

BEWÄHRTE VERFAHREN IN DER SCHLAMMBEHANDLUNG



Part-financed by the European Union
(European Regional Development Fund
and European Neighbourhood and
Partnership Instrument)

BEWÄHRTE VERFAHREN IN DER SCHLAMMBEHANDLUNG

Herausgeber und Copyright 2012: Project on Urban Reduction of Eutrophication (Projekt zur Reduzierung der Eutrophierung aus urbanen Quellen, PURE) c/o Union der Ostseestädte (UBC) Kommission für Umwelt, Vanha Suurtori 7, 20500 Turku, Finnland; www.purebalticsea.eu

Die Kapitel 3–11 und Teile von Kapitel 2 dieser Veröffentlichung basieren auf dem technischen Bericht des Unternehmens Pöyry Finland Oy für das PURE-Projekt mit dem Thema: „Proven standard practices and innovative new solutions of sludge handling in the Baltic Sea Region“ [Bewährte Standardverfahren und innovative neue Lösungen der Schlammbehandlung im Ostseeraum].

Andere Verfasser und Herausgeber: Jan-Eric Luft, Entsorgungsbetriebe Lübeck; Tuuli Ojala, John Nurminen-Stiftung; Lotta Ruokanen, HELCOM; Olena Zinchuk, Union der Ostseestädte Kommission für Umwelt.

Bildnachweise an den jeweiligen Fotos.

Gestaltung und Layout: Sari Sariola und Moira Åkerman Union der Ostseestädte Kommission für Umwelt.

Übersetzung aus dem Englischen: Lingoneer Oy

Seitenanzahl: 125

ISBN 978-952-5725-97-1 (gedr.), 978-952-5725-98-8 (PDF)

Veröffentlicht im Oktober 2012



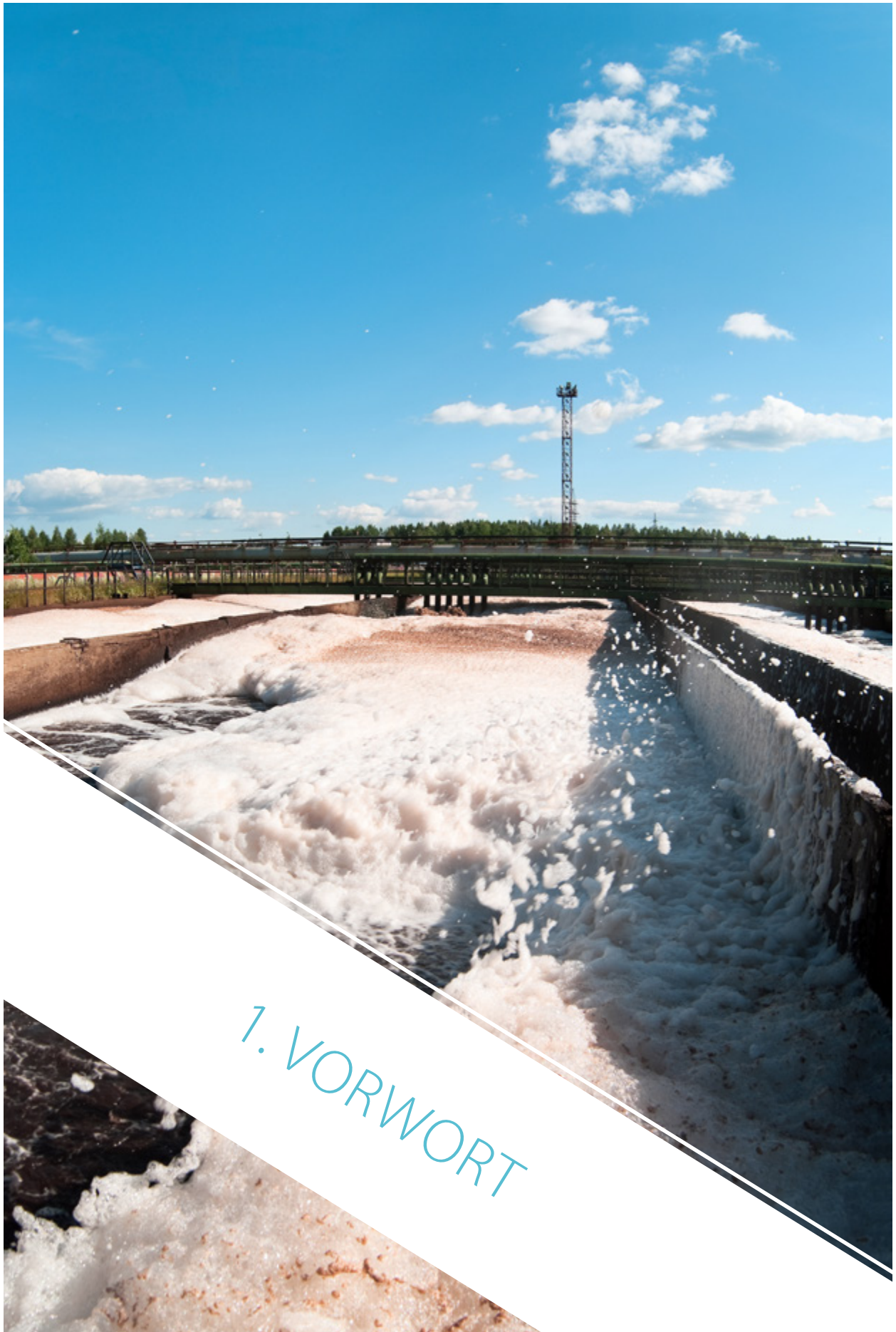
Part-financed by the European Union
(European Regional Development Fund
and European Neighbourhood and
Partnership Instrument)

BEWÄHRTE VERFAHREN IN DER SCHLAMMBEHANDLUNG

INHALTSVERZEICHNIS

1. VORWORT	4
1.1 Projekt zur Reduzierung der Eutrophierung aus urbanen Quellen (PURE) für eine verbesserte kommunale Schlammbehandlung.....	5
1.2 Das Ziel einer gemeinsamen Empfehlung zur Schlammbehandlung im Ostseeraum	5
2. EINFÜHRUNG	9
2.1 Klärschlamm – Problem oder Chance	10
2.2 Grundlagen der Schlammbehandlung in kommunalen Kläranlagen	11
2.3 Typische Kombinationen von Schlammbehandlungstechnologien.....	14
2.4 Beispiel: Schlammbehandlungslösungen der PURE-Projektpartner – Danzig, Gdanska Infrastruktura Wodociagowo-Kanalizacyjna Sp. z o. o., Wschód	16
2.5 Beispiel: Schlammbehandlungslösungen der PURE-Projektpartner – Brest, Kommunales Wasser- und Abwasserunternehmen Brestvodokanal.....	17
3. SCHLAMMEINDICKUNG.....	18
3.1 Einleitung.....	19
3.2 Statische Eindickung	20
3.4 Beispiel: Lösungen für die Schlammbehandlung von PURE – Partnern Riga Sia Rigas Udens, Kläranlage Daugavgrīva	25
3.5 Die wichtigsten Eindickungsmethoden im Überblick	26
4. STABILISIERUNG	28
4.1 Prinzip der anaeroben Faulung.....	29
4.2 Mesophiler Faulprozess	30
4.3 Weitere wichtige Informationen zur Faulung.....	33
4.4 Die anaerobe Faulung im Überblick.....	34
4.5 Produktion und Aufbereitung von Biogas.....	34
4.6 Energienutzung	35
4.7 Aerobe Stabilisierung	37
4.8 Beispiel: Lösungen für die Schlammbehandlung von PURE-Partnern – Lübeck, Entsorgungsbetriebe Lübeck, Zentralkläwerk (ZKW)	38
5. SCHLAMMENTWÄSSERUNG	39
5.1 Einleitung.....	40
5.2 Zentrifuge	42
5.3 Bandfilterpresse	44
5.4 Kammerfilterpresse	46
5.5 Hydraulikpresse.....	47
5.6 Beispiel: Lösungen für die Schlammbehandlung von PURE-Partnern – Jurmala, Piu Jurmalas Udens, Kläranlage Sloka	49
5.7 Die wichtigsten Entwässerungsmethoden im Überblick	50
6. SCHLAMMHYGIENISIERUNG.....	52
6.1 Einleitung.....	53
6.2 Thermische Behandlung.....	54
6.3 Chemische Aufbereitung.....	55
6.4 Biologische Behandlung	59
6.5 Beispiel: Lösungen für die Schlammbehandlung von PURE-Partnern – Kohtla-Järve, Oü Järve Biopuhastus, Kläranlage Kohtla-Järve.....	62
6.6 Beispiel: Lösungen für die Schlammbehandlung von PURE-Partnern – Helsinki, Hsy Water, Kläranlage Viikinmäki Und Kläranlage Suomenoja	63
6.7 Die Hygienisierungsmethoden im Überblick	64

7. SCHLAMMTROCKNUNG	66
7.1 Einleitung.....	67
7.2 Funktionsprinzipien und Methoden zur Schlamm Trocknung.....	68
7.3 Beispiel: Lösungen für die Schlammhandhabung von PURE-Partnern – Stettin, Zakład Wodociągów I Kanalizacji Sp. z o.o. w Szczecinie ZWIK	70
7.4 Die wichtigsten thermischen Trocknungsmethoden im Überblick	72
8. SCHLAMMVERBRENNUNG.....	73
8.1 Einleitung.....	74
8.2 Allgemeine Anforderungen und unterschiedliche Lösungen bei der Schlammverbrennung	74
8.3 Schlammverbrennungstechnologien.....	76
8.4 Zusammenfassung der wichtigsten Verbrennungsmethoden.....	78
9. ENTSORGUNG VON KLÄRSCHLAMM ODER ASCHE AUS DER SCHLAMM- VERBRENNUNG.....	79
9.1 Einführung	80
9.2 Nutzung von Klärschlamm in der Landwirtschaft.....	81
9.3 Deponierung von Klärschlamm.....	82
9.4 Entsorgung von Klärschlamm asche aus der Monoverbrennung.....	83
9.5 Zusammenfassung der Entsorgungsmethoden	83
10. TRÜBWASSERBEHANDLUNG.....	84
10.1 Einleitung.....	85
10.2 Physikalische/chemische Behandlungsverfahren von Trübwasser.....	85
10.3 Biologische Trübwasserbehandlungsverfahren.....	87
10.4 Zusammenfassung der wichtigsten Abwasserbehandlungsmethoden	89
11. PHOSPHORRÜCKGEWINNUNG BEI DER SCHLAMMAUFBEREITUNG	90
11.1 Einleitung.....	91
11.2 Rückgewinnung von Phosphor aus Abwasser oder Klärschlamm	93
11.3 Phosphorrückgewinnung aus Asche	95
11.4 Zusammenfassung der wichtigsten Verfahren für die Rückgewinnung von Phosphor.....	95
12. RELEVANTE EU-GESETZGEBUNG UND NATIONALE GESETZGEBUNGEN IN DER OSTSEEREGION.....	96
12.1 Gesetzgebung auf EU-Ebene zur Behandlung von Klärschlamm	97
12.2 Nationale Gesetzgebung zur Behandlung von Klärschlamm in den Ländern der Ostseeregion.....	102
12.3 Schlussfolgerungen.....	111
13. TRIEBKRÄFTE UND HÜRDEN FÜR VERSCHIEDENE PRAKTIKEN DER SCHLAMMBEHANDLUNG	113
13.1 Kosten und wirtschaftliche Anreize für technische Optionen der Schlammbehandlung.....	114
13.2 Gefährliche Stoffe und Schlammqualität.....	115
13.3 Recycling von Phosphor und Schlammentsorgung	116
13.4 Gesetzlicher Rahmen – EU-Richtlinien und nationale Gesetzgebung.....	118
13.5 Politische Steuerung und andere regulierende Praktiken	119
14. LITERATUR	121
ANHANG.....	125



1. VORWORT

Foto: Shutterstock.com/Kekyalaynen.

1.1 PROJEKT ZUR REDUZIERUNG DER EUTROPHIERUNG AUS URBANEN QUELLEN (PURE) FÜR EINE VERBESSERTE KOMMUNALE SCHLAMMBEHANDLUNG

Ziel des Projekts zur Reduzierung der Eutrophierung aus urbanen Quellen (Project on Urban Reduction of Eutrophication, PURE) ist die Verringerung der übermäßigen Phosphoreinleitungen in die Ostsee, da diese viele negative Auswirkungen auf das marine Ökosystem haben. Das PURE-Projekt hat kostenwirksame Investitionen und betriebliche Veränderungen zur Förderung der Phosphorelimination hervorgebracht, die bereits in sechs kommunalen Kläranlagen umgesetzt wurden. Darüber hinaus wurden im Rahmen des Projekts bewährte Verfahren und Herausforderungen im Bereich der kommunalen Schlammbehandlung im Ostseeraum beleuchtet, um den Wasserversorgungsunternehmen die Entscheidungsfindung in Fragen des Umgangs mit Klärschlamm zu erleichtern.

Im Rahmen des Projekts wurden diverse Verfahren zur Behandlung und Entsorgung von Schlämmen beschrieben, mögliche Probleme bei der Schlammbehandlung erörtert und die künftigen Pläne der Projektpartner und verbundenen Wasserversorgungsunternehmen zusammengetragen. Im September 2011 wurde ein Workshop zum Thema Schlammbehandlung veranstaltet, der einige der fortschrittlichsten Technologien vorstellte, die im führenden Land Deutschland zum Einsatz kommen. Dieses Handbuch bewährter Verfahren fasst die alternativen technischen Lösungen und die rechtliche Situation hinsichtlich der verschiedenen Methoden zur Behandlung und Entsorgung von Schlämmen zusammen, einschließlich der Unterschiede zwischen den nationalen Trends und des Entwicklungsstandes neuer Technologien.

Diese Veröffentlichung zeigt die Grundzüge der Klärschlammproduktion und -behandlung in der modernen kommunalen Abwasserbehandlung auf. Außerdem stellt sie technische Lösungen vor, die bei der Eindickung, Faulung, Entwässerung, Hygienisierung, Trocknung und Verbrennung von Schlämmen sowie bei ihrer Entsorgung zum Einsatz kommen. Die technische Übersicht beinhaltet praktische Zusammenfassungen und vergleicht die Ergebnisse, die mit den verschiedenen Techniken zu erreichen sind. Sie beleuchtet den Wartungsbedarf, die Kapazitäten, die Anwendbarkeit auf verschieden großen Behandlungsanlagen, Anwendungsbeispiele im Ostseeraum und die



Abbildung 1-1. Foto: Shutterstock.com/PanicAttack.

entsprechenden Kosten, den Energieverbrauch sowie den möglichen Chemikalieneinsatz. Darüber hinaus werden einige entscheidende neue Technologien wie zum Beispiel für die Trübwasserbehandlung und Phosphorrückgewinnung untersucht.

Die Veröffentlichung umfasst Beobachtungen zu den begünstigenden Faktoren und Hindernissen für eine nachhaltige Behandlung von Schlämmen, darunter wirtschaftliche und rechtliche Triebkräfte für die Entscheidungsfindung einzelner Wasserversorgungsunternehmen hinsichtlich der Schlammbehandlung. Am Ende werden einige Empfehlungen zur kommunalen Klärschlammbehandlung abgegeben.

1.2 DAS ZIEL EINER GEMEINSAMEN EMPFEHLUNG ZUR SCHLAMMBEHANDLUNG IM OSTSEERAUM

Die Kommission zum Schutz der Meeresumwelt der Ostsee (Helsinki-Kommission oder HELCOM) ist einer der PURE-Projektpartner. Sie setzt sich im Rahmen einer regierungsübergreifenden Zusammenarbeit zwischen Dänemark, Deutschland, Estland, Finnland, Lettland, Litauen, Polen, Russland, Schweden und der Europäischen Union für den Schutz der Meeresumwelt der Ostsee vor Verschmutzung jeglichen Ursprungs ein.

Die HELCOM ist ausführendes Organ des „Übereinkommens zum Schutz der Meeresumwelt des Ostseegebiets“, das üblicherweise als „Helsinki-Übereinkommen“ bezeichnet wird. Die Zukunftsvision der HELCOM ist eine ge-

sunde Umwelt im Ostseegebiet mit einer Artenvielfalt, die sich im Gleichgewicht befindet, was einen guten ökologischen Zustand herbeiführt und eine breite Palette nachhaltiger wirtschaftlicher und sozialer Aktivitäten fördert.

Die teilnehmenden Länder haben sich den Zielen des HELCOM-Aktionsplans für die Ostsee (HELCOM, 2007) verpflichtet, die Eutrophierung bis ins Jahr 2021 drastisch einzudämmen, worunter die Umsetzung bestimmter Maßnahmen zur Verbesserung der Abwasserbehandlung fallen. Empfehlung 28E/5 zur 28E/5 zur kommunalen Abwasserbehandlung (HELCOM, 2007) legt Anforderungen für die Abwasseraufbereitung dar, die strenger sind als beispielsweise die in der EU-Richtlinie zur Behandlung kommunaler Abwässer enthaltenen (zur Gesetzgebung siehe Kapitel 12). Neben der Einhaltung der HELCOM-Empfehlung für die Phosphorelimination auf den Kläranlagen der Projektpartner besteht das vordergründige Ziel des PURE-Projekts in einer Verbesserung der Praktiken der Schlammbehandlung. Für die Behandlung von Klärschlämmen existieren gegenwärtig noch keine HELCOM-Empfehlungen.

Die Gruppe HELCOM LAND ist zuständig für die Verringerung der Verschmutzung aus landseitigen Quellen innerhalb des Einzugsgebiets der Ostsee. Sie bestimmt die Punktquellen und diffusen Quellen der Verschmutzung

durch Nähr- und Schadstoffe vom Lande aus und schlägt geeignete Maßnahmen zur Verringerung dieser Emissionen und Einleitungen vor. Im Rahmen einer 2012 veranstalteten Tagung befürwortete die Facharbeitsgruppe LAND generell die Idee, die HELCOM-Empfehlung 28E/5 entweder so abzuändern, dass sie die Behandlung von Klärschlämmen berücksichtigt, oder eine gesonderte HELCOM-Empfehlung zur Behandlung von Klärschlämmen zu verabschieden. Die Gruppe begrüßte das von Deutschland und Schweden formulierte Angebot, den Entwurf einer solchen geänderten oder neuen Empfehlung zu koordinieren.



Abbildung 1-2: Es gibt neun Ostsee-Anrainerstaaten. Das Einzugsgebiet der Ostsee, in dem über 85 Millionen Menschen leben, erstreckt sich sogar noch weiter und ist fast viermal größer als die Ostsee selbst (auf der Karte schwarz umrandet). Mit einer durchschnittlichen Tiefe von nur 53 m ist die Ostsee viel seichter als die meisten Weltmeere. Auch wegen ihres Brackwassers, den kalten Wintern und dem langsamen Wasseraustausch reagiert sie äußerst sensibel auf anthropogene Einflüsse. (Norwegen, Schweden, Finnland, Russland, Estland, Lettland, Litauen, Weißrussland, Ukraine, Polen, Tschechische Republik, Deutschland, Dänemark)

PURE-Projektpartner

Union der Ostseestädte, Kommission für Umwelt

Die Union der Ostseestädte (UBC) ist ein freiwilliges, proaktives Netzwerk zur Mobilisierung des gemeinsamen Potenzials von über 100 Mitgliedsstädten für eine demokratische, ökonomische, soziale, kulturelle und eine ökologisch nachhaltige Entwicklung des Ostseeraums. Die Kommission für Umwelt (EnvCom) der Union der Ostseestädte ist eine von 13 Kommissionen der UBC. Sie ist verantwortlich für die Maßnahmen der Union zur Gewährleistung einer ökologischen und kommunalen Nachhaltigkeit. Im PURE-Projekt ist die EnvCom der UBC der führende Partner und in dieser Position für die allgemeine Verwaltung und Koordinierung des Projekts verantwortlich.

John Nurminen-Stiftung

Die John Nurminen-Stiftung hat zwei Tätigkeitsgebiete: Neben kulturellen Aktivitäten zur Seefahrtsgeschichte widmet sie sich Umweltprojekten in Verbindung mit Eutrophierung und der Sicherheit von Öltankern. Die Projekte der Stiftung für eine saubere Ostsee zielen auf eine erhebliche Verringerung der Nährstoffgehalte über kostenwirksame Investitionen ab. Im PURE-Projekt koordiniert die John Nurminen-Stiftung die technischen Studien und Investitionen für eine verbesserte Phosphorelimination und Maßnahmen zur Förderung einer nachhaltigen Schlammbehandlung.

Kommission zum Schutz der Meeresumwelt des Ostseegebiets HELCOM

Die Helsinki-Kommission (HELCOM) setzt sich im Rahmen einer regierungsübergreifenden Zusammenarbeit zwischen allen neun Ostsee-Anrainerstaaten für den Schutz der Meeresumwelt der Ostsee vor Verschmutzung jeglichen Ursprungs ein. Die HELCOM ist ausführendes Organ des „Übereinkommens zum Schutz der Meeresumwelt des Ostseegebiets“, das üblicherweise als „Helsinki-Übereinkommen“ bezeichnet wird. Das HELCOM-Sekretariat übernimmt die externe Kommunikation und die Öffentlichkeitsarbeit für das PURE-Projekt.

SIA Rīgas ūdens (LV), Wasserunternehmen der Stadt Riga

SIA Rīgas ūdens ist für die Wasserversorgung, Kanalisation und Abwasserbehandlung des Ballungsraums Riga zuständig. Die Abwasserbehandlungsanlage Daugavgrīva ist auf 1 000 000 Einwohnerwerte ausgelegt und das gereinigte Abwasser wird unmittelbar über den Golf von Riga in die Ostsee eingeleitet. Im Rahmen des PURE-Projekts investiert das Unternehmen in Ausrüstung für die chemische Phosphorelimination und eine verbesserte Schlammbehandlung. Durch die Berücksichtigung der HELCOM-Empfehlung konnte die jährliche Einleitung von Phosphor in die Ostsee in Riga gegenüber 2008 um über 100 Tonnen gesenkt werden.

Brestvodokanal (BY), kommunales Wasser- und Abwasserunternehmen der Stadt Brest

Die Stadt Brest liegt mit ihren 300 000 Einwohnern an der weißrussisch-polnischen Grenze. Das Abwasser der Stadt wird in den Fluss Bug eingeleitet und fließt somit durch Polen in die Ostsee. Das Unternehmen Brestvodokanal spielt eine große Rolle für die Verbesserung des Zustands der Ostsee, da die Kläranlage in Brest bei einer Berücksichtigung der HELCOM-Empfehlung hunderte Tonnen weniger Phosphor in die Ostsee einleitet. Im Rahmen des PURE-Projekts investiert Brestvodokanal in Ausrüstung zur chemischen Elimination von Phosphor.

PIU Jūrmalas ūdens (LV), Wasserunternehmen der Stadt Jūrmala

Die Kläranlage Sloka im lettischen Jūrmala liegt am Ufer des Flusses Lielupe, der in die Ostsee mündet. Gegenwärtig behandelt die Anlage die Abwässer von ungefähr 30 000 Einwohnern. Im Rahmen des PURE-Projekts tätigt Jūrmala Investitionen zur Verbesserung der Steuerbarkeit des biologischen Abwasserbehandlungsprozesses, insbesondere hinsichtlich des Gleichgewichts der Stickstoff- und Phosphorelimination.

Zakład Wodociągów i Kanalizacji Sp z o.o. w Szczecinie ZWiK (PL), Wasser- und Abwasserunternehmen der Stadt Stettin

Die polnische Hafenstadt Stettin an der Oder spielt eine wichtige Rolle für den Nährstoffeintrag in die Ostsee. In den letzten Jahren hat die Stadt mithilfe von EU-Strukturfondmitteln in die Modernisierung ihrer Abwasserbehandlungsanlagen investiert. Im Rahmen des PURE-Projekts wurden die Kläranlagen in Pomorzany (418 000 Einwohnerwerte) und in Zdroje (177 000 EW) geprüft und Lösungen für einen verbesserten Betrieb der Anlagen vorgestellt.

Entsorgungsbetriebe Lübeck (DE)

Die Entsorgungsbetriebe Lübeck haben die HELCOM-Empfehlung zur Phosphorelimination umgesetzt: Der aktuelle Phosphorgehalt in den abgeleiteten Abwässern beträgt weniger als 0,2 mg/l bei einer Eliminationsrate von 99 % (400 000 Einwohnerwerte). Im PURE-Projekt teilen die Entsorgungsbetriebe der Stadt Lübeck ihre bewährten Verfahren mit den anderen teilnehmenden Kläranlagen und spielen eine entscheidende Rolle für die Projektaktivitäten zur Schlammbehandlung.

Järve Biopuhastus OÜ (EE)

Die regionale Kläranlage Järve Biopuhastus behandelt die Abwässer von ungefähr 200 000 Einwohnerwerten und steht im Eigentum der Kommunen Jõhvi, Kiviõli, Kohtla-Järve und Püssi. Die gereinigten Abwässer werden in den Golf von Finnland geleitet. Die Kläranlage in Kohtla-Järve wurde im Rahmen des PURE-Projekts geprüft und es wurden Lösungen für einen verbesserten Betrieb der Anlage vorgestellt.

Urząd Miejski w Gdańsku (PL), Stadt Danzig

Die Stadt Danzig mit 455 000 Einwohnern ist der einzige Anteilseigner des Wasser- und Abwasserunternehmens GIWK, das für die gesamte Wasser- und Abwasserinfrastruktur in Danzig zuständig ist. In den letzten Jahren wurde diese Infrastruktur grundlegend erneuert. Im Rahmen des PURE-Projekts wurde die Kläranlage Gdansk Wschód geprüft und es wurden Lösungen für einen verbesserten Betrieb der Anlage vorgestellt. Die Stadt Danzig war Gastgeber der Abschlusskonferenz des Projekts.

Stadt Mariehamn (FI)

Die UBC-Stadt Mariehamn verfügt über eine gut funktionierende Kläranlage mit 30 000 Einwohnerwerten und das Umweltreferat von Mariehamn ist bei der Entwicklung ihres Umweltüberwachungssystems schon weit fortgeschritten. Im PURE-Projekt ist die Stadt Mariehamn für die Entwicklung der Datenbank für die kommunale Nährstoffbelastung im Ostseeraum zuständig.



Abbildung 1-3: PURE-Partnerstädte und Hauptstädte der Ostseestaaten.



2. EINFÜHRUNG

Foto: Shutterstock.com/Skyfish.

2.1 KLÄRSCHLAMM – PROBLEM ODER CHANCE

Durch die kommunale Abwasserbehandlung wird eine große Menge Klärschlamm produziert. Zum Beispiel beträgt die Menge der im Ostseeeinzugsgebiet produzierten Klärschlämme ca. 3,5 Millionen Tonnen Trockensubstanz jährlich – wobei sich diese Zahl bis 2020 auf beinahe vier Millionen erhöhen soll. Jede moderne kommunale Kläranlage muss der Schlammbehandlung gebührend Rechnung tragen: Es ist wichtig zu gewährleisten, dass die Nährstoffe im Schlamm nicht verloren gehen, damit der Schlamm als Rohstoff- und Energiequelle verwertet sowie effizient und nachhaltig entsorgt werden kann.

In den vergangenen Jahren wurden viele Maßnahmen für eine effiziente Elimination von Nährstoffen aus den kommunalen Abwässern im Ostseeraum unternommen. Das Ziel ist eine Eindämmung der Eutrophierung der empfindlichen Ostsee durch die Erfüllung der einschlägigen Anforderungen: Die jüngeren EU-Mitgliedstaaten an den östlichen und südlichen Küsten der Ostsee haben mit der Umsetzung der Richtlinie zur Behandlung von kommunalem Abwasser begonnen (zur Gesetzgebung siehe Kapitel 12) und bemühen sich um die Einhaltung der strengeren HELCOM-Empfehlungen zur Nährstoffelimination. Auch in den Nicht-EU-Ländern der Region wurden Maßnahmen zur Verbesserung der Abwasserbehandlung eingeleitet und dauern immer noch an.

Klärschlamm lässt sich prinzipiell in zwei Fraktionen einteilen: Primär- und Überschussschlamm. Wird der Phosphor über die chemische Fällung aus dem Abwasser entfernt, nimmt die Menge an Schlamm proportional zur Menge der für die Fällung verwendeten Chemikalien zu. Die aus dem Abwasser eliminierten Nährstoffe finden sich im Schlamm wieder, der so zu behandeln ist, dass die Nährstoffe nicht zurück in den Wasserkreislauf gelangen und er stofflich und energetisch verwertet werden kann. Die großen Mengen an Klärschlamm, die in Kläranlagen produziert werden, bieten zahlreiche Möglichkeiten zur sinnvollen Nutzung, zum Beispiel im Bereich der Stromerzeugung, Bodenverbesserung und sogar für das Nährstoffrecycling. Die Verwertungsmöglichkeiten hängen nicht nur von der Qualität und der Menge des betreffenden Schlamms ab, sondern auch von den in einer bestimmten Behandlungsanlage verwendeten Prozessen und den nationalen Gesetzen und Richtlinien.

Viele – auch moderne – Abwasserbehandlungsanlagen haben Probleme mit der Schlammentsorgung. Diese äußern sich zum Beispiel in einem Mangel an Maschinen oder Chemikalien zur Entwässerung oder Eindickung des Schlamms oder in der eingeschränkten Möglichkeit zur Nutzung von metallbelastetem Schlamm auf Äckern. Die Schlammbehandlungsstrategie einer Kläranlage unterliegt mehreren Faktoren wie: Ort der Anlage, Transportkosten, Qualität des Abwassers, angewandte Technologie zur Nährstoffelimination, gesetzliche Einschränkungen zur Schlammentsorgung, Verfügbarkeit und Preis von Konditionierungsmitteln oder die Möglichkeiten, die behandelten Schlammströme auszulagern. Ein flexibles Schlammbehandlungssystem trägt möglichen Änderungen in Bezug auf die nationalen Energie-, Abfall- oder Nährstoffvor-



Abbildung 2-1. Foto: Shutterstock.com/Enieni.

schriften und marktorientierten Politikinstrumente wie Einspeisetarife oder Steuervorschriften Rechnung. Zur Berücksichtigung der sich ändernden Umstände ist eine regelmäßige Anpassung des Systems erforderlich.

Es bedarf einer akkuraten und objektiven Bewertung der mit der Nutzung des Klärschlamms verbundenen Risiken. Die Frage ist, wie mit den verschiedenen chemischen Stoffen aus den Haushaltsabwässern im Klärschlamm einer Kommune umgegangen werden soll und wie die Nährstoffe recycelt werden sollten. Das Thema der gefährlichen chemischen Inhaltsstoffe im Schlamm wird gegenwärtig diskutiert und regulatorische Fragen sind aufgrund der aktuellen Änderung der EU-Klärschlammrichtlinie noch offen.

Das Thema Schlammbehandlung hat eine internationale politische Dimension angenommen, nicht nur hinsichtlich der uneinheitlichen Gesetze, Energiestrategien und Kosten für die Schlammbehandlung, sondern auch, weil die weltweiten mineralischen Phosphorressourcen immer knapper werden. Die Frage nach dem Nährstoffrecycling wird immer lauter: Einigen Schätzungen zufolge reichen die Phos-

phorressourcen womöglich nur für die nächsten 50 Jahre aus. Diese Ressourcen befinden sich vor allem in Nordafrika, China und in den USA. Trotz einiger optimistischer Einschätzungen zu den globalen Reserven wird erwartet, dass die Abhängigkeit von einem einzigen Land, nämlich Marokko, im Laufe des nächsten Jahrhunderts zunehmen wird. Die Ernährungssicherheit in der EU wird also auf dem Phosphorimport beruhen (Schröder et al., 2011).

Kommunale Klärschlämme enthalten große Mengen an wertvollem Phosphor, die Recyclingmöglichkeiten sollten jedoch bereits bei der Planung von Schlammbehandlungsalternativen berücksichtigt werden. Außerdem verhindern bestimmte Abwasserbehandlungsmethoden, dass Phosphor in einer einfach nutzbaren Form im Schlamm vorhanden ist.

2.2 GRUNDLAGEN DER SCHLAMMBEHANDLUNG IN KOMMUNALEN KLÄRANLAGEN

Klärschlamm ist ein Produkt der kommunalen Abwasserbehandlung, das Thema Schlammbehandlung wird gegenüber wasserbezogenen Parametern wie der Abwasserbelastung oder dem Grad der Elimination verschiedener Abwasserstoffe jedoch oft vernachlässigt. Klärschlämme sind eine potenzielle Gefahr für die Umwelt: Schwimmschlamm kann beispielsweise im Behandlungsprozess verloren gehen oder Klärschlamm darf mitunter frei in die Vorflut entsorgt werden.

Noch vor ein paar Jahrzehnten, als die Abwasserbehandlung noch in den Kinderschuhen steckte, wurden Klärschlämme in internationale Gewässer eingeleitet. In manchen Ländern ist dies immer noch die Praxis. Neben Klärschlamm entstehen durch die Abwasserbehandlung noch weitere Nebenprodukte wie das Rechengut aus dem Rechen und Sand aus dem Sandfang. Rechengut kann beispielsweise entwässert und anschließend verbrannt werden, während Sand gewaschen werden muss und auf Deponien als Strukturmaterial verwertet werden kann.

Die praktischen und technischen Herausforderungen der Schlammbehandlung sind:

- Stabilisierung – Schlamm ist nicht inert und kann einen unangenehmen Geruch haben
- Reduzierung des Wassergehalts und des Schlammvolumens auf ein Minimum
- Nutzung des Energiepotenzials, sofern dies wirtschaftlich möglich ist
- Reduzierung des Gehalts an schädlichen Mikroorganismen, wenn Menschen, Tiere oder Pflanzen in Kontakt mit dem Schlamm kommen und
- Rückgewinnung von Phosphor für die Landwirtschaft.



Abbildung 2-2. Foto: Shutterstock.com/Kekyalaynen.

Zwar gibt es in den Ostseeländern viele verschiedene Schlammbehandlungsverfahren, doch werden die bewährten Standardverfahren mehr oder weniger überall angewandt. Unter den Ländern gibt es Unterschiede hinsichtlich der Auswahl und Reichweite verschiedener Schlammbehandlungsmethoden, von denen sich einige offensichtlich gegenseitig ausschließen, wie zum Beispiel die Nutzung von Zentrifugen oder Bandfilterpressen bei der Schlammentwässerung. Die Schlamm Trocknung mit Verbrennung ist nur in Deutschland weit verbreitet und wird jedoch in geringem Maße in Polen und Schweden angewandt. Bislang stehen im Ostseeraum keine kosteneffizienten Methoden zur Rückgewinnung von Phosphor zur Verfügung, es gibt hierzu jedoch viele Forschungsprojekte und Pilotanlagen, insbesondere in Deutschland aufgrund der dortigen Verbrennungspraxis.

Für die nächsten Jahre wird ein Anstieg der Menge an im Ostseeraum produziertem Klärschlamm erwartet, vor allem weil Länder wie Polen, Lettland, Weißrussland und Russland verbesserte Methoden zur Abwasserbehandlung bei sich einführen (Tabelle 2-1).

Es gibt verschiedene Arten von Schlamm mit verschiedenen physikalischen und biologischen Eigenschaften. Typischer Klärschlamm besteht aus Primär- und Sekundärschlamm (Abbildung 2-3).

Primärschlamm fällt im Vorklärbecken an. Seine Menge ist abhängig von der Verweilzeit und dem Beckenvolumen. Primärschlamm ist reich an organischen Verbindungen und

optimal für die anaerobe Behandlung geeignet. Manche Behandlungsanlagen haben nur ein kleines oder überhaupt kein Vorklärbecken zur Erhöhung der Substratmenge für die Denitrifikation im biologischen Behandlungsprozess. Der Trockensubstanzgehalt (TS-Gehalt) beträgt beim Primärschlamm durchschnittlich etwa 4%. Der organische Anteil liegt durchschnittlich bei 67%. (ATV-DVWK-M 368E, 2003)

Sekundärschlamm fällt im Nachklärbecken an. Im Belebungsbecken ist der Gehalt an mikrobiellem Material hoch. Die dortige Verweilzeit der Bakterien beträgt zwischen 10 und 20 Tagen, je nach Temperatur, Einwohnerwert der Kläranlage und der Stickstoffeliminationsmethode (ATV-DVWK-A 131E, 2000). Insbesondere für die Stickstoffelimination benötigen die Bakterien eine lange Verweilzeit um zu wachsen, und folglich muss der Schlamm zirkuliert werden (**Rücklaufschlamm**). Ein Teil des Sekundärschlammes wird nicht mehr benötigt (**Überschussschlamm**). Die Menge ist abhängig von diversen Faktoren wie der Verweilzeit, dem Einsatz von Substraten wie Methanol, der Phosphorfällung, biologischen Phosphorelimination und natürlich einer weitergehenden Behandlung wie der biologische Filtration. Die chemische Fällung von Phosphor erhöht den anorganischen Anteil des Schlammes.

Im Vergleich zu Primärschlamm liegt der TS-Gehalt bei Überschussschlamm nur bei 0,5–1,0 %. Der organische Anteil hängt von der Menge des genutzten Fällmittels ab

Tabelle 2-1: Gesamtvolumen des Schlammes in Tonnen Trockensubstanz pro Jahr (tTS/a) in den Ostseeländern gemäß Meldung an die EU-Kommission und geschätzte Entwicklung pro Mitgliedsstaat (Milieu, WRC und RPA, 2008).

Land	2005 / 2006	2010	2020
	(tTS/a)	(tTS/a)	(tTS/a)
Weißrussland*	50 000	50 000	70 000
Dänemark	140 021	140 000	140 000
Estland	keine Daten	33 000	33 000
Finnland	147 000	155 000	155 000
Deutschland	2 059 351	2 000 000	2 000 000
Lettland	23 942	25 000	50 000
Litauen	71 252	80 000	80 000
Polen	523 674	520 000	950 000
Russland*	180 000	180 000	200 000
Schweden	210 000	250 000	250 000
Insgesamt	3 405 240	3 433 000	3.928 000

*Nicht-EU-Länder und dementsprechend keine Daten im Bericht Milieu et al., 2008 verfügbar; Größenordnung geschätzt von Pöyry Finland Oy für PURE auf Grundlage der Anzahl an Einwohnern, die an die kommunalen Systeme im Ostseeraum angeschlossen sind.

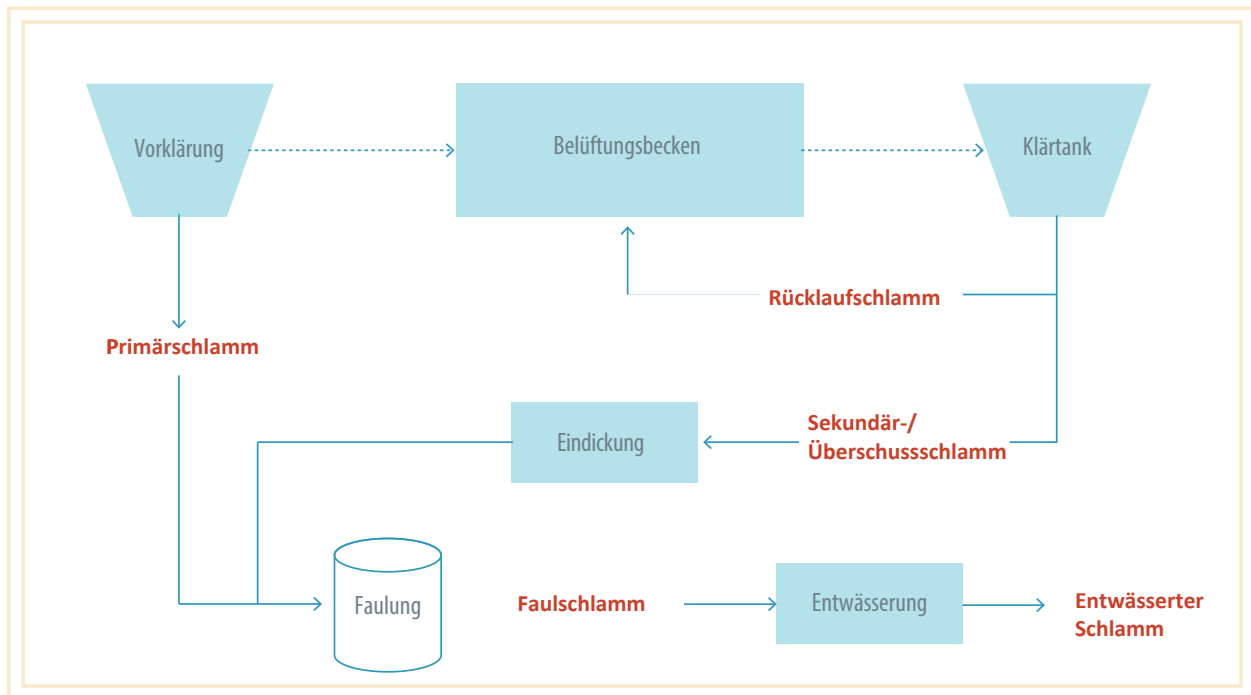


Abbildung 2-3: Im Abwasserbehandlungsprozess entstehende Schlammarten.

und liegt durchschnittlich zwischen 70 und 80 %. Aufgrund der Bakterien, die im Belebungsbecken gewachsen sind, ist der Bakteriengehalt viel höher. Für gewöhnlich sind die Eindickungseigenschaften von Überschussschlamm schlechter als die des Primärschlammes (ATV-DVWK-M 368E, 2003), sodass er noch zusätzlich eingedickt werden muss. Überschussschlamm wird für gewöhnlich maschinell (siehe Abschnitt 3.3) oder in statischen Eindickern eingedickt. Primärschlamm wird oft statisch eingedickt (Abschnitt 3.2). Der Begriff **Rohschlamm** bezeichnet entweder Primärschlamm (Schlamm, der vor der biologischen Behandlungsstufe aus dem System entfernt wird) oder Primär-/Überschussschlamm oder auch eine Mischung aus beiden vor der Stabilisierung.

Anaerob stabiler Schlamm (Kapitel 4) wird als **Faulschlamm** bezeichnet. Die anaerobe Vergärung ist die am meisten genutzte Stabilisierungsmethode in der kommunalen Abwasserbehandlung. Die wichtigsten Vorteile sind eine Reduzierung von organischen Stoffen und die Entstehung von Methan, das zum Erreichen der erforderlichen Behandlungstemperatur (oft 35–40 °C) sowie zur Stromerzeugung verwendet werden kann. Nach der Faulung ist der Gehalt an organischer abbaubarer Substanz im Schlamm deutlich geringer und auch der Geruch hat sich verändert.

Nach der Faulung (sofern vorgenommen) wird eine maximale Volumenverringerung angestrebt, um die Transport- und Entsorgungskosten zu reduzieren. Durch eine Entwässerung (Kapitel 5) wird der Wassergehalt von über 95 % auf 60–80 % verringert. Der **entwässerte Schlamm** ist dann nicht mehr pumpfähig. Er kann in der Landwirtschaft verwertet werden (nach einer möglichen Behandlung zur Verbesserung der hygienischen Qualität des Schlammes, Kapitel 6) oder getrocknet (Kapitel 7) und

in einer Verbrennungsanlage verbrannt werden (Kapitel 8). In bestimmten Ländern ist auch eine Deponierung möglich. Die angewandte Entsorgungsmethode (Kapitel 9) hängt zum großen Teil vom nationalen Rechtsrahmen ab (Kapitel 12).

Bei der Klärschlammbehandlung geht es mehr als nur um die Eindickung, Faulung, Entwässerung und Entsorgung. Sie wirkt sich auf die gesamte Behandlungsanlage aus:

- Mit Biogas aus Schlamm kann die Energieerzeugung elektrisch und thermisch auf über 100 % der für den Betrieb der Anlage erforderlichen Energiemenge gesteigert werden. Die Energieerzeugung und Energieeffizienz sind somit sehr wichtige Themen. Die Biogaserzeugung kann außerdem mit bestimmten Vorbehandlungsmethoden gesteigert werden.
- Die Verweilzeit im Vorklärbecken hat einen unmittelbaren positiven Einfluss auf die Biogaserzeugung. Andererseits verringert eine höhere Verweilzeit den BSB-Gehalt bei der biologischen Behandlung; dies führt zu einem verringerten Denitrifikationsvermögen, was eine zusätzliche Kohlenstoffquelle erforderlich machen könnte. Andere positive Effekte sind eine bessere Entwässerbarkeit und geringere Entsorgungskosten.
- Bei der Faulung wird Stickstoff zu Ammonium reduziert. Es kommt in hoher Konzentration im Trübwasser vor, welches bei der Entwässerung aus dem Schlamm gelöst wird. Je besser die Faulung, desto höher die Trübwasserfracht. Sind die Kapazitäten der Kläranlage für die Stickstoffelimination zu gering, können zusätzliche Trübwasserbehandlungsmethoden angewendet werden (Kapitel 10).

- Eine biologische Phosphorelimination senkt die Entwässerbarkeit um bis zu 10 % TS (Kopp, 2010). Manche Anlagen haben Probleme, eine stabile biologische Phosphorelimination aufrechtzuerhalten oder

haben andere Betriebsprobleme (z. B. Blähschlamm). Eine chemische Phosphorelimination erhöht hingegen die Schlammmasse.

In dieser Veröffentlichung werden die Kläranlagen in **kleine** (< 10 000 Einwohnerwerte, **EW**), **mittelgroße** (10 000 – 100 000 **EW**) und **große** (> 100 000 **EW**) Anlagen unterteilt.

2.3 TYPISCHE KOMBINATIONEN VON SCHLAMMBEHANDLUNGSTECHNOLOGIEN

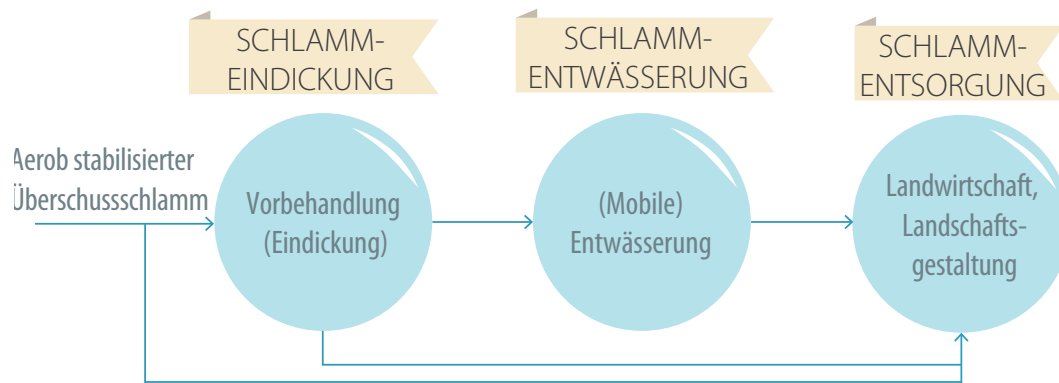


Abbildung 2-4: Typische Schlammbehandlung in kleinen und mittelgroßen Kläranlagen mit aerober Stabilisierung.

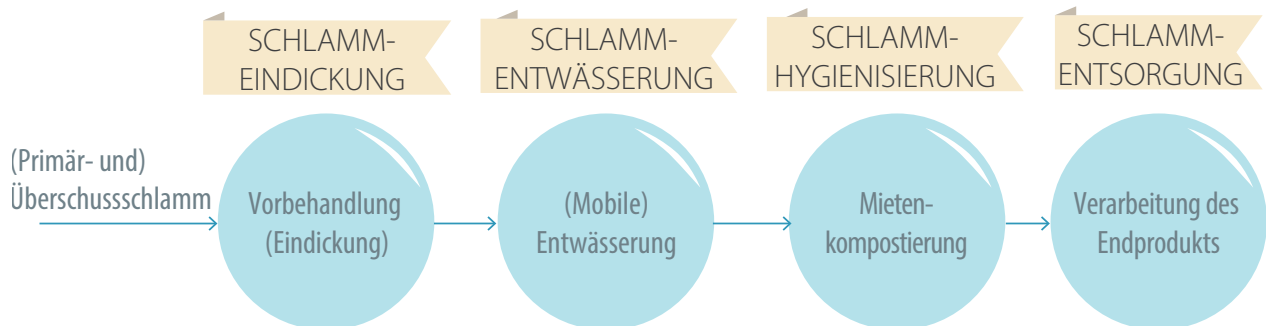


Abbildung 2-5: Typische Schlammbehandlung in kleinen und mittelgroßen Kläranlagen mit Kompostierung.

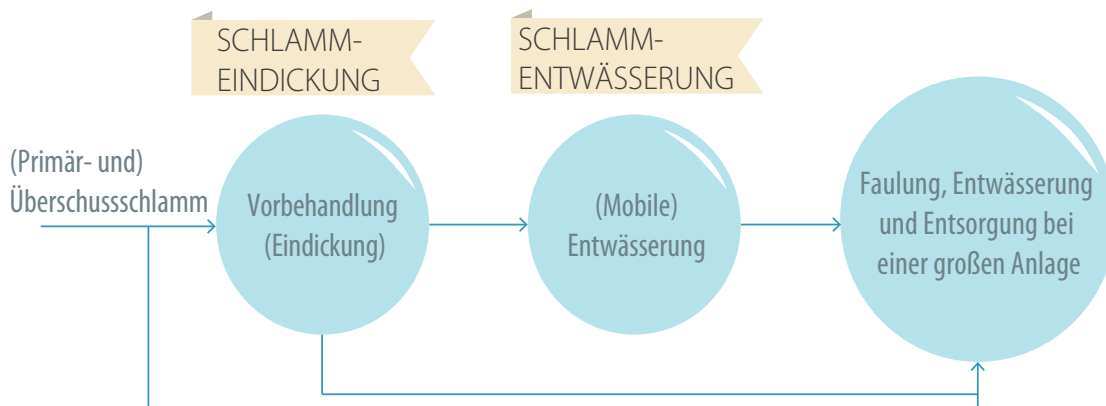


Abbildung 2-6: Typische Schlammbehandlung in mittelgroßen Kläranlagen.

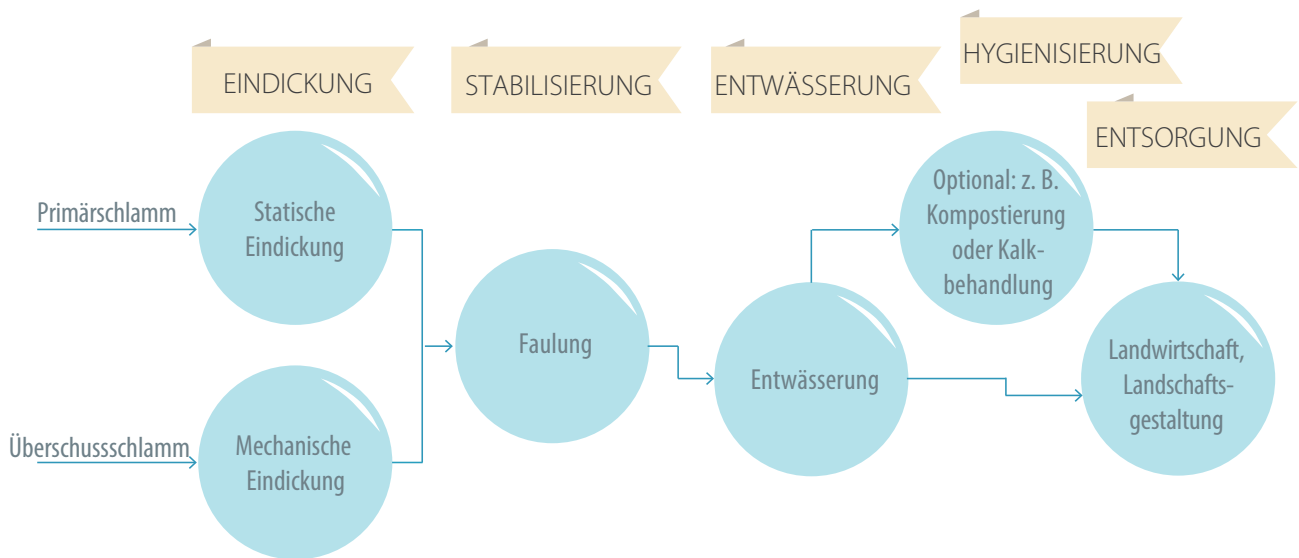


Abbildung 2-7: Typische Schlammbehandlung in mittelgroßen und großen Kläranlagen.

