abwassertemperaturen von „kalter Fäulung“ im unbeheizten Faulbehälter. Dieser kann entweder als „Emscherbrunnen“ oder als „Kaltstapel“ ausgebildet sein (siehe Pkt. 4).

Bei den thermophilen Verfahren (aerob-thermophile Stabilisierung (ATS) und thermophile Fäulung) kann gleichzeitig eine Entseuchung des Schlammes erreicht werden. Diese beiden Verfahren werden daher unter Punkt 5 behandelt.

3 Aerobe Schlammstabilisierung bei normalen Abwassertemperaturen

3.1 „Gleichzeitige aerobe Schlammstabilisierung“

3.1.1 Derzeit übliche Bemessungsvorschriften

Zur Dimensionierung von einstufigen Belebungsanlagen wird derzeit in der Planungspraxis im Allgemeinen das Arbeitsblatt A 131 der deutschen Abwassertechnischen Vereinigung (ATV) angewendet. Zu diesem Arbeitsblatt liegt seit Mai 2000 eine Neufassung mit dem Titel „Bemessung von einstufigen Belebungsanlagen“ vor (ATV, 2000), welche das Arbeitsblatt A131 aus dem Jahre 1991 (ATV, 1991) ersetzt.

Im „älteren“ Arbeitsblatt A131 (ATV, 1991) ist unter „Abwasserreinigung mit Nitrifikation, Denitrifikation und Schlammstabilisierung“ Folgendes ausgeführt:

- *Ist eine Reinigung ohne Vorklärung bei gleichzeitiger Stabilisierung des Schlammes vorgesehen, so ist für die Bemessung wegen der angestrebten Nitrifikation/Denitrifikation von einem Schlammalter von 25 Tagen auszugehen.*

Im weiteren Text finden sich noch folgende Absätze:

- *Bei länger anhaltenden niedrigen Temperaturen (z.B. unter 10°C) im Belebungsbecken vermindert sich der Stabilisierungsgrad des Schlammes. Dies ist bei der weiteren Behandlung des Schlammes zu berücksichtigen.*
- *Wird keine volle Stabilisierung des Schlammes angestrebt, kann das Schlammalter vermindert werden.*

In nunmehr gültigen Fassung des Arbeitsblatts A131 (ATV, 2000) steht unter „Anlagen mit aerober Schlammstabilisierung“ Folgendes:

- *Das Bemessungsschlammalter von Anlagen, die für aerobe Schlammstabilisierung und Nitrifikation zu bemessen sind, muss $t_{TS, bem} \geq 20 d$ betragen. Dabei wird unter $t_{TS, bem}$ das Schlammalter, das der Bemessung zu Grunde gelegt wird, verstanden.*

- *Wird auch gezielte Denitrifikation verlangt, muss das Schlammalter $t_{TS, bem}$ ³ 25 d betragen. Wenn die Temperatur im Belebungsbecken im Zwei-Wochen-Mittel stets höher als 12 C ist, kann das Schlammalter abgemindert werden.*
- *Wenn Schlammteiche oder andere Becken mit mindestens einjähriger Lagerdauer des flüssigen Schlammes zur anaeroben Nachstabilisation vorhanden sind, kann das Schlammalter, auch wenn gezielte Denitrifikation gefordert wird, auf $t_{TS, bem} = 20 d$ verringert werden.*

Der in beiden Fassungen des Arbeitsblattes A 131 (ATV, 1991 bzw. 2000) angegebene Wert für das „Bemessungsschlammalter“ von 25 Tagen liegt nicht wesentlich über dem für kleinere Belebungsanlagen erforderlichen Schlammalter für Nitrifikation und Denitrifikation von etwa 16 Tagen. Aus diesem Grunde ist es in den letzten 10 Jahren auch in Österreich üblich geworden, kleinere Belebungsanlagen auf „gleichzeitige aerobe Schlammstabilisierung“ auszulegen, da nach A 131 die hierfür erforderlichen Belebungsbecken nicht wesentlich größer sind als bei einer Bemessung auf Nitrifikation und Stickstoffentfernung. Auf weitere, getrennte Stufen zur „Nachstabilisation“ wurde in den überwiegenden Fällen verzichtet. Im „neuen“ Arbeitsblatt A 131 (ATV, 2000) findet sich auch gar kein Hinweis mehr darauf, *dass sich bei länger anhaltenden niedrigen Temperaturen im Belebungsbecken der Stabilisierungsgrad vermindert und dies bei der weiteren Behandlung zu berücksichtigen ist*, wie dies im „alten“ A 131 (ATV, 1991) noch angemerkt wurde.

3.1.2 Untersuchungen zum Stabilisierungsgrad von Schlämmen aus Anlagen mit sogenannter „aerober Schlammstabilisierung“

In den vergangenen Jahren wurden am Institut für Wassergüte und Abfallwirtschaft der Technischen Universität Wien zahlreiche Untersuchungen zum Stabilisierungsgrad und zur weiteren biologischen Stabilisierung von Schlämmen aus Anlagen mit sogenannter „gleichzeitiger aerober Schlammstabilisierung“ vorgenommen. Die Ergebnisse dieser Untersuchungen wurden bereits verschiedentlich veröffentlicht (Nowak *et al.*, 1996; Franz, 1998; Nowak, 1998; IWAG, 1999) und sollen hier nur zusammengefasst werden.

In den Jahren 1994 und 1995 wurden im Rahmen von Forschungsprojekten zahlreiche Daten von Klärschlammgutachten für eine Reihe von österreichischen

kommunalen Kläranlagen mit überwiegend häuslichem Abwasser statistisch ausgewertet (Nowak, 1995 a und b). Dabei wurde der Abschätzung der spezifischen Fracht an organischer Trockensubstanz im Klärschlamm das Verhältnis Phosphor zu oTS aus den Klärschlammgutachten zu Grunde gelegt. Da Phosphor nur über den Klärschlamm aus dem Abwasser entfernt werden kann, muss die entfernte Phosphorfracht im Klärschlamm wiederzufinden sein. Die spezifische Phosphorfracht im Zulauf von kommunalen Kläranlagen liegt bei 1,4 bis 1,7 g P/(EW·d) (Nowak, 1995 b; Nikolavcic *et al.*, 1998), wobei der höhere Wert für „rein häusliches“ Abwasser gilt. Für die Anlagen mit Phosphorentfernung durch chemische Fällung wurde nun eine spezifische Phosphorfracht im Klärschlamm von 1,2 g/EGW/d angesetzt. Dieser Wert liegt etwas unter dem, der bei „rein häuslichem“ Abwasser und einer Entfernrungsrate von rund 85 % zu erwarten wäre. Es war jedoch zu vermuten, dass für einige Anlagen, die bereits damals mit Phosphatfällung betrieben wurden, diesbezüglich noch keine wasserrechtlichen Auflagen bestanden.

Die Ergebnisse dieser Auswertung sind in Abbildung 1 dargestellt, wobei jeder Balken für eine Kläranlage steht und im Mittel 2 Analysenwerte je Anlage vorlagen. 17 der 18 Anlagen mit Phosphatfällung, von denen Klärschlammgutachten ausgewertet wurden, waren Belebungsanlagen mit sogenannter „gleichzeitiger aerober Stabilisierung“. Lediglich eine Anlage wurde mit Schlammfäulung betrieben (in Abb. 1 schwarz dargestellt), und zwar die Kläranlage des RHV Wolfgangsee-Ischl (Keil und Nowak, 1992; Nowak *et al.*, 2001).

Für die Kläranlage Wolfgangsee-Ischl ergab sich die spezifische Fracht an organischer Trockensubstanz im Klärschlamm zu 17 bis 17,5 g oTS/(EW·d). Dieser Wert wurde mittels Bilanzierung überprüft (Nowak, 1995 a; Nowak, 1999).

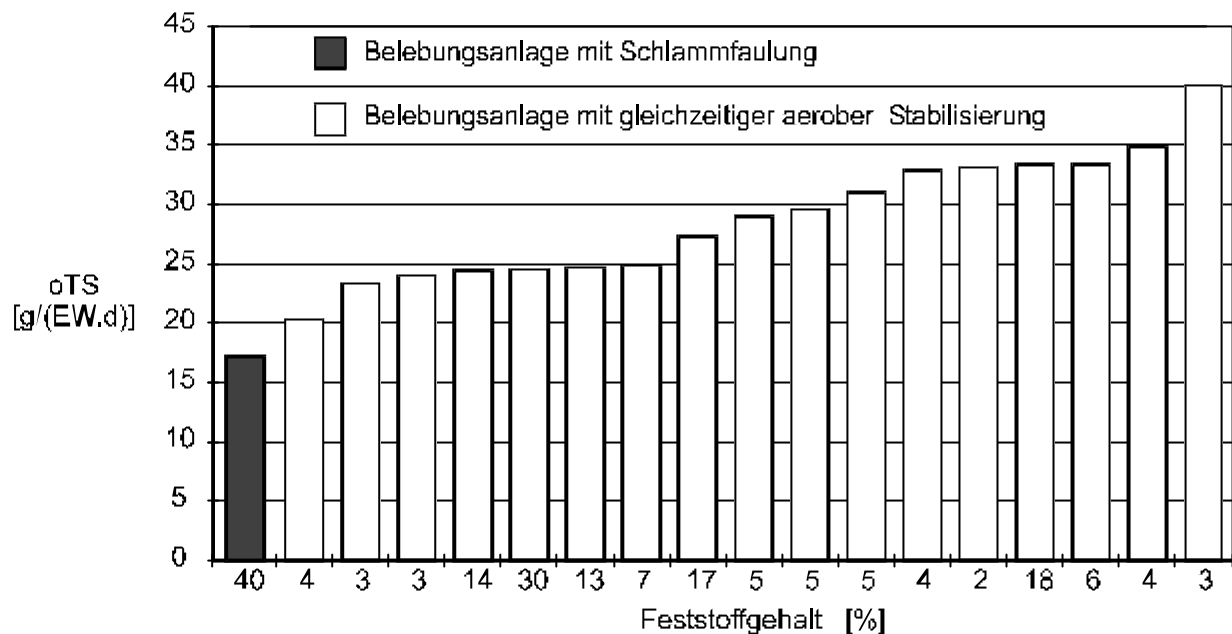


Abbildung 2: Spezifische oTS-Fracht im Klärschlamm von Belebungsanlagen mit Phosphatfällung, ermittelt unter der Annahme von 1,2 g P/EW/d im Klärschlamm (Jeder Balken steht für eine Kläranlage)

Anfang der 80-er Jahre wurden in Deutschland Mengen und Inhaltsstoffe von kommunalen Klärschlämmen von nahezu 200 Kläranlagen erhoben und ausgewertet, wobei die meisten dieser Anlagen mit getrennter Stabilisierung, überwiegend mesophiler Schlammfäulung, betrieben wurden (Riegler *et al.*, 1982). Aus den Angaben in dieser Arbeit über den mittleren spezifischen Schlammanfall und über den Glühverlust ergibt sich eine mittlere Fracht an organischer Trockensubstanz von 16 bis 19 g/(EW.d), je nachdem ob man Mittel- oder Medianwerte ansetzt. Somit stimmt der Wert der Kläranlage Wolfgangsee-Ischl gut mit diesen Angaben überein. Aus weiteren Untersuchungen, die in der Folge am Institut für Wassergüte und Abfallwirtschaft durchgeführt wurden (u.a. von Zessner, 1999), ergaben sich ebenfalls entsprechende Werte.

Die Werte für die spezifische oTS-Fracht bei den Anlagen mit „gleichzeitiger aerober Stabilisierung“ liegen deutlich über den genannten Werten und zwar zum Teil doppelt so hoch (Abb. 1). Dabei ist zu beachten, dass mit 1,2 g/(EW·d) ein relativ geringer Wert für die spezifische P-Fracht im Klärschlamm angesetzt wurde. Weiters ist zu beachten, dass die der Auswertung zu Grunde gelegten Daten nicht direkt aus dem Überschussschlamm dieser Belebungsanlagen mit „gleichzeitiger aerober Stabilisierung“, sondern bereits von dem landwirtschaft-

lich zu verwertenden Schlamm stammen, d.h. größtenteils von Schlämmen, die nass oder entwässert bereits längere Zeit gelagert wurden.

Im Folgenden wurden mehrere Anlagen mit „gleichzeitiger aerober Stabilisierung“ mit Hilfe von Bilanzierungen genauer untersucht. Die Ergebnisse dieser Untersuchungen wurden von Franz (1998) und Nowak (1998 und 2000) im Detail beschreiben. Die Vorgangsweise bei der Bilanzierung von Abwasserreinigungsanlagen wurde bereits mehrmals erläutert (Schweighofer, 1994; Nowak, 1998; Svardal *et al.*, 1998; IWAG, 1999 b; Nowak, 2000).

In Abbildung 3 ist der Zusammenhang zwischen Schlammalter (bzw. Vergleichsschlammalter) und Überschussschlammproduktion in $g\ oTS/(EW \cdot d)$ von 3 Anlagen mit „gleichzeitiger aerober Stabilisierung“ (ARA A, ARA B und ARA C) sowie von einer Belebungsanlage ohne Vorklärung mit kurzen Schlammalter (ARA D) dargestellt. Bei den Kläranlagen ARA A und ARA B erfolgte die Auswertung über Bilanzzeiträume von 2 bis 3 Monaten. Den Werten der ARA C und ARA D liegen Jahresmittelwerte zu Grunde.

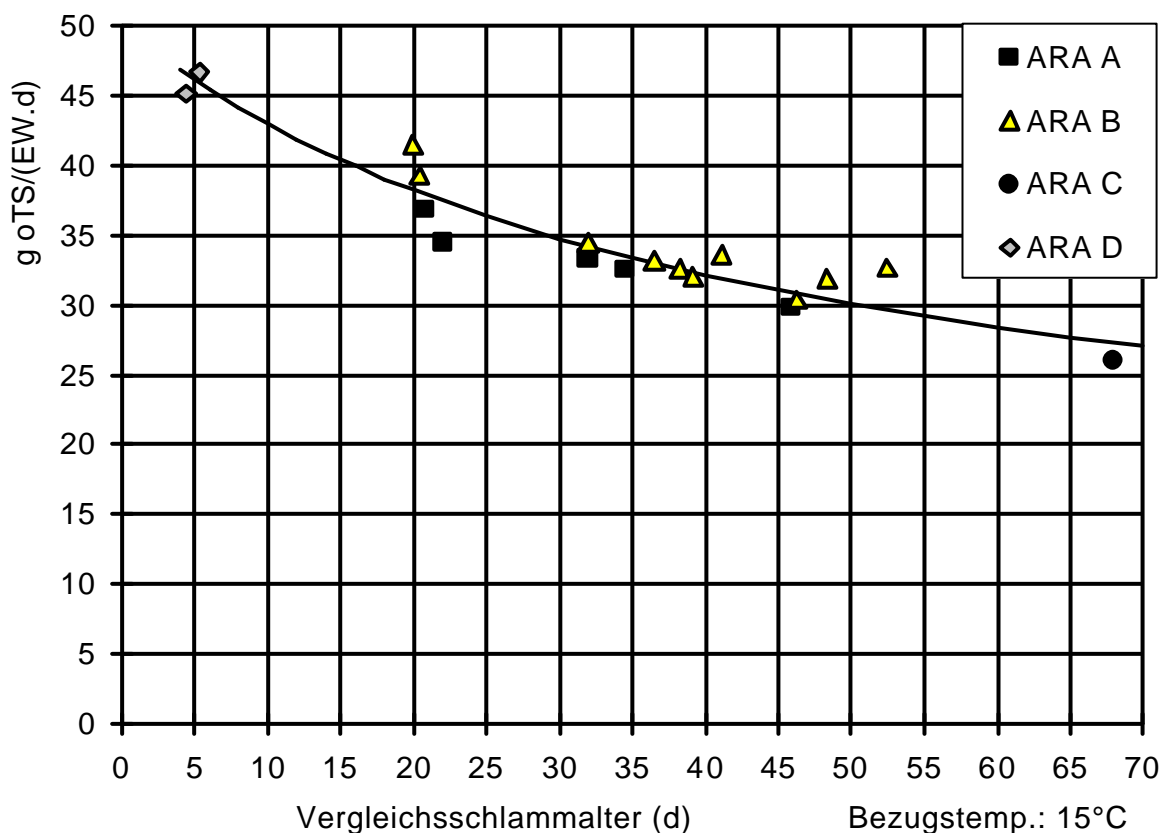


Abbildung 3: Spezifische oTS-Fracht im Überschussschlamm von kommunalen Belebungsanlagen ohne Vorklärung in Abhängigkeit vom Vergleichsschlammalter.

Das „Vergleichsschlammalter“ wurde gewählt, um Werte, die bei unterschiedlichen Temperaturen ermittelt wurden, aufeinander beziehen zu können. Als Temperaturfaktor wurde der Wert von 1,072 angesetzt. Dieser Wert entspricht einer Verdoppelung bei einem Temperaturanstieg um 10°C (vgl. Pkt. 2.3.3) und wird allgemein für Vorgänge des Kohlenstoffabbaus eingesetzt. Das „Vergleichsschlammalter“ ($t_{TS,v}$) mit einer Basistemperatur von 15 °C ergibt sich danach aus dem Schlammalter (t_{TS}) bei der aktuellen Temperatur im Belebungsbecken (T_{BB}) nach folgender Formel:

$$t_{TS,v} = t_{TS} \cdot 1,072^{(T_{BB} - 15)} \quad (1/d) \quad (1)$$

Abbildung 3 zeigt, dass für die dargestellten Anlagen ein eindeutiger Zusammenhang zwischen Schlammalter und Überschussschlammproduktion als spezifische oTS-Fracht in g/(EW·d) besteht. Je höher das Schlammalter, desto geringer ist die spezifische oTS-Fracht im Überschussschlamm. Insbesondere die Werte der Anlagen ARA A und ARA B liegen sehr nahe beieinander, wobei die spezifische oTS-Fracht im Überschussschlamm der ARA A durchwegs etwas unter den Werten der ARA B liegt. Vor allem mit den Schlämmen dieser beiden Anlagen wurden im Folgenden Laborversuche zur weitergehenden getrennten aeroben Stabilisierung vorgenommen. Die Ergebnisse sind in Abbildung 4 (Pkt. 3.1.4) dargestellt. In beiden Fällen ergab sich nach mehreren Wochen eine spezifische oTS-Fracht im Überschussschlamm von etwa 17 bis 19 g oTS/(EW·d), wenn die zuvor durch Bilanzierung ermittelten Werte (Abb. 3) als Ausgangswerte herangezogen wurden. Die gleichen Werte ergaben sich auch bei Stabilisierungsversuchen mit dem Überschussschlamm der ARA C (siehe auch Nowak, 1998, und IWAG, 1999 a).

Bemerkenswert ist, dass sich die Ergebnisse hinsichtlich der spezifischen oTS-Fracht der ARA D, einer Belebungsanlage ohne Vorklä rung mit einem Schlammalter von etwa 5 Tagen, sich in das Gesamtbild einfügen (Abbildung 3). Diese Anlage weist trotz des verhältnismäßig kurzen Schlammalters Teilnitrifikation auf und wird so wie ARA A und ARA B mit relativ großen anoxischen bzw. anaeroben Beckenzonen betrieben.

Die hohen Werte für die spezifische oTS-Fracht von rund 35 bis 40 g/(EW·d) bei niedrigem „Vergleichsschlammalter“ von rund 20 Tagen bei ARA A und ARA B stammen aus den Winterperioden. Bei der landwirtschaftlichen Ausbringung

dieser Schlämme traten in beiden Fällen erhebliche Geruchsprobleme auf, während der Klärschlamm mit einer spezifischen oTS-Fracht von 30 bis 33 g/(EW·d) zu keinen nennenswerten Geruchsbelästigungen führte. Setzt man einen Wert von 30 g oTS/(EW·d) als tolerierbar in Hinblick auf eine nachfolgende landwirtschaftliche Verwertung an, so ergibt sich bei den Verhältnissen an diesen Anlagen ein „erforderliches“ Schlammalter von 50 Tagen bei einer Temperatur von 15°C (Abb. 3). Mit Gleichung (1) erhöht sich das für eine einigermaßen zufriedenstellende Stabilisierung „erforderliche“ Schlammalter bei 10°C auf 70 Tage und bei einer Temperatur von 8°C, die im Allgemeinen im Winter über längere Zeiträume hinweg zu erwarten sind, auf rund 80 Tage!

3.1.3 Die Auswirkung von anoxischen (und anaeroben) Bedingungen auf die gleichzeitige aerobe Stabilisierung

Unter anoxischen Bedingungen ist die Aktivität eines Belebtschlammes deutlich herabgesetzt.

Bei halbtechnischen Versuchen, die an der Kläranlage Dresden-Kaditz im Zeitraum Juni 1995 bis Juni 1996 durchgeführt wurden, hat sich gezeigt, dass die Überschussschlammproduktion, bezogen auf die organische Substanz, in den Bilanzzeiträumen mit einem Verhältnis unbelüftetes Volumen zu Gesamtvolumen (V_D/V) von 0,55 bis 0,6 deutlich höher lag als bei $V_D/V = 0,4$ (Nowak, 1997; IWAG, 1999; Nowak *et al.*, 1999). Wenn man den Überschussschlammfall nur auf das aerobe Schlammalter bezog, lagen die Werte für $V_D/V = 0,55 - 0,6$ und $V_D/V = 0,4$ etwa gleich. Daraus könnte nun abgeleitet werden, dass unter anoxischen Bedingungen keinerlei biologischer Abbau und somit keinerlei Stabilisierung stattfindet, was allerdings nicht möglich ist, weil es dann auch keine Denitrifikation geben würde.

In der deutschsprachigen Fachliteratur der letzten Jahre scheint das Phänomen des verminderten biologischen Abbaus unter anoxischen Bedingungen und dem demzufolge geringen Stabilisierungsgrad von Schlämmen aus Anlagen mit „gleichzeitiger aerober Stabilisierung“ und Stickstoffentfernung kein Thema zu sein, während in anderen Ländern diesem Problem sehr wohl Aufmerksamkeit geschenkt wird. So gab es bei einer internationalen Konferenz über „Biologischen Nährstoffentfernung“ in Australien im Jahre 1997 mehrere Beiträge zu diesem Thema. Dabei wurde zum Beispiel von Griffiths (1997) von einer *vermehrten*

Schlammproduktion bei Belebtschlammanlagen mit großen unbelüfteten Zonen gesprochen. Tonkovic (1999) merkte in einem weiteren Vortrag an, dass früher angenommen wurde, dass *Überschussschlamm aus Stabilisierungsanlagen mit Nährstoffentfernung bei einem Schlammalter von 25 d ausreichend stabilisiert ist, während nunmehr die Erfahrung von einer Reihe von Anlagen zur Nährstoffentfernung mit großen unbelüfteten Zonen zeigt, dass diese Schlämme im Allgemeinen „geruchsbehaftet“ sind, mehr als bei konventionellen „Langzeitbelebungsanlagen“*, welche durchwegs aerob betrieben werden. Dazu ist anzumerken, dass die Abwassertemperatur in Australien im Allgemeinen bei 20°C liegt (Tonkovic, 2000). Ferner gibt an Tonkovic (1999), dass *Klärschlamm, der in diesen Anlagen produziert wird, typischerweise nicht stabilisiert ist, sofern diese nicht mit einem Schlammalter von über 40 Tagen (!) betrieben werden*. Griffiths (1997) sieht als eine der Ursachen für dieses Phänomen die Tatsache, dass die Protozoen, welche für das „Abweiden“ (Fraß, Prädation) der „abgestorbenen“ Mikroorganismen sorgen, unter anoxischen Bedingungen keine Aktivität aufweisen.

Als allgemeine Erklärung für die wesentlich höhere Schlammproduktion und demzufolge deutlich geringeren Stabilisierungsgrad in Belebtschlammsystemen mit großen anoxischen (und anaeroben) Zonen kann vermutet werden, dass sich die Zusammensetzung der Biomasse deutlich von rein aeroben Systemen unterscheidet. Dies gilt unter anderem hinsichtlich der Besiedlung mit Protozoen. Ferner darf angenommen werden, dass die Enzymaktivität, die für den biologischen Abbau der sehr langsam abbaubaren Biomasse erforderlich ist, in Belebtschlammsystemen, welche in hohem Maße anoxisch bis anaerob sind, wesentlich vermindert ist.

Nicht gänzlich geklärt ist, ob bei rein aerober, getrennter Stabilisierung eines Schlammes, der aus einer Anlage mit sogenannter „gleichzeitiger aerober Stabilisierung“ und entsprechend großen unbelüfteten Zonen zur Stickstoffentfernung stammt, die für aerobe Bedingungen typischen Zerfallsraten der Biomasse bzw. Abbauraten bezogen auf die organische Substanz gefunden werden. Hier gab es unterschiedliche Beobachtungen. Während der Schlamm der einen Anlage (ARA A in den Abbildungen 3 und 4) unter rein aeroben Bedingungen im Versuch mit getrennter Stabilisierung näherungsweise die gleiche Abbaurate aufwies, wurde mit Schlämmen der ARA B bei den Versuchen mit getrennter

Stabilisierung insbesondere in den ersten Tagen ein wesentlich rascherer Abbau der σ TS erzielt (Nowak, 1998; Nowak et al., 1999).

Die Ursache für den auch unter rein aeroben Milieubedingungen deutlich verlangsamten Abbau der organischen Substanz beim Schlamm aus der ARA B könnte in einer nicht ausreichenden Population an Protozoen, wie oben erwähnt, liegen.

3.1.4 Kriterien zur Beurteilung des Stabilisierungsgrads von Schlämmen

Weder die spezifische Überschussschlammproduktion noch der Glühverlust, das Verhältnis σ TS zu TS, sind ein geeignetes Kriterium (geeignete Kennwerte) für den Stabilisierungsgrad eines Schlammes!

Beide „Kennwerte“ (Spez. ÜS-Produktion und Glühverlust) sind in hohem Maße vom Eintrag an mineralischen (anorganischen) Stoffen in das Abwasser und letztlich in den Klärschlamm abhängig. Und der Anteil an anorganischen Stoffen im Klärschlamm steht in keiner Beziehung zum Stabilisierungsgrad, unabhängig davon, ob diese aus dem Abwasser stammen oder in der Abwasserreinigungsanlage als Fällmittel oder Konditionierungsmittel zugegeben wurden. Bei Anlagen mit Mischkanalisation sind diese beiden Parameter auch nicht dafür geeignet, um den Klärschlamm aus unterschiedlichen Zeiträumen miteinander zu vergleichen. Dies ist damit zu begründen, dass während Regenperioden häufig viel anorganisches Material in das Kanalnetz geschwemmt wird, welches letztlich im Klärschlamm wiederzufinden ist. Wird nun der Klärschlamm aus einer solchen Zeitraum mit dem aus einer Trockenperiode hinsichtlich des Glühverlusts verglichen, so kann dies zu völlig falschen Schlussfolgerungen führen.

Von Dichtl (1984) bzw. von Dichtl und Eck-Düpont (1986) wurden insgesamt 53 mögliche Kennwerte für die Beurteilung des Stabilisierungsgrades von Klärschlämmen aufgelistet und diskutiert. Von allen in diesen Arbeiten aufgelisteten Kennwerten erscheinen nur 2 sinnvoll und anwendbar zu sein, und zwar sind dies die Atmungsaktivität bei aerob stabilisierten Schlämmen sowie der Gehalt an organischen Säuren bei anaerob stabilisierten Schlämmen, wobei letzterer auch nur durch versiertere Labors bestimmt werden kann.

Die Atmungsmessung, mit welcher die Atmungsaktivität bestimmt wird, ist hingegen eine relativ einfache Messmethodik. Über die Durchführung und Interpretation von Atmungsmessungen im Betrieb von Belebungsanlagen wurde bereits mehrfach berichtet, u.a. von Svoldal (1997). Diese Methodik wird mittlerweile auch im Rahmen der Klärwärterausbildung gelehrt, so dass die Hoffnung besteht, dass die Atmungsmessung hinkünftig im Kläranlagenbetrieb vermehrt zum Einsatz kommt.

Als Kennwert wurde von Wolf (1973) angegeben, dass *die Atmungsaktivität stabilisierter Schlämme bei 20°C nicht größer als 0,10 kg O₂/(kg oTS·d) bzw. 0,05 kg O₂/(kg TS·d) sein sollte*. Dies entspricht etwa 4 mg O₂/(g oTS·h).

In Abbildung 4 sind die Ergebnisse von bereits erwähnten Versuchen mit getrennter aerober Stabilisierung im Batch-Test mit Überschussschlamm der Kläranlagen ARA A und ARA B dargestellt. Dabei wurde der Verlauf der oTS-Abnahme auf die spezifische Fracht im Überschussschlamm (g oTS/(EW·d)), die aus der Bilanzierung der Anlage ermittelt wurde, bezogen. Die Werte für die spezifische oTS-Fracht zu Beginn der Batch-Tests ergeben sich aus der Bilanzierung der Anlagen über die Zeit vor dem Stabilisierungsversuch, wobei Bilanzzeiträume von etwa 2 bis 3 Monaten gewählt wurden.

Wie auch Abbildung 4 zeigt, liegt bei der ARA B die spezifische oTS-Fracht im Überschussschlamm nach den Wintermonaten ("ARA B (März 1993)") deutlich höher als nach den Sommermonaten ("ARA B (Sept. 1993)"). Dessen ungeachtet war nach getrennter Stabilisierung bei ca. 22 °C im Batch-Test nach rund 50 Tagen Stabilisierungszeit eine spezifische Fracht von rund 18 g oTS/(EW·d) erreicht, und zwar unabhängig von der spezifischen oTS-Fracht im Überschussschlamm und damit unabhängig vom Belastungszustand der Anlage und dem Entnahmezeitpunkt (Sommer/Winter) des Überschussschlammes. Auch mit dem Schlamm der ARA A wurde nach etwas längerer Stabilisierungszeit ein Wert von unter 20 g oTS/(EW·d) erreicht. Aus Abbildung 4 wird auch ersichtlich, dass die Abnahme der spezifischen oTS-Fracht beim Schlamm der ARA A wie erwähnt etwas langsamer vor sich ging als bei dem der ARA B.

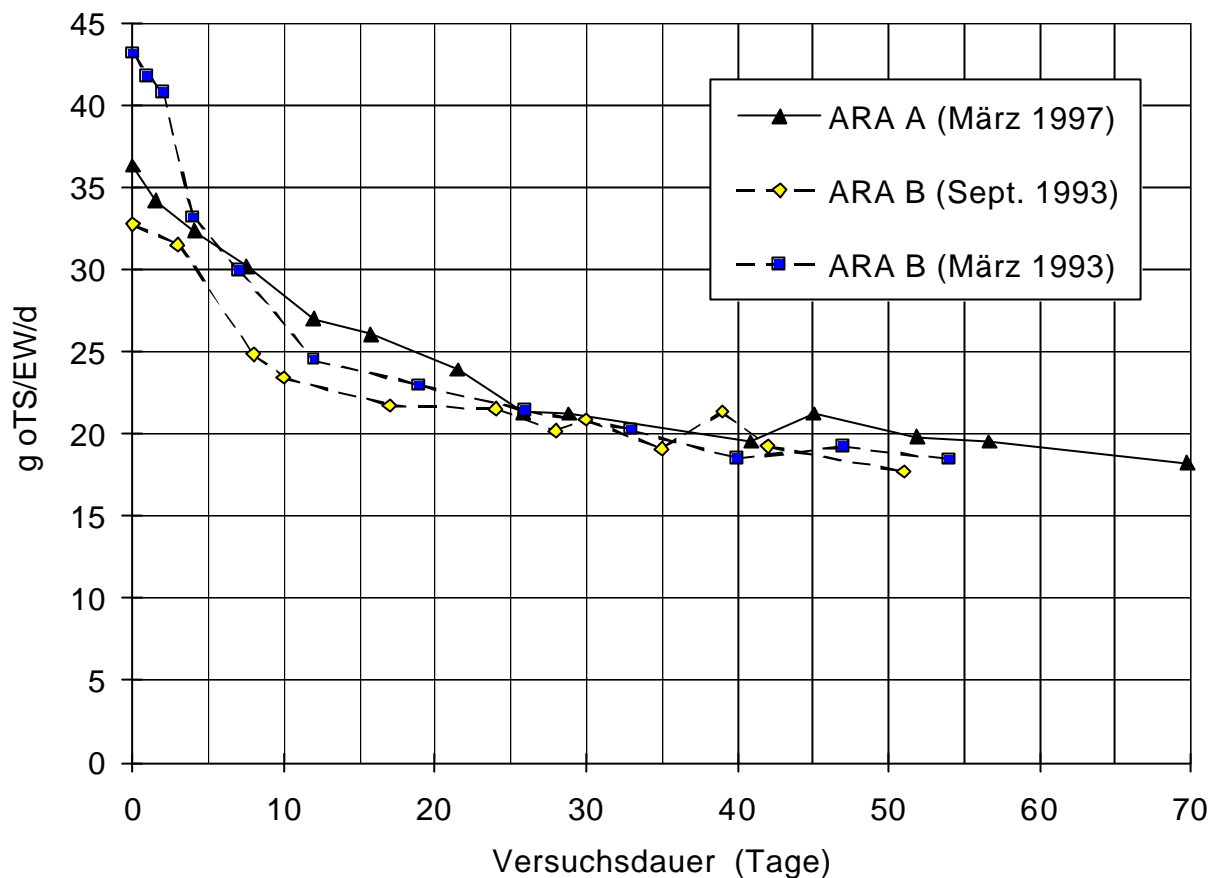


Abbildung 4: Abnahme der spezifischen oTS-Fracht im Überschussschlamm von Anlagen mit gleichzeitiger aerober Stabilisierung bei getrennter aerober Stabilisierung im Batch-Test. Versuchstemperatur: ca. 22 °C (Franz, 1998, bzw. Nowak *et al.*, 1999)

Aus den Ergebnissen dieser Batch-Tests mit getrennter aerober Stabilisierung kann nun die Atmungsaktivität abgeschätzt werden. Aus dem Abbau von 1 g oTS ergibt sich ein Sauerstoffverbrauch einschließlich der Nitrifikation von etwa 1,95 g O₂. Zwischen den Versuchstagen 10 und 20 wurden bei allen 3 Versuchen je Versuchstag etwa 0,4 g oTS/(EW·d) abgebaut (Abbildung 4). Dies entspricht bei spezifischen oTS-Fracht von rund 25 g oTS/(EW·d) einer Atmungsaktivität von 0,04 g O₂/(g oTS·d). Im Bereich einer spezifischen oTS-Fracht von 30 g oTS/(EW·d) nach rund 5 bis 8 Tagen Stabilisierungszeit lag der oTS-Abbau bei rund 1 g/(EW·d), woraus sich eine Atmungsaktivität von 0,065 g O₂/(g oTS·d) bzw. 2,7 mg O₂/(g oTS·h) ergibt. Dies entspricht bei 20°C einem Wert von 2,35 mg O₂/(g oTS·h). Erst bei einem oTS-Abbau von 1,8 g/(EW·d), wie er etwa zu Beginn der Versuche auftrat, dementsprechend bei rund 35 g oTS/(EW·d) errechnet sich eine Atmungsaktivität zu

0,10 g O₂/(g oTS·d). Dieser Wert wurde wie erwähnt von Wolf (1973) empfohlen und ist in Anbetracht dieser Ergebnisse aus heutiger Sicht zu hoch.

In einer Australischen Richtlinie über die „Verwertung und Entsorgung von Klärschlammprodukten“ wird der spezifische Sauerstoffverbrauch, also die Atmungsaktivität, als Kriterium für stabilisierten Klärschlamm herangezogen (Tonkovic, 1999). Dabei beträgt der Grenzwert, der bei aerob stabilisierten Schlämmen für eine Aufbringung auf der Fläche einzuhalten ist, 1,5 mg O₂/(g TS·h). Der Glühverlust des stabilisierten Schlammes liegt bei den von Tonkovic (1999) angeführten Beispielen bei etwa 70%, womit sich aus dem angegebenen Grenzwert bei einem Bezug auf die organische Trockensubstanz ein Wert von 2,14 mg O₂/(g oTS·h) errechnet.

Fügt man die eigenen Untersuchungen mit diesem Grenzwert aus Australien zusammen, so würde sich daraus die Forderung ergeben, dass der spezifische Sauerstoffverbrauch eines aerob stabilisierten Schlammes als Stabilisierungskriterium, gemessen bei 20°C, einen Wert von 2,0 bis 2,5 mg O₂/(g oTS·h) nicht überschreiten sollte.

Als weiteres mögliches Stabilisierungskriterium könnte die spezifische oTS-Fracht im zu entsorgenden bzw. zu verwertenden Schlamm angesehen werden. Um diesen Kennwert sinnvoll anwenden zu können, müssen allerdings zwei Bedingungen erfüllt sein. Zum Einen muss die CSB- bzw. BSB₅-Zulauffracht ausreichend genau bekannt sein. Dies ist häufig, insbesondere bei kleineren Anlagen nicht der Fall. Zum Anderen setzt die Anwendung eines allgemeinen Richtwerts für die spezifische oTS-Fracht voraus, dass der Zulauf zur Anlage typischem kommunalem Abwasser entspricht. Im ausstabilisierten Schlamm, z.B. nach mesophiler Faulung bei ausreichender Faulzeit und Umwälzung, ist wie erwähnt im Allgemeinen mit rund 18 g oTS/(EW·d) ± 10% bezogen auf 110 g CSB/(EW·d) bzw. 60 g BSB₅/(EW·d) im Zulauf zu rechnen, wie sich bei einer Vielzahl von mittlerweile erfassten Anlagen mit Schlammfaulung gezeigt hat. Ist jedoch im Zulauf abwasserbedingt ein hoher Anteil an gelösten Kohlenstoffverbindungen enthalten, so kann sich dieser Wert auch merklich vermindern. So wurde von Zessner (1999) für eine Verbandskläranlage mit einem hohen Anteil an Abwässern aus dem Weinbau ein Wert von 15 g oTS/(EW·d) im ausstabilisierten Schlamm ermittelt. Ist ein hoher Anteil von nicht bzw. nur schwer abbaubaren organischen Feststoffen, wie z.B. Papierfasern, im Abwasser enthalten, so wird sich dieser Wert deutlich erhöhen.

Falls der Zulauf zur Anlage häuslichem oder typischem kommunalen Abwasser entspricht, was in Hinblick auf die Zusammensetzung der organischen Substanz etwa in 80% der Fälle zutreffen dürfte, kann eine spezifische oTS-Fracht von 30 g oTS/(EW·d) bzw. von 0,5 g oTS/g BSB₅ oder 0,27 g oTS/g CSB im Zulauf als Kriterium für einigermaßen stabilisierten Klärschlamm, der keine nennenswerten Geruchsbelästigungen mehr hervorruft, herangezogen werden.

3.1.5 Erforderliches Schlammalter

Im Jahre 1971 wurden in einer Veröffentlichung 3 Diagramme über den Zusammenhang zwischen Temperatur und erforderlichem Schlammalter (bzw. Stabilisierungszeit) präsentiert, die im Folgenden als Abbildungen 5 bis 7 mit dem zugehörigen Text von Bucksteeg (1971) ohne weiteren Kommentar präsentiert werden. Die folgenden Aussagen gelten streng genommen für getrennte aerobe Stabilisierung, können jedoch sinngemäß auf Anlagen mit gleichzeitiger aerober Stabilisierung übertragen werden.

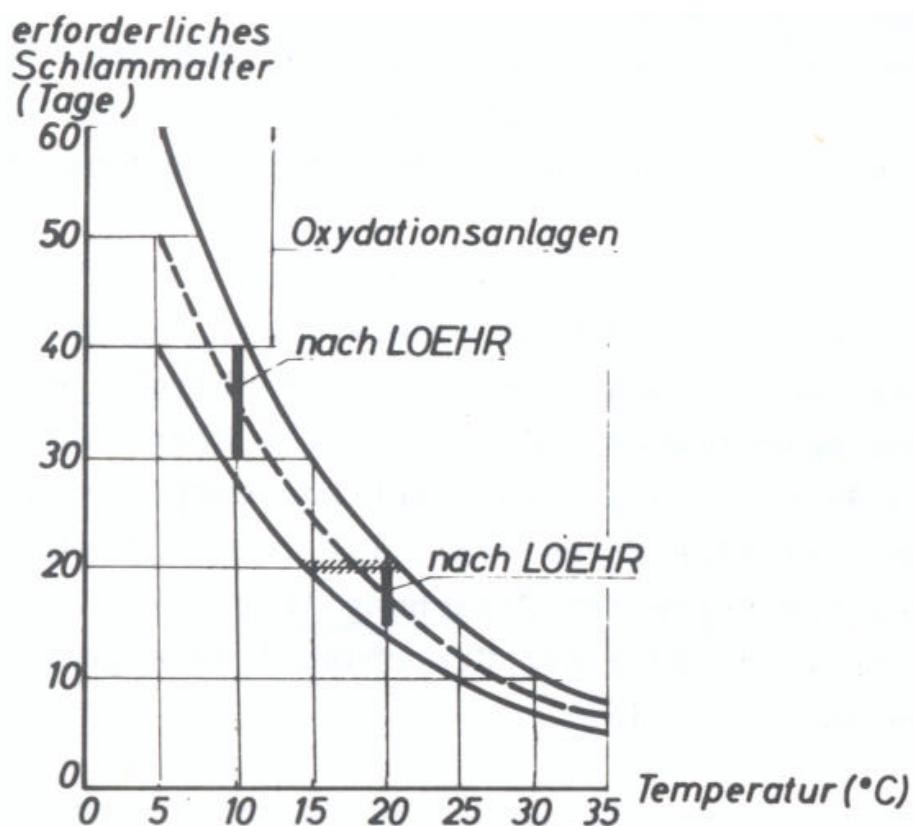


Abbildung 5: Erforderliches Schlammalter zur Stabilisierung eines Schlammes in Abhängigkeit von der Temperatur (aus Bucksteeg, 1971)

Abbildung 5 zeigt ein Kurvenband, welches aus praktischen Erfahrungen konstruiert wurde, dass Oxydationsanlagen bei einem zugehörigen Schlammalter von 40 bis 60 Tagen auch im Winter einen stabilen Schlamm liefern.

Setzt man diese Schlammalterwerte bei 5°C an und halbiert sie jeweils pro 10°C Temperaturanstieg, so ergibt sich das dargestellte Kurvenband: erforderliches Schlammalter in Abhängigkeit von der Temperatur. Darin fügen sich auch die Angaben von Loehr (1965) sehr gut ein; ebenso auch die Tatsache, daß ein Schlamm aus einem mit 15 - 20°C betriebenen System bei einem Schlammalter von etwa 20 Tagen stabilisiert ist.

Abbildung 6 zeigt ein Diagramm, aufgestellt mit Werten von Müller-Neuhaus (1971), welche die erforderliche Stabilisierungszeit in Abhängigkeit von der Temperatur angeben. Dieses Diagramm kann jedoch nicht uneingeschränkt verwendet werden, und zwar wegen Außerachtlassung des aus der biologischen Stufe mitgebrachten Schlammalters des zu stabilisierenden Überschussschlammes. (D.h.: Dieses Diagramm dient demnach für die Bemessung einer getrennten aeroben Stabilisierung.)