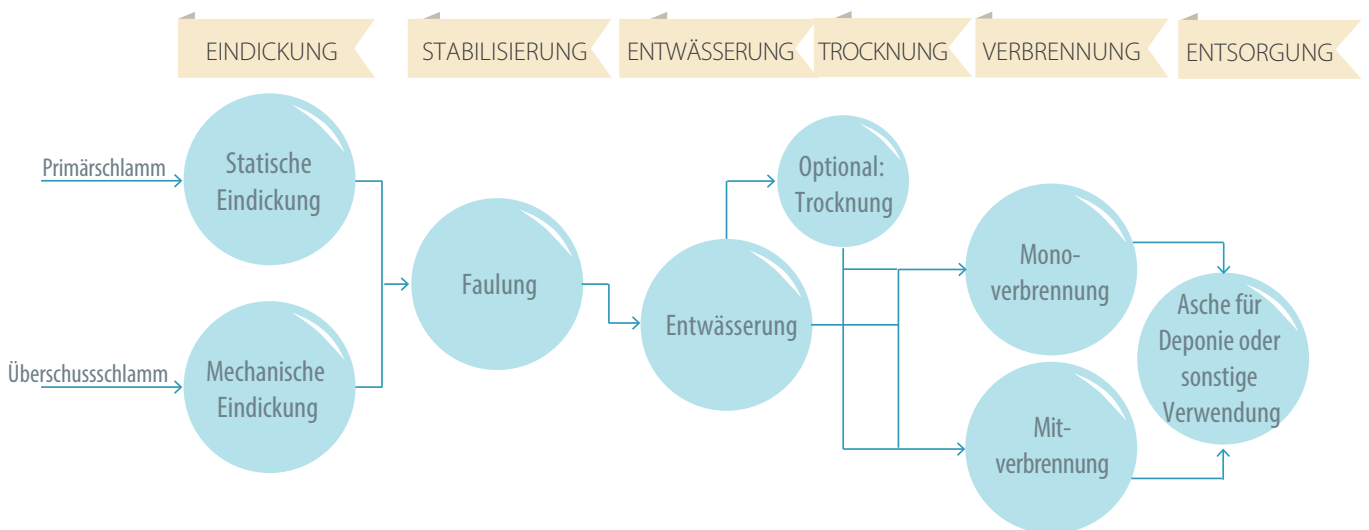


Abbildung 2-8: Typische Schlammbehandlung in großen Kläranlagen.

2.4 BEISPIEL: Schlammbehandlungslösungen der PURE-Projektpartner – DANZIG, Gdanska Infrastruktura Wodociagowo-Kanalizacyjna Sp. z o. o., Wschód

Die Kläranlage im polnischen Danzig ist die größte am PURE-Projekt teilnehmende Kläranlage. Sie verfügt über ein Verfahren zur biologischen Phosphor- und Stickstoffelimination (MUCT-Verfahren) und über Möglichkeiten zur chemischen Phosphorfällung. Die Anlage behandelt das Abwasser von insgesamt 781 000 Einwohnerwerten. Jährlich werden 18 374 Tonnen Klärschlamm (Trockensubstanz, TS) behandelt.

Aufgrund des großen Volumens des Vorklärbeckens mit einer Verweilzeit von 3,7 h wird eine erhebliche Menge an Primärschlamm erzeugt. Der Primärschlamm wird in einem statischen Eindicker auf einen TS-Gehalt von 4,8 % eingedickt und anschließend in den Faulbehälter gegeben. Der Überschussschlamm wird erst in einem statischen Eindicker eingedickt und dann maschinell in einer Schneckenpresse behandelt, bis ein TS-Gehalt von 6 % erreicht wird. Der Polymerverbrauch liegt bei 3,4 g/kg TS (Gramm pro Kilogramm Trockensubstanz).

Die Faulung wird durch eine Ultraschallintegration unterstützt, um die Gaserzeugung zu erhöhen und die Schlammmasse zu verringern. Die Verweilzeit der mesophilen Faulung beträgt 28 Tage bei einer Temperatur von 37 °C. Der Feststoffgehalt im Faulbehälter liegt bei ca. 3,1 %.

Der Faulschlamm wird über Zentrifugen entwässert. Ein Trockensubstanzgehalt von 19,7 % mit einem Polymerverbrauch von 11,4 g/kg TS sind die Merkmale der Entwässerung. Eine anschließende Trocknung mithilfe von Energie aus Heizöl gewährleistet einen Trockensubstanzgehalt von 31,4 %. Für diesen Zweck wird das Verfahren der Kontakttrocknung angewendet.

In der Abwasserbehandlungsanlage in Danzig wird Biogas erzeugt, das in einem hochwirksamen Blockheizkraftwerk (BHKW, 40,5 % elektrischer Wirkungsgrad) zur Gewinnung von Strom und Wärme verwertet wird. Die Energiemenge reicht für die BHKWs und die Schlammverbrennungsanlage aus, sodass 100 % des erforderlichen Stroms in den BHKWs erzeugt werden kann. Überschüssige Mengen werden an ein gewerbliches Energienetz verkauft. Die gewonnene Wärme wird zur Deckung des technologischen Bedarfs der Anlage verwendet. Biogas kann ebenfalls bis zu 10 Stunden lang gespeichert werden, wodurch eine gute Notfallversorgung gewährleistet ist.

Bislang wurde ein Teil des Schlammes der Kompostierung zugeführt und für die Deponiesanierung genutzt. Sobald die Schlammverbrennungsanlage betriebsbereit ist, wird der gesamte Schlamm verbrannt. Eine landwirtschaftliche Entsorgung findet aufgrund des beschränkten Bedarfs am Produkt in der Region und der relativ hohen Metallkonzentrationen nicht statt. Die Schlammdeponierung wird in Polen ab dem Jahr 2013 strenger Vorschriften unterliegen (entsprechend den EU-Richtlinien).

Für die Zukunft sind im Bereich der Klärschlammbehandlung eine Reduzierung der gelagerten Klärschlammengen und eine komplette Einstellung der Klärschlamm Lagerung bis 2015 geplant. Die Menge an thermisch entsorgtem Schlamm soll erhöht werden.

Abbildung 2-9: Die Kläranlage Wschód in Danzig. Foto: GIWK.



2.5 BEISPIEL: Schlammbehandlungslösungen der PURE-Projektpartner – BREST, Kommunales Wasser- und Abwasserunternehmen Brestvodokanal

Die Stadt Brest in Weißrussland hat über 300 000 Einwohner. Ihre Kläranlage verfügt über ein gewöhnliches Belebtschlamm-Verfahren zur BSB-Elimination. Im Rahmen des PURE-Projekts wird in die chemische Fällung von Phosphor investiert. Außerdem wird eine Sanierung der Anlage mithilfe von Darlehen internationaler Finanzinstitutionen geplant. Seit 2010 wird der gesamte Schlamm aus der Abwasserbehandlungsanlage in Brest in die Müllaufbereitungsanlage der Stadt weitergeleitet, die sich im Eigentum einer externen Gesellschaft befindet und von dieser gleich neben der Kläranlage betrieben wird. Brestvodokanal hat mit den Inhabern der Aufbereitungsanlage vereinbart, dass sowohl Primär- als auch Überschussschlamm gegen eine von Vodokanal zu entrichtende Gebühr in der Anlage behandelt wird. Die Aufbereitungsanlage mischt die kommunalen festen Abfälle mit dem Schlamm und der aufbereitete Schlamm wird auf einer Deponie der Behandlungsanlage entsorgt. Die Schlammwässer der Anlage werden nach einer Vorbehandlung in der Müllaufbereitungsanlage an den Anfang des Abwasserbehandlungsprozesses geleitet. Die Betriebsdaten der Anlage sind nicht öffentlich verfügbar.

Früher wurde der Schlamm aus der Abwasserbehandlungsanlage in Brest in Schlammlagunen am Fluss Bug gelagert.

Die Lagunen fassen insgesamt 100 000 m³. Im Jahr 2002 erhielt die Anlage mithilfe einer Finanzierung aus Dänemark zwei Bandfilterpressen zur Verringerung des Schlammvolumens, die im Gebäude für die mechanische Behandlung installiert wurden. Aktuell läuft ein polnisch-weißrussisches Kooperationsprojekt zur Leerung der Schlammlagunen und Vermeidung von Schlammleckagen aus den Lagunen in den Fluss. Im Rahmen dieses Projekts erhielt die Anlage eine mobile und eine stationäre Bandfilterpresse aus Dänemark. Die mobile Entwässerungseinheit befindet sich neben den Schlammlagunen und die stationäre Einheit im Gebäude zur mechanischen Behandlung. Die Finanzmittel stammen vom polnischen Fonds für Umweltschutz und Wasserwirtschaft gemäß einer Vereinbarung zwischen dem Fonds, der Stadt Brest und Brestvodokanal.

Die erste Schlammlagune konnte bereits vollständig geleert werden und die andere wird zurzeit geleert. Der entwässerte Schlamm wird der ca. 30 km vom Fluss Bug entfernten Deponie von Brestvodokanal zugeführt. Die ehemaligen Schlammlagunen werden zu einer grünen Zone kultiviert.

Abbildung 2-10. Brestvodokanal. Foto: Pekka Sarkkinen.





Foto: Samuli Korpinen, HELCOM.

3.1 EINLEITUNG

Der Schlamm aus der Abwasserbehandlung besteht zu 97 bis 99,5 % aus Wasser. Bei der Schlammeindickung wird der Trockensubstanzgehalt (TS) erhöht, indem der Wasseranteil unter geringem Energieaufwand reduziert wird. Die Schlammeindickung kann sowohl als Vorbehandlung für die Faulung als auch als Vorbehandlung für die Entwässerung in Kläranlagen ohne Faulung (siehe Ablaufdiagramme in Abschnitt 2.3) angewendet werden.

Wussten Sie schon?

Manche Entwässerungsaggregate entwässern auch Schlamm mit einem sehr hohen Wassergehalt. Daher ist eine separate Schlammeindickung nicht immer erforderlich. Kontaktieren Sie den Hersteller um zu erfahren, ob eine separate Schlammeindickung erforderlich ist.

Mithilfe der statischen und der maschinellen Eindickung kann Primärschlamm, Überschussschlamm oder eine Mischung aus beiden Schlammarten behandelt werden. Die Eindickung von Überschussschlamm ist dabei sehr wichtig, da nach der Nachklärung der Anteil der Trockensubstanz im Schlamm zwischen 0,5 und 1,0 % liegt, während der Primärschlamm aus den Vorklärbecken einen Trockensubstanzanteil von bis zu 4,0 % haben kann. Kleine und mittelgroße Kläranlagen sind meist nur mit einem kleinen Vorklärbecken ausgestattet, oder es findet gar keine Vorklärung statt. Der überwiegende Teil des Schlammes aus diesen Anlagen ist Überschussschlamm, und Primär- und Überschussschlamm werden zusammen, beispielsweise mittels statischer Eindickung, eingedickt. Da eine Mischung aus Primär- und Überschussschlamm eine bessere Absetzeigenschaft hat als Überschussschlamm allein, ist die statische Eindickung effizienter. Natürlich verfügt jede Kläranlage über eine eigene Lösung für die Schlammeindickung. Ferner ist es möglich, dass eine große Kläranlage nur über ein kleines Vorklärbecken verfügt, sodass die kombinierte Eindickung den ökonomischeren Weg darstellt. Manche kleinen Kläranlagen verfügen über keinen Eindicker.

Bei der Schlammeindickung – wie auch bei der Schlammentwässerung (siehe Kapitel 5) – werden anorganische oder organische Flockungshilfsmittel (normalerweise Polymere) verwendet. Allerdings sind sie nicht bei allen Eindickungs- und Entwässerungsmethoden absolut notwendig. Die Flockungshilfsmittel müssen unter bestimmten Bedingungen, die beim Hersteller des Flockungshilfsmittels bzw. beim Hersteller des Eindickers erfragt werden können, gemischt, gelagert und zugeführt werden. Eine optimierte Polymerdosierung und -mischung kann das Ergebnis der Eindickung verbessern. Die Schlammmischungen verschiedener Kläranlagen haben individuelle Eigenschaften, sodass ein umfangreicher Labortest empfohlen wird, um das optimale Ergebnis mit der höchsten Kosteneffizienz zu bestimmen.

Der erreichte TS-Gehalt, der Energie- und der Chemikalienverbrauch hängen von der Schlammart ab – verschiedene Quellen geben hier unterschiedliche Informationen zu diesen Parametern. In dieser Publikation werden numerische Daten aus verschiedenen Bezugsquellen (PURE



Abbildung 3-1: Foto: Shutterstock.com/John Kasawa.

Pöry-Bericht, Burton et al., 2003, und DWA M-381E, 2003) hinsichtlich der Eindickung einschließlich Daten von den PURE-Projektpartnern vorgestellt. Die Ergebnisse der Kläranlagen der PURE-Projektpartner im Zusammenhang mit der verwendeten Eindickungstechnik werden am Ende dieses Abschnitts angeführt.

3.2 STATISCHE EINDICKUNG

Funktionsprinzipien, Ergebnisse und Platzanforderungen

Die statische Eindickung ist die einfachste Möglichkeit, den Wassergehalt im Klärschlamm unter geringem Energieaufwand zu reduzieren. Der Schlamm wird direkt in ein rundes Becken gepumpt. Das Becken ist mit einem langsam drehenden Rechen ausgestattet, der die Verbindungen zwischen den Schlammpartikeln aufbricht und so den Absetzungs- und Verdichtungsprozess begünstigt.

Der einströmende Schlamm wird in die kegelförmige Mitte des Beckens geleitet. Das wichtigste Kriterium für Auslegung und Funktion des Eindickers ist die Flächenbeschickung sowie ein ausreichendes Volumen, um eine ausreichende Aufenthaltszeit zu gewährleisten. Der abgesetzte Schlamm wird am Boden des Beckens gesammelt und über eine Auslassleitung zum nächsten Aufbereitungsschritt weitergepumpt. Dies kann ein Faulbehälter, eine Entwässerungsanlage oder ein sekundärer (maschineller) Eindicker sein (Abbildung 3-3). In manchen Fällen kann Schlamm, der nicht eingedickt aber stabilisiert wird, direkt in der Landwirtschaft verwendet werden. Dies trifft beispielsweise für den Schlamm aus kleinen Kläranlagen aus Deutschland zu.

Eine Verwendung von Flockungshilfsmitteln für die Eindickung des Primärschlammes wird nicht empfohlen. Für das Eindicken einer Mischung aus verschiedenen Schlammarten oder von Überschussschlamm können hingegen Flockungshilfsmittel verwendet werden, um das Ergebnis der Eindickung zu verbessern (Tabelle 3-1).

Bei der statischen Eindickung kann das Gesamtvolumen des Schlammes um bis zu 90 % des ursprünglichen Volumens reduziert werden. Dabei verbraucht diese Methode nur sehr wenig Energie.

Für die statische Eindickung wird in der Regel ein eigenes Becken benötigt; dies ist meist rund und besteht aus Beton. Das Becken verfügt typischerweise über einen Durchmesser von 8 bis 20 m. Der statische Eindicker kann im Freien betrieben werden; in dicht besiedelten Regionen sowie in der Nähe von Wohn- oder Bürogebäuden muss das Becken jedoch u. U. mit einer leichten Abdeckung und einer Entlüftungsvorrichtung versehen werden, um das Austreten übel riechender Gase, in denen Schwefelwasserstoff (H_2S) enthalten ist, zu verhindern.

Wussten Sie schon?

Ist das Volumen des Vorklärbeckens sehr hoch, kann in das Becken Überschussschlamm eingespeist werden, um eine kombinierte Sedimentation zu erreichen. Auf diese Weise kann mit geringem Energie- und Chemikalienverbrauch ein TS-Gehalt von 3 bis 3,5 % erreicht werden. Dies ist eine gute Lösung, wenn Faulkapazität vorhanden und das Volumen im Vorklärbecken sehr hoch ist. Ebenso kann dies eine Lösung sein, wenn der Einsatz von Polymeren beschränkt ist.

Die Eindickung findet manchmal auch im Vorklär- oder im Nachklärbecken statt. In diesem Fall wird die Eindickzone, die im tiefen Bereich des Nachklärbeckens (> 4 m) und entweder zu Beginn der vertikalen Vorklärbeckens (beispielsweise in der Kläranlage Viikinmäki in Helsinki, Finnland) oder in der Mitte des runden Nachklärbeckens liegt, um einem Schlammbehälter erweitert, in dem die statische Eindickung stattfindet (beispielsweise in einigen industriellen Kläranlagen). Der insgesamt erreichte TS-Gehalt ist im Vergleich zur herkömmlichen statischen Eindickung geringer und das Risiko für das Auftreten anaerober Bedingungen höher. Die Eignung dieser Lösung hängt von den in der Kläranlage gegebenen Bedingungen ab.

Eignung für verschiedene Schlammarten sowie verschiedene Betriebsarten und -größen

Alle Schlammarten lassen sich statisch eindicken. Die Zugabe eines Flockungshilfsmittels ist von den Absetzungseigenschaften des Schlammes abhängig. Auch Faulschlamm kann eingedickt werden, wird aber meist direkt entwässert. Diese Methode ist für mittelgroße und große Kläranlagen geeignet. In manchen Anlagen wird Klärschlamm nicht eingedickt; der Schlamm wird direkt in die Entwässerung gepumpt. Diese Herangehensweise wird dann bei der Aus-

Tabelle 3-1: Ergebnisse für den Gehalt der Trockensubstanz (TS) bei der statischen Eindickung mit bzw. ohne Flockungshilfsmittel (DWA-M 381E, 2007; Burton et al., 2003).

	Ohne Flockungshilfsmittel	Mit Flockungshilfsmittel (Polymere)
Primärschlamm	5-10 % TS	-
Mischung aus Primär- und Überschussschlamm	4-6 % TS	5-8 % TS
Überschussschlamm	2-3 % TS	3-4 % TS



Abbildung 3-2: Statischer Eindicker in Lübeck.
Foto: Entsorgungsbetriebe Lübeck.

legung der Schlammmentwässerungskapazität berücksichtigt.

Betrieb und Wartung sowie Umwelt- und Sicherheitsaspekte

Die statische Eindickung findet kontinuierlich im Eindicker- und Pufferbecken statt. Normalerweise sind alle 1 bis 2 Monate Reinigungs- bzw. Wartungsarbeiten erforderlich; allerdings sollte der Eindicker beim Auftreten von Blähschlamm öfter gereinigt werden (je nach Häufigkeit des Auftretens von Problemen mit Blähschlamm, die auch aus anderen Gründen behoben werden sollten). In einigen Anlagen erfolgt die Reinigung nur nach Auftreten von Problemen.

Die Umweltaspekte beziehen sich auf die potenzielle Absonderung übel riechender Gase an die Umgebungsluft. Diese Emissionen können durch eine Chemikalienbehandlung mit Kalziumhydroxid (für kleine und mittelgroße

Wussten Sie schon?

Ein weiteres Ziel der statischen Eindickung ist die signifikante hydraulische Pufferkapazität (bis zu 3 Tage) zwischen dem Abwasserstrom und der Schlammaufbereitung. Oft sind statische Eindicker als Pufferbecken ausgelegt, insbesondere dann, wenn ein Teil der Anlage, beispielsweise die Entwässerung, nicht dauerhaft in Betrieb ist. In diesen Fällen werden statische Eindicker der maschinellen Eindickung vorgezogen.

Anlagen) oder durch das Abdecken des Beckens und die Installation einer Belüftung (für große Anlagen) reduziert werden. Befindet sich die Kläranlage in der Nähe von bewohnten Gebieten oder in anderen dicht besiedelten Regionen, wird eine Geruchskontrolle für den Eindicker möglicherweise auch von Seiten der Aufsichtsbehörden gefordert.

Kosten, Verbrauch und Personal

Die Investitionskosten für die statische Eindickung hängen größtenteils vom Fassungsvermögen des Beckens und von den Bodenverhältnissen ab. Durch eine Geruchskontrolle werden die Kosten erhöht. Die Gesamtinvestitionskosten sind hoch (i. d. R. zwischen 150 000 und 400 000 Euro), die Betriebskosten sind dagegen eher gering. Die technische Lebenszeit des Betonbeckens beträgt mehr als 40 Jahre, die der Hauptanlage 20 bis 25 Jahre und die der Zusatzgeräte 10 bis 15 Jahre. Der Stromverbrauch ist gering (2 bis 6 kWh/t TS). Bei der Zugabe von Flockungshilfsmittel beläuft sich der Chemikalienverbrauch dieser Anlage auf 0,5 bis 3 kg Flockungshilfsmittel pro Tonne TS. Für das Verfahren dieser Anlage ist keine zusätzliche Arbeitskraft und kein besonderes Fachwissen über die für den normalen Betrieb der Kläranlage erforderliche Kompetenz hinaus erforderlich.

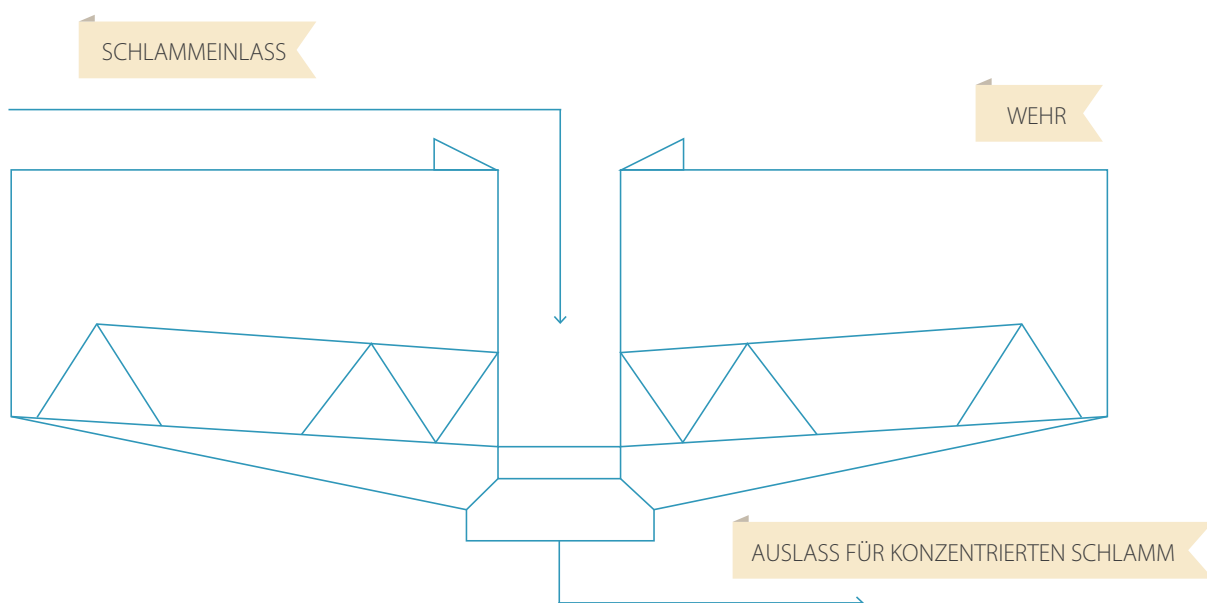


Abbildung 3-3: Schematische Darstellung eines statischen Eindickers.

Verwendung im Ostseeraum

In nahezu allen mittelgroßen und großen Kläranlagen im Ostseeraum kommen statische Eindicker zum Einsatz, beispielsweise in Tallinn, Dorpat und Pernau in Estland, Espoo, Turku und Oulu in Finnland, Stockholm in Schweden, Riga in Lettland, Vilnius und Kaunas in Litauen, Warschau und Danzig in Polen, St. Petersburg in Russland, Kopenhagen in Dänemark und Berlin und Hamburg in Deutschland.

Statischer Eindicker können entweder ersetzt werden (beispielsweise in Lahti, Finnland oder Kohtla-Järve in Estland), oder sie werden um weitere Eindickungsanlagen erweitert. Diese ist meist dann erforderlich, wenn in der Anlage auch eine anaerobe Aufbereitung des Schlammes stattfindet. In manchen Fällen findet in kleinen oder mittelgroßen Kläranlagen in Estland, Lettland, Polen und Deutschland keine statische Eindickung (oder andere Form der Eindickung) statt. In diesen Fällen sind Art und Kapazität der Schlammmentwässerungsanlage in Hinblick auf die fehlende vorhergehende Eindickungsstufe ausgelegt.

3.3 MASCHINELLE EINDICKUNG

Die maschinelle Eindickung wird gewöhnlich für die Eindickung von Überschussschlamm verwendet. Aber auch Primärschlamm oder eine Mischung aus Primär- und Überschussschlamm können maschinell eingedickt werden. Diese Mischung wird oftmals in Anlagen mit kleinem Vorklärbecken maschinell eingedickt, oder dann, wenn der Schlamm im Faulprozess nicht weiter behandelt wird.

Für die maschinelle Eindickung wird ein Flockungshilfsmittel benötigt, und es wird Strom verbraucht. Das Flockungshilfsmittel wird in einen Flockungsreaktor mit Rührer gegeben, um eine gute Durchmischung und stabile Flocken zu erreichen. Die maschinellen Eindickungsmethoden können ununterbrochen (24/7) angewendet werden. Außerdem kann (insbesondere bei mittelgroßen Anlagen) in Schichten gearbeitet werden, beispielsweise 8/5 oder 16/5. In diesen Fällen ist ein Pufferbecken (siehe Abschnitt 3.2) erforderlich.

Die maschinelle Eindickung ist ein typisches Verfahren für mittelgroße und große Kläranlagen sowie für die Vorbehandlung bei einer direkten Entwässerung ohne Faulung. Die Kosten für die maschinelle Eindickungsanlage liegen zwischen 70 000 und 150 000 Euro, wobei die technische Lebensdauer der Geräte 15 und 20 Jahre beträgt. Alle zwei Wochen müssen die typischen Reinigungsprozeduren durchgeführt werden. Hinsichtlich der verschiedenen maschinellen Eindickungsmethoden bestehen keine besonderen umwelt- oder sicherheitstechnischen Hürden.



Abbildung 3-4: Statischer Eindicker in der Kläranlage Zdroje in Stettin, Polen. Foto: ZWiK Szczecin.

In den folgenden Abschnitten werden einige spezifische maschinelle Eindickungsmethoden beschrieben. Darüber hinaus bestehen noch weitere Methoden (z. B. Scheibeneindicker), die ebenfalls angewendet werden können, in dieser Publikation aber nicht näher beschrieben werden.

3.3.1 Eindickung mit Schneckeneindickern

Funktionsprinzipien, Ergebnisse und Platzanforderungen

Ein Schneckeneindicker besteht aus einer Förderschnecke, die sich in einem geneigten Siebkorb dreht. Die Förderschnecke dreht sich langsam mit einstellbarer Drehgeschwindigkeit und fördert durch ihre Drehbewegung den Schlamm durch den geneigten Siebkorb nach oben (gegen die Schwerkraft). Dabei läuft das noch im Schlamm enthaltene Wasser (mit der Schwerkraft) durch den Korb ab. Der

Grad der Eindickung wird über ein einstellbares Wehr am Schlammaustrag und die variable Drehgeschwindigkeit der Förderschnecke geregelt. Der Siebkorb wird im laufenden Betrieb mithilfe einer automatischen Waschanlage gereinigt.

Die Schneckeneindickung ist eine geeignete Methode für die Eindickung von Schlamm aus herkömmlichen kommunalen Kläranlagen mit einem TS-Gehalt von 0,5 bis 1 % auf einen TS-Gehalt von 4 bis 7 %. Das Gesamtvolumen

des Schlamms kann unter geringem Energieaufwand und geringem Wasserverbrauch für den Spülvorgang um bis zu 90 % des ursprünglichen Volumens reduziert werden.

Der Schneckeneindicker besteht normalerweise aus rostfreiem Stahl und ist mit Kapazitäten zwischen 20 m³/h und 100 m³/h verfügbar. Die physische Struktur dieser Anlage ist geschlossen, um die Geruchsbelästigung auf ein Minimum zu reduzieren. Die Platzanforderungen hängen von der Kapazität ab; typische Abmessungen sind (einschließlich des für die Wartung erforderlichen Raums) 2 bis 4 m Breite, 5 bis 10 m Länge und 3 bis 6 m Höhe. Diese Anlage wird ausnahmslos innerhalb eines Gebäudes betrieben.

3.3.2 Eindickung mit Trommeleindickern

Funktionsprinzipien, Ergebnisse und Platzanforderungen

Ein drehbares Trommeleindickungssystem besteht aus einer Schlammflockungsanlage mit Flockungshilfsmittelzulauf und drehbaren zylindrischen Sieben. Der ausgeflockte Schlamm wird an die Drehsiebtrommeln gefördert, in denen das Wasser vom Schlamm abgeschieden wird. Der eingedickte Schlamm läuft am Ende der Trommeln, und das abgeschiedene Wasser fließt über die Siebe ab.

Die technischen Eigenschaften ähneln denen des Schneckeneindickers, und die Durchsatzrate liegt je nach Zulauf und benötigtem TS-Gehalt von 10 m³/h bis über 70 m³/h. Das Gesamtschlammvolumen kann um bis zu 90 % seines ursprünglichen Volumens reduziert werden. Mittels Trommeleindickung kann der Schlamm auf einen TS-Gehalt von 5 bis 7 % eingedickt werden.

Der Trommeleindicker besteht aus rostfreiem Stahl und ist vollständig geschlossen, um Geruchsbelästigung und Umwelteinflüsse auf ein Minimum zu reduzieren. Allerdings ist er mit Inspektionsluken und abnehmbaren Seitenblechen ausgestattet, um einen leichten Zugang und eine einfache Wartung zu ermöglichen. Die größten Vorteile des

Verbrauch und Kosten

Die installierte Leistung beträgt ca. 4 bis 10 kW. Der Stromverbrauch für dieses Verfahren ist im Vergleich mit dem Gesamtstromverbrauch für die Abwasseraufbereitung gering und liegt zwischen 3 bis 7 kWh/t TS. Der tatsächliche Verbrauch hängt von der Betriebszeit der Anlage ab. Der Chemikalienverbrauch liegt zwischen ca. 2 und 6 kg Flockungshilfsmittel pro Tonne TS. Für das Verfahren dieser Anlage ist keine zusätzliche Arbeitskraft und kein besonderes Fachwissen über die für den normalen Betrieb der Kläranlage erforderliche Kompetenz hinaus erforderlich.

Trommeleindickers sind seine geringen Wartungskosten, sein geringer Energie- und Wasserverbrauch sowie seine geringen Platzanforderungen (Fläche und Volumen). Die Platzanforderungen hängen von der Kapazität ab; typische Abmessungen sind (einschließlich des für die Wartung erforderlichen Raums) 2 bis 3 m Breite, 7 bis 15 m Länge und 3 m Höhe. Diese Anlage wird ausnahmslos innerhalb eines Gebäudes betrieben.

Kosten und Verbrauch

Der Stromverbrauch ist vergleichbar mit dem des Schneckeneindickers (3 bis 7 kWh/t TS). Die installierte Leistung liegt zwischen 4 und 10 kW. Der Chemikalienverbrauch beträgt maximal 2 bis 6 kg Flockungshilfsmittel pro Tonne TS. Für das Verfahren dieser Anlage ist keine zusätzliche Arbeitskraft und kein besonderes Fachwissen über die für den normalen Betrieb der Kläranlage erforderliche Kompetenz hinaus erforderlich.



Abbildung 3-5: Drehbare Trommeleindicker in Jurmala, Lettland, und Stettin, Polen. Fotos: PIU Juralmas Udens und ZWiK Szczecin.

3.3.3 Eindickung mit Bandeindickern

Funktionsprinzipien, Ergebnisse und Platzanforderungen

Bandeindicker wurden auf Grundlage der Siebbandpresse zur Entwässerung entwickelt. Siebbandpressen werden in Abschnitt 5.3 näher beschrieben. Bandeindicker bestehen aus einem Siebband, das sich über Rollen bewegt, die von einer Antriebseinheit angetrieben werden. Nach der Flockungsanlage wird der Schlamm kontinuierlich und gleichmäßig über die gesamte Breite des Siebbandes verteilt. Das Wasser läuft aufgrund der Schwerkraft durch das Siebband nach unten ab, sodass der Schlamm am Ende des Bandes den gewünschten TS-Gehalt aufweist. Um den Wasserablauf zu unterstützen, befinden sich in regelmäßigen Abständen Störkörper (ähnlich Pflugscharen) auf dem Siebband. Das Siebband wird automatisch mit Filtratwasser gereinigt.

Die Kapazität eines Bandeindickers liegt normalerweise zwischen 24 m³/h und 180 m³/h. Das Gesamtschlammvolumen kann um bis zu 90 % seines ursprünglichen Volumens reduziert werden. Der erreichte durchschnittliche TS-Gehalt liegt zwischen 5 und 7 %. Die Platzanforderun-

gen hängen von der Kapazität ab und ähneln denen des Schneckeneindickers.

Der Bandeindicker besteht aus rostfreiem Stahl und sollte vollständig geschlossen sein, um Geruchsbelästigung und Umwelteinflüsse aus ein Minimum zu reduzieren. Bei Bedarf kann die Abdeckung für einen leichteren Zugang und eine einfachere Wartung entfernt werden. Die größten Vorteile des Bandeindickers sind seine geringen Wartungs- und Energiekosten sowie seine geringen Platzanforderungen (Fläche und Volumen).

Kosten, Verbrauch und Personal

Der Energieverbrauch ist gering. Die installierte Leistung variiert je nach Hersteller zwischen 3 und 10 kW (manche Modelle zwischen 3 und 7 kWh/t TS). Der Chemikalienverbrauch liegt für gewöhnlich zwischen 2 und 6 kg Flockungshilfsmittel pro Tonne TS. Für den Betrieb des Bandeindickers sind keine zusätzlichen Arbeitskräfte bzw. besondere Kompetenzen erforderlich.



Abbildung 3-6: Bandeindicker in Lübeck und Stettin. Fotos: Entsorgungsbetriebe Lübeck und ZWiK Szczecin.

3.3.4 Eindickung mit Zentrifugen

Zentrifugen dienen der Eindickung bzw. Entwässerung des Schlamms. Entwässerungszentrifugen werden in Abschnitt 5.2 näher beschrieben. Eindickungs- und Entwässerungszentrifugen sind unterschiedlich aufgebaut. Eindickungszentrifugen reduzieren das Wasser effizient und verbrauchen nur wenig Energie und Chemikalien. Zweck der Entwässerungszentrifugen ist dagegen, dem Schlamm so viel Wasser wie möglich zu entziehen.

Zentrifugen bestehen aus rostfreiem Stahl und sind vollständig geschlossen, um Geruchsbelästigung und Umwelteinflüsse auf ein Minimum zu reduzieren. Die Zentrifuge dreht sich sehr schnell, um Flüssigkeiten von Festkörpern abzuscheiden. Ihre Kapazität liegt zwischen 5 m³/h und 200 m³/h. Eindickungszentrifugen können einen TS-Gehalt zwischen 5 und 7 % erreichen. Die Platzanforderun-

gen hängen von der Kapazität ab und ähneln denen des Trommeleindickers.

Kosten, Verbrauch und Personal

Die benötigte Chemikaliendosierung ist bei der Eindickung mit Zentrifugen gering (1,0 bis 1,5 g/kg TS). Der Energieverbrauch ist im Vergleich zu anderen maschinellen Eindickungsmethoden allerdings wesentlich höher. Im Gegensatz zu den drei oben beschriebenen Eindickungsmethoden können Zentrifugen ohne Flockungshilfsmittel betrieben werden. Allerdings ist die Abscheidewirkung dann wesentlich geringer als bei der Verwendung eines Flockungshilfsmittels.

3.4 Beispiel: Lösungen für die Schlammbehandlung von PURE – Partnern RIGA SIA Rigas Udens, Kläranlage Daugavgrīva

Die Kläranlage in Riga ist die größte Kläranlage in Lettland. Ihre Gesamtkapazität entspricht 1 000 000 Einwohnerwerte, und ihre aktuelle Produktion beläuft sich auf 6 857 Tonnen Klärschlamm (Trockensubstanz bzw. TS), die jährlich entsorgt werden müssen. Die Kläranlage verfügt über eine moderne Anlage zur Stickstoffeliminierung (neu aufgebaut im Sommer 2012) sowie über eine Anlage zur Phosphoreliminierung die zum Teil über das PURE-Projekt finanziert wurde.

Der Primärschlamm entsteht im Vorklärbecken während einer Aufenthaltszeit von 2,5 Stunden. Dabei kann ein TS-Gehalt von 4 bis 5 % erreicht werden. Der Überschussschlamm wird maschinell mit einer Zentrifuge eingedickt, welche einen geringen Polymerverbrauch von 2 bis 4 g/kg TS hat. Der Trockensubstanzgehalt des Überschussschlammes kann auf bis zu 5 bis 7 % erhöht werden, was einen TS-Gehalt von 3 % nach dem Faulbehälter bedeutet. Die Faulung findet bei einer Temperatur von 37 °C über einen Zeitraum von 14 bis 20 Tagen statt.

Das entstehende Biogas wird in einem Gasspeicher mit einem Fassungsvermögen von 2 500 m³ gespeichert. Das produzierte Gas kann bis zu 5 Stunden gespeichert werden und wird für den eines Blockheizkraftwerks (BHKW) benötigt. Das BHKW verfügt über eine elektrische Leistung von 2 MW und einen maximalen elektrischen Wirkungsgrad von 38,9 %. Die Eigenenergieversorgung liegt elektrisch bei 45 % und thermisch bei 55 %. Der Betrieb des BHKWs wurde ausgelagert und erfolgt über ein separates Unternehmen.

Der Faulschlamm wird nach der Faulung mit Polymeren konditioniert (8 g/kg TS) und in Zentrifugen entwässert.



Abbildung 3-7: Kläranlage Daugavgrīva in Riga. Foto: SIA Rigas Udens.

Allerdings kann lediglich ein TS-Gehalt von 22 % erreicht werden. Der gesamte Schlamm ist für den Einsatz in der Landwirtschaft bestimmt; dies ist die häufigste Schlammbehandlungsart in Lettland. Bis heute wurden die Schadstoffgrenzen nicht überschritten.

Mithilfe der statischen Eindickung kann der Schlamm unter geringem Betriebskostenaufwand eingedickt werden.

Abbildung 3-8: Schlammtransport in der Kläranlage Daugavgrīva. Foto: SIA Rigas Udens.



3.5 DIE WICHTIGSTEN EINDICKUNGSMETHODEN IM ÜBERBLICK

Durch die maschinelle Eindickung entstehen einerseits weitaus höhere Betriebskosten, andererseits ist der TS-Gehalt höher als bei der statischen Eindickung. Zusätzlich zu den Investitionskosten für eine maschinelle Eindickungsanlage werden Pufferbecken benötigt, sodass es u. U. wirtschaftlicher ist, in einen statischen Eindicker zu investieren.

Insbesondere für größere Kläranlagen mit Faulbehälter ist eine kontinuierlich betriebene Eindickungsanlage besser geeignet, da ein höherer TS-Gehalt erreicht wird und so Schlamm mit einem höheren TS-Gehalt in den Faulbehälter eingespeist werden kann. Dies reduziert wiederum den Energieverbrauch für das Erwärmen des Schlammes im Faulbehälter. Ist die Faulzeit im Faulbehälter sehr kurz gewählt worden, kann der Faulprozess durch das Eindicken begünstigt werden.

Unter Tabelle 3-2 ist ein Vergleich der verschiedenen maschinellen Eindickungsmethoden aufgeführt. Die angegebenen Werte sind typische Werte und beziehen sich überwiegend auf Überschussschlamm. Die Schlammart beeinflusst die Werte. Tabelle 3-3 zeigt einen Vergleich der Anlagen der PURE-Partner.

Wussten Sie schon?

Die Eigenschaften des Schlammes sind im Winter andere als im Sommer, womit der Polymerverbrauch ebenfalls entweder ansteigt oder sinkt. In der Übergangsphase von der warmen zur kalten bzw. von der kalten zur warmen Jahreszeit und insbesondere im Winter müssen Eindickung, Faulung und Entwässerung überwacht werden. Besonders Blähschlamm kann zu dieser Jahreszeit Probleme verursachen.

Das Trübwasser aus der Eindickung wird entweder in die Kläranlage zurückgeführt oder zusammen mit dem Trübwasser aus der Entwässerung aufbereitet. Die Nährstoffkonzentrationen im Trübwasser aus der Schlammeeindickung sind für gewöhnlich gering.



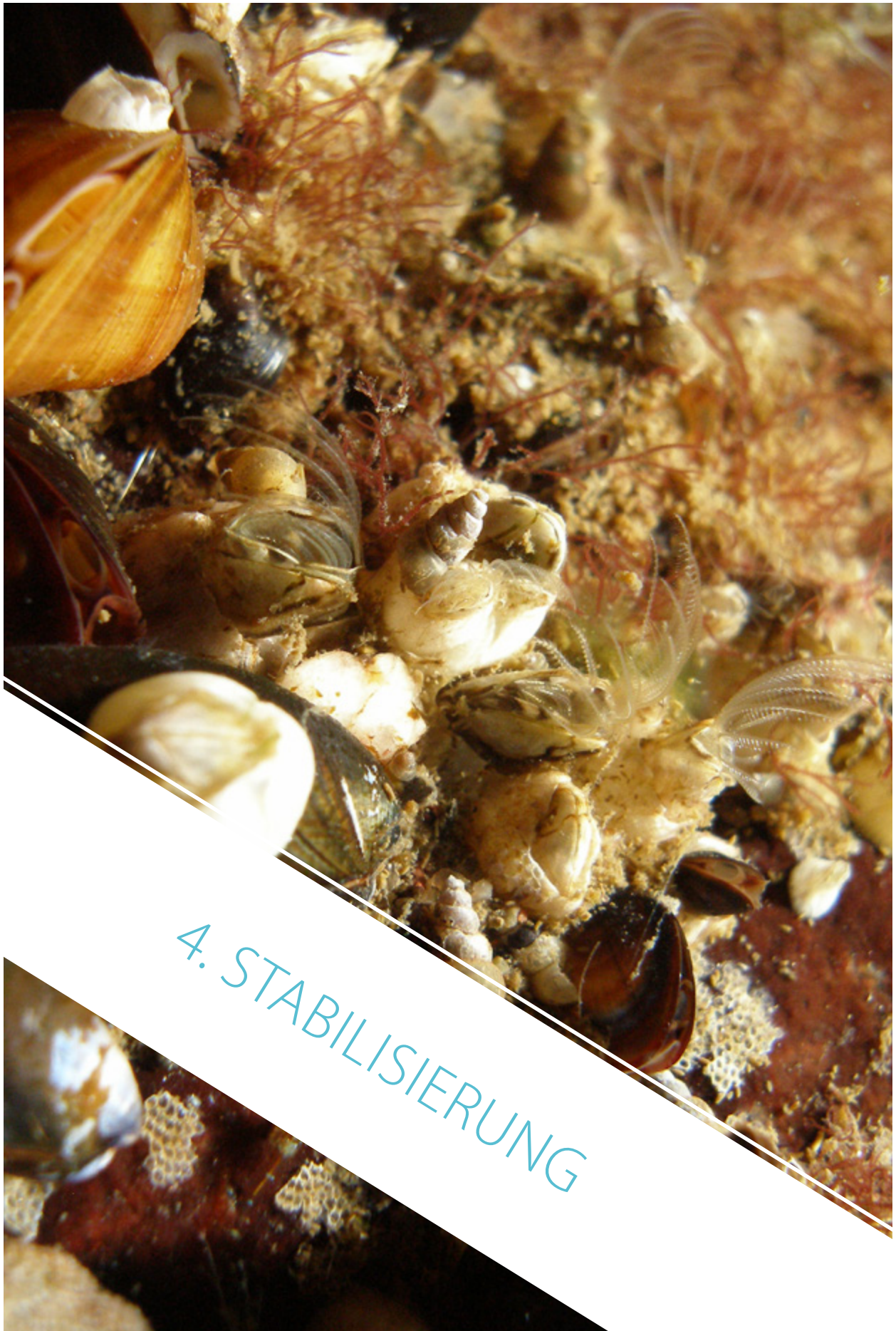
Abbildung 3-9. Foto: Shutterstock.com/Nostal6ie.

Tabelle 3-2: Verschiedene Eindicker im Vergleich. TS = Trockensubstanz.

Technologie	Schneckeneindicker	Trommeleindicker	Bandeindicker	Zentrifuge
TS-Gehalt	4–7 %	5–7 %	5–7 %	5–7 %
Polymer-Verbrauch	2-6 g/kg TS	2-6 g/kg TS	2-6 g/kg TS	1-1,5 g/kg TS
Energieverbrauch	niedrig	niedrig	niedrig	hoch
Wartungsaufwand	niedrig	niedrig	niedrig	niedrig
Kapazität und Anmerkungen	20 – 100 m³/h	10 – 70 m³/h	24 – 180 m³/h	5 – 200 m³/h, Verwendung auch ohne Polymere möglich
Beispiele im Ostseeraum	Joensuu-Kuhasalo (FI) Lübeck Priwall (D) Danzig (PL)	Aarhus-Egå (DK) Stettin Zdroje (PL) Jurmala (LV))	Stettin Pomorzany, Wroclaw(PL) Lübeck ZKW (DE) Kohtla-Järve (EE)	Riga (LV) Henriksdalen, Stockholm (SE)

Tabelle 3-3: Anlagen der PURE-Partner im Vergleich. TS = Trockensubstanz.

PURE-Partner	Eindicker für Überschussschlamm	Erreichter TS-Gehalt	Flockungshilfsmittelverbrauch
Kohtla-Järve	Bandeindicker	6 %	4,0 g/kg TS
Riga	Zentrifuge	5–7 %	2 – 4 g/kg TS
Jurmala	Trommeleindicker	4–7 %	3,5 g/kg TS
Danzig	Schneckeneindicker	6 %	3,4 g/kg TS
Stettin Pomorzany	Bandeindicker	6 %	3 – 5 g/kg TS
Stettin Zdroje	Trommeleindicker	6,5 %	6,5 g/kg TS
Lübeck ZKW	Bandeindicker	5–6 %	1,5 g/kg TS



Muscheln und Seepocken im Finnischen Meerbusen. Foto: Essi Keskinen, Metsähallitus.

4.1 PRINZIP DER ANAEROBEN FAULUNG

Ziel der Stabilisierung ist es, die biologischen und chemischen Reaktionen auf ein Minimum zu reduzieren. Die anaerobe Faulung ist eines der ältesten und gebräuchlichsten Verfahren zur Stabilisierung von Schlamm. Die ersten anaeroben Faulbehälter wurden bereits vor über einhundert Jahren in den Vereinigten Staaten gebaut. Konzentriertes organisches und anorganisches Schlammmaterial wird auf mikrobiologischer Ebene und unter Ausschluss von Sauerstoff zu Methan und anorganischen Endprodukten zersetzt. Der größte Vorteil der Faulung ist die Stabilisierung des Klärschlammes sowie die Reduzierung des Volumens und Erzeugung von Biogas.

Der anaerobe Faulprozess findet entweder innerhalb des mesophilen Temperaturbereichs (ca. 35 bis 40 °C) oder des thermophilen Temperaturbereichs (53 bis 57 °C) statt. Die größten Vorteile einer thermophilen Behandlung sind die höhere Schlammbehandlungskapazität sowie ein besseres Schlammentwässerungsergebnis mit einer höheren hygienischen Qualität des behandelten Schlammes. Nachteile sind die höheren Energiekosten und die geringere Qualität des Trübwassers aufgrund der gelösten Substanzen. Verglichen mit der mesophilen Faulung ist bei der thermophilen Faulung die Geruchsbelästigung höher und der Prozess weniger stabil. Aus diesem Grund kommt die thermophile Faulung nur in wenigen Kläranlagen weltweit zur Anwendung. Beispiele für den Ostseeraum sind Braunschweig (Deutschland) und Malmö (Schweden). Nach einigen Jahren des experimentellen Betriebs mit Schlamm aus kommunalen Abwässern hat sich die Stadt Malmö für die mesophile Lösung entschieden (LaCour et al., 2004).

Der thermophile Temperaturbereich wurde mehr als 30 Jahre lang umfassend mit Klärschlamm aus kommunalem Abwasser im Labor, in Pilotprojekten und im großen Maßstab getestet – leider ohne Erfolg. Der hohe Energieverbrauch verursacht oft Probleme, d. h. dass die thermophile

Faulung nur in wärmeren Regionen eine geeignete Lösung darstellt. Entsprechend ist die folgende Diskussion ausschließlich auf den mesophilen Temperaturbereich ausgerichtet.

Im Prinzip existieren zwei Methoden zur mesophilen Faulung: die Nass- und die Trockenfaulung. Die Nassfaulung stellt den herkömmlichen Weg dar, wohingegen die Anwendung der Trockenfaulung auf die Handhabung von gemischtem kommunalen biologisch abbaubarem Abfall oder Gartenabfall begrenzt ist. Da sich die Trockenfaulung nicht für Schlamm eignet, der ausschließlich aus der kommunalen Abwasserreinigung stammt, wird diese Methode hier nicht weiter beschrieben.

Das bei der Nassfaulung zugeführte organische Material ist oft eine Mischung aus Primär- und Überschussschlamm, der entweder schrittweise oder kontinuierlich in den luftdichten Reaktor eingespeist wird. Der am häufigsten eingesetzte anaerobe Faulbehälter ist mit einer Heiz- und einer Mischvorrichtung ausgestattet. Der prinzipielle Ablauf dieses Verfahrens wird in Abbildung 4-1 dargestellt.

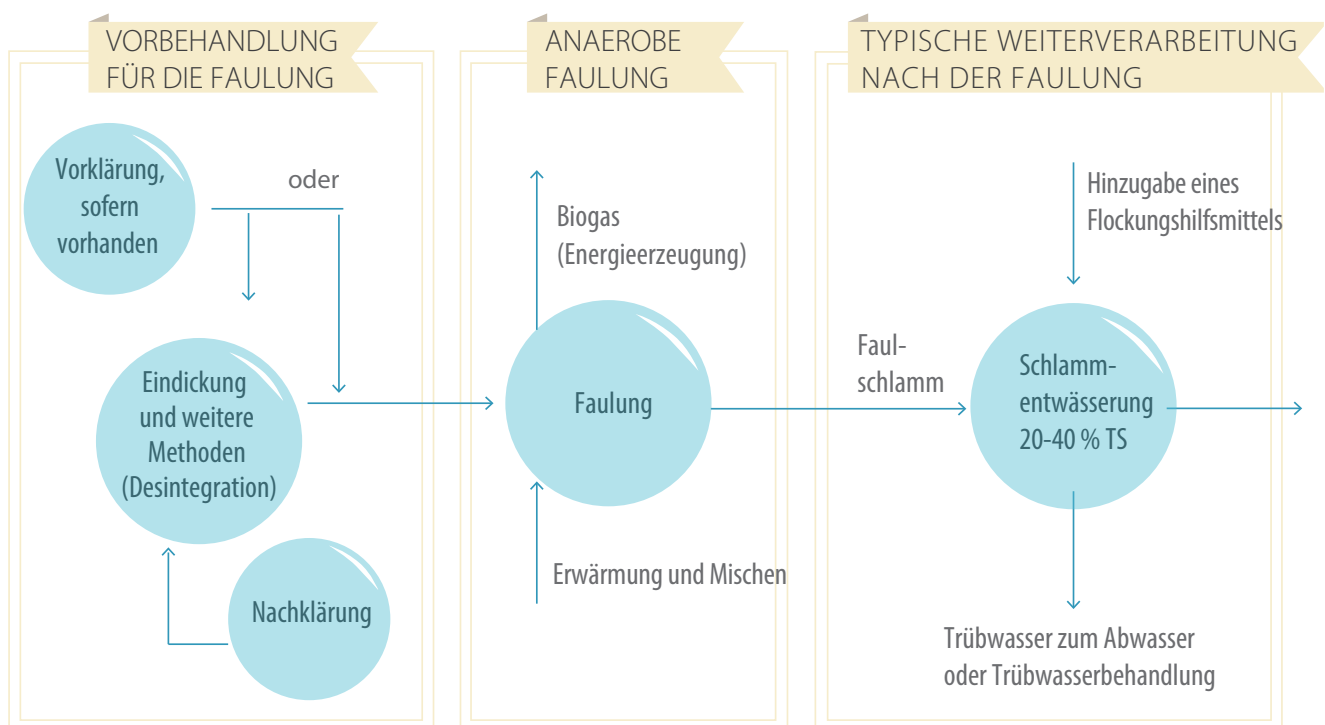


Abbildung 4-1: Anaerober Faulprozess in der Schlammbehandlungskette.

4.2 MESOPHILER FAULPROZESS

Die mesophile Behandlung ist weit verbreitet. Die Temperaturen für dieses Verfahren liegen zwischen 35 und 40 °C. Die größten Vorteile der mesophilen Behandlung sind ihre hohe Stabilität und Qualität des Trübwassers. Außerdem ist dieses Verfahren erfahrungsgemäß äußerst zuverlässig.

Die Faulung findet in einem oder mehreren Reaktoren statt, die entweder parallel oder nacheinander mit einer typischen Faulzeit von 20 bis 25 Tagen betrieben werden. Die minimale Faulzeit liegt zwischen 14 und 15 Tagen. Kürzere Faulzeiten reduzieren normalerweise die Gasproduktion; allerdings arbeiten einige Kläranlagen mit Faulzeiten unter 14 Tagen, ohne dass die Gasproduktion reduziert wird. In diesen Fällen ist der Schlamm sehr gut biologisch abbaubar; beispielsweise ist der Anteil Primärschlamm sehr hoch oder aufgrund des großen Volumens findet bereits im Vorklärbecken eine Hydrolyse statt. Zudem kann die minimale

Aufenthaltszeit unter Anwendung einiger vorhergehender Aufbereitungsmethoden reduziert werden.

Für alle anderen Stufen der Schlammaufbereitung – einschließlich der Faulung – sind die Eigenschaften des zu behandelnden Schlammes von wesentlicher Bedeutung. Primärschlamm durchläuft den Faulprozess leichter und kann einfacher entwässert werden als Überschussschlamm, der noch Bakterien aus dem Belebtschlamm-Verfahren enthält. Die Faulung von Überschussschlamm erfordert eine längere Aufenthaltszeit.

4.2.1 Der Faulbehälter

Für eine gute Durchmischung und konstante Temperaturen sind Faulbehälter stets mit einer Heiz- und einer Mischvorrichtung ausgestattet. Der Faulschlamm wird entweder über Pumpen oder durch Wirkung der Schwerkraft über Teleskoprohre aus dem Reaktor ausgetragen. Der Schaum an der Oberfläche wird durch Wirkung der Schwerkraft über Teleskoprohre ausgetragen. Die Reaktoren bestehen – je nach Fassungsvermögen und Kosten für das Baumaterial – meist aus Beton oder Stahl. Sie werden in der Regel oberirdisch installiert und sind isoliert, um im Reaktor eine gleichmäßige Temperatur zu halten.

Die Form eines Reaktors ist ein wichtiges Auslegungskriterium und wird in vielen Handbüchern zur Abwassertechnik eingehend behandelt. Beispielsweise muss der Reaktor in vielen Fällen höher als breit sein, um eine gute Durchmischung und die ordnungsgemäßen Betriebsbedingungen sicherzustellen. Im Ostseeraum kommen verschiedene Formen zum Einsatz. Die „Eiform“ ist insbesondere in Deutschland gebräuchlich, während in anderen Ländern turmartige Reaktoren gebaut werden.

Aufgrund der langen Aufenthaltszeit sind für die Schlammfaulung große Reaktoren erforderlich, die viel Raum einnehmen. Zusätzlich zu dem/den Reaktorbehälter(n) zum Ausgleich von Schwankungen in der Biogasproduktion muss das erzeugte Biogas in einem Gasspeicher gespeichert werden, der ebenfalls viel Raum einnimmt (siehe Abschnitt 4.5). Der Durchmesser von Reaktoren und Gasspeichern liegt typischerweise zwischen 5 und 15 m, und der Platzbedarf für den Faulprozess einer großen Kläranlage beträgt ca. 25 bis 35 m zu 30 bis 40 m. Alle Reaktoren werden außerhalb installiert, erfordern allerdings eine Isolierung. Pumpen und weitere

Zusatzgeräte sollten dagegen in einem Gebäude installiert werden; meist befinden sich diese Apparaturen entweder unter den Reaktoren oder in separaten Pumpenhäusern.



Abbildung 4-2: Verschiedene Formen von Faulbehältern in Lübeck, Deutschland, und Riga, Lettland.
Fotos: Entsorgungsbetriebe Lübeck und SIA Riga Udens.

4.2.2 Vorbehandlung und Einspeisung in den Faulbehälter

Die benötigte Vorbehandlung hängt von Sorte und Qualität des Schlammes ab. Die Eindickung – eine gebräuchliche Methode zur Vorbehandlung – wird in Kapitel 3 beschrieben. Überschussschlamm wird maschinell eingedickt, um einen hohen Trockensubstanzgehalt zu erreichen.

Eine Mischung aus Primär- und Überschussschlamm sollte vor der Faulung einen Trockensubstanzgehalt von 4 bis 7 % aufweisen. Allerdings kann ein niedrigerer TS-Gehalt aus betriebstechnischen Gründen sicherer sein. Durch eine Erhöhung des TS-Gehalts wird der Energieverbrauch für das Aufheizen reduziert und die Aufenthaltszeit verkürzt. Das in den Faulbehälter eingespeiste Volumen kann deutlich reduziert und das freie Volumen für die Co-Fermentation verwendet werden. Die Eindickung wird durch die Pumpbarkeit des Schlammes, die Statik des Faulbehälters und die Erfordernis, eine gute Mischung zu erzielen (siehe Abschnitt 4.2.4), beschränkt.

Weitere Möglichkeiten der Vorbehandlung sind chemische, thermische oder mechanische Verfahren. Im Allgemeinen haben die verschiedenen Verfahren jedoch ein Ziel: die Gasproduktion zu erhöhen und das Volumen, das den Faulprozess durchlaufen muss, zu reduzieren. Einige der Verfahren haben auch zu vielversprechenden Ergebnissen bei der Reduzierung von Fadenbakterien im Faulbehälter geführt. Obwohl sich viele der Methoden noch in der Testphase befinden, finden die aussichtsvollsten von ihnen bereits auf Anlagen Anwendung. Die verbreitetsten Methoden sind die thermische Hydrolyse (z. B. das Verfahren des norwegischen Unternehmens Cambi), die Ultraschallbehandlung (Xie et al., 2005) und die mechanische Desintegration (Machnicka et al., 2009) – ein Beispiel hierfür ist die HPF-Fragmentierung der Enviro Oy in Forssa, Finnland. Andere Methoden der Desintegration sind ebenfalls möglich.

Wird eine Vorbehandlung in Betracht gezogen, muss auch ihr Einfluss auf die Qualität des Trübwassers berücksichtigt werden. Da die Vorbehandlung die Struktur des Schlammes auf zellulärer Ebene auflöst, kann die Menge der gelösten Festkörper – CSB, BSB und Stickstoff – im Trübwasser ein Vielfaches der Menge betragen, die ohne Vorbehandlung im Trübwasser enthalten ist.

Eine kontinuierliche bzw. in regelmäßigen Abständen erfolgende Beschickung ist für die Funktion des Faulbehälters förderlich, da im Faulbehälter auf diese Weise stabile Bedingungen aufrecht erhalten werden. Ein gleichmäßiger Zulauf verteilt auf mehrere Zulaufpunkte im Faulbehälter kann eine Stoßbelastung der Mikroorganismen mildern bzw. reduzieren. Eine übermäßige hydraulische Belastung sollte bei einem Zulauf- und Mischtank direkt vor dem Einspeiserohr in den Faulbehälter vermieden werden. Durch ein übermäßige hydraulische Belastung würde die Aufenthaltszeit reduziert, die für die Pufferkapazität erforderliche Alkalität abgeschwächt und zusätzliche Heizenergie verbraucht werden. Ein stabiler hydraulischer Fluss in den Faulbehälter wird oftmals über den recycelbaren Teil der Flüssigkeit im Reaktor zum Zulaufbehälter aufrecht erhalten, geregelt und sichergestellt (Burton et al., 2003, Hammer & Hammer, 2001 und Vesilind, 2003).

Außerdem kann die Leistung des Faulbehälters erhöht werden, indem ein Teil des eingespeisten Schlammes eingedickt wird, um die Aufenthaltszeit für die Feststoffe zu erhöhen. Die teilweise Rückführung des Faulschlammes sowie entweder dessen Co-Eindickung mit dem Primär- und Überschussschlamm oder die separate Eindickung des Überschussschlammes sind in dieser Hinsicht die häufigsten Alternativen (Burton et al., 2003).



Abbildung 4-3: Ultraschall-desintegration in Danzig, Polen. Foto: GIWK.

4.2.3 Beheizung

Um für die im Schlamm enthaltenen Bakterien optimale Bedingungen zu schaffen, ist eine konstante Temperatur im Faulbehälter von wesentlicher Bedeutung. Temperaturschwankungen und eine schlechte Isolierung wirken sich negativ auf die Biogasproduktion aus.

Die Beheizung von Schlamm und Reaktor kann entweder über herkömmliche Wärmetauscher und Schlammrückführung oder über eine stoßweise Zugabe erfolgen. Das im Zuge des Faulprozesses produzierte Biogas wird vornehmlich zur Erzeugung elektrischer Energie in Anlagen mit Kraft-Wärme-Kopplung (KWK) verwendet.



Abbildung 4-4. Foto: Shutterstock.com/chris2766.

4.2.4 Durchmischung

Eine effektive Durchmischung ist hinsichtlich eines ordnungsgemäßen Verfahrensablaufs besonders wichtig. Durch das Durchmischen des im Faulbehälter enthaltenen Schlamms wird der Faulprozess begünstigt, da die Wärmeschichtung gemindert, der eingespeiste Schlamm für mehr Kontakt mit der aktiven Biomasse dispergiert und die Entstehung von Schaum weitgehend vermieden wird. Außerdem werden durch das Mischen hemmende Substanzen verdünnt bzw. ein ungünstiger pH-Wert angepasst, und die Temperatur des eingespeisten Schlamms wird angeglichen; dadurch wird das effektive Volumen des Reaktors erhöht.

Für eine erfolgreiche Funktion des anaeroben Faulprozesses ist die Art der Mischanlage besonders wichtig, wobei die optimale Anlage von der Form des Faulbehälters und dem Trockensubstanzgehalt des Schlamms abhängt. Es wurden bereits verschiedene Systeme zum Durchmischen des Inhalts im Faulbehälter angewendet. Die häufigsten davon sind: (i) Gaseinspritzung mittels Saugrohr (mehrere Rohre mit großem Durchmesser, in die das Faulgas abgeleitet wird, sodass sich die Biomasse anhebt und vermischt), (ii) mechanisches Rühren mit einem rotierenden Laufrad und (iii) Pumpen und Rückführung der Inhalte im Faulbehälter über extern montierte Pumpen, die für gewöhnlich

Wussten Sie schon?

Durch die reduzierenden Bedingungen im Faulbehälter und das Erwärmen des Schlamms werden chemische Reaktionen herbeigeführt. Insbesondere in den Leitungen und Wärmetauschern kann die Bildung von Ammoniummagnesiumphosphat (MAP) und Vivianit (Eisenphosphat) Probleme verursachen.

Die gleichzeitig entstehende thermische Energie dient der Erwärmung des Zulaufs zum Faulturm und des Faulbehälters. Hat der Zulauf über einen längeren Zeitraum im Jahr eine relativ geringe Temperatur (5 bis 10°C), wird er für gewöhnlich im Zulauf- und Mischtank vorgewärmt. Der Zulauf- und Mischtank selbst wird über Röhren- oder Lamellenwärmetauscher und durch die Rückführung des Schlamms auf die erforderliche mesophile Temperatur (35 bis 40°C) erwärmt.

Bei der stoßweisen Beheizung wird die jeweilige zuzugebende Menge in separaten Tanks durch Dampf oder warmes Wasser vorgewärmt und anschließend schrittweise in die Faulbehälter eingespeist. Bei der stoßweisen Zugabe ist eine Schlammrückführung nicht erforderlich. In beiden Fällen wird zusätzlich thermische Energie erzeugt, indem bei Bedarf in einem Warmwasserkessel Biogas verbrannt wird.

die Flüssigkeit aus der oberen Mitte des Behälters absaugen und durch die tangential am Boden des Faulbehälters montierten Düsen wieder einspritzen (Vesilind, 2003). Die Nutzung von Umwälzpumpen als Durchmischung wird lediglich als Unterstützung zur eigentlichen Durchmischung oder als vorübergehende Notlösung empfohlen.

Die Durchmischungsprinzipien werden in der Auslegungs- und Konstruktionsphase festgelegt. Zusätzlich dazu sind in der vom Technologieanbieter mitgelieferten Bedienungsanleitung für den Einzelfall detaillierte Anweisungen zur Durchführung der Durchmischung enthalten. Da jede Mischvorrichtung bestimmte Vor- und Nachteile mit sich bringt, sollten bei der Wahl der Vorrichtung die Form des Faulbehälters und die Gebäudeeigenschaften berücksichtigt werden.

4.3 WEITERE WICHTIGE INFORMATIONEN ZUR FAULUNG

Betrieb und Wartung sowie Umwelt- und Sicherheitsaspekte

Der Faulbehälter wird kontinuierlich betrieben; lediglich die Beschickung und die Entleerung können beispielsweise während der Tagschichten durchgeführt werden. Eine kontinuierliche Beschickung ist möglich, wenn ein Pufferbecken für Primär- und Überschussschlamm vorhanden ist bzw. direkt beschickt wird. Wird die maschinelle Eindickung nur am Tag betrieben, ist eine unterbrochene Beschickung unvermeidbar.

Die Durchführung einer anaeroben Behandlung erfordert mehr biotechnologische Fähigkeiten als der Betrieb anderer Anlagen zur Schlammbehandlung, beispielsweise Eindickung bzw. Entwässerung. Bei unsachgemäßer Handhabung dieser Technologie können übel riechende Gase austreten; aufgrund der explosiven Eigenschaften des Biogases müssen besondere Sicherheitskontrollmaßnahmen durchgeführt werden. Elektrische Geräte sollten durch Explosionsschutzgeräte geschützt werden. Des Weiteren muss das Betriebs- und Wartungspersonal sowohl für den normalen Betrieb als auch für Ausnahmesituationen, die meist bei der Inbetriebnahme, der Abschaltung oder bei Wartungsarbeiten auftreten, geschult sein. Ein systematischer Sicherheitsplan, einschließlich der aber nicht beschränkt auf die für die Schweißerlaubnis geltenden Vorschriften sowie regelmäßige Sicherheitsinspektionen, die von kompetenten Sicherheitsexperten der Anlage durchgeführt werden, sind absolut notwendig.

Etwaige Umweltaspekte beziehen sich auf die Emissionen von Biogas. Für die Anlauf- und Abschaltphase sowie Wartungsarbeiten und Notfallsituationen existiert für gewöhnlich eine Nebenschlussleitung für das Biogas, die mit einem Gaswäscher oder einer Abfackelung versehen ist und über die die Gase entweder gewaschen oder abgefackelt werden, bevor sie an die Atmosphäre abgegeben werden.

Kosten, Verbrauch und Personal

Die anaerobe Faulung kommt überwiegend in mittelgroßen und großen Kläranlagen zur Anwendung. Die Investitionskosten liegen einschließlich der Nutzung des Biogases in einem BHKW zwischen 5 und 15 Millionen Euro. Für große Kläranlagen (mit einem Einwohnerwert von über 1 000 000) können die Investitionskosten weitaus höher



Abbildung 4-5. Foto: Shutterstock/Hansenn.

sein und zwischen 50 und 80 Millionen Euro liegen. Die technische Lebenszeit der mechanischen und elektrischen Geräte liegt für gewöhnlich zwischen 15 und 20 Jahren bzw. 30 und 40 Jahren bei Betongebäuden. Die installierte Leistung beläuft sich auf 100 bis 150 kW und der Stromverbrauch auf ca. 100 bis 400 kWh/t TS. Allerdings wird Letzteres durch die Stromproduktion mittels Biogas kompensiert. Daher ist der Faulprozess ein Nettoproduzent für Energie, sodass bei der Bewertung der ökonomischen Nettovorteile dieses Verfahrens der Eigenverbrauch der Faulbehältermischer- und -pumpenvorrichtung berücksichtigt werden muss. Für die Durchführung dieses Verfahrens sind 2 bis 3 Personen mehr erforderlich. Außerdem werden über die für den normalen Betrieb der Kläranlage erforderlichen Kompetenzen hinaus Fähigkeiten und Fachkenntnisse im Bereich anaerobe Verfahren und Wartung in explosionsgefährdeten Bereichen benötigt.

Verwendung im Ostseeraum

Diese Technologie ist im Ostseeraum insbesondere bei mittelgroßen und großen Kläranlagen stark vertreten. Außerdem planen einige kleine Kläranlagen den Bau eines Faulbehälters. Da sich die Gewinnschwelle für den Bau eines Faulbehälters verschoben hat, rechnet sich der Bau eines Faulbehälters mittlerweile auch für kleinere Kläranlagen. In einigen Fällen haben sich mehrere kleinere Gemeinden für den Bau einer gemeinsamen Faulanlage zusammengeschlossen.

In Estland wurde in Tallinn und Kuresaare ein Faulbehälter errichtet; in Tartu befindet sich ein Faulbehälter im Bau. In Lettland stehen Faulbehälter in Riga und Limbazi. In Schweden und Finnland stehen Faulbehälter in größeren Städten wie Stockholm, Göteborg, Helsinki, Tampere, Espoo, Kuopio, Jyväskylä und Hämeenlinna. In Polen stehen Faulbehälter in Danzig, Lublin und Stettin. Siehe Tabelle 5-2 für einen Vergleich der verschiedenen Faulbehälter (zusammen mit Entwässerung) der PURE-Partner.

4.4 DIE ANAEROBE FAULUNG IM ÜBERBLICK

Die mesophile Faulung ist für mittelgroße und große Kläranlagen geeignet und in manchen Fällen auch für kleine Kläranlagen. Das Volumen des Schlammes kann deutlich reduziert und dabei Biogas für die Stromversorgung gewonnen werden. Die Faulbehälter sollten mit ausreichend Fassungsvermögen für eine Aufenthaltszeit von mehr als 20 Tagen geplant werden. Für größere Anlagen ist jedoch auch eine kürzere Aufenthaltszeit möglich. Der Tro-

ckensubstanzgehalt sollte mittels guter Durchmischung optimiert werden. Zusätzlich zu den Investitionskosten (abhängig von der Größe der Anlage) und dem Stromverbrauch muss auch in Betracht gezogen werden, dass während der Faulprozesse eine größere Menge Trübwasser anfällt, das die Stickstoff- und CSB-Belastung in der Kläranlage erhöht.

4.5 PRODUKTION UND AUFBEREITUNG VON BIOGAS

Das Biogas wird oben am Faulbehälter entnommen. Es enthält durchschnittlich 58 bis 64 % Methan (CH_4), 30 bis 40 % Kohlenstoffdioxid (CO_2) und eine kleine Menge Wasser sowie Schwefelwasserstoff (H_2S). In besonderen Fällen, beispielsweise wenn der Anteil am Abwasser aus der Nahrungsmittelindustrie hoch ist oder eine Co-Fermentation stattfindet, kann der Methangehalt bis zu 70 % betragen. Der Heizwert von Methan (100 %) beträgt 10 kWh/m^3 . Der Heizwert von Biogas liegt zwischen $5,8$ und $6,4 \text{ kWh/m}^3$.

Sind Gasgewinnungs-, Gasspeicher- und Gasnutzungssystem ordnungsgemäß ausgelegt, kann ein unerwünschtes Austreten des übel riechenden Biogases vermieden werden. Die Gasproduktion wird anhand der Abbauleistung des Glühverlustes (GV) oder der organischen Trockensubstanz (oTS) geschätzt. Sie hängt von der Qualität des verwendeten Substrats sowie der Menge des organischen Material ab. Ebenso wirken sich die biologische Aktivität und die Mischbedingungen aus. Die typische Gasproduktion für Klärschlamm beträgt ca. 400 bis 450 m^3 pro Tonne reduzierter organischer Trockensubstanz. Primärschlamm verfügt über ein weitaus höheres Biogaspotenzial als Überschussschlamm; aber auch die längere Aufenthaltszeit im

Wussten Sie schon?

Bei der Handhabung von Biogas besteht grundsätzlich Explosionsgefahr. Daher müssen alle Aggregate vor Explosionen geschützt werden, und es müssen sichtbar Warnschilder montiert werden.

Vorklärbecken kann einen direkten positiven Einfluss auf die Biogasproduktion im Faulbehälter haben.

Des Weiteren kann die Biogasproduktion durch das Hinzufügen von Co-Fermenten wie Fett, unbehandeltem (und hoch konzentriertem) Abwasser und zerkleinertem Bioabfall in die Faulbehälter erhöht werden, sofern dafür ausreichend Platz vorhanden

ist (beispielsweise für eine Faulzeit von mehr als 25 Tagen). Dabei ist wichtig, dass die Co-Fermente vorab behandelt wurden und die Kläranlage über ausreichend Kapazität verfügt. Insbesondere die Stickstoff-Belastung aus der Entwässerung wird zunehmen. Co-Fermente sollten nur bei eindeutiger Gesetzeslage verwendet werden. Es kann passieren, dass eine landwirtschaftliche Nutzung bei der Verwendung von Co-Fermenten



Abbildung 4-6: Gasfackel, Gasspeicher und Faulbehälter in Lübeck, Deutschland.
Foto: Entsorgungsbetriebe Lübeck.

entweder nicht zulässig oder eine Genehmigung von der entsprechenden Behörde erforderlich ist.

Ein Richtwert für Faulbehälter ist der Abbaugrad des organischen Materials im Schlamm. Ein Abbau von 50 % des organischen Materials wird als gut erachtet.

Methan ist ein Treibhausgas und wesentlich gefährlicher als Kohlenstoffdioxid. Alle Kläranlagen müssen aus Sicherheitsgründen mit einer Gasfackel ausgestattet sein, um überschüssiges Biogas unter allen Umständen sicher ablassen zu können. Die Gasfackel muss für die maximale Biogasmenge ausgelegt sein.

Wussten Sie schon?

Die Wartung des Gasfassungs- und Gasverteilungssystems des Faulbehälters sollte bei Überdruck erfolgen, um zu verhindern, dass es zu einer Explosion kommen kann, wenn das Gas versehentlich mit Umgebungsluft vermischt wird. Eine Mischung aus Umgebungsluft und Biogas aus dem Faulbehälter ist bereits bei einem Methangehalt von nur 5 % potenziell explosiv. Gasspeicher, Verrohrung und Ventile sollten so angeordnet, ausgelegt und wartbar sein, dass das Gas – nicht die Umgebungsluft! – in den Faulbehälter gesogen wird, sobald sich das Volumen des Schlamms im Faulbehälter ändert (Vesilind, 2003).

4.5.1 Gasabzug und Gasreinigung

Das Biogas wird in der Gasabtrennbereich über das Ausstreifen vom Faulschlamm abgetrennt. Der Schlamm wird danach in den Zwischenspeicher eingespeist. Das Biogas aus dem Faulbehälter enthält kleine Mengen Wasser und Schwefelwasserstoff ($< 0,01\%$). Diese führen in den BHKWs sowie in den Leitungen und im Gasspeicher zu Korrosion. Es wird empfohlen, den Schwefel zu eliminieren und einen (oder mehrere) Tropfenabscheider zu installieren. Bei besonders hohen Anforderungen wird ein Gast-

rockner benötigt, um das Wasser nahezu vollständig aus dem Biogas zu eliminieren.

Anschließend wird das behandelte Gas in den Speicher gegeben. Das Mindestvolumen des Gasspeichers ist äquivalent zu einer Aufenthaltszeit von 1 bis 2 Stunden. Je größer das Volumen, desto flexibler können die BHKWs genutzt werden. Der Gasspeicher besteht oft aus einer doppelten Kunststoffmembran.



Abbildung 4-7: Verschiedene Arten von Gasspeichern in Riga, Lettland, und Stettin, Polen. Fotos: SIA Rigas Udens und ZWiK Szczecin.

4.6 ENERGIENUTZUNG

Biogas zählt zu den erneuerbaren Energien. Das Blockheizkraftwerk (BHKW) nutzt das Biogas mittels Kraft-Wärme Kopplung (KWK) zur Stromerzeugung; dies erfolgt meist mithilfe von Gasmotoren oder Mikroturbinen. Moderne BHKWs haben einen Wirkungsgrad von über 40 % für die Stromerzeugung. Die Überschusswärme von der Maschine und aus dem Abgas kann verwendet werden, um den Schlamm zu erwärmen, der in den Faulbehälter eingespeist wird, und um das Betriebsgebäude zu beheizen und den Schlamm zu trocknen. Sofern ein Fernwärmenetz vorhanden ist, kann die Wärme auch an einen lokalen Wärmeanbieter verkauft werden.

Der Strom kann je nach System im Land des Betreibers entweder direkt vor Ort genutzt oder verkauft werden. Der elektrische Wirkungsgrad ist wichtig, da Anlagen mit einem Wirkungsgrad von unter 35 % als veraltet gelten. Andererseits ist ein BHKW mit einem hohen elektrischen Wirkungsgrad hinsichtlich der Wärmeproduktion weniger effizient.

Möglicherweise wird zusätzliche Wärme benötigt, insbesondere in den Wintermonaten. Diese kann über einen permanenten oder temporären Warmwasserkessel erzeugt werden, für den Biogas, Erdgas oder Heizöl verwendet werden kann. Eine innovative Methode ist der Gebrauch von Wärmepumpen zusammen mit Abwasserwärme in der Anlage.

Ein modernes BHKW stellt nur eine der verschiedenen Möglichkeiten zur Steigerung der Biogasertrages dar. Ein optimierter Faulprozess und ein gutes Energiemanagement sind die Basis für das Einsparen von Energie. Einige Anlagen (z. B. Hamburg) können bereits mehr Strom und Wärme erzeugen, als sie selbst verbrauchen, oder sie können nicht 100 % des Biogases nutzen und führen es dem Erdgassystem zu.

Um die Biogasproduktion zu steigern, muss das Volumen im Vorklärbecken erhöht werden. Als Folge daraus fehlt für die Denitrifikation möglicherweise die Kohlenstoffquelle, sodass eine externe Quelle herangezogen werden muss. Ein Beispiel für eine gute Kohlenstoffquelle ist Ethanol aus Brauereien. Weitere Möglichkeiten zur Steigerung der Biogasproduktion sind:

- Hohe Schlammalter in der Belebung vermeiden.
- Die Durchmischung optimieren, um im Faulbehälter Totzonen zu vermeiden.
- Wärmetauscher und Isolierung des Faulbehälters optimieren, um eine bessere Temperaturverteilung zu erreichen.
- Überschussschlammintegration, um die Effizienz des Faulprozesses zu erhöhen.
- Co-Fermentation.

Durch den Einsatz eines Gasspeichers von geeignetem Volumen sowie eines Wärmespeichers kann die Funktion eines BHKWs ebenfalls optimiert werden, sodass das BHKW ständig im optimalen Effizienzbereich betrieben werden kann.

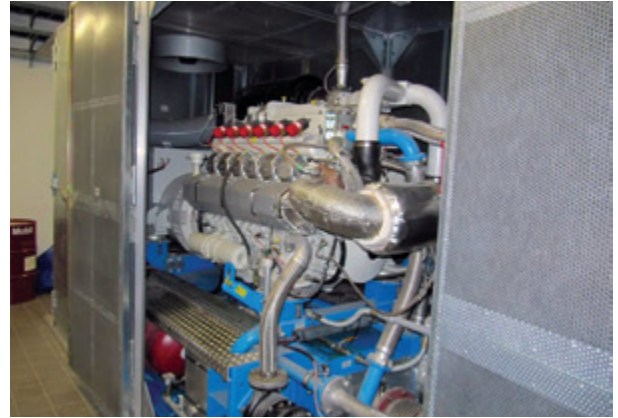


Abbildung 4-8: Blockheizkraftwerke in Stettin, Polen, und Lübeck, Deutschland. Fotos: ZWIK Szczecin und Entsorgungsbetriebe Lübeck.



Abbildung 4-9: Energiezentrale mit BHKW, Gasfackel und Heizsystem in Riga, Lettland. Foto: SIA Rigas Udens.

4.7 AEROBE STABILISIERUNG

Schlamm kann – alternativ zur anaeroben Faulung – durch eine Langzeitbelüftung stabilisiert werden, die die organischen Bestandteile zersetzt. Die Langzeitbelüftung findet im Belebungsbecken statt und wird daher auch als „simultane aerobe Stabilisation“ bezeichnet. Es wurden auch Methoden der aeroben Stabilisierung entwickelt, die bei höheren Temperaturen und in separaten Becken stattfinden. Bei der aeroben Stabilisierung entsteht Schlamm, der für verschiedene Entsorgungsoptionen geeignet ist.

Die simultane aerobe Stabilisierung wird u. a. durch eine Verlängerung der Aufenthaltszeit bei der biologischen Behandlung auf bis zu 25 Tage erreicht; Voraussetzung hierfür ist eine gute Sauerstoffversorgung (ATV-DVWK-M 368E, 2003). Für dieses Verfahren ist kein Fachwissen über die für den normalen Betrieb der Kläranlage erforderliche Kompetenz hinaus erforderlich. Im Ostseeraum wird diese Methode jedoch kaum angewendet. Die wenigen Anwendungsfälle finden sich in Deutschland in einigen kleineren bis mittelgroßen Kläranlagen ohne Vorklärbecken (Einfeldt, 2011).

Es bestehen noch weitere anwendbare aerobe Stabilisierungsmethoden, beispielsweise die aerobe thermophile Stabilisierung (auch erwähnt in Abschnitt 6.2.2), die für mittelgroße bis große Anlagen ausgelegt ist. Ein konstanter mesophiler oder thermophiler Temperaturbereich und eine gute Sauerstoffversorgung sorgen dafür, dass die aerobe Stabilisierung stattfinden kann.

Nachteil des aeroben Stabilisierungsprozesses sind die damit verbundenen hohen Kosten durch die energieintensive Belüftung. Außerdem wird hierbei kein Biogas produziert.

4.8 BEISPIEL: Lösungen für die Schlammbehandlung von PURE-Partnern – LÜBECK, Entsorgungsbetriebe Lübeck, Zentralklärwerk (ZKW)

Die Hansestadt Lübeck in Deutschland betreibt zwei Kläranlagen. Der Schlamm aus der kleineren Anlage (mit einem Einwohnerwert von 30 000) mit Standort in Travemünde wird zum größeren Zentralklärwerk (mit einem Einwohnerwert von 350 000) transportiert. Dies ist die drittgrößte Anlage in Schleswig-Holstein. Sie ist mit einer modernen 2-Stufen-Filtration ausgestattet, welche die Ergebnisse der biologischen Stickstoff- und chemischen Phosphor-Eliminierung verbessert. Diese Anlage hält die in Europa und Deutschland für Abwasser geltenden Richtwerte leicht ein. Eine biologische Phosphor-Eliminierung kommt nicht zur Anwendung. Die jährlich produzierte Menge Faul- bzw. entwässerten Schlamm beträgt ca. 9 000 Tonnen (Trockensubstanz bzw. TS).

Die Anlage ist mit einer großen Vorklärung ausgestattet. Der Primärschlamm mit einem TS-Gehalt von 2,5 bis 4 % wird ohne statische Eindickung direkt in den Faulbehälter gegeben. Der Überschussschlamm aus der biologischen Behandlung (Belebtschlamm) wird in Bandeindickern auf einen TS-Gehalt von ca. 5,5 % und unter geringem Polymer-Einsatz (1 bis 3 g/kg TS) und Energieverbrauch maschinell eingedickt.

Der Schlamm wird in mesophilen Faulbehältern mit einer Aufenthaltszeit von mindestens 18 Tagen bei einer Temperatur von 37 bis 39 °C und einem Trockensubstanzgehalt von 2,5 % stabilisiert. Als zusätzliches externes Substrat wird über den Tag verteilt Fett von Fettabseidern zugefügt. Das produzierte Biogas enthält ca. 62 % Methan und wird getrocknet und entschwefelt, bevor es in einem Gastank mit einem Fassungsvermögen von 4 000 m³ gespeichert wird, wobei sich der Gastank hinsichtlich des Betriebes der BHKWs als überaus hilfreich erwiesen hat. Drei neue BHKWs mit einer elektrischen Leistung von 844 kW erzeugen Strom und Wärme mit einem Gesamtwert von

10 GWh. Der elektrische Wirkungsgrad bei Nennleistung beträgt bis zu 41,7 %. Die Selbstversorgungsrate der Anlage beträgt hinsichtlich des Gesamtstrombedarfs der Kläranlage annähernd 100 %. Der Gesamtwärmebedarf wird zu über 100 % abgedeckt.

Der Klärschlamm wird mit Kalk und Eisen konditioniert und in Kammerfilterpressen entwässert. Dadurch wird ein TS-Gehalt von 36 bis 39 % erreicht. Derzeit wird der gesamte Schlamm in der Landwirtschaft als Dünger eingesetzt. Transport und Entsorgung laufen über einen externen Vertragspartner.

Die Zukunft der landwirtschaftlichen Nutzung von Klärschlamm ist in Deutschland umstritten. Bisher traten keine Probleme mit den Grenzwerte für Schwermetalle auf; die hohen Kupferkonzentrationen lassen sich auf in den Haushalten verwendeten Kupferrohre zurückführen. Durch neue Grenzwerte wird die landwirtschaftliche Nutzung wahrscheinlich erschwert. Eine Einstellung der Entsorgungspraktik der Stadt Lübeck wird jedoch nicht erwartet. Die Entsorgung des Klärschlammes auf Deponien ist in Deutschland seit 2005 verboten, sodass die einzige verbleibende Alternative neben der landwirtschaftlichen Nutzung die Verbrennung ist.

Aktuelle Pläne im Zusammenhang mit der Schlamm aufbereitung zielen auf die bautechnische Erneuerung (sofern erforderlich) der Faulbehälter sowie die Installation vertikaler Rohrmischer. Danach richtet sich der Fokus auf die allgemeine Zukunft der Klärschlamm Entsorgung, einschließlich Entscheidungen hinsichtlich neuer Entwässerungsanlagen.

Abbildung 4-10: Faulbehälter im Zentralklärwerk Lübeck. Foto: Entsorgungsbetriebe Lübeck.





5. SCHLAMMENTWÄSSERUNG

Foto: Shutterstock.com/Marteric.

5.1 EINLEITUNG

Das Verfahren zur Schlammmentwässerung ist relativ einfach: Der Trockensubstanzgehalt des Schlammes wird mithilfe verschiedener Geräte und Anlagen erhöht. Dieses Teilverfahren erfordert stets die Verwendung eines Flockungshilfsmittels, das den Schlamm in der Entwässerungsanlage ausflocken lässt. Manchmal werden auch Flockungsmittel wie Eisen- oder Aluminiumsalze zugegeben, um die Wirkung der eigentlichen Flockungshilfsmittel (Polymere) zu verstärken und deren Verbrauch bei der Schlammmentwässerung zu reduzieren. In einigen Forschungsprojekten werden chemikalienfreie Entwässerungsmethoden entwickelt; allerdings sind Trennungseffekt und Zuverlässigkeit nicht besonders hoch.

In diesem Abschnitt werden zusammen mit den einzelnen Entwässerungstechnologien auch Mengenangaben für den Flockungshilfsmittelverbrauch präsentiert; diese Mengenangaben dienen als Beispiel. Der Flockungshilfsmittelverbrauch hängt mehr von Sorte und Entwässerungseigenschaften des Schlammes ab als von der für die Entwässerung verwendete Anlage. Unabhängig von der verwendeten Schlammmentwässerungstechnologie sind Labormessungen und umfangreiche Tests für Schlamm und Filtrat erforderlich, um zuverlässigere Informationen zur Wahl des richtigen Flockungshilfsmittels und der Dosierungsmenge zu erhalten. Außerdem wird anhand der Labormessungen und Tests die Entwässerungsanlage optimiert.

Nach der Entwässerung liegt der Trockensubstanzgehalt des Schlammes für gewöhnlich zwischen 19 und 30 %. Je nachdem, wie gut sich der Schlamm entwässern lässt, kann ein Trockensubstanzgehalt von bis zu 40 % erreicht werden. Beispielsweise wird mit Kammerfilterpressen ein höherer Trockensubstanzgehalt erzielt, wenn mit Kalk konditioniert wird. Der maximale Trockensubstanzgehalt kann in einem Labor bestimmt werden. Nachdem mittels Entwässerung der maximale TS-Gehalt erreicht wurde, kann kein weiteres Wasser mechanisch entwässert werden, da das enthaltende Wasser in den Zellen gebunden ist und nur noch durch die Schlamm Trocknung reduziert werden kann.

Ein Faktor für einen geringen Trockensubstanzgehalt bei der Entwässerung ist die biologische Eliminierung von Phosphor. Bakterien, die in der Lage sind, dem Abwasser den Phosphor zu entziehen, produzieren extrazelluläre polymere Substanzen (EPS), die sich nur schwer entwässern lassen. Diese Strukturen können effektiv nur durch eine Desintegration aufgelöst werden (siehe Abschnitt 4.2.2). Zusätzlich zu einem schlechteren Entwässerungsergebnis wird der Verbrauch von Flockungshilfsmitteln bei der Entwässerung durch diese EPS erhöht.

Wussten Sie schon?

Insbesondere in größeren Anlagen sollte das Entwässerungsverfahren für den Fall, dass eine Funktionsstörung auftritt, redundant ausgelegt sein.

In den folgenden Abschnitten werden die verfügbaren Lösungen für die Schlammmentwässerung beschrieben. Derzeit sind Zentrifugen und Bandfilterpressen die populärsten Entwässerungsmethoden in kommunalen Kläranlagen. Dies ist auf ihren zuverlässigen Betrieb und ihre Kosteneffizienz zurückzuführen. Kammerfilterpressen sind im Vergleich mit anderen Pressen teuer und werden daher mehr in großen Anlagen in anderen Industrien (beispielsweise im Bergbau) eingesetzt. Hydraulikpressen, die ursprünglich für die Nahrungsmittelindustrie mit hohen hygienischen Anforderungen entwickelt wurden, sind ebenfalls teuer.

Für Schlamm, in dem Faserstoffe aus der Papierindustrie enthalten sind, sind Schneckenpressen am besten geeignet. Im Ostseeraum kommen einige Schneckenpressen zum Einsatz, insbesondere in kleinen und mittelgroßen kommunalen Kläranlagen. Sie werden in Finnland (z. B. in Viitasaari, Kannonkoski, Ranua, Tuusniemi und Pylkönmäki), Estland (z. B. in Kohila, Võru, Kallaste und Tapivere) und Schweden (mehr als 20, z. B. in Sollefteå, Gnosjö, Hammarö, Hötting und Sorsele) eingesetzt. Da sowohl die Investitionskosten als auch die Betriebskosten gering sind, sind Schneckenpressen für kleinere Anlagen geeignet. Für mittelgroße und große Anlagen sind Zentrifugen oder Bandfilterpressen zur Entwässerung von Schlamm aus der kommunalen Abwasseraufbereitung besser geeignet. In einigen Anlagen geht bei dieser Art der Entwässerung ein großer Teil der gelösten Feststoffe mit dem Trübwasser

Wussten Sie schon?

Die biologische Phosphor-Eliminierung mindert die Entwässerbarkeit des Schlammes. Daher kann die chemische Phosphor-Eliminierung ökonomisch tragbarer sein, zumal die Kosten für Schlamm Entsorgung und Transport reduziert werden. Auf der anderen Seite ist die Rückgewinnung des Phosphors aus dem Abwasser bei der biologischen Eliminierung einfacher (siehe Kapitel 11). Außerdem ist die Schlammmenge bei der biologischen Phosphor-Eliminierung kleiner als bei der chemischen Fällung.

Wussten Sie schon?

Ein hoher prozentualer Anteil Überschussschlamm verschlechtert das Entwässerungsergebnis und nimmt starken Einfluss auf den Polymer-Verbrauch. Auch die aerobe Stabilisierung oder eine Aufenthaltszeit von über 20 Tagen im Faulbehälter erhöht den Polymer-Verbrauch (Kopp, 2010).

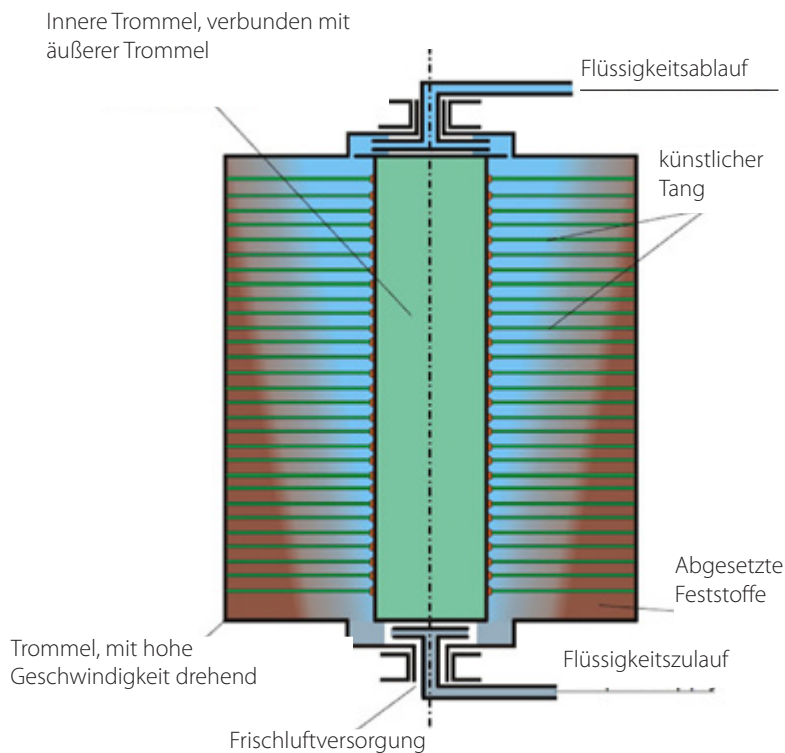


Abbildung 5-1: Schematische Darstellung der innovativen „Rofitec“-Methode. Bild: Technische Universität Berlin.

verloren. Dadurch wird die interne Belastung der gesamten Kläranlage mit gelösten Feststoffen erhöht.

Der erreichte TS-Gehalt, der Energie- und der Chemikalienverbrauch hängen bei der Entwässerung von der Schlammart ab – verschiedene Quellen geben hier unterschiedliche Informationen zu diesen Parametern. In dieser Publikation werden numerische Daten aus zahlreichen Bezugsquellen (PURE Pöry-Bericht, Burton et al., 2003 und DWA M-366 Entwurf, 2011) hinsichtlich der Entwässerung einschließlich Daten von den PURE-Projektpartnern vorgestellt. Die Ergebnisse der Kläranlagen von PURE-Partnern und Beispiele für Kläranlagen, in denen die verschiedenen Techniken zur Anwendung kommen, werden am Ende dieses Kapitels vorgestellt.

Wussten Sie schon?

Die Temperatur hängt direkt mit dem Trockensubstanzgehalt nach der Entwässerung zusammen. Studien haben gezeigt, dass der Trockensubstanzgehalt nach der Entwässerung mit einer Schlammtemperatur von ca. 48 °C um bis zu 5 % höher ist als bei einer Temperatur von nur 20 °C (Kopp, 2010).

Innovative Methoden:

Hersteller und Hochschulen arbeiten gemeinsam an der Entwicklung von Entwässerungssystemen, die ohne die Zugabe von chemischen Flockungshilfsmitteln auskommen. Insbesondere in Deutschland ist dies ein großes Thema, da eine aktive Diskussion zur Verwendung von Polymeren in Klärschlamm, der für die landwirtschaftliche Nutzung bestimmt ist, stattfindet. Zudem treiben Flockungshilfsmittel die Kosten für den Betreiber in die Höhe. Es werden verschiedene Lösungen untersucht. Ein Beispiel ist „Rofitec“, ein von der Technischen Universität Berlin entwickelter Lösungsansatz, der ohne Flockungshilfsmittel auskommt. Leider ist die Trennschärfe immer noch nicht ausreichend (Ilian et al., 2011).

Innovative Methoden:

Manchmal dient in kleinen und mittelgroßen Kläranlagen in den südlichen Gebieten des Ostseeraums (Deutschland, Dänemark, Schweden) eine Aufbereitung in Schilfbeeten als Alternative zur mechanischen Schlammbehandlung. Eine effiziente Entwässerung, eine Reduzierung der Masse und eine Hygienisierung werden in den Schilfbeeten unter aeroben Bedingungen durch Mineralisierung im Beet und Verdunstung aus dem Beet in Klärschlammteichen erreicht.

Unter geeigneten klimatischen Bedingungen liefert diese Methode gute Entwässerungsergebnisse, ohne dass externe Energie zugeführt oder Chemikalien eingesetzt werden müssen. Für das Pumpen des Schlammes in die Teiche und das zurückpumpen des Trübwassers in den Abwasserbehandlungsprozess wird natürlich externe Energie benötigt. Zudem müssen die Schlammteiche in bestimmten Abständen geleert werden. Die Aufbereitung in Pflanzenkläranlagen kann sowohl für Faulschlamm als auch für Schlamm, der den Faulprozess noch nicht durchlaufen hat (oder eine Mischung aus beiden), angewendet werden (Nielsen, 2007, Schillinger, 2006).

Für die Schlammnutzung wurden auch Kurzumtriebsplantagen für Agrar- und Futtermittel entwickelt. Insbesondere Weiden und Pappeln haben sich als besonders geeignet erwiesen, da ihre Wasser- und Nährstoffaufnahme besonders hoch ist. Die Idee hinter den Plantagen ist, den vorbehandelten Schlamm an Bauern, die die Nährstoffe und das Wasser aus dem Schlamm in der Biomasseproduktion verwenden, auszulagern (BIOPROS, 2008).

5.2 ZENTRIFUGE

Funktionsprinzipien und Platzanforderungen

Dekanterzentrifugen verfügen über einen kontinuierlichen Schlammeintrag und -austrag und sind der standardmäßige Zentrifugentyp. Zentrifugenmodelle mit einer hohen g-Zahl (entsprechend den großen Vielfachen der Erdanziehungskraft „g“) werden bevorzugt, um einen hohen Trockensubstanzgehalt zu erreichen. Der prinzipielle Aufbau einer Dekanterzentrifuge wird in Abbildung 5-2 dargestellt. Die wichtigsten Elemente sind die Trommel, in der sich zylindrische und konische Abschnitte befinden, die Förderschnecke in der Trommel und die Antriebseinheit. Die Ummantelung, die die Trommel umschließt, dient als Schutz und Geräuschdämmung. Sie kanalisiert außerdem den entwässerten Schlammkuchen und das abgeschiedene, Trübwasser – bspw. das Zentrat – aus der Anlage.

Der entwässerte Schlammkuchen wird über eine Öffnung am Ende mit dem kleinen Durchmesser des konischen Abschnitts ausgetragen. Durch einen kleinen Drehzahlunterschied zwischen Trommel und Förderer wird der Schlammkuchen gedreht, weiter eingedickt und aus dem zylindrischen Abschnitt nach oben in den konischen Abschnitt transportiert und dort ausgetragen. Die Öffnungen für den Austrag des Zentrats sind mit in der Höhe verstellbaren Überlaufwehren ausgestattet, über die der Flüssigkeitsstand in der Trommel geregelt wird.

Die wichtigsten Faktoren, die die Leistung der Dekanterzentrifuge beeinflussen, sind:

- die Zentrifugalkraft,
- der Klärbereich und der Flüssigkeitsstand in der Trommel, d. h. die Tiefe des Beckens, um die Festkörper aus der Einspeisung aufzufangen,
- die Auslegung des konischen Bereichs der Trommel und der Förderschnecke,
- der Fliehwinkel und die Differenzialdrehzahl der Förderschnecke im Dekanter für eine ordnungsgemäße Schlammmentwässerung und Förderung sowie
- das hydrodynamische Design, d. h. die Parameter, die die Turbulenzen beeinflussen.

Die Platzanforderungen hängen von der Kapazität ab; typische Abmessungen sind (einschließlich des für die Wartung erforderlichen Raums) 2 bis 5 m Breite, 7 bis 15 m Länge und 3 bis 6 m Höhe. Diese Anlage wird ausnahmslos in geschlossenen Räumen installiert.

Eignung für verschiedene Schlammarten sowie verschiedene Betriebsarten und -größen

Zentrifugen werden für gewöhnlich für die Entwässerung von Faulschlamm oder aerob stabilisierten Schlamm eingesetzt; es können aber auch andere Schlammarten entwässert werden. In der Vergangenheit wurden Zentrifugen insbesondere in großen Kläranlagen verwendet. Heute werden sie allerdings in zunehmendem Maße auch in mittelgroßen und kleinen Anlagen eingesetzt. Das Verfahren ist kompakt und geschlossen, sauber und zuverlässig, und mittlerweile sind auch Modelle mit kleineren Kapazitäten verfügbar. Es gibt bereits mobile Versionen von Zentrifugen, die auf einem Lastwagen montiert sind und für die Entwässerung in mehreren kleinen Kläranlagen verwendet werden können. Die Betreiber teilen sich dann die entstehenden Kosten.

Ergebnis der Entwässerung

Das Ergebnis einer Entwässerung hängt überwiegend von der Schlammart ab. Primärschlamm kann wesentlich einfacher entwässert werden als eine Mischung aus Primär- und Überschussschlamm, aerob stabilisiertem oder Faulschlamm. Die Zentrifugen können den Primärschlamm auf einen Trockensubstanzgehalt von ca. 32 bis 40 % bringen. Eine Mischung aus Primär- und Überschussschlamm erreicht einen TS-Gehalt von 26 bis 32 %. Aerob stabilisierter Schlamm erreicht in einer Zentrifuge einen TS-Gehalt von ca. 18 bis 24 %, und Faulschlamm kommt auf einen TS-Gehalt von ca. 22 bis 30 %.

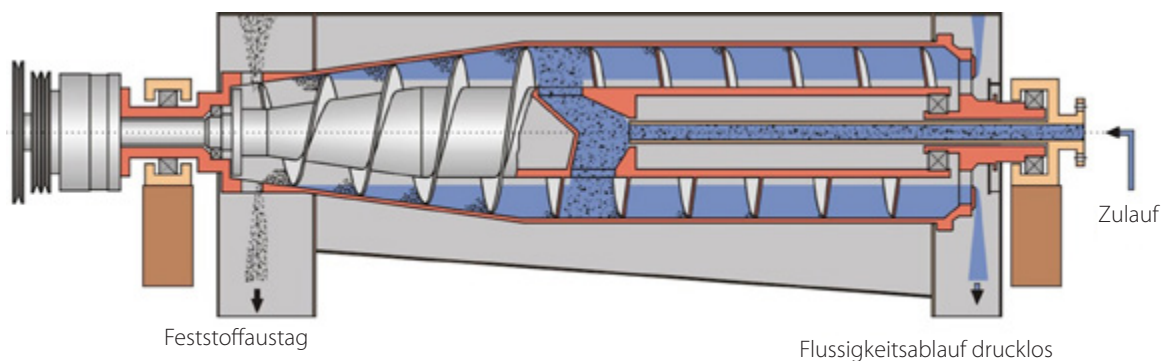


Abbildung 5-2: Schematische Darstellung einer Dekanterzentrifuge. Bild: Flottweg SE.

Betrieb und Wartung sowie Umwelt- und Sicherheitsaspekte

Die Entwässerung mithilfe einer Zentrifuge kann rund um die Uhr erfolgen (24/7). Lediglich eine kleine Pufferung mittels Mischtank wird empfohlen, um stabile Bedingungen zu erreichen. Dies ist insbesondere für große Kläranlagen von Vorteil. In mittelgroßen Anlagen erfolgt die Entwässerung während einer oder zwei Tagesschichten (8 oder 16 Stunden pro Tag, 5 Tage pro Woche). Auch hier wird ein Pufferbecken empfohlen; Faulschlamm kann jedoch auch direkt aus dem Faulbehälter in das Entwässerungsgerät geleitet werden.

Die Zentrifugen müssen täglich gereinigt werden. Die Reinigung erfolgt in Form einer Spülung für die Dauer von 5 bis 15 Minuten – meist wird eine Zentrifuge bei Schichtwechsel angehalten. Bei kontinuierlichem Betrieb erübrigt sich der Spülprozess.