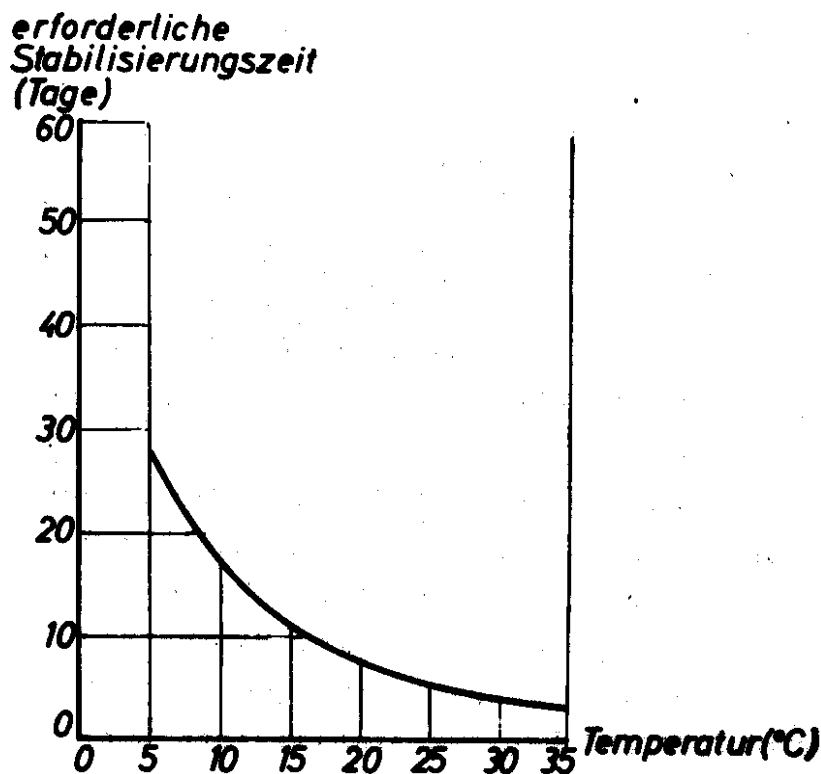


Abbildung 6: Erforderliche Stabilisierungszeit in Abhängigkeit von der Temperatur (Müller-Neuhaus, 1971, zitiert in Bucksteeg, 1971)

Abbildung 7 bringt noch einmal die Mittelkurve aus dem Kurvenband der in Abbildung 5 für das erforderliche Schlammalter in Abhängigkeit von der Temperatur. Die Verwendung dieser Kurve wird zur sicheren Bemessung von Stabilisierungsanlagen vorgeschlagen. Hiernach muß also ein Schlammalter von etwa 50 Tagen erreicht werden.

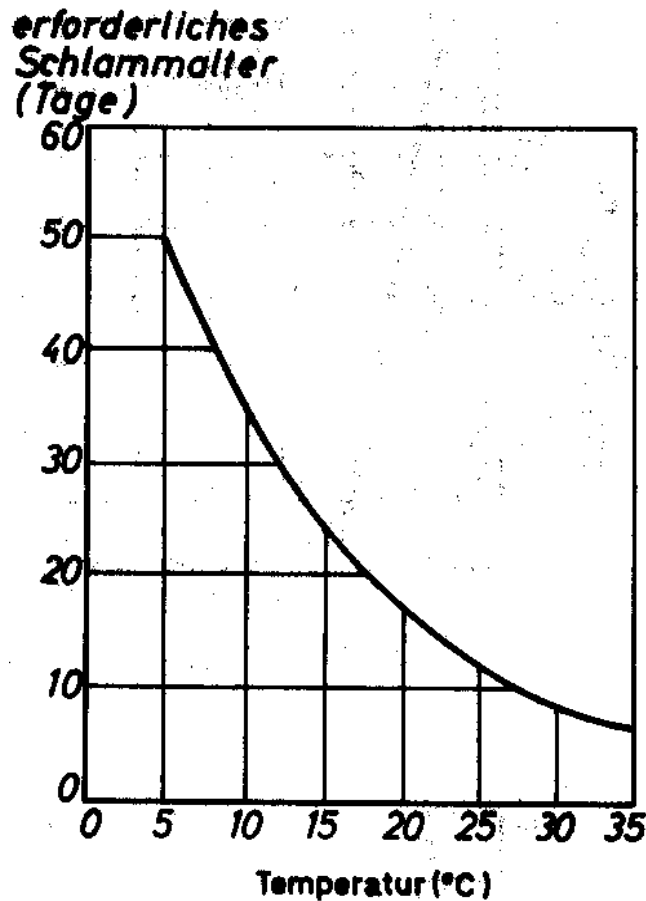


Abbildung 7: Erforderliche Stabilisierungszeit in Abhängigkeit von der Temperatur (Müller-Neuhaus, 1971, zitiert in Bucksteeg, 1971)

Das gleiche Diagramm (Abbildung 7) wurde 2 Jahre später nochmals von Wolf (1973) präsentiert, der ausführt:

Durch die Untersuchungen von Loehr (1965) und Müller-Neuhaus (1971) sowie durch Erfahrungen an einer Reihe von Anlagen im In- und Ausland ist bei Sauerstoffkonzentrationen über 1 mg/l etwa die in Abbildung 7 dargestellte Abhängigkeit des für die Vollstabilisierung notwendigen Schlammalters von der Wassertemperatur bestätigt worden. Der

Dimensionierung von Anlagen zur Vollstabilisierung kann dieses Diagramm zugrunde gelegt werden. Bei Wassertemperaturen von weniger als 10°C in der kälteren Jahreszeit ist ein Schlammalter von wenigstens 35 Tagen erforderlich.

Zu diesen Ausführungen von Bucksteeg (1971) und Wolf (1973) ist nochmals darauf hinzuweisen, dass die angegebenen Zusammenhänge zwischen Temperatur und erforderlichem Schlammalter für aerobe Belebtschlammssysteme (Sauerstoffkonzentrationen über 1 mg/l !) gelten.

Bei Belebtschlammssystemen, die in weiten Bereichen anoxisch-anaerobe Verhältnisse aufweisen, wie dies bei Belebungsanlagen ohne Vorklärung mit Stickstoffentfernung und (simultaner) „biologischer Phosphorentfernung“ der Fall ist, ist ein wesentlich höheres Schlammalter für eine weitgehende Stabilisierung erforderlich. Überschlägig kann mit einer Verdopplung des für die Stabilisierung erforderlichen Schlammalters gerechnet werden. Diesbezüglich stimmt die von Bucksteeg (1971) erwähnte *Tatsache, daß ein Schlamm aus einem mit 15 - 20°C betriebenen System bei einem Schlammalter von etwa 20 Tagen stabilisiert ist*, gut mit der Beobachtung von Tonkovic (1999) überein, dass Klärschlamm, der in Anlagen mit biologischer Nährstoffentfernung produziert wird, erst dann stabilisiert ist, wenn diese mit einem Schlammalter von über 40 Tagen betrieben werden - und zwar unter den klimatischen Bedingungen Australiens!

Für unsere Klimazone bedeutet dies, dass sich auf der Basis eines erforderlichen Schlammalters für eine weitgehende Schlammstabilisierung bei rein aeroben Belebtschlammssystemen von 35 Tagen (nach Wolf, 1973) für Belebungsanlagen zur biologischen Nährstoffentfernung ein solches von rund 70 Tagen bei 10°C ergibt. Dieser Wert wurde bereits aus den in Abbildung 3 (Pkt. 3.1.2) dargestellten Ergebnissen abgeleitet.

Auch Beobachtungen aus der Kläranlagenpraxis bestätigen, dass bei Belebungsanlagen ohne Vorklärung und ohne weiterer Schlammstabilisierung ab einem Schlammalter von etwa 60 Tagen im Allgemeinen keine Geruchsprobleme bei der Lagerung des Überschussschlammes auftreten.

Für die Planung von künftigen Belebungsanlagen bedeuten diese Erkenntnisse allerdings, dass von einer Projektierung von Belebungsanlagen ohne Vorklärung mit einem „Bemessungsschlammalter“ von 25 oder gar nur 20 Tagen, ohne dass zusätzliche Maßnahmen zur weitergehenden Stabilisierung des Überschussschlammes vorgesehen sind, dringend abzuraten ist. Und eine Auslegung von solchen Anlagen auf ein Schlammalter von über 60 Tagen ist zweifellos nicht wirtschaftlich.

3.2 Mögliche Maßnahmen zur weitergehenden Stabilisierung von Schlämmen aus Anlagen mit sogenannter „gleichzeitiger aerober Schlammstabilisierung“

3.2.1 Betriebliche Maßnahmen

Die einfachste Maßnahme zur Verbesserung der gleichzeitigen Schlammstabilisierung in einer Belebungsanlage ohne Vorklärung wäre eine Intensivierung der Belüftung. Dabei ist es ungewiss, ob durch vergrößerte aerobe Beckenzonen ein wesentliches höheres Maß an Stabilisierung erreicht werden kann. In jedem Fall stehen sich die Ziele einer aerobe Schlammstabilisierung und einer weitgehenden Stickstoffentfernung diametral gegenüber und es liegen keine Erfahrungen vor, dass es hier einen „goldenen Mittelweg“ geben könnte. Ein verstärkter aerober Betrieb des Belebungsbeckens führt einerseits zu einer Verminderung des Stickstoffrückhalts im Belebtschlamm – durch den höheren Stabilisierungsgrad – und andererseits durch die deutlichen Reduzierung des anoxischen Anteils am Belebungsbeckenvolumen (Verhältnis V_D/V) zu einem erheblichen Verlust an Denitrifikationskapazität. Insgesamt erscheint ein solcher Betrieb mit gleichzeitig aerober Stabilisierung und Stickstoffentfernung nicht steuer- bzw. regelbar und ist folglich nicht zu empfehlen.

Es ist zu erwarten, dass aufgrund des „neuen“ Arbeitsblatts A 131 (ATV, 2000) kommunale Kläranlagen mit bis zu 5000 EW Ausbaugröße, für die nach der Emissionsverordnung keine Stickstoffentfernung gefordert, hinkünftig fast ausschließlich als „Anlagen mit gleichzeitiger aerober Stabilisierung“ projektiert werden, und zwar auf ein Schlammalter von 20 Tagen. Es sei dahingestellt, ob man bei diesem Schlammalter und rein aerobem Betrieb eine einigermaßen zufriedenstellende Stabilisierung erwarten kann. Es kann aber vorausgesagt

werden, dass solche Anlagen sicherlich nicht „rein aerob“ betrieben werden bzw. zu betreiben sind. Zum Einen ist jeder Klärwärter daran interessiert, möglichst wenig Energie zu verbrauchen, zumindest solange dies das Reinigungserfordernis zulässt, und zudem wird er danach streben, möglichst niedrige Ablaufwerte zu erzielen, auch für den Parameter $\text{NO}_3\text{-N}$. Zum Anderen können im Betrieb von Belebungsanlagen ohne Denitrifikation eine Reihe von Problemen auftauchen. Dazu zu zählen sind das Auftreten von Schwimmschlamm auf der Nachklärung zufolge Denitrifikation sowie ein starkes Absinken des pH-Werts im Belebungsbecken in Gebieten mit geringer Trinkwasserhärte. Ein pH von unter etwa 6,5 kann einerseits zu einer nennenswerten Beeinträchtigung der Nitrifikation führen und andererseits zu baulichen Schäden (Betonkorrosion).

Auf jeden Fall sollten auch bei kleinen Belebungsanlagen ohne Vorklärung mit unter 5.000 EW Ausbaugröße Maßnahmen zu einer weitergehenden Stabilisierung des Überschussschlammes vorgesehen werden.

3.2.2 Chemische Nachstabilisierung

An zahlreichen österreichischen Kläranlagen mit „gleichzeitiger aerober Stabilisierung“ erfolgt heute bei einer Schlammentwässerung mittels Kammerfilterpresse durch die pH-Anhebung zufolge der Kalkkonditionierung in gewissem Umfang eine chemische Nachstabilisierung des nicht ausstabilisierten Überschussschlammes. Es wurde bereits darauf hingewiesen (siehe Pkt. 2.3.2), dass eine solche chemische Stabilisierung keinen wirklich nachhaltigen Effekt hat. Vielmehr werden bei teilstabilisierten und stabilisierten Schlämmen durch die Anhebung des pH schwerer abbaubare organische Stoffe chemisch aufgeschlossen. Sobald der erhöhte pH-Wert danach von den Mikroorganismen (Säurebakterien) überwunden wurde, steht umso mehr Substrat für die Versäuerung zur Verfügung, womit die Geruchsbelästigungen sogar noch verstärkt werden können.

Auch Geruchsprobleme, die bei der Lagerung von gut stabilisierten, mit Kalk entwässerten Schlämmen, beobachtet wurden, sind vermutlich auf dieses Problem zurückzuführen.

3.2.3 Biologische Nachstabilisierung auf einer anderen Anlage

Auch diese Form der weitergehenden Stabilisierung wird derzeit bereits in einigen Fällen angewendet. Dabei wird der Schlamm von kleineren Kläranlagen als Nassschlamm auf eine in der Region befindliche größere Anlage, die zumeist mit mesophiler Fäulung ausgestattet ist, verbracht.

Diese Form der Nachstabilisierung kann als unproblematisch angesehen werden, solange die auf die regionale Kläranlage verbrachte Schlammfracht ein gewisses Maß nicht übersteigt.

Als Faustwert kann gelten, dass sich aus dem nur teilstabilisierten Schlamm einer Anlage mit sogenannter „gleichzeitiger aerober Stabilisierung“ bei weitgehender Stabilisierung (z.B. im beheizten Faulbehälter) rund $1,5 \text{ g N}/(\text{EW} \cdot \text{d})$ rüchlösen werden. Dies ist vom Betreiber der regionalen Kläranlage zu berücksichtigen. Falls mit der daraus resultierenden zusätzlichen Stickstofffracht die Anforderungen an die Stickstoffentfernung eingehalten werden können, spricht nichts gegen eine Übernahme von Schlämmen von anderen kommunalen Kläranlagen.

Eine weitere „elegante“ Möglichkeit einer Nachstabilisierung ist die Verbringung des entwässerten, nicht ausstabilisierten Schlammes zu eine Kompostierungsanlage. Hinsichtlich des Behandlungsschrittes der „Kompostierung“ sei auf den Vortrag von Zessner (2000) verwiesen.

3.2.4 Biologische Nachstabilisierung auf der eigenen Anlage

Da bei den zahlreichen Anlagen mit „gleichzeitiger aerober Stabilisierung“, die in den letzten 10 bis 15 Jahren geplant wurden, in den überwiegenden Fällen aufgrund der Anwendung der gängigen Bemessungsvorschriften keine biologische Nachstabilisierung vorgesehen wurde, mangelt es heute an entsprechenden Betriebserfahrungen mit solchen Behandlungsschritten.

Grundsätzlich kann jede der in Abbildung 1 (Pkt. 2.3.3) dargestellten Formen der biologischen Schlammstabilisierung für den Prozess der Nachstabilisierung herangezogen werden. Da die „gleichzeitige aerobe Stabilisierung“ vornehmlich bei kleineren Kläranlagen zur Anwendung kommt, bietet sich vor allem die

getrennte aerobe Stabilisierung (Pkt. 3.3) an, mit welcher gute Ergebnisse erwartet werden dürfen. Gegenebenfalls kann auch eine „kalte Faulung“ im Kaltstapel (Pkt. 4.2) in Erwähnung gezogen werden, mit der allerdings bislang bei teilstabilisiertem Überschussschlamm kaum Erfahrungen vorliegen.

Bei Anlagen mit mehr als 20.000 EW sollte an die Errichtung einer mesophilen Faulung gedacht werden. Bei Werten für die spezifische oTS-Fracht von 33 g/(EW·d) im teilstabilisierten Schlamm (vgl. Abb. 3) und von 18 g/(EW·d) im ausgefaulten Schlamm kann mit einem Faulgasanfall von zumindest 11 l/(EW·d) gerechnet werden.

3.2.5 (Teil-)Trocknung

Bei der Schlamm-trocknung kann wie erwähnt eine physikalische Stabilisierung erreicht werden, wobei ein Feststoffgehalt von 70%, möglicherweise auch nur von 60% erzielt werden muss.

Wird nur eine Trocknung bis zu einem TS-Gehalt von etwa 65% bis 70% angestrebt, können einfache Verfahren, wie die solare Trocknung, oder auch ein Band-trockner, zum Einsatz kommen. Die Verfahrenstechnik der Trocknung wird von Frey (2002) im Detail behandelt. Hinsichtlich der solaren Trocknung wird auf Kassner (2002) verwiesen.

Ein wesentliche Frage, die sich stellt, die jedoch aufgrund des Fehlens von Unterlagen, Literaturangaben sowie bisherigen Erfahrungen nicht beantwortet werden kann, ist es, ob während des Trocknungsprozesses, insbesondere nach Aufgabe des frischen Schlammes, mit Geruchsbelästigungen zu rechnen ist.

3.3 Getrennte aerobe Stabilisierung

Bei der getrennten aeroben Stabilisierung, die ebenso wie andere einfache Verfahren zur Schlammstabilisierung in den letzten Jahren „aus der Mode“ gekommen ist, wird der abgezogene Überschussschlamm in einem eigenen Becken weiterbelüftet, bis die gewünschte Stabilisierungszeit erreicht ist.

Grundsätzlich kann eine getrennte aerobe Stabilisierung auch über kurze Phasen anoxisch betrieben werden, um den rückgelösten und nitrifizierten Stickstoff

denitrifizieren zu können. Die getrennte aerobe Stabilisierung unterhalb des thermophilen Bereiches ist das einzige biologische Stabilisierungsverfahren bei dem eine Stickstoffentfernung über Nitrifikation und Denitrifikation erfolgen kann. Vor allzu langen anoxischen Phasen sei jedoch gewarnt, da ansonsten das Ziel dieses Prozesses - nämlich eine weitgehende aerobe Stabilisierung - außer bei überdimensionierten Becken gefährdet wäre.

Wie bereits in früheren Arbeiten gezeigt wurde (Nowak, 1998; IWAG 1999 a), ist auch ohne Stickstoffentfernung in der getrennten Stabilisierungsstufe bei einer Belebungsanlage ohne Vorklärung zur Reinigung von häuslichem bzw. typischem kommunalen Abwasser eine weitgehende Stickstoffentfernung von zumindest über 80 % möglich, sofern ausreichend Belebungsbeckenvolumen zur Verfügung steht.

Bezüglich der erforderlichen Stabilisierungszeit kann aufgrund der fehlenden Erfahrungen mit der getrennten Stabilisierung von Überschussschlamm aus Anlagen mit einem sehr hohen anoxischen Volumensanteil keine endgültige, abgesicherte Aussage getroffen werden. Aus den hier angestellten Überlegungen (vgl. Pkt. 3.1.5) wäre bei vollständig aeroben Betrieb des Stabilisierungsbeckens zur getrennten aeroben Stabilisierung von einer erforderlichen Aufenthaltszeit (= „Stabilisierungszeit“) von mindestens 25 Tagen bei 10°C auszugehen.

Bei der klassischen getrennten aeroben Stabilisierung wurde der Überschussschlamm einer Belebungsanlage ohne Vorklärung auf einen Feststoffgehalt von etwa 15 g/l statisch eingedickt. Falls mit einem Absinken der Temperatur im Stabilisierungsbecken unter 10°C zu rechnen ist, ergeben sich mit diesem TS-Gehalt und einer entsprechend höheren erforderlichen Stabilisierungszeit für eine getrennte Stabilisierung Beckenvolumina, die kaum mehr unter denen für einen unbeheizten Faulbehälter liegen. Stellt man dann noch die zusätzlichen Aufwendungen für das Belüftungssystem sowie den Energieaufwand für die Sauerstoffzufuhr in Rechnung, so wird sich die getrennte aerobe Stabilisierung von statisch eingedicktem Überschussschlamm nicht als kostengünstige Lösung herausstellen. Zudem können nur relativ unwirtschaftliche Belüftungssysteme eingesetzt werden, was den Energiebedarf weiter erhöht (vgl. Frey, 2000). Kommt eine feinblasige Belüftung zur Anwendung, so ist einerseits mit erheblichen Schaumproblemen zu rechnen und andererseits mit einem deutlich verminderten α -Wert, dem Verhältnis von Sauerstoffertrag unter Betriebs-

bedingungen zu dem in Reinwasser. Mehrere Autoren, von Kayser (1967) über Wolf (1971) bis zu Günder (1999), haben über einen stark verminderten η -Wert bei erhöhten TS-Konzentrationen berichtet, insbesondere ab Werten von etwa 10 g/l.

Um das erforderliche Beckenvolumen zu minimieren, werden heute Verfahrensweisen überlegt, bei denen maschinell eingedickter Überschussschlamm einer getrennten aeroben Stabilisierung unterzogen wird. Auf diese Weise kann ein Feststoffgehalt im Stabilisierungsbecken von etwa 3 bis 4% erreicht werden. Dabei sind jedoch eine Reihe von Randbedingungen zu beachten. Einerseits verschärft sich das Problem der Verminderung des η -Werts, was zu einem noch höheren Energiebedarf führt. Andererseits kommt es beim aeroben Abbau zu einer nennenswerten biogenen Erwärmung, wobei je kg abgebauten CSB etwa 14 bis 15 MJ an Wärmeenergie freigesetzt werden (Riegler, 1981; Bau, 1985). Die Auswirkung dieser biogenen Erwärmung auf die Temperatur im Stabilisierungsbecken ist durch eine Wärmebilanz zu überprüfen. Ferner ist mit erheblicher Schaumentwicklung zu rechnen, weswegen bei einem solchen System kein feinblasiges Belüftungssystem eingesetzt werden sollte. Aus den angeführten Gründen ist entschieden davor zu warnen, ein solches System mit teilstabilisiertem Schlamm mit dem bei der maschinellen Eindickung erreichbaren Feststoffgehalt in Betrieb zu setzen.

Verfahrenstechnisch scheint jedoch ein Konzept möglich, bei dem durch eine gezielte Mischung von nicht eingedicktem Überschussschlamm und Schlamm aus der maschinellen Voreindickung ein bestimmter Feststoffgehalt erzielt werden kann, bei dem es noch zu einer gewissen Erwärmung kommt, wodurch allzu tiefe Temperaturen bei der getrennten Stabilisierung vermieden werden könnten. Aber auch dazu liegen bislang meines Wissens keine ausreichenden Betriebserfahrungen vor.

4 Schlammstabilisierung im unbeheizten Faulbehälter („Kalte Fäulung“)

4.1 Stabilisierungszeit und erforderliches Volumen

Der Zusammenhang zwischen Stabilisierungszeit (Faulzeit) und Temperatur wurde eingangs in Abbildung 1 (Pkt. 2.3.3) dargestellt. Danach kann eine Faulzeit von 90 Tagen angesetzt werden, falls die Temperatur im Faulraum 10°C nicht (wesentlich) unterschreitet. Ist mit einem Temperaturabfall bis auf 5°C zu rechnen, so ist eine Faulzeit von 120 Tagen der Bemessung zu Grunde zu legen. Hinsichtlich des Schlammanfalls ist mit etwa 40 bis 50 g ausgefaultem Schlamm je EW und Tag zu rechnen, woraus sich bei einem erzielbaren Feststoffgehalt von 4,5 bis 5% eine Schlammmenge von $1 \text{ l}/(\text{EW} \cdot \text{d})$ ergibt. Das erforderliche Volumen des Faulraums entspricht somit in $1/\text{EW}$ der erforderlichen Faulzeit in Tagen.

4.2 Betrieb von unbeheizten Faulbehältern

Eine Schlammfäulung als anaerobe Schlammstabilisierung kann, unabhängig davon in welchem Temperaturbereich sie abläuft, nur dann einen weitgehenden Abbau der organischen Fraktionen im Schlamm mit sich bringen, wenn die Methanbildung gewährleistet ist. Um ein vollständiges Ausfaulen des zu stabilisierenden Schlammes sicherzustellen, ist daher stets dafür Sorge zu tragen, dass die Methanisierung abgeschlossen ist und die gebildeten organischen Säuren weitestgehend abgebaut sind.

Um den Prozess der Methanisierung zu gewährleisten, muss stets eine ausreichende Menge an Impfschlamm im Faulbehälter verbleiben und Frischschlamm darf nur in geringen Mengen zugeführt werden. Bei Inbetriebnahme ist der Faulbehälter mit einer ausreichenden Menge an Impfschlamm zu befüllen (mindestens 10, besser 20 bis 30% des Faulraumvolumens).

Ferner ist durch bauliche sowie durch betriebliche Maßnahmen dafür zu sorgen, dass die Temperatur nach Möglichkeit nie unter 5°C absinkt.

4.3 Faulgasanfall

Bei unbeheizten Faulräumen ist die spezifische Gasproduktion äußerst gering. Eine Faulgasnutzung ist daher zumeist unwirtschaftlich.

4.4 Bauwerksformen

4.4.1 Allgemeines

In der Vergangenheit wurden vielfach auch offene unbeheizte Faulräume betrieben, die jedoch wegen der Gefahr des Einfrierens in Hinblick auf eine gesicherte Methanisierung nicht zweckmäßig erscheinen. Die bekannteste und auch heute noch gebräuchlichste Form eines unbeheizten Faulraums ist der „Emscherbrunnen“ („Emscherbecken“, engl.: „Imhoff tank“). Von der Abwasserlinie getrennte unbeheizte Faulbehälter werden als „Kaltstapel“ bezeichnet.

4.4.2 Emscherbrunnen

Der Emscherbrunnen ist eine zweistöckige Anlage mit untenliegendem Schlammfaulraum und dem darüber befindlichem Vorklärbecken. Er verbindet somit die Funktionen „mechanische Abwasserreinigung“ und „Schlammstabilisierung durch Faulung mit Eindickung und Schlammwasserabtrennung“ in einem Bauwerk.

Der Absetzraum und der Faulraum stehen miteinander in Verbindung. Der im Absetzraum kontinuierlich sedimentierende Schlamm gelangt durch Schlitze in den darunter liegenden Faulraum. Im Gegenstrom steigt das Schlammwasser aus dem Faulraum auf. Die Trennwände zwischen Absetzraum und Faulraum sind so angeordnet, dass durch den Schlitz kein Faulgas aufsteigen kann, da sich die beiden Sohlenwände des Absetzteils überlappen (siehe Abb. 8). Das im Faulraum entstehende Gas entweicht über bis zur Wasseroberfläche hochgezogene Öffnungen. Durch die konstruktionsbedingt tiefe Gründung des Bauwerks und die damit verbundene tiefe Lage des Faulraums im Erdreich wird bewirkt, dass die Temperatur im Faulraum stets etwa der des darüber fließenden Abwassers entspricht.

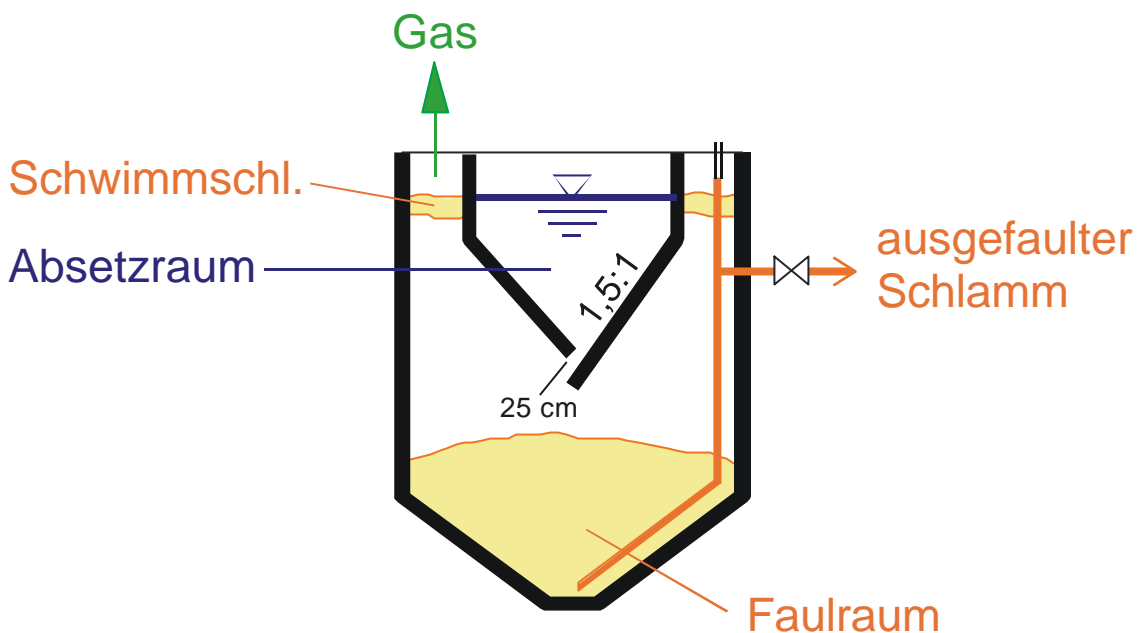


Abbildung 8: Prinzipskizze eines Emscherbrunnens

Die wesentlichen Vorteile des Emscherbrunnens gegenüber anderen unbeheizten Faulbehältern liegen einerseits in der gesicherten Wärmeisolierung und andererseits in der kontinuierlichen Beschickung mit Rohschlamm.

Der Überschussschlamm von nachfolgenden biologischen Stufen wird im Allgemeinen in den Zulauf zum Emscherbrunnen geleitet und gemeinsam mit dem Primärschlamm abgesetzt und ausgefault.

In Österreich sind derzeit noch zahlreiche Emscherbrunnen in Betrieb, neue Anlagen werden jedoch kaum mehr errichtet. In den letzten Jahren wurden im Zusammenhang mit Projekten, die andere Aufgaben verfolgten (u.a. IWAG, 1998), auch Erfahrungen mit zahlreichen Anlagen mit Emscherbrunnen gemacht. Dabei zeigte sich, dass Emscherbrunnen einfach in der Wartung und im Betrieb sind und nahezu immer die gesetzten Erwartungen an die Stabilisierung des Schlammes erfüllen, falls keine Überlastung vorliegt. Wichtig erscheint es, dass bei Kläranlagen mit Emscherbrunnen ein getrenntes Stapelbecken für den Nassschlamm vorhanden ist, damit sich die Entnahme des ausgefaulten Schlammes nach betrieblichen Erfordernissen richten kann. Nur dadurch kann der Betrieb des Emscherbrunnens von der anschließenden landwirtschaftlichen Ausbringung des Klärschlammes abgekoppelt werden.

Hinsichtlich der Konstruktion eines Emscherbrunnens erscheint es aufgrund von Betriebserfahrungen wesentlich, dass das Verhältnis Länge zu Breite nicht zu groß wird, um sicherzustellen, dass sich der Frischschlamm, der vornehmlich im Bereich des Beckeneinlaufs sedimentiert, ausreichend mit dem bereits im Faulraum befindlichen Schlamm vermischt. Auch in diesem Sinne erscheint die in Abbildung 9 dargestellte Konstruktion, welche häufig anzutreffen ist, mit 2 getrennten parallelen Absetzräumen sinnvoll. Diese Gestaltung dürfte jedoch vor allem deswegen gewählt worden sein, um die Tiefe der Absetzräume, die sich aus der erforderlichen Neigung der Sohlwände ergibt, und somit auch die Tiefe der gesamten Bauwerks gering zu halten.

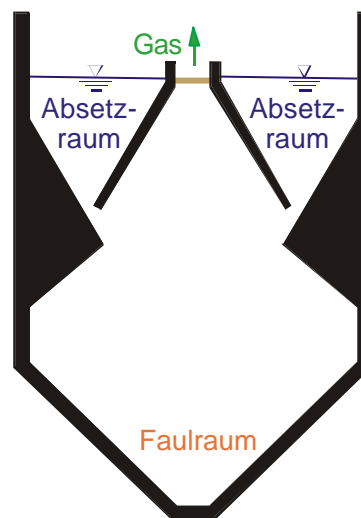


Abbildung 9: Schnitt durch einen Emscherbrunnen häufiger Bauart



Abbildung 10: Blick auf die Oberfläche eines typischen Emscherbrunnens - in der Mitte der Gasraum mit Schwimmschlamm und seitlich die beiden Absetzräume

4.4.3 Kaltstapel

Im weiteren Sinne wird unter „Kaltstapel“ jeder unbeheizte Faulraum außer der des Emscherbrunnens verstanden. Nachfolgend wird nun kurz erläutert, welche Kriterien für eine Kaltstapel erfüllt sein müssen, um eine gesicherte Methanisierung und somit eine weitgehende Stabilisierung des Klärschlammes sicherzustellen. Baulich ist in erster Linie für eine gute Isolierung des Behälters zu sorgen; d.h. der Kaltstapel sollte möglichst weitgehend im Erdreich situiert sein und gegenüber der Atmosphäre am besten mit einer Betondecke abgeschlossen sein. Wird ein Kaltstapel angeordnet, so wird es kaum Sinn machen, einen getrennten Schlammstapelbehälter zu errichten. Folglich ist der Kaltstapel für eine Schlammaufenthaltszeit von nahezu 1 Jahr auszulegen. Aus dem Erfordernis nach anaerober Stabilisierung ergibt sich eine Faulzeit von 120 Tagen bei einer Temperatur von 5°C, die bei der Bemessung anzusetzen ist, und darüber hinaus ist für einen Speicherraum für eine 6-monatige Lagerung im Falle einer landwirtschaftlichen Nassschlammverwertung zu sorgen. Ein Kaltstapel weist gegenüber einem Emscherbrunnen mehrere Nachteile, aber auch einen wesentlichen Vorteil auf. Dieser besteht darin, dass ein Kaltstapel mit einer Umwälzung ausgestattet werden kann, wozu ein schnell laufendes Rührwerk eingesetzt werden sollte. Dieses wird nur bei Bedarf, z.B. zur Einmischung von Frischschlamm oder vor dem Abzug von ausgefaultem Schlamm, in Betrieb genommen.

Beim Betrieb eines Kaltstapels ist vornehmlich darauf zu achten, dass jederzeit in ausreichendem Umfang Impfschlamm vorhanden ist und dass niemals zu große Mengen an Frischschlamm zugeführt werden. Der Abzug des Schlammwassers hat so zu erfolgen, dass keine Stickstoff-Stoßbelastungen ausgelöst werden, die zu erhöhten Ammonium-Ablaufwerten führen.

Ob es möglich ist, bei einem Kaltstapel zur Nachstabilisierung von Überschusschlamm aus einer Belebungsanlage mit „gleichzeitiger aerober Stabilisierung“ die erforderliche Faulzeit herabzusetzen, kann nicht mit Sicherheit gesagt werden, weil diesbezüglich keinerlei Erfahrungen vorliegen. In jedem Fall steht in einem solchen, auf aerobem Wege nur teilstabilisierten Schlamm ausreichend Substrat für eine anschließende Fäulung zur Verfügung.

5 Verfahren zur Entseuchung von Klärschlamm - Thermophile Schlammstabilisierung

5.1 Überblick über die Verfahren zur Entseuchung

5.1.1 Vorbemerkung

Das Ziel einer Entseuchung ist es, die Anzahl an Krankheitserregern im Schlamm soweit zu reduzieren, dass der Schlamm seuchenhygienisch unbedenklich ist. Dazu gibt es verschiedene Verfahren, die im Prinzip entweder darauf beruhen, dass die Krankheitserreger durch Erhitzen (thermische Verfahren) oder durch eine pH-Verschiebung (Anhebung) zufolge Chemikalienzugabe abgetötet werden.

Bei der Mehrzahl der thermischen Verfahren liegt die Temperatur im thermophilen Bereich, womit die Schlammstabilisierung mit der Schlamm-entseuchung kombiniert werden kann.

5.1.2 Thermische Verfahren (Entseuchung mittels Hitze)

Die meisten Entseuchungsverfahren arbeiten nach dem Temperatur-Zeit-Prinzip, das heißt der Schlamm muss eine gewisse Zeit einer bestimmten Temperatur ausgesetzt sein, damit die wesentlichen Krankheitserreger abgetötet werden. Je höher die erreichte Temperatur ist, desto kürzer kann die Einwirkzeit sein. Die Mindesttemperatur liegt bei den meisten Verfahren über 55 °C.

Schlammpasteurisierung:

Bei der Pasteurisierung wird der Schlamm unter Zufuhr von Wärme auf Temperaturen unterhalb von 100°C, mindestens jedoch auf 65°C erhitzt. Dabei muss die Einwirkzeit mindestens 30 Minuten betragen. Es können aber auch höhere Temperaturen bei entsprechend kürzerer Einwirkzeit angewendet werden.

Aerob-thermophile Schlammstabilisierung:

Beim diesem Verfahren wird die beim aeroben Abbau auftretende biogene Erwärmung als Wärmequelle genutzt, welche den Schlamm auf die entsprechende Entseuchungstemperatur erwärmt. Dabei werden Temperaturen

zwischen 50 und 60 °C erreicht. Detailliertere Ausführungen zum aerob-thermophilen Prozess finden sich unter den Punkten 4.2 und 4.3.

Kompostierung:

Dieser Prozess ist im Grunde eine „aerob-thermophile Stabilisierung in nicht-fließfähigem Aggregatzustand“ (ATV, 1996). Die Erfahrung zeigt allerdings, dass nur bei geeigneter Verfahrenstechnik und bei umsichtigem Betrieb die gewünschte Entseuchung erreicht wird.

Anaerob-thermophile Schlammstabilisierung:

Bei diesem Stabilisierungsverfahren muss die Wärmeenergie von außen zugeführt werden, wobei die Temperatur im Reaktor auf etwa 50 bis 55°C eingestellt wird. Nähere Details zu diesem Prozess sind unter den Punkten 4.4 und 4.5 nachzulesen.

5.1.3 Entseuchung durch Zugabe von Chemikalien

Zur Entseuchung durch Zugabe von Chemikalien wird vor allem Kalk verwendet. Durch die Anhebung des pH, beim Einsatz von Branntkalk zusätzlich auch der Temperatur, kommt zu einer Abtötung der Krankheitserreger.

Grundsätzlich wird entweder Branntkalk (CaO) oder Kalkhydrat (Löschkalk, Ca(OH)₂) zugegeben. Beim Einsatz von Branntkalk erwärmt sich das Kalk-Klärschlammgemisch bei ausreichender Wärmedämmung auf Temperaturen zwischen 55 und 70°C. Nach 24 Stunden erhält man ein seuchenhygienisch einwandfreies Produkt, wenn der Anfangs-pH des Kalk-Klärschlammgemisches bei 12 bis 13 lag und die Temperatur des gesamten Gemisches mindestens 55 °C während 2 Stunden beträgt.

Kalkhydrat (Ca(OH)₂) wird als Kalkmilch zum flüssigen Schlamm zugegeben und dient sowohl zur Entseuchung als auch zur Konditionierung vor der Entwässerung. Um eine ausreichend entseuchende Wirkung zu erhalten, muss der pH-Wert des Kalk-Klärschlammgemisches zu anfangs bei pH 12 bis 13 liegen und eine Lagerzeit von mindestens 3 Monate eingehalten werden.

5.2 Aerob-thermophile Schlammstabilisierung

Das Verfahren der aerob-thermophilen Schlammstabilisierung wurde erst in den 70-er Jahren in Deutschland entwickelt und in den 80-er Jahren vornehmlich in der deutschsprachigen Literatur eingehend behandelt. In der Folge wurden auch in Österreich einige Großanlagen errichtet. Insgesamt dürften in Österreich etwa (5 bis) 10 Anlagen zur Schlammstabilisierung, die ausschließlich nach dem aerob-thermophilen Prinzip arbeiten, in Betrieb sein bzw. gewesen sein.

Die wesentlichen Vorteile dieses Verfahrens werden darin gesehen, dass einerseits eine Entseuchung des Schlammes erzielt wird und andererseits bei geeignetem Betrieb keine Wärmeenergie zugeführt werden muss, da die biogene Erwärmung ausreicht, um die angestrebte Temperatur von 50 bis 60°C zu erreichen. Entscheidend dafür ist eine gute Voreindickung des Rohschlammes. Die Wärme aus der biogenen Erwärmung wird zurückgewonnen, indem der Schlamm beim Ablassen aus dem Reaktor über einen Wärmetauscher geführt wird, womit der Rohschlamm vorgewärmt wird. In der Regel sind 2 Reaktoren angeordnet, wobei der erste bei etwas geringerer Temperatur betrieben wird. Eine aerob-thermophile Schlammstabilisierung wird im Allgemeinen auf eine Stabilisierungszeit, bezogen auf beide Reaktoren, von 6 bis 8 Tagen ausgelegt.

Das wesentliche Problem der aerob-thermophilen Stabilisierung liegt im hohen Energieaufwand für die Belüftung, weil ähnlich wie der getrennten aeroben Stabilisierung nur unwirtschaftliche Belüftungssysteme eingesetzt werden können oder mit einem niedrigen η -Wert zu rechnen ist. Zudem ist eine Abluftbehandlung vorzusehen.

5.3 Aerob-thermophile Vorstufe vor mesophiler Faulung

Mit einer Aufenthaltszeit von etwa 1 Tag kommt der aerob-thermophile Prozess auch zum Zwecke der Entseuchung als Vorstufe vor einer mesophilen Faulung zum Einsatz. Um die notwendigen Mindesttemperaturen sicherzustellen und den Energieverlust, der beim aeroben Abbau entsteht, gering zu halten, wird bei diesem Verfahren (aerob-thermophile Vorstufe vor beheizter Faulung) Wärme von außen zugeführt. Auch diese Verfahrensweise kam an österreichischen Großanlagen mehrmals zum Einsatz.

Große Aufregung herrschte in den 80-er Jahren in der Fachwelt, als in Schweizer Veröffentlichungen behauptet wurde, dass bei dieser Verfahrensweise trotz eines gewissen aeroben Vorabbaus in der anschließenden mesophilen Fäulung eine erhöhte Gasausbeute zu erwarten ist. Dem wurde in der Folge von Dichtl und Wechs (1986) sowie von Kapp (1986) heftig widersprochen, wobei Kapp (1986) angemerkt hat, dass eine Vorpasteurisierung im Vergleich zur aerob-thermophilen Vorstufe zweifellos das kostengünstigere Verfahren darstellt.

Aus heutiger Sicht dürften die Nachteile der aerob-thermophilen Stabilisierung die Vorteile überwiegen und es ist aus meiner Sicht nicht zu erwarten, dass diesem Verfahren künftig noch eine wesentliche Bedeutung zukommen wird.

5.4 Anaerob-thermophile Schlammstabilisierung (Thermophile Schlammfäulung)

Im Gegensatz zur aerob-thermophilen Stabilisierung könnte die thermophile Schlammfäulung in nächster Zukunft eine gewisse Wiedergeburt erleben, wobei man aber keine allzu großen Erwartungen in diesen Prozess setzen sollte. Jedenfalls gibt es zur Zeit eine Reihe von Forschungsprojekten zu diesem Thema, und aus Dänemark liegen erste großtechnische Erfahrungen von einer Reihe von Anlagen vor (Nielsen und Petersen, 1999).