Zu den erforderlichen Wartungsmaßnahmen gehören eine kleine Inspektion nach 2 000 bis 4 000 Betriebsstunden (oder mindestens einmal pro Jahr) und eine große Inspektion nach 8 000 Betriebsstunden. Bei der kleinen Inspektion werden Dichtungen und Öl gewechselt, und die Zentrifuge wird geschmiert. Bei der großen Inspektion werden die Motorlager sowie die austauschbaren Verschleißplatten ausgewechselt, und die Oberflächen aus gehärtetem Metall werden geprüft.

Durchmesser und Drehzahl der Trommel beeinflussen die verfügbare Zentrifugalkraft, durch die die Schlammpartikel von der Schlamm suspension in der Trommel abgeschieden werden. Zentrifugenmodelle mit großer Zentrifugalkraft (über 2 500 g):

- laufen mit einer höheren Drehzahl und haben meist einen kleineren Durchmesser, dafür aber eine längere Trommel als herkömmliche Modelle, die für ähnliche Schlamm sorten und -mengen verwendet werden.
- haben höhere Anforderungen an die wichtigsten strukturellen Elemente, Lager und Antriebseinheiten, wodurch diese Maschinen teurer werden.
- verbrauchen mehr Strom, obgleich die in neueren Modellen eingebauten Energierückgewinnungssysteme den Stromverbrauch etwas senken.
- erreichen einen höheren Trockensubstanzgehalt.

Für Primärschlamm ist ein höheres Drehmoment erforderlich. Dadurch erodiert das Material potenziell schneller als bei Überschussschlamm. Austauschbare Verschleißplatten an der Spitze der Schnecke sowie Oberflächen aus gehärtetem Metall in den Bereichen, die besonders von schwerem Verschleiß betroffen sind, reduzieren die Wartungskosten.

Bei der kommunalen Schlammbehandlung wird der Zentrifuge Flockungshilfsmittel zugegeben, um das Verfahren ausreichend zu beschleunigen und die Abscheidungsrate von Wasser und Festkörpern zu erhöhen sowie die finale Konsistenz des Schlamm s zu verbessern und einen ge-



Abbildung 5-3: Dekanterzentrifugen in Riga und Jurmala, Lettland. Fotos: SIA Rigas Udens und PIU Jurmalas Udens.

ringen Festkörpergehalt im Zentrat zu erreichen. Art und Eigenschaften des Flockungshilfsmittels werden für jede Schlamm sort und die jeweilige Entwässerungsanlage getestet. Beispielsweise muss ein Flockungshilfsmittel für die Zentrifuge aufgrund der wirkenden Kräfte gegen Scherbeanspruchung stabil sein. Eine Zentrifuge erfordert keine besonders hohe Flockungshilfsmitteldosierung und kann mit einer höheren Dosierung höhere Lasten verarbeiten, als durch ihre Auslegung vorgegeben; allerdings kann der Trockensubstanzgehalt des Schlammkuchens dadurch leicht gemindert werden (Guyer, 2011).

Für diese Anlage sind keine besonderen umwelttechnischen Belange zu berücksichtigen. Viele Modelle sind sehr laut, sodass für die Mitarbeiter aus Gründen der Sicherheit am Arbeitsplatz ein Gehörschutz empfohlen wird.

Kosten, Verbrauch und Personal

Die Investitionskosten liegen je nach Kapazität zwischen 100 000 und 250 000 Euro. Die technische Lebenszeit dieser Anlagen liegt für gewöhnlich zwischen 15 und 20 Jahren. Werden die vorbeugenden Wartungsmaßnahmen an den Lagern und anderen Verschleißteilen jedoch nicht ordnungsgemäß durchgeführt, kann dies die Lebenszeit auf 10 bis 15 Jahre reduzieren.

Die installierte Leistung beträgt ca. 20 bis 90 kW (je nach Kapazität), und der Stromverbrauch für das Verfahren liegt bei ca. 30 bis 35 kWh/t TS, also etwas höher als bei alternativen Schlammmentwässerungsmethoden. Der tatsächliche Verbrauch hängt auch von der Betriebszeit der Anlage ab. Der Chemikalienverbrauch liegt zwischen 4 und 14 kg Flockungshilfsmittel pro Tonne TS. Der Flockungshilfsmittelverbrauch hängt von mehreren Faktoren ab, beispielsweise von der Konsistenz des Schlamm s, dem

Grad der Faulung, dem Verhältnis von Primärschlamm zu Überschussschlamm und der Menge an organischem Material im Schlamm. Die Wahl eines geeigneten kationischen Polymers als Flockungshilfsmittel reduziert wiederum den Verbrauch. Ändern sich die Bedingungen in der Anlage (oder im Faulbehälter), ändert sich auch die Ladungsverteilung an der Oberfläche des Schlammes, was entweder zu einer Erhöhung oder zu einer Minderung des Polymer-Verbrauchs führt. Für das Verfahren dieser Anlage ist keine zusätzliche Arbeitskraft und kein besonderes Fachwissen über die für den normalen Betrieb der Kläranlage erforderliche Kompetenz hinaus erforderlich.



Abbildung 5-4: Zerlegte Dekanterzentrifuge in St. Petersburg, Russland. Foto: Lotta Ruokanen, HELCOM.

5.3 BANDFILTERPRESSE

Funktionsprinzipien und Platzanforderungen

Die wichtigsten Komponenten einer Bandfilterpresse sind der Rahmen, der die integrierte Schlammeinspeisung stützt, die oberen und unteren Bandsysteme für die Schwerkraftentwässerung und das Pressen, die Bandführung und Waschsysteeme und der Schlammantrag. Moderne Modelle umfassen häufig noch eine integrierte Ummantelung, um zu verhindern, dass Schlamm und Filtrat verspritzen und Dampf, Nebel oder übel riechende Gase austreten können. Über der Bandfilterpresse selbst kann bei einer ordnungsgemäßen Auslegung außerdem ein separater Luftabzug vorhanden sein.

Der in die Anlage eingespeiste Schlamm wird über eine Rinne über die gesamte Breite des Bands im Schwerkraftentwässerungsabschnitt verteilt. In manchen Fällen befinden sich in der Rinne aufgeschweißte Führungen, die eine gleichmäßigere Verteilung des Schlammes bewirken.

Bandfilterpressen werden mit verschiedenen Optionen hinsichtlich Schlammeinspeisung, Schwerkraftentwässerungszone und Schlammpressung angeboten. Im horizontalen Entwässerungsbereich muss der Schlamm schnell entwässert werden. Die Dosierung des Flockungshilfsmittels muss exakt und effektiv sein, um die maximale Menge Wasser zu entfernen. Dies ist bei Primärschlamm einfacher zu erreichen als bei Überschussschlamm. Nach dieser Vorentwässerung im horizontalen Entwässerungsabschnitt wird der Schlamm in den Pressabschnitten weiter entwässert.

Der Schwerkraftentwässerungsabschnitt mit kurzer Aufenthaltszeit kann im Prinzip direkt in die Funktion der unteren Bandpressen integriert werden. Allerdings sind für die Eindickung von kommunalen Klärschlamm typischerweise lange Aufenthaltszeiten und eine vorsichtige Schlammbehandlung erforderlich; aus diesem Grund befindet sich über dem Pressabschnitt eine großer, integrierter Schwerkraftentwässerungsabschnitt. Manchmal wird vor und hinter der Bandfilterpresse auch eine separate Einheit mit Seihtisch für die Schwerkraftentwässerung auf einem sich bewegenden Band installiert. Der prinzipielle Aufbau einer Bandfilterpresse wird in Abbildung 5-5 dargestellt.

Die Platzanforderungen hängen von der Kapazität der Bandfilterpresse ab; typische Abmessungen sind (einschließlich des für die Wartung erforderlichen Raums)

Wussten Sie schon?

Schlamm mit sich ändernden Eigenschaften stellt hohe Anforderungen an eine Bandfilterpresse. Die Flockungshilfsmitteldosierung muss optimiert werden. Ebenso ist es möglich, den ersten Abschnitt zu verlängern, um eine Vorentwässerung zu garantieren. Findet keine Ausflockung statt, kann der Schlamm aus der Presszone entweichen. Aus diesem Grund fordern viele Hersteller einen bestimmten Mindesttrockensubstanzgehalt für den Schlamm, der in einer Bandfilterpresse behandelt werden soll (3 %).

3 bis 6 m Breite, 5 bis 10 m Länge und 3 bis 6 m Höhe. Diese Anlage wird ausnahmslos in geschlossenen Räumen installiert.

Ergebnis der Entwässerung

Das Ergebnis der Entwässerung liegt etwas unter dem von Zentrifugen. Primärschlamm kann auf einen TS-Gehalt von 30 bis 35 % entwässert werden, eine Mischung aus Primär- und Überschussschlamm auf 24 bis 30 %, aerob stabilisierter Schlamm auf 15 bis 22 % und Faulschlamm auf 20 bis 28 %.

Eignung für verschiedene Schlammarten sowie verschiedene Betriebsarten und -größen

Bandfilterpressen werden oft für Faulschlamm eingesetzt; eingedickter Schlamm kann aber auch ohne den Zwischenschritt Faulung entwässert werden. Allerdings ist es nicht empfehlenswert, Schlamm zu entwässern, der nicht mit dieser Technik eingedickt wurde.

1. Vorentwässerungszone mit BELLMER Schikanen

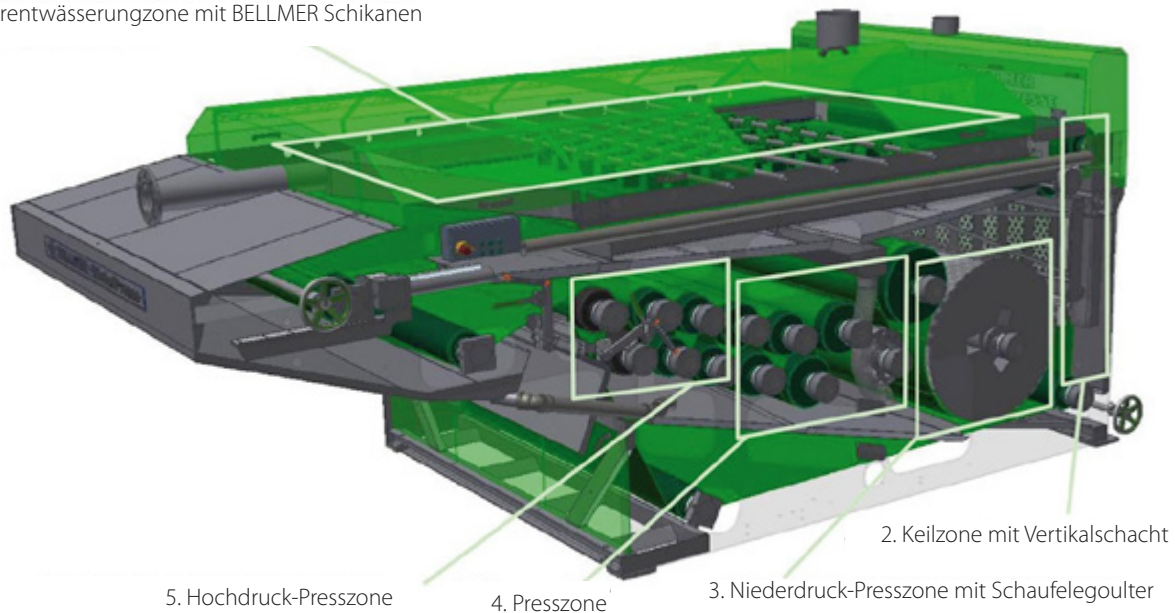


Abbildung 5-5: Schematische Darstellung einer Bandfilterpresse. Bild: Bellmer GmbH.

Diese Art der Schlammentwässerung ist im Ostseeraum häufig vertreten. Obgleich Bandfilterpressen den Markt kleiner und mittelgroßer Anlagen beherrscht haben, werden sie zunehmend durch Zentrifugen ersetzt, die über eine kompaktere und geschlossene Struktur verfügen. Es gibt aber immer noch Kläranlagen mit einem Einwohnerwert von bis zu 100 000, beispielsweise in Tartu, Estland, die mit Bandfilterpressen arbeiten. Zudem gibt es mobile Versionen, die auf LKW montiert sind und zur Entwässerung in kleinen Kläranlagen verwendet werden können; dadurch werden die Kosten für eine solche Anlage auf die einzelnen Kläranlagenbetreiber verteilt.

Betrieb und Wartung sowie Umwelt- und Sicherheitsaspekte

Die Entwässerung mit Bandfilterpressen ist für einen kontinuierlichen Betrieb (24/7) ausgelegt, wobei auch ein schichtweiser Betrieb möglich ist. Viele mittelgroße Kläranlagen haben sich dazu entschieden, die Entwässerung während einer oder zwei Tagschichten (8 oder 16 Stunden pro Tag, 5 Tage pro Woche) durchzuführen. Dazu wird ein Pufferbecken mit Rührwerk empfohlen; wird die Presse nicht kontinuierlich betrieben, muss das Volumen des Beckens erhöht werden. Mit einem Pufferbecken können stabile Bedingungen garantiert werden. Eine direkte Einspeisung aus dem Faulbehälter ist ebenso möglich, sofern der Faulbehälter kontinuierlich beschickt wird. Findet keine Faulung statt, sollten Primär- und Überschussschlamm kontinuierlich in derselben Menge eingedickt werden, um stabile Bedingungen zu garantieren.

Ähnlich wie Bändeindicker müssen Bandfilterpressen kontinuierlich gewaschen werden. Dies erfolgt automatisch durch das Filtrat. Ebenso sind alle 1 bis 2 Wochen Reinigungs- und Wartungsarbeiten erforderlich.

Wussten Sie schon?

Einer Bandfilterpresse können weitere Abschnitte hinzugefügt werden, um das Entwässerungsergebnis zu verbessern und einen höheren Trockensubstanzgehalt zu erreichen.

Bandfilterpressen sind zuverlässige Anlagen, sofern das Betriebspersonal eine regelmäßige vorbeugende Wartung durchführt. Die Getriebe benötigen einen Ölwechsel und die Bandrollen müssen ordnungsgemäß und in Übereinstimmung mit den Herstelleranweisungen geschmiert werden. Werden die Bänder von einer Hydraulikanlage betrieben oder werden die Rollenlager mithilfe einer Druckschmieranlage geschmiert, müssen diese Anlagen regelmäßig geprüft werden. Das Band ist ein Verschleißteil und muss einmal alle 1 bis 2 Jahre ausgewechselt werden oder auch öfter, wenn der Schlamm sehr abrasiv ist.

Lokale Bedientafeln sowie fernbedienbare Einheiten bieten eine hohe Flexibilität hinsichtlich der Anpassung und Überwachung der Bandfilterpresse. Die Bandgeschwindigkeit und Dicke der Schlammschicht auf der Einlassseite des Schwerkraftentwässerungsabschnitts sind wichtige Parameter, die die Leistung beeinflussen; ebenso relevant sind die automatisierte Überwachung und Steuerung der oberen und unteren Bandausrichtung. Manchmal sind die Messwerte trotz Überwachung der Filtratqualität sehr ungenau und nicht für die automatische Feineinstellung der Chemikaliendosierung geeignet. Spezielle Anlagen zur Überwachung der Entwässerung vom Band in die Eindickungszone wurden auch angeboten, allerdings sind sie hinsichtlich der Regelung der Flockungshilfsmitteldosierung nicht sonderlich zuverlässig.

Für diese Anlage sind keine besonderen umwelttechnischen Belange zu berücksichtigen.

Kosten, Verbrauch und Personal

Die Investitionskosten liegen je nach Kapazität zwischen 80 000 und 250 000 Euro. Die technische Lebenszeit der Anlage beträgt für gewöhnlich 15 bis 20 Jahre, wobei das Band und andere Verschleißteile einmal alle 1 bis 2 Jahre ausgetauscht werden müssen. Die Investitionskosten können durch eine Geruchsabdeckung und Ausweitung der Kapazitäten verschiedener Abschnitte steigen.

Die installierte Leistung beträgt ca. 20 bis 50 kW, wobei der Stromverbrauch für das Verfahren dieser Anlage zwischen 20 und 30 kWh/t TS liegt. Der Verbrauch ist im Vergleich zum Gesamtverbrauch der Kläranlage marginal. Der tatsächliche Verbrauch hängt auch von der Betriebszeit der Anlage ab. Der Chemikalienverbrauch beträgt typischerweise 4 bis 12 kg Flockungshilfsmittel pro Tonne TS. Der Flockungshilfsmittelverbrauch liegt durchschnittlich leicht unter dem Verbrauch von Zentrifugen, kann jedoch je nach Schlammeigenschaften variieren.



Abbildung 5-6: Schlämme auf der Bandfilterpresse in Stettin, Polen. Foto: ZWiK Szczecin.

Für das Verfahren dieser Anlage ist keine zusätzliche Arbeitskraft und kein besonderes Fachwissen über die für den normalen Betrieb der Kläranlage erforderliche Kompetenz hinaus erforderlich.

5.4 KAMMERFILTERPRESSE

Funktionsprinzipien und Platzanforderungen

Kammerfilterpressen bestehen aus einer Reihe von Kammern mit Filterplatten, die von einer Rahmenstruktur gestützt werden. Der Schlämme wird stoßweise eingespeist. Die vollen Filterkammern werden mit hydraulisch betriebenen Rammen zusammengepresst. Der Schlämme wird innerhalb von wenigen Sekunden mit einem Druck von 60 bar in der Presse zusammengedrückt. Der entwässerte Schlämme wird aus den Kammern ausgetragen, indem die Filterscheiben geöffnet und das Tuch oder die Scheibe ausgeschüttelt werden. Die Kammern und das Filtertuch werden regelmäßig gewaschen, um kontinuierlich gute Filterergebnisse sicherzustellen und die Lebenszeit der Tücher zu erhöhen.

Die Platzanforderungen hängen von der Kapazität ab; typische Abmessungen sind (einschließlich des für die Wartung erforderlichen Raums) 2 bis 4 m Breite, 7 bis 15 m Länge und 3 bis 6 m Höhe. Diese Anlage wird ausnahmslos in geschlossenen Räumen installiert.

Ergebnis der Entwässerung

Das Ergebnis der Entwässerung in Kammerfilterpressen hängt überwiegend von den Eigenschaften des Schlamms und seiner Konditionierung ab. Wurden organische Flockungshilfsmittel verwendet, ähnelt das Ergebnis dem von Zentrifugen.

In Kammerfilterpressen kann für die Konditionierung auch Kalkmilch (15 bis 25 kg/m³) und Eisenchlorid (5 bis 12 kg/m³) verwendet werden. In dem Fall sind permeable Filtertücher erforderlich, die Luft muss in einem sauren Wäscher gereinigt werden und für die Reinigung der Filtertücher in bestimmten Abständen (beispielsweise alle 2 Wochen) wird Salzsäure benötigt. Bei der Kalkentwässerung sind Ergebnisse von über 40 % TS möglich; allerdings besteht der Schlämme in diesem Fall zu 30 bis 50 % aus Kalk. Kalkmilch hat eine hygienisierende Wir-

kung, wodurch der Schlämme in bestimmten Ländern (siehe Abschnitt 6.3) in der Landwirtschaft verwendet werden kann. Das Entwässerungsergebnis hängt außerdem von Schlammart und -eigenschaften ab. Bei der Konditionierung mit Kalk bzw. Eisen kann das Entwässerungsergebnis bei Primärschlamm und einer Mischung aus Primär- und Überschussschlamm auf einen TS-Gehalt von bis zu 45 %, bei aerob stabilisiertem Schlämme auf 35 % und bei Faulschlamm auf 40 % erhöht werden.

Eignung für verschiedene Schlammarten sowie verschiedene Betriebsarten und -größen

Die Entwässerung in Kammerfilterpressen kann sowohl für Primär- als auch für Überschussschlamm verwendet werden, ist nach der Eindickung und Faulung möglich und für verschiedene Klärverfahren geeignet. Diese Art der Entwässerung ist insbesondere für die Behandlung anorganischer Feststoffe und chemischen Schlammes geeignet.

Diese Schlämmentwässerungstechnik findet hauptsächlich in Kläranlagen in Deutschland Anwendung. Kammerfilterpressen werden häufiger im Bergbau oder anderen Industrien verwendet, wo der Anteil anorganischer Materialien

im Schlamm besonders hoch ist. Aus diesem Grund ist diese Entwässerungstechnologie für Schlammarten mit besonders hohem Anteil Schlamm aus der chemischen Phosphor-Fällung geeignet.

Betrieb und Wartung sowie Umwelt- und Sicherheitsaspekte

Kammerfilterpressen werden für gewöhnlich während einer oder zwei Tagschichten (8 oder 16 Stunden pro Tag, 5 Tage pro Woche) betrieben. Diese Technologie erfordert eine regelmäßige Reinigung gemäß den Herstelleranweisungen sowie leicht aufwändigere Wartungs- und Reinigungsarbeiten als Zentrifugen und Bandfilterpressen.

Für diese Anlage sind keine besonderen umwelttechnischen Belange zu berücksichtigen. Da bei der Verwendung von Kalk in diesem Verfahren Ammoniak entsteht, wird eine Aufbereitung der Luft empfohlen.

Kosten, Verbrauch und Personal

Der Polymerverbrauch von Kammerfilterpressen ist mit dem Verbrauch von Zentrifugen oder Bandfilterpressen vergleichbar; der Stromverbrauch liegt zwischen dem Stromverbrauch von Zentrifugen und Bandfilterpressen. Eine Kammerfilterpresse stellt eine relativ hohe Investiti-

on dar und aufgrund der, verglichen mit Zentrifugen bzw. Bandfilterpressen, höheren Personalkosten sind auch die Betriebskosten höher.

Die Investitionskosten liegen je nach Kapazität und verwendeten Baumaterialien zwischen 150 000 und 350 000 Euro. Die technische Lebenszeit der Anlage beträgt für gewöhnlich 15 bis 20 Jahre, wobei die Filtertücher und andere Verschleißteile im Laufe der Lebenszeit mehrfach ausgewechselt werden müssen.

Die installierte Leistung beträgt ca. 20 bis 50 kW, wobei der Stromverbrauch für das Verfahren dieser Anlage von der tatsächlichen Betriebszeit abhängt (ca. 20 und 30 kWh/t TS). Der Chemikalienverbrauch beträgt typischerweise 4 bis 12 kg Flockungshilfsmittel pro Tonne TS. Die einhergehenden Personalkosten sind hoch. Für das Verfahren dieser Anlage ist Arbeitskraft für die Reinigung und Steuerung erforderlich; außerdem muss die Bedienperson durch den Hersteller geschult werden.

Membranfilterpresse

Eine weiterentwickelte Form der Kammerfilterpresse ist die Membranfilterpresse. Sie erreicht dank einer zusätzlichen Membran zwischen Filtertuch und Filterplatte einen um 2 bis 3 % höheren TS-Gehalt. Mithilfe dieser Membran kann die Entwässerungszeit reduziert und der Trockensubstanzgehalt erhöht werden. Die Investitionskosten für eine solche Membranpresse sind wesentlich höher. Auch sind die Platten größer, sodass in einer Presse weniger Platten verwendet werden können und somit weniger Schlamm entwässert werden kann.



Abbildung 5-7: Kammerfilterpresse in Lübeck, Deutschland. Foto: Entsorgungsbetriebe Lübeck.

5.5 HYDRAULIKPRESSE

Funktionsprinzipien, Ergebnisse und Platzanforderungen

Hydraulikpressen gehören zu den innovativen Lösungen für die Schlammaufbereitung und können hinsichtlich der kommunalen Schlammmentwässerung, insbesondere in Fällen, bei denen die Entwässerungseigenschaften eher schlecht sind oder ein hoher Trockensubstanzgehalt erforderlich ist, als besonders geeignet erachtet werden. Die Hydraulikpresse wurde für die Abscheidung von Flüssigkeit und Feststoffen in biologischen Substanzen entwickelt. In Deutschland, Österreich und der Schweiz gibt es mehrere Anlagen eines Herstellers und im Ostseeraum gibt es eine Anlage in der Kläranlage Käppala in Stockholm.

Hydraulikpressen sind drehende Zylinder-Kolben-Systeme mit Hydraulikantrieb. Zwischen Zylinderboden und Kolben befinden sich flexible Entwässerungselemente, über die das Filtrat aus dem Inneren der Presse ablaufen kann.

Der Pressvorgang besteht aus folgenden Schritten: Schlamm-einspeisung, Entwässerung durch zyklische Press- und Lösekreisläufe sowie Austrag des Filterkuchens. Ein vollständiger Durchgang dauert je nach Entwässerungsfähig-

keit des Schlammes für gewöhnlich zwischen 70 und 120 Minuten. Im kontinuierlichen Betrieb werden mehrere Einspeisezyklen (stoßweise Einspeisung) durchlaufen. Die Entwässerungsschritte werden so lange wiederholt, bis der erforderliche Entwässerungsgrad erreicht ist. Der Trockensubstanzgehalt des entwässerten Schlammes liegt für gewöhnlich zwischen 25 und 40 %. Die Kapazitäten dieser Pressen liegen zwischen 130 kgTS/h und 500 kgTS/h. Die Platzanforderungen hängen von der Kapazität ab; typische Abmessungen sind (einschließlich des für die Wartung erforderlichen Raums) 2 bis 4 m Breite, 7 bis 10 m Länge und 3 bis 6 m Höhe. Diese Anlage wird ausnahmslos in geschlossenen Räumen installiert (Bucher Unipektin AG, 2011).

Eignung für verschiedene Schlammarten sowie verschiedene Betriebsarten und -größen

Hydraulikpressen werden meist für Faulschlamm eingesetzt, können aber auch zur Entwässerung anderer Schlammarten herangezogen werden. Der geeignete Trockensubstanzgehalt einer aufzubereitenden Suspension variiert zwischen 2 und 10 %. Diese Anlagen sind wesentlich teurer als Bandfilterpressen oder Zentrifugen und dadurch überwiegend für große Kläranlagen geeignet.



Innovative Methoden:

Mit der KEMICOND-Behandlung erreichen die Hydraulikpressen in der Kläranlage Stockholm einen TS-Gehalt von bis zu 50 %. Diese Behandlungsart wird in Abschnitt 6.3 näher beschrieben. Obgleich dieser Vorgang mit einer Hydraulikpresse durchgeführt wird, kann er auch in allen anderen Entwässerungsgeräten angewendet werden.

Betrieb und Wartung sowie Umwelt- und Sicherheitsaspekte

Hydraulikpressen laufen vollautomatisch; da die Beschickung jedoch nicht kontinuierlich möglich ist, ist ein Pufferbecken erforderlich. Der Betrieb erfolgt automatisch im 24/7-Rhythmus, kann aber auch während einer oder zwei Schichten (8 bis 16 Stunden am Tag, 5 Tage pro Woche) erfolgen. Diese Technologie erfordert eine regelmäßige Reinigung gemäß den Herstelleranweisungen sowie leicht aufwändigere Wartungs- und Reinigungsarbeiten als die oben beschriebenen Entwässerungstechnologien. Für diese Vorrichtung sind keine besonderen umwelt- oder sicherheitstechnischen Belange zu berücksichtigen.

Kosten, Verbrauch und Personal

Die Investitionskosten liegen je nach Kapazität und verwendeten Baumaterialien zwischen 180 000 und 400 000 Euro. Die technische Lebenszeit der Anlage beträgt für gewöhnlich 15 bis 20 Jahre, wobei die Siebplatten und andere Verschleißteile im Laufe der Lebenszeit mehrfach ausgetauscht werden müssen.

Die installierte Leistung beträgt ca. 20 bis 50 kW. Der Stromverbrauch dieser Anlage ist im Vergleich mit dem Gesamtstromverbrauch einer Kläranlage gering und liegt zwischen 20 bis 30 kWh/t TS. Der tatsächliche Verbrauch hängt auch von der Betriebszeit der Anlage ab. Der Chemikalienverbrauch beträgt typischerweise 5 bis 12 kg Flockungshilfsmittel pro Tonne TS. Für das Verfahren dieser Anlage ist keine zusätzliche Arbeitskraft und kein besonderes Fachwissen über die für den normalen Betrieb der

Kläranlage erforderliche Kompetenz hinaus erforderlich. Allerdings ist eine Schulung durch den Hersteller nötig.

Abbildung 5-8: Hydraulikpressen. Fotos: Bucher Unipektin AG, Schweiz.

5.6 BEISPIEL: Lösungen für die Schlammbehandlung von PURE-Partnern – JURMALA, PIU Jurmalas Udens, Kläranlage Sloka

Die Kläranlage in der lettischen Stadt Jurmala verfügt über eine Gesamtkapazität von ca. 37 500 Einwohnerwerten. Jährlich müssen ca. 1 000 Tonnen (Trockensubstanz bzw. TS) Klärschlamm entsorgt werden. Die Kläranlage ist mit einer Stickstoff-Eliminierung und einer Anlage zur biologischen Eliminierung von Phosphor ausgestattet. Innerhalb des PURE-Projekts wurden Investitionen, beispielsweise in Messgeräte zur Verbesserung der Prozesssteuerung, vorgenommen, um die Phosphor- und Stickstoff-Eliminierung zu verbessern.

Die Kläranlage in Jurmala hat keinen Faulbehälter. Da keine Vorklärung vorhanden ist, fällt der gesamte Schlamm als Überschussschlamm an und wird maschinell eingedickt. In einem Trommeleindicker wird ein Trockensubstanzgehalt von 4 bis 7 % erreicht, wozu ein Polymerverbrauch von 3,5 g/kg TS (Gramm pro Kilogramm Trockensubstanz) erforderlich ist.

Nach der Eindickung wird der Schlamm in einer Entwässerungszentrifuge entwässert, wo der Wassergehalt auf ein Minimum reduziert und ein TS-Gehalt von 18 % erreicht wird. Der Polymerverbrauch liegt bei ca. 5,4 g/kg TS. Kompostierung und Entsorgung laufen über einen externen Vertragspartner. Bisher gab es keine Probleme bei der Einhaltung der Grenzwerte für Schwermetalle. PIU Jurmala Udens plant die Entwicklung einer optimalen



Abbildung 5-9: Zentrifuge und Trommeleindicker, Kläranlage Jurmala, Lettland. Fotos: PIU Jurmalas Udens.

Lösung für die Reduzierung des Schlammvolumens, die Entsorgung und Wiederverwendung, durch die wiederum die Transport- und Lagerkosten für den Teil, der an ein externes Unternehmen zur Kompostierung gegeben wird, reduziert werden.

Abbildung 5-10: Kläranlage Sloka in Jurmala. Foto: PIU Jurmalas Udens.



5.7 DIE WICHTIGSTEN ENTWÄSSERUNGSMETHODEN IM ÜBERBLICK

Fragen mit Bezug auf die Schlamm Entsorgung hängen oft direkt mit der Schlamm entwässerung zusammen. Die Kosten für Transport, Entsorgung und mögliche Trocknung hängen direkt mit der Schlamm entwässerung zusammen. Ein hoher Wirkungsgrad und Trockensubstanzgehalt kann die Kosten reduzieren. Aus diesem Grund wird empfohlen, das Ergebnis der Entwässerung, die Energiekosten und die Kosten für die Chemikalien genau zu berechnen und mit in die Entscheidungsfindung und die Ausschreibung einzubeziehen. Für die einzelnen Möglichkeiten sollten Pilottests organisiert werden, um eine bessere Berechnung zu ermöglichen. Die verschiedenen Möglichkeiten sowie ihre

Wussten Sie schon?

Pilottests sollten unter gleichen Bedingungen (Temperatur, pH-Wert, Faulrate usw.) durchgeführt werden, die den zukünftigen Bedingungen annähernd entsprechen. Während der Tests sollten bauliche Maßnahmen auf der Kläranlage vermieden werden.

Eignung für verschiedene Anlagen sind in Tabelle 5-1 zusammengefasst. Tabelle 5-2 zeigt einen Vergleich der Anlagen der PURE-Partner.

Tabelle 5-1: Faulungs- und Entwässerungsverfahren der PURE-Partner im Vergleich. BioP = biologische Phosphor-Eliminierung; TS = Trockensubstanz.

PURE-Partner	Schlamm-sorte	Entwässerungsgerät	BioP	TS	Verbrauch von Flockungshilfsmitteln
Kohtla-Järve	keine Faulung	Zentrifuge	Ja	22 %	8 g/kg TS
Riga	Faulschlamm	Zentrifuge	Ja	19 %	8 g/kg TS
Jurmala	keine Faulung	Zentrifuge	Ja	18 %	5,4 g/kg TS
Danzig	Faulschlamm	Zentrifuge	Ja	19,7 %	11,4 g/kg TS
Stettin Pomorzany	Faulschlamm	Zentrifuge	Ja	20 %	8 – 12 g/kg TS
Stettin Zdroje	Faulschlamm	Bandfilterpresse	Ja	19 %	5,3 g/kg TS
Lübeck ZKW	Faulschlamm	Kammerfilterpresse	Nein	37 %	500 g/kg TS (KALK)

Tabelle 5-2: Übersicht über die Entwässerungsmethoden und ihre Anwendung im Ostseeraum. TS = Trockensubstanz.

	Zentrifuge	Bandfilterpresse	Kammerfilterpresse		Hydraulik-presse
			Zentrifuge	Bandfilterpresse	
Ergebnis der Entwässerung					20–35 % ¹
- aerob stabilisiert	18–24 %	15–22 %	18–24 %	28–35 %	-
- Faulschlamm	22–30 %	20–28 %	22–30 %	30–40 %	-
Verbrauch von Flockungshilfsmitteln	4–14 g/kg TS	4–12 g/kg TS	5–12 g/kg TS	Kalk (15–25 kg/m³) und Eisen	5–12 g/kg TS
Energieverbrauch	hoch	niedrig	mittel	mittel	mittel
Automatisch und kontinuierlich	Ja/Ja	Ja/Ja	Nein/Nein	Nein/Nein	Ja/Nein
Investitionskosten	mittel	mittel	sehr hoch	sehr hoch	sehr hoch
Anwendungen	große, mittelgroße, kleine Anlagen (mobile Einheit)	große, mittelgroße, kleine Anlagen (mobile Einheit)	große Anlagen	große Anlagen	große Anlagen
Anwendungsbeispiele im Ostseeraum	Helsinki, Tampere (FI) Tallinn, Kohtla-Järve (EE) St. Petersburg (RU) Riga, Jurmala (LV) Hamburg (DE) Warschau, Danzig, Stettin (PL)	Tarto, Viljandi (EE) Päikane (FI) Stettin Pomorzany (PL) Lüneburg (DE)	Einige Anlagen in Nord-deutschland (DE)	Kiel, Lübeck (DE)	Stockholm Käppala (SE)

¹ Keine Daten zu verschiedenen Schlammsorten verfügbar.



6. SCHLAMMHYGIENISIERUNG

Foto: HSY Water.

6.1 EINLEITUNG

Die kommunale Klärschlammhygienisierung oder Schlammdeinfektion ist ein Verfahren zur Minderung des Anteils der pathogenen Bakterien im Schlamm unter einen bestimmten Wert, der von den zuständigen Behörden vorgegeben wird. Der Hygienisierungsbedarf hängt von der Schlammbehandlungsmethode ab und ist für die landwirtschaftliche Entsorgung sowie die Entsorgung zur Verwendung im Landschaftsbau relevant. Die Weltgesundheitsorganisation (WHO) hat entsprechende Richtlinien verfasst, und auch deutsche und schwedische Behörden verfügen über entsprechende Vorgaben, die jedoch teilweise nur auf Deutsch oder Schwedisch erhältlich sind (SNV, 2003, Umweltbundesamt, 2009 und WHO, 2003).

Eine Hygienisierung erfolgt durch zwei Arten der Aufbereitung:

- Erhöhung der Schlammtemperatur über 55 bis 70 °C über einen bestimmten Zeitraum bzw.
- Erhöhung des pH-Werts des Schlammes über 12 für einen bestimmten Zeitraum.

Während der Aufbereitung sollten die Bakterien eliminiert werden, was mit den entsprechenden Messungen zu prüfen ist. Das Prinzip der Schlammhygienisierung wird in Abbildung 6-1 dargestellt.

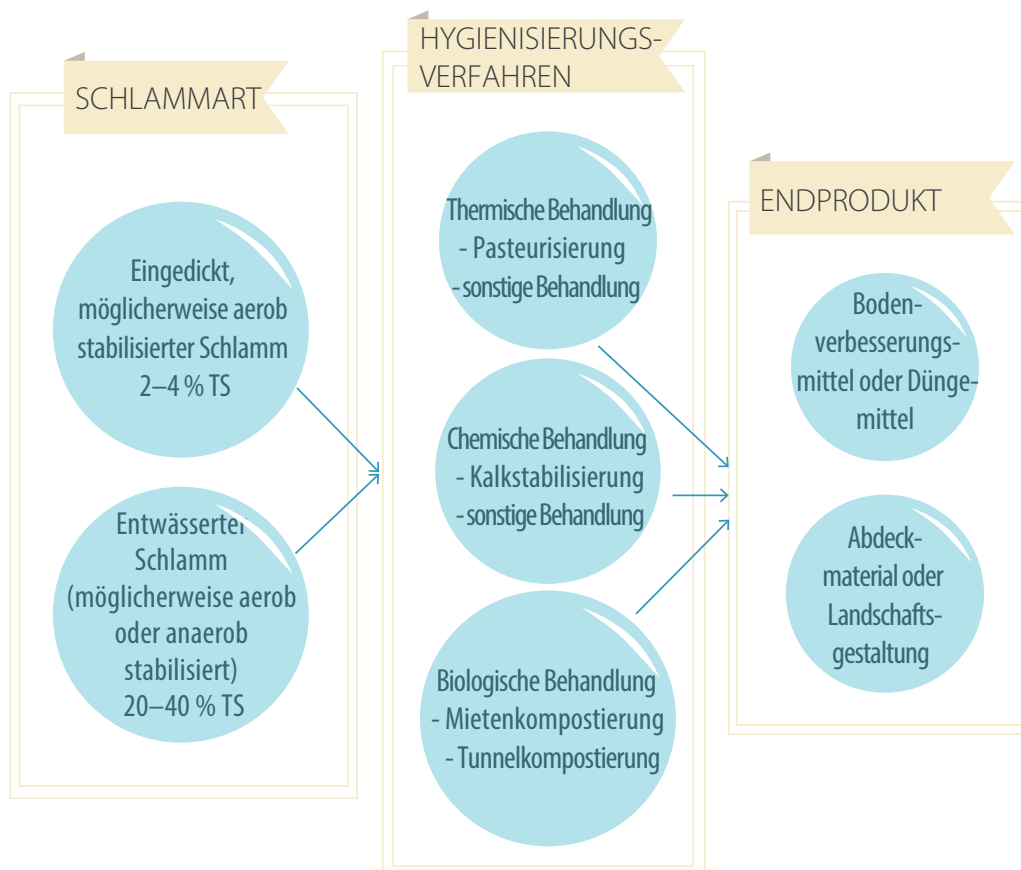


Abbildung 6-1: Schlammhygienisierung.

6.2 THERMISCHE BEHANDLUNG

Bei der thermischen Hygienisierung wird die Temperatur des Schlammes so weit erhöht, dass die Bakterien zerstört werden. Eine thermische Hygienisierung wird empfohlen und ist manchmal erforderlich, wenn tierische Produkte und Schlachtabfälle im Faulbehälter zusammen mit kommunalen Klärschlamm aufbereitet werden.

Die für die Hygienisierung erforderlichen hohen Temperaturen können auf verschiedene Art und Weise erreicht werden:

- Pasteurisierung (vorab),
- thermische Konditionierung,
- Trocknung,
- anaerobe thermophile Stabilisierung,
- aerobe thermophile Stabilisierung,
- aerobe thermophile Vorbehandlung und
- Kompostierung.

6.2.1 Pasteurisierung

Die Pasteurisierung ist die gebräuchlichste Methode der thermischen Hygienisierung. Sie wurde von Louis Pasteur entwickelt, der diese Methode in den 1860er-Jahren einführte. Sie wird heute überwiegend in der Haltbarmachung von Nahrungsmitteln eingesetzt. Die Anwendung dieser Methode in Kläranlagen wird im Folgenden beschrieben.

Primär- und Überschussschlamm werden in einem Hygienisierungstank auf eine Temperatur von über 65 °C, aber unter 100 °C erhitzt. Die Aufenthaltszeit beträgt 30 Minuten bei 65 °C, 25 Minuten bei 70 °C und 10 Minuten bei 80 °C.

Die Bedingungen für die Pasteurisierung werden durch den gesetzlichen Rahmen in jedem Land bestimmt. Dabei werden sowohl die Temperatur als auch die Aufenthaltszeit festgelegt. Die Pasteurisierung muss vor der Faulung stattfinden, sodass pathogene Bakterien vorab zerstört werden. Die Komponenten dieser Bakterien werden dann unter

Wussten Sie schon?

Der Energieverbrauch ist bei der Pasteurisierung enorm hoch. Eine gute Eindickung reduziert die Kosten, da sie das Volumen des aufzubereitenden Schlammes reduziert. Ebenso kann der Energieverbrauch durch Verwendung eines Wärmetauschers reduziert werden: Der Zulauf wird erwärmt, indem die Temperatur des Ablaufs an den Faulbehälter gemindert wird. Der Gesamtwärmeverbrauch bei der Pasteurisierung wird auf 11,9 kWh/m³ geschätzt, wobei die Wärmeverluste des Reaktors nicht eingeschlossen sind (UBA, 2009).

Ausschluss einer Neuinfektion in der Faulung verwendet. Eine Pasteurisierung nach der Faulung würde einen Nährboden darstellen und eine Neuinfektion mit pathogenen Bakterien begünstigen (UBA, 2009).



Abbildung 6-2: Pasteurisierungsanlage in Kohtla-Järve, Estland. Foto: OÜ Järve Biopuhastus.

6.2.2 Weitere Methoden zur thermischen Behandlung

- Thermische Konditionierung bedeutet die kurze Erhöhung der Schlammtemperatur in einem separaten Reaktionsbehälter vor der Faulung, um die Gasproduktion zu erhöhen und den Schlamm aufzuschließen. Ein Beispiel dafür ist die thermische Hydrolyse. Diese Methode wird für gewöhnlich bei Überschussschlamm angewendet. Durch die gemeinsame Aufbereitung von Primär- und Überschussschlamm wird der Wärmeverbrauch erhöht.
- Bei der Trocknung (siehe Kapitel 7) wird die Temperatur ebenfalls über einen bestimmten Wert erhöht; diese Methode birgt ebenfalls einen Hygienisierungseffekt. Der Wärmebedarf ist wesentlich höher als bei der Pasteurisierung, allerdings werden durch die



Abbildung 6-3. Foto: Shutterstock/Peter Gudella.

Wussten Sie schon?

Die aerobe thermophile Vorbehandlung kann für überlastete Faulbehälter eine Alternative darstellen.

Wussten Sie schon?

Bei Temperaturen über 180 °C können Reaktionen begünstigt werden, bei denen toxische Endprodukte entstehen. Bei der Entwässerung werden die toxischen Chemikalien zurück in die Kläranlage geleitet (Trübwasser), was zu Betriebsstörungen führen und den Kläranlagenabfluss beeinträchtigen kann. Außerdem können durch die hohen Temperaturen unangenehme Gerüche entstehen.

Volumenreduktion die Entsorgungskosten gemindert. Die Trocknung wird typischerweise als Vorbehandlung zur Verbrennung (siehe Kapitel 8) verwendet.

- Die anaerobe thermische Stabilisierung wird in Kapitel 4 beschrieben; innerhalb des Ostseeraums findet sie keine Anwendung. Möglicherweise wird diese Technik in den kommenden Jahren verwendet werden, beispielsweise in Bioabfallaufbereitungsanlagen; dies hängt je doch von den durch die zuständigen Behörden gestellten Anforderungen ab.
- Die aerobe thermophile Vorbehandlung und Stabilisierung ist zu energieaufwändig und wird daher noch nicht angewendet.
- Bei der Kompostierung steigt die Temperatur ebenfalls über den für die Hygienisierung erforderlichen Mindestwerts. Die Kompostierung wird in Abschnitt 6.4 vorgestellt.

6.3 CHEMISCHE AUFBEREITUNG

Schlamm kann auch mithilfe von kalziumhaltigen Chemikalien (CaO oder Ca(OH)_2) hygienisiert werden, indem der pH-Wert des Schlamms erhöht und auf einem Niveau von ca. 12 gehalten wird, bis sich die biologische Aktivität im Schlamm einstellt. Die Mindestzeit für die Hygienisierung beträgt 2 Stunden. Die Dosierung wird normalerweise anhand von pH-Wert-Messungen reguliert; der Kalkverbrauch hängt von der Härte und anderen chemischen Eigenschaften des Abwassers ab.

Eignung für verschiedene Schlammarten und Ergebnisse

Kalkmilch (Ca(OH)_2) wird i. d. R. nicht eingedicktem Schlamm mit geringem TS-Gehalt zugegeben. Für die Konditionierung wird er dem Schlamm vor der Entwässerung in einer Kammerfilterpresse (siehe Abschnitt 5.4) zugegeben. Branntkalk (CaO) wird für gewöhnlich entwässertem Schlamm zugegeben.

Nach der Kalkbehandlung muss der pH-Wert normalerweise nicht mehr gemindert werden. Nach der Entwässerung mithilfe einer der in Kapitel 5 beschriebenen Methoden kann der Schlamm in der Landwirtschaft oder im Landschaftsbau (Straßen, Schienen, Parks) verwendet

werden. Das liegt daran, dass der pH-Wert des Bodens für gewöhnlich zu gering ist und daher oft alkaline Stoffe zugeführt werden, um den Boden zu kultivieren und seine den Wachstum fördernden Eigenschaften zu verbessern.

Platzanforderungen, Betrieb und Wartung sowie Umwelt- und Sicherheitsaspekte

Die Platzanforderungen für die Kalkbehandlung hängen von der Kapazität ab; typische Abmessungen sind (einschließlich des für die Wartung erforderlichen Raums) 3 bis 4 m Breite, 5 bis 10 m Länge und 3 bis 6 m Höhe. Diese Anlage wird ausnahmslos in geschlossenen Räumen installiert.

Wird für die Hygienisierung Kalk verwendet, muss Folgendes beachtet werden:

- Die Gesamtschlammmenge nimmt zu und mit ihr die Kosten für die Entsorgung.
- Der pH-Wert steigt – mit Kalk behandelter Schlamm hat eine gute Qualität für die Anwendung in der Landwirtschaft.
- Möglicherweise ist ein saurer Wäscher erforderlich, um das in der Luft enthaltene Ammoniak abzuscheiden.
- Die chemische Sicherheit ist aufgrund der starken Alkalität von wesentlicher Bedeutung.

Wussten Sie schon?

Je nach national geltenden Vorschriften finden die Messungen hinsichtlich der Schadstoffgrenzen für Klärschlamm erst nach Zugabe des Kalks statt. Kalk kann den Schlamm verdünnen, ihn aber auch kontaminieren. Die Qualität des Kalks muss kontrolliert werden.

- Die erforderliche Chemikaliendosierung beträgt 300 bis 400 kg pro Tonne TS.

Für besondere Aspekte siehe Abschnitt 6.3.4.

6.3.1 Hygienisierung mit Kalkmilch

Für gewöhnlich wird Schlamm mit einem geringen TS-Gehalt (2 bis 4 %) mit Kalkmilch (5 bis 10 % $\text{Ca}(\text{OH})_2$) behandelt, die den pH-Wert erhöht. Da die chemische Reaktion aber nicht exotherm ist, wird die Temperatur durch diese Behandlung nicht erhöht. Kalkhydrat ($\text{Ca}(\text{OH})_2$) wird in Wasser zu Kalkmilch gelöst und anschließend in einer separaten Mischvorrichtung mit dem Schlamm vermischt, bevor dieser eingedickt und stabilisiert wird. Die Mischvorrichtung für Kalkhydrat und Schlamm mit gerin-

gem TS-Gehalt ist ein offenes Becken mit einem vertikalen Rührwerk.

In kleinen und mittelgroßen Kläranlagen ohne Entwässerungsanlage kann der (stabilisierte aerobe/anaerobe) Schlamm durch die Zugabe von Kalkmilch hygienisiert und nach dem Mischen einige Zeit gelagert und dann in der Landwirtschaft verwendet werden.

6.3.2 Konditionierung mit Kalkmilch und Eisen

Kalkmilch und Eisen können bei der Entwässerung in Kammerfilterpressen (siehe Abschnitt 5.4) als Flockungshilfsmittel verwendet werden. In diesem Fall müssen Kammerfilterpressen mit speziellen Filtertüchern ausgestattet sein. Nach der Entwässerung muss der Schlamm einige Zeit gelagert werden und kann anschließend in der Landwirtschaft verwendet werden. Aufgrund der hohen Anschaffungskosten für Kammerfilterpressen ist diese Methode für mittelgroße und große Kläranlagen geeignet.

Die Konditionierung hat folgende Nebenwirkungen:

- Die Qualität des Trübwassers ändert sich und in den Rohrleitungen sammelt sich Kalziumkarbonat an.

- Durch das Trübwasser wird die Pufferkapazität der Abwasserbehandlung erhöht.
- Eine Trübwasserbehandlung ist nicht ohne Betriebsprobleme möglich.
- Das Kalzium-Natrium-Verhältnis wird verbessert, es entsteht weniger Blähschlamm.
- Die Belüfterelemente in der Belebung werden in ihrer Funktion eingeschränkt.



Abbildung 6-4: Klärschlamm, konditioniert mit Kalkmilch und anschließend entwässert. Fotos: Entsorgungsbetriebe Lübeck.

6.3.3 Branntkalkbehandlung

Die Stabilisierung mit Kalziumoxid wird normalerweise bei Schlamm mit einem hohen TS-Gehalt (20 bis 40 %) angewendet. In einer geschlossenen Mischvorrichtung werden trockenes Kalkpulver und entwässelter Schlamm für 10 bis 20 Minuten (aufgrund des schnellen Temperaturanstiegs) vermischt. Wird das CaO mit dem entwässerten Schlamm vermischt, steigt der pH-Wert auf über 12 an. Das CaO reagiert dann in einer exothermen Reaktion mit dem Wasser, wodurch die Temperatur auf über 60 °C ansteigt. Ein Teil des Wassers verdampft bei diesem Vorgang, und der Trockensubstanzgehalt steigt weiter an.

Branntkalk kann in jeder Kläranlage mit Entwässerungsanlage (siehe Kapitel 5) verwendet werden. Aufgrund der exothermen Reaktion und der hohen Temperaturen ist die Hygienisierung bei der Behandlung mit Branntkalk wirkungsvoller als bei der Behandlung mit Kalkmilch.

Die Mischvorrichtung für Branntkalk und Schlamm mit hohem TS-Gehalt ist ein geschlossenes System und verfügt beispielsweise über ein Rührwerk mit horizontalem Flügel.

Kosten, Verbrauch und Personal

Die Investitionskosten für die Kalkbehandlung liegen je nach Kapazität zwischen 200 000 und 400 000 Euro. Die technische Lebenszeit der Anlage liegt für gewöhnlich zwischen 15 und 20 Jahren. Der Chemikalienverbrauch für

dieses Verfahren trägt am meisten zu den Betriebskosten bei und kann zwischen 300 und 400 kg CaO/t TS liegen. Der Mindestverbrauch ist von Fall zu Fall verschieden und hängt von der Schlammsorte und dem Trockensubstanzgehalt ab. Er kann experimentell bestimmt werden, um einer Anforderung von mindestens 2 h bei einem pH-Wert > 12 zu entsprechen. Die Kosten für die Chemikalien hängen von den Kosten für den Kalk ab, die wiederum von Volumen und Land abhängig sind. Werden die oben beschriebenen Verbrauchswerte erreicht, liegen die chemischen Kosten zwischen 20 und 40 €/t TS. Die installierte Leistung beträgt ca. 10 bis 20 kW, wobei der Stromverbrauch für das Verfahren dieser Anlage zwischen 7 und 15 kWh/t TS liegt. Der Verbrauch ist im Vergleich zum Gesamtverbrauch der Kläranlage marginal.

Für den Betrieb dieser Anlage ist keine zusätzliche Arbeitskraft und kein besonderes Fachwissen über die für den normalen Betrieb der Kläranlage erforderliche Kompetenz hinaus erforderlich. Die Konditionierung mit Kalkmilch und Eisen umfasst auch den Einsatz einer Kammerfilterpresse, deren Kosten in Abschnitt 5.4 beschrieben werden.

Verwendung im Ostseeraum

Im Ostseeraum kommt die Kalkbehandlung nur selten zum Einsatz. Ein Beispiel aus Finnland ist die Iisalmi Water, die in der Kläranlage Vuohiniemi für den entwässerten Schlamm die Kalkstabilisierung anwendet, sowie die Savonlinna Water. Die Konditionierung mit Kalkmilch und Eisen wird im Ostseeraum in Lübeck und Kiel (Deutschland) angewendet. Die Kläranlage in Stettin hat die Möglichkeit, Kalk für die landwirtschaftaftliche Verwertung einzusetzen, nutzt diese aber nicht.

6.3.4 Sonstige Chemikalien

Es gibt verschiedene Möglichkeiten, den Schlamm mit anderen Chemikalien als mit Kalk zu behandeln. Meist werden Chemikalien verwendet, die den pH-Wert erhöhen. Es sollte stets die gesamte Schlammmenge behandelt werden. Es ist von wesentlicher Bedeutung, dass die verwendete Hygienisierungsmethode gemäß den gesetzlichen Vorschriften angewendet wird.

Für eingedickten Primär- und Überschussschlamm kann die KEMICOND-Behandlung angewendet werden. Normalerweise ist das Hauptziel bei der Stabilisierung anhand der KEMICOND-Behandlung die Hygienisierung des Schlamms. Außerdem konnte beobachtet werden, dass diese Methode die Entwässerungseigenschaften des Schlamms günstig beeinflusst. Die Behandlung erfolgt in einem separaten Mischbecken, indem der pH-Wert durch Zugabe von Schwefelsäure (H_2SO_4) auf ca. 4 gebracht wird. Unter diesen sauren Bedingungen wird die gel-artige

Struktur des Schlamms zersetzt, und es werden Metallsalze wie Eisenphosphate ($\text{Fe}_3(\text{PO}_4)_2$) und Eisenoxide (FeO) gelöst. Nach dieser Stufe wird der Schlamm mit Wasserstoffperoxid (H_2O_2) oxidiert, und die Eisen-Ionen werden von Fe^{2+} in Fe^{3+} umgewandelt. Die letztere Form des Eisens scheidet Phosphate als Eisenphosphate (FePO_4) ab.

Unter oxidierenden Bedingungen wird die gel-artige Struktur des Schlamms weiter zersetzt. Bei der Entwässerung nach der KEMICOND-Behandlung kann dem Schlamm mehr Wasser entzogen werden. Die chemische Behandlung wird durch die Neutralisierung des Schlamms mit Natronlauge (NaOH) abgeschlossen, bevor Polymere zugegeben werden, um die Schlammentwässerung zu begünstigen.

Während der Behandlung wird der Schlamm durch die oxidierende Wasserstoffperoxid-Behandlung hygienisiert. Diese Behandlung ist nahezu geruchsfrei; Lagerung und

Transport sind unkompliziert. Die Verwendung dieser Technologie und die verfügbaren Methoden zur Entsorgung (Verwendung in der Landwirtschaft bzw. direkt im Landschaftsbau oder nach der Kompostierung, was vom Hersteller empfohlen wird) können nationalen Einschränkungen unterliegen.

Die Platzanforderungen hängen überwiegend von der Kapazität ab. Dosierungs- und Mischvorrichtungen sowie Lagersilos werden benötigt. Eine solche Anlage ist typischerweise 4 bis 6 m breit, 8 bis 10 m lang und 4 bis 6 m hoch. Die chemische Sicherheit ist wichtig, da Säuren, Basen und Oxidationsmittel verwendet werden. Die Betriebskosten (Chemikalien) sind hoch. Der typische Verbrauch liegt bei 220 kg H_2SO_4 pro Tonne TS und 27 kg H_2O_2 pro Tonne TS. Aufgrund der hohen Kosten ist diese Prozedur nur für große Anlagen geeignet.

Kosten, Verbrauch und Personal

Die Investitionskosten für diese Technologie liegen je nach Kapazität zwischen 400 000 und 700 000 Euro. Die Investitionskosten können durch das Auslagern des gesamten Vorgangs und die Entsorgung der aufbereiteten Produkte an einen externen Vertragspartner etwas reduziert werden. Die technische Lebenszeit der Anlage liegt für gewöhnlich zwischen 15 und 20 Jahren. Die Kosten für die Chemikalien hängen von den Kosten für Schwefelsäure und Wasserstoffperoxid ab, deren Preise je nach Bestellvolumen und Land unterschiedlich sind. Der Schwefelsäureverbrauch beträgt ca. 220 kg H_2SO_4 /t TS, und der Wasserstoffperoxidverbrauch beträgt ca. 27 kg H_2O_2 /t TS. Durch diesen Chemikalienverbrauch liegen die Kosten für Chemikalien bei ca. 50 bis 60 €/t TS. Die installierte Leistung beträgt ca. 15 bis 25 kW, wobei der Stromverbrauch für das Verfahren dieser Anlage zwischen 10 und 20 kWh/t TS liegt. Der Verbrauch ist im Vergleich zum Gesamtverbrauch der Kläranlage marginal. Der tatsächliche Verbrauch hängt auch von der

Innovative Methoden:

Die Hygienisierung ist lediglich ein Nebeneffekt der KEMICOND-Behandlung. Durch diese Behandlung werden die Entwässerungsergebnisse verbessert. In Stockholm wird durch Anwendung der KEMICOND-Behandlung in Kombination mit der Entwässerung in Hydraulikpressen ein TS-Gehalt von 50 % erreicht; andere Kläranlagen erreichen unter Anwendung der KEMICOND-Behandlung in Kombination mit Kammerfilterpressen einen TS-Gehalt von 38 bis 45 % (Brendler, 2006). Der Einsatz von Zentrifugen und Bandfilterpressen ist bei dieser Methode ebenfalls möglich.

Betriebszeit der Anlage ab. Der Chemikalienverbrauch für dieses Verfahren trägt am meisten zu den Betriebskosten bei und sollte von Fall zu Fall anhand von Labor- und Pilottests ermittelt werden.

Für den Betrieb dieser Anlage ist keine zusätzliche Arbeitskraft erforderlich. Allerdings ist über die für den normalen Betrieb der Kläranlage erforderliche Kompetenz hinaus u. U. zusätzliches Fachwissen hinsichtlich der chemischen Sicherheit erforderlich.



Abbildung 6-5. Foto: Jannica Haldin, HELCOM.

Verwendung im Ostseeraum

Diese Technologie wird nur in wenigen Fällen im Ostseeraum angewendet. Dazu gehören die Kläranlage Käppala in Stockholm, Schweden, und die Kläranlage Oulu in Finnland (Beispiel für Outsourcing).

6.4 BIOLOGISCHE BEHANDLUNG

6.4.1 Funktionsprinzipien und Eignung für verschiedene Schlammarten

Die Kompostierung ist ein aerober bakterieller Zersetzungsprozess, der dazu dient, organische Abfälle zu stabilisieren und Humus (Kompost) zu schaffen. Das Kompostieren ist eine einfache und bewährte Technologie, um eine Hygienisierung (60°C bei 3 bis 6 Tagen) zu erzielen und nützliche Produkte wie Kompost und Dünger zu produzieren. Dabei sollte die nationale Gesetzgebung berücksichtigt werden, da die vorgeschriebene Kompostierungszeit in einigen Ländern deutlich länger sein kann als sechs Tage.

Die Wahl der Kompostierungstechnologie wird von folgenden Kriterien bestimmt:

- niedrige Investitions- und Betriebskosten und
- einfache Technologie, die von den Mitarbeitern in einer Kläranlage ohne besondere Schulung zuverlässig bedient werden kann.

Für die Kompostierung von Schlamm sollte der Trockensubstanzgehalt mindestens 15 % betragen, sodass der Schlamm selbst als Festkörper gehandhabt werden kann. Um diesen Trockensubstanzgehalt zu erreichen, muss der Schlamm eingedickt und entwässert werden (siehe Kapitel 3 und 5), und es müssen Primär- und Überschussschlamm verwendet werden. Diese Methode kann auch auf anaerob stabilisierten (gefauten) und anschließend entwässerten Schlamm angewendet werden. Die Vermischung mit Bettungsmaterialien wie Sägemehl kann helfen, den erforder-

lichen Trockensubstanzgehalt zu erreichen und das für die Kompostierung richtige Kohlenstoff-Stickstoff-Verhältnis zu erhalten.

Die im Ostseeraum angewendeten Kompostierungstechnologien reichen von einfachen, offenen Mietensystemen, die hinsichtlich ihrer Verfahrensstruktur nur einen geringen Aufwand bedeuten, bis hin zu vollständig geschlossenen Anlagen mit beschleunigten Aufbereitungsverfahren, voller Ummantelung und hochwertiger Abluftaufbereitung. Die verschiedenen Technologien sind weitgehend bewährt und in ihren Kapazitäten und Einschränkungen wohlverstanden. Die für die Schlammbehandlung machbarsten dieser Methoden sind die Mieten- und die Tunnelkompostierung. Betrieb und Wartung dieser beiden Methoden sind relativ einfach und erfordern lediglich ein Grundverständnis der bei der Kompostierung ablaufenden biologischen und biochemischen Prozesse.

6.4.2 Mietenkompostierung

Betrieb und Wartung sowie Umwelt- und Sicherheitsaspekte

Die Kompostierung mittels Mieten erfordert etwas Organisation im Vorfeld, um später die Mieten ablegen, regelmäßig wenden und die Temperatur und andere wichtige Parameter dieses Kompostierungsprozesses überwachen zu können. Manchmal wird die Verwendung von Zusatzstoffen und Mikroben empfohlen, um einen ordnungsgemäßen Ablauf des Kompostierungsprozesses sicherzustellen; allerdings sind sich viele Betreiber einig, dass keine besonderen Zusatzstoffe verwendet werden müssen, wenn ein Teil des Schlammes zusammen mit dem Bettungsmaterial recycelt wird. Die Mieten müssen i. d. R. nicht mit einer Membran oder einem anderen Material abgedeckt werden.

Die Mietenkompostierung findet draußen und auf asphaltiertem oder ähnlich vorbereitetem Boden statt; wichtig ist, dass an der Stelle, an der die Mieten platziert werden, eine möglichst geringe Durchlässigkeit zum Boden darunter besteht. Außerdem ist wichtig, dass ausreichend Platz zum Wenden und Lagern der Mieten in der Reifungsphase vorhanden ist. Die Mieten werden geformt, indem Schlamm und Bettungsmaterial (Sägemehl, Holzspäne oder Humustorf) vermischt werden. Die Vermischung erfolgt i. d. R. mit einem Frontlader. Gewöhnlich werden 40 bis 50 % des Bettungsmaterials mit dem kompostierten

Schlamm vermischt; anschließend wird das Bettungsmaterial wieder vom kompostierten Schlamm getrennt und wiederverwendet. Da diese Methode feuchte Umweltbedingungen und Sauerstoff erfordert, muss der kompostierte Schlamm belüftet werden, indem die Haufen einmal alle zwei bis vier Wochen gewendet werden.

Die für das Wenden der Mieten verwendete Maschinerie ist von wesentlicher Bedeutung für qualitativ hochwertigen Kompost und stellt hinsichtlich der Investitions- und Betriebskosten einen großen Posten dar. Zu den benötigten Maschinen zählen Frontlader, Drehtrommeln, Siebe für das Bettungsmaterial sowie je nach den lokalen Bedingungen für Be- und Entladung Förderbänder und Förderschnecken. Während bereits seit den 1930er-Jahren landwirtschaftliche Geräte zum Wenden des Komposts verwendet wurden, stehen die für große Anwendungen benötigten Geräte erst seit den 1970er-Jahren zur Verfügung und wurden seit den 1990er-Jahren umfassend weiterentwickelt.

Die typischen Platzanforderungen hängen überwiegend von der Menge des Klärschlammes ab. Verglichen mit anderen Hygienisierungsmethoden sind die Platzanforderun-

gen jedoch hoch und belaufen sich auf 50 bis 100 m zu 150 bis 200 m (einschließlich Lagerplatz vor Ort für das Kompostierungsmaterial).

Die Mietenkompostierung kann in kleinen und mittelgroßen Kläranlagen angewendet werden. Ebenso kann sie in großen Kläranlagen angewendet werden, sofern ausreichend Platz vorhanden ist.

Kosten, Verbrauch und Personal

Die Investitionskosten liegen je nach Kapazität der Wendemaschinen und Größe des Kompostierungsbereichs sowie der verwendeten Baumaterialien normalerweise zwischen 500 000 und 3 000 000 Euro. Sie können allerdings reduziert werden, wenn das Wenden des Komposts an einen externen Vertragspartner ausgelagert wird. Werden das gesamte Verfahren und die Entsorgung des Kompostierungsprodukts ausgelagert, reduziert dies die Kosten deutlich. Die technische Lebenszeit einer solchen Anlage liegt für gewöhnlich zwischen 10 und 15 Jahren. Recycelbare Materialien, die die Kompostierung unterstützen (beispielsweise Holzspäne aus Bau und Abriss), werden benötigt, um die aeroben Bedingungen für den Kompost



Wussten Sie schon?

Bei normalem Betrieb wirft diese Art der Kompostierung keine besonderen umwelttechnischen Fragen auf. Erst wenn nicht ausreichend gewendet oder das Material nicht ausreichend befeuchtet wird, kann ein anaerober Prozess einsetzen und übelriechende Gase freisetzen, die Schwefelwasserstoff enthalten können.

aufrecht zu erhalten. Holzspäne werden normalerweise wiederverwendet, nachdem sie aus dem Endprodukt herausgesiebt werden; um den Schwund dieses Materials mit der Zeit auszugleichen, wird eine kleine Menge neuer Späne zugegeben. Die Kosten für dieses zusätzliche Material liegen unter 10 €/t TS.

Für dieses Verfahren sind nicht unbedingt Strom oder Chemikalien erforderlich, da die mobilen Geräte mit Diesel betrieben werden. Für das Verfahren dieser Anlage ist keine zusätzliche Arbeitskraft – außer für das Wenden der Haufen – und kein besonderes Fachwissen über die für den normalen Betrieb der Kläranlage erforderliche Kompetenz hinaus erforderlich.



Abbildung 6-6: Kompostierung von Klärschlamm in Helsinki, Finnland, und Kohtla-Järve, Estland. Fotos: HSY Water und OÜ Järve Biopuhastus.

Verwendung im Ostseeraum

Diese Art der Kompostierung ist im Ostseeraum häufig vertreten. Sie wird in Ballungsräumen mit einem Einwohnerwert von bis zu 1 000 000 angewendet, beispielsweise im Ballungsraum im finnischen Helsinki, in mittelgroßen Städten wie Kohtla-Järve und Viljandi in Estland, Jurmala in Lettland und Oulu in Finnland sowie in Anlagen in Dänemark, Deutschland (z. B. Siebenhitz), Litauen, Polen und Schweden (z. B. Uppsala, Vänersborg, Borås und Sofedal). Außerdem findet die Mietenkompostierung zunehmend in Russland Anwendung.

6.4.3 Tunnelkompostierung

Betrieb und Wartung sowie Umwelt- und Sicherheitsaspekte

Die Tunnelkompostierung erfolgt im Chargenverfahren in einer Reihe von Tunneln, die mithilfe von Frontladern oder über ausgefeilte automatische Systeme (beispielsweise Förderbänder) befüllt werden. Die momentane Entwicklung tendiert zu weniger ausgefeilten Systemen und stärkerer Investition in Mischbereich, Tunnelstrukturen aus Beton und Belüftungssysteme. Die Tunnel sind meist 4 bis 6 m breit, 6 m hoch und 20 bis 40 m lang, wobei nebeneinander liegende Tunnel durch Zwischenwände voneinander getrennt sind. Das Gebäude selbst ist meist 20 bis 25 m breit, 6 m hoch und 20 bis 40 m lang. Nach der intensiven Kompostierung in den Tunneln wird der Schlamm oft in Mieten reifen gelassen und stabilisiert. Die Platzanforderungen hierfür belaufen sich auf ca. 50 bis 60 m zu ca. 80 bis 100 m. Die Tunnelkompostierung ist eine alte und bewährte Technologie und kann sowohl in mittelgroßen als auch in großen biologischen Kläranlagen angewendet werden.

Bei größeren Kompostierungsanlagen (Einwohnerwert von 500 000 bis 1 000 000) mit hohen Kapazitätsanforderungen kann die Verweilzeit des Klärschlammes im Kompostierungsverfahren mithilfe der Tunnelkompostierung auf 10 bis 15 Tage reduziert werden. Die wichtigsten Betriebsfunktionen sind:

- Beschleunigte Wenderaten durch Betrieb und Überwachung der Leistung jedes einzelnen Tunnels.
- Erzwungene Belüftung durch Unterdruck, um unkontrollierte Emissionen zu vermeiden. Dies kann durch einfache Belüftungskanäle im Boden erfolgen. Gebläse saugen Luft aus diesen Kanälen an, sodass Außenluft angesogen und durch den Schlamm geleitet wird, was den Kompostierungsprozess beschleunigt.
- Abluftaufbereitung. Die gesammelte Luft ist sowohl geruchsintensiv als auch mit Ammoniak versetzt. Als Mindestmaßnahme wird sie durch einen sauren Wäscher und idealerweise durch einen weiteren Biofilter geleitet.

Wussten Sie schon?

Wie bei der Mietenkompostierung kann erst dann ein anaerober Prozess einsetzen, wenn nicht ausreichend gewendet oder das Material nicht ausreichend befeuchtet wird, wodurch übelriechende Gase freigesetzt werden, die Schwefelwasserstoff enthalten können.

Kosten, Verbrauch und Personal

Die Investitionskosten liegen je nach Kapazität und Größe sowie den für die Kompostierungsgebäude verwendeten Baumaterialien zwischen 1,5 und 5 Millionen Euro. Wie bei der Mietenkompostierung wird auch bei dieser Technologie – sofern für die Vermischung der Materialien und das Befüllen der Tunnel mobile Frontlader verwendet werden – auf externe Vertragspartner gesetzt, um die Investitionen und Lohnkosten für permanente Mitarbeiter zu reduzieren. Die technische Lebenszeit der Anlage liegt für gewöhnlich zwischen 15 und 20 Jahren.

Die installierte Leistung kann aufgrund der Belüftungs- und Kompostierungskammern zwischen 75 und 120 kW variieren. Der Stromverbrauch dieses Verfahrens kann im Vergleich zum Gesamtverbrauch der Klimaanlage beträchtlich sein (ca. 100 bis 200 kWh/t TS). Der tatsächliche Verbrauch hängt auch von der Betriebszeit der Anlage ab. Für gewöhnlich werden für die Tunnelkompostierung keine Chemikalien benötigt. Abgesehen vom Befüllen und Entleeren der Tunnel ist für dieses Verfahren keine zusätzliche Arbeitskraft und kein besonderes Fachwissen über die für den normalen Betrieb der Kläranlage erforderliche Kompetenz hinaus erforderlich.

Viele Anlagen mit Tunnelkompostierung verarbeiten eine Mischung aus Klärschlamm, getrennt gesammeltem kommunalem Bioabfall und Gartenabfällen.

Verwendung im Ostseeraum

Diese Kompostierungstechnologie ist in einigen Ländern im Ostseeraum weit verbreitet. Bis heute findet sie allerdings selten bis keine Anwendung in Polen, Deutschland, Estland, Lettland und Litauen. In Russland und Weißrussland wird die Tunnelkompostierung überhaupt nicht durchgeführt. In Finnland wird sie dagegen in Jyväskylä, Varkaus, Lahti, Rovaniemi, Espoo (Tunnelkompostierung in Nurmijärvi), Joutseno, Kitee, Himanka und Mäntsälä angewendet. In Dänemark und Schweden existieren einige Tunnelkompostierungsanlagen in dicht besiedelten Gebieten.

6.5 BEISPIEL: Lösungen für die Schlammbehandlung von PURE-Partnern – KOHTLA-JÄRVE, OÜ Järve Biopuhastus, Kläranlage Kohtla-Järve

Die Kläranlage in Kohtla-Järve, Estland, verfügt über eine Gesamtkapazität von ca. 200 000 Einwohnerwerten. Jährlich werden hier nahezu 2 700 Tonnen Klärschlamm (Trockensubstanz bzw. TS) produziert. Die Anlage ist mit einer Stickstoff-Eliminierung und einer chemischen und biologischen Phosphor-Eliminierung ausgestattet.

In der Kläranlage Kohtla-Järve ist keine Vorklärung vorhanden. Der gesamte Schlamm wird also als Überschussschlamm produziert. Der Überschussschlamm wird maschinell auf ein TS-Gehalt von ca. 6 % eingedickt. Der Polymerverbrauch liegt bei ca. 4 g/kg TS.

Nach der maschinellen Eindickung wird der Schlamm in Reaktoren weiter behandelt, um schädliche Bakterien abzutöten. Der Schlamm wird im Laufe des Verfahrens für 20 bis 24 Stunden auf 55 °C erwärmt. Anschließend wird er in einer Zentrifuge auf einen TS-Gehalt von 22 % gebracht. Der Polymerverbrauch liegt bei ca. 8 g/kg TS. Nach der Entwässerung wird der Schlamm mit Holzschnitzeln vermischt und in einer Kompostierungsanlage zu Haufen geformt.

Das Schlammprodukt aus der Kompostierungsanlage wird im Landschaftsbau verwendet. Keiner der vorgegebenen Schwermetallgrenzwerte wird überschritten. Allerdings



Abbildung 6-7: Kläranlage in Kohtla-Järve. Foto: OÜ Järve Biopuhastus.

kann der Betreiber den Kompost aufgrund des hohen Anteils Industrieschlamms in Kohtla-Järve nicht verkaufen, sondern muss ihn kostenlos bereitstellen.

Derzeit verfügt die Anlage über keine anaerobe Faulung und produziert somit nicht selbst Energie; die Energiebilanz ist daher negativ. Für die Zukunft ist ein Faulbehälter geplant, um Energie zu erzeugen und das Schlammvolumen zu reduzieren.

Abbildung 6-8: Kompostierung von Klärschlamm in Kohtla-Järve, Estland. Foto: OÜ Järve Biopuhastus.



6.6 BEISPIEL: Lösungen für die Schlammbehandlung von PURE-Partnern – HELSINKI, HSY Water, Kläranlage Viikinmäki und Kläranlage Suomenoja

Im Ballungsraum von Helsinki werden jährlich über 100 000 000 m³ Abwasser (Insgesamt 1 100 000 Einwohnerwerte) produziert und von der regionalen Umweltbehörde HSY Water in den beiden größten Kläranlagen Finnlands, in Viikinmäki (Helsinki) und Suomenoja (Espoo), aufbereitet. Die HSY Wärter ist ein assoziierter PURE-Partner. Jährlich werden in Viikinmäki 65 000 Tonnen und in Suomenoja 25 000 Tonnen getrockneter Schlamm produziert.

Die Aufenthaltszeit in der Vorklärung beträgt in Viikinmäki 2,8 h und in Suomenoja 2,1 h, wobei der Trockensubstanzgehalt (TS) des Primärschlammes 3,6 bzw. 1,3 % beträgt. In Suomenoja wird der Primärschlamm vor der Faulung eingedickt. Die Überschussschlammkonzentration beträgt in Viikinmäki 7,5 g/l. Der Trockensubstanzgehalt des Schlammes, der in die Faulbehälter eingespeist wird, betrug 2011 durchschnittlich 4,1 %.

In Viikinmäki stehen vier Faulbehälter, die der Reihe nach betrieben werden – zwei Faulbehälter dienen der primären Faulung und zwei der sekundären Faulung. Der Schlamm wird vor der zweiten Phase nicht erwärmt. In Suomenoja werden zwei Faulbehälter parallel betrieben. Aufenthaltszeit und Einspeisetemperatur für die Faulbehälter betragen in Viikinmäki 17 Tage bzw. 37 °C und in Suomenoja 13 Tage bzw. 35,5 °C. Der Gesamttrockensubstanzgehalt nach der Faulung beträgt in Viikinmäki 2,3 % und in Suomenoja 2,7 %.

Die Entwässerung erfolgt in Zentrifugen (vier in Viikinmäki und drei in Suomenoja). Der Gesamttrockensubstanzgehalt nach der Entwässerung beträgt in beiden Anlagen 29 %. Der Polymerverbrauch liegt in Viikinmäki bei 4,5 g/kgTS und in Suomenoja bei 6,1 g/kgTS.

Der Faulschlamm aus Viikinmäki wird in die Kompostierungsanlage der HSY Water in Sipoo im Osten von Helsinki transportiert. Dem Schlamm wird Torf hinzugefügt. Die Kompostierung erfolgt über einen Zeitraum von

6 bis 9 Monaten in offenen Bioreaktoren. Sand, Mineralien und Nährstoffe werden hinzugefügt und das Produkt nach dem Sieben zur Verwendung im Landschaftsbau und zur landwirtschaftlichen Nutzung verkauft. Derzeit übersteigt die Nachfrage die Produktion der HSY Water. Der Faulschlamm aus Suomenoja wird in Nurmijärvi, im Norden von Espoo, aufbereitet; dort werden dem Schlamm Torf und recycelbare Bindemittel hinzugefügt. Der Schlamm wird drei Wochen von einem externen Unternehmen in Tunneln kompostiert. Er dient anschließend als Abdeckmaterial für die Deponie der Abfallaufbereitungszentrale Ämmässuo der HSY Water. Das Dränagewasser aus der Kompostierung wird zurück in die Kläranlagen Viikinmäki und Suomenoja geleitet.

Das bei der Faulung entstehende Biogas wird zur Strom- und Wärmeerzeugung in den BHKWs der Kläranlagen verwendet. 2011 betrug die Biogasproduktion in Viikinmäki 12 300 000 m³ und in Suomenoja 3 500 000 m³. Insgesamt wurden in Viikinmäki 27 500 MWh Wärme aus Biogas produziert, wobei 4 100 MWh aus der Wärmerückgewinnung erzeugt wurden, was insgesamt mehr als 99 % des Verbrauchs entspricht. In Suomenoja wurden 9 560 MWh Wärme produziert, davon 97 % mit Biogas. In Viikinmäki wurden ca. 25 000 MWh Strom erzeugt (60 % des Verbrauchs) und über 4 500 MWh in Suomenoja (35 % des Verbrauchs).

2011 wurde in Viikinmäki ein umfassendes Forschungsprojekt zur Einführung einer Stickstoff-Eliminierungsanlage für das Trübwasser aus Zentrifugen gestartet. Ab November 2012 wird das Biogas aus Suomenoja an ein externes Unternehmen zur Veredelung und Einspeisung in das Erdgasnetz sowie zur Verwendung als Kraftstoff verkauft.

Abbildung 6-9. Die Kläranlage Viikinmäki in Helsinki ist in Fels gebaut. Foto: HSY Water.



6.7 DIE HYGIENISIERUNGSMETHODEN IM ÜBERBLICK

Die verfügbaren Hygienisierungsmethoden liefern unterschiedliche Ergebnisse und bringen verschiedene Nebeneffekte mit sich. Daher ist es schwierig, die richtige Wahl zu treffen. Die Kosten für Energie und Chemikalien sind von Land zu Land unterschiedlich, und die Verfügbarkeit von

Bauland sowie die Kosten für die Kompostierung können je nach Kläranlage stark schwanken. Die verschiedenen Möglichkeiten sowie ihre Eignung für verschiedene Anlagen sind in Tabelle 6-1. zusammengefasst. Tabelle 6-2 zeigt einen Vergleich der Anlagen der PURE-Partner.

Tabelle 6-1: Übersicht über die verschiedenen Hygienisierungsmethoden. Je nach Vorschriften und Kosten (Energie, Personal, Investition, Chemikalien) kann sich die Klassifizierung ändern (basiert auf UBA, 2009). TS = Trockensubstanz, KA = Kläranlage.

Kleine Kläranlage	Mittelgroße Kläranlage	Große Kläranlage
Thermische Behandlung		
-	Pasteurisierung	Pasteurisierung
-	Aerobe thermophile Stabilisierung	Aerobe thermophile Vorbehandlung
-	-	Thermische Konditionierung
		Anaerobe thermophile Stabilisierung
Trocknung (solar, siehe Kapitel 7)	Trocknung (solar)	Trocknung (thermisch)
Chemische Aufbereitung		
Behandlung von Schlamm mit niedrigem TS-Gehalt mit Kalkmilch	Behandlung von Schlamm mit niedrigem TS-Gehalt mit Kalkmilch	-
-	Konditionierung von Kalkmilch in Kammerfilterpresse	Konditionierung von Kalkmilch in Kammerfilterpresse
Verwendung von Branntkalk nach der Entwässerung (mobil)	Verwendung von Branntkalk nach der Entwässerung (mobil oder stationär)	Verwendung von Branntkalk nach der Entwässerung
Biologische Behandlung		
Kompostierung in Mieten mit Entwässerungstechnik	Kompostierung in Mieten mit Entwässerungstechnik	Kompostierung in Mieten mit Entwässerungstechnik
-	Kompostierung in Tunneln mit Entwässerungstechnik	Kompostierung in Tunneln mit Entwässerungstechnik

Verwendung im Ostseeraum

Die im Ostseeraum praktizierten Hygienisierungsmethoden sind von Land zu Land unterschiedlich. Die häufigsten Methoden sind Kompostierung, Kalkbehandlung und Pasteurisierung. In Finnland und Estland gilt die Kompostierung als modernste Methode, wohingegen in Deutschland die Kalkbehandlung gebräuchlich ist. Einige Methoden werden im Ostseeraum nicht angewendet. Dazu gehören die solare Trocknung und die Trocknung zur Verwendung in der Landwirtschaft, die aerobe thermophile Stabilisierung und Vorbehandlung sowie die anaerobe thermophile Stabilisierung. Die thermische Konditionierung wird auch verwendet, jedoch selten zur Hygienisierung, da der Energiebedarf wesentlich höher ist, wenn auch Primärschlamm behandelt wird. Unter den PURE-Partnern wird die Hygienisierung in Kohtla-Järve, Estland, und in Lübeck, Deutschland, angewendet.

Tabelle 6-2: Die im Ostseeraum gebräuchlichsten Hygienisierungsmethoden im Vergleich.

	Kompostierung	Kalkbehandlung	Pasteurisierung
Investitionskosten	hoch	niedrig bis mittel	mittel
Energiebedarf	niedrig	niedrig	hoch
Chemikalienbedarf	Nein	Ja	Nein
Bedarf an Strukturmaterial	Ja	Nein	Nein
Bedarf an Schlammmentwässerung	Ja	Nein	Nein
Platzbedarf	hoch	niedrig	niedrig
Ergebnis der Hygienisierung	mittel bis gut	mittel/gut	sehr gut



7. SCHLAMMTROCKNUNG

Muscheln und Laichkraut auf Kiesel. Foto: Metsähallitus.

7.1 EINLEITUNG

Die thermische Trocknung ist eine Technologie, die auf eine deutliche Reduzierung des Wassergehalts im Schlamm abzielt. Die Trocknung wird meist auf großen Kläranlagen angewendet, um den Heizwert des Klärschlammes für die Verbrennung zu erhöhen. Ebenso ist die Trocknung für die spätere Entsorgung in der Landwirtschaft denkbar, allerdings wird diese Variante aufgrund der hohen Kosten nicht oft praktiziert. Die Eliminierung von Wasser durch Verdampfung aus behandeltem und entwässertem Schlamm erhöht den Trockensubstanzgehalt des Schlammes und reduziert gleichzeitig sein Volumen und somit sein Gewicht. Der Trockensubstanzgehalt des entwässerten Schlammes liegt i. d. R. zwischen 20 und 30 %. Nach dem Trocknen liegt er zwischen 50 bis 90 %.

Das Verfahren der thermischen Trocknung umfasst normalerweise die Materialhandhabung und eine Zwischenlagerung. Dem Verfahren sind Schlammmentwässerung und Schlammsilos vorangestellt. Außerdem sind Anlagen zur Wärmeerzeugung und Verteilung, eine thermischen Trock-

nungsanlage, ein Biofilter für die Abgase, eine Nachverarbeitung (z. B. Granulieren) sowie die Lagerung des Endprodukts notwendig. Das Prinzip der Wärmetrocknung wird in Abbildung 7-1 dargestellt.

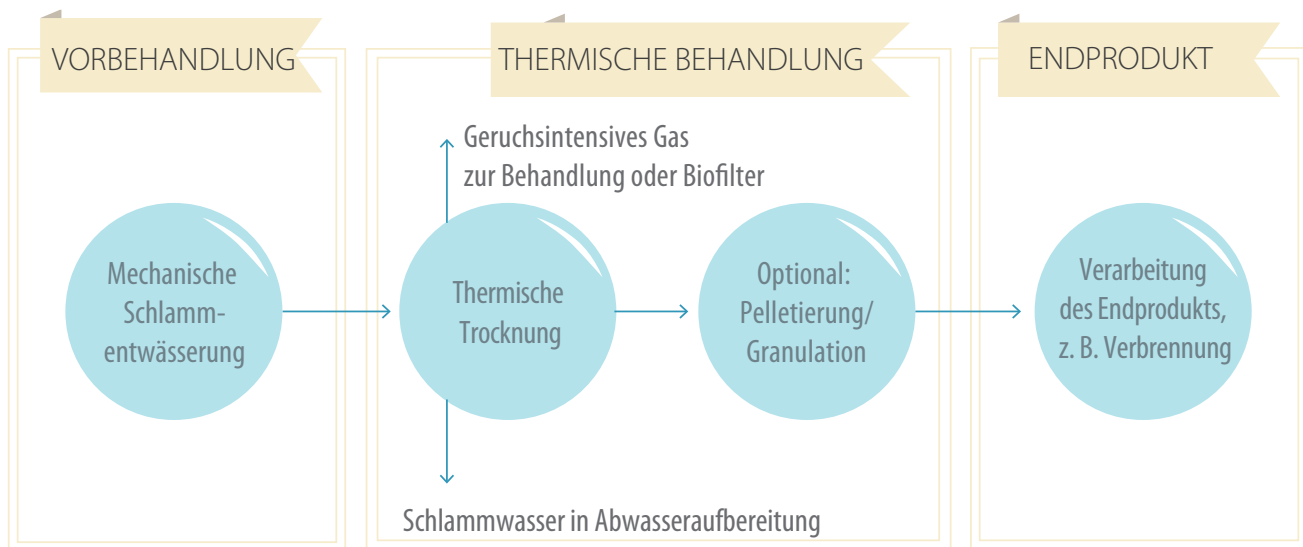


Abbildung 7-1: Prinzipien der thermischen Trocknung.

Innovative Methoden:

Die solare Trocknung ist eine Möglichkeit, um den Klärschlamm mit geringem Betriebskostenaufwand zu trocknen. Bisher findet diese Methode im Ostseeraum keine Anwendung. In einigen Anlagen in Deutschland (Bredstedt) wird Klärschlamm solar getrocknet. Häufig wird zusätzliche Wärme aus der Kläranlage, von einer Biogasanlage oder von anderen Quellen (Industrie, geothermische Energie) herangezogen, um den Trocknungsprozess – insbesondere im Winter – zu unterstützen. Bisher wird die solare Trocknung in kleinen und mittelgroßen Kläranlagen angewendet. Aufgrund der hohen Kosten für externe Energie wie Öl und Gas gewinnt diese Möglichkeit mehr und mehr an Attraktivität für große Kläranlagen. Das Klima im nördlichen Ostseeraum (Finnland, Nordschweden, Estland) mindert die Effizienz dieser Methode, allerdings kann die solare Trocknung in anderen Ländern wie Polen, Dänemark, Deutschland, Litauen, Lettland und auch in Südschweden eine mögliche Alternative sein. In Ländern wie Russland, in denen der Gaspreis recht gering ist, ist die solare Trocknung nicht kosteneffizient. Faktoren wie der Feuchtegehalt der Luft, Schneemengen usw. müssen in Betracht gezogen werden. Die Anforderungen ähneln den Anforderungen für Gewächshäuser in derselben Region wie die Kläranlage. Insgesamt sind die Betriebskosten gering, die Investitionskosten dagegen hoch.

7.2 FUNKTIONSPRINZIPIEN UND METHODEN ZUR SCHLAMMTROCKNUNG

Die thermische Trocknung basiert auf der Nutzung von Wärme zur Verdampfung des Wassers im Schlamm nach der Entwässerung. Der Energieaufwand für die Entwässerung ist wesentlich geringer als für die Trocknung, sodass nach der Entwässerung ein hoher TS-Gehalt erforderlich ist. Die Verfahren der thermischen Trocknung werden in zwei Hauptkategorien unterteilt: die direkte Trocknung (Konvektionstrocknung) und die indirekte Trocknung (Kontakt-trocknung). Die Klassifikation basiert auf der Art und Weise der Anwendung der Wärmeenergie auf den Schlamm, um die Temperatur zu erhöhen.

Die Schlammtrocknung wird für entwässerten Primär- oder Überschussschlamm (TS-Gehalt von 20 bis 30 %) sowie für Faulschlamm nach der Entwässerung verwendet. Aufgrund der hohen Investitionskosten kommt diese Methode überwiegend in großen Kläranlagen zur Anwendung.

Bei der **direkten Trocknung** des Schlamms wird die Wärme konvektion durch den direkten Kontakt mit warmer Luft oder heißen Gasen erreicht. Die Temperatur des Schlamms wird so erhöht und das Wasser verdampft. Für die direkte Trocknung wird i. d. R. ein Trommeltrockner oder ein Bandtrockner verwendet. Über einen Zeitraum von 5 bis 10 Minuten (Trommel) bzw. 40 bis 60 Minuten (Band) wird der Schlamm Temperaturen zwischen 450 und 460°C (Trommel) bzw. 120 und 160°C (Band) ausgesetzt.

Ein Trommeltrockner besteht aus einer zylindrischen Stahlhülle, die auf Lagern rollt und deren Achse meist leicht geneigt ist. Die Klärschlamm Aufgabe wird mit vorab getrocknetem und rückgeführtem Schlamm in einer Mischvorrichtung, die dem Trockner vorgelagert ist, vermischt. Die eingespeiste Mischung und die heißen Gase werden zu einem Austrag am Ende des Trockners befördert. Während dieser Beförderung greifen entlang der Längsachse montierte Vorrichtungen im Inneren der Trommel den Schlamm auf und befördern ihn stufenweise durch den Trockner. Der getrocknete Schlamm wird gesiebt und zu große Bestandteile werden in einen Zerkleinerer gegeben; das trockene Material wird in ein Silo oder einen Transportbehälter eingespeist (Burton et al., 2003).

Bei der indirekten Trocknung wird der Schlamm durch eine Trennwand vom Wärmeübertragungsmedium (meist Warmwasser, Öl oder Dampf) getrennt. Die Anlage für die indirekte Trocknung umfasst i. d. R. vertikale Hordentrockner und horizontale Scheiben-, Schaufel- oder Schneckenrockner sowie Fließbettrockner. In einem Scheibentrockner wird der Schlamm beispielsweise für 45 bis 60 Minuten einer Temperatur zwischen 160 und 200°C (Dampf als Heizmedium) bzw. 190 und 240°C (Öl als Heizmedium) ausgesetzt. In der Trocknungsphase beträgt die Produkttemperatur 85 bis 95°C; die Ablufttemperatur liegt zwischen 95 bis 110 °C.

Horizontale Trockner sind die gebräuchlichsten indirekten Trockner. Die an einer oder mehr Drehachsen montierten Schaufeln, Hohlflügel oder Scheiben befördern den Schlamm durch den Trockner. Das erwärmte Medium

(Dampf, Öl oder Warmwasser) zirkuliert durch die Umhüllung des Trockners und den hohlen Kern der Drehvorrichtung. Der Schlamm wird senkrecht zur Welle des Trockners eingespeist und horizontal in spiralförmigen Bewegungen durch den Trockner transportiert. Der Trockner führt dabei eine doppelte Funktion aus: Er überträgt die Wärme und befördert die Festkörper. Die Trocknung findet statt, während der Schlamm in diesem Verfahren durch Agitation aufgebrochen wird und mit den erwärmten Metalloberflächen im Trockner in Berührung kommt



Abbildung 7-2: Scheibentrockner in Danzig, Polen. Foto: GIWK.

(Burton et al., 2003). Ein Teil des getrockneten Schlamms wird zurück in den Trockner geleitet, um zu verhindern, dass der eingespeiste Schlamm an den heißen Metalloberflächen kleben bleibt; dies kann passieren, wenn der Trockensubstanzgehalt zwischen 45 und 60 % liegt.

Ergebnisse und Endprodukt

Die thermische Trocknung kann entweder vollständig erfolgen, bis der TS-Gehalt über 85 % beträgt, oder teilweise, wenn der TS-Gehalt unter 85 % liegt. Ein vollständig getrocknetes Produkt liegt entweder in Pulver- oder in Granulatform (bzw. als Pellets) vor. Pulverförmige Produkte werden oft direkt in die Verbrennung (siehe Kapitel 8) gegeben, während granulierter Schlamm wesentlich einfacher zu handhaben ist. Granulierter Schlamm kann als Dünger auf Feldern verwendet werden. Der TS-Gehalt von 85 bis 90 % ermöglicht außerdem eine Lagerung in Silos oder großen Säcken. Der für die Verbrennung erforderliche Trockensubstanzgehalt hängt von der Energiebilanz ab und wird von Fall zu Fall festgelegt. Der Mindestgehalt Trockensubstanz für die Monoverbrennung ohne zusätzlichen Brennstoff liegt bei 45 bis 60 %. Während des Trans-

ports und in der Weiterverarbeitung staubt dieses Produkt nicht.

Thermisch getrocknetes Material erfüllt i. d. R. alle hygienischen Standardanforderungen. Durch die thermische Trocknung werden auch Volumen und Gewicht des Klärschlammes reduziert. Liegt der TS-Gehalt des Schlammes vor der Trocknung bei 25 % und nach der Trocknung bei 95 %, wurde das Gewicht um 25 % reduziert.

Die thermische Trocknung verbessert den Wärmewert des Schlammes, wodurch dieser in der Energieerzeugung effektiver eingesetzt werden kann. Eine Verbrennung bei einem TS-Gehalt von 50 % ist bereits selbsterhaltend.

Betrieb und Wartung sowie Umwelt- und Sicherheitsaspekte

Der Betrieb dieser Technologie findet normalerweise im 24-Stunden-Rhythmus und 7 Tage die Woche statt, insbesondere dann, wenn der Schlamm-trocknung die Verbrennung folgt. Betrieb und Wartung sind etwas anspruchsvoller als bei anderen Verfahren der Schlammbehandlung, allerdings ist die Schlammverbrennung technisch noch anspruchsvoller.

Manchmal kann auch dann Staub in die Umgebungsluft gelangen, wenn das Endprodukt granuliert ist, sodass bei der Handhabung des Produkts eine Schutzausrüstung erforderlich ist. Ebenso besteht bei diesem Verfahren eine Brand- und Explosionsgefahr, sodass für die entsprechenden Anlagenbereiche normalerweise Explosionsschutzmaßnahmen ergriffen werden müssen. Aufgrund der Feinpartikel und des hohen Trockengrads von thermisch getrocknetem Schlamm besteht bei der Beförderung und Lagerung des Schlammes möglicherweise Brand- und Explosionsgefahr. Organischer Staub in der Luft kann schnell verbrennen, wenn er einer Zündquelle ausgesetzt wird. Die wichtigsten vorbeugenden Maßnahmen zur Vermeidung von Schlammstaubgefahren sind:

- Alle Bereiche staubfrei halten.
- Das Belüftungssystem mit Explosionsdeckeln oder -ventilen ausstatten.



Abbildung 7-3: Schlamm-trocknung und -verbrennung in Stettin, Polen. Foto: ZWiK Szczecin.

- Explosionsgeschützte elektrische Teile installieren.
- In den Systemen zur Schlamm-beförderung und -lagerung eine neutrale Stickstoff-Atmosphäre erzeugen (Stickstoff-Polster).
- Alle leitfähigen Leitungen und Gefäße elektrisch verbinden und erden.

Die größten umwelttechnischen Belange sind die Staub- bzw. Geruchsemissionen, die bei der Trocknung entstehen. Dabei können die Staubemissionen mithilfe von Abgasfiltern effektiv reduziert werden, während die Geruchsemissionen mithilfe von Gasabscheidern reduziert werden können.

Kosten, Verbrauch und Personal

Die Investitions- und insbesondere die Betriebskosten sind für das thermische Trocknungsverfahren relativ hoch, hauptsächlich aufgrund des hohen Wärmeenergiebedarfs. Daher ist die thermische Trocknungsanlage vorzugsweise an einem Ort zu bauen, an dem entweder durch eine primäre Energiequelle kostengünstige Sekundärwärme erzeugt werden kann oder Biogas bzw. Deponiegas verfügbar ist. Für das Verfahren ist es günstig, die Überschusswärme aus der anaeroben Faulung oder von Müllverbrennungsanlagen, aus dem lokalen Fernwärmenetz oder einem Gewächshaus in der Nähe zu nutzen. In Hinblick auf die Nachhaltigkeit sollten keine fossilen Brennstoffe für die Trocknung verwendet werden.

Die Investitionskosten für die Anlage und den benötigten geschlossenen Raum belaufen sich je nach Typ, Kapazität und Baumaterialien normalerweise auf 500 000 bis 2 000 000 Euro. Die technische Lebenszeit der Anlage liegt für gewöhnlich zwischen 15 und 20 Jahren. Die installierte Leistung kann aufgrund der Hauptantriebe und Gebläse usw. zwischen 150 und 200 kW variieren; der Stromverbrauch dieses Verfahrens liegt bei ca. 70 bis 100 kWh/t TS und hängt ebenfalls von der Art der Anlage ab. Der Verbrauch ist im Vergleich zum Gesamtverbrauch der Kläranlage relativ hoch. Der tatsächliche Verbrauch hängt auch von der Betriebszeit der Anlage ab. Bei der Schlamm-trocknung kommen normalerweise keine Chemikalien zur

Anwendung. Für die Durchführung dieses Verfahrens ist keine Arbeitskraft erforderlich. Allerdings werden über die für den normalen Betrieb der Kläranlage erforderlichen Kompetenzen hinaus Fähigkeiten und Fachkenntnisse im Bereich thermische Prozesse und Wartung explosionsgefährdeter Bereiche benötigt.

7.3 BEISPIEL: Lösungen für die Schlammhandhabung von PURE-Partnern – STETTIN, Zakład Wodociągów i Kanalizacji Sp z.o.o. w Szczecinie ZWiK

Kläranlage Pomorzany

Die polnische Stadt Stettin verfügt über zwei moderne Kläranlagen. Pomorzany ist eine Kläranlage mit einer ausgelegten Kapazität von 418 000 Einwohnerwerten und einer Schlammproduktion von 6 300 Tonnen Trockensubstanz (derzeit zwischen 5 000 und 5 500 tTS) und ist damit beinahe doppelt so groß wie die zweite Kläranlage in Stettin, Zdroje. Die Anlage verfügt über ein Verfahren zur Stickstoffeliminierung und sowohl ein biologisches als auch chemisches Verfahren zur Phosphoreliminierung.

Die Kläranlage Pomorzany hat ein Vorklärbecken für eine Aufenthaltszeit von 2 Stunden. Der Primärschlamm wird mit einem Trockensubstanzgehalt von 2,5 % entnommen. Durch die statische Eindickung wird er auf einen TS-Gehalt von 6 % gebracht. Überschussschlamm wird in einem Bandfilter maschinell auf einen TS-Gehalt von 6 % eingedickt. Der Polymerverbrauch des Bandfilters liegt bei 3 bis 5 g/kg TS.

Primär- und Überschussschlamm werden in einen mesophilen Faulbehälter gepumpt, welcher einen TS-Gehalt von 3,5 % aufweist. Die Faultemperatur beträgt 37 °C, und die Aufenthaltszeit beträgt 20 Tage. Das entstehende Biogas wird in drei BHKWs von 350 kW und einem elektrischen Wirkungsgrad von 37 % genutzt. Der Grad der Selbstversorgung liegt bei 70 %, und das Gas kann ca. 25 Stunden gespeichert werden.

Der Faulschlamm wird in einer Bandfilterpresse auf einen TS-Gehalt von ca. 20 % entwässert. Der Polymer-Ver-



Abbildung 7-4: Faulbehälter und Gastanks, Kläranlage Pomorzany in Stettin, Polen. Foto: ZWiK Szczecin.

brauch liegt bei ca. 8 bis 12 g/kg TS. Der entwässerte Schlamm wird in einem Bandrockner auf einen TS-Gehalt von 96 % getrocknet und anschließend in einer Verbrennungsanlage verbrannt. Nach der Verbrennung wird die Asche in einer Deponie entsorgt.

Für die kommenden Jahre ist eine Optimierung der Schlammfäulung und -entwässerung geplant, möglicherweise mit einer Desintegration.

Abbildung 7-5: Kläranlage Pomorzany in Stettin. Foto: ZWiK Szczecin.



Kläranlage Zdroje

Die Kläranlage Zdroje ist die kleinere der beiden Kläranlagen in Stettin. Die Anlage ist für 177 000 Einwohnerwerte ausgelegt. Die gegenwärtige Schlammproduktion beträgt insgesamt jedoch nur 1 680 Tonnen (Trockensubstanz bzw. TS) pro Jahr. Zdroje verfügt über Verfahren zur biologischen Stickstoff-Eliminierung sowie ein biologisches und chemisches Verfahren zur Phosphoreliminierung.

Der Primärschlamm wird im Vorklärbecken gesammelt und durchläuft eine Aufenthaltszeit von 1,5 Stunden. Durch die statische Eindickung wird der Schlamm auf einen TS-Gehalt von 5 % gebracht. Der Überschussschlamm wird in Trommeleindickern maschinell auf einen TS-Gehalt von über 5 % gebracht. Insgesamt ist eine Polymermenge von 6,5 g/kg TS erforderlich. Der eingedickte Schlamm wird in den Faulbehälter gepumpt und durchläuft dort den Faulprozess bei einer Temperatur von 30 bis 35 °C. Der Trockensubstanzgehalt beträgt 3,5 %, die Aufenthaltszeit beträgt 24 Tage.

Der Faulschlamm wird in Zentrifugen auf einen TS-Gehalt von 19 % entwässert. Der Polymerverbrauch liegt bei

ca. 5,3 g/kg TS. Der entwässerte Schlamm wird auf einen TS-Gehalt von 95 % getrocknet. Wärme aus einem BHKW ist eine der Energiequellen, die für die Trocknung herangezogen werden. Das BHKW (238 kW) hat einen elektrischen Wirkungsgrad von 35 %. Die Anlage kann 40 % der benötigten Energie selbst produzieren.

Der entwässerte und getrocknete Schlamm wird in der Verbrennungsanlage der Kläranlage Pomorzany verbrannt. Auch eine Entsorgung auf der Deponie oder in der Landwirtschaft ist möglich (Letzteres nach einer Hygienisierung mit Kalk).

In den kommenden Jahren werden verschiedene Tests zeigen, ob das Entwässerungsergebnis der Anlage beispielsweise mithilfe von Eisensalzen oder der Desintegration verbessert werden kann.

Abbildung 7-6: Kläranlage Zdroje in Stettin. Foto: ZWiK Szczecin.



7.4 DIE WICHTIGSTEN THERMISCHEN TROCKNUNGSMETHODEN IM ÜBERBLICK

Tabelle 7-1: Direkte und indirekte Trocknung im Überblick. TS = Trockensubstanz.

Technologie	Funktionen	Anmerkungen
Direkte Trocknung (45–90 % TS)	Direkter Kontakt zwischen Schlamm und Wärmeübertragungsmedium. Typischerweise Trommel- oder Bandtrockner.	Investitionskosten: 500 000 € bis 2 000 000 €. Installierte Leistung: 150 bis 200 kW. Stromverbrauch: 70 bis 100 kWh/t TS. Sekundäre Wärme kann genutzt werden, um Energiekosten zu sparen. Wartung explosionsgefährdeter Bereiche erforderlich.
Indirekte Trocknung (45–90 % TS)	Kein direkter Kontakt zwischen Schlamm und Wärmeübertragungsmedium. Anlage umfasst z. B. Horden-, Schaufel oder Fließbettrockner.	