In den vergangenen Jahrzehnten wurden des öfteren (großtechnische) Versuche mit der anaerob-thermophilen Schlammstabilisierung unternommen, u.a. in Los Angeles (Garber *et al.*, 1975), die jedoch aus unterschiedlichen Gründen zumeist abgebrochen wurden.

Verfahrenstechnisch wird, ähnlich wie bei der aerob-thermophilen Stabilisierung, über einen Schlamm-Schlamm-Wärmetauscher mit dem aus dem System abgezogenen Schlamm der Rohschlamm erwärmt. Zusätzlich ist dem System auch noch externe Wärmeenergie zuzuführen (Abb. 11).

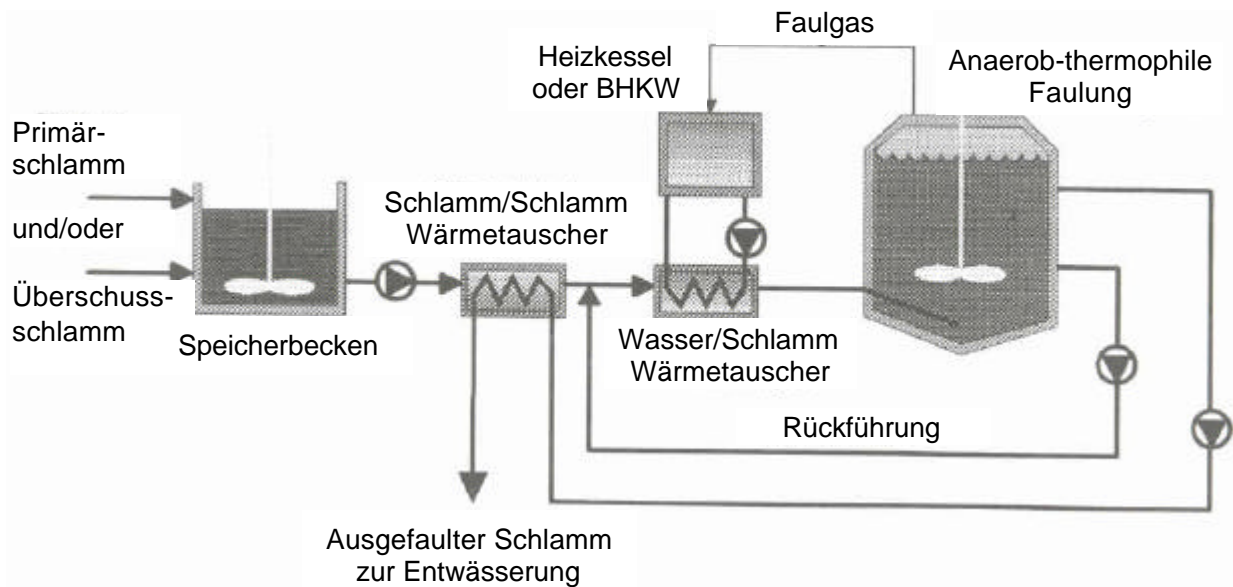


Abbildung 11: Fließschema einer Anlage zur thermophilen Schlammfäulung
(nach Nielsen und Petersen, 2000)

Möchte man eine bestehende mesophile Faulanlage mit thermophiler Fäulung nachrüsten, so sind einerseits verschiedene Randbedingungen bezüglich der maschinellen Verfahrenstechnik und andererseits die Statik zu überprüfen.

Hinsichtlich der klärtechnischen Verfahrenstechnik besteht kein Zweifel daran, dass mit einer wesentlich kürzeren Faulzeit das Auslangen gefunden wird als bei der mesophilen Fäulung. Die thermophile Fäulung benötigt eine Faulzeit von etwa 12 Tagen für eine weitgehende Stabilisierung. Darin ist auch der wesentliche Vorteil der thermophilen Fäulung zu sehen. Außer Zweifel dürfte auch stehen, dass mit der thermophilen Fäulung eine zufriedenstellende Entseuchung des Schlammes erreicht wird. Erstaunlich war, dass im Übergang von mesophiler zu thermophiler Fäulung, der bislang als sehr problematisch angesehen wurde, keine wesentlichen Betriebsprobleme auftraten (Nielsen und Petersen, 2000).

Als ein wesentlicher Nachteil der thermophilen Schlammfäulung ist der stärkere („schärfere“) Geruch des Faulschlammes anzusehen, der vielfach, allerdings nicht in allen Fällen, festgestellt wurde. Einer der Gründe dafür dürfte in dem gegenüber Schlamm aus mesophiler Fäulung veränderten Spektrum an flüchtigen Fettsäuren liegen. Auch wird von einer größeren Empfindlichkeit der thermophilen Bakterien gegenüber hohen Ammoniumkonzentrationen im Faulbehälter berichtet.

5.5 Zweistufige thermophile/mesophile Schlammfäulung

Eine gute Alternative zur rein thermophilen Fäulung könnte die Kombination einer vorgeschalteten thermophilen Fäulung mit einer Faulzeit von etwa 3 bis 5 Tagen und einer anschließenden mesophilen Fäulung mit rund 15 bis 20 Tagen Faulzeit sein.

Mit zweistufiger thermophiler/mesophiler Fäulung wurden in Deutschland zahlreiche Untersuchungen durchgeführt, beginnend mit der Dissertation von Wechs (1985), über die ersten großtechnischen Erfahrungen (Mittsdörffer, 1991; Mittsdörffer *et al.*, 1991) bis hin zu einer Zusammenstellung der Erfahrungen mit der Anwendung dieses Prozesses bei insgesamt 11 Großanlagen (Oles *et al.*, 1997).

Von Wechs (1985) wurden ursprünglich auch noch Verfahrenskombinationen von mesophiler/mesophiler Fäulung und der Fäulung bei 26°C mit mesophiler Fäulung untersucht, die nach seinen Ergebnissen zwar auch höhere Abbauraten in der anschließenden mesophilen Stufe zeigten, sich jedoch im Weiteren offensichtlich nicht als zielführend erwiesen.

Mit der zweistufigen thermophil/mesophilen Fäulung wurden jedoch großtechnisch gute Erfahrungen gemacht, insbesondere auf Anlagen, bei denen die Faulzeit in der mesophilen Fäulung bereits knapp war. Zudem wird in der vorgeschalteten thermophilen Stufe im Allgemeinen eine Entseuchung des Schlammes erzielt.

5.6 Schlussbemerkung

Auch wenn mit thermophiler Schlammstabilisierung alleine und insbesondere mit Verfahrenskombinationen gute Ergebnisse erzielt wurden, so gibt es keinerlei Anlass zu der Vermutung, dass damit ein höherer Stabilisierungsgrad, d.h. ein weitergehender Abbau erzielt wird als mit rein mesophiler Fäulung bei entsprechend hoher Faulzeit.

6 Resümee aus den Workshops zum Themenbereich

6.1 Gleichzeitige aerobe Stabilisierung

Viele Betreiber berichten von Geruchsproblemen auf Anlagen mit gleichzeitiger aerober Schlammstabilisierung (vor allem im Winter; bei fehlender Überdachung des Schlamm lagerplatzes; bei Kalkkonditionierung)

In der Folge werden einige Möglichkeiten diskutiert, die zur Verbesserung des Stabilisierungsgrades oder auch nur zur Geruchsvermeidung herangezogen werden:

Kalk: Eine Entseuchung mit Kalk ohne Geruchsprobleme gibt es nach Meinung der Teilnehmer nicht. Kalk verursacht im Lauf der Zeit meist einen weitergehenden Abbau und daher neuerliche Geruchsprobleme. Nach einer Lagerzeit von einem Jahr ist aber auch ein zuvor nicht stabilisierter Schlamm gut ausstabilisiert. Manchmal wird der Schlamm ohne Kalk entwässert - mit dem Effekt, dass er zwar anfangs zu Geruchsproblemen kommt, jedoch nicht längerfristig. Dabei sollte allerdings nicht vergessen werden, dass aufgrund der fehlenden Kalkzugabe keine Entseuchung des Schlammes gegeben ist. Eine geeignete Lagerung wird für die Vermeidung von Geruchsproblemen als sehr wichtig angesehen.

Kompostierung von nicht stabilisiertem Schlamm: Ein Teilnehmer berichtet, dass bei seiner Anlage der Klärschlamm (Schlammalter: 10 Tage) kompostiert und deponiert wird und somit Geruchsprobleme vermeiden werden.

Art der Ausbringung: In einem Fall wird der relativ frische Schlamm in Ortsnähe, der bereits länger gelagerte und damit geruchsintensive Schlamm weiter entfernt aufgebracht und danach sofort eingeeckert.

Kalte Nachfaulung im Stapelbehälter (oder in stillgelegten Vorklärbecken): Es wird die Frage gestellt, ob ein Schlammstapel falls vorhanden nur der Speicherung dient, oder ob doch ein weitergehender Abbau erfolgt, und ob sich solche Behälter gezielt als Faulbehälter mit Methanbildung betreiben lassen. Diesbezüglich liegen den Teilnehmern keine Erfahrungen vor. Ein Betreiber berichtet, dass er beim Betrieb des Behälters als normaler

Schlammstapel bei einer Aufenthaltszeit von 60 Tagen kaum einen oTS-Abbau feststellen kann.

Beheizte Schlammfäulung ohne VK: Von einem Betreiber wird berichtet, dass der „gleichzeitig stabilisierte“ Schlamm bei seiner Anlage durch mesophile Schlammfäulung (weiter-)stabilisiert wird. Bei dieser Anlage ergibt sich allerdings durch die Voreindickung des gesamten Schlammes unter Zugabe von Flockungshilfsmitteln ein Mischungsproblem. Generell wird die Frage aufgeworfen, ob eine solche Verfahrensweise überhaupt sinnvoll ist.

6.2 Getrennte aerobe Stabilisierung:

Es zeigt sich, dass Stufen zur getrennten aeroben Stabilisierung wegen des hohen Energieaufwandes häufig gar nicht betrieben werden. Aus einem Rechenbeispiel ergibt sich bei einem oTS-Abbau von 20 g/(EW.d) einschließlich der Nitrifikation des rückgelösten Stickstoffs zufolge des zu erwartenden niedrigen α -Wertes des Belüftungssystems bei höheren TS-Werten ein erforderlicher Sauerstoffeintrag in Reinwasser OC von 100 g O₂/EW/d. Darauf hin wird von einem Teilnehmer die Frage aufgeworfen, ob eine Dosierung von Nitrat nicht wirtschaftlicher ist als eine Belüftung, was allerdings verneint wird. In der folgenden Diskussion um α -Werte kommt man zu dem Schluss, dass in Anbetracht von gemessenen α -Werten von 0,15 bis 0,3 bei Membrananlagen mit hohem TS-Gehalt die Annahme eines α -Wertes von 0,4 bei getrennter Stabilisierung schon als sehr optimistisch anzusehen ist.

Im Weiteren wurden folgende Punkte diskutiert:

Belüftung und Schaumprobleme: Es wird festgestellt, dass feinblasige Druckbelüftung zu Schaumproblemen führt. Auf einer Anlage wurden aus diesem Grunde Oki-Belüfter installiert. Wendelbelüfter sind im Betrieb angeblich besser, führen aber nochmals zu einem schlechteren Sauerstofftrag. Zur Schaumproblematik wird die Empfehlung gegeben, das Stabilisierungsbecken mit niedriger TS-Konzentration anzufahren, z.B. mit der des Rücklaufschlammes, und den TS-Gehalt erst danach langsam zu steigern.

Es wird die Frage nach der geeigneten Betriebsweise zur Denitrifikation des im Stabilisierungsbecken rückgelösten und danach nitrifizierten Stickstoffs

aufgeworfen. Nach Meinung der Teilnehmer scheidet intermittierende Belüftung aufgrund der Schaumproblematik bei starker Belüftung aus. Eine konstant niedrige und gleichmäßige Belüftung erscheint vorteilhafter, wobei sich allerdings die Frage der Regelbarkeit stellt..

In Hinblick auf die Gefahr des Einfrierens der getrennten Stabilisierung werden Berechnungen zur biogenen Erwärmung angestellt. Als entscheidend wird aber schließlich die Abdeckung der Stabilisierungsbecken betrachtet, weil dadurch die Verdunstungswärme im System gehalten wird, womit vermutlich ein Einfrieren vermieden werden kann. Als Maßnahme zur Vermeidung des Einfrierens wird ferner empfohlen, das Becken bei sehr niedrigen Außentemperaturen ständig zu belüften.

7 Literatur

- ATV (1991) *Arbeitsblatt ATV-A 131: Bemessung von einstufigen Belebungsanlagen ab 5000 Einwohnergleichwerten*. Abwassertechnische Vereinigung e.V., St. Augustin, Deutschland.
- ATV (1996) *ATV-Handbuch Klärschlamm*. 4. Auflage. Abwassertechnische Vereinigung e.V., Hennef, Deutschland.
- ATV (2000) *Arbeitsblatt ATV-DVWK-A 131: Bemessung von einstufigen Belebungsanlagen*. GFA-Gesellschaft zur Förderung der Abwassertechnik e.V., D-53773 Hennef.
- Bau, K. (1985) Einfluß des Feststoffgehaltes auf die aerob-thermophile Stabilisierung. *siwawi (Schriftenreihe Siedlungswasserwirtschaft Bochum) 7*, 95 - 111.
- Bucksteeg, K. (1971) Bemessung und Betrieb von Anlagen zur aeroben Stabilisation in Schlammbelebungsanlagen (getrennte Stabilisation). *Gewässerschutz Wasser-Abwasser*, RWTH Aachen, **6**, 49 - 64.
- Dichtl, N. (1984) Die Stabilisation von Klärschlamm unter besonderer Berücksichtigung einer zweistufigen aeroben/anaeroben Prozeßführung. *siwawi (Schriftenreihe Siedlungswasserwirtschaft Bochum) 5*.
- Dichtl, N. (1992) Verfahren zur Überschußschlammeindickung im Vergleich. *Tagungsunterlagen, ATV-Fortbildungskurs G/3*, Fulda/Magdeburg.
- Dichtl, N., Eck-Düpont, M. (1986) Kennwerte zur Beurteilung des Stabilisierungsgrades biologisch behandelte Schlämme. *Korrespondenz Abwasser* **33(11)**, 1043 - 1054.
- Dichtl, N., Wechs, F. (1986) Zweistufige Verfahren der Schlammstabilisierung. *Korrespondenz Abwasser* **33(11)**, 1055 - 1062.
- Franz, A. (1998) Ein Beitrag zur Beurteilung der Wechselwirkungen zwischen Kläranlagentechnik, -betrieb und Gewässergüte des Vorfluters, der an der Kläranlage entspringt. *Wiener Mitteilungen* **140**.

- Frey, W. (2002) Maschinelle Ausrüstung der Schlammbehandlung. *Wiener Mitteilungen* **177b**, 77-124.
- Garber, W.F. et al. (1975) Thermophilic digestion at the Hypenion Treatment Plant. *Journal WPCF*, 950 ff.
- Griffiths, P. (1997) The rate of death and predation in activated sludge systems incorporating anoxic zones. *Proceedings, IAWQ BNR3 Conference, Brisbane, Australia*, 30.11. - 4.12.97, 145-152.
- Günder, B. (1999) Das Membranbelebungsverfahren in der kommunalen Abwasserreinigung. *Stuttgarter Berichte zur Siedlungswasserwirtschaft* **153**.
- IWAG - Institut für Wassergüte und Abfallwirtschaft der TU Wien (1998) *Adaptierung von oberösterreichischen Tauchkörperanlagen in Hinblick auf die Anforderungen durch die 1. AEV für kommunales Abwasser*. Bericht über ein Forschungsprojekt im Auftrag der OÖ Landesregierung, Unterabteilung Gewässerschutz. Eigenverlag.
- IWAG - Institut für Wassergüte und Abfallwirtschaft der TU Wien (1999 a) Stickstoffentfernung und Schlammstabilisierung. *Tagungsunterlagen*, 1. Workshop Biologische Abwasserreinigung - „Betrieb von Belebungsanlagen“, TU-Wien, 8.-9. April.
- IWAG - Institut für Wassergüte und Abfallwirtschaft der TU Wien (1999 b) Plausibilitätsprüfung in der Eigenüberwachung. *Tagungsunterlagen*, 1. Workshop Biologische Abwasserreinigung - „Betrieb von Belebungsanlagen“, TU-Wien, 8.-9. April.
- Kapp, H. (1986) Aerobe thermophile Klärschlammbehandlung vor der anaeroben Stabilisierung. *Korrespondenz Abwasser* **33**, 1038 - 1042.
- Kassner, W. (2002) Solare Klärschlamm-trocknung. *Wiener Mitteilungen* **177**, xxx-xxx.
- Kayser, R. (1967) Ermittlung der Sauerstoffzufuhr von Abwasserbelüftern unter Betriebsbedingungen. *Veröffentlichungen des Instituts für Stadtbauwesen*, TH Braunschweig, **1**.
- Keil, S., Nowak, O. (1992) Kläranlage Wolfgangsee-Ischl. *Wiener Mitteilungen* **100**, D 1 - D 40.
- Loehr (1965) zitiert von Bucksteeg (1971) sowie von Wolf (1973)
- Mittsdörffer, R. (1991) Charakteristika der zweistufigen thermophilen/mesophilen Schlammfäulung unter Berücksichtigung kinetischer Ansätze. *Berichte aus Wassergütewirtschaft und Gesundheitsingenieurwesen*, TU München, **109**.
- Mittsdörffer, R., Demharter, W., Bischofsberger, W. (1991) Zweistufig thermophile / mesophile Fäulung. *Korrespondenz Abwasser* **38**, 55 - 59.
- Mudrack, K. (1996) Schlammstabilisierung - Grundlagen und Ziele. Abschnitt 4.1 in *ATV-Handbuch Klärschlamm*. 4. Auflage. Abwassertechnische Vereinigung e.V., Hennef, Deutschland, 137 - 145.
- Müller-Neuhaus (1971) zitiert von Bucksteeg (1971) sowie von Wolf (1973)
- Nielsen, B., Petersen, G. (2000) Thermophilic anaerobic digestion and pasteurisation. Practical experience from Danish wastewater treatment plants. *Wat. Sci. Tech.* **42(9)**, 65 - 72.
- Nikolavcic, B., Zessner, M., Nowak, O. (1998) Maßnahmen zur Phosphorentfernung. *Wiener Mitteilungen* **145**, 205 - 259.
- Nowak, O. (1993) Der Einfluß der Klärschlammbehandlung und -entsorgung auf das Verfahrenskonzept der Kläranlage. *Wiener Mitteilungen* **110**, G 1 - G 55.

- Nowak, O. (1995 a) Nährstoff- und Schwermetallfrachten im Klärschlamm. *Wiener Mitteilungen* **125**, J 1 - J 54.
- Nowak, O. (1995 b) Klärschlamm: Anfall und Zusammensetzung. *Wiener Mitteilungen* **126**, 130 - 176.
- Nowak, O. (1997) Ziele, Vorbedingungen und Grenzen der Anwendung der dynamischen Simulation. *Wiener Mitteilungen* **137**, 35 - 82
- Nowak, O. (1998) Stickstoffentfernung und gleichzeitige aerobe Stabilisierung bei schwachbelasteten Belebungsanlagen. *Wiener Mitteilungen* **145**, 261 - 291.
- Nowak, O. (2000) Bilanzierung in der Abwasserreinigung. *Habilitationsschrift*. Fakultät für Bauingenieurwesen der Technischen Universität Wien.
- Nowak, O., Svardal, K. (1990) Nitrifikation und Denitrifikation. *Wiener Mitteilungen* **81**, 2. Auflage, G 1 - G 55.
- Nowak, O., Franz A., Svardal, K., Müller, V. (1996) Specific organic and nutrient loads in stabilized sludge from municipal treatment plants. *Wat. Sci. Tech.* **33(12)**, 243 - 250.
- Nowak, O., Svardal, K., Franz, A., Kühn, V. (1999) Degradation of particulate organic matter - A comparison of different models concepts. *Wat. Sci. Tech.* **39(1)**, 119 - 127.
- Nowak, O., Keil, S., Maier, W. (2001) Beispiele für einstufige Belebungsanlagen mit Schlammfäulung: ARA Wolfgangsee-Ischl und ARA Wallersee-Süd. *Wiener Mitteilungen* **166**, 503-551.
- Oles, J., Dichtl, N., Niehoff, H.H. (1997) Full scale experience of two stage thermophilic / mesophilic sludge digestion. *Wat. Sci. Tech.* **36(6/7)**, 449 - 456.
- Riegler, G. (1981) Eine Verfahrensgegenüberstellung von Varianten zur Klärschlamm-stabilisierung. *Schriftenreihe WAR*, TH Darmstadt, **7**.
- Riegler, G., Eckhardt, H., Karges J. (1982) Mengen und Inhaltsstoffe von kommunalen Klärschlämmen in der Bundesrepublik Deutschland. *Technisch - wissenschaftliche Schriftenreihe der ATV*, **9**
- Schweighofer, P. (1994) Möglichkeiten der Plausibilitätsprüfung von Meßdaten. *Wiener Mitteilungen* **116**, G 1 - G 42.
- Seyfried, C.F. (1989) Aufkonzentrieren von Roh-, Überschuß- und Faulschlamm. *Tagungsunterlagen*, ATV-Fortbildungskurs F/3, Fulda.
- Svardal, K. (1997) Durchführung und Interpretation von Atmungsmessungen für den Betrieb von Belebungsanlagen. *Wiener Mitteilungen* **141**, 247 - 273.
- Svardal, K. (2002) Schlammbehandlung bei Anlagen mit mesophiler Schlammfäulung. *Wiener Mitteilungen* **177b**, 1-28.
- Svardal, K., Nowak, O., Schweighofer, P. (1998) Datendokumentation und Auswertung - Plausibilitätsprüfung von Meßwerten. *Wiener Mitteilungen* **147**, 439 - 475.
- Tonkovic, Z. (1999) Aerobic stabilisation criteria for BNR biosolids. *Wat. Sci. Tech.* **39(6)**, 167 - 174.
- Tonkovic, Z. (2000) Persönliche Kommunikation.
- Wechs, F. (1985) Ein Beitrag zur zweistufigen anaeroben Klärschlammstabilisierung. *Berichte aus Wassergütwirtschaft und Gesundheitsingenieurwesen*, TU München, **53**.
- Wolf, P. (1971) Bemessung und Betrieb von Anlagen zur aeroben Stabilisation in Schlamm-belebungsanlagen. *Gewässerschutz Wasser-Abwasser*, RWTH Aachen, **6**, 37 - 47.

- Wolf, P. (1973) Aerobe Schlammstabilisierung - Folgerungen aus den fachlichen Diskussionen in Bad Boll. *Berichte aus Wassergütewirtschaft und Gesundheitsingenieurwesen*, TU München, **6**, 69 - 90.
- Zessner, M. (1999) Bedeutung und Steuerung von Nährstoff- und Schwermetallflüssen des Abwassers. *Wiener Mitteilungen* **157**.
- Zessner, M. (2002) Klärschlammverwertung und -entsorgung. *Wiener Mitteilungen* **177b**, 125-158.

Univ.-Doz. Dipl.-Ing. Dr. Otto Nowak

Institut für Wassergüte und Abfallwirtschaft
Technische Universität Wien
Karlsplatz 13/226
1040 Wien

Tel.: +43/1/58801-22626

Fax: +43/1/58801-22699

Email: otto.nowak@tuwien.ac.at

Themenbereich C:

Maschinelle Ausrüstung der Schlammbehandlung

Wilhelm Frey * und Anton Schrammel **

* Abwassertechnische Ausbildung und Beratung

** Technisches Büro Schrammel

1 Einleitung

Unter Schlammbehandlung werden alle Vor- und Aufbereitungsschritte verstanden die erforderlich sind um den anfallenden Klärschlamm möglichst schadlos verwerten oder ablagern zu können. Im Rahmen dieses Referates werden schwerpunktmäßig die Schlammförderung mit Pumpen, die Schlammstabilisierung, die Eindickung und Entwässerung sowie die Trocknung behandelt.

Die Bereiche der Hygienisierung, der Verbrennung, der Kompostierung, der landwirtschaftlichen bzw. landschaftsbaulichen Verwertung und Deponierung wurden bewusst sehr kurz gehalten bzw. komplett ausgeklammert.

Im vorliegenden Papier sollen Maschinen und Anlagen vorgestellt, ihre Funktionsweise erläutert und wesentliche Gebrauchseigenschaften angesprochen werden.

2 Schlammförderung mit Pumpen

Beim Fördern von Schlämmen ist grundsätzlich zwischen solchen mit geringem Feststoffgehalt (ca. 2%) und Schlämmen mit hohem Feststoffanteil zu unterscheiden. Schlämme mit geringem Feststoffgehalt (z.B. Rücklaufschlamm)

folgen mit ausreichender Genauigkeit den hydraulischen Gesetzmäßigkeiten für Reinwasser.

Klärschlämme mit höherer Feststoffkonzentration, in denen die organische Substanz vorherrscht (z. B. Beleb- und Faulschlämme) sind Flüssigkeiten, deren Viskosität nicht konstant ist, sondern sich in Abhängigkeit von den auf die Flüssigkeit ausgeübten Kräften verändert (Strukturviskose – Flüssigkeit). Diese Änderung in der Zähigkeit des Schlammes ist darauf zurückzuführen, dass bei seiner Förderung die Schubspannung in der Leitung nicht linear mit dem Schergefälle zunimmt. Für die Fließeigenschaften von Klärschlamm sind neben dem Feststoffgehalt auch der Glührückstand und die Struktur des Schlammes entscheidend. Dies führt dazu, dass bei Vergrößerung der Fließgeschwindigkeit in einer Rohrleitung die Rohrreibungsverluste nicht in gleichem Maß zunehmen wie die Geschwindigkeit. In der Praxis treten daher, absolut gesehen, größere Verluste als bei Wasser auf, die mit steigender Strömungsgeschwindigkeit aber nicht so stark anwachsen.

Ein Berechnungsverfahren zur Ermittlung der Strömungsverluste bei der Rohrströmung von Schlamm wurde von ANNEN (1963) vorgeschlagen. Voraussetzung für die Anwendung, ist die Durchführung von Messungen der rheologischen Eigenschaften, an dem zu fördernden Schlamm.

Die Resultate einer Messung an einer Klärschlammdruckleitung findet man bei HANITSCH (1981). Daraus wird ersichtlich, dass es schwierig ist die rheologischen Eigenschaften eines Klärschlammes nur über seinen Feststoffgehalt zu definieren.

Es ist nicht möglich, die Strömungsverluste einer laminaren Rohrströmungen mit Schlamm hohen Feststoffgehaltes durch Multiplikation des Ergebnisses einer Reinwasserrechnung mit einem Faktor, zu ermitteln. Bei turbulenter Strömung ist eine Abschätzung der Verluste durch einen Aufschlag von 15% – 50% möglich. Die Größe des Zuschlages hängt von den Schlammeigenschaften (z. B. zunehmender Feststoffgehalt – größerer Zuschlag) sowie von der Strömungsgeschwindigkeit (z.B. steigende Strömungsgeschwindigkeit – sinkender Zuschlag) ab ZÄSCHKE (1984).

Obige Ausführungen sollen aufzeigen, dass die einer Pumpenauslegung und Pumpenauswahl vorangehende Druckverlustberechnung einige Probleme aufwirft.

Die Behandlung des Themas ist wegen seiner Größe in diesem Vortrag nicht möglich. Dem interessierten Leser sollte die angeführte Literatur jedoch eine Hilfestellung sein.

2.1 Pumpenarten

Zur Schlammförderung werden verschiedenste Pumpen eingesetzt. Häufig findet man auf Kläranlagen Kreiselpumpen und Exzentrerschneckenpumpen. Im Vergleich zu Kreiselpumpen ist mit Exzentrerschneckenpumpen eine große Förderhöhe mit vergleichsweise geringer Fördermenge erreichbar. (z.B. Beschickung von Faulräumen oder Eindick- und Entwässerungsmaschinen). Mit Kreiselpumpen werden vergleichsweise geringere Förderhöhen aber große Fördermengen realisiert (z.B. Faulraumumwälzung, Rezirkulationen).

2.1.1 Kreiselpumpen

Bei diesen Pumpen sind Volumenstrom und Förderhöhe voneinander abhängig. Bei kleiner werdendem Druck erhöht sich die Fördermenge. Sie werden mit unterschiedlichen Laufrädern angeboten (Einkanalrad, Mehrkanalrad, Freistromrad). Falls sich das eingesetzte Laufrad nicht bewährt hat, kann man ohne Umbau der Pumpe auf einen anderen Laufradtyp überwechseln.

Schlammkreiselpumpen erfordern Laufräder mit geringer Schaufelzahl. Am besten bewährt haben sich Laufräder mit 1 oder 2 Kanälen. Grundsätzlich sollte eine störungsfreie Schlammförderung den Vorrang vor einem hohen Wirkungsgrad haben.

Im Hinblick auf eine lange Lebensdauer der Pumpen sollten die Drehzahlen nicht zu hoch ($< 1500/\text{min}$) gewählt werden, selbst wenn die nächst größere Type eingesetzt werden müsste.

Die Abdichtung des Laufrades zum Antrieb erfolgt entweder mit Stopfbüchsen, diese sind in der Regel billig und einfach auf der Anlage herzustellen auch eine Neuverpackung ist einfach möglich. Mittels Stopfbüchsen gedichtete Pumpen müssen immer sogenanntes Leckwasser aufweisen (Ableitung dieses Leckwassers erforderlich). Das Leckwasser kann das Fördermedium selbst oder Nutzwasser (über eine Druckwasserleitung angeschlossen) sein. Der direkte Anschluss an eine Trinkwasserleitung ist nicht zulässig (Verschmutzungsgefahr).

Eine elegante Methode stellen die sogenannten Gleitringdichtungen dar es gibt hier eine Fülle von Ausführungen. Generell ist anzumerken, dass speziell keramische Gleitringdichtungen empfindlich beim Einbau und teuer sind aber im laufenden Betrieb praktisch keinem Verschleiß unterliegen.

Normale Kreiselpumpen benötigen vor Inbetriebnahme Vollfüllung und sind deswegen unter dem Schlammspiegel aufzustellen. Hat die Förderung eingesetzt, kann eine gewisse Saughöhe überwunden werden. Bei gasenden oder warmen Schlämmen ist jedoch die Haltedruckhöhe (der NPSH-Wert) zu beachten der eine ständige statische Mindestzulaufhöhe erforderlich machen kann.

Zur Schlammförderung werden einstufige Kreiselpumpen (Förderhöhen bis zu 6 bar) eingesetzt. Mehrstufige Ausführungen sind wegen der erhöhten Verstopfungsgefahr bisher nicht im Einsatz. Dagegen ist eine Reihenschaltung von 2 einzelnen Pumpen zur Vergrößerung der Förderhöhe durchaus möglich und üblich. Bei der als 2. Stufe einsetzten Pumpe sollte darauf geachtet werden, dass die Stopfbuchse dem annähernd verdoppelten Druck mit ausreichender Sicherheit Stand hält.

Kreiselpumpen mit Freistromlaufrädern eignen sich gut zur Förderung von Schlämmen mit groben und/oder faserigen Beimengungen. Sie erreichen 1-stufig ebenfalls Förderhöhen bis zu 6 bar bei Drehzahlen um 1500 U/min, allerdings arbeiten sie mit einem geringeren Wirkungsgrad als Pumpen mit 1- oder 2-Kanallaufrädern.

Kreiselpumpen sind nicht selbstsperrend und müssen, um Rückströmungen zu vermeiden, mit entsprechenden Armaturen ausgerüstet werden. Sie können (und müssen manchmal) gegen geschlossene Schieber angefahren werden. Zu beachten ist auch die Verschleißgefahr bei sandigen Schlamminhaltsstoffen. Ein kurzer Trockenlauf ist, bei entsprechender Dichtungsausführung, kein Problem. Sammelt sich Gas im Spiralgehäuse oder lagern sich Verzapfungen am Laufrad an so geht der Fördervolumenstrom meist drastisch zurück.

Bei Kreiselpumpen ist (im Gegensatz zu Verdrängerpumpen) die Förderrichtung unabhängig von der Drehrichtung des Laufrades, d.h. es stellt sich bei beiden Drehrichtungen ein Förderstrom ein. Vor der Inbetriebnahme ist daher die richtige Drehrichtung zu kontrollieren, das ist jene für die die Pumpe konstruiert wurde und bei der sich ein guter Wirkungsgrad einstellt. Zu diesem Zweck ist auf dem

Pumpengehäuse in der Regel ein Richtungspfeil eingegossen. Leider ist aber die Bedeutung dieses Pfeils nicht bei allen Pumpenfabrikaten gleich. So bedeutet der Pfeil einmal die Richtung des sogenannten „Start-Rucks“ (entgegengesetzt der Drehrichtung des Laufrades) und einmal die tatsächliche Drehrichtung des Laufrades. Die Pumpenspezifikation gibt in der Regel Auskunft über die Bedeutung des Pfeils.

Zur Veränderung des Volumenstromes werden heute praktisch ausschließlich die Drehzahlregelung sowie die Aussetzregelung (ein – aus Betrieb der Pumpe) eingesetzt.

2.1.2 Exzentrerschneckenpumpe

Exzentrerschneckenpumpen arbeiten nach dem Verdrängungsprinzip. Es wird eine Schnecke, der sogenannte Rotor, in einem entsprechend negativ ausgeformten Gehäuse, dem Stator, gedreht. Dadurch entstehen Kammern in denen wie bei einer Kolbenpumpe das Fördermedium gefördert wird. Folgende Abbildung zeigt den Aufbau

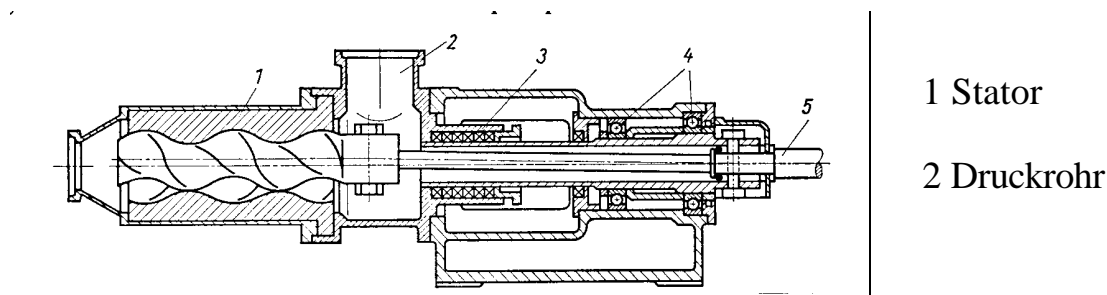


Abbildung 1: Exzentrerschneckenpumpe.

Die Veränderung der Fördermenge von Exzentrerschneckenpumpen ist einfach durch eine Drehzahlveränderung zu erreichen.

Diese Art von Pumpen ist besonders auf Grobstoffe (Sand, Steine,..) empfindlich. Es empfiehlt sich daher vor der ersten Inbetriebnahme peinlichst alle Grobstoffe aus den Rohrleitungen zu entfernen. Auch sind diese Pumpen jedenfalls gegen Trockenlauf zu schützen, da sonst der Stator zerstört wird. Da diese Pumpen nach dem Verdrängungsprinzip arbeiten sind sie selbstsperrend und dürfen nicht gegen geschlossene Schieber gefahren werden. Exzentrerschneckenpumpen kommen auf Kläranlagen häufig zur Beschickung des Faulturmes oder von Schlammmentwässerungsmaschinen zum Einsatz. Es gibt je

nach Einsatzgebiet unterschiedliche Materialien für den Stator. Wenn häufig Schäden auftreten, kann eventuell durch ein anderes Statormaterial der Verschleiß reduziert werden. Die Drehzahl sollte 300 U/min nicht übersteigen.

Zur Erhöhung der Standzeit des Rotors werden Spannvorrichtungen angeboten. Dazu muss das Statorgehäuse mit Schlitzen versehen werden. Anschließend wird die Spannvorrichtung um das Gehäuse montiert und mit Spannschrauben zusammengedrückt. Dabei ist die Stromaufnahme des Antriebes zu beachten um Überlast zu vermeiden. Bei Nachlassen des Förderdruckes kann durch Nachspannen der Schrauben das Spiel zwischen Stator und Rotor wieder verringert werden. Nach Angaben von Betreibern kann die Lebensdauer von Statoren solchermaßen vervielfacht werden.

Die Situierung von Exzentrerschneckenpumpen sollte so erfolgen, dass vor dem Stator genügend Platz zum Abziehen zur Verfügung steht. Ist dies nicht der Fall, muss für einen Wechsel des Stators das gesamte Pumpenaggregat demontiert und verschoben werden.

3 Schlammstabilisierung

Die Schlammstabilisierung kann aerob oder anaerob erfolgen. Das Spektrum der maschinellen Ausrüstung ist hier sehr weit gefächert, eine kleine Auswahl wird im folgenden angesprochen.

3.1 Getrennte aerobe Schlammstabilisierung - Belüftungseinrichtungen

3.1.1 Druckbelüftung

Zum Einsatz kommen hier neben den üblichen Teller-, Rohr-, und Plattenbelüftern häufig auch Sonderbauformen die die Luftblasen durch Einwirken mechanische Kräfte zerteilen (FREY 1990). Häufig werden Tauch- und Wendelbelüfter eingesetzt.

Tauchbelüfter sind eine Sonderkonstruktion der Injektorbelüftung. Pumpe, eventuell Gebläse und radial vorgesetzte Injektoren sind hierbei zu einer Einheit zusammengefaßt. Zufolge der meist kleinen Antriebsaggregate ergibt sich nur eine

geringe Wirtschaftlichkeit. Diese Einheiten können jederzeit in ein Becken eingesetzt und auch wieder demontiert werden.

Bei **Wendelbelüftern** erfolgt ein Teil des Sauerstoffüberganges bereits im Aggregat. Durch die am Wellenende sitzende Wendel wird eine Strömung erzeugt und durch den entstehenden Unterdruck Luft angesaugt. Die Luft wird beim Austritt aus dem Hüllrohr durch die Wendel zerteilt.

Ein häufig anzutreffendes Betriebsproblem ist die Schaumentwicklung während der Belüftung. Auch ist zu beobachten, dass die Schaumentwicklung umso stärker wird, je höher die Temperatur ist. Es ist keine Seltenheit, dass die Regelung der Belüftungseinrichtungen nicht nach dem Sauerstoffgehalt oder der Laufzeit, sondern über Schaumsonden vorgenommen wird, um ein Austreten von Schaum aus dem Becken zu vermeiden.

3.1.2 Oberflächenbelüfter

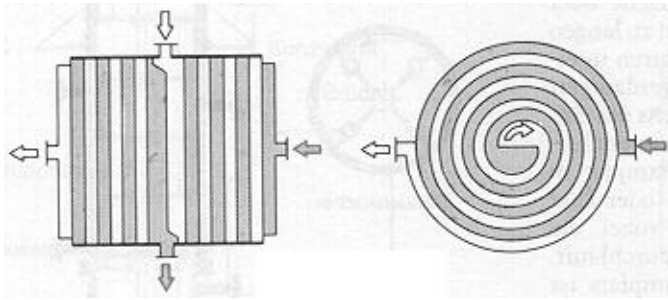
Prinzipiell sind beide Systeme Kreisel- und Walzenbelüfter geeignet. Ein Problem stellt sicher der schwankende „Wasserspiegel“ in den Stabilisierungsbecken dar. Eine gebräuchliche Ausführung sind schwimmende Kreisel.

3.2 Beheizte anaerobe Schlammstabilisierung – Schlammfäulung

Die maschinelle Ausrüstung der beheizten aeroben Schlammfäulung umfasst viele Bereiche. Sie reicht von der eigentlichen Faulraumausrüstung (Mischer; Wärmetauscher; Pumpen, ..) über die Gasanlage (Schaumfalle, Entschwefler, Sicherheitseinrichtungen, ...) bis zur Gasverwertung (Heizkessel, Gasfackel; Blockheizkraftwerk, ...). Hier reicht der zur Verfügung stehende Raum nicht aus alle Bereiche, auch nur kurz, aufzubereiten. Es sollen aber trotzdem einige ausgewählte Punkte angesprochen werden.

3.2.1 Wärmetauscher

Das gebräuchlichste Heizsystem sind **außenliegende Wärmetauscher**, die mit dem Schlammumwälzsystem verbunden sind. Ausgeführt werden praktisch ausschließlich Doppelrohrwärmetauscher (günstig zu reinigen). Das Heizmedium befindet sich im äußeren Ringspalt und der Schlamm fließt durch das innenliegende durchgehende Rohr. Der Spalt zwischen den beiden Rohren sollte



nicht zu groß bemessen werden, da sonst die Strömungsgeschwindigkeit und damit die Wärmeübergangszahl abnimmt.

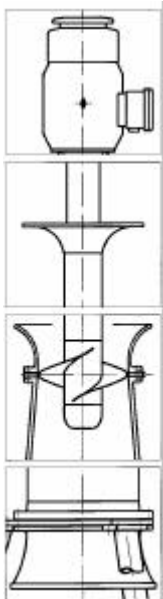
Abbildung 2: Spiralwärmetauscher

Die vereinzelt eingesetzten Spiralwärmetauscher zeigen im laufenden Betrieb einen raschen Anstieg der Druckverluste auf der Schlammseite (Verkrustungen) und müssen häufig gereinigt werden.

3.2.2 Mischeinrichtungen

Zur Einmischung des frischen Faulschlammes und Vergleichmäßigung (Trockensubstanz, Temperatur, ..) des Faulbehälterinhaltes ist es wichtig den Behälter zu mischen. Zur Unterstützung der Mischwirkung, die durch die Gasbildung hervorgerufen wird, werden verschiedene Mischtechniken eingesetzt.

3.2.2.1 Schraubenschaufler



Dieses Aggregat besteht aus einem Steigrohr und einer Axialpumpe mit geringer Förderhöhe und großem Förderstrom. Die Pumpe sitzt oben im Rohr und kann den Schlamm in beide Richtungen fördern. Durch das zentrale Steigrohr wird eine Zwangsumwälzung des Faulschlammes erreicht.

Abbildung 3: Schraubenschaufler

Bei Durchflussrichtung von **oben nach unten** sollen schwimmenden Schlammrückstände in den untersten Teil des Faulschlammbehälters gedrückt und eine gegebenenfalls aufkommende Schaumbildung vermieden bzw. bereits bestehender Schaum mit dem Faulschlamm vermischt werden.

Bei Durchflussrichtung von **unten nach oben** (wird normalerweise gefahren) soll das Fördergut aus dem unteren Teil des Faulschlammbehälters

nach oben gedrückt und über die rotierende Umlenkscheibe auf der Schlammspiegeloberfläche versprüht werden wodurch, falls vorhanden, eine Schwimmschlammdecke aufgeweicht und/oder aufgebrochen werden kann.

Diese Aggregate verursachen dynamische Auflagerkräfte, es sollte daher eine massive Lagerung erfolgen. Der Einbau in großflächige Stahlkuppen auf dem Faulbehälter hat sich nicht bewährt bzw. ist aufwendig (die Stahlkuppen müssen extrem versteift ausgeführt werden).

3.2.2.2 Rührwerke

Vermeint werden derzeit auch sogenannte Aufstrommischer diskutiert. Diese Mischaggregate haben an einer Welle ein oder auch mehrere Rührblätter die im Reaktor eine Strömung erzeugen. Dazu sind gegebenenfalls auch Einbauten an den Behälterwänden erforderlich, um ein Mitdrehen des Schlammes zu verhindern. Nach Herstellerangaben soll Verzopfungen an den Rührwerksblättern durch Drehrichtungsumkehr begegnet werden. Über die Funktion und Bewährung im Betrieb liegen derzeit keine Erfahrungsberichte vor.

3.2.2.3 Gaseinpressung

Eine gebräuchliche Methode zur Umwälzung ist die Gaseinpressung. Die Anlage besteht aus einer Gasentnahmestelle am Faulbehälterkopf, einem Gasverdichter (hohe Sicherheitsanforderungen) den verbindenden Leitungen und Armaturen sowie den Gaslanzen. Die Gaslanzen bestehen aus flexiblen Schläuchen und beschwerten Stahlseilen die am Umfang in den Faulbehälter eingehängt sind. Über die Schläuche wird verdichtetes Faulgas in den Behälter eingeblasen und so eine Mischung erreicht. Diese Methode eignet sich besonders für Faulbehälter mit flacher Sohle.

3.2.2.4 Pumpen

In der Regel werden zur Faulraumumwälzung Kreiselpumpen eingesetzt. Die Verwendung der Heizkreispumpen für die Behältermischung wird eher nur bei kleineren Anlagen eingesetzt.

3.2.3 Sicherheitseinrichtungen

Im Faulgas steckt ein Gefahrenpotential (Explosionsgefahr bei einem Faulgas–Luftgemisch zwischen 5 und 20 vol%), dem entsprechend werden verschiedenste Sicherheitseinrichtungen zur Vermeidung von Unfällen eingesetzt. Dazu gehören unter anderem Über- und Unterdrucksicherung, Gasfackel, Sicherheitsventile, Kiestöpfe, Blitzschutzanlagen, Flammrückschlagsicherungen, Flammüberwachungseinrichtungen, Gaswarngeräte, etc..

3.2.3.1 Über- und Unterdrucksicherungen; Flüssigkeitsverschlüsse

Die Über- und Unterdrucksicherung besteht aus in den Faulbehälter eingebauten oder auf diesen aufgebauten Behältnissen die durch eine Wasservorlage den Überdruck als auch den Unterdruck begrenzen. Sie muss so ausgebildet sein, dass ihr Leerblasen bzw. Leersaugen mit Sicherheit vermieden wird. Die Folge wäre unbemerktes Ausströmen von Gas, z.B. aus dem Gasbehälter.

Der Flüssigkeitsstand sollte einfach kontrolliert und gegebenenfalls ergänzt werden können und die Flüssigkeit darf im Winter nicht einfrieren

3.2.4 Gastransport – Gasaufbereitung

Im Zuge der Gasentnahme bis zum Gasspeicher und der Gasnutzung strömt das Gas durch diverse Behälter und Armaturen, die Sicherheitsaufgaben zu erfüllen haben, und/oder das Gas für den Transport und die Nutzung aufbereiten.

3.2.4.1 Schaumfallen

Schaumfallen sind kleinere Behältnisse mit einem Prallblech, die verhindern sollen, dass bei eventuellem Schäumen der Faulbehälter, Schaum (und damit auch Schmutzpartikel) in das Gassystem gelangen. Sie werden nicht überall eingesetzt.

3.2.4.2 Kiesfilter

Die Kiesfilter dienen zur Grobabscheidung von mitgerissenen Feststoffen und zur Entfernung der Feuchtigkeit, die bei der Abkühlung des Klärgases anfällt. Die Kiesfilter werden in der Regel im Bereich des Aufgangsturmes des Faulbehälters, in einem eigenem Ex-Schutzraum, situiert.

Die Kiesschüttung liegt auf einem Lochblech. Das Kondensat läuft in eine Vorlage unter diesem Lochblech ab, von wo es abgelassen werden muss. Es ist darauf hinzuweisen, dass automatische (selbsttätige) Kondensatabläufe über Wasservorlagen aus Sicherheitsgründen nicht zugelassen sind.

3.2.4.3 Entschwefelung

Faulgas enthält neben Methan und Kohlendioxid auch Schwefelwasserstoff (H_2S). Die Konzentration des Schwefelwasserstoffes ist von der Menge der Sulfatverbindungen abhängig, diese werden unter anaeroben Bedingungen zu Schwefelwasserstoff umgewandelt. Der Schwefelwasserstoff ist für die niedrigen pH-Werte im Kondensat des Faulgases verantwortlich und wirkt extrem korrosiv.

Bei der Verbrennung von Faulgas entsteht SO_2 , dadurch kommt es bei der Kondensation der Verbrennungsprodukte zur Bildung von Schwefelsäure. Diese führt dann zu Korrosion in den Abgasanlagen.

Bei der Nutzung in Gasmotoren führt H_2S zur Versäuerung von Schmierölen. Es verliert sehr rasch seine Schmierwirkung und dadurch kann es zu Motorschäden kommen. Es gibt spezielle Schmiermittel für mit Faulgas betriebene Motoren.

Bei der Nutzung des Faulgases in Gasmotoren wird von den Motorenherstellern meist ein Schwefelwasserstoffgehalt kleiner als 0,15 Vol.% verlangt. Im Faulgas kann aber in der Größenordnung von etwa 1 Vol.% H_2S enthalten sein. Es ist daher in solchen Fällen erforderlich, eine Entschwefelung vorzusehen.

Zumeist wird die sogenannte Trockengasentschwefelung eingesetzt. Die Anlagen bestehen aus zwei Behältern, die mit einem Adsorptionsmittel (Raseneisenerz) gefüllt sind. Diese Masse nimmt beim Durchströmen des Faulgases den Schwefelwasserstoff auf und lagert ihn an der Oberfläche an (ähnlich wie beim Aktivkohleverfahren). Der Betrieb erfolgt nun so, dass die beiden Behälter abwechselnd mit Faulgas bzw. mit Luft durchströmt werden. Beim Durchströmen von Luft wird der angelagerte Schwefelwasserstoff umgewandelt und es entsteht elementarer Schwefel (erkennbar durch einen gelben Belag an der Füllmasse). In entsprechenden Zeitabständen (abhängig vom Schwefelwasserstoffgehalt des Faulgases) wird eine geringe Menge des Raseneisenerzes, auf der Seite des Entschweflers, wo das Faulgas einströmt, aus dem Behälter entnommen und oben eine entsprechende Menge frischen Raseneisenerzes wieder zugegeben. Das

beladene Raseneisenerz wird zur Aufbereitung an die Herstellerfirma zurückgegeben.

Beim Regenerieren (Durchblasen von Luft) entsteht Wärme. Das heißt, es ist zu prüfen, ob wirklich bei jedem Regenerationszyklus Luft durchströmt, damit nicht plötzlich eine übermäßige Erwärmung auftritt (Selbstentzündung!).

Auf Anlagen, auf denen zur Phosphorfällung Eisensalze zugegeben werden, ist im Faulgas nur mehr wenig Schwefelwasserstoff enthalten. Das bei der Fällung entstandene Eisenhydroxid reagiert in der Faulung mit dem Schwefel und führt ihn in eine unlösliche Form (Eisensulfid) über.

3.2.5 Gasnutzung

Bei der beheizten Schlammfäulung muss eine Wärmegewinnung für die Faulraumheizung aus dem Faulgas über Heizkessel erfolgen. Bei großen Anlagen kann mit einem Gasmotor mechanische Energie zum Antrieb von Generatoren erzeugt und mit der Abwärme geheizt werden. Die früher oft ausgeführte Konfiguration Gasmotor/Gebläseantrieb („direkt gekuppelt“) wird bei Neuanlagen praktisch nicht mehr eingesetzt.

Auf einigen Anlagen in Österreich werden gezielt organische Stoffe zur Entsorgung (z.B. Fett) übernommen und der Faulung kontrolliert zugegeben, wodurch die Gasausbeute positiv beeinflusst wird. Die Auslastung und die Beschickungsrate des Faulbehälters ist bei der Zugabe von externen faulfähigen Stoffen zu berücksichtigen (Gefahr der nicht vollständigen Stabilisierung und des Schäumens).

3.2.5.1 Heizkessel

Der Heizkessel hat seinen besten Wirkungsgrad bei einer Wassertemperatur von 80 - 90 °C. Außerdem liegt diese Temperatur über dem Taupunkt von SO₂, das sich bei Unterschreiten des Taupunktes als Niederschlag mit der im Rauchgas enthaltenen Feuchtigkeit zu H₂SO₄ verbindet, wodurch erhebliche Korrosionsschäden entstehen können. Andererseits soll die Wassertemperatur im Schlammwärmetauscher des Faulbehälter-Heizkreislaufes zwischen 60 und 70 °C liegen, weil sich bei höherer Temperatur der Schlamm unter Umständen an den

Rohren des Wärmetauschers festlegt, und dadurch der Wärmeübergang wesentlich vermindert wird.

Um diese verschiedenen Temperaturen im Heizwasserkreislauf zu ermöglichen, ist eine sogenannte Rücklaufbeimischung vorzusehen, durch welche je nach Wärmebedarf ein kleinerer oder größerer Teil des heißen Wassers noch vor dem Wärmetauscher direkt wieder in den Kessel zurückgeleitet wird.

3.2.5.2 Gasmotor

Gasmotoren werden in der Regel mit einem angebauten Generator zur Stromerzeugung genutzt und mit einer weitgehenden Abwärmenutzung ausgerüstet (BHKW). Es sind 50 - 60 % der eingesetzten Energie als Wärmeenergie nutzbar. Etwa 30 % fallen als mechanische bzw. elektrische Energie an. Bei direkter Kupplung mit einem Gebläse ist eine Abwärmenutzung ebenfalls sinnvoll und üblich.

Die Angaben, ab welcher Größe die Faulgasnutzung mittels Blockheizkraftwerk wirtschaftlich ist, schwanken zwischen 15.000 und 100.000 EW! Ob die Nutzung des Faulgases mittels Gasmotoren wirtschaftlich sinnvoll ist, hängt wesentlich von der Anlagengröße, dem Anlagenkonzept und dem spezifischen Gasanfall ab.

4 Wasserabtrennung

Der bei der Abwasserreinigung entstehende Klärschlamm ist in der Regel extrem wasserreich/feststoffarm. Für alle nachfolgenden Operationen der Schlammbehandlung ist daher eine Aufkonzentration der Feststoffe mit entsprechender Volumenverminderung sinnvoll. Ohne sie wären die weiteren Verfahrensschritte nicht mit wirtschaftlichem Aufwand möglich.

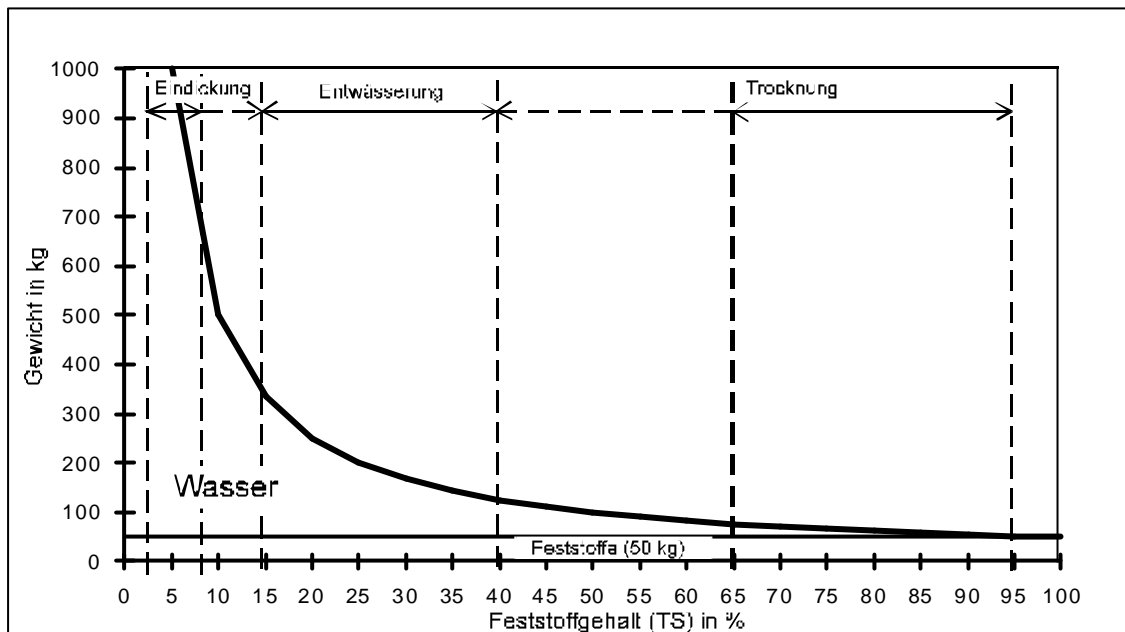


Abbildung 4: Wasseranteil

Die Volumenminderung des Klärschlammes ermöglicht eine Optimierung der Bau- und Betriebskosten. Die der Eindickung nachfolgenden Transport-, Umwälz- und Heizaggregate sowie Konditionierungsstationen und Behälter können wesentlich kleiner ausgelegt werden.

Je nach Anteil des entnommenen Wassers spricht man von Eindicken, Entwässern und Trocknen. Der folgenden Abbildung 1 ist zu entnehmen, welcher Feststoffgehalt mit Eindickung, Entwässerung und Trocknung zu erreichen ist, sowie inwieweit das Gewicht und damit näherungsweise das Volumen reduziert werden kann.

Nach ihren Eigenschaften – besonders hinsichtlich ihres Wasserbindungsvermögens – werden die Schlämme üblicherweise in drei Gruppen eingeteilt:

gut eindickbare/entwässerbare Schlämme

Hierzu gehören Schlämme mit größeren Anteilen an mineralischen Stoffen, wie Schleifsande, Gießereisande, Rückstände aus Erzaufbereitung usw.

mittelmäßig eindickbare/entwässerbare Schlämme

Normaler Vorklär- oder Faulschlamm ohne industrielle Anteile mit gelartigen Substanzen

schlecht eindickbare/entwässerbare Schlämme

Belebter Schlamm aus biologischen Anlagen, Tropfkörperschlamm, Fällschlamm, Hydroxidschlämme aus Galvaniken oder Beizereien

4.1 Eindicken

Unter Eindickung wird die Wasserabtrennung bis zu einem Feststoffgehalt von ca. 10 % verstanden. Man unterscheidet nach den wirkenden Kräften (Schwerkraft; Zentrifugalkraft) und nach der Betriebsweise (kontinuierlich oder chargenweise).

4.1.1 Statische Eindicker

Bei der Schwerkrafteindickung wird für die Abtrennung des Schlammwassers nur das natürliche Schwerfeld der Erde verwendet und keine zusätzliche Energie eingesetzt. Die Eindickung erfolgt durch Absetzen und Zusammendrücken der Feststoffe in der Schlammschicht. In den Eindickern ist oft ein langsam laufendes Krählwerk mit vertikalen Stäben (Abstand 60 bis 100 cm) montiert. Diese sollen Abflußkanäle schaffen durch die das Porenwasser nach oben abströmen kann, wodurch eine Verbesserung des Eindickvorgangs erzielt wird.

Eindicker können sowohl chargenweise (Standbetrieb) oder kontinuierlich (Durchlaufbetrieb) betrieben werden. Die Aufenthaltszeit des Schlammes im Eindicker soll 12 bis 48 Stunden betragen. Es ist aber darauf zu achten, dass es nicht durch zu lange Aufenthaltszeiten zum Anfaulen des Schlammes kommt, was sowohl zu Geruchsbelästigungen als auch durch die Gasbildung zu schlechterer Eindickung des Schlammes führt. Für eine gute Eindickung ist auch das Einhalten einer ausreichend hohen Schlammschicht von etwa 150 cm erforderlich. Außerdem soll die Beschickung des Eindickers mit Pumpen erfolgen, die die Schlammflocken nicht zerstören. Durch die Schlammeindickung kann ein Feststoffgehalt von 1 bis 5% erreicht werden

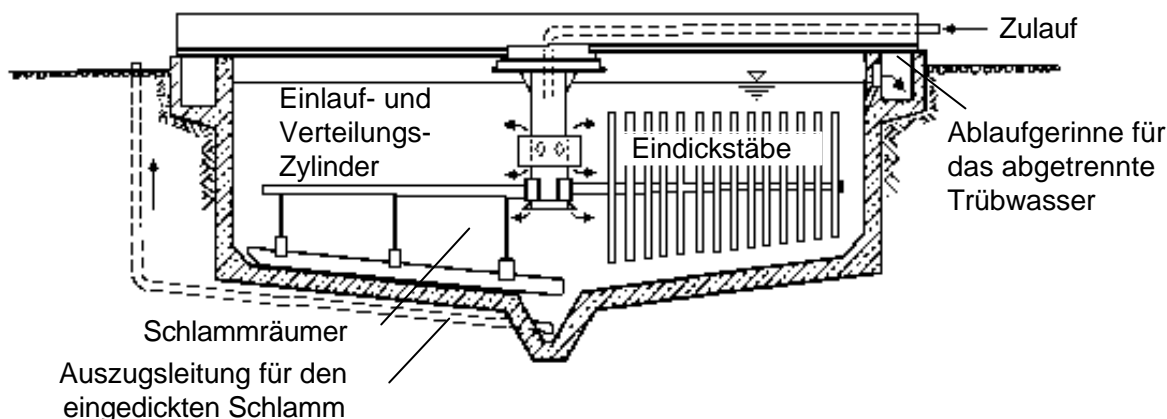


Abbildung 5: Durchlaufesindicker mit Räumereinrichtung

Die Bemessung eines Eindickers erfolgt nach der Oberflächen-Feststoffbelastung B_A [$\text{kg}/\text{m}^2/\text{d}$]. Für Schlämme mit schlechten Absetzeigenschaften – z. B. Überschussschlämme – sollte eine Flächenbelastung von 20 bis 50 [$\text{kg}/\text{m}^2/\text{d}$] (in Abhängigkeit vom Schlammindex) angesetzt werden. Eine Erhöhung der Flächenbelastung ist auch bei Zugabe von Flockungshilfsmitteln nicht generell möglich. Ist mit mittleren Absetzeigenschaften – Vorklär- oder Faulschlamm – zu rechnen, so sollte eine Feststoffbelastung von 40 bis 80 [$\text{kg}/\text{m}^2/\text{d}$] gewählt werden. Schlämme mit guten Absetzeigenschaften – z. B. mineralische Schlämme – können mit einer Flächenbelastung von bis zu 100 [$\text{kg}/\text{m}^2/\text{d}$] bemessen werden.

4.1.2 Maschinelle Eindickung

Überschussschlamm lässt sich statisch vergleichsweise schlecht eindicken. Dabei kann es in manchen Fällen notwendig sein, die Eindickung des Überschussschlammes möglichst rasch durchzuführen, weswegen statische Eindicker nicht in Frage kommen. So muss bei der biologischen Phosphorentfernung verhindert werden, dass durch lange Aufenthaltszeiten bei der Schlammbehandlung Phosphor rückgelöst und über das Schlammwasser in die Kläranlage zurückgeleitet wird. Auch bei zu kleinen Faulräumen kann der Einsatz einer maschinellen Eindickung sinnvoll sein. Durch den höheren Feststoffgehalt gegenüber der statischen Eindickung wird eine geringere Schlammmenge in den Faulbehälter gepumpt und dadurch die Faulzeit verlängert. Diese rasche Eindickung mit höheren Feststoffgehalten kann durch verschiedene Eindickmaschinen erreicht werden.

Bei den Maschinen unter Ausnutzung des natürlichen Schwerfeldes werden die Wasserbindungskräfte durch die Zugabe von Flockungshilfsmittel aufgehoben. Es ist in jedem Fall eine auf die Schlammeigenschaften angepasste Einmischstrecke für das Flockungshilfsmittel und ein Flockungsreaktor vorzuschalten. In diesem Reaktionsbehälter wird der Schlamm durch ein Rührwerk umgewälzt und so eine vollständige Flockung erreicht. Diese optimale Ausnutzung des Flockungshilfsmittels ist für die Leistungsfähigkeit der nachfolgenden Eindickmaschine von entscheidender Bedeutung. Typische Bauformen sind Siebreaktoren, Schneckenpressen und Bandeindicker.

Bei "normalen" Überschussschlammeigenschaften ist bei den Eindickmaschinen unter Ausnutzung des natürlichen Schwerfeldes mit folgenden mittleren Leistungsparametern zu rechnen:

Austrag-Feststoffgehalt TR	%	4 – 10
spez. Flockungshilfsmittel – Menge bezogen auf 100% Wirksubstanz	kg/t TS	4 – 8
spez. Energieverbrauch Maschine	kWh/m ³	0,1 – 0,4

Bei ungünstiger Betriebsweise und nicht optimaler Eindickung und Konditionierung liegen die Ergebnisse für den Feststoffgehalt im Austrag im unteren Bereich (4 – 6 % TR).

Generell ist der Energie- und Wartungsaufwand bei maschineller Eindickung höher als bei statischer Eindickung. Die Restverschmutzung im Filtrat ist in der Regel gering.

4.1.2.1 Siebreaktor

Die angebotenen Siebreaktoren bestehen aus einem zylindrischen Trommelbehälter der außen in der Regel mit einem Siebgewebe bespannt ist. Die Trommel kann horizontal oder mit einem geringen variablen Neigungswinkel aufgestellt sein. Der geflockte Schlamm gelangt im freien Überlauf in die sich langsam drehende Trommel. Mit Hilfe einer eingebauten Wendel wird der Schlamm durch die Trommel transportiert. Durch das langsame Drehen der Trommel wird der Schlamm ständig umgeschichtet, wodurch die Wasserabgabe verbessert wird. Am Trommelende wird der eingedickte Schlamm abgeworfen.

Das freigesetzte Filtratwasser läuft durch das Filtergewebe in eine Auffangwanne und in die abführende Rohrleitung. Das Siebgewebe mit einer schlammspezifischen Maschenweite muss in der Regel von außen mit Spritzwasser kontinuierlich von Feinstpartikeln gereinigt werden.

Die Steuermöglichkeiten im Betrieb der Siebreaktoren ergeben sich mit

- der Trommeldrehzahl,
- der Mischenergie im Flockungsreaktor,
- der Flockungshilfsmittelmenge,
- dem Schlammdurchsatz pro Zeiteinheit.

Zum Erhöhen der Durchsatzleistung der Siebtrommel wird teilweise ein Bandfilter vorgeschaltet. Hier soll ein umlaufendes Seihband eine erhöhte Wasserabtrennung vor der nachfolgenden Siebtrommel erreichen. In diesem Fall lässt sich auch die Bandgeschwindigkeit anpassen. Die variablen Parameter werden unter Berücksichtigung der Eindickziele für die jeweiligen Klärschlammarten und -eigenschaften im Betrieb optimiert.

Siebreaktoren werden von den verschiedenen Herstellern in den unterschiedlichen Größen angeboten:

	von	bis
Nenndurchsatz in m ³ /h	3	100
Feststoffdurchsatz in kg/h	15	1 500
Trommeldurchmesser in mm	600	1 200
Trommellänge in mm	1 500	3 500
Trommeldrehzahl in U/min	2	30

4.1.2.2 Schneckenpresse

Der konditionierte Schlamm gelangt kontinuierlich im freien Überlauf in die Schneckenpresse. Die anschließende Filtrationseinheit besteht aus einer

feststehenden zylindrischen Spaltsieb-Trommel mit einer innenliegenden Schneckenwendel für den Schlammtransport. Durch die geneigte Aufstellung (ca. 30°) der Maschine findet in Abhängigkeit der variablen schlammspezifischen langsamen Schneckendrehzahl eine kontinuierliche Anhebung und Umwälzung des Schlammes zur verbesserten Wasserabgabe statt. Zum Vermeiden von Ablagerungen auf der Siebinnenfläche sind auf der Schneckenwendel Bürsten installiert. Zusätzlich sind außen rotierende Spritzdüsen zum Reinigen der Spaltsieb-Trommel vorhanden. Das freigesetzte Filtratwasser läuft durch das Spaltsieb über eine Auffangwanne ab. Am Ende der Schneckenpresse wird der eingedickte Schlamm abgeworfen.

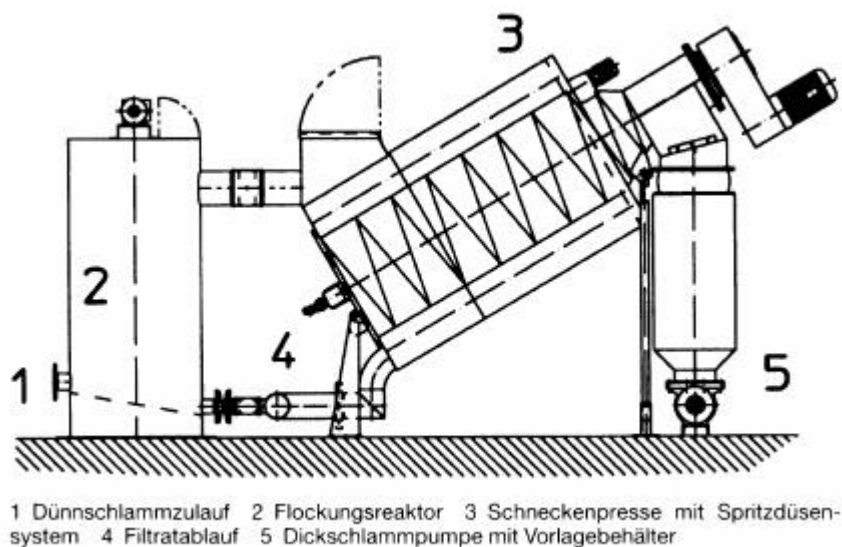


Abbildung 6: Prinzip-Skizze einer Schneckenpresse (Skizze ROTAMAT Fa. Huber)

Die Steuermöglichkeiten im Betrieb der Schneckenpresse ergeben sich mit

- der Drehzahl Förderschnecke,
- der Mischenergie im Flockungsreaktor,
- der Flockungshilfsmittelmenge,
- dem Schlammdurchsatz pro Zeiteinheit.

Die Schneckenpressen werden in unterschiedlichen Größen angeboten:

	von	bis
Nenndurchsatz in m ³ /h	8	50
Feststoffdurchsatz in kg/h	40	750
Siebtrommel-Durchmesser in mm	300	700
Sieblänge in mm	1 200	1 750
Drehzahl Förderschnecken U/min	1	12

4.1.2.3 Bandeindicker

Bandeindicker sind kontinuierlich arbeitende Maschinen, bei denen der konditionierte Schlamm gleichmäßig auf einem umlaufenden Bandfilter oder Seihband verteilt und durch die Wirkung der Schwerkraft eingedickt wird. Alle Bandeindicker arbeiten nach diesem Prinzip, wobei in modifizierten Bauweisen versucht wird, diesen Vorgang z. B. durch Pressen oder auch durch Unterdruck zu unterstützen. Bandeindicker können in Kombination mit Eindicktrommeln und Entwässerungspressen betrieben werden.

Der im Flockungsreaktor geflockte Schlamm wird gleichmäßig auf dem Bandfilter verteilt. Das Filtrat läuft auf der waagerechten Seihzone durch das kontinuierlich umlaufende Sieb ab. Feststoffe werden zurückgehalten. Durch verschiedene Vorrichtungen wird der Schlamm umgeschichtet und umgelagert. Damit wird erreicht, dass das freigesetzte Wasser ablaufen kann und sich nicht auf der Oberfläche oder im Inneren der Feststoffschicht sammelt und nicht abfließt.

Im Verlauf der Bandrückführung sind Waschvorrichtungen angeordnet. Sie werden mit Wasserdrücken von bis zu 9 bar betrieben und reinigen das Bandfilter vor der erneuten Beschickung. Der eingedickte Schlamm wird schließlich über einen Abstreifer zur Weiterbehandlung ausgetragen.

Die Bandeindicker können durch verschiedene, stufenlos verstellbare Parameter gesteuert und so wechselnden Schlammeigenschaften angepasst werden. Die Steuermöglichkeiten im Betrieb der Bandfilter ergeben sich mit

- der Bandgeschwindigkeit,
- der Mischenergie im Flockungsreaktor,
- der Dicke der Schlammschicht gesteuert über die Wehrhöhe der Stauschaber im Auslauf des Bandfilters,
- der Verweilzeit in der Eindickzone über den Schlammumsatz pro Zeiteinheit,
- der Flockungshilfsmittelmenge.

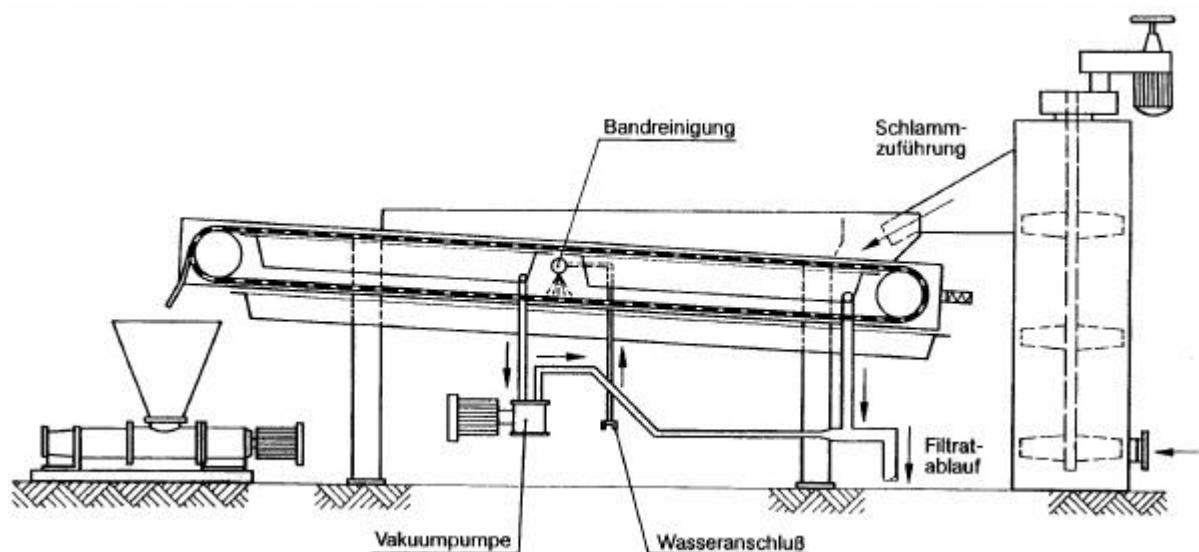


Abbildung 7: Bandeindicker

Die Bandfilter werden in folgenden Größen angeboten:

	von	bis
Nenndurchsatz in m ³ /h	10	150
Feststoffdurchsatz in kg/h	50	2 250
Seihbandbreite in mm	800	2 700
Seihband-Geschwindigkeit m/min	7	30

4.1.2.4 Zentrifuge

Zunehmend kommen für die maschinelle Eindickung auch Zentrifugen zur Anwendung. Bei diesen ist in der Regel zwar der Energieaufwand höher, es kann jedoch auf Flockungshilfsmittel verzichtet bzw. mit geringerer Flockungsmittelmenge gefahren werden.

Der einzudickende Schlamm wird durch ein Einlaufrohr in die umlaufende Zentrifugentrommel eingeleitet. Die Zentrifugalkraft bewirkt das Absetzen der Feststoffflocken an der inneren Trommelwandung, während sich die flüssige Phase (Zentrat) als innenliegender Ring darüber ausbildet. Die Höhe der Teichtiefe (Tiefe der flüssigen und festen Phase) wird durch Wehrscheiben definiert. Die etwas schneller bzw. langsamer als die Trommel umlaufende Transport- und Austragsschnecke hat die Aufgabe, die auf der Trommelwandung abgesetzten Feststoffe über den Konus zum Austrag zu transportieren. Das Zentrifugat verlässt die Trommel über das Überlaufwehr.

Bei den verschiedenen Zentrifugen-Herstellern werden die Prinzipien der Gegenstrom- bzw. Gleichstromzentrifuge eingesetzt. Diese unterscheiden sich durch die Zugabestellen des Schlammes innerhalb der Zentrifugen und in der Transportrichtung der beiden Phasen Dickschlamm und Zentrat. Im Betrieb zeigt sich in der Regel kein signifikanter Unterschied der Leistungsfähigkeit.

Die Steuermöglichkeiten im Betrieb der Zentrifugen ergeben sich mit

- der Trommeldrehzahl,
- der Differenzdrehzahl zwischen Schnecke und Trommel,
- der Teichtiefe,
- dem Schlammdurchsatz pro Zeiteinheit.

Zentrifugen werden von den verschiedenen Herstellern in unterschiedlichen Größen angeboten:

	von	bis
Nenndurchsatz in m ³ /h	5	200
Feststoffdurchsatz in kg/h	20	3 000
Trommeldurchmesser in mm	250	1 400
Trommellänge einschließlich Konus in mm	600	4 200
Trommeldrehzahl in U/min	700	3 000

Bei "normalen" Überschussschlammeigenschaften ist bei den Eindick-Zentrifugen (ohne Zugabe von Flockungshilfsmitteln) mit folgenden mittleren Leistungsparametern zu rechnen:

Austrag-Feststoffgehalt TR 5–7 %

spez. Energieverbrauch Zentrifuge 0,8–1,2 kWh/m³

Die Wirtschaftlichkeit von Zentrifugen kann dadurch erhöht werden, dass die Eindickung und Entwässerung mit demselben Aggregat durchgeführt werden. Hierfür sind in der Regel einzelne Betriebsparameter umzustellen, und die Flockungshilfsmittel Dosierung in Betrieb zu nehmen. Diese Anpassung der Drehzahlen und/oder der Stauscheiben (Teichtiefe) erfolgt bei einigen Maschinen bereits automatisch.

4.1.2.5 Flotationseinrichtungen

Beim Flotationsverfahren werden feine Bläschen erzeugt, die sich an den Feststoffpartikeln in einer Flüssigkeit anlagern und damit die Partikel in der Flüssigkeit zum Auftreiben an die Flüssigkeitsoberfläche bringen. Der Flotationsvorgang zur Feststoffabscheidung läuft deutlich schneller ab als das Sedimentationsverfahren nach dem Schwerkraftprinzip. In der Abwassertechnik kommt vereinzelt die Entspannungsflotation zum Einsatz.

Bei der Entspannungsflotation wird ein Wasserstrom, der bei höherem Druck mit Luft gesättigt wurde, entspannt. Bei der Entspannung entstehen spontan sehr

kleine Blasen. Diese heften sich an die Schlammflocken und treiben diese an die Oberfläche.

Entspannungsflotationen können mit Rund- oder Rechteckbecken ausgebildet werden. Auf kommunalen Kläranlagen in Österreich liegen praktisch keine großtechnischen Erfahrungen mit diesem System vor.

4.2 Entwässern

Die Abtrennung von Wasser bis zu einem Feststoffgehalt von ca. 45% TS wird als Entwässerung bezeichnet. Heute kommt fast ausschließlich die maschinelle Entwässerung zum Einsatz. Die natürliche Entwässerung (Schlammbeete) wird wegen verschiedenster Probleme nicht mehr angewandt.

Bei der maschinellen Entwässerung sind in der Regel Druckkräfte und Schleuderkräfte wirksam, zusätzlich müssen Konditionierungsmittel zugegeben werden um das Wasserabgabevermögen zu verbessern.

Die Entwässerbarkeit von anaerob stabilisierten Schlämmen ist in der Regel besser als jene von aerob stabilisierten Schlämmen. Auch ist eine weitgehende Stabilisierung und damit großer Glührückstand vorteilhaft für die Wasserabtrennung.

4.2.1 Schlammkonditionierung

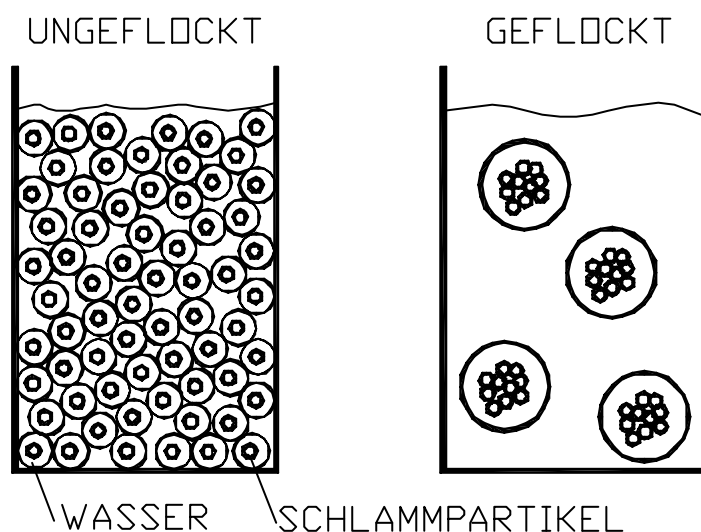
Für die maschinelle Entwässerung muss der Schlamm entsprechend aufbereitet (konditioniert) werden, da sonst keine ausreichende Wasserabgabe erfolgt. Diese Konditionierung kann mit anorganischen (vor allem Kalk) oder organischen (Polyelektrolyte) Stoffen erfolgen.

Anorganische Konditionierungsmittel: Als gebräuchlichste Chemikalien haben sich Eisen- oder Aluminiumsalze sowie Kombinationen von Metallsalzen und Kalk bewährt. Diese Konditionierungsmittel werden üblicherweise für die Entwässerung auf Kammerfilterpressen eingesetzt. In einigen Fällen bewirkt die Zugabe von Kalk oder Steinmehl vor Zentrifugen eine für die Entwässerung vorteilhafte Verschiebung der Teilchengrößenverteilung.

Organische Konditionierungsmittel: Polyelektrolyte sind entsprechend ihrer Ionenladung anionisch, kationisch (am häufigsten eingesetzt) oder nicht geladen. Die Polymere werden je nach Produkt mit unterschiedlichen polymeren Wirkstoffgehalten angeboten. Die tatsächliche Effizienz dieser Mittel ist abhängig von ihren spezifischen Eigenschaften und dem jeweilig zu entwässernden Schlamm. Vor dem Einmischen der Polyelektrolyte in den Klärschlamm werden sie durch Wasserzugabe aufbereitet. Bisher wurden diese Konditionierungsmittel überwiegend bei Entwässerungsmaschinen mit Druckbereichen unterhalb von 2,5 bar (Zentrifuge und Bandfilterpresse) eingesetzt. In den letzten Jahren wurden Polymere vermehrt auch bei Druckdifferenzen $> 2,5$ bar (Kammerfilterpressen) mit Erfolg eingesetzt.

Über Kombinationen aus organischen und anorganischen Konditionierungsmitteln gibt es sehr wenige Erfahrungen, es wird empfohlen jedenfalls Vorversuche im Labor durchzuführen!

Abbildung 8: Vorgang der Flockung



Fein suspendierte Teilchen oder Kolloide sind in einem wässrigen Medium meist negativ geladen und stoßen sich auf Grund der gleichen elektrostatischen Ladung gegenseitig ab. Deshalb wird die Sedimentation der Teilchen erschwert. Mit der Zufuhr einer entsprechenden Menge positiver Ionen (z. B. kationischer Polyelektro-

lyten) erfolgt eine Entladung an den Oberflächen. Das ermöglicht dann das weitere Zusammenlagern der Teilchen zu größeren Einheiten. Die gebildeten Flocken können schneller sedimentieren und sind besser filtrierbar.

Dabei spielen die Art der Feststoffteilchen, die Temperatur, der pH-Wert und der Salzgehalt des Wassers eine bedeutende Rolle; ATV (1992). Die Art des

Konditionierungsmitteln, die gewählte Verdünnung, die Zugabestelle und die Einmischenergie beeinflussen das spätere Entwässerungsergebnis wesentlich und sollten daher Ansatzpunkte für eine Optimierung von Konditionierung und Entwässerung sein. Welcher Entwässerungsgrad erreicht wird, hängt vor allem von der Herkunft des Schlammes ab. Wie bei der Eindickung wird auch bei der Entwässerung bei aerob stabilisiertem Schlamm ein niedrigerer Feststoffgehalt erreicht werden als bei Faulschlamm.

Die Zugabe von Konditionierungsmitteln führt zu einer Steigerung der weiterzubehandelnden Feststofffracht. Durch den in der Regel höheren Trockensubstanzgehalt muss die Masse an entwässertem Schlamm aber nicht zwingend größer werden. In der Abbildung 9 ist der Zusammenhang zwischen der Masse an entwässertem Schlamm (in kg pro kg Feststoffe) in Abhängigkeit von der erreichten Trockensubstanz dargestellt. Als zusätzlicher Parameter sind verschiedene Konditionierungsmittelmengen eingetragen. Man erkennt, dass bei der Entwässerung eines Schlammes auf ca. 25% TS bei Einsatz von 10 kg Konditionierungsmittel pro 1000 kg Schlamm trockenmasse die gleiche Masse an zu entsorgendem entwässertem Schlamm anfällt wie bei der Entwässerung auf 30% TS und Einsatz von 200 kg/1000kg bzw. 35% TS und Einsatz von 400 kg/1000kg.

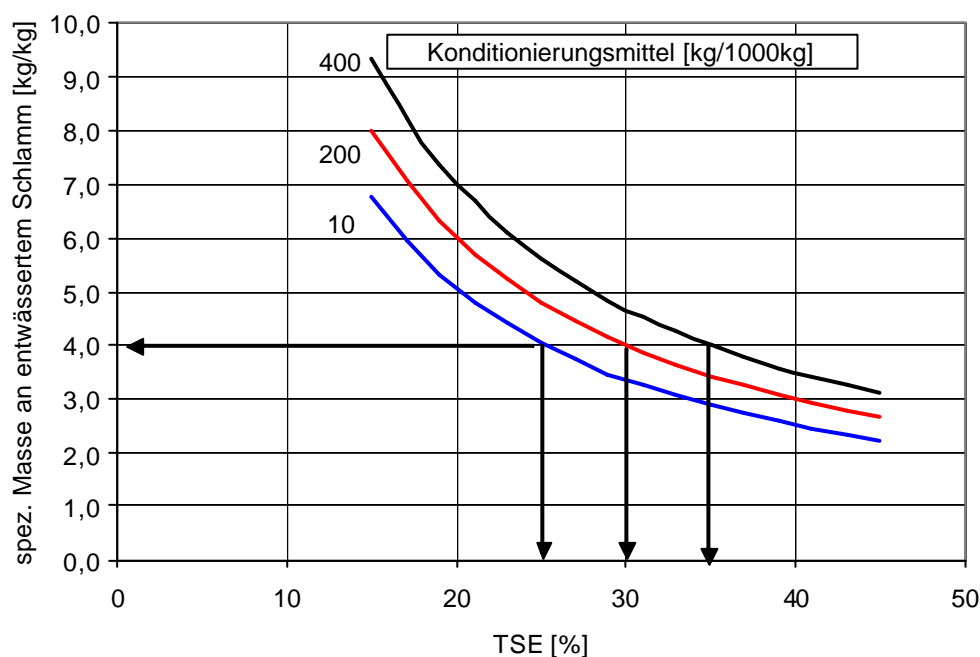


Abbildung 9: Masse an entwässertem Schlamm - erreichte Trockensubstanz

Welches Konditionierungsmittel eingesetzt wird, hängt sowohl von der Entwässerungsmaschine als auch vom jeweiligen Schlamm ab. Die heute am häufigsten verwendeten Entwässerungsmaschinen sind Siebbandpressen und Kammerfilterpressen.