Verwendung im Ostseeraum

Die thermische Trocknung ist in Zentraleuropa eine bekannte und bewährte Technologie und wird dort sowohl in mittelgroßen als auch in großen Anlagen angewendet. Im Ostseeraum wurde diese Technologie bereits angewendet, beispielsweise in Kopenhagen, Dänemark, Hetlingen und Hamburg, Deutschland, und kürzlich auch in Finnland (Eko-kem, Riihimäki) und Polen (beispielsweise in Krakau, Danzig, Lodz, Stettin). Die solare Trocknung kommt in Bredstedt (Deutschland) zur Anwendung.



8. SCHLAMMVERBRENNUNG

Foto: Lotta Ruokanen, HELCOM.

8.1 EINLEITUNG

Klärschlamm eignet sich aufgrund der hohen Konzentrationen an Phosphor und Stickstoff gut als Düngemittel, er kann jedoch auch eine Schadstoffsenke darstellen. Neben verschiedenen organischen Stoffen können Schwermetalle in den Schlamm gelangen, die die Umwelt verschmutzen können. Daher wurde in den letzten Jahren die Schlammverbrennung häufiger angewendet. Ebenfalls kann aus der Verbrennung eine positive Energiebilanz gewonnen und der Heizwert des Schlammes genutzt werden. Der Hauptfaktor der Schlammverbrennung ist jedoch, dass die Menge an erzeugtem Schlamm aus kommunalen Kläranlagen im Vergleich zur zu Verfügung stehenden Fläche zur Entsorgung oder Behandlung (z.B. Kompostierung) zu groß ist.

In der EU wird die neue Richtlinie 2008/98/EG über Abfälle in die Gesetzgebung der einzelnen Mitgliedsstaaten umgesetzt. Die neue Richtlinie führt dazu, dass das stoffliche Recycling von Schlamm unterstützt und die Entsorgung organischen Materials auf Deponien begrenzt wird. Die früheren Vorgaben haben erwartungsgemäß die Verwertung von Schlamm auf landwirtschaftlichen Flächen begünstigt, sofern dies ansonsten von den Landwirten und zuständigen Umwelt- und Landwirtschaftsbehörden akzeptiert wurde. Die letzten Vorgaben werden die Schlammherzeuger anregen oder verpflichten den Schlamm zu verbrennen, sofern dieser nicht anderweitig entsorgt werden kann.

In Hamburg und Berlin-Ruhleben werden beispielsweise jährlich über 150 000 t Schlamm verbrannt. Ebenso nutzen viele polnische Städte, einschließlich der PURE-Partnerstädte Danzig und Stettin, sowie St. Petersburg in Russland die Schlammverbrennung in ihren Kläranlagen.



Abbildung 8-1: Monoverbrennungsanlage VERA in Hamburg.
Foto: VERA Klärschlammverbrennung GmbH.

8.2 ALLGEMEINE ANFORDERUNGEN UND UNTERSCHIEDLICHE LÖSUNGEN BEI DER SCHLAMMVERBRENNUNG

Schlamm kann entweder zusammen mit anderen Energiequellen, wie Siedlungsabfällen oder fossilen Brennstoffen, oder allein verbrannt werden, wobei in letzterem Fall andere Brennstoffe nur unterstützend verwendet werden. Die Gestaltungskriterien für die Schlammverbrennung in verschiedenen Arten von Kesseln sind von der Mischung und den Brennwerten unterschiedlicher Brennstoffe abhängig. Die Schlammverbrennung findet mit Faulschlamm, entwässertem und möglicherweise getrocknetem Schlamm Anwendung. Schlamm kann ohne Trocknung und Faulung verbrannt werden, wobei in diesem Fall jedoch oft ein Zusatzbrennstoff erforderlich ist.

Bei der Monoverbrennung sind die Verhältnisse von Schlamm und unterstützenden Brennstoffen wie Kohle, Öl oder Erdgas von der Trockensubstanz und dem Aschegehalt des Schlammes abhängig. In Abhängigkeit vom Trockensubstanzgehalt – sofern diese 90% oder mehr beträgt – kann Schlamm in Monoverbrennungsanlagen mit einer sehr geringen Menge oder ganz ohne unterstützende Brennstoffe verbrannt werden. Bei der Inbetriebnahme der Anlage und häufig im normalen Dauerbetrieb wird jedoch der unterstützende Brennstoff und das Verbrennungssystem bereitgehalten, um die Schwankungen des Trockengehalts beim eingespeisten Schlamm besser auffangen zu können. Bei der Mitverbrennung ist gewöhnlich

genug Kohle, Siedlungsabfall oder sonstige feste Brennstoffe vorhanden, sodass kein zusätzlicher unterstützender Brennstoff nötig ist.

Im Allgemeinen sollten die Trockensubstanz und der Brennwert des Schlammes – wie auch der anderen Brennstoffe – so hoch wie möglich sein. Der typische Brennwert der Trockensubstanz von Schlamm ist 3 bis 5 MJ/kg DS und dieser ist hauptsächlich vom Aschegehalt des Materials abhängig. Natürlich ist der Brennwert des Schlammes auch vom Wassergehalt abhängig sowie davon, ob es sich um Faulschlamm handelt oder nicht. Der optimale Trockensubstanzgehalt hängt von den Brennwerten der anderen verwendeten Brennstoffe ab. Wenn der durchschnittliche



Abbildung 8-2: Verbrennung in St. Petersburg.
Foto: Lotta Ruokanen, HELCOM.

Brennwert der anderen Brennstoffe sehr hoch ist, kann entwässerter Schlamm mit einem Trockensubstanzgehalt zwischen 20 und 30%, d. h. gänzlich ohne thermische Trocknung des Schlammes, verbrannt werden. In Bottrop bei Essen (Deutschland) findet sich ein Beispiel für die Mitverbrennung von kommunalen Klärschlamm mit Kohle (Schmelz, 2011) und in der Zellstoff- und Papierindustrie gibt es ebenfalls viele Beispiele für die gemeinsame Verbrennung von Klärschlamm und Holzurückständen.

Eine wichtige Aufgabe bei der Schlammverbrennung ist, nach Möglichkeit eine gute Verwirbelung im Ofen zu erreichen. Dazu wird überschüssige Verbrennungsluft in den Ofen eingeleitet. Da der Luftüberschuss jedoch Hitze verbraucht, sollte sein Gehalt optimiert und die eingeleitete Verbrennungsluft mit den Abgasen vor der Einspeisung in

den Ofen vorgeheizt werden. Dieses System wird als Wärmerückgewinnungssystem des Kessels bezeichnet.

Es sollte beachtet werden, dass Schlamm kein geeigneter Brennstoff für diese Verbrennungstechnologie ist, auch wenn Siedlungsabfälle in Drehrohröfen verbrannt werden können ein Verfahren, das in der Zementindustrie in Deutschland und mehreren anderen Ländern weitreichend angewandt wird. Schlamm würde sich nicht wie andere feste Brennstoffe verhalten, sondern kugelförmige Strukturen bilden, die durch den Ofen rollen und nicht vollständig verbrannt werden.

Betrieb, Wartung, Umwelt- und Sicherheitsaspekte

Die Verbrennungstechnologie muss gewöhnlich im 24-Stunden-Betrieb arbeiten, denn tägliche oder wöchentliche Abschaltungen bringen Zusatzkosten mit sich. Der Betrieb und die Wartung sind fachlich gesehen sehr viel anspruchsvoller als andere Grundoperationen der Schlammbehandlung. Die Kessel unterliegen aufgrund der hohen Betriebstemperaturen und der Druckbehälter einer technischen Regulierung. Für beides ist jeweils eine einzelne Genehmigung des verantwortlichen und anerkannten Betreibers erforderlich.

Umweltprobleme in der Schlammverbrennung treten im Zusammenhang mit Abgasemissionen und der Beseitigung von Asche auf (siehe Abschnitt 9.4). Luftemissionen der Abgase können durch Abgasreinigungsanlagen, die Feinstaub und gasförmige Emissionen etwa von Schwefel und Stickoxiden beseitigen, begrenzt werden.

8.2.1 Mitverbrennung

Die Mitverbrennung von Mischungen verschiedener fester, flüssiger und gasförmiger Brennstoffe wird seit Jahrzehnten angewandt und kann daher als bewährte Technologie betrachtet werden. Die Verbrennung von kommunalen oder industriellen Klärschlämmen ist in Deutschland und Finnland üblicher als in anderen Ländern des Ostseeraums.

In Deutschland wird der Schlamm hauptsächlich mit Kohle oder Siedlungsabfällen verbrannt. In diesen Fällen enthält die Asche so wenig Phosphor und eine solch große Menge an Unreinheiten, dass das Phosphorrecycling nicht in Frage kommt. In Schweden und Finnland wird ein Großteil des industriellen Klärschlammes zusammen mit Baumrinde oder anderen Holzmaterialien verbrannt. Würde kommunaler Klärschlamm ebenfalls in diesen Kesseln verbrannt werden – was zurzeit noch nicht geschieht –, würde die Asche einen erheblichen Anteil Phosphor enthalten und wäre für die Phosphorrückgewinnung geeignet.

Die Verbrennung zusammen mit anderen Brennstoffen oder Abfallmaterialien bietet oft Größenvorteile, da die Kessel für mindestens 25 000 tTS/a ausgelegt sein sollten und die optimale Größe der Mitverbrennung bei Nutzung aller Brennstoffe bei 200 000 bis 250 000 tTS/a liegen würde. Die Gesamtenergieeffizienz dieser Anlagen für die Mitverbrennung beträgt 70 bis 85 %, was durch den ho-

hen Durchschnittsbrennwert der Mischung verschiedener Brennstoffe und den Umstand begründet ist, dass sowohl Wärme (für Prozess- oder Fernwärme-Heizsysteme) als auch elektrischer Strom erzeugt werden kann.

Der Anteil an Klärschlamm bei der Mitverbrennung liegt üblicherweise bei 5 bis 15 %; er muss unter einem Anteil an der Brennstoffmischung bei Rostfeuerungskesseln von 20 Gewichtsprozent liegen. Investitionskosten für den gesamten Kessel zur Mitverbrennung reichen normalerweise von 60 bis 100 Millionen Euro, je nach Kapazität. Die zusätzlichen Investitionskosten aufgrund der Mitverbrennung von Klärschlämmen erstrecken sich annähernd von 3 bis 5 Millionen Euro. Anlagen für die Mitverbrennung befinden sich für gewöhnlich nicht im Eigentum der Kläranlage, sondern eines externen Kohlekessel- oder Abfallverbrennungsbetreibers und werden von diesem auch betrieben.

8.2.2 Monoverbrennung

Die Monoverbrennung ist für gewöhnlich auf die einfache Zerstörung des Schlammes ohne Energierückgewinnung ausgerichtet, da der Nettobrennwert von Schlamm keine überschüssige Energie erzeugt. Bei Faulschlamm ist der Brennwert noch niedriger. Der typische Brennwert der Trockensubstanz von Schlamm beträgt ungefähr 3 MJ/kg TS. Die Monoverbrennung besteht daher nur aus der Brennstoffaufnahme, Misch- und Einspeisesystemen, einem Ofen mit Brennern für unterstützende und Anfahrbräunstoffe wie Öl, Erdgas oder Kohle oder Biogas aus der Vergärung.

Die Investitionskosten für eine einfache Monoverbrennung sind geringer als die für die Mitverbrennung, jedoch sind die Betriebskosten wesentlich höher, da unterstützende Brennstoffe erforderlich sind und Erträge aus dem Verkauf von Wärme und Strom fehlen.

In der Ostseeregion ist die Anzahl und Gesamtkapazität von Monoverbrennungsanlagen erheblich geringer als die Anzahl und Gesamtkapazität von Anlagen für die Mitverbrennung. Monoverbrennung eignet sich besser für die Phosphorrückgewinnung, da die Asche Phosphor enthält und die Verunreinigungen, etwa durch Schwermetalle, geringer sind als in der Asche aus der Mitverbrennung. Die

Menge an Schwermetallen oder anderen inerten Verunreinigungen, die in der Verbrennungsasche zurückbleiben, sind vom Anteil dieser Stoffe im Schlamm abhängig.

Investitionskosten für den Kessel zur Monoverbrennung reichen normalerweise von 20 bis 40 Millionen Euro, je nach Kapazität. Eine Monoverbrennungsanlage kann entweder im Eigentum eines externen Abfallverbrennungsbetreibers sein und von diesem betrieben werden oder zu einer großen Kläranlage gehören und von dieser betrieben werden (oder einem Zusammenschluss mehrerer Kläranlagen mittlerer Größe).

8.3 SCHLAMMVERBRENNUNGSTECHNOLOGIEN

Bei der Mitverbrennung werden sowohl die Rostfeuerungs- als auch die Wirbelschichttechnologie angewandt. Für die Monoverbrennung ist in der Praxis die Wirbelschichttechnologie die einzige angemessene Technologie.

8.3.1 Rostfeuerung

Funktionsprinzipien

Klärschlamm gilt üblicherweise als Abfall. Die meisten Anlagen zur Umwandlung von Abfall in Energie nutzen die Rostfeuerungs-technologie. Je nach Hersteller bietet der Markt verschiedene Arten von Rosten an. Verschiedene Rostarten unterscheiden sich hinsichtlich der Art, wie der Brennstoff in die Brennkammer eingelegt wird. Der Brennstoff wird in den Ofen entweder mechanisch oder hydraulisch eingespeist.

Die Einleitung von Primärluft und Sekundärluft in den Kessel und verschiedene Verbrennungszonen ist je nach Hersteller etwas unterschiedlich. Die Verbrennungstemperaturen erhöhen sich im Ofen allmählich und liegen üblicherweise bei einem Höchstwert von 850 bis 1 000°C. Der Rost wird je nach Verfahren des Herstellers mit der Primärluft oder mit Wasser gekühlt. Nähere Informationen sind bei den Herstellern erhältlich.

Betrieblicher Verbrauch und Arbeitskräfte

Die installierte Leistung beträgt aufgrund der Primär- und Sekundärluftgebläse und der Abgasausrüstung 300 bis 500 kW. Der Stromverbrauch im Betrieb kann er-



Abbildung 8-2: Verbrennung in Stettin, Polen.
Foto: ZWiK Szczecin.

heblich sein (ca. 400 bis 1 200 kWh/t TS) verglichen mit dem Gesamtverbrauch der Abwasserbehandlung. Außerdem muss die Anlage kontinuierlich betrieben werden. Für die Schlammverbrennung sind keine Chemikalien erforderlich. Dieses Betriebsverfahren benötigt 4 bis 5 weitere

Arbeitskräfte und zusätzliche Fertigkeiten, und spezielle Kenntnisse – über thermische Verfahren, Druckbehälter, Wartung der explosionsgefährdeten Bereiche usw. – sind über den normalen Betrieb der Kläranlage hinaus erforderlich.

Nutzung im Ostseeraum

Die Mitverbrennungen von Schlamm und festen Siedlungsabfällen mit Rostfeuerung sind in Mitteleuropa bekannte und erprobte Technologien. Diese Technologie wird im Ostseeraum noch nicht weitreichend angewandt, mit Ausnahme von Deutschland, wo die Mitverbrennung mit Kohle z. B. in Bielefeld, Bremen-Farge, Duisburg und Veltheim stattfindet.

8.3.2 Wirbelschichtverbrennung

Arbeitsprinzipien

Die Wirbelschichtverbrennungstechnologie kann für die Monoverbrennung von 100 % Schlamm oder die Mitverbrennung mit einem Schlammgehalt von 10 bis 50 % und weiteren, meist festen, Brennstoffen verwendet werden. Bei der Wirbelschichttechnologie findet die Verbrennung in einem Ofen statt, der aus einem Kesselgitterrost aus Sprühdüsen, einem feuerfest ausgekleideten Brennofen und einem fluidisierten Sandbett besteht.

Der Brennstoff wird mechanisch oder hydraulisch über der Wirbelschicht in den Ofen eingespeist. Die Fluidisierung erfolgt über Primärluft, die durch ein Düsengitter geblasen wird. Der Sand verbleibt als eine einen Meter tiefe stationäre Schicht am Boden des Ofens. Brennstofftrocknung, Verdampfung, Entzündung und Verbrennung finden in der Wirbelschicht statt.

Die Temperatur im freien Raum über der Schicht (der Freiraum) liegt gewöhnlich zwischen 850 und 950°C.

Über dem Wirbelschichtmaterial ist der Freiraum so ausgelegt, dass die Gashaltung im Verbrennungsbereich ermöglicht wird. Im Bett selbst ist die Temperatur niedriger – um 650 °C oder höher. Die Verbrennung wird durch Sekundärluft ausgeführt, die sich in zwei verschiedene Stufen der Einblasung einteilen lässt. Die zurückbleibende Kohle und größere Brennstoffteile werden im Sandbett verbrannt.

Der Kessel benötigt eine ständige Einspeisung neuen Sandes, da die Hauptverbrennung bei der Wirbelschichttech-

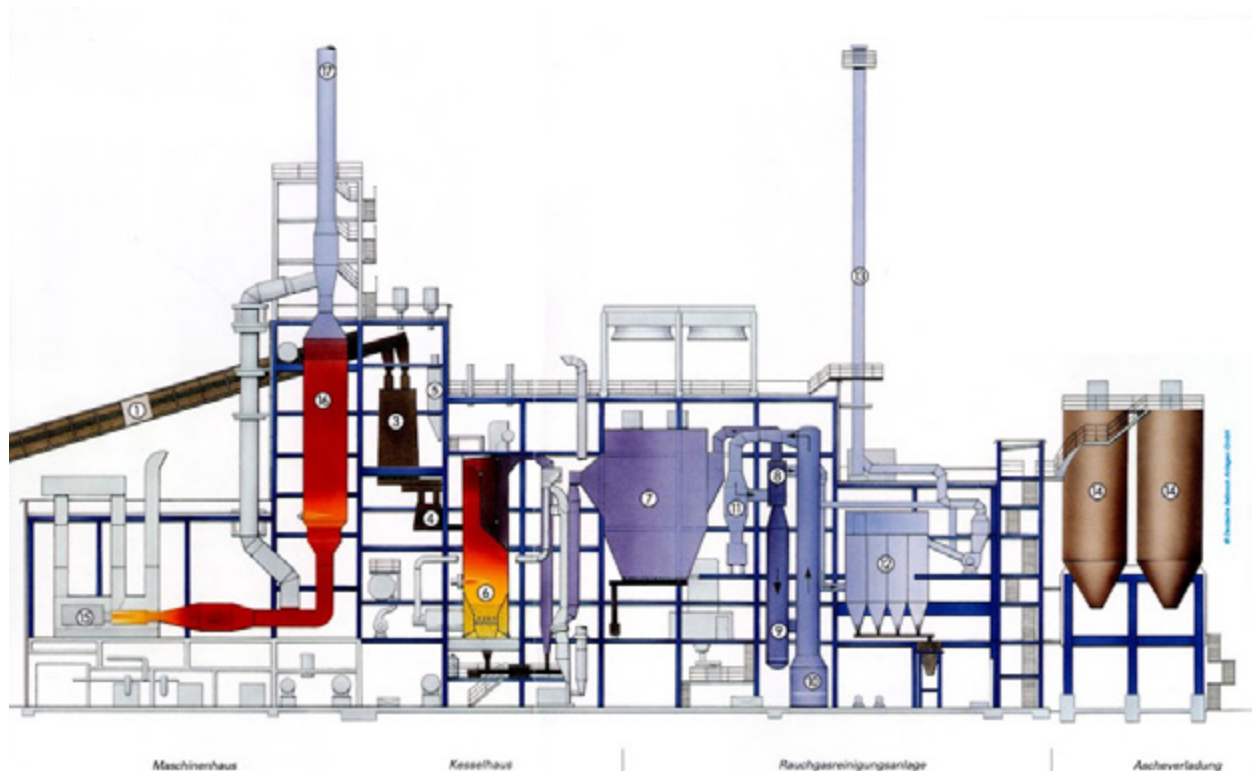


Abbildung 8-3: Diagramm der Wirbelschichtfeuerung in Hamburg. Bild: VERA Klärschlammverbrennung GmbH.

nologie in einer Sandwirbelschicht stattfindet und während der Verbrennung ein Teil des Sandes durch das untere Entaschungssystem und ein Teil mit den Abgasen verloren geht. Die Einspeisung erfolgt im Allgemeinen durch ein Sandsilo mit einem Einspeisesystem. Falls erforderlich, kann ein Teil des Sandes auch durch ein Recyclingsystem neben dem unteren Entaschungssystem recycelt werden. Nähere Informationen sind bei den Herstellern erhältlich.

Kosten, betrieblicher Verbrauch und Arbeitskräfte

Die Investitionskosten liegen zwischen 20 und 40 Millionen Euro, je nach Kapazität und Art der Energierückgewinnung und anderen Faktoren. Die technische Lebensdauer der Ausrüstung beträgt gewöhnlich 20 bis 25 Jahre.

Die installierte Leistung beträgt aufgrund der Primär- und Sekundärluftgebläse, der Wirbelschichtzirkulation und der Abgasausrüstung 400 bis 600 kW. Der Stromverbrauch (ca. 400 bis 1200 kWh/t DS) dieses Betriebsverfahrens kann verglichen mit dem Gesamtverbrauch der Abwasserbehandlung erheblich sein. Außerdem muss die Anlage kontinuierlich betrieben werden. Für die Schlammverbrennung sind keine Chemikalien erforderlich. Dieses Betriebsverfahren benötigt 4 bis 5 weitere Arbeitskräfte, und zusätzliche Fertigkeiten und spezielle Kenntnisse – für thermische Verfahren, Druckbehälter, Wartung der explosionsgefährdeten Bereiche usw. – sind über den normalen Betrieb der Abwasserbehandlungsanlage hinaus erforderlich.

Nutzung im Ostseeraum

Die Schlamm- und Abfallverbrennung mit der Wirbelschichttechnologie sind in Industrieanlagen der Ostseeregion bekannte und erprobte Technologien.

Sie werden in einigen großen Kläranlagen für die Monoverbrennung von Schlamm angewandt, beispielsweise in Kopenhagen, Dänemark, St. Petersburg, Russland, sowie in Polen (z. B. in Krakau, Danzig, Lodz und Stettin). Außerhalb des Ostseeraumes wird diese Technologie in Großbritannien, den Niederlanden, der Schweiz, Österreich, Frankreich und Italien angewandt.

8.4 ZUSAMMENFASSUNG DER WICHTIGSTEN VERBRENNUNGSMETHODEN

Tabelle 8-1: Rost- und Wirbelschichtfeuerung.

Technologie	Merkmale	Anwendbarkeit	Anmerkungen
Rostfeuerung	Verbrennung in einem Ofen bei 850–1 000°C, der aus einem Gitterrost und einem feuerfest ausgekleideten Brennofen besteht	Nicht geeignet für Monoverbrennung von Schlamm. Anwendbar für Mitverbrennung von Schlamm, wobei der Schlammanteil bei < 20 % liegt.	Investitionskosten von 60 Mio. bis 100 Mio. Euro. Installierte Leistung 300–500 kW. Erfordert zusätzlich 4–5 Personen mit speziellen Kenntnissen; die Anlage wird normalerweise nicht durch das Personal der Kläranlage betrieben.
Wirbelschichtverbrennung	Verbrennung in einem Ofen, bestehend aus einem Kesselboden mit Sprühdüsen, einer feuerfesten Auskleidung und einem Sandbett, bei 850–950°C.	Geeignet für Monoverbrennung und Mitverbrennung von Schlamm.	Investitionskosten von 20 Mio. bis 40 Mio. Euro. Installierte Leistung 400–600 kW. Erfordert zusätzlich 4–5 Personen mit speziellen Kenntnissen; bei Monoverbrennung ist Betrieb durch das Personal der Kläranlage möglich.



9. ENTSORGUNG VON KLÄRSCHLAMM ODER ASCHE AUS DER SCHLAMM- VERBRENNUNG

Foto: Shutterstock.com/Hywit Dimyadi.

9.1 EINFÜHRUNG

In der Vergangenheit wurde Klärschlamm deponiert, in großen Schlammteichen gelagert, in aridem Klima in der Sonne getrocknet oder in den Ozeanen verklappt, bis vor einigen Jahren die Entwicklung sinnvoller Nutzungsmöglichkeiten für entwässerten Schlamm und Asche aus der Schlammverbrennung begann. Die fortschrittlicheren Methoden der Schlamm- oder Ascheentsorgung zielen meist auf eine Verwertung des kompostierten oder Faulschlammes als Düngemittel in der Landwirtschaft oder als Material im Landschaftsbau oder auf eine Verwertung von Phosphor oder Stickstoff als zusätzliches Düngemittel ab.

In Europa und in den Ländern des Ostseeraums werden viele verschiedene Entsorgungsstrategien angewandt. In Ländern wie den Niederlanden, Belgien und der Schweiz ist die landwirtschaftliche Entsorgung von Klärschlamm verboten oder eingeschränkt und der Schlamm wird verbrannt. Andere Länder wie Finnland, Estland und Norwegen nutzen kompostierten Schlamm zum Beispiel für Grünflächen. Andere Länder wie Island, Malta und Griechenland deponieren den Schlamm. In Russland und Weißrussland ist die Sammlung von Schlamm in Schlammgruben oder -teichen weit verbreitet.

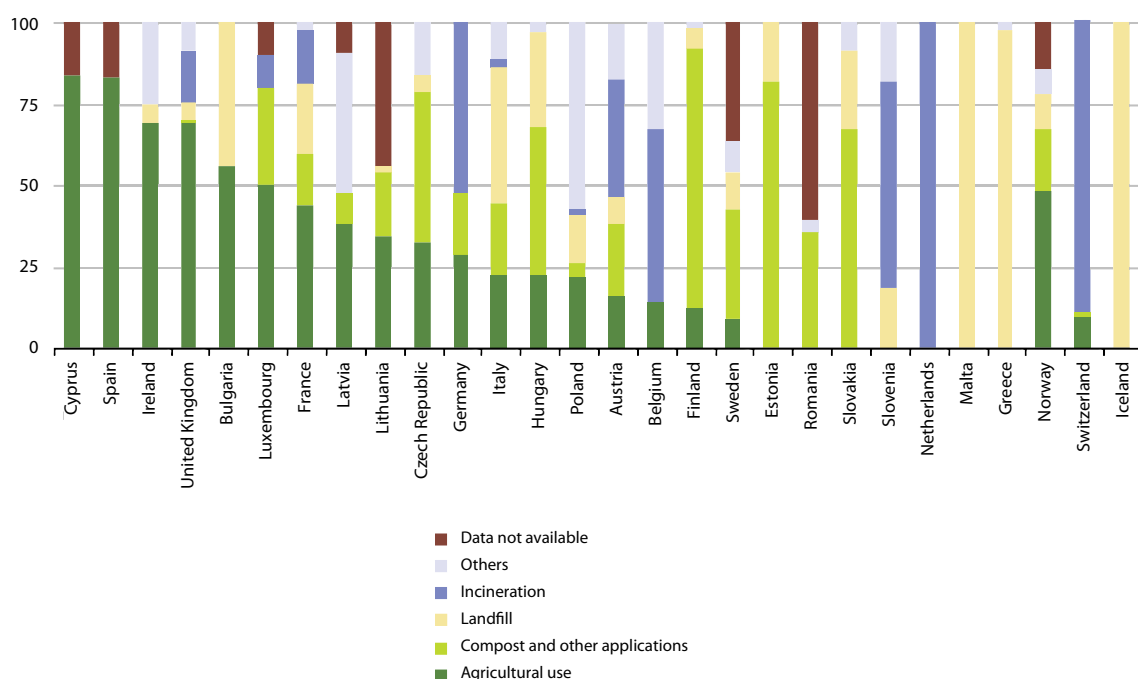
Klärschlamm enthält hohe Konzentrationen an Nährstoffen wie Phosphor, Stickstoff und Kohlenstoff, aber auch Schadstoffe wie Schwermetalle (z.B. Cadmium, Quecksilber) und organische Schadstoffe (z.B. PCB). Die Konzentrationen im Klärschlamm hängen immer von den Haushalts- und gewerblichen Abwässern ab, die in der entsprechenden Kläranlage aufbereitet werden. Hohe Konzentrationen an Kupfer und Zink sind meist auf Haushaltsabwasser zurückzuführen, während Cadmium, Chrom, Quecksilber und Blei hauptsächlich industriell

verursacht werden. Sind nur geringe Konzentrationen an schädlichen Stoffen vorhanden, könnte der Schlamm theoretisch in der Landwirtschaft genutzt werden. Nationale Vorschriften und die politische Absicht beeinflussen oftmals die Wahl der in der Praxis angewandten Methoden.

Aufgrund seines hohen Gehalts an organischer Substanz (mit oder ohne Faulung) ist es möglich, getrockneten Schlamm in einer Verbrennungsanlage zu verbrennen und so sein Volumen zu reduzieren. Es ist außerdem möglich, überschüssige Energie zu erzeugen und den Schlamm zur Gewinnung von elektrischer oder thermischer Energie zu nutzen (siehe Kapitel 7 und 8). Nach der Verbrennung bleibt noch die Frage zu klären, wie die entstandene Asche zu entsorgen ist.

In vielen Ländern nimmt die Deponierung von Schlamm ab und in manchen Ländern ist dies sogar verboten (siehe Kapitel 12). Bei einer Deponierung geht das Potenzial einer Nutzung von Schlamm als Nährstoff- oder Energiequelle verloren.

Abbildung 9-1: Entsorgung von Klärschlamm aus der kommunalen Abwasserbehandlung, nach Art der Behandlung, 2009* (% der Gesamtmasse). Quelle: Eurostat.



* Belgien, Deutschland, Luxemburg, Niederlande und Österreich, 2008; Tschechische Republik, Irland, Lettland und Slowakei, 2007; Griechenland und Schweiz, 2006; Italien, Zypern und Vereinigtes Königreich, 2005; Frankreich und Ungarn, 2004; Island, 2003; Schweden, 2002; Finnland, 2000; Dänemark und Portugal, nicht verfügbar.

9.2 NUTZUNG VON KLÄRSCHLAMM IN DER LANDWIRTSCHAFT

Kommunaler Klärschlamm wird im Ostseeraum schon seit mindestens 40 Jahren landwirtschaftlich genutzt. Das Interesse an einer Verwertung von Klärschlamm in der Landwirtschaft ist in jedem Land in Europa und in der Ostseeregion verschieden. Selbst innerhalb eines Landes wie zum Beispiel Deutschland können die Unterschiede erheblich sein: In Norddeutschland beträgt der Anteil der landwirtschaftlichen Entsorgung 60 %, während er im südlichen Teil des Landes bei unter 20 % liegt. Schadstoffe und auch die Gefahr einer hygienischen Verunreinigung haben eine Skepsis gegenüber der landwirtschaftlichen Verwertung von Schlamm im Agrarsektor unter den Politikern und in der Öffentlichkeit ausgelöst. In der nahen Zukunft werden neue Technologien zur Rückgewinnung von Phosphor erwartet, die eine Gewinnung von Nährstoffen aus Schlamm für die landwirtschaftliche Nutzung ermöglichen.

In den 1950er- und 1960er-Jahren waren die Vorschriften zur landwirtschaftlichen Verwertung von Klärschlamm weniger streng. Über die Jahre ist das Wissen um die möglichen schädlichen Auswirkungen von Klärschlamm in der Landwirtschaft gewachsen: Schlamm enthält Schwermetalle und organische Schadstoffe. Die analytischen Methoden in den Laboren wurden verbessert, es wurden neue Stoffe entdeckt und es kann mit neuen oder strengeren Begrenzungen gerechnet werden.

Die Konzentrationen an Schwermetallen im Klärschlamm sind in den letzten 20 Jahren in vielen Ländern zurückgegangen. Im Vereinigten Königreich beträgt der Rückgang beispielsweise zwischen 59 % und 85 % (Palfrey, 2011), in Deutschland zwischen 20 % und über 90 % (Bergs, 2010). Insbesondere die als kritisch angesehenen Parameter (Quecksilber, Cadmium, Blei und Chrom) haben abgenommen. Die Spanne dieser Konzentrationen ist in der EU sehr weit und die Daten umfassen nicht das gesamte Ostseegebiet (Tabelle 9-1). In allen Ländern des Ostseeraums gibt es gesetzliche Grenzwerte für Schwermetalle (Kapitel 12).

Die Schwermetall- und Nährstoffkonzentrationen hängen vom gewählten Abwasserbehandlungsverfahren ab. Eine gute Behandlung erhöht sowohl den Gehalt an Verunreinigungen als auch den Gehalt an Nährstoffen im Schlamm. Auch industrielle Düngemittel sind – je nach ihrer Herkunft – nicht frei von Verunreinigungen. Manche Mineräldünger haben hohe Konzentrationen an Cadmium und Uran. Die Gesetze einiger Länder erlauben eine höhere Cadmiumbelastung, wenn die Phosphorkonzentration hoch genug ist (Deutschland; Bergs, 2008). Bei Klärschlamm treten nur selten hohe Konzentrationen an Cadmium und Uran auf.



Abbildung 9-2. Einsatz von Schlamm in der Waldbewirtschaftung in Lettland. Foto: SIA Rigas Udens.

Eine umweltfreundliche landwirtschaftliche Verwertung von Klärschlamm erfordert eine ausreichende Vorbehandlung des Schlamms. Es ist möglich, flüssigen Schlamm ohne eine Entwässerung in der Landwirtschaft zu verwenden (in Deutschland wird dies praktiziert), die Menge muss dabei jedoch zum Schutz des Grundwassers kontrolliert werden. Empfohlen wird die Nutzung von entwässertem oder getrocknetem Schlamm. Eine solare Trocknung und Schilfbeete können für kleine und mittelgroße Anlagen als Mittel der Vorbehandlung für die landwirtschaftliche Nutzung geeignet sein. In nördlicheren Gebieten ist das Klima für eine solare Trocknung zu kalt (siehe Kapitel 7).

Tabelle 9-1: Konzentration in Klärschlamm in mg/kg Trockensubstanz (TS) (Palfrey, 2011).

	Cd	Cu	Ni	Zn	Pb	Hg	Cr
EU-Durchschnitt (2006)	1,9	207	27	715	52	1,5	50
EU-Spanne	0,4–6,9	73–356	11–66	332–1235	8,9–114	0,2–4,6	14–127

Oftmals ist eine Düngung mit Klärschlamm nur zu einer bestimmten Jahreszeit und direkt in den Boden erlaubt. Behandlungsmethoden wie die Kompostierung oder chemische Stabilisierung mit Kalk zur Eliminierung aller pathogenen Keime werden empfohlen, oft jedoch nicht benötigt. Die Schlammverordnungen werden im Einzelnen in Kapitel 12 beschrieben.

Neben Schwermetallen und Krankheitserregern können organische Verbindungen wie polyzyklische aromatische Kohlenwasserstoffe (PAK), adsorbierbare organische Halogenverbindungen (AOX) und polychloriertes Biphenyle (PCB) den Einsatz von Klärschlamm in der Landwirtschaft einschränken. In den letzten Jahren wurden neue Bedenken bezüglich organischer Mikroschadstoffe wie Hormone, Rückstände anderer Arzneimittel und Flammenschutzmittel aus moderner Kleidung usw. geäußert. In Deutschland werden für zukünftige Vorschriften maximale Rückstandswerte für Polymere in Betracht gezogen. Die Frage nach dem Umgang mit organischen Mikroschadstoffen konnte noch nicht abschließend geklärt werden und erfordert Folgemaßnahmen von den Unternehmen für die Abwasserbehandlung und den Regulierungsbehörden im Ostseeraum.

9.3 DEPONIERUNG VON KLÄRSCHLAMM

Die Deponierung von Klärschlamm, der nicht in der Landwirtschaft oder im Landschaftsbau genutzt werden kann, ist eine weit verbreitete Praxis in der Europäischen Union. Wenn Deponien ihre endgültige Höhe erreicht haben, sind auch hier landschaftsbauliche Maßnahmen erforderlich, und Schlamm hat sich als geeignetes Material zu diesem Zweck bewährt.

Die einzige Qualitätsanforderung für eine Neugestaltung von Deponien mit Schlamm ist, dass der Schlamm entsprechend den allgemeinen Auflagen bezüglich der Entsorgung von flüssigen Stoffen auf Deponien nicht in flüssiger Form vorliegen kann. Auch jüngste Restriktionen oder Verbote der Entsorgung von biologisch abbaubaren Stoffen auf Deponien werden die Deponierung von Schlamm und die Nutzung von kompostiertem Schlamm als Material für den Landschaftsbau langfristig einschränken. In den Nicht-EU-Ländern besteht diese Beschränkung nicht. Die Restriktionen werden den Druck erhöhen, Möglichkeiten der sinnvollen Verwendung von Schlamm in der Landwirtschaft oder bei der Gestaltung beispielsweise von Parks, Straßen und Schienen sowie Lösungen zur Verbrennung und Aufbereitung von Asche zu finden.

Abbildung 9-3. Asche aus der Verbrennung von Schlamm in St. Petersburg, Russland, und daraus hergestelltes Produkt. Foto: Lotta Ruokanen, HELCOM.

Die Preise für industrielle Düngemittel gegenüber Klärschlamm basieren auf der Wettbewerbssituation im entsprechenden Land sowie auf möglichen Subventionen auf industrielle Düngemittel, wie sie in Russland gewährt werden. Allgemein ist der Durchschnittspreis für Düngemittel in den letzten 3 bis 5 Jahren gestiegen.

Das Interesse an der Gewinnung von Düngemitteln aus Klärschlamm auf dem Wege der Trocknung und Pelletierung oder an einer Nutzung der aus der Schlammverbrennung hervorgehenden Asche als Düngemittel oder als Rohstoff für die Düngemittelproduktion wird immer größer – zumindest außerhalb des Ostseeraums in Ländern wie Norwegen und den Niederlanden (siehe 10.4 und 12). Die landwirtschaftliche Verwertung von Klärschlamm könnte zurückgehen, wenn neue Technologien der Phosphorrückgewinnung zur Verfügung stehen (siehe Kapitel 11). Die Rückgewinnung von Phosphor aus Schlamm ist noch nicht wirtschaftlich rentabel.



9.4 ENTSORGUNG VON KLÄRSCHLAMMASCHE AUS DER MONOVERBRENNUNG

Klärschlammasche ist das Produkt der Verbrennung von Schlamm (siehe Kapitel 8). Nur Aschen aus der Monoverbrennung von Schlamm und Mischungen mit anderen Aschen mit hohen Konzentrationen an Phosphor und anderen Nährstoffen sind für eine Weiterbehandlung und das Recycling geeignet. Aschen aus der Mitverbrennung haben nur eine sehr geringe Phosphorkonzentration und womöglich einen zu hohen Schadstoffgehalt, wenn die Mitverbrennung zum Beispiel mit kommunalem Haushaltsmüll erfolgt; sie werden für gewöhnlich deponiert. Bei Schlamm hingegen, der in einer Zementfabrik verbrannt worden ist, besteht dieses Entsorgungsproblem nicht, da die Asche im Produkt gebunden ist.

Nach der Verbrennung sind die Konzentrationen an Nährstoffen ungefähr doppelt so hoch wie zuvor, je nach Gehalt an organischer Substanz im Schlamm vor der Verbrennung. Der geschätzte Phosphorgehalt des Schlammes liegt nach einer Monoverbrennung zwischen 8 und 20 %. Organische Mikroverunreinigungen werden bei der Verbrennung zerstört und das Quecksilber wird bei der Abgasreinigung entfernt. Leider steigen auch die Konzentrationen aller anderen Schwermetalle im Prozess der Verbrennung, was einer direkten Düngung entgegensteht.

Nach der Verbrennung ist der Phosphor chemisch in der Asche gebunden und die Bioverfügbarkeit ist gering. Die Behandlungsmöglichkeiten und der Einsatz von Klärschlammasche in der Landwirtschaft werden in Kapitel 11 beschrieben. Zum Zweck einer möglichen späteren Behandlung, die den Phosphor biologisch verfügbar macht, sollte die Klärschlammasche auf einer „Monodeponie“ gelagert werden. Die Einsatzmöglichkeiten von Asche werden aktuell erforscht und zählen zu den größten Herausforderungen hinsichtlich der sinnvollen Verwertung von Schlamm für die nächsten Jahre.

Gegenwärtig existieren im Ostseeraum viele Vorschriften zur Einschränkung der Nutzung von Asche in der Landwirtschaft (siehe Kapitel 12). Schlamm gilt als Abfall, und da die Asche aus der Abfallverbrennung primär als gefährlicher Abfall einzustufen ist, erfordert die nützliche Wiederverwendung oder die stoffliche Verwertung von Schlammverbrennungsasche eine Sondergenehmigung. In den meisten Ländern im Ostseeraum ist dies die vorherrschende Auslegung und damit eine große Hürde für die Ausweitung des Einsatzes von Asche aus der Monoverbrennung von Schlamm in der Landwirtschaft. In Deutschland (und außerhalb des Ostseeraums in den Niederlanden) hat es jedoch kürzlich erste Versuche gegeben, dieses Problem zu lösen und die stoffliche Verwertung von Phosphor aus der Monoverbrennung zu fördern. Die Deponierung von Asche aus der Monoverbrennung (oder ihre Lagerung in speziellen Bereichen für eine zukünftige Wiederverwendung) kann ebenso Einschränkungen oder Sonderanforderungen unterliegen, da die Asche, die bei der Verbrennung des Klärschlammes entsteht, mit der Asche aus der Abfallverbrennung gleichzusetzen ist.

9.5 ZUSAMMENFASSUNG DER ENTSORGUNGSMETHODEN

- Es gibt mehrere Methoden zur Entsorgung von Klärschlamm; die Schlamm Entsorgungsstrategien in den einzelnen Ländern der Ostregion sind nicht einheitlich.
- Die landwirtschaftliche Verwertung von Klärschlamm oder seine Verbrennung mit anschließender Entsorgung der Aschen ermöglichen die Nutzung von Klärschlamm als Rohstoff oder Energiequelle; diese Methoden sind in der Region weit verbreitet.
- Kompostierter oder anderweitig hygienisierter Schlamm wird in manchen Ländern in der Region für Grünflächen, beispielsweise für Parks, verwendet.
- Die Verfügbarkeit von Nährstoffen im Schlamm hängt von dem angewandten Abwasserbehandlungsverfahren ab.
- Die Schadstoffe im Schlamm beschränken seine Nutzung für landwirtschaftliche Zwecke: Auch wenn die Schwermetallkonzentrationen in vielen Ländern gesenkt werden konnten, wurden neue Bedenken geäußert.
- Asche aus der Monoverbrennung von Schlamm ist reich an Phosphor und ausreichend schadstofffrei für einen Einsatz in der Landwirtschaft.
- Die Verfügbarkeit von Nährstoffen ist in der Asche gering und es bedarf daher zusätzlicher Behandlungsmethoden, die noch in Entwicklung sind.
- Schlammgruben und -teiche werden in einigen Teilen der Region immer noch genutzt; dies ist keine nachhaltige Art der Behandlung von Schlamm, da der Schlamm so nicht als Rohstoff verwertet werden kann und auch seine Nährstoffe und das Energiepotenzial verloren sind; darüber hinaus stellen undichte Schlamm-lagerbereiche eine Bedrohung für die Wasserumwelt dar.
- Die Deponierung von Schlamm wird in den nächsten Jahren in der EU aufgrund von neuen Vorschriften und einem steigenden Interesse am Recycling der Nährstoffe im Schlamm reduziert.

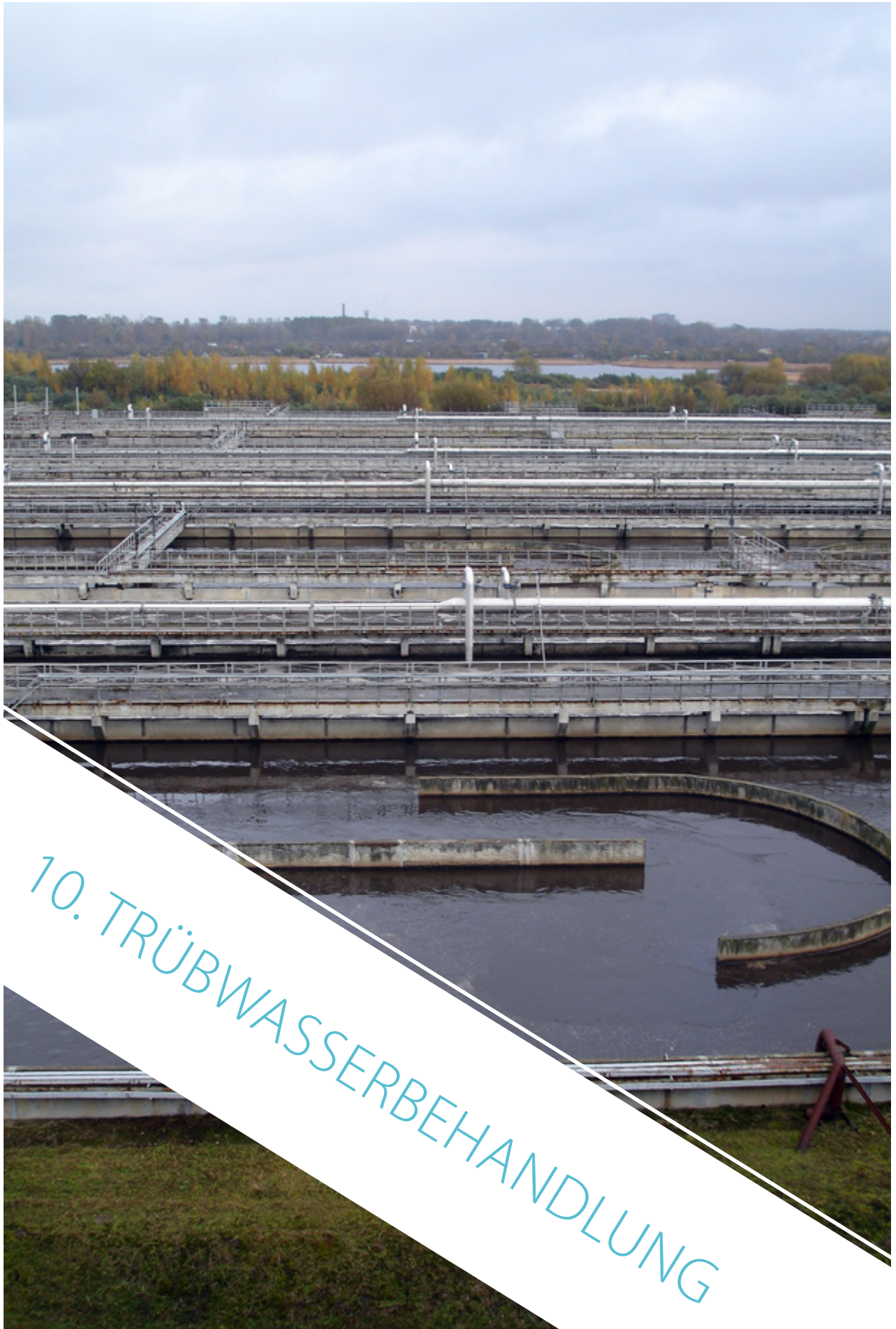


Foto: Lotta Ruokanen, HELCOM.

10.1 EINLEITUNG

Interne Abwässer aus der anaeroben Schlammfäulung, Überstandswasser aus der anaeroben Fäulung, Trübwasser aus der Schlammmentwässerung oder Kondensat aus der thermischen Trocknung enthalten erhebliche Mengen Stickstoff, Phosphor und Schwebstoffe. Daher sind mehrere Methoden der Trübwasserbehandlung untersucht und in vielen Kläranlagen eingeführt worden. Auch filtriertes Abwasser aus der Nachbehandlung (Kompostierung) und den Speicherbereichen von Faulschlamm wird als Trübwasser klassifiziert. Externe Trübwässer stammen beispielsweise aus regionalen Behandlungsanlagen für Abfall oder Schlamm.

Trübwässer nach der Fäulung verfügen oft über sehr hohe Konzentration: Der mikrobiologische Prozess lässt hohe Ammoniumkonzentrationen entstehen. Ebenfalls wird der Phosphor gelöst, speziell bei einer biologischen Phosphoreliminierung. Typische Merkmale des Trübwassers sind hohe Ammonium-Stickstoff- und Schwebstoff-Konzentrationen mit hoher Alkalinität. Die Konzentration im Hinblick auf den chemischen Sauerstoffbedarf (CSB) ist hoch, das Trübwasser enthält jedoch wenig leicht abbaubares organisches Material (BSB). Phosphor wird in den Schwebstoffanteil adsorbiert. Außerdem sind die Absetzeigenschaften der Schwebstoffe gering.

Die meisten der Trübwasserbehandlungsmethoden zielen darauf ab, den Stickstoffgehalt zu verringern, da der Abwasserbehandlungsprozess empfindlich gegenüber hohen Stickstoffbelastungen ist, insbesondere wenn keine kontinuierliche Zugabe des Trübwassers stattfindet. Die kontinuierliche Zugabe hängt von der Entwässerungsmethode und den betrieblichen Schichten ab. Wenn das Trübwasser im 24-Stunden-Betrieb zugegeben wird und betriebliche Probleme bestehen oder die Stickstoffentfernung unzu-

reichend ist, wird eine separate Trübwasserbehandlung empfohlen. Falls eine Kammerfilterpresse verwendet wird oder der Betrieb nicht rund um die Uhr erfolgt, kann ein Puffertank oft alle Probleme beheben.

Die Fracht durch das Trübwasser kann entweder mit chemischen und mechanischen oder biologischen Behandlungsmethoden reduziert werden. Die Trübwassermenge kann geschätzt werden, wenn die Qualität und die Menge des verwendeten zugegebenen Schlammes gemessen wird und der Faulungsprozess stabil ist. Entscheidend für die Trübwasserqualität ist es, wie gut die Schlammmentwässerung funktioniert und welche Arten von Schlamm verwendet werden.

Wussten Sie schon?

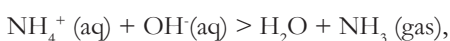
Wenn Kalk als Flockungshilfsmittel verwendet wird, empfiehlt sich aufgrund der Kalziumkarbonatanreicherung keine separate Trübwasserbehandlung.

10.2 PHYSIKALISCHE/CHEMISCHE BEHANDLUNGSVERFAHREN VON TRÜBWASSER

Für die physikalische oder chemische Behandlung von Trübwasser gibt es verschiedene Möglichkeiten. Die meisten Verfahren sind auf die Stickstoffentfernung ausgelegt, z. B. die Verwendung von Zeolith oder die Strippung von Ammoniak.

Funktionsprinzipien und Leistungsergebnisse

Das häufigste chemische Behandlungsverfahren für die Stickstoffentfernung ist die Ammoniakstrippung. Ammoniak kann durch die Gleichgewichtsreaktion zwischen Ammoniumstickstoff (NH_4^+ -N) und Ammoniak (NH_3) aus Wasser entfernt werden. Die folgende Gleichgewichtsreaktion wird bei der Ammoniakstrippung genutzt:



wobei (aq) für wässrige Lösung steht. Die Strippung findet durch Erhöhung des pH-Werts statt.

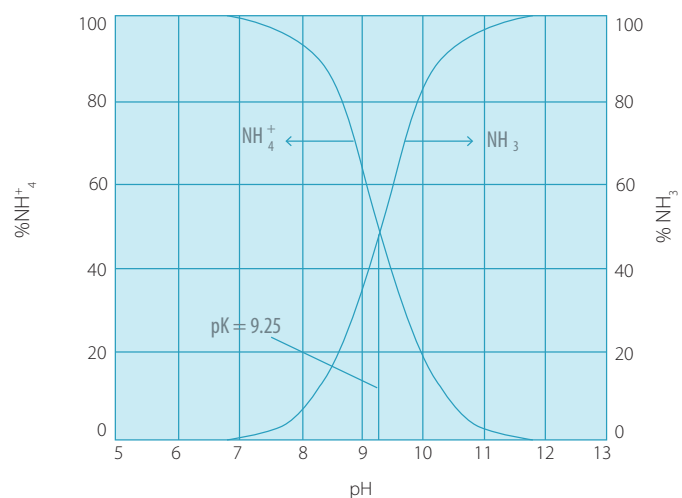


Abbildung 10-1: Gleichgewichtsdiagramm für Ammoniumstickstoff (NH_3) und Ammoniak (NH_4^+) mit veränderlichem pH-Wert.