4.2.2 Kammerfilterpresse

Eine Kammerfilterpresse besteht aus:

Einem **Trägergerüst**, in dem die Platten verschiebbar aufgehängt sind. Häufig sind daran auch diverse Vorrichtungen zum Entfernen des Filterkuchens und zum Waschen der Filtertücher montiert.

Den **Filterplatten** mit beidseitigen Vertiefungen. Die Platten haben eine Mittenbohrung für die Schlammzufuhr sowie ein Rillen- und Bohrungssystem zum Ableiten des Filtrates. Sie sind mit Filtertüchern bespannt.

Den einseitig vertieften **Endstücken** die mittels eines (bzw. vier bei großen Maschinen) **Hydraulikzylinders** die Filterplatten zusammenpressen

Die Abdichtung der Filterkammern erfolgt zwischen den äußeren Dichtflächen in der Regel durch das Filtertuch. Die Entwässerung erfolgt durch Druckfiltration. Die Schlammkonditionierung erfolgt im allgemeinen durch Zugabe von 200 bis 400 kg/(t TS) Kalk und 50 bis 70 kg/(t TS) Eisenchlorid. Seit einiger Zeit werden Kammerfilterpressen auch mit organischer Konditionierung betrieben, der Flockungsmittelbedarf liegt hier bei 4 bis 7 kg/(t TS). Das Ablösen des Filterkuchens ist bei Polyelektrolytkonditionierung manchmal erschwert.

Filterpressen arbeiten chargenweise, dazu wird der mit den Konditionierungsmitteln versehene Schlamm mit einer Beschickungspumpe über Füllkanäle in die Filterkammern gepreßt. Das Wasser tritt durch die Filtertücher und wird über Rillen und Kanäle abgeleitet. Dabei baut sich auf dem Filtertuch in den Vertiefungen der Platten der Filterkuchen auf. Der Preßdruck beträgt 8 bis 20 bar und wird während des Preßvorgangs konstant gehalten. Wenn die Pumpe nichts mehr fördert ist der Preßvorgang beendet. Die Preßzeiten liegen bei 1 bis 3 Stunden. Vor dem Öffnen der Presse werden die Füllkanäle mit Druckluft ausgeblasen. Beim Öffnen fallen die Filterkuchen von selbst aus der Presse. Nach einigen Pressvorgängen (50-150 Chargen) müssen die Filtertücher gewaschen

werden. Reicht das Waschen mit Wasser nicht mehr aus, ist eine Reinigung mit 3 bis 5 % Salzsäure erforderlich.

Mit Kammerfilterpresse werden bei üblicher Kalk – Eisen – Konditionierung Trockensubstanzen von über 40% und bei Polymerkonditionierung von ca. 30% erzielt (vgl. Abbildung 9)

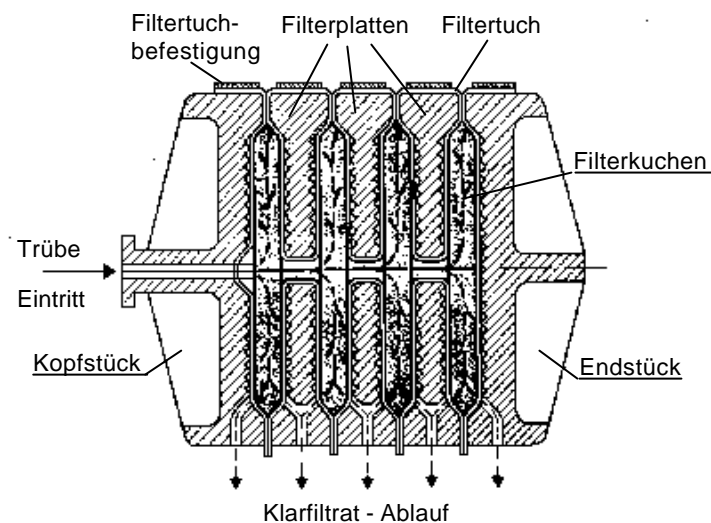


Abbildung 10: Kammerfilterpresse

Kammerfilterpressen werden mit Plattenabmessungen von 0,3 x 0,3 m bis ca. 2,4 x 2,4 m gebaut. Das Filterkuchenvolumen beträgt dann je nach Anzahl der Filterplatten bis 30 m³.

Das Ablösen des Filterkuchens von den Platten erfolgt oftmals nicht selbsttätig. Die Entleerung der Presse muss daher vom Betriebspersonal überwacht werden. Dieser Umstand ist ein Nachteil gegenüber kontinuierlich arbeitenden Anlagen. Es wurden daher Zusatzeinrichtungen entwickelt, die die Ablösung auch ohne Personalaufwand sicherstellen. Es werden Abstreif-, Spreiz- und Rüttelvorrichtungen angeboten, um den Schlammkuchen abzulösen. Wie stark die Filtertücher dadurch belastet werden und daher die Standzeit sinkt bzw. ob die Plattenelemente der mechanischen Beanspruchung standhalten muss die Praxis zeigen.

4.2.3 Membrankammerfilterpresse

Der Aufbau und Betrieb einer Membrankammerfilterpresse ist sehr ähnlich dem einer Kammerfilterpresse. Der Unterschied liegt im Aufbau der Filterplatten. Diese sind mit einer beweglichen Membran ausgestattet. Die auf dem Plattengrundkörper befestigten Membranen werden nach Ende des Beschickungsvorganges von der Rückseite mit einem Nachpreßmedium beaufschlagt. Dadurch wird der Filterkuchen ausgepreßt. Die Beaufschlagung der Membranen kann mit Gas oder Flüssigkeit (bis 30 bar) erfolgen. Die erreichbare Trockensubstanz liegt in der gleichen Größenordnung wie bei der konventionellen Kammerfilterpresse.

Der Filtrationsdruck bei Membrankammerfilterpressen wird in der Regel tiefer angesetzt als bei konventionellen Kammerfilterpressen. Dadurch können kürzere Chargenzeiten erzielt werden.

4.2.4 Siebbandpresse

Die Siebband- oder Bandfilterpresse bewirkt die Entwässerung durch Druckfiltration. Die Schlammkonditionierung erfolgt mit organischen Flockungsmitteln, der Flockungsmittelbedarf liegt bei 3 bis 6 kg/(t TS). Das Konditionierungsmittel wird unmittelbar vor der Schlammaufgabe zugegeben und mit dem Schlamm vermischt.

Eine Siebbandpresse besteht aus einem **Trägergerüst** mit **Umlenkwalzen** verschiedenen Durchmessers und zwei **Endlos-Seihbändern**.

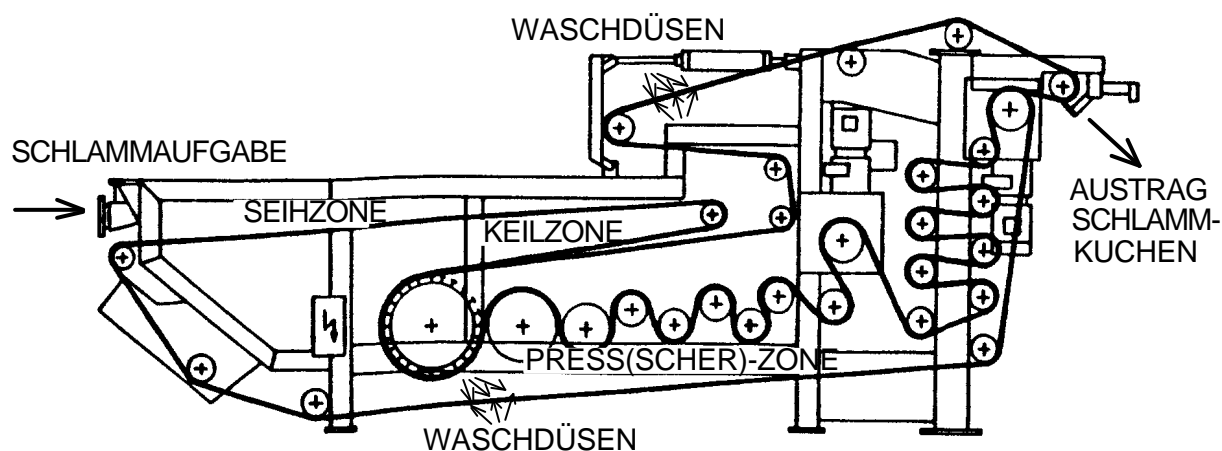


Abbildung 11: Siebbandpresse

Der zu entwässernde Schlamm wird kontinuierlich auf ein Band aufgegeben. In der Seih- oder Vorentwässerungszone fließt das Wasser durch die Schwerkraft durch das Band nach unten, dort wird es auf einer Tasse gesammelt und aus der Maschine abgeleitet. Dabei muss soviel Wasser abfließen, dass der Schlamm nicht seitlich vom Band läuft. Nun wird der Schlamm auf das zweite Band abgeworfen und in die Keilzone transportiert. Der Schlamm befindet sich nun zwischen den beiden Bändern wodurch ein Druck auf den Schlammkuchen ausgeübt wird. Das seitliche Austreten von Schlamm wird durch Dichtungslippen verhindert. In den folgenden Preßzonen wird der Druck weiter erhöht und der Schlamm durch ständige Umlenkungen gewalzt und umgelagert, so dass immer neue Austrittsmöglichkeiten für das Wasser entstehen. An der Austragstelle laufen die beiden Bänder wieder auseinander und der Filterkuchen fällt ab, bzw. wird durch Schaber abgelöst. Beim Rücklauf werden die Filterbänder mit Druckwasser abgespült. Wegen des großen Wasserbedarfs wird dazu oft das Filtrat oder Kläranlagenablauf verwendet.

Steuern kann man bei einer Siebbandpresse die aufgegebene Schlammmenge, die Bandgeschwindigkeit und die Höhe des Drucks. Von großem Einfluß ist die Flockungsmittelzugabe. Welches Flockungsmittel in welcher Menge die günstigsten Ergebnisse bringt, kann oft erst im Betrieb festgestellt werden. Es muss jedenfalls in der Seihzone eine ausreichend standfeste Filterkuchenschicht erreicht werden, die nicht seitlich vom Band abläuft. Die Eingangstrockensubstanz wird nach unten durch das seitliche Austreten und nach oben durch das Einmischen des Flockungshilfsmittels eingegrenzt. Mit der Siebbandpresse können Feststoffgehalte von etwa 15 bis 30 % erzielt werden, mit neuentwickelten Pressen mit höheren Drücken zum Teil auch mehr.

Die Maschinen werden mit Bandbreiten von 1 m bis 3 m hergestellt. Damit können Schlamm-Durchsatzleistungen von 2 bis 30 m³/h und Trockenmasse-Ströme von 100 bis 1500 kg/h verarbeitet werden.

4.2.5 Zentrifuge

Bei der Zentrifuge erfolgt die Schlammentwässerung dem Prinzip nach wie bei der Eindickung, nur dass durch die Drehbewegung ein Vielfaches der Erdanziehungskraft erreicht wird. Das Arbeitsprinzip wurde schon bei der Eindickung mittels Zentrifugen besprochen.

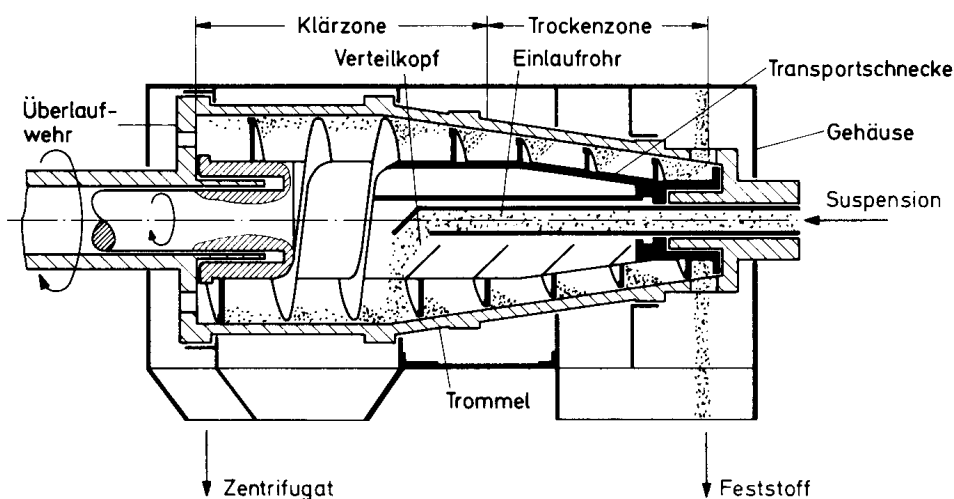


Abbildung 12: Vollmantelschneckenzenrifuge (Gegenstromausführung)

Mit dem Einsatz der organischen Flockungshilfsmittel, den Polyelektrolyten, gelingt es eine Trennung des Wassers vom Schlamm herbeizuführen (und nicht nur eine Klassierung). Für die Klärschlammmentwässerung haben sich kontinuierlich arbeitende Vollmantelschneckenzenrifugen (Dekanter) durchgesetzt.

Die Steuermöglichkeiten im Betrieb der Dekanter ergeben sich mit der Trommeldrehzahl, der Differenzdrehzahl zwischen Schnecke und Trommel, der Teichtiefe, dem Schlammdurchsatz pro Zeiteinheit und der Flockungshilfsmitteldosierung nach Art und Menge. Die variablen Parameter werden unter Berücksichtigung der Entwässerungsziele den jeweiligen Klärschlammarten und -eigenschaften angepaßt.

Die Schlammkonditionierung erfolgt mit Polyelektrolyten, es werden etwa 6 bis 12 kg/t TS benötigt. Mit Zentrifugen werden Feststoffgehalte in der gleichen Größenordnung wie bei Siebbandpressen erreicht (20 bis 30 %, und auch mehr). Die Baugrößen sind ähnlich wie bei der Schlammeindickung.

Die Einsatzmöglichkeit der Zentrifugen im Klärbetrieb ist vielfältig. Sie eignen sich zur Eindickung und Entwässerung aller Schlammarten. Durch Variationen der geometrischen Bauart und Ausrüstung mit verschiedenen Nebenaggregaten ist ihre Anwendung sehr flexibel. Eingesetzt werden sie meist auf großen Anlagen im kontinuierlichen Betrieb.

Häufig wird der kräftige Elektroantrieb (Anfahren der Zentrifuge) als Nachteil für die Betriebskosten gesehen. Eine Ermittlung der Kosten für Investition und Betrieb wird für die Entscheidungsfindung welches Schlamm entwässerungssystem installiert werden soll nützliche Argumente liefern WEINBERGER (1998).

4.3 Trocknen

Die Trocknung von Klärschlamm gewährleistet eine weitgehende Gewichts- und Volumenreduktion sowie die Erzeugung eines heizwertreichen Brennstoffes (Voraussetzung für energetisch günstige Verbrennung). Darüber hinaus kann – je nach gewähltem Trocknungsverfahren und Trocknungsgrad – auch ein lager- und transportfähiges Gut erzeugt werden.

Klärschlamm trocknungsanlagen dienen dem weitergehenden Wasserentzug aus einem in der Regel zuvor mechanisch entwässerten Klärschlamm. Dabei unterscheidet man die Voll- und die Teiltrocknung. Die Grenze zwischen Voll- und Teiltrocknung liegt bei etwa 85% Trockensubstanz.

Bei einem Feststoffgehalt zwischen 40 – 50 % TR tritt die sogenannte Leimphase auf. Der Klärschlamm ändert hier seine rheologischen Eigenschaften. Hier ergeben sich bei vielen Trocknern beträchtliche Förderprobleme mit dem dann pastösen, klebrigen Klärschlamm. Oberhalb der Leimphase hat der Klärschlamm je nach Trocknungsaggregat in vielen Fällen eine krümelige Struktur.

Um dennoch den Klärschlamm auf geringere Restfeuchten zu trocknen, ohne diesen Bereich durchfahren zu müssen, wird in der Regel vor Eintritt in den Trockner durch Rückmischung von bereits vollgetrocknetem Gut zu dem entwässerten Schlamm in speziellen Mischeinrichtungen ein Feststoffgehalt oberhalb der Leimphase eingestellt. Mittels einer Feststoffbilanz über die Mischeinrichtung und den Vorgaben der Schlamm trockensubstanzen kann man die erforderliche Rezirkulationsmenge an getrocknetem Gut berechnen.

Beispiel:

Entwässertes Gut nach Entwässerung $TS_1 = 25\% TS$

Mischgut für Trockenbetrieb erforderlich mindestens $TS_2 = 60\% TS$

Getrocknetes Gut $TS_R = 95\% TR$

Es ergibt sich eine erforderlicher Rückmischschlammmenge m_R (kg getrockneter Schlamm inklusive Wasser) die genauso groß ist wie die zugeführte entwässerte Schlammmenge m_1 (kg entwässerter Schlamm inklusive Wasser):

$$\frac{m_R}{m_1} = \frac{(TS_2 - TS_1)}{(TS_R - TS_2)} = \frac{(60 - 25)}{(95 - 60)} = 1$$

betrachtet man nur die Schlammtrockensubstanzen ($m \quad TS$) so lässt sich berechnen, dass 3,8 mal soviel Schlammmasse zurückgemischt werden muss wie frische Schlammmasse zugeführt wird:

$$\frac{m_R}{m_1} \frac{TS_R}{TS_1} = \frac{(TS_2 - TS_1)}{(TS_R - TS_2)} \frac{TS_R}{TS_1} = 1 \frac{95}{25} = 3,8$$

Die auf den ersten Blick nachteilig erscheinende Rückführung bietet jedoch auch erhebliche Vorteile:

Durch Rückmischung unterschiedlicher Trockengutmengen können Schwankungen des Entwässerungsergebnisses aufgefangen werden.

Bei Rückmischung in speziellen Mischaggregaten lässt sich ein Granulat mit hoher Abriebfestigkeit, großer äußerer Oberfläche und engem Kornspektrum erzeugen.

Der bei der Volltrocknung unvermeidbar entstehende Staub, der in der Regel sicherheitstechnisch bedenklich ist, kann durch Rückmischung optimal wieder ins Gut eingebunden werden.

Die Klärschlamm-trocknungsverfahren werden häufig nach der Art der Wärmeübertragung unterschieden.

Bei der **Konvektionstrocknung** (direkte Trocknung) kommt der zu trocknende Klärschlamm unmittelbar mit dem Wärmeträger (z.B. Rauchgas) in Berührung. Dabei wird Wärme aus dem Trocknungsgas an das Gut übertragen. Wasser wird aus dem Gut verdampft und von dem Trocknungsgas aufgenommen und abgeführt.

Bei der **Kontaktstrocknung** (indirekte Trocknung) erfolgt die Wärmeübertragung aus dem Wärmeträger über eine beheizte Kontaktfläche. Das verdampfte Wasser wird gemeinsam mit durch

Undichtigkeiten in das System eintretender Leckluft bzw. durch eine gezielt zugeführte kleine Trägerluftmenge abgeführt.

Bei der **Strahlungstrocknung** erfolgt die Wärmeübertragung ohne Wärmeträger mit Hilfe von elektromagnetischen Strahlen bzw. Infrarotstrahlen.

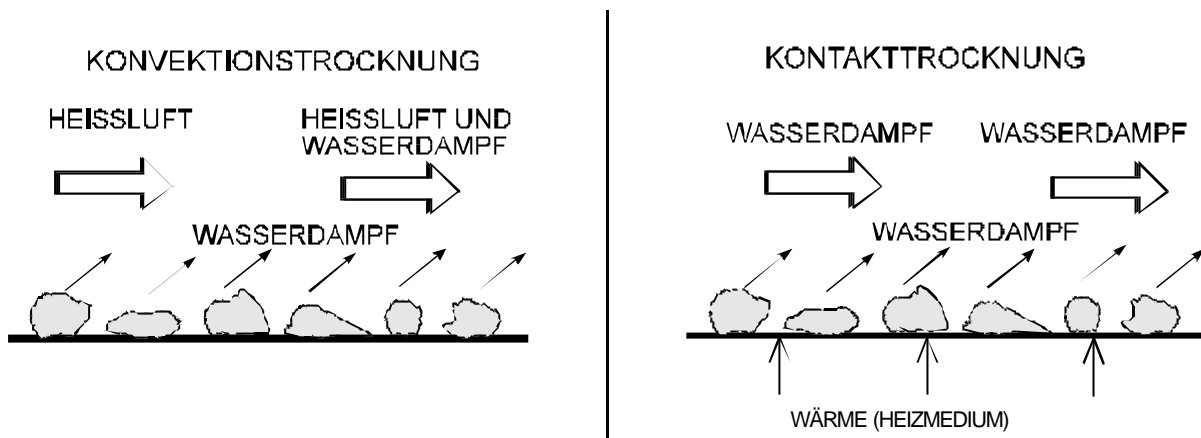


Abbildung 13: Trocknungsarten

Bisher wurden im kommunalen Bereich fast ausschließlich Konvektions- bzw. Kontaktstrocknungsanlagen realisiert.

Bei der Trocknung entstehen Brüden, die ein Gemisch aus Wasserdampf, Luft und aus dem Schlamm ausgetriebenen Gasen (bei der direkten Trocknung auch der Heißgase) darstellen. Auf ihre Behandlung wird später eingegangen.

4.3.1 Kontaktstrockner

Scheibentrockner

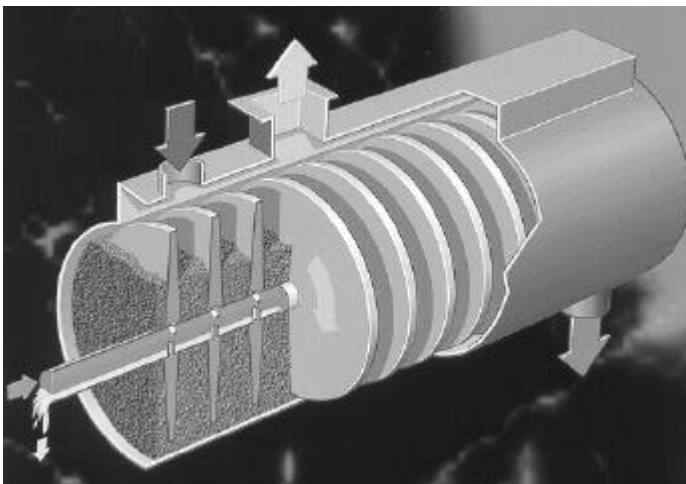


Abbildung 14: Scheibentrockner

Das Trocknungsaggregat besteht aus einem Stator und einem innenliegenden Rotor. Der Rotor besteht aus einer Hohlwelle mit aufgeschweißten, hohlen Scheiben. Diese werden vom Heizmedium (z.B. Sattdampf bis ca. 10 bar) durchströmt und geben die

Wärme an den entwässerten Klärschlamm ab. Als Verfahrensvariante kann noch zusätzlich der Stator beheizt werden. Scheibentrockner können sehr kompakt gebaut werden.

Auf den Rotorscheiben Transportpaddel angebracht, durch die der Klärschlamm axial im Trockner gefördert wird. Der freiwerdende Brüden wird über den Brüdenom aus dem Trockner ausgetragen.

Aufgrund der langsamen Drehung des Rotors (Umfangsgeschwindigkeit ca. 1 m/s) wird der Klärschlamm gut durchmischt und ständig eine neue Grenzfläche für die Trocknung erzeugt.

Das Betriebsverhalten von Scheibentrocknern ist sehr träge (große Schlammengen), sie sollten möglichst kontinuierlich betrieben werden.

Folgende spezifische Verdampferleistungen werden erreicht

Volltrocknungsanlagen von ca. 7 bis 10 kg H₂O/(m² · h) und

Teiltrocknungsanlagen von größer als 11 kg H₂O/(m² · h).

Der Trocknungsgrad des Produktes wird in der Regel über die eingetragene Schlammmenge und das Verhältnis an rückgemischtem Trockengut eingestellt. Die Stromaufnahme kann als Regelparameter für die Menge des rückgemischten Schlammes genutzt werden. Bei zu geringer Rückmischschlammmenge erfolgt eine Annäherung an die Leimphase und aufgrund des erhöhten Widerstandes steigt die Stromaufnahme.

Dünnschichttrockner

Dünnschichttrockner bestehen aus einem horizontalen Stator mit doppelwandigem Zylinder und einem innenliegenden Rotor. Über den Doppelmantel des Zylinders wird dem Trockner die Wärmeenergie in Form von Sattampf oder Thermoöl zugeführt.

Der innenliegende Rotor mit seinen aufgeschweißten Verteil- und Transportelementen hat die Aufgabe, den entwässerten Klärschlamm in einer 5 bis 15 mm dicken Schicht auf den inneren Umfang des Stators aufzubauen und abzustreifen. Auf diese Weise wird eine ständige Kontaktgrenzflächenenerneuerung gewährleistet.

Die Ausbildung des Rotors sorgt für einen spiralförmigen Transport des Trockengutes entlang der Heizflächen bis hin zur Austragsseite.

Aufgrund der ständigen Oberflächenerneuerung und geringen Schlammengen im Trockner kann die kritische Leimphase problemlos durchfahren werden, ohne dass der Klärschlamm an den Heizflächen verklebt.

Der Rotor wird mit Drehzahlen von 7 bis 75 U/min angetrieben. Bei Trocknungsgraden von bis zu ca. 65 % TR ist mit einer spezifischen Verdampfungsleistung von 25 bis 35 kg (H₂O)/(m² · h) zu rechnen. Das An- und Abfahren dauert nicht lange (ca. 1 Stunde), da sich nur relativ geringe Klärschlammengen im Trockner befinden.

Grundsätzlich ist mit einem Dünnschichttrockner sowohl eine Teil- als auch eine Volltrocknung möglich.

Maßgeblich für den Trocknungsgrad bei Dünnschichttrocknern ist der Trockenrückstand des zugeführten Schlammes und die eingetragene Schlammmenge. Die Umdrehungszahl der Paddel beeinflusst die Produktstruktur und wird in der Regel während des Betriebes nicht geändert.

4.3.2 Konvektionstrockner

Trommeltrockner

Die Trocknung findet in einer ständig rotierenden ein- bis dreizügigen Trommel statt. Der Transport durch die Trommel geschieht je nach Typ mit dem Heißgasstrom, durch Leitbleche in der Trommel oder durch eine geneigte Trommelstellung. Über einen Feststoffabscheider wird das Prozeßgas vom getrockneten Klärschlamm getrennt. Der Wärmeeintrag in den Trockner kann auf zwei Arten geschehen: entweder wird ein Heißgasstrom mittels Wärmetauscher auf ca. 400 bis 450 °C erhitzt und dann im Kreislauf geführt oder das Brennerabgas direkt in den Trockner eingetragen (direkte Trocknung).

Trommeltrocknungsanlagen werden ausschließlich zur Volltrocknung eingesetzt. Da ein Durchfahren der Leimphase im Trockner nicht möglich ist, muss eine Rückmischung von getrocknetem Gut erfolgen.

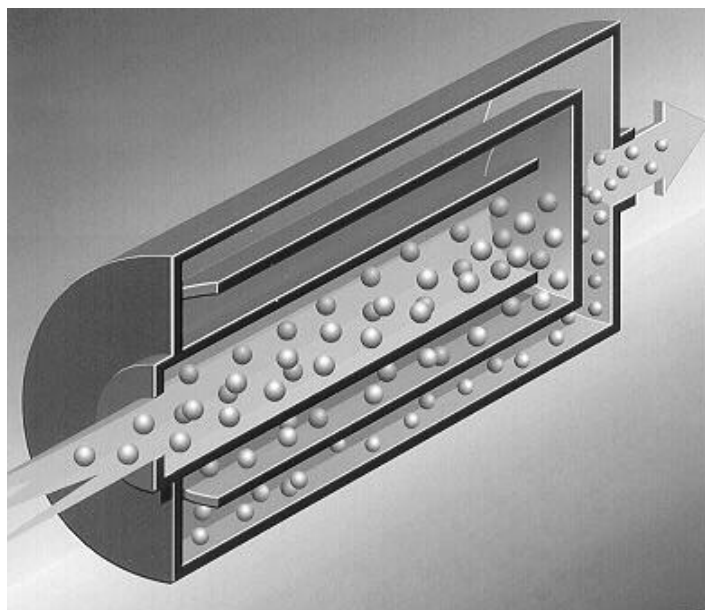


Abbildung 15: Trommeltrocknungsanlage

Wirbelschichttrockner

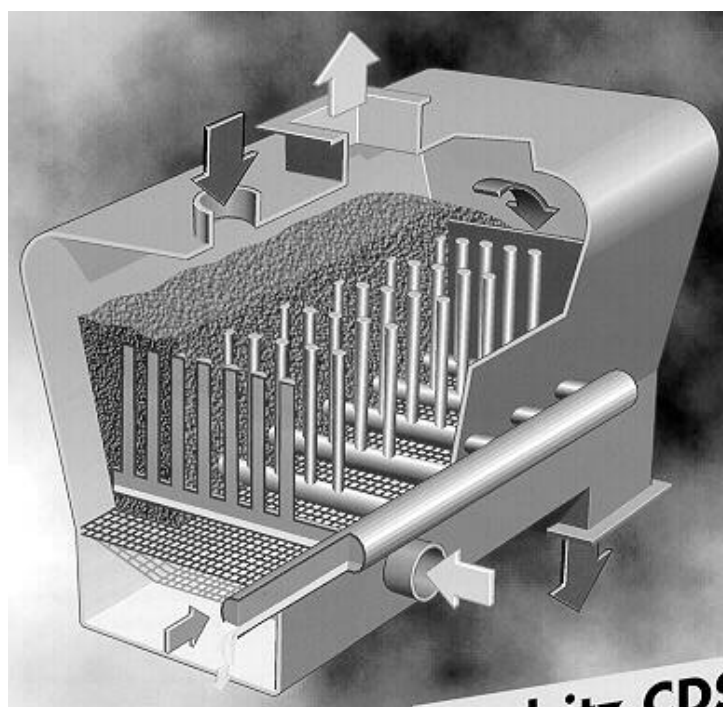


Abbildung 16: Wirbelschichttrocknungsanlage

Wirbelschichttrockner sind eine Kombination aus Kontakt- und Konvektionstrockner. Der Wirbelschichttrockner ist der einzige Apparat, bei dem der Trockner – abgesehen vom externen Gebläse – keinerlei bewegte Teile

aufweist. Über einen Düsenboden wird Gas in den Trockner eingeblasen, dadurch werden die Partikel in Schwebelage gehalten und intensiv durchmischelt. Gleichzeitig wird mit dem Gasstrom auch der Wasserdampf abtransportiert. Durch konstruktive Maßnahmen (z.B. Prallbleche) wird verhindert, dass grobe Schlammteilchen mit dem Gasstrom aus dem Trockner ausgelesen werden. Der Feinanteil muss mittels Filter entfernt werden. Der Wärmeeintrag in den Trockner erfolgt über Rohrschlangen im Fließbett. Das Gas wird im Kreislauf gefahren, so dass nur geringe Abgasmengen anfallen.

Die Leimphase ist in der Regel für Wirbelschichttrockner kein Problem, trotzdem wird häufig eine Rückmischung von getrocknetem Gut vorgesehen. Wirbelschichttrocknungsanlagen werden zur Volltrocknung eingesetzt.

Wirbelschichttrockner lassen sich gut über die Temperatur im Fließbett steuern. Auch ist ein gesteuertes An- und Abfahren schnell und einfach möglich.

Solche Anlagen haben einen geringen Energieverbrauch und können sehr kompakt gebaut werden.

CENTRIDRY-Verfahren

Beim CENTRIDRY-Verfahren wird Entwässerung und Trocknung in einem Aggregat durchgeführt.

Der Dünnschlamm wird durch eine im Inneren des Trockners installierte Zentrifuge zunächst entwässert. Das dabei anfallende Zentrat wird direkt aus dem Prozeß ausgeschleust. Der entwässerte Klärschlamm wird am Feststoffabwurf durch ein Prallblech fein zerteilt und einem Heißgasstrom ausgesetzt. Das Heißgas wird entgegen der axialen Förderichtung der Zentrifuge eingeleitet und verlässt gemeinsam mit dem getrockneten Klärschlamm den Trockner.

Die erforderliche Wärmemenge wird über Brenngase zugeführt. Der ausgelesene Brüden wird über einen Zyklon mit Zentrifuge geführt, in dem der getrocknete Klärschlamm vom Gasstrom getrennt wird. Die Brüden werden im weiteren von einem Gebläse angesaugt und der Brüdenbehandlung zugeführt.

Das Verfahren ist empfindlich auf Schwankungen des Trockenrückstandes im Naßschlamm. Die Beschickung muss daher über einen Ausgleichsbehälter in dem der Schlamm Homogenisiert wird erfolgen.

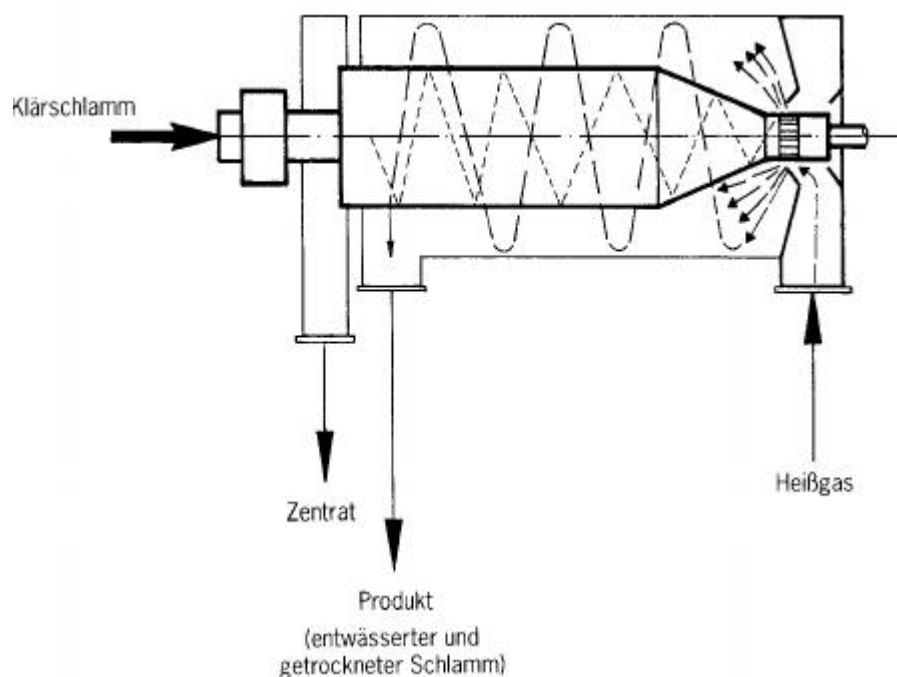


Abbildung 17: CENTRIDRY- Trocknungsanlage

Zur Steuerung werden Druck, Temperatur, Durchfluß, Füllstand und Drehzahl der Zentrifuge herangezogen. Da sich zu keinem Zeitpunkt große Schlammengen im System befinden, ist ein schnelles An- und Abfahren der Anlage problemlos möglich.

Bandrockner

Zur Trocknung wird der entwässerte Klärschlamm maschinell zerkleinert (pelletiert) und gleichmäßig auf ein gelochtes Förderband aufgegeben. Das Förderband wird durch die Trocknerkammern transportiert und dabei von unten mit Trocknungsgas beaufschlagt.

Bandrockner sind in der Lage, entwässerten Klärschlamm direkt durch die Leimphase auf einen Trockenrückstand von größer als 90 % zu trocknen. Der Pelletiervorrichtung kommt dabei große Bedeutung zu, da bereits hier die Kornstruktur eingestellt wird.

Das Trocknungsgas (mit einer Temperatur von 130°C) wird über mehrere Gebläse von unten in die einzelnen Kammern eingebracht und gemeinsam mit dem Brüden im oberen Bereich des Trockners wieder abgezogen.

Das Trocknungsgas wird im Kreislauf geführt, während ein Teilstrom aus dem Prozeß ausgeschleust und behandelt wird.

Bei Bandtrocknern stehen drei Eingriffsmöglichkeiten zur Steuerung der Trocknung zur Verfügung. Dies sind die eingetragene Schlammmenge, die Fördergeschwindigkeit des Bandes und die zugeführte Wärmeenergie. Aus der Schlammmenge und der Fördergeschwindigkeit ergibt sich die Schichthöhe auf dem Band

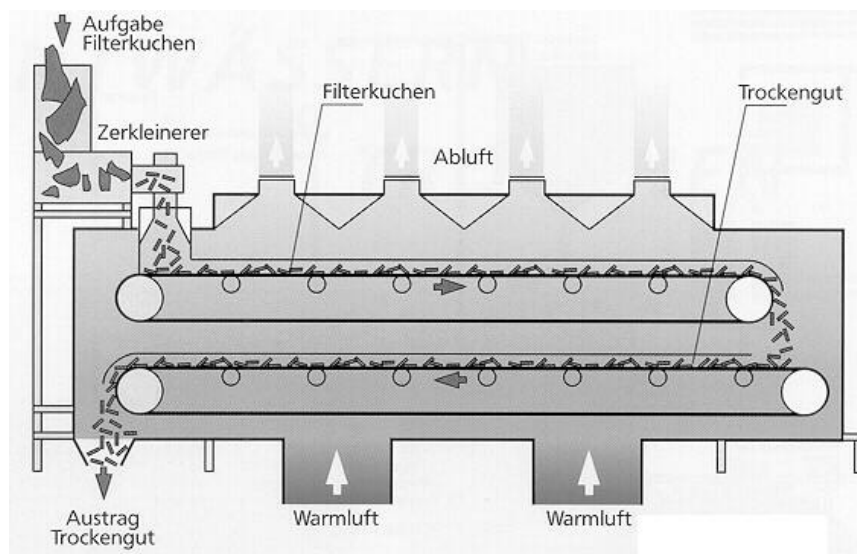


Abbildung 18: Bandtrocknungsanlage

Kaltlufttrockner - Warmlufttrockner

Die Kaltlufttrocknung ist ähnlich wie ein Bandtrockner aufgebaut. Sie unterscheidet sich hauptsächlich durch das Temperaturniveau des Trocknungsgases.

Für die Trocknung im Kaltlufttrockner ist eine Vorentwässerung notwendig. Auch hier muss das entwässerte Gut zerkleinert werden.

Das zu trocknende Gut wird kontinuierlich auf ein Siebband aufgegeben, so dass sich eine 3 bis 5 cm hohe, lockere Schüttung einstellt. Diese verbleibt ca. 1 bis 1,5 Stunden im Trockner und wird kontinuierlich mit großen Luftmengen aus der Umgebung beaufschlagt. Abhängig von der jeweiligen Bauform ist es möglich, einen Klärschlammvolumenstrom von 2–8 m³/h auf einen Trockenrückstand von 70 bis 90 % zu trocknen. Da das Prinzip des Kaltlufttrockners ausschließlich auf

dem natürlichen Trocknungspotential der Umgebungsluft basiert, sind große Luftmengen erforderlich, um das beschriebene Ergebnis zu erreichen. Darüber hinaus ergeben sich bei einer Lufttemperatur kleiner als 10 °C und einer relativen Feuchtigkeit größer als 80 % sehr ungünstige Verhältnisse, so dass eine Vorerwärmung der Umgebungsluft notwendig wird.

Der durchgesetzte Trocknungsgasstrom wird ohne Behandlung wieder an die Umgebung abgegeben.

4.3.3 Strahlungstrockner- Solartrocknung

Eigentlich sind Solartrocknungsanlagen eine Weiterentwicklung der altbekannten Schlamm-trockenbeete. Der Schlamm wird auf eine zum Untergrund abgedichtete Fläche, die durch eine Gewächshauskonstruktion mittels hochtransparenter Folien bzw. Glas abgedeckt ist, aufgebracht. Zur Erhöhung der Trocknungsleistung innerhalb der Anlage werden Umsetzmaschinen verwendet. Zur Umsetzung können Walzen mit spiralförmig angebrachten Schaufeln oder spezielle Förderbandkonstruktionen sowie fahrbare Wagen zum Einsatz kommen.

Durch die Sonneneinstrahlung wird je nach Witterung die Raumtemperatur aufgeheizt und damit die Wasseraufnahme der vorhandenen Luft erhöht. Über Abluftschächte wird diese Luft nach außen abgegeben. Die Regelung kann mittels Öffnen und Schließen von Luken erfolgen. Der Luftaustausch kann durch den Einsatz von Ventilatoren verbessert werden.

Die Trocknungszeit ist im wesentlichen abhängig von der Lufttemperatur in der Trocknungsanlage, der Wassersättigung der Außenluft sowie der Luftaustauschrate innerhalb der Anlage. Nach Herstellerangaben können mit Solartrocknungsanlagen pro Quadratmeter und Jahr 700 bis 1200 Liter Wasser verdunstet und Trockenrückstände von mehr als 85 % erzielt werden KASSNER (2000).

5 Schlammverbrennung – Thermische Verwertung

Die Verbrennung von Klärschlamm erfolgt in Österreich derzeit nur an einigen wenigen Stellen (z.B. Wien; Lenzing; Frantschach; ...). Der Vorteil ist die größtmögliche Verringerung der zu behandelnden Restmasse (Asche,

Rückstände aus der Rauchgasreinigung). Da es durch die gesetzlichen Vorgaben (Deponieverordnung BGBL 1996/164; BGBL 1997/59) in absehbarer Zeit (2004 bzw. 2008) praktisch sehr schwer werden wird Klärschlamm zu deponieren, wird dieser Behandlungsweg an Bedeutung gewinnen.

Der Heizwert der Schlamm trockenmasse ist stark vom Glührückstand abhängig. Je höher der Glührückstand desto kleiner der Heizwert. Bei einem Glührückstand von ca. 50% liegt der Heizwert bei ca. 8.000 - 10.000 kJ/kg.

Klärschlamm kann allein oder gemeinsam, z.B. mit Hausmüll oder in Zementwerken, in Wirbelschicht- oder Etagenöfen verbrannt werden. Die dafür eingesetzten Technologien sind sehr vielfältig und würden den Rahmen dieses Vortrages sprengen der interessierte Leser sei auf die Fachliteratur verwiesen, z.B. ATV (1996) oder THOMÉ-KOZMIENSKY (1998).

6 Resümee aus den Workshops zum Themenbereich

Der vorliegende Beitrag wurde im Rahmen des 3. ÖWAV / TU-Workhops „Schlammbehandlung und Schlamm Entsorgung“ (26.-27. September 2000) als Impulsreferat für eine Gruppendiskussion gehalten. In folgenden werden die wesentlichen Ergebnisse dieser Diskussion zusammengefasst.

6.1 Pumpen

Drehkolbenpumpen (wurden im Impulsreferat nicht angesprochen – teuer) werden auf einigen Anlagen zur Förderung von Schlämmen mit Erfolg eingesetzt. Als Vorteile werden genannt: beide Förderrichtungen sind möglich; Trockenlauf ist kein Problem; Grobstoffe rufen keine Betriebsstörungen hervor. Wesentlichen Einfluss auf die Kaufentscheidung hat der vergleichsweise hohe Preis.

Kreiselpumpen können bis ca. 4% TS eingesetzt werden, darüber sind Exzentrerschneckenpumpen zu empfehlen. Vor allem dann, wenn relativ geringe Fördermengen und relativ große Förderhöhen (wie sie z.B. bei der Faulbehälterbeschickung) vorliegen.

Zur Verbesserung der Fließeigenschaften und Reduktion des erforderlichen Druckes kann in die Rohrleitungen in entsprechenden Abständen ein Gleitmittel eingedüst werden (z.B. Polymer).

Beim Pumpen von entwässertem Schlamm (30% TS und mehr) haben sich Rohrleitungsbögen mit 5d Krümmer deutlich besser bewährt als mit 3d Krümmer.

Von den Betreibern wird auch eine Drucküberwachung in der Dick-Schlammleitung als sinnvoll erachtet.

Für die Förderung von entwässertem Schlamm haben sich Spiralförderer gut bewährt.

6.1.1 Kreiselpumpen

Als günstige Laufradform hat sich das Einkanalrad mit einem Kugeldurchgang von mindestens 100 mm bewährt. In bezug auf die Verstopfungsanfälligkeit sind kaum Nachteile im Vergleich mit Freistromrädern gegeben. Steilere Kennlinien und bessere Wirkungsgrade der Einkanalräder sind vorteilhaft.

6.1.2 Exzentrerschneckenpumpen

Die maximale Drehzahl von 300 U/min hat bis zu einer Gehäusenennweite DN 125 als Richtwert Gültigkeit. Besser ist es auf die Umfangsgeschwindigkeit bzw. auch auf die Gleitgeschwindigkeit zu achten. Auch Abrasivität und Viskosität des Mediums sind bei der Pumpenauslegung von Bedeutung.

Für Exzentrerschneckenpumpen wird eine Umfangsgeschwindigkeit von 0,5 m/s empfohlen. Oft findet man 1-2 m/s, wodurch die Standzeit auf wenige Monate reduziert wird.

Wird mechanisch entwässerter Schlamm gefördert bzw. transportiert, sind Drehzahlen im Bereich von 50 U/min und kleiner zu wählen.

Spannvorrichtungen für Statoren von Exzentrerschneckenpumpen, zu Erhöhung der Lebensdauer, bewähren sich im Betrieb.

Trotz eingesetzter Feinrechen sind in der Schlammlinie Zerkleinerer vor Exzentrerschneckenpumpen empfehlenswert (z.B. vor den Faulbehälterbeschickungspumpen).

6.2 Messungen

Zur Bilanzierung (CSB) werden auch Feststoffsonden in den Schlammleitungen eingesetzt. Von einem Betreiber wurde als Kalibrierintervall für Feststoffsonden im Rohschlamm ein Zeitraum von ca. 14 Tagen angegeben.

Von den Teilnehmern wurde eine Messung des Volumenstromes für die Beschickung der MÜSE, die Beschickung der Entwässerungsmaschine, des Filtrates und die Faulturnbeschickung als günstig bewertet.

6.2.1 Schlammvolumenstrom

Als Messsystem haben sich MID's bewährt. Hier ist je nach Feststoffkonzentration auf eine geeignete Ausführung (Feldstärke!) zu achten.

6.2.2 Gasvolumenstrom

Messblenden werden mit Erfolg zur Volumenstrommessung des Faulgases eingesetzt. Bei der Auslegung ist sorgfältig auf den Messbereich und den bleibenden Druckverlust der Blende zu achten.

Bei Drehkolbengaszählern wurde von Problemen bei Betrieb mit Faulgas berichtet. Auch Flügelradzähler funktionieren mit Faulgas nicht störungsfrei. Als Ursache der Störungen wurden Ablagerungen und damit verbundene Unwucht und Verreiben der bewegten Teile genannt.

6.3 Wärmetauscher

Es wurde von einigen Betreibern berichtet, dass auch mit Spiralwärmetauschern ein wartungsarmer Betrieb möglich ist.

Auf der Hauptkläranlage Wien sind seit mehreren Jahren spezielle Plattenwärmetauscher im Schlammkreis mit guten Betriebserfahrungen im Einsatz.

Zur Heizung des Faulraumes werden auch Impfmischer eingesetzt. Als günstig hat sich ein Verhältnis 1 Teil Beschickung und 10 Teile Schlamm aus dem Heizkreis bewährt.

Als „Standardwärmetauscher“ sind nach wie vor einfache Doppelrohrwärmetauscher (innen Schlamm, außen Wasser) zu empfehlen.

6.4 Faulraumumwälzung

Anstelle von Schraubenschauflern bzw. Gaseinpressung werden aus Kostengründen auch Rührwerke eingesetzt.

Der Verzopfungsproblematik versucht man mit Drehrichtungsumkehr zu begegnen. Diese wird auf einer Anlage mehrmals täglich durchgeführt.

Durch den vermehrten Einsatz von Feinrechen kommt immer weniger grobes Material in den Faulraum, wodurch die Neigung zur Ausbildung von massiven Schwimmdecken immer geringer wird.

Die Zugabe von Fettabscheiderinhalten in den Faulraum wird immer häufiger angewendet. Es sollte jedenfalls auf die Problematik des Zuwachsens der Beschickungsleitungen geachtet werden (ev. Begleitheizung an den Rohrleitungen). Es gibt jedoch auch positive Erfahrungen ohne Begleitheizung.

6.5 Faulgasaufbereitung

Trotz der heute weit verbreiteten Phosphorfällung mit Eisensalzen und dadurch deutlich reduzierten Schwefelwasserstoffgehalten im Faulgas wird aus Sicherheitsgründen bei Einsatz von Gasmotoren immer ein Gasentschwefler installiert.

Die Frage nach den sich im Klärschlamm befindlichen Siloxanen und den negativen Auswirkungen (Verschleißerscheinungen im Motor) wurde kurz angesprochen, mangels Erfahrungen in Österreich konnten aber keine Erkenntnisse gewonnen werden. Ein Erfahrungsbericht liegt aus München (Korrespondenz Abwasser 9/96) vor. Eine Aussage ist, dass dem Problem durch geeignetes Motoröl und häufigen Schmiermittelwechsel begegnet werden kann.

6.6 Schlammeindickung

Von einigen Betreibern wird berichtet, dass bei den statischen Eindickern keine Änderung der Funktionalität mit oder ohne Eindickstäben beobachtet werden

konnte. Hingegen kommt der Position des Zu- und Ablaufes in einem statischen Eindicker große Bedeutung zu.

6.7 Schlamm entwässerung

Bei Einsatz von Polymeren in Kammerfilterpressen kommt es vermehrt zu schlecht ablösenden Filterkuchen. Die Einmischung der Konditionierungsmittel in den Schlamm hat großen Einfluss auf das Entwässerungsergebnis. Sehr positiv wird von einigen Betreibern über den Einsatz eines Dekanters sowohl zur Eindickung (ohne Flockungshilfsmittel) und zur Entwässerung (mit Flockungshilfsmittel) berichtet

7 Literatur

- ANNEN G.: Zur Berechnung der Reibungsverluste von Klärschlamm; GWF 104, (1963)
- ATV – Arbeitsbericht Fachausschuß 3.2 (1992): Auswahl und Einsatz von organischen Flockungshilfsmitteln - Polyelektrolyten – bei der Klärschlamm entwässerung, *Korrespondenz Abwasser* 4/1992
- ATV – Arbeitsbericht Fachausschuß 3.2 (1995): Maschinelle Schlamm entwässerung, *Korrespondenz Abwasser* 2/1995
- ATV (1996): ATV Handbuch Klärschlamm 4. Auflage, 1996
- ATV – Arbeitsbericht Arbeitsgruppe 3.3.1 (1997): Trocknung Kommunaler Klärschlämme in Deutschland, Teil 1, *Korrespondenz Abwasser* 10/1997
- ATV – Arbeitsbericht Fachausschuß 3.2 (1998): Eindickung von Klärschlamm, *Korrespondenz Abwasser* 1/1998
- ATV – Arbeitsbericht Arbeitsgruppe 3.3.1 (1999): Trocknung Kommunaler Klärschlämme in Deutschland, Teil 2, *Korrespondenz Abwasser* 9/1999
- FREY W.: Belüftungssysteme; Wiener Mitteilungen Band 81; 1990
- HANITSCH P.H.: Rohrreibungsverluste bei der Förderung von Klärschlamm; *Korrespondenz Abwasser* Heft 7; (1981)
- KASSNER W.: Solare Klärschlamm trockenung, KA Nr.:1, S. 91ff (2000)
- WEINBERGER J.: Errichtung einer Schlamm presse in Form einer Zentrifuge anstelle einer Kammerfilterpresse – Kostenersparnis/Variantenvergleich KA Betriebsinfo Folge 2 (1998)
- THOMÉ-KOZMIENSKY 1998: Klärschlamm entsorgung; TK Verlag Thomé-Kozmiensky
- ZÄSCHKE E.: Hydraulische Planung von Kläranlagen, Vortragsmanuskript ATV-Seminar 84/3, (1984)

AAB - Abwassertechnische Ausbildung und Beratung
Dipl.-Ing. Dr. Wilhelm Frey

Leobendorf / Hofgartenstraße 4/2
A-2100 Korneuburg

Telefon: ++43 (0) 2262 68173

Fax: ++43 (0) 2262 66385

Handy: 0664 1420181

e-mail: aab.frey@aon.at

TBS – Technisches Büro Schrammel
Ing. Anton Schrammel

Himmelstraße 7
A-3413 Unterkirchbach

Tel. 02242 6601

Fax: 02242 6601 15

e-mail: tb-schrammel@eunet.at

Themenbereich D:

Klärschlammverwertung und Entsorgung

Matthias Zessner

Institut für Wassergüte und Abfallwirtschaft, Technische Universität Wien

1 Einleitung

Neben dem gereinigten Abwasser ist Klärschlamm das zweite wesentliche Endprodukt der biologischen Abwasserreinigung. Klärschlamm stellt eine wichtige Stoffsenke dar. Es kann davon ausgegangen werden, dass alle Stoffe, die ins Abwasser, aber auch in die Luft abgegeben werden, zu einem gewissen Prozentsatz im Klärschlamm wiederzufinden sind. Damit stellt Klärschlamm einen wichtigen Indikator für das umweltgerechte Verhalten der Bevölkerung dar. Die anfallende Klärschlammmenge wird vor allem durch die aus dem Abwasser entfernte CSB-Fracht (bzw. die entsorgten Einwohnerwerte) bestimmt. Pro Einwohnerwert (EW) ist mit einem Klärschlammfall von 10 – 30 kg/a zu rechnen. Dieser spezifische Wert wird im wesentlichen durch die Abwasserzusammensetzung (z.B. Mischwassereinfluss), den Stabilisierungsgrad des Schlammes und die bei der Abwasserreinigung eingesetzten Zusatzstoffe beeinflusst.

Eine Abwasserreinigungsanlage kann ihren Zweck nur dann voll erfüllen, wenn nicht nur das Abwasser weitgehend gereinigt wird, sondern darüber hinaus auch der Klärschlamm sinnvoll verwertet oder schadlos entsorgt wird. Im wesentlichen gibt es derzeit zwei gangbare Wege der Verwertung bzw. Entsorgung von Klärschlamm:

- einerseits die Verwertung der Wertstoffe des Klärschlammes durch Einsatz in der Landwirtschaft oder im Landschaftsbau und

- andererseits die konzentrierte Ablagerung auf Deponien nach entsprechender Vorbehandlung

Aufgrund der unterschiedlichen Strategien zur Klärschlamm Entsorgung ergeben sich unterschiedliche Anforderungen an die Klärschlammbehandlung. Während im Falle einer Deponierung eine möglichst weitgehend Aufkonzentrierung und Inertisierung der abzulagernden Stoffe das Ziel einer Behandlung ist, ist für eine Verwertung eine möglichst weitgehende Rückführung der Wertstoffe anzustreben. Eine Behandlung, die oft zu einem Verlust an Wertstoffen führt, ist daher nur soweit sinnvoll, als sie aufgrund der Anforderungen, die sich durch Lagerung, Transport und Aufbringung ergeben, notwendig ist. Es ist daher für die Wahl der Behandlungsverfahren entscheidend, welche Entsorgungsstrategie angestrebt wird.

Kompostierung und Verbrennung sind keine Entsorgungsschritte im eigentlichen Sinn. Da bei diesen Behandlungsverfahren wiederum ein Produkt (Kompost, Asche) anfällt, welches verwertet oder entsorgt werden muss.

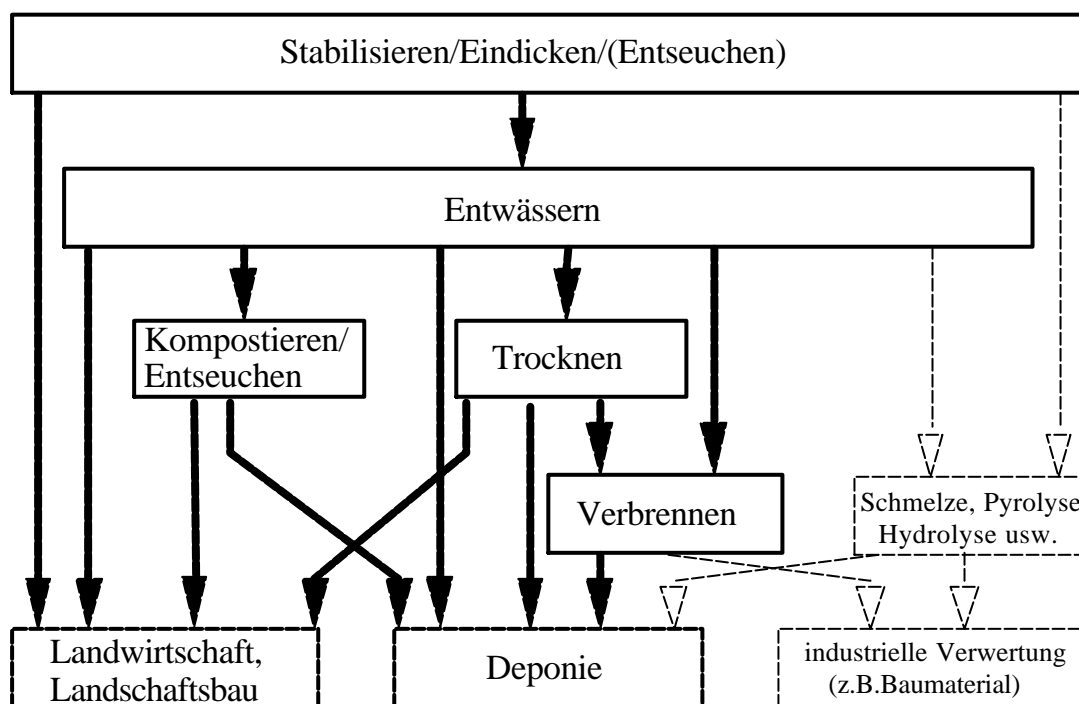


Abbildung 1: mögliche Behandlungs-, Verwertungs- und Entsorgungsverfahren für Klärschlamm (Zessner, 1995)

2 Stand der Entsorgung in Österreich

Die Abbildung 2 zeigt die Entwicklung der kommunalen Klärschlammproduktion in Österreich in den neunziger Jahren. Diese Entwicklung ist durch eine deutliche Zunahme der Klärschlammengen gekennzeichnet. Diese ist vor allem auf eine Zunahme der in kommunalen Kläranlagen gereinigten Abwasserfracht zurückzuführen. Der spezifische Klärschlammmanfall ist mit 18 kg TS/(EW.a) zu Beginn der neunziger gegenüber 19 kg TS/(EW.a) gegen Ende der neunziger Jahre praktisch unverändert geblieben. Eine Steigerung des spezifischen Klärschlammmanfalles durch vermehrten Einsatz von Fällungsmitteln oder Konditionierungsmitteln (z.B. Kalk bei der Entwässerung) ist auf Grund dieser Erhebungen nicht zu erkennen. Neben den rund 200.000 t TS/a an kommunalem Klärschlamm wird in Österreich auf reinen Industriekläranlagen etwa die selbe Klärschlammmenge produziert.

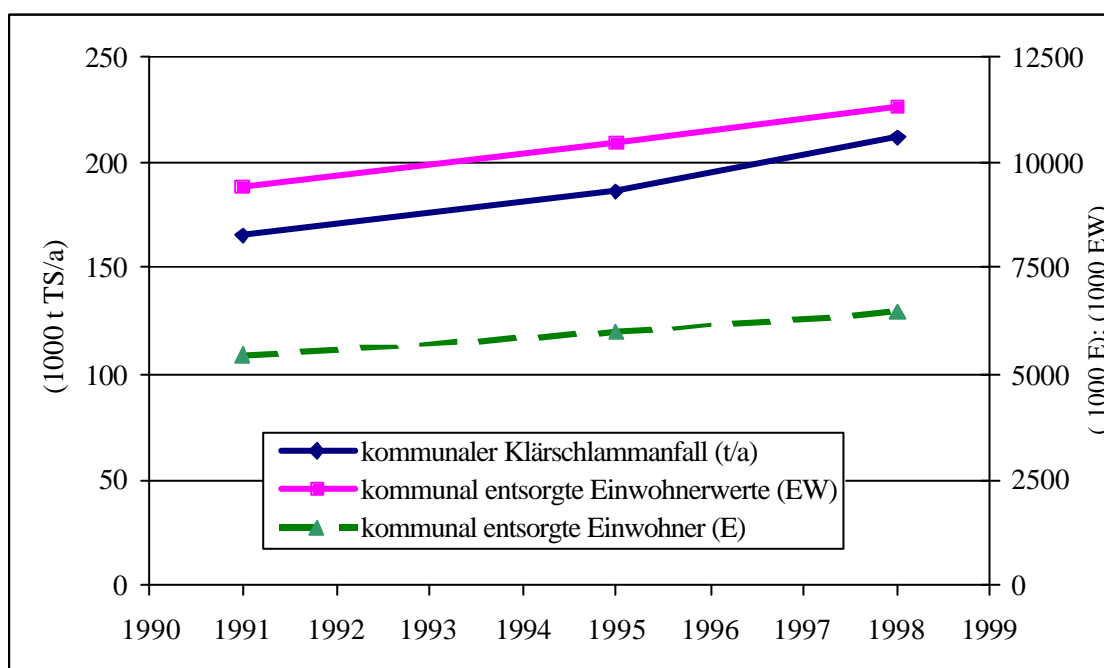


Abbildung 2: Entwicklung der Produktion von kommunalem Schlamm in Österreich 1991 -1998 (BM f LF, 1993, 1996 und 1999)

Die nächste Abbildung zeigt die Entwicklung der einzelnen Verwertungs- und Entsorgungspfade, die in Österreich für kommunalen Klärschlamm beschritten wurden. Bei einer zunehmenden Gesamtmenge an Klärschlamm, blieben jene Mengen, die landwirtschaftlicher Verwertung zugeführt wurden, und jenen

Mengen, die verbrannt wurden, weitgehend unverändert. Verbrannt wird der kommunaler Klärschlamm in Wien. Darüber hinaus ist die Verbrennung in Österreich derzeit ohne wesentliche Bedeutung.

Eine Beeinflussung, der in der Landwirtschaft verwerteten Klärschlamm mengen durch das im Jahre 1995 gestartete Programm zur Förderung einer umweltgerechten, extensiven und den natürlichen Lebensraum schützenden Landwirtschaft (ÖPUL) von dem vorerst angenommen wurde, dass es zu einer Einschränkung der landwirtschaftlichen Verwertung führen könnte, ist nicht ersichtlich. Tatsächlich dürfte der in der Landwirtschaft verwertete Klärschlamm 1998 gegenüber den Jahren davor zugenommen haben, da anzunehmen ist, dass ein Teil des unter „Sonstige Verwertung und Entsorgung“ zusammengefassten Klärschlammes, welcher zur Kompostierung an Dritte abgegeben wurde, auch wieder den Weg auf die landwirtschaftlichen Flächen gefunden haben dürfte. Die durch das Bundesministerium für Landwirtschaft durchgeführte Erhebung kann den Verbleib dieser Schlamm mengen auf Grund fehlender Aufzeichnungen bei den Landesregierungen bzw. fehlender Möglichkeiten der Nachverfolgung nicht aufzeigen.

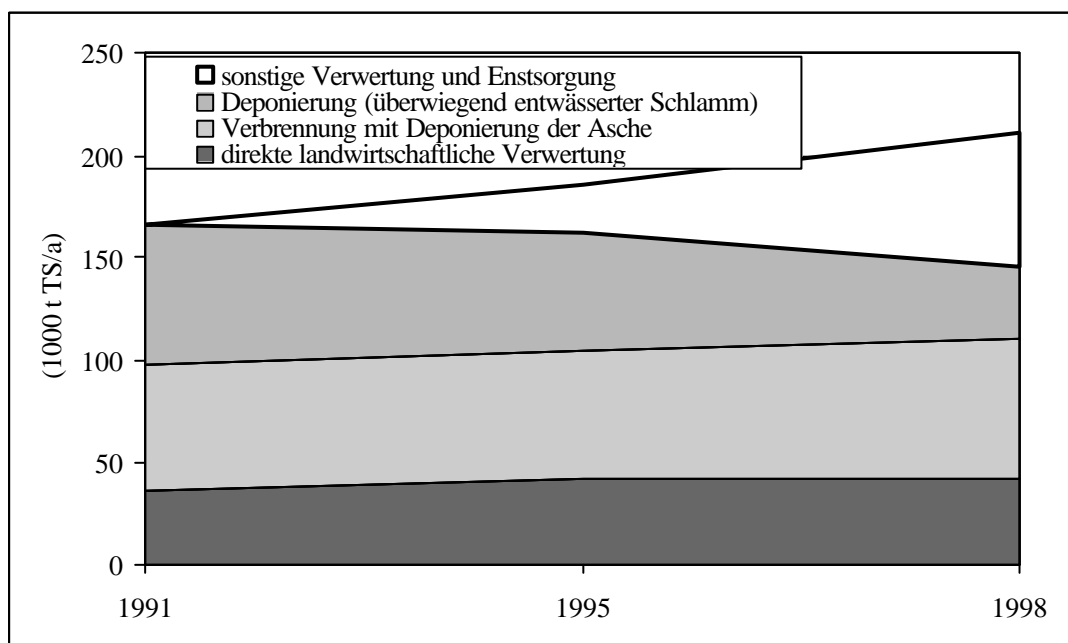


Abbildung 3: Entwicklung der Verwertung und Entsorgung von kommunalem Klärschlamm in Österreich 1991 - 1998 (BM f LF, 1993, 1996 und 1999)

Trotz rückläufiger Deponiekosten deutlich zurückgegangen ist in den letzten Jahren die Deponierung von Schlamm (ohne vorheriger Verbrennung). Dieser

Entsorgungspfad kann in Österreich auf Grund der rechtlichen Rahmenbedingungen (Deponieverordnung) als Auslaufmodell betrachtet werden. Jedoch ist auch hier die Erhebung verzerrt, da ein Teil des unter „Sonstiges“ zusammengefassten Klärschlammes über Kompostierung/Vererdung auch den Weg auf Deponien findet (Kompostierung mit Hausmüll oder Einsatz zur Deponieoberflächenabdeckung).

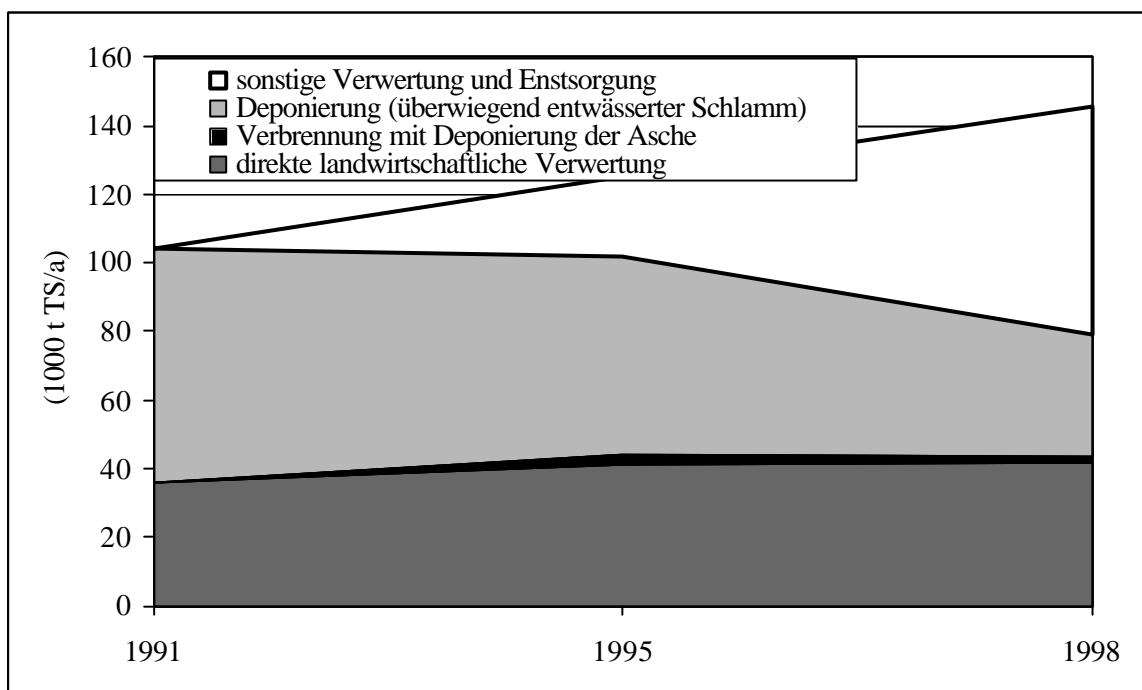


Abbildung 4: Entwicklung der Verwertung und Entsorgung von kommunalem Klärschlamm in Österreich 1991 - 1998 ohne Wien (BM f LF, 1993, 1996 und 1999)

Stark zugenommen hat jene Klärschlammmenge, die unter „Sonstiges“ zusammengefasst wurde. Ohne den Klärschlamm von Wien, der fast ein Drittel des Österreichischen Klärschlammes ausmacht und verbrannt wird, macht dieser Posten bereits fast die Hälfte des Klärschlammes aus den übrigen 8 Bundesländern aus (Abbildung 4)! Entsprechend den Angaben des Gewässerschutzberichtes 1999 wurde 1998 ein Drittel des unter sonstiges zusammengefassten Klärschlammes kompostiert. Das weitere Schicksal dieses Klärschlammes geht aus der Erhebung nicht hervor. Einerseits wird es sich dabei um eine Verwertung im Landschaftsbau oder in der Landwirtschaft handeln, andererseits ist hier auch jener Klärschlamm, der nach einer Kompostierung (evt. mit Hausmüll, z.B. Salzburg Stadt) deponiert wird oder zur Deponieabdeckung (z.B. Deponie „Langes Feld“, Wien) verwendet wird, subsumiert. Zwei Drittel

des unter „Sonstiges“ zusammengefassten Klärschlammes – dies entspricht der Menge des gesamten landwirtschaftlich verwerteten Schlammes – wird entsprechend den Angaben des Gewässerschutzberichtes 99 „sonst wie“ verwertet bzw. entsorgt (z.B. Aufbereitung, Landschaftsbau, Zwischenlagerung, Baustoffzuschlagstoffe, Kleinmengenabgaben, etc.) (BM f. LF, 1999). Diese Aufzählung deutet darauf hin, dass der Verbleib des unter „Sonstiges“ zusammengefassten Klärschlammes nicht immer ganz klar ist. Die Entwicklung zeigt, dass durch Einschränkungen bei den herkömmlichen Verwertungs- und Entsorgungspfaden, andere Entsorgungspfade gesucht und beschritten werden. Problematisch ist diese Entwicklung, da diesen Alternativen zum Teil keine klaren umweltpolitischen Konzepte zu Grunde liegen (gezieltes Stoffstrommanagement), Kontrollmechanismen fehlen, keine klaren rechtlichen Rahmenbedingungen und zum Teil nicht einmal entsprechende Aufzeichnungen bestehen.

Für die Erhebung von Verwertungs- und Entsorgungspfaden in Österreich erscheint es jedenfalls angebracht das Erhebungsschema an die geänderten Rahmenbedingungen anzupassen. Jedenfalls sollte die Erhebung den Verbleib des Kompostes einschließen (Verwertung in Landwirtschaft oder Landschaftsbau, bzw. Deponierung und Einsatz beim Deponiebau). Auch von Seiten der EU her sind hier entsprechende Aufzeichnungen gefordert.

3 Rechtliche Rahmenbedingung

3.1 Allgemeines

Die Klärschlamm Entsorgung liegt im Spannungsfeld zwischen den Regelungen von:

Wasserrechtsgesetz,

Abfallwirtschaftsgesetz (incl. Deponieverordnung) und

Regelungen in Bezug auf Landwirtschaft und Bodenschutz (Bodenschutzgesetz inkl. Klärschlammverordnung, Düngemittelgesetz, ÖPUL)

3.2 Wasserrechtsgesetz

Das Wasserrechtsgesetz gibt durch das Reinhaltegebot (§ 30) für Gewässer die Notwendigkeit der Abwasserreinigung und damit auch für die Klärschlamm Entsorgung vor. Dem Reinhaltegebot kann nur durch eine gesicherte Klärschlamm Entsorgung nachgekommen werden. Weiters bedarf die Klärschlamm Ausbringung gemäß § 32 Abs. 1 dann einer wasserrechtlichen Bewilligung, wenn sie mehr als nur geringfügige Auswirkungen auf die Gewässergüte hat.

3.3 Abfallwirtschaftsgesetz

Im Abfallwirtschaftsgesetz werden die Grundsätze der Abfallwirtschaft vorgegeben. Demnach hat eine Vermeidung von Abfällen vor einer Verwertung und diese vor einer Ablagerung nach entsprechender Vorbehandlung zu erfolgen. Eine gänzliche Vermeidung von kommunalem Klärschlamm ist bei Einhaltung der Anforderungen des Gewässerschutzes nicht möglich (quantitative Vermeidung). Mengemäßig ist der Klärschlamm anfall jedoch durch die Wahl der Schlammbehandlungsverfahren beeinflussbar. Vor allem ist für Klärschlamm jedoch die Forderung zur Vermeidung des Eintrages potentieller Schadstoffe in das Abwasser relevant (qualitative Vermeidung). Entscheidend für die Klärschlamm Entsorgung jedoch ist der gesetzliche Auftrag, wonach eine Verwertung, soweit dies ökologisch vorteilhaft und technisch möglich ist, vor einer Entsorgung zu erfolgen hat. Ist eine Verwertung nicht möglich, ist der Klärschlamm möglichst reaktionsarm und konditioniert abzulagern.

3.4 Deponieverordnung

Im der Deponieverordnung werden Anforderungen an abzulagernde Stoffe vorgegeben. Für die Klärschlamm Entsorgung erlangt vor allem der §5 Absatz 7 Bedeutung. Demnach ist die obertägige Deponierung von Abfällen, deren Anteil an organischem Kohlenstoff (TOC) mehr als 5 Massenprozent beträgt, verboten. Davon ausgenommen sind Abfälle aus mechanisch-biologischer Vorbehandlung sofern der aus der Trockensubstanz bestimmte Verbrennungswert (oberer Heizwert) dieser Abfälle weniger als 6000 kJ/kg beträgt. Die Vermischung eines Abfalls mit heizarmen Materialien bzw. Abfällen unter der Zielsetzung diesen Grenzwert zu unterschreiten ist unzulässig. Diese Regelung wird für neue

Deponien ab dem Jahre 2004 wirksam. Für alte Deponien ist noch eine Übergangsfrist bis 2008 vorgesehen.

Die mechanisch-biologische Vorbehandlung wird in der Verordnung folgendermaßen definiert: Eine mechanisch-biologische Vorbehandlung ist eine verfahrenstechnische Kombination mechanischer und biologischer Prozesse zur Vorbehandlung von Abfällen. Ziel der mechanischen Prozesse ist die Separierung von für eine biologische Behandlung wenig geeigneten Stoffen, von Störstoffen und Schadstoffen sowie eine Optimierung des biologischen Abbaues der verbleibenden Abfälle durch Erhöhung der Verfügbarkeit und Homogenität. Ziel der biologischen Prozesse ist der weitestmögliche Abbau verbliebener organischer Substanzen (Ab- und Umbau biologisch abbaubarer Bestandteile) durch die Anwendung anaerob-aerober oder aerober Verfahren. Mechanisch-biologisch vorbehandelte Abfälle zeichnen sich durch eine deutliche Reduzierung des Volumens, des Wassergehaltes und des Gasbildungspotentiales sowie durch eine deutliche Verbesserung des Auslaugverhaltens und des Setzungsverhaltens aus.

3.5 Düngemittelgesetzes

Gemäß § 5 Abs. 3 kann das BMLF mit Verordnung unbelastete Klärschlämme und unbelastete Komposte biogenen Ursprunges zur Verwendung als Düngemittel zulassen. Die Verordnung wurde bisher nicht erlassen. Ein „in Verkehr bringen“ von Düngemitteln, Bodenhilfsstoffen, Kultursubstraten und Pflanzenhilfsmitteln, die Klärschlamm enthalten, welche nicht durch Verordnung als unbelastet ausgewiesen werden, ist verboten. Da die Verordnung zur Definition von unbelasteten Klärschlämmen nicht erlassen wurde, gilt das Verbot derzeit für alle Schlämme. Unter „in Verkehr bringen“ wird das Einführen, das Befördern, das Vorrätighalten zum Verkauf, das Feilhalten, das Verkaufen und jedes sonstige Überlassen im geschäftlichen Verkehr verstanden. Eine Ausbringung von nassem oder entwässertem Schlamm auf Felder unter dem Titel der Klärschlammverwertung wird durch dieses Gesetz nicht direkt berührt. Eine Kompostierung, Vererdung oder Trocknung durch Dritte ist, vor allem wenn an eine überregionale Verteilung und Vermarktung des Endproduktes gedacht wird, aufgrund dieses Gesetzes zumindest unter den Bezeichnungen Düngemittel, Bodenhilfsstoff, Kultursubstrat oder Pflanzenhilfsmittel nicht zulässig.

3.6 ÖPUL

Das österreichische Programm zur Umsetzung der EU-Verordnung (Nr. 2078/92) für umweltgerechte und den natürlichen Lebensraum schützende landwirtschaftliche Produktionsverfahren (ÖPUL) enthält Förderungsrichtlinien für eine Extensivierung in der Landwirtschaft. Bisher wurden die Programmrichtlinien ÖPUL95, ÖPUL98 und ÖPUL2000 erarbeitet, die sich hinsichtlich der Zulässigkeit der Klärschlammanwendung nicht grundlegend voneinander unterscheiden. Die Maßnahmen des ÖPUL sind mit wenigen Ausnahmen Flächenförderungen. Auf diesen Flächen sind bestimmte Förderungsvoraussetzungen einzuhalten, die eine Erhaltung der extensiven und eine Verringerung der intensiven Wirtschaftsweisen bewirken sollen. Die Extensivierung wird besonders durch eine Reduktion von Düngemitteln und Pflanzenschutzmitteln erreicht. Es wird auch der Einsatz von Klärschlamm bei einer Vielzahl von Maßnahmen (Kombinationen) untersagt bzw. eingeschränkt. Ein grundsätzliches Klärschlammverbot besteht jedoch nicht. Aus aktuellen Abschätzungen kann davon ausgegangen werden, dass unter Berücksichtigung der Einschränkungen durch ÖPUL-Programme auf rund 50 % der Ackerflächen und ca. 20 % der Grünlandflächen Österreichs eine Klärschlammverwertung grundsätzlich möglich ist. Da die Förderungsrichtlinien im ÖPUL eine Vielzahl von verschiedenen Förderungsmaßnahmen und Förderungskombinationen enthält, welche für die Klärschlammanwender unübersichtlich sind, wurde vom ÖVAW-Ausschuß „landwirtschaftliche/ stoffliche Verwertung von Klärschlamm“ ein Merkblatt zusammengestellt, welches die Möglichkeiten einer Klärschlammanwendung im ÖPUL Programm kurz zusammenfasst (ÖVAW, 2000).

3.7 EU-Richtlinien

Nach der Richtlinie des Rates über die Behandlung kommunaler Abwässer (91/271/EWG) ist Klärschlamm aus der Abwasserbehandlung nach Möglichkeit wiederzuverwenden. Im Verlauf der Wiederverwendung sind die Belastungen der Umwelt auf ein Minimum zu begrenzen. Die zuständigen Behörden sorgen dafür, dass die Entsorgung von Klärschlamm aus kommunalen Abwasserbehandlungsanlagen bis zum 31.12.1998 allgemeinen Regelungen unterzogen wird oder registrier- oder genehmigungspflichtig ist.

Die EU-Richtlinie über den Schutz der Umwelt und insbesondere der Böden bei der Verwendung von Klärschlamm in der Landwirtschaft (86/278/EWG) gibt EU-weite Rahmenbedingungen für eine landwirtschaftliche Verwertung von Klärschlamm vor. Sie ist damit auch eine Vorgabe für die Österreichischen Regelungen. Zur Zeit wird an einer Neufassung dieser Richtlinie gearbeitet. Der dritte Entwurf eines Arbeitspapiers zu dieser Richtlinie liegt bereits vor. Folgende Neuerungen dürften dabei zu erwarten sein. Die Begrenzung von Schwermetallen über maximale Frachten und maximale Konzentrationen dürfte in einer ähnlichen Höhe festgelegt werden, wie sie den weniger strengen Bundesländerregelungen in Österreich entspricht. Allerdings ist vorgesehen mittel- bzw. langfristig stufenweise eine deutliche Senkung dieser Grenzwerte vorzunehmen. Allerdings dürften auch die zur Zeit für das Jahr 2025 vorgesehenen Grenzen von vielen Österreichischen Klärschlämmen bereits heute einzuhalten sein. Neben den Grenzwerten, welche wie allgemein üblich auf die Trockensubstanz bezogen werden, ist ein Vorschlag für Grenzwerte bezogen auf den Phosphorgehalt (g Schwermetall/kg Phosphor) enthalten, welche, bei Einhaltung der maximalen Schwermetallfrachten, wahlweise zur Beurteilung der Eignung des Schlammes herangezogen werden können.

Neben den Grenzwerten für Schwermetalle sollen auch Grenzwerte für organische Mikroverunreinigungen definiert werden. Zur Zeit sind AOX (Summe der halogenierten organischen Verbindungen), LAS (Lineare Alkylbenzolsulfonate), DEHP (Di(2-ethylhexyl)phthalat), NPE (Nonylphenol und Nonylphenoethoxylate mit 1 oder 2 Ethoxygruppen) PAH (polyzyklische aromatische Kohlenwasserstoffe), PCB (polychlorierte Biphenyle) und PCDD/F (polychlorierte Dibenzodioxine/Dibenzofurane) in Diskussion. Die geforderte Analysenhäufigkeit dürfte dabei deutlich geringer sein als bei den Schwermetallen.

In Hinblick auf die Anforderungen an die Schlammbehandlung enthält das Arbeitspapier zur EU-Richtlinie eine Liste von Behandlungsverfahren, die für eine Verwertung vorausgesetzt werden. Es wird dabei zwischen den Kategorien „advanced treatment“ und „conventional treatment“ unterschieden. Unter „Advanced treatment“ werden Verfahren zur Hygienisierung des Schlammes verstanden. Für entsprechend behandelten Schlamm ist der Anwendungsbereich auch auf Gemüse und Obstkulturen sowie Parks und Grünanlagen erweitert. Unter „conventional treatment“ sind, im Gegensatz zu einer Vorversion, inzwischen die in Österreich üblichen Stabilisierungsverfahren enthalten.

Anwendungsbereiche sind (zum Teil mit Einschränkungen in Hinblick auf Erntezeitpunkte und Zugänglichkeit) Grünland, Ackerland, Obstbaumkulturen und landbaulichen Maßnahmen. Weiters sollen Klärschlammproduzenten im Falle einer Verwertung angehalten werden Qualitätssicherungssysteme für den gesamten Prozess (Vermeidungsstrategien, Schlammbehandlung und Ausbringung, etc) einzuführen. Die Mitgliedstaaten sollen verpflichtet werden Strategien zur Schadstoffvermeidung zu entwickeln, damit die mittel- bzw. langfristig vorgesehenen Anforderungen eingehalten werden können.

3.8 Bodenschutzgesetze der Länder

In Österreich erfolgt die Umsetzung der EU-Richtlinie zur Regelung für der landwirtschaftlichen Klärschlammverwertung auf Landesebene. In einem Großteil der Bundesländer (Burgenland, Niederösterreich, Oberösterreich, Steiermark und Vorarlberg) gibt es bereits seit längerem eigene Bodenschutz- bzw. Klärschlammgesetze mit zugehöriger Klärschlammverordnung. Auch in Kärnten steht die Umsetzung einer Landesregelung unmittelbar bevor. In Wien wird überlegt zur erforderlichen Umsetzung der EU-Richtlinie eine Verordnung zu erlassen, welche die landwirtschaftliche Verwertung von Klärschlamm untersagt.

Neu sind die Ansätze in Vorarlberg und Kärnten, wo eine Aufwandsbeschränkung von Klärschlamm auch über die Phosphorfracht erfolgt. Die für Kärnten vorgesehenen Grenzwerte für Schwermetalle sind deutlich strenger, als die in den meisten anderen Bundesländern gültigen. Auch in Niederösterreich soll das Bodenschutzgesetz und die Klärschlammverordnung novelliert werden. Dabei wird der Geltungsbereich auch auf Böden, die nicht in landwirtschaftlicher Produktion stehen ausgeweitet und die Klärschlammverordnung zu einer Verordnung über organische Reststoffe erweitert, in der neben der Verwertung von Klärschlamm auch jene von Kompost geregelt wird. Eine deutliche Verschärfung der Grenzwerte für Schwermetalle ab 2004 bleibt, wie in der bisherigen Klärschlammverordnung vorgesehen, erhalten. Allerdings dürfte diese Verschärfung etwas weniger stark ausfallen, als es in der bisherigen Verordnung vorgesehen war. Für PCB und PCDD/F sollen in Niederösterreich keine verpflichtenden Untersuchungen mehr gefordert werden. Weiters ist für Klärschlammverwerter eine bindende Einzahlung in den NÖ Bodenwirtschaftsfond vorgesehen. Dieser Fond soll Schadenersatz im Falle eines durch Anwendung von Klärschlamm- oder Klärschlammkompost entstanden Schadens

gewähren. Die Grundlage dafür soll im NÖ-Bodenwirtschaftsfondsgesetz geschaffen werden. Die Mittel des Fonds sollen als Ersatz für Schäden dienen, die durch die Anhäufung von schädlichen Stoffen in organischen Reststoff verursacht worden sind oder als Folge der gesetzlichen Absenkung von Bodengrenzwerten eintreten können.