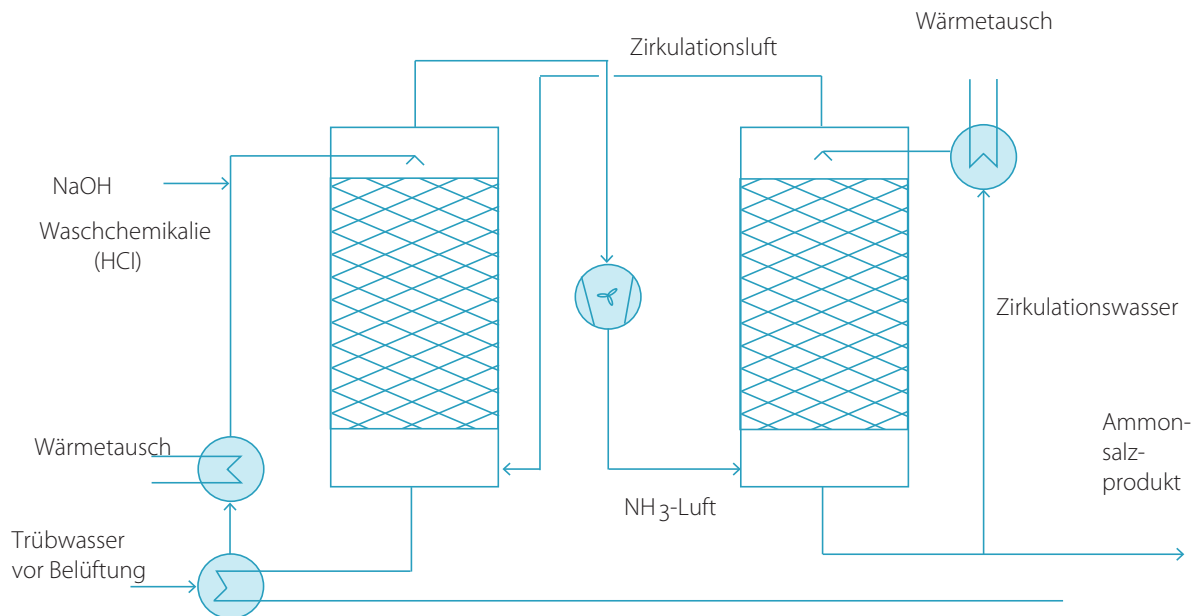


Abbildung 10-2: Hauptablaufschemata der Ammoniakstrippung

Je höher der pH-Wert ist, desto mehr $\text{NH}_4\text{-N}$ liegt in Form von Ammoniak vor. Bei einem hohen pH-Wert (> 10) hat der größte Teil des Ammoniakstickstoffs die Form NH_3 (Abbildung 10-1)).

Bei der Ammoniakstrippung wird der pH-Wert des Abwassers erhöht und die Temperatur wird über einen bestimmten Zeitraum hinaufgesetzt, da auch dies den Wechsel zur Ammoniakseite der Gleichung befördert. Anschließend wird das Abwasser durch einen Belüftungsturm geleitet, wo das gasförmige Ammoniak in die Luftphase geleitet wird. Die Luft strömt dann in einen Wäscher, wo das Ammoniak in eine flüssige Form überführt wird. Falls eine Säure verwendet wird, bildet sich ein Ammoniumsalz (Abbildung 10-2). Dahinter steht die Absicht, das Ammoniumsalz oder die konzentrierte Flüssigkeit als Düngemittel zu verkaufen.

Betrieb, Wartung, Umwelt- und Sicherheitsaspekte

Der Betrieb von Anlagen mit dieser Technologie findet für gewöhnlich rund um die Uhr statt. Falls die Entwässerung mit Unterbrechungen betrieben wird, ist ein Pufferreaktor erforderlich, um das Gleichgewicht bei den Fließschwankungen zu halten.

Für dieses Verfahren der Trübwasserbehandlung sind umfangreichere chemische Kenntnisse erforderlich als für den Betrieb der Schlammbehandlungsanlage. Die Ammoniakfreisetzung kann zu Umwelt- und Arbeitsschutzproblemen führen. Verstopfungen in den Türmen können zu einem

Sicherheitsproblem werden, da diese manuell gereinigt werden müssen.

Kosten, betrieblicher Verbrauch und Arbeitskräfte

Investitionskosten für das Strippungsverfahren reichen von 2 Millionen bis 4 Millionen Euro, je nach Kapazität. Die technische Lebensdauer der Ausrüstung beträgt gewöhnlich 15 bis 20 Jahre.

Die Kosten für die Chemikalien sind sehr hoch und sind abhängig von der Pufferkapazität des Wassers, den Stoffkonzentrationen im Abwasser und dem beabsichtigten Endprodukt.



Abbildung 10-3. Foto: Shutterstock/Hansenn.

Nutzung im Ostseeraum

Es existieren einige Referenzen für die Ammoniakstrippung in Finnland in Biovakka Oys Schlamm und Bioabfall-Biogasproduktionsstätten in Topinoja, Turku und Vehmaa. In der Anlage in Topinoja wird nur kommunaler Klärschlamm aus der Kläranlage in Turku behandelt, wogegen die Anlage in Vehmaa kommunalen Klärschlamm mit Tierdung aus landwirtschaftlichen Großbetrieben behandelt. Die Ammoniakstrippung ist ein Verfahren, das vor allem in der Industrie in Prozessen mit sehr hohen Stickstoffbelastungen angewendet wird. Es wird nicht sehr oft in der Trübwasserbehandlung genutzt.

10.3 BIOLOGISCHE TRÜBWASSERBEHANDLUNGSVERFAHREN

Die biologischen Technologien für die Trübwasserbehandlung sind allgemein dieselben wie für die Stickstoffentfernung. Darunter ist die am häufigsten verwendete Technologie das traditionelle Denitrifikations-Nitrifikations-Verfahren, das durch eine externe Kohlenstoffquelle zur besseren Denitrifikation unterstützt wird. Die Kohlenstoffquelle ist erforderlich, um ein günstiges Verhältnis von Stickstoff und Kohlenstoff zu erreichen. In der Praxis funktioniert diese Methode nicht zufriedenstellend, sodass alternative Verfahren entwickelt worden sind. Diese Verfahren sind noch nicht sehr erprobt.

10.3.1 Denitrifikation-/Nitrifikationsverfahren

Eine Entwicklung aus dem Denitrifikations- und Nitrifikations-Verfahren ist das Nitrifikations- und Denitrifikationsverfahren. Ammoniak wird zu Nitrit oxidiert und dann zu molekularem Stickstoff reduziert. Der Gesamtenergieverbrauch ist geringer (Ersparnis bis zu 40 %) und im Vergleich zum traditionellen Verfahren der Stickstoffentfernung ist nur 60 % der Kohlenstoffquelle erforderlich.

Die Anwendung ist möglich, da die Nitritbildung von der Nitrifikation getrennt wird. Faktoren wie Ammoniakkonzentration, Temperatur, Sauerstoffgehalt und pH-Wert sind wichtig (Beier et al., 2008). Es gibt unterschiedliche wirtschaftliche Anwendungen, z. B. SHARON®, SAT oder PANDA.

10.3.2 Deammonifikation

Das Deammonifikationsverfahren wurde in den 1990er-Jahren entwickelt. Viele Anlagen, in denen dieses Verfahren angewendet wird, liegen in den Niederlanden. Das Verfahren basiert auf der Aktivität der Bakterien Planctomycetes, die in der Lage sind, Nitrit und Ammonium unter anoxischen Bedingungen zu nutzen. Das Reaktionsprodukt ist molekularer Stickstoff (N_2) und es ist keine Kohlenstoffquelle erforderlich.

Dieses Verfahren kann auf zwei Weisen umgesetzt werden:

- Zweistufige Deammonifikation mit Nutzung zweier unterschiedlicher Tanks. Dieser Prozess wurde aus dem Denitrifikationsverfahren entwickelt. Nitrit bildet sich im ersten Tank. Im zweiten Tank werden das Nitrit und das Ammonium durch die Bakterien genutzt und molekularer Stickstoff wird gebildet. Der erste Tank ist belüftet und der zweite nur gemischt (anoxisch). Das Problem mit dieser Anwendung besteht in der hohen Nitritkonzentration im ersten Tank, die sich nicht regulieren lässt. Daher ist der Prozess nicht sehr stabil.
- Einstufige Deammonifikation. Die Bildung von Nitrit und die Deammonifikation wird in einem Tank durchgeführt. Das System wird mit verschiedenen Sauerstoffkonzentrationen oder pH-Werten kontrolliert. Wirtschaftliche Beispiele sind die Verfahren DEMON® und CANON®.

Beim Nitrifikations-Deammonifikations-Verfahren handelt es sich um einen Belebtschlammprozess mit einer optimalen Betriebstemperatur von 30–40°C und einer Mindesttemperatur von 25°C. Die Entfernung von Schwebstoffen und chemischem Sauerstoffbedarf (CSB) ist als Vorbehandlungsstufe beim Ausgleich des Zulaufs erforderlich. Das Verfahren nutzt zwei Arten von Schlamm: im Verfahren erzeugter granulierter Schlamm mit einem Schlammalter von 100–200 Tagen und biologischer

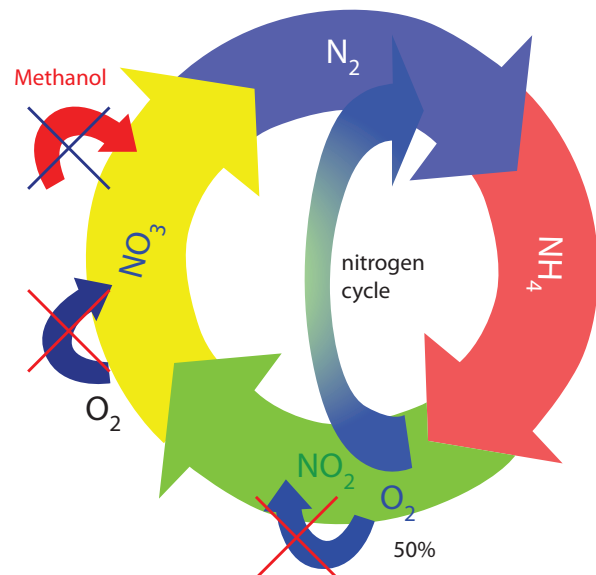


Abbildung 10-4: Stickstoffkreislauf im Nitrifikations-Deammonifikations-Verfahren

Schlamm mit einem Schlammalter von 2–10 Tagen. Der granuliert Schlamm wird dem Prozess als Impfschlamm zugefügt und beginnt zu wachsen, weil die Verfahrensbedingungen für diese Art Schlamm günstig gestaltet werden. Das Prozesssteuerungssystem basiert auf der Messung des pH-Werts.

Die Vorteile des Nitrifikations-Deammonifikations-Verfahrens bestehen in der 60 % igen Energieersparnis und den geringen Betriebskosten im Vergleich zum Denitrifikations-Nitrifikations-Verfahren. Es ist keine externe Kohlenstoffquelle erforderlich, ebenso keine Chemikalien zur Steuerung der Alkalinität, und die Schlammproduktion ist sehr gering.

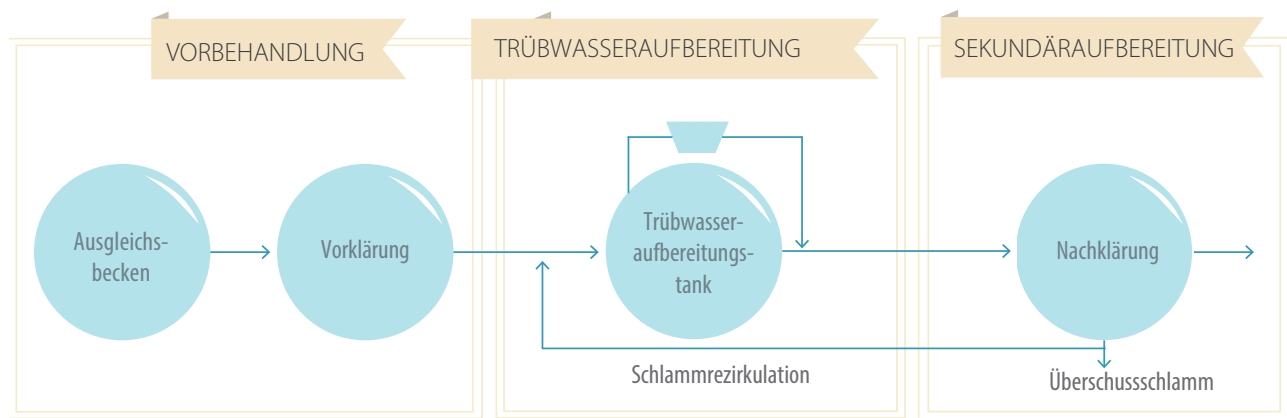


Abbildung 10-5: Trübwasserbehandlung mit dem Nitritations-Deammonifikations-Verfahren.

Die größte Herausforderung bei all diesen Verfahren ist die Verfahrenssteuerung, die stabil sein muss, beispielsweise:

- die Temperaturanforderung, wenn die Betriebstemperaturen unter 30°C betragen, sowie
- die Schwebstoffanforderung bei hohem Feststoffgehalt.

Eine weitere Methode der biologischen Trübwasserbehandlung ist das erweiterte Nitrifikations-Denitrifikations-Verfahren in einem Sequential Batch Reactor (SBR), dessen wirtschaftliche Anwendung das BABE®-Verfahren ist.

Betrieb, Wartung, Umwelt- und Sicherheitsaspekte

Der Betrieb von Technologien zur biologischen Trübwasserbehandlung findet gewöhnlich fortlaufend statt, ebenso wie der anaerobe Faulungsprozess, aus dem die Abwässer hauptsächlich stammen. Falls die Entwässerung mit Unterbrechungen stattfindet, ist ein Pufferreaktor erforderlich,

um die Schwankungen auszugleichen. Für das Behandlungsverfahren von Trübwasser sind umfangreichere biotechnische Kenntnisse erforderlich als für den Betrieb der Schlammbehandlungsanlage. Es bestehen keine schwerwiegenden Umweltbedenken oder Sicherheitsprobleme.

Kosten, betrieblicher Verbrauch und Arbeitskräfte

Die Investitionskosten für die biologische Abwasserbehandlung reichen normalerweise von 1 Millionen bis 2 Millionen Euro, je nach Kapazität. Die technische Lebensdauer der Ausrüstung beträgt gewöhnlich 15–20 Jahre.

Die installierte Leistung liegt bei annähernd 20–40 kW und der Stromverbrauch dieses Betriebsverfahrens ist im Vergleich mit dem Gesamtverbrauch der Abwasserbehandlung gering. Für das Betriebsverfahren sind keine zusätzlichen Arbeitskräfte oder speziellen Kenntnisse über den normalen Betrieb der Kläranlage hinaus erforderlich.

Nutzung im Ostseeraum

Im Ostseeraum sind die Anforderungen an die Stickstoffreduzierung in Kläranlagen strenger geworden. Die interne Trübwasserbelastung kann sogar 20% der gesamten Ammonium-Stickstoff-Belastung betragen. Die Kapazität des Belebtschlammverfahrens reicht oft nicht für eine so hohe Belastung aus, sodass die Trübwässer daher vorzugsweise separat behandelt werden.

Erfahrungen mit dem biologischen Verfahren im Vollbetrieb bestehen weltweit seit 2005. Ein Beispiel findet sich bei Lakeuden Etappi, in Seinäjoki, Finnland, wo Klärschlamm und Siedlungsbioabfall aus Haushalten verwendet wird. Eine neue Anlage wird in Kokkola, Finnland, in Betrieb genommen, wo nur Klärschlamm als Ausgangsmaterial verwendet wird. Die kommunale Kläranlage Himmerfjärdsverket in Schweden verfügt über ein trägergebundenes Nitritations-Deammonifikations-Verfahren und die Kläranlagen in Linköping (seit 2009) und Helsinki haben SHARON getestet. Die Abwasserbehandlungsanlage in Helsinki führte das Nitritations-Deammonifikations-Verfahren für einen Teil ihrer Trübwässer im Frühjahr 2012 ein. In den Niederlanden ist das SHARON-Verfahren beispielsweise in Rotterdam, Utrecht und Zwolle im Betrieb.

10.4 ZUSAMMENFASSUNG DER WICHTIGSTEN ABWASSERBEHANDLUNGSMETHODEN

Tabelle 10-1: Vergleich verschiedener Methoden. DN-Verfahren = Denitrifikations-Nitrifikations-Verfahren.

Technologie	Merkmale	Anwendbarkeit	Anmerkungen
DN-Verfahren	Ein traditionelles DN-Verfahren. Externe Kohlenstoffquelle für gute Stickstoffentfernung erforderlich.	Frühere Nutzung für Trübwasser aus der Faulung von Primär- und Überschussschlamm. Nicht mehr verwendet, da neue Prozesse effizienter und zuverlässiger.	Investitionskosten von 1,5 Mio. bis 3 Mio. Euro. Hohe Betriebskosten aufgrund externer Kohlenstoffquelle (z. B. Methanol).
Nitritations-Denitritions-Verfahren	Ein Verfahren ohne Nitrifikation. Geringerer Energieverbrauch und weniger Kohlenstoff aus externer Quelle erforderlich.	Gelegentlich für Trübwasserbehandlung als Vorstufe des Deammonifikations-Verfahrens erforderlich.	Investitionskosten von 1,5 Mio. bis 3 Mio. Euro. Betriebskosten sind wesentlich niedriger als bei DN-Verfahren.
Nitritations-Deammonifikations-Verfahren	Ein Belebtschlammverfahren, der molekularen Stickstoff aus Nitrit und Ammonium produziert. Optimaler Betrieb bei 30–40°C und Mindesttemperatur von 25°C.	Für Trübwasser zur Faulung von Primär- und Überschussschlamm genutzt und anwendbar in mittelgroßen und großen Kläranlagen.	Investitionskosten von 1 Mio. bis 2 Mio. Euro. Niedrige Betriebskosten machen dieses Verfahren attraktiv Installierte Leistung 20–40 kW.
Ammoniakstrippung	Ein chemischer Prozess, der einen stickstoffreichen Dünger (Ammoniumsalz) erzeugt.	Für Trübwasser zur Faulung von Primär- und Überschussschlamm genutzt und anwendbar in mittelgroßen und großen Kläranlagen.	Investitionskosten von 2 Mio. bis 4 Mio. Euro. Betriebskosten sind sehr hoch und können zur Entscheidung gegen diese Alternative führen.

Besonders beim Deammonifikations-Verfahren besteht die Möglichkeit, den Energieverbrauch, die Nutzung der Kohlenstoffquelle und die Schlammmenge zu reduzieren. Dies führt zu niedrigerem Kohlendioxid-Ausstoß.



11. PHOSPHORRÜCKGEWINNUNG BEI DER SCHLAMMAUFBEREITUNG

Ohrenqualle in der Ostsee. Foto: Metsähallitus.

11.1 EINLEITUNG

Phosphor ist ein essentieller Pflanzennährstoff, der für die Düngung im Ackerbau und auch in Verbraucherprodukten wie Reinigungsmitteln verwendet wird. Häufig ist Phosphor der limitierende Faktor für das Pflanzenwachstum und der Einleitungen von Phosphor in Flüsse, Seen und Meere ist die Ursache für übermäßiges Pflanzen- und Algenwachstum, der als Eutrophierung bezeichnet wird, d. h. für einen Prozess mit vielen negativen Folgen für Wasserökosysteme. Andererseits ist Phosphor auch ein knapper Rohstoff, der nur in einigen Teilen der Welt abgebaut wird, z. B. in der Westsahara (Marokko), in China und in den Vereinigten Staaten. Für den weltweiten Phosphorverbrauch (der in Form von P_2O_5 in Düngemitteln enthalten ist) wurde für die nächsten fünf Jahre ein Wachstum um jährlich 2,5 % prognostiziert, wobei sich das Wachstum in Asien und Südafrika am schnellsten vollziehen dürfte (USGS, 2012).

Mehrere Studien beschäftigen sich mit einem „Peak Phosphor“, das heißt dem Punkt, bei dem die maximale Abbau- menge bereits erreicht wurde oder bald erreicht ist. Einige Studien haben gezeigt, dass immer noch neue Phosphorvorkommen vorhanden sind, deren Abbau bislang jedoch wirtschaftlich nicht machbar ist. Für den Preis von Phosphatgestein (Apatit) wurde ein Anstieg prognostiziert (siehe Abbildung 11-1), der auch zu einer Erhöhung der Nahrungsmittelpreise führen dürfte.

Die Vermeidung des Einsatzes von Phosphor ist die beste Option zum Schonen dieser Ressource, wie dies beispielsweise in einigen Ländern bei den Reinigungsmitteln der Fall ist (PHöchstMengV 1980 in Deutschland oder der Entwurf der EU-Verordnung EG 648/2004 über Tenside). Mit Hilfe der Phosphorrückgewinnung gibt es die Möglichkeit zur teilweisen Substitution der Produktion aus Apatit und der Einfuhr von Phosphor. Zu den Vorkommen, die für die Phosphorrückgewinnung geeignet sind, gehören:

- Abwasser, Klärschlamm und Asche aus der Monoverbrennung;

- Knochen von Bodentieren oder ähnliche Produkte;
- Tierdung;
- Lebensmittelabfälle.

In den vergangenen Jahren wurden verschiedene Initiativen zur Rückgewinnung von Phosphor aus Klärschlamm ins Leben gerufen, beispielsweise in Skandinavien und Deutschland (vom deutschen Ministerium für Bildung und Forschung (BMBF) und vom deutschen Ministerium für Umwelt (BMU) im Jahr 2005. Einzelne Länder haben das Phosphorrecycling als Zielstellung in ihre langfristigen Strategiepläne oder neue Technologieprogramme aufgenommen. Schweden gab als langfristige Zielsetzung bekannt, 60 % des Phosphors bis zum Jahr 2015 durch dessen Recycling aus dem Abwasser zu gewinnen (SEPA, 2002). Deutschland erklärte 2003 die Entwicklung neuer Rückgewinnungstechnologien zum Ziel (CEEP, 2003). Im Jahr 2010 verpflichtete sich die Regierung Finnlands dazu, beim Nährstoffrecycling eine Vorreiterrolle einzunehmen (MMM, 2011).

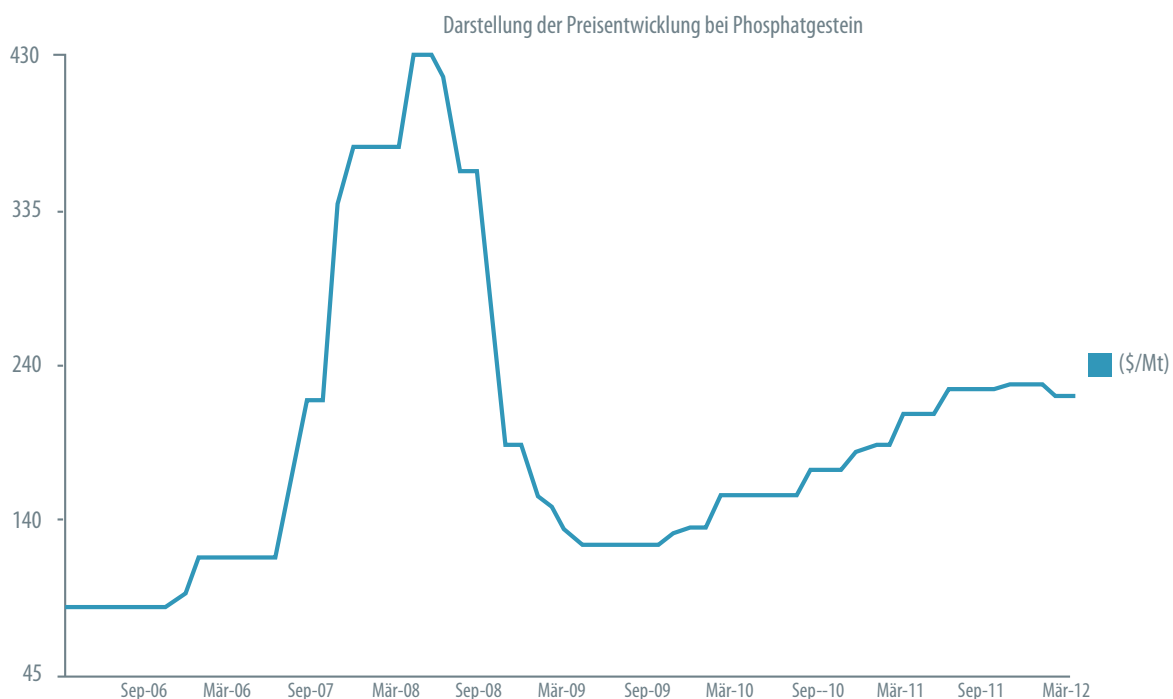


Abbildung 11-1: Entwicklung der Preise für Phosphatgestein in den vergangenen Jahren. Quelle: www.mongabay.com.

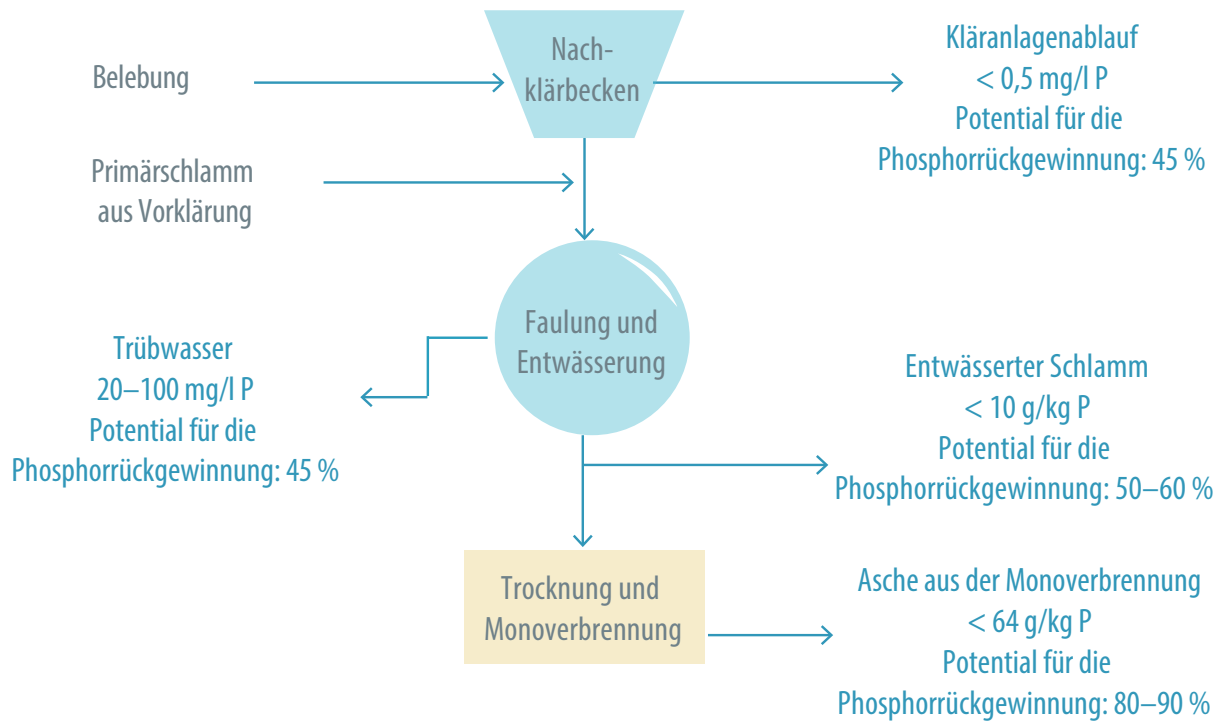


Abbildung 11-2: Verschiedene Möglichkeiten zur Rückgewinnung von Phosphor (P), typische Phosphorkonzentrationen und Rückgewinnungspotential. Zahlen: Jardin, 2010, und Adam, 2009.

Mit der Phosphorrückgewinnung in Abwasseraufbereitungsanlagen werden die folgenden Ziele verfolgt:

- Rückgewinnung einer größtmöglichen Menge an Phosphor mit hoher Bioverfügbarkeit;
- geringe Schwermetallkonzentrationen;
- geringe Konzentrationen an schädlichen organischen Stoffen;
- wirtschaftlicher Betrieb des Rückgewinnungsverfahrens.

Die Mengen an Stickstoff, Kohlenstoff und Mikronährstoffen sind weniger wichtig. In einer Kläranlage gibt es

nur wenige Möglichkeiten zur Phosphorrückgewinnung (siehe Abbildung 11-2).

Bei den Nährstoffrecyclingverfahren handelt es sich noch immer um neue Technologien, deren Entwicklung vorrangig in Europa und Nordamerika betrieben wird, obgleich die Anzahl der Pilot- und Demonstrationsanlagen rasch zunimmt. Diese Technologien haben sich bislang noch nicht vollständig bewährt, da sich bei mehreren Demonstrationsanwendungen erhebliche Probleme bei der Inbetriebnahme einstellen und bei einigen sogar eine Abschaltung vorgenommen werden musste. Die Technologien, die unten vorgestellt werden, können nicht für den großflächigen Einsatz empfohlen werden. Insgesamt sind sie alle teuer und rechnen sich bislang noch nicht. Einige Technologien wurden aufgrund von Betriebsproblemen entwickelt und sind deshalb nur unter sehr speziellen Voraussetzungen einsatzbereit. Bei jeder Kläranlage gibt es andere Ausgangsbedingungen in Abhängigkeit vom Abwasseraufbereitungsverfahren und der Schlammbehandlung.

Für das Phosphorrecycling gibt es zwei verschiedene Technologien: die Phosphorrückgewinnung aus der Asche von Schlamm aus der Monoverbrennung



Abbildung 11-3: Düngemittel. Foto: Shutterstock/Kymmcleod.

Innovative Verfahren:

Der Prozess für die Phosphorentfernung in Kläranlagen hat Einfluss auf die Bioverfügbarkeit des Phosphors in Düngemitteln. Bei der biologischen Phosphoreliminierung (Bio-P) ist der Rückgewinnungsanteil hoch, ebenso bei der direkten Verwendung des Schlammes in der Landwirtschaft. Die biologische Phosphoreliminierung führt möglicherweise jedoch zu einigen verfahrenstechnischen Herausforderungen bei der Abwasseraufbereitung und Schlammbehandlung: schlechtere Ergebnisse bei der Entwässerung, Blähschlamm und die Bildung von Struvit, das zur Verstopfung der Rohrleitungen führt.

oder die Rückgewinnung mit Chemikalien aus dem Abwasser oder Schlamm. Zum gegenwärtigen Zeitpunkt und ausgehend von den bislang vorgeschlagenen Rückgewinnungskonzepten liegt der theoretisch maximal erreichbare Anteil bei der Rückgewinnung von Phosphor aus Abwasser und Schlamm bei 45 % (Jardin, 2010) beziehungsweise 50 bis 60 % (Adam, 2009), wobei dieser Wert bei der Rückgewinnung aus Asche auf bis zu 80 % (Jardin, 2010) oder 90 % (Adam, 2009) ansteigen kann.

Die chemische Fällung mit Eisen oder Aluminium führt zu einer geringeren Bioverfügbarkeit des Phosphors. Gleichwohl entsorgen viele Kläranlagen, in denen die chemische Fällung zum Einsatz kommt, beispielsweise in Deutschland, ihren Schlamm in der Landwirtschaft. Neue Techniken für die Rückgewinnung des Phosphors aus der Asche (siehe Abschnitt 11.3) werden zukünftig möglicherweise zu einer Verbesserung der Verfügbarkeit des chemisch ausgefällten Phosphors führen.

11.2 RÜCKGEWINNUNG VON PHOSPHOR AUS ABWASSER ODER KLÄRSCHLAMM

Das Potential für die Rückgewinnung aus Abwasser und Klärschlamm ist weitaus geringer als bei der Asche von Klärschlamm aus der Monoverbrennung. Phosphor kann aus Überschussschlamm, Trübwasser, entwässertem Schlamm und auch aus geklärtem Abwasser zurückgewonnen werden (siehe wirtschaftlicher Betrieb des Rückgewinnungsverfahrens).

Die Verwendung von geklärtem Abwasser aus Kläranlagen ist jedoch aufgrund der großen Wassermenge und der zu geringen Phosphorkonzentrationen nicht empfehlenswert.

Adam (2009) legte kürzlich eine Übersicht zusätzlicher Verfahren zur konventionellen Abwasseraufbereitung vor. Diese können auf folgender Grundlage erfolgen:

- **Fällung**, wie beispielsweise das PRISA-Verfahren oder AirPrex-Verfahren;
- **Kristallisation**, wie beispielsweise PEARL von Ostara, PHOSNIX von Unitika, das CSH-Verfahren Darmstadt oder DHV Crystalactor.

Es gibt mit PEARL von Ostara, PHOSNIX von Unitika, AirPrex und DHV Crystalactor Anlagen mit einer Größe für Pilotversuche bis hin zu Demonstrationszwecke, die über eine Kapazität von 20 bis 250 m³/h verfügen. Auch wenn die Ergebnisse mehr oder weniger zuversichtlich stimmen, muss zur Steigerung der Kosteneffizienz und Endnutzung des zurückgewonnenen Phosphors weitere Entwicklungsarbeit geleistet werden.

Bei vielen der oben genannten Verfahren hat sich die Ablagerung von ausgefällten Chemikalien in Rohrleitungen, Pumpen und auf den Oberflächen der Tanks als Problem erwiesen, für das zunächst eine Lösung gefunden werden muss, bevor die Technologie als bewährt gelten kann (Adam, 2009). In Japan, Kanada, den USA, Deutschland und den Niederlanden wurde mehrere Demonstrationsanlagen gebaut, die für gewöhnlich im Nebenstrom betrieben werden. Die Crystalactor®-Anlage im niederlän-

dischen Geestmerambacht wurde in den 1990er-Jahren in den Testbetrieb genommen und jedoch wegen der hohen Betriebskosten bereits wieder geschlossen (sie verwendete Ca(OH)₂ und NaOH).

In Berlin, Deutschland, verursachte die biologische Phosphorentfernung seit 1998 eine MAP-Ausfällung (Magnesium-Ammonium-Phosphat oder Struvit) in den Rohrleitungen. Das Problem konnte durch verschiedene Gegenmaßnahmen nicht behoben werden und die Kosten für die Reinigung und Instandsetzung waren sehr hoch. Nach dem ersten Versuch von 2002 bis 2009 wurde 2010 ein vollständiges AirPrex-Verfahren eingerichtet. Viele Probleme wurden behoben. Dabei wird das Struvit als Rohstoff für die Düngemittelherstellung verkauft (Lengemann, 2011).

Arbeitsweise und Ergebnisse

Beim Prozess werden Luft und Magnesium (MgCl₂) hinzugefügt, um die Bildung von Struvit (MAP) zu ermöglichen. Der Reaktor ist für eine Kapazität von 100 m³/h und eine tägliche Gewinnung von zwei bis drei Tonnen MAP ausgelegt (Lengemann, 2011).

Der erste Demonstrationsreaktor für PEARL von Ostara (der Mg(OH)₂ und NaOH verwendet) mit einer Kapazität von 20 m³/h wurde im Mai 2007 in Edmonton, Kanada, eröffnet. Weitere Reaktoren nahmen 2009 beziehungsweise 2010 in Portland (Oregon) und Suffolk (Virginia) in den USA die Arbeit auf, ein vierter Reaktor 2010 in York (Pennsylvania) (Ostara, 2010). Bei der Struvitproduktion

liegt die Nennleistung üblicherweise bei 500 kg/Tag und die Vermarktung des Endprodukts, das als Langzeitdünger auf Golfplätzen und kommunalen Rasenflächen zum Einsatz kommt, erfolgt unter dem Namen Crystal Green®. Bei den Reaktoren handelt es sich um Wirbelschichtreaktoren, bei denen die Nährstoffe in Form von Struvit aus dem Trübwasser zurückgewonnen werden. Nach Angaben des Technologieanbieters bewegen sich die Investitionskosten für diese Anlage in einer Größenordnung von zwei bis drei Millionen Euro.

In Japan wurden drei Reaktoren auf der Grundlage des PHOSNIX-Verfahrens von Unitika (unter Verwendung von $\text{Mg}(\text{OH})_2$ und NaOH) mit Kapazitäten von 6–20 m^3/h errichtet. Bei dem Prozess handelt es sich um einen Nebenstromverfahren, bei dem Abwasser aus verschiedenen Verfahren, einschließlich Faulung und Nährstoffeliminationen, behandeln kann. Der Schlamm wird in den Boden des Reaktors gepumpt und es erfolgt die Hinzugabe von Chemikalien, Natronlauge und $\text{Mg}(\text{OH})_2$ zur Ausfällung und Einstellung des pH-Werts auf 8,5–8,8. Es bilden sich Kristalle, die auf den Boden des Reaktors absinken, wo sie regelmäßig entfernt werden. Feine Struvitpartikel, die vom Struvitprodukt getrennt werden, werden als Ausgangsmaterial für die Neubildung von Struvit in den Reaktor zurückgeleitet. Nach einer Verweildauer von zehn Tagen bilden sich Struvitkörner mit einer Größe von 0,5 bis 1,0 Millimetern. Dem Produkt wird 24 Stunden lang in einem Filterbeutelsystem oder durch natürliches Trocknen bei Umgebungstemperatur das Wasser entzogen. Berichten zufolge funktionieren die Verfahren in zufriedenstellender Weise und das Struvit wird als Rohstoff für die Produktion von Düngemitteln verkauft (Nawa, 2009).

Es gibt verschiedene **nasschemische Prozesse**, die für Schlamm mit verschiedenen Trockensubstanzgehalten und unter Einsatz von Säure, Druck, Wärme oder Oxidationsmitteln angewendet werden. Dabei kommen die folgenden Verfahren am häufigsten vor (Adam, 2009): KREPRO, LOPROX, Aqua-Reci-Verfahren und Seaborne-Verfahren (oder Gifhorn-Verfahren). Die Ergebnisse sind vielversprechend, aber es muss noch weitere technische Entwicklungsarbeit geleistet werden. Die chemische Zusammensetzung des zurückgewonnenen Phosphors ist hinlänglich bekannt. Es werden jedoch weitere technische Entwicklungen für die Konzeption von Produkten benötigt, in denen zurückgewonnener Phosphor enthalten ist. Das Seaborne-/Gifhorn-Verfahren (unter Verwendung von MgO , NaOH , Na_2S , H_2SO_4 und einem Flockungshilfsmittel) wurde im Vollstrom erbaut und im März 2010 in Betrieb genommen. Aufgrund von technischen Schwierigkeiten wurde der Betrieb jedoch gestoppt. Die Investitionskosten für diese Anlage lagen bei etwa 7,5 Millionen Euro (Bayerle, 2009).

Das Mephrec-Verfahren ist ein **thermisches Verfahren** zur Rückgewinnung von Phosphor (Adam, 2009, Scheidig, 2009, und Petzet und Cornel, 2011). Bei Mephrec kann sowohl entwässerter Klärschlamm als auch Asche aus der Monoverbrennung verwendet werden. Das Verfahren nutzt eine Verhüttungs-Vergasungs-Technologie unter Einsatz von Hüttenkoks bei Temperaturen von etwa 2 000°C und produziert Schlacke, die einen Großteil des Phosphors enthält. Das Verfahren kann wie folgt zusammengefasst werden: Entwässerter Schlamm wird mit Zement gemischt und in einem Schachtofen verbrannt. Im Verfahren wird Hüttenkoks, Kalk oder Dolomit für die Bildung der Schlacke verwendet.



Abbildung 11-4: Die Phosphorrückgewinnung ist wichtig für Produkte zur Bodenverbesserung und das Recycling von Nährstoffen. Foto: Shutterstock/Singham.

11.3 PHOSPHORRÜCKGEWINNUNG AUS ASCHE

In der Asche von Klärschlämmen aus der Monoverbrennung (siehe Kapitel 8 und 9) liegt Phosphor in hoher Konzentration, wenngleich in chemisch gebundener Form vor. Die organische Substanz wird verbrannt und sämtliche schädlichen organischen Bestandteile werden zerstört. Nach der Verbrennung wird das Quecksilber bei der Rauchgasbehandlung entfernt. Sämtliche anderen Schwermetalle liegen jedoch in höheren Konzentrationen als im entwässerten oder getrockneten Schlamm vor. Die Entsorgung der Asche auf einer Deponie ist nicht empfehlenswert, da sie mit einem Verlust von Rohstoffen einhergeht. Die Asche aus der Mitverbrennung besitzt häufig aufgrund der Vermischung mit Abfall oder Koble für die Phosphorrückgewinnung eine zu geringe Phosphorkonzentration.

Funktionsweise

Es gibt verschiedene Möglichkeiten zur Wiederverwendung des Phosphors im Schlamm aus der Monoverbrennung:

- Nutzung der Asche nach einer Behandlung zur Erhöhung der Bioverfügbarkeit (z. B. RecoPhos);
- Abscheidung der Schwermetalle und Behandlung zur Erhöhung der Bioverfügbarkeit (mit Säuren und Basen bei PASH und BioCon; thermisch-chemisch bei Ash Dec und Mephrec (Petzet und Cornel, 2010)).

Nach Angaben der verschiedenen Technologieanbieter ist der Phosphor aus der Asche für die Pflanzen scheinbar erst nach drei bis fünf Jahren verfügbar, wenn nach der Monoverbrennung keine Umwandlung des Phosphors in eine besser lösliche Form erfolgt (Hermann, 2012). Es gibt jedoch eine Monoverbrennungsanlage im Süden der Niederlande, die Asche für die Phosphorherstellung von Thermphos International B.V. liefert. Beim Ash-Dec-Verfahren besteht die Möglichkeit zur Umwandlung des Phosphors in eine besser lösliche Form in der Asche und zur Beschleunigung seiner Verfügbarkeit für die Pflanzen ohne thermische Behandlung (Hermann, 2012). Beim Verfahren handelt es sich grundsätzlich um eine Verbrennung des Schlamms bei einer Temperatur von etwa 1 000°C unter Hinzugabe von etwas Magnesium- und Kaliumchlorid und gefolgt von einer **chemische Behandlung** der Asche.

Dieses Verfahren befindet sich im Übergang zum industriellen Einsatz und gegenwärtig arbeitet der Technologieanbieter (Outotec) an der konzeptionellen Entwicklung für zwei Industrieprojekte.

Mehrere Verfahren befinden sich in der Entwicklungs- und Testphase, wie beispielsweise SEPHOS, PASCH und BioCon, welche auf einer nasschemischen Zerstörung basieren, und Thermophos, das auf thermischer Zerstörung beruht (weitere Einzelheiten vgl. Adam, 2009).

Die **thermische Behandlung** kann entweder in der Kläranlage oder im Kraftwerk erfolgen (Scheidig et al., 2009). In letzterem Fall kann die Rauchgasbehandlung in die Rauchgasbehandlung des Kraftwerks eingebunden werden, was normalerweise wirtschaftlicher ist als eine einzeln erfolgende Rauchgasbehandlung.

Innovative Verfahren:

Während die Technologien noch immer in der Entwicklung sind, könnte die Asche aus der Monoverbrennung so lange gelagert werden, bis sie aufgrund der Einsatzbereitschaft der Technologie in Monodeponien wiederverwertet werden kann. Die Planung von Monoverbrennungsanlagen sollte auch die Lagerung umfassen, bis sich die Rückgewinnungstechnologie als neuester Stand der Technik bewährt hat.

11.4 ZUSAMMENFASSUNG DER WICHTIGSTEN VERFAHREN FÜR DIE RÜCKGEWINNUNG VON PHOSPHOR

Im Jahr 2012 kommen viele verschiedene Verfahren und Technologien teilweise zum Einsatz, bisweilen auch in vollem Umfang. Fast alle Techniken bereiten einige Probleme, wie hohe Kosten und eine geringere Effizienz als ursprünglich geplant. Viele Studien werden in verschiedenen Ländern durchgeführt. In naher Zukunft wird daher mit einer anwendbaren technischen Lösung gerechnet. Die Vermarktung dieser Produkte könnte in einigen Jahren beginnen, wenngleich diese Entwicklung auch vom globalen Preis von Phosphatgestein abhängig ist.

Abbildung 11-5: Freigesetztes Phosphor in Wasserstraßen verursacht Eutrophierung, zum Beispiel ein übermäßiges Wachstum von Fadenalgen. Foto: Samuli Korpinen, HELCOM.





12. RELEVANTE EU-GESETZGEBUNG UND NATIONALE GESETZGEBUNGEN IN DER OSTSEEREGION

Kalte Winter haben einen Einfluss auf die Regulierung der Schlammbewirtschaftung in der Ostseeregion.
Foto: Samuli Korpinen, HELCOM.

In diesem Abschnitt wird die einschlägige Gesetzgebung der Europäischen Union zur Klärschlammbehandlung vorgestellt und kurz beschrieben, wobei das Hauptaugenmerk auf der EU-Klärschlammrichtlinie liegt. Ferner konzentriert sich dieses Kapitel auf die nationale Gesetzgebung der Staaten der Ostseeregion, und zwar sowohl der EU-Mitgliedsstaaten als auch der Nicht-Mitgliedsstaaten. Es werden viele rechtliche Einschränkungen hinsichtlich verschiedener Möglichkeiten der Behandlung von Schlämmen angesprochen.

12.1 GESETZGEBUNG AUF EU-EBENE ZUM BEHANDLUNG VON KLÄRSCHLAMM

Die EU-Vorschriften betreffen die übrigen Anrainerstaaten der Ostsee mit Ausnahme von Russland und Weißrussland. Der von der Europäischen Union vorgegebene rechtliche Rahmen, der die Möglichkeiten der Klärschlammbehandlung und -entsorgung regelt, besteht hauptsächlich aus Richtlinien, die in die nationalen Gesetzgebungen der Mitgliedsstaaten überführt werden sollten. In ihren Schlussbestimmungen gibt jede Richtlinie den nationalen Gesetzgebern einen Zeitplan für die Erreichung des erwarteten Ergebnisses vor (sofern die Richtlinie präzise Ziele festlegt, z. B. die Deponierichtlinie), sowie auch Regeln für die Berichterstellung und die Kommunikation.

Die Richtlinien wurden im Verlauf der vergangenen zwei Jahrzehnte beschlossen, was zu dem unterschiedlichen Grad der Strenge ihrer Vorgaben geführt hat. Mehreren Mitgliedsstaaten ist es bereits gelungen, zwei oder mehr Gesetze zu verabschieden, mit denen eine Richtlinie umgesetzt werden soll. Infolgedessen gelten derzeit in einigen EU-Ländern strengere Vorschriften zur Klärschlammbehandlung als in anderen Staaten, und deshalb besteht dringend Novellierungsbedarf, besonders bei veralteten Richtlinien.

Der EU-Gesetzgebungsakt, der die Behandlung und Entsorgung von Klärschlamm betrifft, ist mit Stand vom 1. September 2011 folgender (in chronologischer Reihenfolge entsprechend dem Datum ihrer Verabschiedung):



Abbildung 12-1: Die Klärschlamm Entsorgung auf Deponien unterliegt Vorschriften. Foto: Shutterstock/Pedro Miguel Sousa.

1. RICHTLINIE DES RATES vom 12. Juni 1986 über den Schutz der Umwelt und insbesondere der Böden bei der Verwendung von Klärschlamm in der Landwirtschaft (86/278/EWG) – **Klärschlammrichtlinie**
2. RICHTLINIE DES RATES vom 21. Mai 1991 über die Behandlung von kommunalem Abwasser (91/271/EWG) – **Kommunale Abwasserrichtlinie**
3. RICHTLINIE DES RATES vom 12. Dezember 1991 zum Schutz der Gewässer vor Verunreinigung durch Nitrat aus landwirtschaftlichen Quellen (91/676/EWG) – **Nitratriichtlinie**
4. RICHTLINIE DES RATES vom 26. April 1999 über Abfalldeponien (1999/31/EG) – **Deponierichtlinie**
5. RICHTLINIE DES EUROPÄISCHEN PARLAMENTS UND DES RATES vom 4. Dezember 2000 über die Verbrennung von Abfällen (2000/76/EG) – **Abfallverbrennungsrichtlinie**

6. ENTSCHEIDUNG DER KOMMISSION vom 3. Mai 2000 zur Ersetzung der Entscheidung 94/3/EG über ein Abfallverzeichnis gemäß Artikel 1 Buchstabe a der Richtlinie 75/442/EWG des Rates über Abfälle und der Entscheidung 94/904/EG des Rates über ein Verzeichnis gefährlicher Abfälle im Sinne von Artikel 1 Abs. 4 der Richtlinie 91/689/EWG über gefährliche Abfälle (2000/532/EG)

7. RICHTLINIE DES EUROPÄISCHEN PARLAMENTS UND DES RATES vom 27. September 2001 zur Förderung der Stromerzeugung aus erneuerbaren Energiequellen im Elektrizitätsbinnenmarkt (2001/77/EG) – **Erneuerbare-Energien-Richtlinie**

8. VERORDNUNG (EG) DES EUROPÄISCHEN PARLAMENTS UND DES RATES vom 13. Oktober 2003 über Düngemittel (Nr. 2003/2003) – **Düngemittelverordnung**

9. RICHTLINIE DES EUROPÄISCHEN PARLAMENTS UND DES RATES vom 19. November 2008 über Abfälle und zur Aufhebung bestimmter Richtlinien (2008/98/EG) – **Abfallrahmenrichtlinie**

10. RICHTLINIE DES EUROPÄISCHEN PARLAMENTS UND DES RATES vom 16. Dezember 2008 über Umweltqualitätsnormen im Bereich der Wasserpolitik und zur Änderung und anschließenden Aufhebung der Richtlinien des Rates 82/176/EWG, 83/513/EWG, 84/156/EWG, 84/491/EWG und 86/280/EWG sowie zur Änderung der Richtlinie 2000/60/EG (2008/105/EG) – **Richtlinie über prioritäre Stoffe**

Die verschiedenen Richtlinien werden im Weiteren in der Reihenfolge von den allgemeineren zu den spezifischeren vorgestellt. Die wichtigste spezifische Richtlinie ist die Klärschlammrichtlinie (86/278/EWG).

Die Abfallrahmenrichtlinie (2008/98/EG)

Aus regulatorischem Blickwinkel ist die *Abfallrahmenrichtlinie* der wichtigste allgemeine Rechtsakt, der die Behandlung aller Arten von Abfall betrifft, einschließlich von Klärschlamm, indem er die Mitgliedsstaaten dazu auffordert, Maßnahmen zu ergreifen, die die Vermeidung und Reduzierung von Abfällen und deren potentiell schädlichen Auswirkungen fördern. Artikel 4 dieser Richtlinie bestätigt die Hierarchie der Abfallwirtschaft, nach der der Abfallvermeidung oberste Priorität einzuräumen ist, gefolgt von der Abfallreduzierung, -wiederverwendung, dem Abfallrecycling und der energetischen Verwertung. Sie legt auch Grundsätze für die Verwendung und Entsorgung von Abfall, Abfallwirtschaftspläne, Genehmigungsverfahren und Überwachungsmaßnahmen fest.

Eine andere wichtige Funktion der Abfallrahmenrichtlinie ist es, Definitionen für die Begriffe „Abfall“, „Bioabfall“,

„gefährliche Abfälle“ vorzugeben und das Abfallverzeichnis laut Entscheidung der Kommission 200/532/EC¹ zu bestätigen. Im Rahmen dieser Richtlinie ist Bioabfall biologisch abbaubarer Abfall aus Gärten und Grünanlagen, Lebensmittel- und Küchenabfälle von Haushalten, Restaurants, Catering-Einrichtungen und Einzelhandelseinrichtungen sowie vergleichbarer Abfall von lebensmittelverarbeitenden Betrieben, was nahelegt, dass Klärschlamm nicht dazu gehört. Außerdem kann angesichts der Tatsache, dass Schlämme nicht zu den ausdrücklich genannten Ausnahmen gehört, davon ausgegangen werden, dass alle Bestimmungen dieser Richtlinie für Schlämme gelten – sowie andere Richtlinien, die sich auf „Abfall“ beziehen, sofern nichts anderes angegeben ist. Es wird auch darauf hingewiesen, dass neben der *Abfallrahmenrichtlinie* Richtlinien spezifisch für bestimmte Arten von Abfall (z. B. Schlämme) gelten. In ihren Schlussbestimmungen gibt die Richtlinie den Mitgliedsstaaten auf, bis zum 12. Dezember 2010 die erforderlichen nationalen Vorschriften zur Einhaltung der Rahmenrichtlinie zu verabschieden.