Tabelle 1: Grenzwerte, Grenzwertvorschläge und aktuelle Klärschlammgehalte in Österreich (Werte in mg/kg TS)

	(1)	(2)	(3)	(4)	(5)	(6)	(7)	(8)	(9)
Cd	4-10	2,5	3	2	3	2	3,0	1,3	2,2
Cr	300-500	100	150	70	300	70	64	41	71
Cu	400-500	300	500	300	500	300	190	190	305
Hg	4-10	2,5	3	2	5	2	1,8	0,8	2,5
Ni	80-100	80	80	60	100	60	37	25	43
Pb	150-500	150	130	100	200	100	145	56	100
Zn	1600-2000	1800	1800	1500	-	1200	1320	892	1418

- (1) derzeit gültige Grenzwerte (Verschiedene Bundesländer)
- (2) Kärntner Klärschlamm und Kompostverordnung (Entwurf 2000) Klasse B (max. Aufbringungsmengen 4,8 t TS/ha.2a)
- (3) NÖ organische Reststoffverordnung (Entwurf 2000) Klasse B (Verwertung nur auf sehr gut und mittel geeigneten Flächen)
- (4) NÖ organische Reststoffverordnung (Entwurf 2000) Klasse A
- (5) Kompostverordnung (Entwurf 2000/4) Anforderung an Klärschlamm als Ausgangsmaterial für Kompost
- (6) Kompostverordnung (Entwurf 2000/4) Anforderung an Klärschlamm als Ausgangsmaterial für Qualitätsklärschlammkompost und Kompost zur Aufbringung auf landwirtschaftliche Flächen
- (7) Medianwert von über 1000 österreichischen Klärschlämmen (1987 – 1989) (Aichberger, 1990)
- (8) Medianwert von 323 österreichischen Klärschlämmen (1995 – 1999) (Amlinger, Weissteiner, 2000)
- (9) 90%-Wert von 323 österreichischen Klärschlämmen (1995 – 1999) (Amlinger, Weissteiner, 2000)

3.9 Kompostverordnung des Bundes

Ebenfalls in der Begutachtungsphase befindet sich zur Zeit (2000) die Bundesverordnung über Qualitätsanforderungen an Komposte aus Abfällen (Kompostverordnung). Diese Verordnung definiert Anforderungen an die Kompostqualität und an die Herkunft bzw. Qualität der Ausgangsmaterialien. Nicht erfasst über diese Verordnung sind jedoch Komposte, die nach landesrechtlichen Regelungen für Kompost hergestellt sind. Für Klärschlammverwertung ist wichtig, dass Klärschlamm als Ausgangsmaterial für Kompost zugelassen ist, wenn er bestimmte Grenzwerte für Schwermetalle

einhält. Dabei werden für Qualitätsklärschlammkomposte bzw. für Komposte die zum Einsatz in der Landwirtschaft vorgesehen sind, niedrigere Grenzwerte vorgesehen als für sonstige Komposte (siehe Tabelle 1). Weiters soll über diese Verordnung die Aufzeichnungspflichten für Komposthersteller festgelegt werden.

4 Verwertung

4.1 Landwirtschaftliche Verwertung

Die Nährstoffe (N, P) im Abwasser stammen überwiegend aus den Nahrungsmitteln und damit aus der landwirtschaftlichen Produktion (Abbildung 5). Im Sinne einer Ressourcenschonung wäre daher eine Rückführung der Nährstoffe in den landwirtschaftlichen Kreislauf anzustreben. Vor allem dem Phosphor kommt hier große Bedeutung zu, da die abbauwürdigen und vor allem die schwermetallarmen (z.B. Cadmium) Phosphorreserven der Erde begrenzt sind. Durch die Anforderungen an die Phosphorentfernung bei der Abwasserreinigung verdoppelt sich der Phosphorrückhalt im Österreichischen Klärschlamm in etwa. So könnten bei einem durchschnittlichen P-Rückhalt von 80 % bei Verwertung des gesamten Österreichischen Klärschlammes etwa 25 % des derzeitigen Handelsdüngereinsatzes ersetzt werden (Abbildung 4). Legt man den Überlegungen eine landwirtschaftliche Produktion zu Grunde, die den Düngemitelesatz so weit reduziert, dass sich die P-Lager in den österreichischen Böden nicht weiter erhöht werden, könnte der Klärschlamm sogar einen noch wesentlich höheren Versorgungsbeitrag leisten.

Stickstoff wird auch bei Kläranlagen mit Stickstoffentfernung nur zu einem geringen Teil im Klärschlamm zurückgehalten. Damit ist der Beitrag, den Klärschlamm zur Stickstoffversorgung in der Landwirtschaft leisten kann, deutlich geringer und Klärschlamm kann vor allem als Phosphordünger angesehen werden. Wird Klärschlamm mit Kalk entwässert, so kann, wenn auf den Böden ein Kalkbedarf besteht, auch dieser einen Wert für die Verwertung darstellen. Allerdings sind durch den Einsatz von Kalk weitere Stickstoffverluste zu erwarten. Weiters können die organische Trockensubstanz, Magnesium, Schwefel, fallweise aber auch eine Reihe von Mikronährstoffen wie Eisen, Kupfer, Zink und Bor wertgebenden Stoffe im Klärschlamm sein. Kalium enthält Klärschlamm in der Regel nur wenig und muss im Bedarfsfall bei einer

landwirtschaftlichen Klärschlammverwertung in anderer Form dazu gedüngt werden.

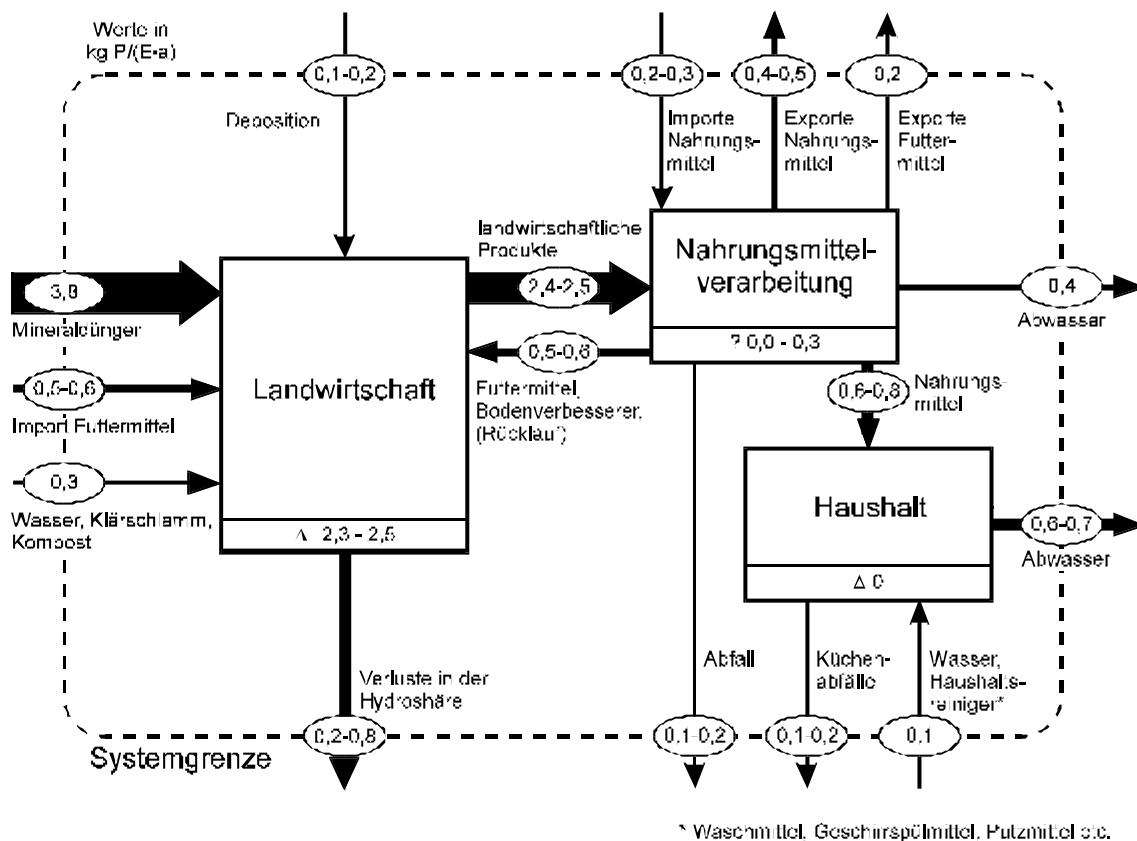


Abbildung 5: Phosphorflüsse bei Versorgung und Verbrauch von Nahrungsmitteln (ohne Abwasserreinigung) (Österreich, Mitte der 90er Jahre) (Zessner, 1999)

Tabelle 2: Wertstoffgehalte im Klärschlamm

oTS	P ₂ O ₅	N	K ₂ O	CaO	MgO	S
% TS	g/kg TS	g/kg TS	g/kg TS	g/kg TS	g/kg TS	g/kg TS
35 – 60	35 – 80 ¹⁾	15 - 65	2 - 7	50 – 100 ²⁾	7 - 10	5 - 10

¹⁾ Werte von Kläranlagen mit P-Entfernung, bei Kläranlagen ohne P-Entfernung liegen die Gehalte etwa bei der Hälfte.

²⁾ Werte von Klärschlämmen ohne Kalkzusatz bei der Entwässerung, mit Kalkzusatz betragen die Gehalte etwa 20 – 40 %.

Limitierend für eine Verwertung von Klärschlamm können der Gehalt an potentiellen Schadstoffen bzw. hygienische Fragestellungen sein. Ein starker Rückgang der Schwermetallbelastungen von Klärschlämmen seit Beginn der 80er Jahre konnte bereits vielfach gezeigt werden (z.B. Amt der OÖ LRG, 1998; siehe auch Tabelle 1). Zusammen mit der Zunahme des Phosphorgehaltes ist das als

Kriterium für eine landwirtschaftliche Verwertung entscheidende Schwermetall/Wertstoff-Verhältnis in den letzten 10 bis 20 Jahren wesentlich verbessert worden. In der Regel liegen die Klärschlammgehalte Österreichs deutlich unter den in Österreich gültigen Grenzwerten (Tabelle 1). Abgesehen von Zink und Kupfer, die toxikologisch weniger kritisch zu beurteilen sind und zudem auch wesentliche Spurenelemente für das Pflanzenwachstum sind, liegen die mittleren Schwermetallgehalte bereits im Bereich oder unter den Bodengrenzwerten. Insgesamt liegen daher die mittleren Frachten an Schwermetallen, die - insbesondere bei bedarfsgerechter Phosphordüngung - pro Fläche bei einer Klärschlammverwertung aufgebracht werden, um ein Vielfaches unter den Frachten, die sich bei einer Ausnutzung der Grenzwerte und den maximalen zulässigen Aufbringungsmengen ergeben würden.

In Österreich, im Rahmen des ÖWAV-Arbeitsausschusses „landwirtschaftliche/stoffliche Verwertung von Klärschlamm“, dessen Ziel eine Überarbeitung des ÖWWV-Regelblattes Nr. 17 („Landwirtschaftliche Verwertung von Klärschlämmen - Empfehlungen für Betreiber von Abwasserreinigungsanlagen“) ist, aber auch auf EU-Ebene wird zur Zeit diskutiert, neben Grenzwerten für Schwermetalle, welche auf die Trockensubstanz bezogen sind, Grenzwerte bezogen auf den P-Gehalt festzulegen. Ausgangspunkt dafür wäre die Festlegung von maximalen Schwermetallfrachten, die über eine Durchrechnungszeitraum von 1-3 Jahren auf die Flächen aufgebracht werden dürfen. Voraussetzung, dass ein Klärschlamm angewandt werden darf, ist entweder die Einhaltung der üblichen auf die Trockensubstanz bezogenen Grenzwerten oder von Grenzwerten auf den Phosphorgehalt bezogen.

Auf Grund folgender Überlegungen scheint ein solche Vorgehensweise durchaus angebracht: Bei einer Anwendung von 2,5 t TS/(ha.a) eines Klärschlammes mit 15 g - 20 g P/kgTS (35 - 45 g P₂O₅/kg TS) kommt es zu einer Zufuhr in den Boden von 37,5 kg - 50 P/(ha.a) bzw. 86 - 115 kg P₂O₅/(ha.a). Dies ist eine (mehr als) ausreichende P-Versorgung. Liegt der P-Gehalt im Schlamm über diesem P-Gehalt wäre die P-Versorgung bei der selben Aufwandmenge noch höher. 15 - 20 g P/kgTS ist ein Gehalt der in Einzelfällen von Klärschlämmen ohne P-Fällung erreicht werden kann. Bei Schlämmen aus Kläranlagen mit P-Fällung liegt der Gehalt in der Regel in diesem Bereich oder darüber. Eine regelmäßige Anwendung von 2,5 t TS/(ha.a) führt daher in der Regel zu einer deutlichen Überversorgung der Böden mit Phosphor und Phosphorfracht limitiert

die Anwendung - nicht mehr die TS-Fracht von 2,5 tTS/(ha.a). Werden nun Grenzwerte in g SM/kg P so festgelegt, dass sie den Grenzwerten bezogen auf die Trockensubstanz entsprechen, wenn der P-Gehalt des Schlammes bezogen auf die Trockensubstanz 15 g - 20 g P/kgTS beträgt, so sind für Schlämme mit einem geringeren P-Gehalt (Kläranlagen ohne P-Entfernung) die Grenzwerte bezogen auf die Trockensubstanz günstiger. Diese Schlämme werden nach dem üblichen Grenzwerten bezogen auf die Trockensubstanz beurteilt. Die maximale Aufwandmenge bleibt bei 2,5 tTS/(ha.a). Für Schlämme mit einem höheren P-Gehalt als 15 g - 20 g P/kgTS (Kläranlagen mit P-Entfernung) wären die Grenzwerte bezogen auf den Phosphorgehalt günstiger. Das heißt, ein Klärschlamm, der einen auf TS bezogenen Grenzwert nicht einhalten kann, jedoch einen hohen P-Gehalt hat, kann angewandt werden, wenn der Grenzwert bezogen auf P eingehalten werden kann. Durch die P-Limitierung geht die erforderlichen Aufwandmengen zurück (< 2,5 t TS/(ha.a)) und die Begrenzung der Schwermetallfrachten kann auch bei ausreichender P-Versorgung durch den Schlamm eingehalten werden.

Beispiel: Die maximale Cd-Fracht wird mit 5 g/ha/a festgelegt. Dies würde den Anforderungen des Düngemittelgesetzes entsprechen. Bei einer Aufwandmenge von 2,5 t TS/(ha.a) Klärschlamm, müsste ein Grenzwert von 2 mg Cd/kg TS eingehalten werden. Der entsprechend Grenzwert bezogene auf Phosphor für eine Schlamm mit 15 g P/kg TS wäre 133 mg Cd/kgP (etwa 60 mg Cd/kg P₂O₅). Hat nun ein Schlamm einen Gehalt von 25 g P/kg TS und 3 mg Cd/kg TS, beträgt das Cd/P Verhältnis 120 mg Cd/kg P. Der Grenzwert bezogen auf P wäre damit eingehalten. Die Aufwandmenge wäre jedoch auf 1,6 t TS/(ha.a) zu reduziert um die Schwermetallfracht von 5 g/(ha.a) einzuhalten. Die P-Versorgung des Bodens mit wäre 40 kgP/(ha.a) (bzw. 92 kg P₂O₅/(ha.a)) jedoch nach wie vor ausreichend.

Folgende Vorteile für so eine Vorgangsweise können angeführt werden:

Anreiz zur P-Elimination bzw. zur weitergehenden P-Elimination auf Kläranlagen, auch dort wo es auf Grund des Gewässerschutzes nicht unmittelbar erforderlich ist. (Ressourcenschonung!)

Der Phosphor eignet sich auf Anlagen mit P-Elimination besser als Referenzwert als die Trockensubstanz (Vergleichsweise konstanterer Anfall pro Einwohnerwert)

Optimierter Kläranlagenbetrieb (Schlammstabilisierung und sparsamer Einsatz von Fäll- und Konditionierungsmitteln) soll nicht bestraft werden!

Einbeziehen eines agronomischen Parameters in die Beurteilung der Klärschlammqualität.

Bei phosphorreichen Schlämmen wird zunehmend die Phosphorfracht limitierend für die Aufbringungsmengen – Beschränkungen werden in direkte Beziehung zur aufgetragenen Phosphorfracht gebracht.

Zu beachten ist jedoch, dass diese Vorgangsweise nur bei der Festlegung von strengen Begrenzungen (wie sie z.B. bei Klasse A des Entwurfes zur NÖ organische Reststoffverordnung vorgesehen sind) anzustreben ist, da ansonsten eine unnötige Ausnutzung von zugelassenen Maximalfrachten zu befürchten wäre. Jedenfalls sollte neben den Schwermetallfrachten auch die P-Fracht begrenzt werden. Problematisch ist auch die Möglichkeit der Aufbesserung des Schlammes durch Beimengung von Phosphordünger zum Erreichen der Grenzwerte. Dies müsste jedenfalls dezidiert verboten werden.

Klärschlamm ist eine Stoffsenke für organische und anorganische Abwasserinhaltsstoffe. In Österreich wurden daher vorsorglich in einigen Bundesländern auch Grenzwerte für die Stoffe/Stoffgruppen AOX, PCB sowie die Summe an Dioxinen und Furanen festgelegt (Niederösterreich, Oberösterreich, Vorarlberg ohne AOX), da vor allem bei diesen Stoffgruppen Überwachungsbedarf gesehen wurde. Die Festlegung erfolgte in Anlehnung an die in Deutschland gültigen Grenzwerte. In Niederösterreich werden die geltenden Grenzwerte für diese Parameter in der Regel deutlich unterschritten. Besonders PCBs sowie Dioxine und Furane liegen dabei in einem Konzentrationsbereich, welcher der ubiquitären Hintergrundbelastung entspricht. PCBs und Dioxine und Furane werden voraussichtlich in der neuen Niederösterreichischen Klärschlammverordnung nicht mehr generell zu untersuchen sein. In Oberösterreich wurden mit diesen Parametern ähnliche Erfahrungen gemacht. Auch eine Untersuchung des Umweltbundesamtes bestätigt ein Vorkommen dieser Stoffgruppen in Klärschlämmen lediglich im Spurenbereich, welcher weit unter den Grenzwerten liegt (UBA, 1997). Die Untersuchung der toxikologischen Relevanz weiterer unterschiedlichster potentieller Schadstoffe im Rahmen des Niederösterreichischen Klärschlammkonzeptes zeigte, dass trotz der vielen im Klärschlamm vorkommenden Stoffe bei der landwirtschaftlichen Verwertung nur ein sehr kleines toxikologisches Risiko vorhanden ist (Amt der NÖ LRG, 1999).

Für einige andere Stoffe werden jedoch, wie auch in der Studie des Umweltbundesamtes, intensivere Untersuchungen angeregt. Auch Überlegungen auf EU-Ebene (Diskussion um die neue EU-Klärschlammrichtlinie) zeigen, dass der Untersuchungsaufwand in Hinblick auf organische Mikroverunreinigungen steigen könnte. Nach wie vor gelten jedoch die Schwermetalle wegen ihrer Persistenz als jene Stoffe mit dem größten Überwachungsbedarf.

Um einem allfälligen hygienischem Risiko bei einer Anwendung von Klärschlamm in der Landwirtschaft zu begegnen, werden in den geltenden Bodenschutzgesetzen der Bundesländer drei Strategien angewandt. So ist eine Anwendung von Klärschlamm auf bestimmten Kulturen (z.B. Gemüse- und Beerenobstkulturen) gänzlich verboten. Bei anderen Anwendungen gibt es eine Beschränkung der Aufbringungszeiten. Zudem ist für bestimmte Anwendungen (z.B. Grünland) eine Hygienisierung des Klärschlammes erforderlich. Dabei wird die hygienische Unbedenklichkeit an Hand von Indikatoren geprüft. Im einzelnen sind die Anforderungen in den einzelnen Bundesländern recht unterschiedlich und können hier im Einzelnen nicht diskutiert werden.

4.2 Kompostierung

Obwohl die Kompostierung von Kläranlagenbetreibern als Verwertungs- oder Entsorgungsweg angesehen wird, da vielfach eine Abgabe des Klärschlammes an externe Firmen erfolgt, stellt die Kompostierung an sich weder eine Verwertung noch eine Entsorgung dar. Die Kompostierung ist ein Behandlungsverfahren, dessen Endprodukt der (Klärschlamm-) Kompost einer Verwertung oder einer Entsorgung zugeführt werden muss.

Die kompostierten Klärschlamm-mengen haben in den letzten Jahren in Österreich stark zugenommen. Im Gewässerschutzbericht 1999 (BM f LF, 1999) wird die kompostierte Klärschlamm-menge für das Jahr mit ca. 24.000 t TS angegeben. Nach einer Erhebung von Amlinger (2000) wurden in diesem Jahr bereits ca. 53.000 t Klärschlamm-trockenmasse nach dem Zwischenschritt der Kompostierung in der Landwirtschaft bzw. Landschaftspflege verwertet. Nicht eingerechnet sind dabei jene Mengen an Klärschlamm, die im Rahmen von mechanisch-biologischen Behandlungsanlagen über die Restmüllkompostierung in der Deponierekultivierung verwertet wurden.

Im Gegensatz zu einer direkten landwirtschaftlichen Verwertung von Klärschlamm steht in der Verwertung als Kompost nicht so sehr die direkte Nährstoffwirkung als der universelle Einsatz als Bodenverbesserungsmittel (Humusersatz) und Substrat in den vielfältigen Bereichen von Landschaftspflege, Gartenbau und Landwirtschaft im Vordergrund. Durch die Kompostierung kann sowohl eine strukturelle Verbesserung als auch eine Verbesserung der hygienischen Beschaffenheit des Klärschlammes erreicht werden. Der Schwermetallgehalt wird in der Regel je nach Art und Menge des zugesetzten Strukturmaterials durch Verdünnung etwas verringert werden. Deutlich können die Stickstoffverluste (N_2 aber auch N_2O oder NH_4) vor allem bei der Kompostierung in Feldmieten sein, die neben einer Verdünnung zu einer wesentlichen Reduktion der N-Gehalte im Kompost führen.

Anwendungsbereiche für Klärschlammkompost sind die verschiedensten Anwendungen in der Landschaftspflege, im Gartenbau und in der Landwirtschaft. Daneben werden Komposte, die unter Beimengung von Klärschlamm hergestellt werden, auch vielfach für Deponieoberflächenabdeckungen herangezogen. Fallweise wird Klärschlamm vor einer Deponierung auch gemeinsam mit Hausmüll kompostiert, um so einen besseren Einbau in die Deponie zu ermöglichen (Standfestigkeit!). Mittelfristig wird es auch Ziel einer Kompostierung von Klärschlamm gemeinsam mit Hausmüll sein, den in der Deponieverordnung für eine Deponierung geforderten Verbrennungswert (oberer Heizwert) von weniger als 6000 kJ/kg zu erreichen, um so die Voraussetzungen für eine Deponierung zu erreichen. Allerdings zeigen bisherige Versuche in diese Richtung (Oberpullendorf, Salzburg Siggerwiesen), dass ein gesichertes Einhalten dieses Heizwertes bei der Kompostierung von Hausmüll mit Klärschlamm auch bei geringer Klärschlammzugabe schwer oder gar nicht zu erreichen sein wird.

Die Kompostierung ist ein aerob mikrobieller Umwandlungsprozess. Zur Sicherstellung eines qualitativ hochwertigen Kompostes ist die Sauerstoffversorgung bei zugleich ausreichendem Wasserangebot und ein gut abgestimmtes C/N-Verhältnis im Rottekörper von entscheidender Bedeutung. In Abhängigkeit des Restwassergehaltes (meist zwischen 70 und 80 % i.d. FM) muss ein entsprechender Anteil (40 – 60 Vol.%) kohlenstoffreiches Strukturmaterial eingearbeitet werden. Im wesentlichen handelt es sich dabei um Häckselgut, Rindenschrot, Stroh oder Sägespäne. Bei guter Materialmischung kann die Klärschlammkompostierung sowohl in geschlossenen Systemen als

auch in Form zwangsbelüfteter oder statischer Mietensysteme durchgeführt werden. Während der thermophilen Phase des Rotteprozesses ($> 50 - 70 \text{ }^\circ\text{C}$) kommt es bei guter Rotteführung zur Hygienisierung des Schlammes. Für die Herstellung eines ausgereiften und stabilisierten Rotteproduktes kann als Untergrenze eine Kompostierungsdauer von 12 Wochen angesetzt werden. (Amlinger, 2000)

Im Gegensatz zur direkten landwirtschaftlichen Verwertung, wo für die meisten Bundesländer klare gesetzliche Regelungen existieren, ist dies für die Anwendung von Komposten nicht überall der Fall. Die Anwendung von Klärschlammkomposten wird in der oberösterreichischen Bodenschutzgesetzgebung dezitiert geregelt. In Niederösterreich gilt Kompost, der Klärschlamm enthält, als Klärschlamm im Sinne der Klärschlammverordnung, und es ist daher bei einer Verwertung in der Landwirtschaft die Klärschlammverordnung anzuwenden. Allerdings soll in der neuen niederösterreichischen Verordnung über organische Reststoffe die Anwendung von Komposten dezitiert mitgeregelt werden. Im Burgenland und in der Steiermark wird in der Klärschlammverordnung auch der Einsatz von Müllkomposten geregelt. Dabei wird unter Müllkompost das bei Kompostierung von Hausmüll, allenfalls unter Beimengung von Klärschlamm gewonnene Endprodukt verstanden. Ein durch Beimengung von Strukturmaterial wie z.B. Grünschnitt kompostierter Klärschlamm ist damit nicht erfasst. In Vorarlberg ist die Kompostierung oder Trocknung generell Voraussetzung für eine landwirtschaftliche Verwertung. In Kärnten wird die Anwendung von Komposten in der Klärschlamm- und Kompostverordnung mitgeregelt. Dort wo keine landesgesetzlichen Regelungen für Kompost bestehen kann die ÖNORM S2200 über Gütekriterien für Komposte aus biogenen Abfällen angewandt werden.

Ein Problem für eine Klärschlammüberwachung im Sinne einer Schadstoffvermeidung besteht dort, wo es keine Kontrolle für den Klärschlamm, der als Ausgangsmaterial für eine Kompostierung oder Vererdung herangezogen wird, gibt. Eine Kompostierung kann daher auch als Verdünnungsstrategie eingesetzt werden. Generell wären an Klärschlamm der als Ausgangsmaterial für einen Kompost, welcher auf der Fläche verwertet werden soll, die selben Anforderungen zu stellen, welche bei direkter Verwertung gestellt werden. Die Kompostverordnung des Bundes ist ein Ansatz in diese Richtung.

Bei einer Weitergabe und Anwendung von Kompost der Klärschlamm enthält, sind die Vorgaben des Düngemittelgesetzes zu beachten. Demnach ist ein „in Verkehr bringen“ von Düngemitteln, Bodenhilfsstoffen, Kultursubstraten und Pflanzenhilfsmitteln verboten, welche Klärschlamm enthalten.

4.3 Landbauliche Verwertung

Die Bedeutung des Einsatz von Klärschlamm bei den verschiedensten Formen des Landschaftsbaues (Begrünungen im Straßenbau, Skipisten etc.) ist stark im Zunehmen begriffen. Klärschlamm wird dabei als Humuslieferant verwendet. Durch Klärschlamm-Beimengung kann die Wasserkapazität und die Erosionsstabilität von Rohböden signifikant verbessert werden. Diese Effekte treten allerdings erst bei sehr hohen Gaben (>30 t TS/ha) auf. Der "Düngerwert" des Klärschlammes ist im Landschaftsbau im Vergleich zur bodenverbessernden Wirkung wenig relevant, zumal eine Ertragsoptimierung oftmals unerwünscht ist (Muhar, 1992). Eine Kompostierung bietet sich zur Behandlung vor einer landbaulichen Maßnahme an.

Während für eine landwirtschaftliche Verwertung von Klärschlamm in den meisten Bundesländern zumindest Richtlinien für die Durchführung bestehen, sind die Anforderungen im Bereich der landbaulichen Maßnahmen zum Teil nicht geregelt. Jedenfalls sind entsprechend AWG §14 Aufzeichnungen über Menge und Verbleib von Klärschlämmen zu führen. Das heißt, jede Kläranlage hat zu dokumentieren, welche Klärschlammengen bei landbaulichen Maßnahmen wo eingesetzt, bzw. einer Kompostierung zugeführt wurden. Bei Eigenkompostierung ist zudem Menge und Verbleib des Kompostes zu dokumentieren.

Darüber hinaus ist die Handhabung dieser Fragestellungen in den landesgesetzlichen Regelungen sehr unterschiedlich. In Oberösterreich sind in Bodenschutzgesetz und Klärschlammverordnung auch nicht landwirtschaftlich genutzte Böden wie Straßenbegleitflächen etc. in den Geltungsbereich des Gesetzes einbezogen. Ähnliches gilt für die Tiroler Richtlinien für die Ausbringung von Klärschlamm auf Böden. In beiden Regelwerken sind jedoch Aufbringungsbeschränkungen enthalten (z.B. 2,5 - 5 t TS/(ha.a)), denen eine regelmäßige Anwendung zugrunde liegt, von der jedoch bei landbaulichen Maßnahmen nicht ausgegangen werden kann. In den anderen Bundesländern sind nicht landwirtschaftlich genutzte Böden nicht im Geltungsbereich der

Klärschlammverordnungen. Es gibt daher keine allgemein gültige Regelung für eine Anwendung von Klärschlamm im Landschaftsbau. In Niederösterreich wird versucht in der Novelle der Klärschlammverordnung Regelungen für Anwendung von Klärschlamm und (Klärschlamm-) Komposten im Landschaftsbau zu definieren. In den Regelungen von Kärnten und Vorarlberg werden Rekultivierungsmaßnahmen dezidiert angesprochen. Aufwandmengen von bis zu insgesamt 250 t TS je ha sind zulässig und bei Anwendungsflächen von mehr als 0,5 ha sind diese Maßnahmen anzeigepflichtig.

Regelungen für ein Verwertung von Klärschlamm auf landwirtschaftlichen Nutzflächen sind nicht direkt auf eine Verwertung im Landschaftsbau umzulegen. Landschaftsbauliche Maßnahmen erfordern in der Regel keine regelmäßige Wiederholung und es steht nicht die Nährstoffzufuhr im Mittelpunkt. Zumeist wird eine einmalige Aufbringung erforderlich sein, die erforderliche Aufbringungsmenge liegt dann deutlich über den Aufbringungsmengen in der Landwirtschaft. Die Anforderungen, die an die Qualität gestellt werden sollten, sollten vergleichbar mit jenen für eine Verwertung in der Landwirtschaft sein, damit nicht Anstrengungen zur Schadstoffvermeidung untergraben und überhöhte Mengen an potentiellen Schadstoffen diffus verteilt werden können. Generell ist für landbauliche Maßnahmen dort wo keine allgemein gültigen rechtlichen Vorgaben bestehen, eine behördliche Genehmigung der Einzelmaßnahme erforderlich! Eine Nutzung (Rückführung) der Nährstoffe im Klärschlamm ist über landbauliche Verwertung von Klärschlamm nicht gegeben. Es kommt zu einer diffusen Verteilung

5 Deponierung

5.1 Allgemeines

Dort, wo der Schlamm nicht verwertet werden kann, ist die Deponierung meist die einzige Möglichkeit der Schlamm Entsorgung. Ziel einer Deponierung ist das Ausschleusen und konzentrierte Ablagern von Abfallstoffen. Von den derzeit gängigen Behandlungsmethoden entspricht nur die Verbrennung mit Ablagerung der (verfestigten bzw. geschmolzenen) Asche dem Endlagerprinzip, wonach nur inertisiertes Material ohne Langzeitauswirkungen abgelagert werden soll. Die Ablagerung von entwässertem, kompostiertem und getrocknetem Schlamm

stellen Kompromisslösungen dar, die in Österreich nur noch begrenzte Zeit zugelassen ist.

In Österreich kommt dabei der Deponieverordnung entscheidende Bedeutung zu. Vor allem der §5 Absatz 7 ist für die Klärschlamm Entsorgung relevant. Demnach ist die obertägige Deponierung von Abfällen, deren Anteil an organischem Kohlenstoff (TOC) mehr als 5 Massenprozent beträgt, verboten. Davon ausgenommen sind Abfälle aus mechanisch-biologischer Vorbehandlung, sofern der aus der Trockensubstanz bestimmte Brennwert (oberer Heizwert) dieser Abfälle weniger als 6000 kJ/kg beträgt. Die Vermischung eines Abfalls mit heizarmen Materialien bzw. Abfällen unter der Zielsetzung diesen Grenzwert zu unterschreiten ist unzulässig.

Ein TOC-Gehalt von weniger als 5 % wird normalerweise durch entwässerten oder kompostierten Klärschlamm nicht zu erreichen sein. Der Heizwert von stabilisiertem Klärschlamm liegt in der Regel zwischen 7000 und 12000 kJ/kgTS. Bei entsprechender Kalk- oder Steinmehldosierung bei der Entwässerung kann daher fallweise ein Heizwert von unter 6000 kJ/kgTS erreicht werden. Auch über Kompostierung von Klärschlamm gemeinsam mit Restmüll kann fallweise ein Heizwert von unter 6000 kJ/kgTS erreicht werden. Ein gesichertes Einhalten dieses Heizwertes ist zur Zeit jedoch durch Kompostierung, auch bei nur geringer Beimengung von Klärschlamm, nicht möglich. Absicht des Gesetzgebers ist jedenfalls, dass auf neuen Deponien, die gemäß Deponieverordnung genehmigt werden sollen, kein Klärschlamm ohne Verbrennung mehr abgelagert werden darf. Klärungsbedarf besteht jedoch in Hinblick auf die Auslegung der Deponieverordnung. Vor allem stellt sich die Frage, ob eine Schlammstabilisierung mit anschließender Entwässerung als mechanisch-biologische Vorbehandlung gilt und ein Schlamm der nach dieser Vorbehandlung einen Heizwert von kleiner als 6000 kJ/kgTS aufweist deponiert werden darf oder nicht bzw. ob eine Kalkzugabe bei der Entwässerung als unzulässige Beimengung von heizarmen Materialien im Sinne der Verordnung gilt oder aber als notwendiger Verfahrensschritt der Entwässerung zulässig ist. Hier ist eine Klärung dieser Frage auf politischer Ebene erforderlich. Geht es rein nach dem Text in der Verordnung bzw. der dortigen Definition einer mechanisch-biologischen Vorbehandlung so scheint die Möglichkeit der Ablagerung von entwässertem Klärschlamm nicht grundsätzlich auszuschließen zu sein, wenn der entsprechende Heizwert erreicht wird.

Eine weitere Ansatz den geforderten Heizwert für eine Ablagerung von Klärschlamm ohne Verbrennung zu erreichen ist die (thermische, mechanische oder chemische) Desintegration des Schlammes in Kombination mit einer weitergehenden anaeroben Faulung. Dabei soll über Desintegration ein Teil der organischen Trockensubstanz des Faulschlammes aufgeschlossen und dadurch einer weiteren Umwandlung zu Methangase zugänglich gemacht werden. Bestehende Untersuchungen zeigen, dass ein weitergehender Aufschluss der oTS des Schlammes in begrenzten Umfang möglich ist. Ob dadurch jedoch der geforderte Heizwert mit Sicherheit eingehalten werden kann, muss erst über entsprechende Untersuchungen nachgewiesen werden. Jedenfalls ist bei dieser Vorgangsweise ein hoher Energieaufwand (je nach Verfahren ca. 2000 – 8000 kJ/kg TS) erforderlich, der über einen vermehrten Faulgasanfall nicht zurückgewonnen werden kann.

Zur Durchführung einer Deponierung müssen folgende Voraussetzungen gegeben sein:

- Ausreichend Deponievolumen auf einer gesicherten Deponie,
- entsprechende Vorbehandlung des Schlammes (derzeit: Feststoffgehalt, Scherfestigkeit, ab 2004 bzw. 2008: Anforderungen der Deponieverordnung),
- Akzeptanz für Deponiestandorte und Behandlungsanlagen.

Es ist nicht anzunehmen, dass auf eine Ablagerung von Klärschlamm oder dessen Reststoffen in Zukunft verzichtet werden kann, da immer Schlämme anfallen werden, die nicht verwertet werden können. Zudem sollte eine Klärschlamm Entsorgung immer auf "zwei Beinen" stehen und der zukünftige Einsatzbereich alternativer Verwertungsmethoden ist derzeit kaum vorherzusehen.

Grundsätzlich gibt es die Möglichkeiten der Deponierung von entwässertem Schlamm, kompostiertem Schlamm, getrocknetem Schlamm oder der Deponierung der Verbrennungsrückstände (Asche, Filterstaub). Obwohl die Deponiekosten in den letzten Jahren deutlich zurück gegangen sind, ist auch die Deponierung von entwässertem Schlamm deutlich zurückgegangen. Die Verbrennung von Klärschlamm mit anschließender zusätzlicher Behandlung der Asche zur Verfestigung ist der einzige der Behandlungsschritte von dem zur Zeit

jedenfalls zu erwarten ist, dass die Anforderungen der Deponieverordnung eingehalten werden können.

5.2 Verbrennung

Bei konsequenter Verfolgung der Strategie der konzentrierten Ablagerung stellt die Verbrennung mit Verfestigung oder Einschmelzung der Asche den entscheidenden Schritt zur Inertisierung der abzulagernden Stoffe dar. Eine Verbrennung des Klärschlammes vor einer Deponierung wird in Zukunft durch die Deponieverordnung vermehrt erforderlich werden. Die Zukunft der Verbrennung von Klärschlamm dürfte jedoch auch von der Akzeptanz in der Bevölkerung und der Durchsetzung von Verbrennungsstandorten abhängen.

Bei einigen Papier-, sowie Papier- und Zellstofffabriken Österreichs besteht seit längerem eine Klärschlammverbrennung. Kommunaler Klärschlamm wird in Österreich in Wien bereits seit längerer Zeit verbrannt. Dabei handelt es sich um den Sonderfall einer Rohschlammverbrennung, welche nur bei unmittelbare Nachbarschaft der Verbrennungsanlage zur Klärschlammproduktion möglich ist. Daneben wird in den letzten Jahren von einem Anbieter die Übernahme von kommunalem Klärschlamm zur Verbrennung angeboten. Die Preise, die dafür verlangt werden, liegen dabei zum Teil in einer ähnlichen Größenordnung, wie die Kosten für andere Verwertungs- und Entsorgungswege. Die weitere Preisentwicklung kann jedoch schwer abgeschätzt werden. Jedenfalls bestehen bereits heute Kapazitäten für die Übernahme von kommunalem Klärschlamm für die Verbrennung etwa in der Größenordnung von 10 % des in Österreich (ohne Wien) anfallenden Klärschlammes. Erweiterungen sind geplant. Generell scheinen jedoch in Österreich Konzepte zur Umsetzung der Deponieverordnung für Klärschlamm und damit zur Bereitstellung der entsprechenden Verbrennungskapazität zu fehlen. Nach Erhebungen des BM f LF (1999) ist nach wie vor die Klärschlammverbrennung Wiens der einzige wesentliche Posten im Bereich der kommunalen Klärschlammverbrennung.

Durch die Verbrennung wird das gesamte Schlammwasser verdampft und der verbleibende Rest (die Asche oder Schlacke) ist nur noch der anorganische Anteil der Schlammfeststoffe. Die Trockensubstanz wird damit etwa auf die Hälfte verringert. Die Gewichtsreduktion beträgt bei einem Schlamm mit 35% Trockensubstanz etwa 80 - 85%. Da die Verdampfung des Wassers sehr viel

Energie benötigt, ist es notwendig, den Schlamm vor der Verbrennung weitgehend zu entwässern. Der Energiegewinn bei der Klärschlammverbrennung ist gering. Eine Schlammverbrennungsanlage für biologisch stabilisierten Klärschlamm kann bei geeigneter Fahrweise zwar meist energieautark betrieben werden, der Energieüberschuss ist jedoch kaum extern nutzbar. In den Rauchgasen und dem Wasserdampf ist viel nutzbare Wärme enthalten, es kann daher auch eine Verbindung von Schlamm Trocknung und anschließender Verbrennung sinnvoll durchgeführt werden. Die bei der Verbrennung entstehenden Rauchgase müssen noch gereinigt werden. Bei dieser Reinigung in Elektrofiltern und Rauchgaswäschern fallen Stäube und Schlämme an, die mit Schadstoffen belastet sind. Es bleiben somit bei der Verbrennung Reststoffe übrig, die aus den natürlichen Kreisläufen ferngehalten, also sicher deponiert werden müssen.

Die Verbrennung ist in größeren Einheiten einsetzbar, da vor allem das Problem der Rauchgasreinigung in großen Einheiten sinnvoll zu lösen ist. Prinzipiell gibt es die Möglichkeit Klärschlamm in einer eigenen Anlage zu veraschen, oder in bestehenden Anlagen mitzuverbrennen.

Für die **alleinige Verbrennung von Klärschlamm** wurden zunächst vor allem Etagenöfen eingesetzt. Heute hat sich die Wirbelschichtfeuerung durchgesetzt und bewährt. Die Wirbelschichtfeuerung ist für entwässerten Schlamm gut einsetzbar. Als Verbrennungsprodukt entsteht Klärschlammmasche in der Schwermetalle noch nicht immobilisiert sind, und es ist daher die Bedingung "endlagerfähig" in Bezug auf Metalle für unbehandelte Klärschlammmasche noch nicht erfüllt. Problematisch ist auch die Entsorgung der Filterstäube (gefährlicher Sonderabfall) und auf die Abwässer aus einer Rauchgaswäsche ist zu achten.

In Japan werden darüber hinaus Verfahren zum **Einschmelzen von Klärschlamm** auch großtechnisch mit Erfolg angewandt. Es ist dabei jedoch ein zusätzlicher Einsatz von Energie (0,25 kg Erdöl/kg TS) nötig. Mit eingeschmolzenem Klärschlamm entsteht jedoch ein Produkt, in dem nach heutigem Stand des Wissens die organischen Schadstoffe zerstört und die anorganischen nicht mehr verfügbar sind und das einer vielfältigen Verwendung zugeführt werden kann (Preußner, 1992), (Blum, Biffel, Ruckenbauer, Kroiß, 1991), (Nowak, 1991).

Eine weitere Möglichkeit stellt die **Mitverbrennung von Klärschlamm in Müllverbrennungsanlagen** dar. In der Regel können etwa 15% Klärschlamm (feucht, nur entwässert) zugefeuert werden (Garlipp, 1991). Trockenklärschlamm und Müll sind in bezug auf die Schadstoffproblematik vergleichbar (Blum, Biffel, Ruckenbauer, Kroiß, 1991).

Einen sehr interessanten Weg stellt die **Verbrennung in Steinkohleschmelzfeuerungen** dar. Dabei werden organische Anteile sicher verbrannt (Verbrennungstemperatur ca. 1500°C) und Schwermetalle in die Schlacke eingebunden. Ein wesentlicher Vorteil ist, dass die Schlacke als glasartiges Granulat anfällt, welches vielfältig (z.B. Baumaterial) wiederverwertet werden kann. Dabei erfolgt keine bzw. nur eine sehr geringe Rücklösung der eingebundenen Stoffe (Blum, Biffel, Ruckenbauer, Kroiß, 1991). Je nach Anlagenkonfiguration können zwischen 10 und 15 % des Primärbrennstoffes durch Klärschlamm substituiert werden. Der Schlamm muss vor der Verfeuerung auf eine Restfeuchte ca. 10 % vorgetrocknet werden. In Braunkohlekraftwerken hingegen kann Klärschlamm bereits mit ca. 25 % TS mitverbrannt werden (Garlipp, 1991).

Weiters ist der **Einsatz in der Zementindustrie** möglich. Trockenklärschlamm kann bis 15% der verwendeten Kohle ersetzen. Im Zementofen ist eine emissionsarme Verbrennung bei gleichzeitig gesicherter Rückstandverwertung möglich. Zu bedenken ist, dass nur quecksilberarme Schlämme (< 3 mg Hg/kg TS) verbrannt werden können, und dass der Klärschlamm jedenfalls vorzutrocknen ist und eine Bindung an den Betrieb der Zementproduktion besteht (Blum, Biffel, Ruckenbauer, Kroiß, 1991). Auch über einen Einsatz von Klärschlamm als **Brennstoffsubstitut in Asphalt-Mischwerken** der Bitumen-Industrie liegen mehrjährige Erfahrungen vor (Alfelder Modell) (Preußner, 1992), (Nowak, 1991).

Ob sich eine dezentrale Trocknung von Klärschlamm auf den Kläranlagen finanziell rechnet, wird vor allem von der Preisgestaltung für die Verbrennung und den erforderlichen Transportentfernungen abhängen. Eine generelle Aussage kann hier nicht getroffen werden.

6 Abschließende Bemerkungen

Die Entwicklung der Klärschlammverwertung und -entsorgung zeigt eine starke Zunahme der unter „Sonstiges“ zusammengefassten Verwertungs- und Entsorgungspfade für kommunale Klärschlämme, während die Menge des direkt landwirtschaftlich verwerteten und des verbrannten (im wesentlichen der Klärschlamm Wiens) Klärschlammes unverändert bleibt und die Menge an deponiertem Schlamm stark rückläufig ist. Problematisch ist diese Entwicklung, da den unter „Sonstiges“ zusammengefassten Alternativen zum Teil keine klaren umweltpolitischen Konzepte zu Grunde liegen (gezieltes Stoffstrommanagement), Kontrollmechanismen fehlen und keine klaren rechtlichen Rahmenbedingungen bestehen. Handlungsbedarf ist bei der Sicherstellung einer ordnungsgemäßen Umsetzung aber auch bei der Erhebung des Ist-Zustandes gegeben. Für die Erhebung von Verwertungs- und Entsorgungspfaden in Österreich erscheint es jedenfalls angebracht das Erhebungsschema an die geänderten Rahmenbedingungen anzupassen. Jedenfalls sollte die Erhebung den Posten Verwertung im Landschaftsbau und den Verbleib des Kompostes einschließen (Verwertung in Landwirtschaft oder Landschaftsbau, bzw. Deponierung und Einsatz beim Deponiebau).

Klärschlamm ist Phosphordünger und sollte daher wenn möglich als solcher verwendet werden. Diese Verwertung wäre in erster Linie in der Landwirtschaft sinnvoll. Die landwirtschaftlich verwertete Klärschlamm mengen in Österreich haben sich in den letzten Jahren kaum geändert, trotzdem in einigen Bundesländern wesentliche Initiativen gestartet wurden (z.B. NÖ-Klärschlammkonzept), und das für die Qualität des Klärschlammes entscheidende Schwermetall/Phosphor-Verhältnis deutlich verbessert wurde. Sowohl auf EU-Ebene als auch in Österreich sind neue Regelungen zur Klärschlammverwertung in Diskussion. In Österreich ist abzusehen, dass die Anforderungen an die Klärschlammqualität Schwermetallgrenzwerte deutlich zunehmen werden, womit im wesentlichen eine Anpassung an den tatsächlichen Stand der Belastung der Klärschlämme vollzogen wird.

Da Klärschlamm in erster Linie ein Phosphordünger ist, sollten Initiativen in Österreich aber auch auf EU-Ebenen, Klärschlammqualität über das Schwermetall zu Phosphor Verhältnis zu definieren, und damit Grenzwerte für Schwermetalle auf den Phosphorgehalt zu beziehen, weiter verfolgt werden.

Generell scheint in Österreich ein Konzept zur Umsetzung der Deponieverordnung für Klärschlamm und damit zur Bereitstellung der entsprechenden Verbrennungskapazität zu fehlen. Klärungsbedarf besteht auch in Hinblick auf die Frage, ob Klärschlamm, der durch Kalkzugabe bei der Entwässerung einen Heizwert von 6000 kJ/kgTS unterschreitet, entsprechend Deponieverordnung deponiert werden darf, und ob über Desintegration von Klärschlamm dieser Heizwert gesichert unterschritten werden kann.

Allgemeine Angaben zu Kosten verschiedener Verwertungs- und Entsorgungsstrategien scheinen zur Zeit nicht sinnvoll möglich. Kosten für eine Deponierung sind in den letzten Jahren stark zurückgegangen. Die Kosten für eine Verbrennung lassen sich schwer einschätzen, da diese starken Veränderungen unterliegen. Jedenfalls dürften diese Kosten in der Vergangenheit vielfach überschätzt worden sein. Letztendlich wird jeweils im Einzelfall zu prüfen sein welche Verwertungs- und Entsorgungswege kostengünstig besritten werden können.

7 Resümee aus den Workshops zum Themenbereich

Der vorliegende Beitrag wurde im Rahmen des 3. ÖWAV / TU-Workhops „Schlammbehandlung und Schlamm Entsorgung“ (26.-27. September 2000) als Impulsreferat für eine Diskussion in Gruppen gehalten. In folgenden werden die wesentlichen Ergebnisse dieser Diskussion zusammengefasst.

7.1 Verwertung auf Böden

Haupthindernisse für Verwertung:

Potentielle Abnehmer und deren Vertretung stehen einer Verwertung ablehnend gegenüber

Ein Widerstand der Landwirtschaftskammer besteht oft auf Bezirksebene und dies bedingt eine Abschreckung der Landwirte. Es ist daher schwierig Landwirt zu finden, die trotzdem bereit sind Klärschlamm zu übernehmen. Durch die ÖPUL-Förderungen kam es seit 1995 zu einem weiteren Imageverlust des Klärschlammes. Hierzu wurde inzwischen ein Merkblatt

des ÖWAV erstellt welche Möglichkeiten einer Landwirtschaftlichen Klärschlammverwertung im Rahmen von ÖPUL herausarbeitet.

Potentielle Abnehmer sind halbinformiert

Vorurteil 1: Mit ÖPUL darf kein KS ausgebracht werden. Dieses Vorurteil ist fest verankert.

Vorurteil 2: KS ist giftig etc. (unbekannte Gefahren!)

Gesetzliche Hindernisse

Vorarlberg: Hindernis ist die neue Verordnung (nur Klärschlammdünger - getrocknet oder kompostiert – ist zulässig). Als Auswirkung wird gesehen, dass nun ein großer Teil des Klärschlammes in andere Bundesländer gebracht wird

Tirol, Salzburg: Liegt Schwerpunkt bei der Viehzucht (z.B. Käsereibetriebe) besteht kaum Bedarf neben Wirtschaftsdünger. Zudem kommen Abnahmeprobleme durch Auflagen der Lebensmittelindustrie (z.B. Käserei)

Niederösterreich: Strenge Regelungen (Kosten für Schlagkartei, Bodenuntersuchungen, ...)

Möglichkeiten der Verwertung

Aufbau einer engen Bindung zw. ARA-Betreiber und Landwirt und damit Abbau der Ablehnung durch:

- Beschluss des Betreibers, diesen Weg zu gehen
- Einladung der Landwirte
- Gute Beratung (Landwirt muss ARA-Betreiber vertrauen, dass er sich bei Düngung etc. auskennt; am besten über externen Berater)
- Vertrauensbildung durch Information zum Thema „Klärschlamm“

- Gesicherte Bereitstellung des Klärschlammes (Lagerplatz, Vereinbarung mit Maschinenring,...)
- Öffentlichkeitsarbeit (Der Landwirt ist in seiner Gemeinschaft mit Ablehnung konfrontiert, er muss einerseits gut informiert sein, um argumentieren zu können, andererseits muss auch die Bevölkerung, wenn möglich miterfasst werden, um es ihm nicht zu schwer zu machen)
- Zusätzliche Möglichkeiten zur Absicherung der Verwertung sind Garantien (Haftungsfonds, Gütesiegel) und Massnahmen zur Schadstoffverringern (Indirekteinleiter)

ABER: Es bestehen Imageproblem und damit gibt es Vorteile für Kompost. Dies ist voraussichtlich genauso wenig lösbar wie eine Trendumkehr bei der Kammer zu erreichen ist.

Ausweichen auf Schlupflöcher

Kompost und Landschaftsbau – Lösung oder Etikettenschwindel ?

Fremdvergabe der Klärschlamm Entsorgung

Führt oft zu Übernahme durch Kompostierer

7.2 Entsorgung

Die zukünftig einzige Alternative zur Verwertung auf Böden ist die Deponierung nach Verbrennung. Nach derzeitigen Abschätzungen liegen die Kosten für Verwertung und Entsorgung in vergleichbaren Bereichen (ca. € 100 – 150/tTS). Nicht voraussehbar ist die Entwicklung der Kosten. Die Verbrennungskapazitäten wird 2004 voraussichtlich vorhanden sein. Ob sich eine Vorbehandlung (Trocknung,...) auf der ARA rentiert, hängt vom Vertrag mit dem Übernehmer ab.

7.3 Sonstiges

Der zunehmende Bereich „Sonstiges“ entsteht durch das Ausweichen der Klärschlamm Entsorgungswege von den kontrollierten gesetzlichen Regelungen hin

zu den nicht kontrollierten gesetzlichen Regelungen (AWG,...), aber auch durch Dokumentationsmängel, Zwischenlager, Eigenanwendungen auf Gemeindegründen etc. Die Gegenstrategien sind

- Schließen der Regelungslücken
- Vereinfachen der bestehenden Regelungen (Kostenreduktion) denkbar.

8 Literatur

- Aichberger K. (1990) Problemereich Klärschlamm, Verwendung in der Landwirtschaft, gesetzliche Regelungen und Zukunftsaspekte, Der Förderungsdienst – Heft 12/1990 – 38. Jahrgang
- Amlinger F. (2000) Entwurf zum Bericht der Arbeitsgruppe Ia "Anforderungen an die Klärschlammqualität" des ÖWAV-Arbeitsausschusses "Landwirtschaftliche/Stoffliche Verwertung von Klärschlamm"
- Amlinger F., Weissteiner Ch. (2000) Abschätzung der Verteilung von Schadstoffen in der Umwelt in Österreich bei verschiedenen Verwertungsmengen an organischen Materialien; MBA-Kompost; Klärschlammkompost, Kompost aus der getrennten Sammlung biogener Abfälle; im Auftrag des Bundesministeriums für Land- und Forstwirtschaft, Umwelt und Wasserwirtschaft, Zl. 34 2500/41-III/4/99
- Amt der Niederösterreichischen Landesregierung (1999) NÖ-Klärschlammkonzept, Klärschlammverwertung nach Schadstoffvermeidung, Projekturzbericht Phase II; Tagungsunterlagen zum 1. NÖ Klärschlamm Symposium; Sankt Pölten 19.4.1999.
- Amt der Oberösterreichischen Landesregierung (1998) Klärschlamm, Anfall und Verwertung, Linz Juni 1998.
- Biffi, Blum, Ruckenbauer, Kroiß: "Studie über die ökologischen Zielsetzungen und Möglichkeiten der Verwertung und Entsorgung von Klärschlamm in Niederösterreich", Arbeitsgemeinschaft - Universität für Bodenkultur - Technische Universität Wien, Wien, November 1991.
- Bundesministerium für Land- und Forstwirtschaft (1993) Gewässerschutzbericht 1993, Wien.
- Bundesministerium für Land- und Forstwirtschaft (1996) Gewässerschutzbericht 1996, Wien.
- Bundesministerium für Land- und Forstwirtschaft (1999) Gewässerschutzbericht 1999, Wien.
- Garlipp G.: "Möglichkeiten der Klärschlammverbrennung", Technische Möglichkeiten der thermischen Klärschlammbehandlung und -entsorgung, Symposium der UTEC - ABSORGA '91, Linz, 20. November 1991.
- Muhar A.: "Klärschlamm im Landschaftsbau - Wertstoffrecycling oder grüne Deponie?", Vortrag im Rahmen der Fachenquete zum Thema Klärschlamm, Wiss. Landesakademie für Niederösterreich, 1. Okt. 1992.

- Nowak O.: "Klärschlamm - Anfall und Entsorgung", Technische Möglichkeiten der thermischen Klärschlammbehandlung und -entsorgung, Symposium der UTEC - ABSORGA '91, Linz, 20. November 1991.
- ÖWAV (2000) ÖPUL – landwirtschaftliche Klärschlammverwertung, Merkblatt für Landwirte und Kläranlagenbetreiber, Wien.
- ÖWWV - Regelblatt 17: "Landwirtschaftliche Verwertung von Klärschlämmen - Empfehlungen für Betreiber von Abwasserreinigungsanlagen", Wien, 1984.
- Preußner M.: "Alternative thermische Verfahren zur Klärschlammbehandlung im Vergleich", ATV-Fortbildungskurs G/3, Fulda/Magdeburg, 1992.
- UBA (1997) Zur Situation der Verwertung und Entsorgung des kommunalen Klärschlammes in Österreich, Umweltbundesamt Wien, 1997
- Zessner M.(1995) Möglichkeiten und Probleme der Klärschlammbehandlung, *Wiener Mitteilungen* **125**, Seiten K-1 bis K-39
- Zessner M. (1999) Bedeutung und Steuerung von Nährstoff- und Schwermetallflüssen des Abwassers, Dissertation am Institut für Wassergüte und Abfallwirtschaft der TU-Wien, *Wiener Mitteilungen*, **Band 157**

Matthias Zessner

Institut für Wassergüte und Abfallwirtschaft, Technische Universität Wien
Karlsplatz 13/226, A-1040 Wien

Telefon: ++43 1 58801 22616

Fax: ++43 1 58801 22699

e-mail: mzessner@iwag.tuwien.ac.at

WIENER MITTEILUNGEN WASSER • ABWASSER • GEWÄSSER
--

Eine von den Wasserbauinstituten an der Technischen Universität Wien, den Instituten für Wasserwirtschaft der Universität für Bodenkultur und dem Österreichischen Wasser- und Abfallwirtschaftsverband herausgegebene Schriftenreihe

Band Nr		Preis €
1	Das Wasser (1968) Kresser W.	vergriffen
2	Die Gesetzmäßigkeiten der stationären Flüssigkeitsströmung durch gleichförmig rotierende zylindrische Rohre (1968) Breiner, H.	vergriffen
3	Abwasserreinigung - Grundkurs (1969) von der Emde, W.	vergriffen
4	Abwasserreinigungsanlagen - Entwurf-Bau-Betrieb (1969) 4. ÖWWV-Seminar, Raach 1969	vergriffen
5	Zukunftsprobleme der Trinkwasserversorgung (1970) 5. ÖWWV-Seminar, Raach 1970	vergriffen
6	Industrieabwässer (1971) 6. ÖWWV-Seminar, Raach 1971	vergriffen
7	Wasser- und Abfallwirtschaft (1972) 7. ÖWWV-Seminar, Raach 1972	vergriffen
8	Das vollkommene Peilrohr (Zur Methodik der Grundwasserbeobachtung) (1972) Schmidt, F.	vergriffen
9	Über die Anwendung von radioaktiven Tracern in der Hydrologie (1972) Pruzinsky, W. Über die Auswertung von Abflußmengen auf elektronischen Rechenanlagen Doleisch, M.:	18
10	1. Hydrologie-Fortbildungskurs (1972)	vergriffen

Band Nr		Preis €
11	Vergleichende Untersuchungen zur Berechnung von HW-Abflüssen aus kleinen Einzugsgebieten (1972) Gutknecht, D.	vergriffen
12	Uferfiltrat und Grundwasseranreicherung (1973) 8. ÖWWV-Seminar, Raach 1973	vergriffen
13	Zellstoffabwässer-Anfall und Reinigung (1972) von der Emde W., Fleckseder H., Huber L., Viehl K.	vergriffen
14	Abfluß - Geschiebe (1973) 2. Hydrologie-Fortbildungskurs 1973	vergriffen
15	Neue Entwicklung in der Abwassertechnik (1983) 9. ÖWWV-Seminar, Raach 1974	vergriffen
16	Praktikum der Kläranlagentechnik (1974) von der Emde W.	vergriffen
17	Stabilitätsuntersuchung von Abflußprofilen mittels hydraulischer Methoden und Trendanalyse (1974) Behr, O.:	18
18	Hydrologische Grundlagen zur Speicherbemessung(1975) 3. Hydrologie-Fortbildungskurs 1975	vergriffen
19	Vorhersagen in der Wasserwirtschaft (1976) 1. Hydrologisches Seminar des ÖWWV 1976	10
20	Abfall- und Schlammbehandlung aus wasserwirtschaftlicher Sicht (1976) 11. ÖWWV-Seminar, Raach 1976	vergriffen
21	Zur Theorie und Praxis der Speicherwirtschaft (1977) 2. Hydrologisches Seminar des ÖWWV 1977	22
22	Abwasserreinigung in kleineren Verhältnissen (1977) 12. ÖWWV-Seminar, Raach 1977	vergriffen
23	Methoden zur rechnerischen Behandlung von Grundwasserleitern (1977) Baron W., Heindl W., Behr O., Reitingner J.	vergriffen
24	Ein Beitrag zur Reinigung des Abwassers eines Chemiefaserwerkes, eines chemischen Betriebes und einer Molkerei (1978) Begert A.	vergriffen

Band Nr		Preis €
25	Ein Beitrag zur Reinigung von Zuckerfabrikabwasser (1978) Kroiss H.	vergriffen
26	Methoden der hydrologischen Kurzfristvorhersage (1978) Gutknecht D.	vergriffen
27	Wasserversorgung-Gewässerschutz (1978) 13. ÖWWV-Seminar, Raach 1978	vergriffen
28	Industrieabwasserbehandlung - Neue Entwicklungen (1979) 14. ÖWWV-Seminar, Raach 1979	vergriffen
29	Probleme der Uferfiltration und Grundwasseranreicherung mit besonderer Berücksichtigung des Wiener Raumes (1979) Frischherz H.	vergriffen
30	Beiträge zur Hydraulik, Gewässerkunde und Wasserwirtschaft (1979) o. Univ.-Prof. DDr. Werner Kresser zum 60. Geburtstag	vergriffen
31	Grundwasserzuströmungsverhältnisse zu Horizontalfilterrohrbrunnen (1980) Schügerl W.	vergriffen
32	Grundwasserwirtschaft (1980) 3. Hydrologisches Seminar des ÖWWV 1980	25
33	Kulturtechnik und Wasserwirtschaft heute (1) (1980)	vergriffen
34	Behandlung und Beseitigung kommunaler und industrieller Schlämme (1980) 15. ÖWWV-Seminar, Raach 1980	vergriffen
35	Faktoren, die die Inaktivierung von Viren beim Belebungsverfahren beeinflussen (1980) Usrael G.	vergriffen
36	Vergleichende Kostenuntersuchungen über das Belebungsverfahren (1980) Flögl W.	vergriffen
37	Ein Beitrag zur Reinigung und Geruchsfreimachung von Abwasser aus Tierkörperverwertungsanstalten (1980) Ruider E.	vergriffen
38	Wasserwirtschaftliche Probleme der Elektrizitätserzeugung (1981) Schiller, G.:	vergriffen

Band Nr		Preis €
39	Kulturtechnik und Wasserwirtschaft heute (1981) Teil 2	vergriffen
40	Wasseraufbereitung und Abwasserreinigung als zusammengehörige Techniken (1981) 16. ÖWWV-Seminar, Raach 1981	vergriffen
41	Filterbrunnen zur Erschließung von Grundwasser (1981) ÖWWV-Fortbildungskurs 1981	29
42	Zur Ermittlung von Bemessungshochwässern im Wasserbau (1981) Kirnbauer R.	22
43	Wissenschaftliche Arbeiten, Zeitraum 1977 bis 1981 (1981)	25
44	Kulturtechnik und Wasserwirtschaft - heute (1981) Teil 3	25
45	Verbundwirtschaft in der Wasserversorgung (1982) ÖWWV-Fortbildungskurs 1982	29
46	Gewässerschutzplanung, deren Umsetzung und Zielkontrolle im Einzugsgebiet des Neusiedler Sees (1982) Stalzer W.	vergriffen
47	Wechselwirkung zwischen Planung und Betrieb von Abwasserreinigungsanlagen, Erfahrungen und Probleme (1982) 17. ÖWWV-Seminar, Ottenstein 1982	vergriffen
48	Kleinwasserkraftwerke - Notwendigkeit und Bedeutung (1982) Flußstudien: Schwarza, kleine Ybbs, Saalach	vergriffen
49	Beiträge zur Wasserversorgung, Abwasserreinigung, Gewässerschutz und Abfallwirtschaft (1982) o. Univ.-Prof. Dr.-Ing. W. v.d. Emde zum 60. Geburtstag	vergriffen
50	Kulturtechnik und Wasserwirtschaft - heute (1982) Teil 4	vergriffen
51	Sicherung der Wasserversorgung in der Zukunft (1983) 18. ÖWWV-Seminar, Ottenstein 1983	vergriffen
52	Thermische Beeinflussung des Grundwassers (1983) ÖWWV-Fortbildungskurs, 1983	vergriffen

Band Nr		Preis €
53	Planung und Betrieb von Regenentlastungsanlagen (1984) ÖWWV-Fortbildungskurs, 1984	vergriffen
54	Sonderabfall und Gewässerschutz (1984) 19. ÖWWV-Seminar, Gmunden 1984	vergriffen
55	Naturnahes Regulierungskonzept "Pram" (1984)	26
56	Blähschlamm beim Belebungsverfahren (1985) ÖWWV-Fortbildungskurs, 1985	vergriffen
57	Chemie in der Wassergütewirtschaft (1985) ÖWWV-Fortbildungskurs, 1985	vergriffen
58	Klärschlamm - Verwertung und Ablagerung (1985) 20. ÖWWV-Seminar, Ottenstein 1985	vergriffen
59	Wasserkraftnutzung an der Thaya (1985) Pelikan B.	23
60	Seminar "Wasser - Umwelt - Raumordnung" (1985)	16
61	Gewässerschutz im Wandel der Zeit Ziele und Maßnahmen zu ihrer Verwirklichung (1985) Fleckseder, H.	vergriffen
62	Anaerobe Abwasserreinigung (1985) Kroiss H.	vergriffen
63	Kleine Belebungsanlagen mit einem Anschlußwert bis 500 Einwohnergleichwerte (1985) Begert A.	vergriffen
64	Belüftungssysteme beim Belebungsverfahren (1986) ÖWWV-Fortbildungskurs, 1986	vergriffen
65	Planung und Betrieb von Behandlungsanlagen für Industrieabwässer (1986) 21. ÖWWV-Seminar, Ottenstein 1986	vergriffen
66	Ausspracheseminar Grundwasserschutz in Österreich (1986) ÖWWV-Fortbildungskurs, 1986	29
67	Kulturtechnik und Wasserwirtschaft heute (5) (1986)	vergriffen

Band Nr	Preis €
68 Zur mathematischen Modellierung der Abflusstehung an Hängen (1986) Schmid B.H.	22
69 Nitrifikation - Denitrifikation (1987) ÖWWV-Fortbildungskurs, 1987	vergriffen
70 Flußbau und Fischerei (1987)	vergriffen
71 Wasserversorgung und Abwasserreinigung in kleinen Verhältnissen (1987) 22. ÖWWV-Seminar, Ottenstein 1987	vergriffen
72 Wasserwirtschaft und Lebensschutz (1987) Wurzer E.	vergriffen
73 Anaerobe Abwasserreinigung Grundlagen und großtechnische Erfahrung (1988) ÖWWV-Fortbildungskurs, 1988	vergriffen
74 Wasserbau und Wasserwirtschaft im Alpenraum aus historischer Sicht (1988)	22
75 Wechselbeziehungen zwischen Land-, Forst und Wasserwirtschaft (1988) ÖWWV-Fortbildungskurs, 1988	vergriffen
76 Gefährdung des Grundwassers durch Altlasten (1988) 23. ÖWWV-Seminar, Ottenstein 1988	vergriffen
77 Kulturtechnik und Wasserwirtschaft heute (6) (1987)	vergriffen
78 Wasserwirtschaftliche Planung bei mehrfacher Zielsetzung (1988) Nachtnebel, H.P.	25
79 Hydraulik offener Gerinne (1989) Symposium, 1989	vergriffen
80 Untersuchung der Fischaufstiegshilfe bei der Stauhaltung im Gießgang Greifenstein (1988) Jungwirth M., Schmutz S.	vergriffen
81 Biologische Abwasserreinigung (1989) ÖWWV-Fortbildungskurs, 1989, TU-Wien	vergriffen
82 Klärschlamm Entsorgung (1989) 24. ÖWWV-Seminar, Ottenstein 1989	vergriffen

Band Nr		Preis €
83	Viruskontamination der Umwelt und Verfahren der Kontrolle (1990) 2. Symposium	18
84	Schadstofffragen in der Wasserwirtschaft (1989) ÖWWV-Fortbildungskurs 1989, TU-Wien	29
85	Schlußbericht zum Forschungsvorhaben Trinkwasseraufbereitung mit Ultraschall, Projekt Abschnitt I (1989) Frischherz H.; Benes E.; Ernst J.; Haber F.; Stuckart W.	18
86	Umfassende Betrachtung der Erosions- und Sedimentationsproblematik (1989) Summer W.	25
87	Großräumige Lösungen in der Wasserversorgung (1990) 25. ÖWWV-Seminar, Ottenstein 1990	vergriffen
88	Revitalisierung von Fließgewässern (1990) Beiträge zum Workshop Scharfling, 1989	vergriffen
89	Kulturtechnik und Wasserwirtschaft heute (1990) Teil 9	vergriffen
90	A Study on Kinematic Cascades (1990) Schmid B.H.	18
91	Snowmelt Simulation in Rugged Terrain - The Gap Between Point and Catchment Scale Approaches (1990) Blöschl G.	18
92	Dateninterpretation und ihre Bedeutung für Grundwasserströmungsmodelle (1990) Blaschke A.P.	nicht erschienen
93	Decision Support Systeme für die Grundwasserwirtschaft unter Verwendung geografischer Informationssysteme (1990) Fürst J.	18
94	Schlußbericht zum Forschungsvorhaben Trinkwasseraufbereitung mit Ultraschall; Projekt-Abschnitt 1990 (1990) Frischherz H., Benes E., Stuckhart W., Ilmer A., Gröschl M., Bolek W.	18
95	Anaerobe Abwasserreinigung - Ein Modell zur Berechnung und Darstellung der maßgebenden chemischen Parameter (1991) Svardal K.	22

Band Nr		Preis €
96	EDV-Einsatz auf Abwasserreinigungsanlagen (1991) ÖWWV-Fortbildungskurs 1991, TU-Wien	29
97	Entfernung von Phosphorverbindungen bei der Abwasserreinigung (1991) ÖWWV-Fortbildungskurs 1991, TU-Wien	25
98	Auswirkungen der Wasserrechtsgesetznovelle 1990 auf Behörden, Planer und Betreiber kommunaler Abwasserreinigungsanlagen - aus technischer, rechtlicher und wirtschaftlicher Sicht (1991) 26. ÖWWV-Seminar, Ottenstein 1991	36
99	Geruchsemissionen aus Abwasserreinigungsanlagen (1991) ÖWWV-Fortbildungskurs 1991,	22
100	Anpassung von Kläranlagen an den Stand der Technik (1992) ÖWWV-Fortbildungskurs 1992, TU-Wien	vergriffen
101	Umweltbezogene Planung wasserbaulicher Maßnahmen an Fließgewässern (1992) Pelikan B.	18
102	Erfassung hydrometeorologischer Elemente in Österreich im Hinblick auf den Wasserhaushalt (1992) Behr O.	i.V.
103	Wasser- und Abfallwirtschaft in dünn besiedelten Gebieten (1992) 27. ÖWWV-Seminar Ottenstein 1992	36
104	Virus Contamination of the Environment (1992) Methods and Control	vergriffen
105	Fließgewässer und ihre Ökologie (1993) ÖWAV-Fortbildungskurs 1992, TU-Wien	22
106	Festlegung einer Dotierwassermenge über Dotationsversuche (1992) Mader H.	22
107	Wasserrechtsgesetznovelle 1990 und neue Emissionsverordnungen (1992) Vorträge anlässlich der UTEC 1992	29
108	Chemische Analytik für einen zeitgemäßen Gewässerschutz (1992) Vorträge anlässlich der UTEC 1992	29
109	Kulturtechnik und Wasserwirtschaft heute (1994) Teil 10 - Beiträge zum Seminar an der Universität für Bodenkultur im November 1994	i.V.

Band Nr	Preis €
110 Bemessung u. Betrieb von Kläranlagen zur Stickstoffentfernung (1993) ÖWAV-Seminar 1993, TU-Wien	36
111 Wasserreserven in Österreich - Schutz und Nutzung in Gegenwart und Zukunft (1993) 28. ÖWAV-Seminar Ottenstein 1993	vergriffen
112 Contamination of the Environment by Viruses and Methods of Control (1993)	18
113 Wasserkraft () O.Univ.-Prof. Dipl.-Ing. Dr.techn. S. Radler anlässlich seiner Emeritierung	vergriffen
114 Klärwärter-Grundkurs (1994) 2. Auflage 1994	vergriffen
115 Beitrag zur Reduzierung der Abwasseremissionen der Bleicherei beim Sulfatverfahren (1994) Urban W. ISBN 3-85234-001-2	22
116 Eigenüberwachung von Abwasserreinigungsanlagen für den Gewässerschutz (1994) ÖWAV-Seminar 1994, TU-Wien ISBN 3-85234-002-0	25
117 Abwasserreinigungskonzepte - Internationaler Erfahrungsaustausch über neue Entwicklungen (1995) ÖWAV-Seminar 1994, TU Wien ISBN 3-85234-003-9	25
118 3 Jahre WRG-Novelle (1994) 29. ÖWAV-Seminar: Ottenstein 1994 ISBN 3-85234-004-7	19
119 Landeskulturelle Wasserwirtschaft (1994) anlässlich der Emeritierung von o.Univ.-Prof. Dipl.-Ing. Dr. H. Supersperg	vergriffen
120 Gewässerbetreuungskonzepte - Stand und Perspektiven (1994) Beiträge zur Tagung an der BOKU 1994 ISBN 3-85234-010-1	32
121 Generelle Entwässerungsplanung im Siedlungsraum (1996) ÖWAV-Seminar 1995, TU Wien ISBN 3-85234-011-X	29

122	Bedeutung von geowissenschaftlicher Zusatzinformation für die Schätzung der Transmissivitätsverteilung in einem Aquifer (1994) Kupfersberger H.	18
123	Modellierung und Regionalisierung der Grundwassermengenbildung und des Bodenwasserhaushaltes (1994) Holzmann, H.	22
124	Pflanzenkläranlagen - Stand der Technik, Zukunftsaspekte (1995) ÖWAV-Seminar, BOKU Wien ISBN 3-85234-014-4	22
125	Abwasserreinigung - Probleme bei der praktischen Umsetzung des Wasserrechtsgesetzes, (1995) ÖWAV-Seminar 1995, TU-Wien ISBN 3-85234-015-2	32
126	Konfliktfeld Landwirtschaft - Wasserwirtschaft (1995) 30. ÖWAV-Seminar, Ottenstein 1995 ISBN 3-85234-016-0	29
127	Alte und neue Summenparameter (1995) ÖWAV-Seminar 1995, TU-Wien ISBN 3-85234-017-9	29
128	Viruskontamination der Umwelt und Verfahren der Kontrolle (deutsch oder englisch) (1995) 4. Symposium Univ.Prof.Dr. R. Walter ISBN 3-85234-019-5	0
129	Einfluß von Indirekteinleitungen auf Planung und Betrieb von Abwasseranlagen (1996) ÖWAV-Seminar 1996, TU-Wien ISBN 3-85234-020-9	vergriffen
130	Zentrale und dezentrale Abwasserreinigung (1996) 31. ÖWAV-Seminar, Ottenstein 1996 ISBN 3-85234-021-7	36
131	Methoden der Planung und Berechnung des Kanalisationssystems (1996) ÖWAV-Seminar 1996, BOKU-Wien ISBN 3-85234-022-5	29

Band Nr	Preis €
132 Scale and Scaling in Hydrology (1996) Blöschl G. ISBN 3-85234-023-3	vergriffen
133 Kulturtechnik und Wasserwirtschaft heute (11) (1996) Integrale Interpretation eines zeitgemäßen Gewässerschutzes ISBN 3-85234-024-0	12
134 Ein Beitrag zur Charakterisierung von Belüftungssystemen für die biologische Abwasserreinigung nach dem Belebungsverfahren mit Sauerstoffzufuhrmessungen (1996) Frey W. ISBN 3-85234-025-X	22
135 Nitrifikation im Belebungsverfahren bei maßgebendem Industrieabwassereinfluß (1996) Nowak O. ISBN 3-85234-026-8	36
136 1. Wassertechnisches Seminar (1996) Nebenprodukte von Desinfektion und Oxidation bei der Trinkwasseraufbereitung ISBN 3-85234-027-6	i.V.
137 Modellanwendung bei Planung und Betrieb von Belebungsanlagen (1997) ÖWAV - Seminar 1997, TU-Wien ISBN 3-85234-028-4	32
138 Nitrifikationshemmung bei kommunaler Abwasserreinigung (1997) Schweighofer P. ISBN 3-85234-029-2	25
139 Ein Beitrag zu Verständnis und Anwendung aerober Selektoren für die Blähschlammvermeidung (1997) Prendl L. ISBN 3-85234-030-6	22
140 Auswirkungen eines Kläranlagenablaufes auf abflußschwache Vorfluter am Beispiel der Kläranlage Mödling und des Krottenbaches (1997) Franz A. ISBN 3-85234-031-4	25
141 Neue Entwicklungen in der Abwassertechnik (1997) ÖWAV - Seminar 1997, TU-Wien ISBN 3-85234-032-2	36

Band Nr		Preis €
142	Kulturtechnik und Wasserwirtschaft heute (11) (1997) Abfallwirtschaft und Altlastensanierung morgen ISBN 3-85234-033-0	18
143	Abwasserbeseitigung und Wasserversorgung in Wien (1997) Eine ökonomische Beurteilung der Einnahmen, Ausgaben und Kosten Kosz M. ISBN 3-85234-034-9	22
144	Raum-Zeitliche Variabilitäten im Geschiebehaushalt und dessen Beeinflussung am Beispiel der Drau (1997) Habersack H. ISBN 3-85234-035-7	29
145	Fortbildungskurs: Biologische Abwasserreinigung (1998) ÖWAV - Seminar 1998, TU-Wien ISBN 3-85234-036-5	vergriffen
146	2. Wassertechnisches Seminar (1998) Desinfektion in der Trinkwasseraufbereitung ISBN 3-85234-037-3	i.V.
147	Eigenüberwachung und Fremdüberwachung bei Kläranlagen (1998) 32. ÖWAV-Seminar , Linz 1998 ISBN 3-85234-038-1	36
148	Grundwasserdynamik (1998) ISBN 3-85234-039-C	36
149	Die Tradition in der Kulturtechnik (1998) Kastanek F. Simulationsanwendung bei der Störung durch poröses Medium (1998) Loiskandl W. ISBN 3-85234-040-4	22
150	Auswirkungen von Niederschlagsereignissen und der Schneeschmelze auf Karstquellen (1998) Steinkellner M. ISBN 3-85234-041-1	36
151	Experiences with soil erosion models (1998) ISBN 3-85234-042-X	29

Band Nr		Preis €
152	Ein Beitrag zur Optimierung der Stickstoffentfernung in zweistufigen Belebungsanlagen (1998) Dornhofer K. ISBN 3-85234-043-8	25
153	Hormonell aktive Substanzen in der Umwelt (1998) ÖWAV / UBA Seminar 1998, BOKU Wien ISBN 3-58234-044-6	vergriffen
154	Erfassung, Bewertung und Sanierung von Kanalisationen (1998) ÖWAV Seminar 1999, BOKU Wien ISBN 3-8523-045-4	29
155	Nährstoffbewirtschaftung und Wassergüte im Donauraum (1999) ÖWAV - Seminar 1999, TU-Wien ISBN 3-85234-046-2	32
156	Der spektrale Absorptionskoeffizient zur Bestimmung der organischen Abwasserbelastung (1999) UV-Seminar 1998, Duisburg ISBN 3-85234-047-0	22
157	Bedeutung und Steuerung von Nährstoff- und Schwermetallflüssen des Abwassers (1999) Zessner M. ISBN 3-85234-048-9	25
158	Entwicklung einer Methode zur Bewertung von Stoffbilanzen in der Abfallwirtschaft (1999) Rechberger H. ISBN 3-85234-049-7	vergriffen
159	Sicherheit und Gesundheitsschutz auf Abwasseranlagen und deren Evaluierung (2000) ÖWAV – Seminar 2000, TU-Wien ISBN 3-85234-050-0	22
160	Auswirkungen von Klimaänderungen auf die Hydrologie alpiner Einzugsgebiete (2000) Hebenstreit K. ISBN 3-85234-051-9	25

161	Innovative Messtechnik in der Wasserwirtschaft (2000) Präsentation eines Forschungsprojektes ÖWAV – Seminar 2000, BOKU – Wien ISBN 3-85234-052-7	vergriffen
162	Sickerwasser und Oberflächenabdichtung auf Reaktordeponien (2000) ÖWAV - Seminar 2000, Wirtschaftskammer Wien ISBN 3-85234-053-5	25
163	Abfall- und Abwasserentsorgung in kleinen Verhältnissen (2000) ÖWAV - Seminar 2000, Ottenstein ISBN 3-85234-054-3	25
164	Niederschlag-Abfluss-Modellierung – Simulation und Prognose (2000) ÖWAV-Seminar 2000, TU Wien ISBN 3-85234-055-1	i.V.
165	Mehrdimensionale Abflussmodellierung am Beispiel der Lafnitz (2000) Habersack, H. / Mayr, P. / Girlinger, R. / Schneglberger, St. ISBN 3-85234-056-x	25
166	Anpassung von Kläranlagen – Planung und Betrieb (2001) ÖWAV-Seminar 2001, TU Wien ISBN 3-85234-057-8	40
167	Bepflanzte Bodenfilter zur weitergehenden Reinigung von Oberflächenwasser und Kläranlagenabläufen (2001) Laber J. ISBN 3-85234-058-6	25
168	Kanalbetrieb und Niederschlagsbehandlung (2001) ÖWAV-Seminar 2001, BOKU Wien. ISBN 3-85234-059-4	29
169	Development of a Simulation Tool for Subsurface Flow Constructed Wetlands (Entwicklung eines Simulationsmodells für bepflanzte Bodenfilter) (2001) Langergraber G. ISBN 3-85234-060-8	25
170	Simulation von Niederschlagszeitreihen mittels stochastischer Prozess-modelle unter Berücksichtigung der Skaleninvarianz (2001) Bogner ISBN 3-85234-061-6	i.V.
171	Sewage Sludge Disposal – Sustainable and/or Reliable Solutions (2001) ÖWAV / EWA Workshop 2001, TU-Wien ISBN 3-85234-062-4	25

-
- | | | |
|-----|---|------|
| 172 | Stickstoffentfernung mit Biofiltern (2002)
Nikolavic B.
ISBN 3-85234-063-2 | i.V. |
| 173 | Anaerobe Abwasserreinigung: Beeinflussende Faktoren der Versäuerung eines Zitronesäurefabrikabwassers (2002)
Moser D.
ISBN 3-85234-064-0 | i.V. |
| 174 | Gewässerschutz bei Entlastungsbauwerken der Mischkanalisation (2002)
Fenz R.
ISBN 3-85234-065-9 | i.V. |
| 175 | Wechselwirkung von physikalischen, chemischen und biotischen Prozessen in aquatischen Systemen (2002)
Kreuzinger N.
ISBN 3-85234-066-7 | i.V. |
| 176 | Benchmarking in der Abwasserentsorgung (2002)
ÖWAV Workshop Februar 2002, TU-Wien
ISBN 3-85234-067-5 | 30 |
| 177 | Klärschlamm (2002)
Möglichkeiten und Verfahren zur Verwertung / Entsorgung ab 2004
ÖWAV Seminar April 2002, Wirtschaftskammer Österreich
Schlammbehandlung und Entsorgung
ÖWAV / TU – Workshop September 2000, TU-Wien
ISBN 3-85234-068-3 | 30 |

Die Bände sind zu beziehen bei:

Institut für Wassergüte und Abfallwirtschaft
der Technischen Universität Wien
Karlsplatz 13/226, A-1040 Wien

Band: 12, 15, 16, 20, 28, 34, 35, 36, 37, 47, 49, 53, 54, 56, 57, 58, 61, 62, 63, 64, 65, 69, 73, 81, 82, 84, 95, 96, 97, 98, 99, 100, 105, 107, 108, 110, 114, 116, 117, 121, 125, 127, 129, 130, 134, 135, 137, 138, 139, 140, 141, 143, 145, 147, 152, 153, 155, 156, 157, 158, 159, 161, 162, 166, 171, 172, 173, 174, 175, 176, 177

Institut für Hydraulik, Gewässerkunde und Wasserwirtschaft
der Technischen Universität Wien
Karlsplatz 13, A-1040 Wien

Band: 1, 2, 8, 9, 17, 21, 23, 26, 30, 31, 41, 42, 52, 66, 68, 74, 90, 91, 92, 102, 122, 132, 148, 164

Institut für Wasserwirtschaft, Hydrologie und konstruktiven Wasserbau
der Universität für Bodenkultur,
Muthgasse 18, A-1190 Wien

Band: 18, 19, 32, 38, 43, 44, 45, 48, 50, 55, 59, 60, 70, 75, 78, 86, 89, 93, 101, 106, 109, 113, 123, 144, 160, 165, 167, 169

Institut für Wasservorsorge, Gewässerökologie und Abfallwirtschaft
der Universität für Bodenkultur,
Muthgasse 18, A-1190 Wien

Band: 22, 29, 39, 40, 46, 67, 71, 72, 76, 77, 80, 83, 85, 87, 88, 94, 103, 112, 115, 118, 120, 124, 126, 128, 131, 133, 136, 142, 146, 150, 154, 163, 167, 168, 169

Institut für Hydraulik und landeskulturelle Wasserwirtschaft
der Universität für Bodenkultur
Muthgasse 18, A-1190 Wien

Band: 119, 149, 151, 170