Kommunale Abwasserrichtlinie (91/271/EWG)

Wie der Name nahelegt, reguliert diese Richtlinie alle Stufen des Abwasseraufbereitungsprozesses und in gewissem Umfang auch die Behandlung von Klärschlamm. In Artikel 14 bekräftigt die Richtlinie die Grundsätze der *Abfallrahmenrichtlinie*, indem sie festhält, dass Schlämme nach Möglichkeit wiederverwendet werden sollten, doch sie legt keine genaueren Vorgaben fest, nur dass „im Verlauf dieser Wiederverwendung [...] Belastungen der Umwelt auf ein Minimum zu begrenzen [sind]“. Derselbe Artikel verbietet das Einbringen von Klärschlamm in Oberflächengewässer oder das Ablassen von Schiffen und das Ableiten über Leitungssysteme ab 1. Januar 1999. Die Richtlinie verpflichtet überdies die Mitgliedsstaaten, bis 31. Mai 2005 eine sekundäre Behandlung zu etablieren, die eine biologische Behandlung mit einer Nachklärung beinhaltet.



Abbildung 12-2: Nach der Klärschlammrichtlinie sind Labormessungen an Schlämmen und Böden vorgeschrieben
Foto: Jan-Eric Luft, Entsorgungsbetriebe Lübeck.

¹ Geändert 2001 durch mehrere weitere Entscheidungen; konsolidierte Fassung gilt seit 1. Januar 2002.

Artikel 16 der *Kommunalen Abwasserrichtlinie* schreibt eine Berichterstattung über die Klärschlambeseitigung alle zwei Jahre vor: die zuständigen Behörden in dem Gebiet übermitteln die Informationen über die nationale Ebene an die Kommission. Die Mitgliedsstaaten hatten die Richtlinie bis spätestens 30. Juni 1993 umzusetzen.²

Klärschlammrichtlinie (86/278/EWG)

Diese Richtlinie regelt zwar ausschließlich die Verwendung in der Landwirtschaft³, doch ist sie der einzige und auch der wichtigste Rechtsakt spezifisch für Klärschlamm auf der Ebene der Europäischen Union. Der Klärschlamm aus Kläranlagen zur Behandlung von Haushalts- und kommunalen Abwässern, aus Klärgruben oder anderen ähnlichen Installationen, können nur gemäß dieser Richtlinie in der Landwirtschaft verwendet werden. Auch sind die zulässigen Behandlungsmethoden für Klärschlamm, der in der Landwirtschaft verwendet wird, in Artikel 2 (b) wie folgt angegeben: biologische, chemische, thermische Behandlung, Behandlung durch langfristige Lagerung oder durch ein anderes Verfahren derart, dass die Zersetzbarkeit der Klärschlämme und die mit ihrer Verwendung verbundenen hygienischen Nachteile weitgehend verringert werden. Unbehandelter Klärschlamm darf nur verwendet werden, wenn er in den Boden injiziert oder eingearbeitet wird, und dies soll zu speziellen Bedingungen, die die Mitgliedstaaten festlegen, genehmigt werden.

Die *Klärschlammrichtlinie* enthält Grenzwerte für Schwermetallkonzentrationen im Boden und im Schlamm sowie die durchschnittliche Jahresbelastung, die in den Boden eingebracht wird. Keiner dieser Grenzwerte darf überschritten werden⁴. Ferner verbietet die Richtlinie die Verwendung von Klärschlamm auf Weiden und auf Obst- und Gemüsekulturen während der Vegetationszeit (ausgenommen Obstbaumkulturen). Die Anhänge IIA und IIB der Richtlinie beschreiben die Analyseregeln (obwohl die Richtlinie nicht ausdrücklich angibt, wer die Analysen durchführen soll): der Schlamm sollte alle sechs Monate analysiert werden, oder alle 12 Monate, wenn sich die Ergebnisse über einen Zeitraum von einem Jahr hinweg nicht wesentlich ändern; die Analyse sollte sich auch auf folgende Parameter erstrecken: Trockensubstanz und organische Substanz, pH-Wert, Konzentration von Stickstoff, Phosphor und Schwermetallen.

Der Boden sollte nur analysiert werden, um seinen pH-Wert und die Schwermetallkonzentrationen zu bestimmen; die Häufigkeit der Bodenanalyse ist von den Mitgliedsstaaten selbst festzulegen. Es ist jedoch zu beachten,

dass nicht alle der analysierten Parameter das Ausbringen von Schlämmen direkt begrenzt – einige werden zur Informationsgewinnung oder andere Einschätzungszwecke festgestellt. Artikel 10 schreibt vor, dass die Mitgliedsstaaten aktuelle Register über die erzeugten Schlamm-mengen und die zur Anwendung in der Landwirtschaft gelieferten Schlamm-mengen, ihre Zusammensetzung und Eigenschaften, die Art der Behandlung, die Namen und Anschriften der Empfänger der Schlämme sowie die Orte ihrer Verwendung, und die Verfügbarkeit solcher Informationen für die Behörden zu führen haben.

Die Richtlinie lässt den nationalen Gesetzgebern die Option, bei Bedarf strengere Maßnahmen vorzugeben. Den Mitgliedsstaaten wurden drei Jahre gegeben, um die notwendigen Gesetze zur Umsetzung dieser Richtlinie zu erlassen (also bis spätestens 12. Juni 1989), und sie wurden verpflichtet, der Kommission im Abstand von 3 Jahren Bericht zu erstatten.

Deponierichtlinie (1999/31/EG)

Allgemein legt die *Deponierichtlinie* strenge betriebliche und technische Vorgaben für die Deponierung von Abfall fest, was die Optionen für die Lagerung von Klärschlamm auf Deponien verkompliziert. Dieser Rechtsakt sieht Maßnahmen und Verfahren vor, um negative Auswirkungen von Deponien auf die Umwelt sowie durch Deponien entstehende Gefahren für die menschliche Gesundheit zu verhindern bzw. zu verringern, und definiert verschiedene Kategorien von Abfall (Siedlungsabfall/gefährlich/nicht gefährlich/inert), Deponien für jede dieser Arten, ein standardmäßiges Abfallannahmeverfahren und ein System von Betriebsgenehmigungen für Deponien.

Die Richtlinie sagt aus, dass das Ausbringen von Schlämmen (einschließlich Klärschlämmen) auf den Boden zum Zweck der Düngung oder Bodenverbesserung nicht in ihren Geltungsbereich fällt. Sie verbietet die Annahme von flüssigen Abfällen auf einer Deponie – sie klassifiziert jedoch Klärschlamm nicht als flüssigen Abfall. Die *Deponierichtlinie* schreibt auch die Behandlung des Abfalls vor, der zur Beseitigung auf einer Deponie bestimmt ist; gemäß Artikel 2 (h) bezeichnet „Behandlung“ physikalische, thermische oder biologische Verfahren, einschließlich Sortieren, die die Beschaffenheit der Abfälle verändern, um ihr Volumen oder ihre gefährlichen Eigenschaften zu verringern, ihre Handhabung zu erleichtern oder ihre Verwertung zu begünstigen.

Ferner legt die Richtlinie fest, dass jeder Mitgliedsstaat spätestens 2003 eine eigene nationale Strategie zur Verrin-

²Länder, die der EU später beitraten, hatten unterschiedliche Fristen zur Umsetzung, manchmal mit längeren Übergangsfristen; dennoch sind derzeit sowohl diese als auch die übrigen in dem Kapitel erwähnten Richtlinien erfolgreich in rechtliche Rahmenwerke aller EU-Mitgliedsstaaten der Ostseeregion integriert.

³Spezifischere Vorgaben hinsichtlich der Herstellung von Düngemitteln aus Klärschlämmen, der Arten und der Kennzeichnung sind in der EU-Verordnung 2003/2003 über Düngemittel zu finden.

⁴Die Richtlinie gestattet es jedoch den Mitgliedsstaaten zu wählen, ob sie Vorgaben sowohl für die Jahreshöchst-mengen der auf die Böden ausgebrachten Schlämme unter Beachtung der Schwermetallkonzentrationen in den Schlämmen als auch die durchschnittlichen Jahresbelastungskonzentrationen festlegen möchten oder nur eines davon.

gerung der zur Deponierung bestimmten, biologisch abbaubaren Abfälle (definiert als „alle Abfälle, die aerob oder anaerob abgebaut werden können“) durch separates Sammeln, Kompostierung, Biogasproduktion oder die Verwertung von Material/Rückgewinnung von Energie umsetzen soll. Die Strategie legt folgende Ziele fest:

- bis spätestens 2006 Verringerung der Gesamtmenge der biologisch abbaubaren Siedlungsabfälle, die 1995 erzeugt wurde, um 75 %;
- spätestens bis 2009 Verringerung auf 50 % und
- spätestens bis 2012 Verringerung auf 35 %.

Das Intervall, in dem verpflichtend Bericht zu erstatten ist, wurde auf drei Jahre festgelegt; auch erhielten die Mitgliedsstaaten zwei Jahre, um die erforderlichen Gesetze zur Umsetzung der Richtlinie zu verabschieden – spätestens bis 16. Juli 2001.

Nitratrichtlinie (91/676/EWG) und die Richtlinie über prioritäre Stoffe (2008/105/EG)

Diese beiden Richtlinien haben hauptsächlich Auswirkungen auf die Entsorgung von Abfällen in Deponien. Die Erstere verlangt von den Mitgliedsstaaten, von Nitraten gefährdete Gebiete (NVZ) auszuweisen. Diese Gebiete sind als Bereiche definiert, in denen die Wasserqualität die Grenzwerte der EG-Trinkwassernorm hinsichtlich der Nitratkonzentration überschritten hat oder voraussichtlich überschreiten wird. Dies ist in der Richtlinie 75/440/EWG über die Qualitätsanforderungen an Oberflächengewässer für die Trinkwassergewinnung in den Mitgliedsstaaten definiert. In den erwähnten NVZ sollten Aktionsprogramme aufgestellt und durchgeführt werden, um die Gewässerverschmutzung durch Nitratverbindungen zu verringern;



Abbildung 12-3: Konzentrationen von Nitraten und gefährlichen Stoffen in Oberflächengewässern unterliegen Vorschriften. Foto: Shutterstock/ Chepko Danil Vitalevich.

auch sollte das Ausbringen von Düngemitteln auf landwirtschaftliche Flächen begrenzt werden (unter Berücksichtigung der Charakteristik des Gebiets).

Die *Richtlinie über prioritäre Stoffe* legt die Grenzwerte für Konzentrationen in Oberflächengewässern für 33 gefährliche Stoffe fest, die für europäische Gewässer höchst problematisch sind. Dazu gehören polyzyklische aromatische Kohlenwasserstoffe (PAK), bei denen es sich hauptsächlich um Nebenprodukte der Verbrennung handelt, und polybromierte Diphenylether (PBDE), die als Flammenschutzmittel verwendet werden, sowie Schwermetalle, für die nach der Klärschlammrichtlinie 86/278/EG Grenzwerte gelten (Cadmium, Quecksilber, Nickel und Blei, wobei die ersten beiden als prioritäre gefährliche Substanzen ausgewiesen sind), und acht weitere Schadstoffe wie DDT und einige andere Pestizide. So schreibt sie vor, in der Nähe von Einleitungspunkten in Gewässerläufe sogenannte Durchmischungsbereiche festzulegen, in denen die Konzentrationen der prioritären Stoffe die Grenzwerte EG-Trickwassernorm überschreiten dürfen. Dies ist in der Richtlinie 75/440/EWG über die Qualitätsanforderungen an Oberflächengewässer für die Trinkwassergewinnung in den Mitgliedsstaaten definiert.

Abfallverbrennungsrichtlinie (2000/76/EG) und Erneuerbare-Energien-Richtlinie (2001/77/EG)

Die Richtlinie legt Regelungen für Abfallverbrennungsanlagen sowie Anlagen speziell zur Schlammverbrennung fest. Sie legt auch die Vorgaben für sämtliche Emissionen dieser Anlagen fest – Emissionen in die Luft, feste Rückstände (Schlammmasse) und Abgasreinigung, Abwasser aus der Abgasreinigung (Waschwasser) und Sickerwasser aus der Ascheentsorgung. Gemäß dieser Richtlinie müssen Schlammverbrennungsanlagen eine umweltrechtliche Genehmigung von den Behörden einholen.

Die Mitgliedsstaaten sollten Sanktionen festlegen, die für die Nichteinhaltung der Vorschriften gelten sollten, und die Bestimmungen der Richtlinie gelten seit 28. Dezember 2005 für bestehende Anlagen. Die nationalen Gesetze, Vorschriften und behördlichen Bestimmungen zur Einhaltung dieser Richtlinie sollten bis spätestens 28. Dezember 2002 verabschiedet sein.

Die *Abfallverbrennungsrichtlinie* reguliert die Verbrennung von Siedlungsabfällen, gefährlichen Abfällen und teilweise von Bioabfällen und schließt dabei die Verbrennungsanlagen aus ihrem Geltungsbereich aus, die ausschließlich pflanzliche Abfälle aus der Land- und Forstwirtschaft und aus der Nahrungsmittelindustrie sowie Holz- und Korkabfälle behandeln. Sie besteht nicht auf der energetischen Verwertung, was bedeutet, dass die Abfallverbrennungsrichtlinie nicht der Hierarchie der Abfallbehandlung entspricht, die in der Abfallrahmenrichtlinie festgelegt wurde. Die später beschlossene *Erneuerbare-Energien-Richtlinie* (2001/77/EC) sorgt jedoch für einen gemeinsamen Leitfadens zur Erhöhung des Anteils erneuerbarer Energiequellen an der Stromerzeugung.

Weitere Vorschriften und Normen

Nach der **REACH-Verordnung (Registration, Evaluation, Authorisation and Restriction of Chemicals)** gilt Abfall nicht als Stoff und somit gelten die meisten Pflichten nicht für Abfälle und insbesondere nicht für Schlämme. Nichtsdestoweniger sind Chemikalienhersteller verpflichtet nachzuweisen, dass Risiken auch in der Abfallphase des Produktlebenszyklus korrekt gesteuert werden können. Die ECHA, die Europäische Chemikalienagentur, hat den Leitfaden zu Abfall und zurückgewonnenen Stoffen („Guidance on waste and recovered substances“) überarbeitet und im Mai 2010 übernommen. Einmal wiedergewonnene Stoffe sind kein Abfall mehr, sondern unterliegen erneut den REACH-Verpflichtungen.⁵

Über den Punkt, ab dem Abfälle „die Abfalleigenschaft verlieren“, hat es lange Debatten gegeben. Nach Artikel 6 (1) und (2) der *Abfallrahmenrichtlinie* verlieren bestimmte Abfälle ihre Abfalleigenschaft, wenn sie einen Rückgewinnungsvorgang durchlaufen haben und spezifische Kriterien erfüllen, die im Einklang mit bestimmten rechtlichen Bedingungen zu entwickeln sind, insbesondere:

- a) der Stoff wird häufig für bestimmte Zwecke verwendet;
- b) für diesen Stoff oder Gegenstand existiert ein Markt oder Bedarf;
- c) der Stoff oder der Gegenstand erfüllt die technischen Anforderungen für die vorgesehenen Zwecke und entspricht der vorhandenen Gesetzgebung und den für die Produkte geltenden Normen; und
- d) die Verwendung des Stoffes oder Gegenstandes führt nicht zu allgemein negativen Auswirkungen auf die Umwelt oder die menschliche Gesundheit.

1993 gründete das Europäische **Komitee für Normung (CEN)** das **Technische Komitee 308 (TC308)**, dessen Aufgabe die Entwicklung einer Serie standardisierter Prüfverfahren für die korrekte Verwendung und Entsorgung von Schlämmen und die Erfüllung der rechtlichen Vorgaben in der EU sind. Das CEN TC308 befasst sich mit Schlämmen und ist für die Ausarbeitung von Normen für die analytische Charakterisierung von Schlämmen und von Verfahrenskodizes für verschiedene Verwendungen und Entsorgungswege von Schlämmen verantwortlich. Europäische Normen sollen ohne Änderungen in die nationalen Normenwerke aufgenommen werden. Weitere damit in Zusammenhang stehende Komitees sind das **ISO/TC190** „Bodenqualität“, das **CEN/TC223** „Bodenverbesserer und Kultursubstrate“ und das CEN/TC292 „Charakterisierung von Abfällen“.

Jüngere rechtliche Entwicklungen

Die wichtigste aktuelle Entwicklung aus dem Blickwinkel der Behandlung von Schlämmen ist das Verfahren zur Änderung der *Klärschlammrichtlinie*. Der **3. Entwurf** von 2000 schlägt eine nahezu vollständige Überarbeitung der Richtlinie vor: die wichtigsten neuen Aspekte befassen sich mit der Einführung genauer Vorgaben für die Definition (1) moderner Behandlungsverfahren und (2) herkömmlicher Behandlungsverfahren, die hauptsächlich die Entseuchung von Schlämmen und die Geruchsverminderung betreffen.

Nach modernen Behandlungen könnten Schlämme auf Weideland für Futterkulturen, Ackerflächen, Obst- und Gemüsekulturen, die mit dem Erdboden in Berührung kommen und roh verzehrt werden, Obstbäume, Weinbauflächen, Baumpflanzungen und Aufforstungsflächen, Parks, Grünanlagen, städtischen Gartenanlagen, auf allen allgemein zugänglichen urbanen Flächen und Landgewinnungs/-rekultivierungsflächen verwendet werden. Die herkömmlich behandelten Schlämme könnten nur dann für diese Zwecke verwendet werden, wenn sie durch tiefes Einspülen ausgebracht werden, und unter der Voraussetzung, dass temporäre Einschränkungen hinsichtlich der Weidezeit, der Ernte und des öffentlichen Zugangs beachtet werden. Nach einer herkömmlichen Behandlung wäre die Verwendung von Schlämmen in Parks, Grünanlagen und städtischen Gartenanlagen ebenso verboten wie die Verwendung im Forst.

Auch sind die Grenzwerte des dritten Entwurfs für Schwermetalle strenger als die aktuellen; neue Werte werden vorgeschlagen, die vom Phosphorgehalt abhängen. Anders als in den Bestimmungen der aktuellen Richtlinie werden auch Grenzwerte für organische Mikroschadstoffe und Dioxine vorgeschlagen.

2010 wies die Europäische Kommission die Idee einer separaten Gesetzgebung zur Behandlung von Bioabfällen in der EU zurück, und daher sollten neue Lösungen zur besseren Behandlung von Bioabfällen durch Überarbeitung der bestehenden Gesetzgebung, insbesondere der *Klärschlammrichtlinie* angegangen werden. Somit verlor der 3. Entwurf seine Relevanz und das neue **Arbeitspapier „Klärschlamm und Bioabfall“** schlägt nun ein gesetzliches Drei-Klassen-System vor, das wie folgt unterscheidet:

- 1) die sogenannte Produktklasse für Kompost oder Gärprodukte (Abfall aus getrennter Sammlung), die ohne weitere Kontrolle auf Bodenflächen verwendet werden könnte und den *Kriterien für das Ende der Abfalleigenschaft von Bioabfall* unterliegt;

⁵In allen EU-Ländern gelten Schlämme als Abfall. Es bestehen jedoch Unterschiede hinsichtlich der Auslegung des Rechtsstatus von Düngemitteln, die aus Kompost und Schlämmen hergestellt werden. In Deutschland und Finnland werden sie in Einhaltung der Düngemittelgesetze als „Abfallprodukt“ gekennzeichnet; in Lettland und Litauen werden sie als „Produkt“ gekennzeichnet – als zugelassenes organisches Düngemittel oder Kompost. Somit unterliegen die Produkte in diesen vier Ländern unter Umständen den REACH-Normen.

- 2) Schlämme und Bioabfälle, die in der Landwirtschaft verwendet werden und durch die *überarbeitete Klärschlammrichtlinie* reguliert werden, die Mindestanforderungen für die Qualität festlegen würde;
- 3) Bioabfälle und Schlämme geringerer Qualität, deren Verwendung auf nicht landwirtschaftlich genutzte Flächen beschränkt ist und allein der Regulierung durch die *nationalen Gesetzgebungen* überlassen bleibt.

Hinsichtlich der neuen Vorschläge für die Überarbeitung der *Klärschlammrichtlinie* wurde der Vorschlag, Grenzwerte für die Schwermetallkonzentrationen in Abhängigkeit vom Phosphorgehalt festzulegen, vorerst verworfen, da

die Grenzwerte allgemein gültig und nicht von einem spezifischen agronomischen Parameter abhängig sein sollten. Weitere vorgeschlagene Einschränkungen sind u. a.: die ausreichende Stabilisierung von Schlämmen (um übermäßige Geruchsentwicklung zu verhindern), Hygienisierung, Verbot der Anwendung von Schlämmen auf wassergesättigten, überfluteten, gefrorenen oder schneebedeckten Böden und Zeitabstände zwischen der Ausbringung von Schlämmen.

Die eingangs genannten Kriterien für das Ende der Abfalleigenschaft sind mit dem ersten Arbeitspapier, das im Februar 2011 veröffentlicht wurde, in Vorbereitung.

12.2 NATIONALE GESETZGEBUNG ZUR BEHANDLUNG VON KLÄRSCHLAMM IN DEN LÄNDERN DER OSTSEEREGION

Dieser Abschnitt enthält eine ausführliche Analyse der länderspezifischen Gesetzgebung in der Ostseeregion im Vergleich zu den EU-Vorschriften. Unter Berücksichtigung von Ähnlichkeiten in der Gesetzgebung wurden die Länder wie folgt gruppiert: 1) die drei skandinavischen Länder Dänemark, Finnland und Schweden sowie Deutschland, das die strengsten Vorgaben für die Behandlung von Klärschlämmen aufgestellt hat; 2) Polen und die drei baltischen Staaten Estland, Lettland und Litauen und 3) die zwei Nicht-EU-Mitgliedsstaaten der Region Russland und Weißrussland.

Die Analyse der jeweiligen nationalen Gesetzgebungen in Bezug auf Schlämme ist nach folgenden Punkten strukturiert:

- Allgemeine Umweltschutz-Rechtsakte und zuständige Behörden.
- Vorschriften zur landwirtschaftlichen Anwendung von Schlämmen:
 - betroffene Arten von Schlämmen
 - obligatorische oder bevorzugte Behandlungsverfahren
 - Grenzwerte für Schwermetallkonzentrationen, Pathogene und organische Verbindungen
 - maximal zulässige Mengen an Schlämmen und bestimmten Elementen (z. B. Gesamtgehalt an Phosphor), die pro Jahr ausgebracht werden dürfen
 - Oberflächen, auf denen die Anwendung von Schlämmen verboten ist
 - Schlamm- oder Bodenanalysen und deren Häufigkeit

- Vorschriften zur anderweitigen Anwendung von Schlämmen, z. B. in der Forstwirtschaft, Landschaftsgestaltung, Rekultivierung, Grünanlagen
- spezifische Regelungen zur Verbrennung und Deponieentsorgung von Schlämmen.

Die Informationen zu jeder Gruppe von Ländern wurden in zwei vergleichenden Tabellen zusammengetragen – eine mit Grenzwerten für die Schwermetallkonzentration und eine, die die Hauptpunkte der Gesetzgebung zusammenfasst –, um die Ähnlichkeiten, Unterschiede und die Strenge der rechtlichen Maßnahmen zu veranschaulichen, die jedes Land gewählt hat, um die Behandlung von Klärschlämmen zu regulieren.

Eine ausführlichere Analyse der Gesetzgebung jedes Landes befindet sich in einem gesonderten Anhang zur vorliegenden Veröffentlichung.

12.2.1 Skandinavische Länder und Deutschland

Tabelle 12-1: Schwermetallgrenzwerte im Vergleich bei landwirtschaftlicher Anwendung von Klärschlamm, wie sie die aktuellen Gesetzgebungen in Finnland, Schweden, Dänemark und Deutschland vorschreiben. Existiert in einem Land mehr als ein Rechtsakt dazu und legen

Land (analysierter Stoff)	Cd	Cr	Cu	Hg	Ni	Pb	Zn	As
	in mg/kg Trockensubstanz							
FINNLAND (in Schlamm)	3	300	600	2	100	150	1 500	-
SCHWEDEN (in Schlamm)	2	100	600	2,5	50	100	800	-
DÄNEMARK (in Schlamm)	0,8	100	1 000	0.8	30	120	4 000	25 Gartenbau
DEUTSCHLAND (in Schlamm)	10 (5)*	900	800	8	200	900	2500 (2000)*	
EU-Richtlinie 86/278 (in Schlamm)	20–40	-	1 000 – 1 750	16–25	300–400	750– 1 200	2 500 – 4 000	-
FINNLAND (im Boden, pH>5,8 (Kalkstabilisiert 5,5))	0,5	200	100	0,2	60	60	150	-
SCHWEDEN (im Boden)	0,4	60	40	0.3	30	40	100–150	-
DÄNEMARK (im Boden)	0,5	30	40	0.5	15	40	100	-
DEUTSCHLAND (im Boden)	1,5 (1)*	100	60	1	50	100	200 (150)*	
EU-Richtlinie 86/278 (im Boden, pH 6-7)	1–3	-	50–140	1–1.5	30–75	50–300	150–300	-
in g/ha/Jahr								
FINNLAND (durchschnittliche Jahresbelastungen von land- wirtschaftlichen Flächen)	1,5	300	600	1	100	100	1 500	-
SCHWEDEN (durchschnittliche Jahresbelastungen von landwirtschaftlichen Flächen)	1,75	100	600	2,5	50	100	800	-
DÄNEMARK (durchschnittliche Jahresbelastungen von land- wirtschaftlichen Flächen)	Keine Grenzwerte von dänischer Gesetzgebung vorgeschrieben							
DEUTSCHLAND (durchschnitt- liche Jahresbelastungen von landwirtschaftlichen Flächen)	Keine Grenzwerte von deutscher Gesetzgebung vorgeschrieben							
EU-Richtlinie 86/278 (Jahresbelastungen)	150	-	12 000	100	3 000	15 000	30 000	-

*Für Böden, die als leichte Böden klassifiziert sind, mit einem Tongehalt von <5 % und einem pH-Wert von 5–6

Tabelle 12-2: Zusammenfassende Analyse der aktuellen finnischen, schwedischen, dänischen und deutschen Gesetzgebung zur Behandlung von Schlämmen im Vergleich zu EU-Vorschriften. MS = Mitgliedsstaat(en) der EU; --- = „nicht festgelegt“.

Land \ Aspekt	Behandlungs-verfahren (landwirtschaftl. Anwendung)	Anwendung unbehan- delter Schlämme (landwirtschaftl. Anwendung)	Pathogen- Grenzwerte (landwirtschaftl. Anwendung)	Grenzwerte organische Verbindungen (landwirtschaftl. Anwendung)
FINNLAND	Faulung, Kalkstabilisierung oder andere Verfahren, die den Pathogengehalt deutlich reduzieren	Verboten	---	---
SCHWEDEN	Biologisch, chemisch, ther- misch, durch langfristige Lagerung oder andere Ver- fahren, die die gesundheitli- chen Gefahren deutlich verringern	Gestattet, wenn er inner- halb von 24 Stunden nach Ausbringung in den Boden eingearbeitet wird	---	---
DÄNEMARK	Stabilisierung, Kompostie- rung, Pasteurisierung	Verboten	Keine Salmonellen; fäkale Streptokok- ken unter 100 pro Gramm	DEHP, PAKs (9), NPE, LAS
DEUTSCHLAND	---	Verboten	---	AOX, PCB (6), PCDD/ PCDF
EU	Biologisch, chemisch, ther- misch, durch langfristige La- gerung oder andere Verfah- ren, die die gesundheitlichen Gefahren deutlich verringern	MS dürfen Anwen- dungs-bedingungen für unbehandelte Schlämme festlegen (sofern diese in den Boden injiziert und eingearbeitet werden)	---	---

Ausgebrachte Höchstmengen (landwirtschaftl. Anwendung)	Häufigkeit d. Analyse (landwirtschaftl. Anwendung)	Anwendung in Forstwirtschaft, Waldbau, Landgewinnung, Grünanlagen	Verbrennung/ Deponie
Auf Basis der Bodenqualität und des Nährstoffbedarfs der Kulturen festzulegen	Schlamm: 12 pro Jahr im ersten Jahr, danach 4 pro Jahr Boden: Vor dem ersten Ausbringen	Entscheidung d. Ministeriums für Land- und Forstwirtschaft – gleiche Grenzwerte wie in Landwirtschaft + Arsen	Auffangen, Behandlung und Anwendung von Deponiegas Verbrennung: Bevorzugte energetische Verwertung
Höchstmenge P gesamt: Je nach P-Klasse des Bodens und Gesamtgehalt von $\text{NH}_4\text{-N}$: 150 kg/ha/Jahr	Schlamm: 1, 4 oder 12 pro Jahr Boden: Vor dem ersten Ausbringen	SEPA-Empfehlungen	Deponieentsorg. seit 2005 verboten Verbrennung: Genehmigung d. Regionalbehörden
7 Tonnen Trockensubstanz /ha/Jahr	Schlamm: Auf Schwermetalle alle drei Monate, auf organische Verbindungen jährlich Boden: Vor dem ersten Ausbringen	Im Forst nach Genehmigung der lokalen Behörden In Grünanlagen pasteurisiert	---
5 Tonnen Trockensubstanz /ha/3 Jahre	Schlamm: Auf Schwermetalle, org. Verbindungen – 2 pro Jahr Boden: Vor dem ersten Ausbringen, alle 10 Jahre	Verbot d. Anwendung auf forstwirtschaftl. Flächen und Grünanlagen	Seit 2005 wird nur Abfall mit weniger als 5 % organischer Substanz für Deponien angenommen
MS sollen Höchstmengen für Schlamm festlegen, die ausgebracht werden dürfen	Schlamm: 1-2 pro Jahr Boden: Vor dem ersten Ausbringen (MS können über weitere Häufigkeit entscheiden)	Nicht durch Klärschlamm-richtlinie (86/278) geregelt	Deponie-richtlinie (1999/31/EG) Abfall-verbrennungs-richtlinie (2000/76/EG)

Tabelle 12-3: Zusammenfassende Analyse der aktuellen estnischen, lettischen, litauischen und polnischen Gesetzgebung zur Behandlung von Schlämmen im Vergleich zu EU-Vorschriften. MS = Mitgliedsstaat(en) der EU; --- = „nicht festgelegt“.

Aspekt Land	Behandlungs-verfahren (landwirtschaftl. Anwendung)	Anwendung unbehandelter Schlämme (landwirtschaftl. Anwendung)	Pathogen-Grenzwerte (landwirtschaftl. Anwendung)	Grenzwerte organische Verbindungen (landwirtschaftl. Anwendung)
ESTLAND	Aerobe/anaerobe Faulung, einschl. Kompostierung; chemische oder thermische Behandlung	Nur für Landschaftspflege und Rekultivierung gestattet, wenn sie innerhalb von 2 Tagen nach Ausbringen in den Boden ein- gearbeitet werden	Fäkale coliforme Keime <1000 CFU und keine Helminthen-Eier in 1 Liter	---
LETTLAND	Lagerung, anaerobe Faulung, aerobe Stabilisierung u. Kalk- stabilisierung, Pasteurisierung, Trocknung bei 100 °C	Durch die Verordnung defi- niert, aber keine Anwendung festgelegt	---	---
LITAUEN	Biologisch, chemisch oder thermisch, durch langfristige Lagerung oder andere Verfah- ren, die die gesundheitlichen Gefahren deutlich verringern	Verboten, sowie Schlämme der Klasse III oder Klasse C	<i>Escherichia coli</i> , <i>Clostridium perfringens</i> , Helminthen-Ei- er und -Larven, und pa- thogene Enterobakterien ⁶	---
POLEN	Stabilisierung + biologische, chemische, thermische oder andere Verfahren, die die gesundheitlichen Gefahren deutlich verringern	Verboten	Keine <i>Salmonellen</i> auf 100 g, keine Eier von <i>Ascaris</i> , <i>Trichuris</i> oder <i>Toxocara</i>	---
EU	Biologisch, chemisch, ther- misch, durch langfristige Lagerung oder andere Verfah- ren, die die gesundheitlichen Gefahren deutlich verringern	MS dürfen Anwendungs-be- dingungen für unbehandelte Schlämme festlegen (sofern diese in den Boden eingespült und eingearbeitet werden)	---	---

⁶Diese parasitologischen Parameter sollten analysiert werden, auch wenn für sie alle unterschiedliche Grenzwerte vorgegeben sind, unter Berücksichtigung der Einteilung von Schlämmen in 3 Klassen.

Ausgebrachte Höchstmengen (landwirtschaftl. Anwendung)	Häufigkeit d. Analyse (landwirtschaftl. Anwendung)	Anwendung in Forstwirtschaft, Waldbau, Land-gewinnung, Grünanlagen	Verbrennung/Deponie
---	Schlamm: 2, 4, 6 oder 12 Mal/Jahr im 1. Jahr, danach 4, 3, 2, 1 pro Jahr in Folgejahren Boden: Vor dem ersten Ausbringen + alle 5 Jahre	Landschaftsgestaltung und Rekultivierung unterliegt den gleichen Vorschriften wie landwirtschaftl. Anwendung, alle Regeln gültig	---
Höchstmenge P gesamt: 40 kg/ha/Jahr und Gesamtmenge NH ₄ -N: 30 kg/ha/Jahr	Schlamm: 1, 2, 3, 4 oder 12 Mal pro Jahr Boden: Vor dem ersten Ausbringen	Für Forst und Landgewinnung spezielle Bestimmungen in derselben Verordnung + Höchstmengen; für Grünanlagen zusätzl. Schwermetall-Grenzwerte	Deponie: Spezielle Bestimmungen in derselben Verordnung wie für Landwirtschaft
Höchstmenge P gesamt: 40 kg/ha/Jahr und Gesamtmenge N: 170 kg/ha/Jahr	Schlamm: 1, 4 oder 12 Mal pro Jahr Boden: Vor dem ersten Ausbringen, weitere von Ergebnissen abhängig	Für Rekultivierung und Düngung von Energiekulturen spezielle Bestimmungen in derselben Verordnung + Höchstmengen von 100 t/ha/Jahr	Deponie: (Nationaler Strategischer Abfallbewirtschaftungsplan) Zielvorgaben zur Verringerung von Bioabfällen auf Deponien
3 t/ha/Jahr	Schlamm: 2, 3 oder 6 Mal pro Jahr Boden: Vor dem ersten Ausbringen	Alle Anwendungen außer in Landwirtschaft, Grünanlagen, Rekultivierung, Kompostierung verboten + Höchstmengen 15 t/ha/Jahr	Deponie: (Abfallgesetz) Zielvorgaben zur Verringerung von Bioabfällen auf Deponien Verbrennung: ---
MS sollen Höchstmengen Schlamm festlegen, die ausgebracht werden dürfen	Schlamm: 1–2 pro Jahr Boden: Vor dem ersten Ausbringen (MS können über weitere Häufigkeit entscheiden)	Nicht durch Klärschlamm-richtlinie (86/278/EWG) geregelt	Deponie-richtlinie (1999/31/EG) Abfall-verbrennungs-richtlinie (2000/76/EG)

12.2.2 Baltische Staaten und Polen

Tabelle 12-4 Schwermetallgrenzwerte im Vergleich bei landwirtschaftlicher Anwendung von Klärschlamm, wie sie die aktuellen Gesetzgebungen in Estland, Lettland, Litauen und Polen vorschreiben.

Land (analysierter Stoff)	Cd	Cr	Cu	Hg	Ni	Pb	Zn	As
in mg/kg Trockensubstanz								
ESTLAND (in Schlamm)	20	1 000	1 000	16	300	750	2 500	-
LETTLAND (in Schlamm)	10	600	800	10	200	500	2 500	-
LITAUEN (in Schlamm: Kategorie I/Kategorie II)	1,5/20	140/400	75/1000	1/8	50/300	140/750	300/2 500	-
POLEN (in Schlamm)	20	1 000	500	16	300	750	2 500	-
EU-Richtlinie 86/278 (in Schlamm)	20–40	-	1 000–1750	16–25	300–400	750–1200	2 500–4000	-
ESTLAND (im Boden)	3	100	50	1,5	50	100	300	-
LETTLAND (im Boden)*	0,5–0,9	40–90	15–70	0.1-0.5	15–70	20–40	50–100	-
LITAUEN (im Boden: Sand, Sandlehm / Lehm, Ton)	1/1.5	50/80	50/80	0.6/1.0	50/60	50/80	160/260	-
POLEN (im Boden: leicht / mittel / schwer)	1/2/3	50/75/100	25/50/75	0,8/1,2/1,5	20/35/50	40/60/80	80/120/180	-
EU-Richtlinie 86/278 (im Boden, pH 6-7)	1–3	-	50–140	1–1,5	30–75	50–300	150–300	-
in g/ha/Jahr								
ESTLAND (durchschnittliche Jahresbelastungen von landwirtschaftlichen Flächen)	150	4 500	12 000	100	3 000	15 000	30 000	-
LETTLAND (durchschnittliche Jahresbelastungen von landwirtschaftlichen Flächen: Sand, Sandlehm / Lehm, Ton)	30/35	600/700	1 000/1200	8/10	250/300	300/350	5 000/6000	-
LITAUEN (durchschnittliche Jahresbelastungen von landwirtschaftlichen Flächen: Sand, Sandlehm / Lehm, Ton)	100/150	7 000/10 000	8 000/12 000	50/100	2 000/3 000	10 000/15 000	20 000/30 000	-
POLEN (durchschnittliche Jahresbelastungen von landwirtschaftlichen Flächen)	Keine Grenzwerte von polnischer Gesetzgebung vorgeschrieben							
EU-Richtlinie 86/278 (Jahresbelastungen)	150	-	12 000	100	3 000	15 000	30 000	-

* Lettische Grenzwerte für Schwermetallkonzentrationen im Boden variieren je nach Bodenart (Sand/Sandlehm, Lehm/Ton) und pH-Wert des Bodens (5–6; 6,1–7 und >7); daher existieren für jedes Schwermetall sechs Grenzwerte. In dieser Tabelle sind sie als Bereich vom niedrigsten (für Sand-/Sandlehmböden mit einem pH-Wert von 5–6) zum höchsten (für Lehm-/Tonböden mit einem pH-Wert >7) dargestellt.

12.2.3 Russland und Weißrussland

Tabelle 12-5: Schwermetallgrenzwerte im Vergleich bei landwirtschaftlicher Anwendung von Klärschlamm, wie sie die aktuellen Gesetzgebungen in Russland und Weißrussland im Vergleich zur EU vorschreiben. Russland und Weißrussland verwenden die selben Grenzwerte und w

Land (analysierter Stoff)	Cd	Cr	Cu	Hg	Ni	Pb	Zn	As
	in mg/kg Trockensubstanz							
RUSSLAND (in Schlamm: Gruppe I / Gruppe II)	15/30	500/1 000	750/15 000	7,5/15	200/ 400	250/500	1 750/3 500	42131
EU-Richtlinie 86/278 (in Schlamm)	20–40	-	1000–1750	16–25	300–400	750–1 200	2 500–4 000	-
RUSSLAND (im Boden, pH>5,5)								
Max. zulässige Konzentrationen	-	6**	3*	2.1	4*	32/6*	23*	2
Vorläufig zulässige Konzentrationen (Sand/Lehm / Ton)	0,5/2	-	33/132	-	20/80	32/130	55/220	55/10
EU-Richtlinie 86/278 (im Boden, pH 6-7)	1–3	-	50–140	1–1.5	30–75	50–300	150–300	-
in g/ha/Jahr								
RUSSLAND (durchschnittliche Jahresbelastungen von landwirtschaftlichen Flächen)	Keine Grenzwerte von russischer Gesetzgebung vorgeschrieben							
EU-Richtlinie 86/278 (Jahresbelastungen)	150	-	12 000	100	3 000	15 000	30 000	-

* Werte für mobile Formen der Elemente

** Wert für mobile Form Cr (III)

Tabelle 12-6: Zusammenfassende Analyse der aktuellen russischen und weißrussischen Gesetzgebung zur Behandlung von Schlämmen im Vergleich zu EU-Vorschriften. MS = Mitgliedsstaat(en) der EU; N = Stickstoff; --- = „nicht festgelegt“.

Aspekt	Land	Verfahren (landwirtschaftl. Anwendung)	Anwendung unbehandelter Schlämme (landwirtschaftl. Anwendung)	Patho- gen-Gren- zwerte (land- wirtschaftl. Anwendung)	Grenzwerte organische Verbindun- gen (land- wirtschaftl. Anwendung)	Ausgebrachte Höchstmengen (landwirtschaftl. Anwendung)	Häufigkeit d. Analyse (land- wirtschaftl. Anwendung)	Anwendung in Forstwirt- schaft, Wald- bau, Land-ge- winnung, Grün-anlagen	Verbren- nung/De- ponie
	RUSSLAND	Biologische, thermische Be- handlung, aerobe Stabilisierung, langfristige Lage- rung, Pasteurisie- rung, Kompostie- rung	Keine spezifischen Bestimmungen genannt	<i>Escherichia coli</i> >100/1000*, <i>Salmonella</i> , Hel- minthen-Eier und Zysten intestina- ler pathogener Protozoen	Organische Substanz >20 %, N gesamt >0,6 % TS, P ₂ O ₅ >1,5 % of TS	Höchstmenge N gesamt - 300 kg /ha/Jahr; Höchst-menge Trocken-substanz: Schwere Böden - 10 t/ha/5 Jahre, leicht- te sandige Böden - 7 t/ha/3 Jahre	Schlamm: Nicht definiert Boden: Vor dem ersten Ausbringen	Gestattet im industriellen Gar- tenbau, Grünan- lagen, im Forst, zur Gewinnung v. Landwirtschafts- flächen und auf Deponien	Deponie: Schlämme werden auf Deponien für feste Sied- lungsabfälle angenommen, keine Behand- lung erforder- lich Verbrennung: ---
	EU	Biologisch, che- misch, thermisch, durch langfristige Lagerung oder andere Verfahren, die die gesundheit- lichen Gefahren deutlich verringern	MS dürfen Anwen- dungsbedingungen für unbehandelte Schlämme festlegen (sofern diese in den Boden eingespült und eingearbeitet werden)	---	---	MS sollen Höchst- mengen Schlamm festlegen, die ausgebracht werden dürfen	Schlamm: 1-2 pro Jahr Boden: Vor dem ersten Ausbringen (MS können über weitere Häufigkeit entscheiden)	Nicht durch Klär- schlamm-richt- linie (86/278) festgelegt	Depo- nie-richtlinie (1999/31/ EG) Abfall-ver- bren- nungs-richtli- nie (2000/76/ EG)

* für Schlämme der Gruppe I / Gruppe II

12.3 SCHLUSSFOLGERUNGEN

In den Ländern der Ostseeregion existieren drei Arten der Gesetzgebung zur Behandlung von Schlämmen: Richtlinien und andere Rechtsakte auf EU-Ebene, Gesetze der EU-Mitgliedsstaaten, die zur Umsetzung der genannten Richtlinien verabschiedet wurden, und andere Normen von Nicht-EU-Mitgliedsstaaten. Sie alle können unter zweierlei Gesichtspunkten betrachtet werden: die Form, in der die Rechtsakte beschlossen wurden, und der Inhalt der in ihnen enthaltenen Vorgaben. Während die Signifikanz des Inhaltes der Vorgaben auf der Hand liegt, ist es auch wichtig, die Form oder die Art der gesetzgebenden Dokumente bei der Einschätzung rechtlicher Einschränkungen zu berücksichtigen.

Nationale Vorschriften zur Umsetzung der EU-Richtlinien und nationale Normen von Nicht-EU-Mitgliedsstaaten

Die meisten der Vorschriften von EU-Mitgliedsstaaten zu Schlämmen werden zur Umsetzung der EU-Richtlinien beschlossen, von denen die Klärschlammrichtlinie die wichtigste ist. Aus diesem Grund ähneln sie sich in Form und Struktur. Sowohl der finnische Beschluss als auch die deutsche Verordnung zur Anwendung von Klärschlämmen in der Landwirtschaft schließen Düngemittel, die aus Klärschlämmen hergestellt werden, ausdrücklich aus ihrem Geltungsbereich aus. Die schwedischen und dänischen Erlässe sind ebenfalls sehr ähnlich; Dänemark hat jedoch zwei Gesetze, die die Anwendung von Schlämmen für landwirtschaftliche Zwecke regeln und steuern.

In den baltischen Staaten sieht es ganz anders aus: nur die estnische Verordnung ist ähnlich strukturiert wie der finnische Beschluss. Außerdem regeln die drei Länder Estland, Lettland und Litauen in einem einzigen gesetzlichen Dokument mehr als eine Möglichkeit der Schlämm Entsorgung, zu denen gewöhnlich außer der Anwendung in der Landwirtschaft die Landrekultivierung, die Landschaftsgestaltung, die Anwendung in Grünanlagen und im Forst sowie zur Düngung heranwachsender, nicht zum Verzehr bestimmter Kulturen gehören. Die lettische Gesetzgebung richtet alle Bestimmungen der Vorschrift auf Klärschlämme wie auch Kompost. In Polen ist ein Teil der Vorgaben zu Schlämmen im allgemeinen Abfallgesetz enthalten, während der Rest von einer spezifischen Verordnung zu Klärschlämmen behandelt wird.

In Russland und Weißrussland ist die Gesetzgebung zu Schlämmen völlig anders strukturiert. Anders als in den anderen Ländern der Region haben die russischen Normen, die die Anwendung von Schlämmen in der Landwirtschaft regeln, nicht den Status von Gesetzen, Vorschriften, Erlässen oder Entscheidungen; sie werden vielmehr als „Staatsnormen“ bezeichnet, was sie den Dokumenten des Europäischen Komitees für Normung (CEN) artverwandter macht.

Einschränkungen und Vorgaben für die Schlammbehandlung und -entsorgung

Der Inhalt der durch die Gesetzgebung der Länder der Ostseeregion auferlegten Einschränkungen der Behandlung von Schlämmen kann in Vorgaben, die allen Vorschriften gemeinsam sind, und in spezifischere Vorgaben in der Gesetzgebung nur einiger oder nur eines Landes



Abbildung 12-4: Die Klärschlammrichtlinie reguliert die Verwendung von Schlämmen in der Landwirtschaft.

Foto: Shutterstock/ Gerard Koudenburg.

unterteilt werden. Die gemeinsamen Einschränkungen betreffen gewöhnlich:

- Vorbehandlungsmethoden,
- Grenzwerte für Schwermetalle, die in Schlämmen und im Boden enthalten sind,
- die Einschränkung der Auswahl von Kulturen und Oberflächen, auf die Schlämme ausgebracht werden können, und
- die Kontrolle der Einhaltung der Gesetzgebung.

Die **Schwermetallgrenzwerte** sowohl in Schlämmen als auch im Boden sind in den skandinavischen Ländern am niedrigsten. In Schweden und Deutschland ist die **Beseitigung** von Schlämmen auf **Deponien** verboten, während sie in Dänemark und Finnland zwar nicht formell als Entsorgungsweg für Schlämme verboten, aber sehr selten ist. Wegen dieser Faktoren werden die Vorschriften zu Schlämmen in Skandinavien und Deutschland üblicherweise als die strengsten betrachtet. Die baltischen Staaten und Polen wiederum haben umfassende und detaillierte Vorgaben beispielsweise für **Behandlungsverfahren oder Oberflächen, auf denen die Anwendung von Schlämmen nicht gestattet ist, erlassen**. Dies macht die Entsorgung von Schlämmen komplizierter, zumindest in formeller Hinsicht. Die russischen Normen sind in dieser Hinsicht den polnischen und baltischen Normen sehr ähnlich und

schreiben sogar noch aufwendigere Verfahren zur Berechnung der Schlammengen vor, die auf landwirtschaftlich genutzte Böden ausgebracht werden können.

Die spezifischeren Vorgaben betreffen Fragen wie die **Jahresbelastungen, Oberflächen, auf die Schlämme ausgebracht werden, oder andere landwirtschaftliche Entsorgungsmöglichkeiten**. Da beispielsweise die EU-Klärschlammrichtlinie beides zulässt, haben nur Dänemark, Schweden und Polen Jahreshöchstmengen der Trockensubstanz festgelegt, die auf Böden ausgebracht werden darf (7 Tonnen/ha/Jahr, 5 Tonnen/ha/3 Jahre bzw. 3 Tonnen/ha/Jahr). Die anderen Länder haben sich dafür entschieden, jährliche Durchschnittsbelastungen von Schwermetallkonzentrationen festzulegen. Obschon Russland als Nicht-EU-Mitgliedsstaat diese Vorgabe nicht einhalten muss, wurden dort dennoch Jahreshöchstmengen an Trockensubstanz vorgeschrieben: 10 Tonne/ha/5 Jahre für schwere Böden und 7 Tonnen/ha/3 Jahre für leichte, sandige Böden.

Die Oberflächen, auf denen das Ausbringen von Klärschlamm verboten ist, sind u. a. Weiden sowie Obst- und Gemüsekulturen während der Vegetationszeit. Darüber hinaus haben die Gesetzgebungen der meisten Länder die Liste verbotener Oberflächen erweitert, beispielsweise auf Nationalparks und Schutzgebiete, Gebiete nahe Gewässern (in der lettischen Gesetzgebung sind diese sehr genau definiert), überflutete Gebiete und Feuchtgebiete sowie ge-

frorene und schneebedeckte Böden. **Geografisch** ist das Ausbringen von Schlämmen nur in Polen eingeschränkt, wo die Gesetzgebung vorschreibt, dass Schlämme auf dem Territorium nur der Wojewodschaft (Provinz) zu landwirtschaftlichen Zwecken verwendet werden dürfen, in der sie produziert wurden. In Bezug auf den zeitlichen Rahmen ist es im Allgemeinen verboten, Schlämme während der Vegetationszeit der Kulturen auszubringen (in einigen Ländern sind die Fristen zwischen dem Ausbringen der Schlämme und dem Beginn des Anbaus explizit definiert). Die litauische Gesetzgebung gibt genau vor, wann keine Schlämme ausgebracht werden dürfen, nämlich vom 15. Dezember bis zum 1. März.

In den meisten Ländern der Region ist die Anwendung von Schlämmen im Anbau von nicht-landwirtschaftlichen Kulturen, in der Forstwirtschaft, in Grünanlagen, bei der Rekultivierung oder Landgewinnung gestattet, mitunter mit den gleichen Schwermetallbeschränkungen wie für die landwirtschaftliche Anwendung. Nur die deutsche und die polnische Gesetzgebung verbieten die Anwendung von Schlämmen in der Forstwirtschaft – die deutsche Klärschlammverordnung verbietet auch die Anwendung von Schlämmen im Waldbau und in Grünanlagen. In Dänemark dürfen nur pasteurisierte Klärschlämme in Grünanlagen verwendet werden, und ihre Ausbringung in natürlichen Wäldern bedarf der Zustimmung der lokalen Behörden.



Abbildung 12-5: Foto: Johanna Karhu, HELCOM.



13. TRIEBKRÄFTE UND HÜRDEN FÜR VERSCHIEDENE PRAKTIKEN DER SCHLAMMBEHANDLUNG

Rotalgen, Muscheln und Seepocken in der Ostsee. Foto: Samuli Korpinen, HELCOM.

Die täglichen Wahlmöglichkeiten und zukünftigen Herausforderungen bei der Klärschlammbehandlung stehen nicht allein mit Fragen der Wasserbewirtschaftung im Zusammenhang, sondern hängen auch von Einschränkungen, Anreizen und Grundsätzen beispielsweise in der Land- und Energiewirtschaft ab. Die Probleme betreffen somit die übergeordnete politische Orientierung und Steuerung. Kläranlagen in der Ostseeregion haben jedoch bereits jetzt die Möglichkeit, sich zu einem modernen Bio-Raffinerie-Konzept hin zu entwickeln, im Rahmen dessen sie erneuerbare Energie produzieren und Nährstoffe recyceln.

13.1 KOSTEN UND WIRTSCHAFTLICHE ANREIZE FÜR TECHNISCHE OPTIONEN DER SCHLAMMBEHANDLUNG

Die Kosten der Schlammbehandlung können bis zu 50 % der Gesamtbetriebskosten einer Abwasseraufbereitungsanlage ausmachen, und die Optimierung der Schlammbehandlung und -entsorgung kann erheblich zur Kosteneffektivität der Wasserbewirtschaftung insgesamt beitragen (Starberg u. a., 2005).

Die Kosten für Transport, Entsorgung und die mögliche Trocknung der Schlämme hängen alle direkt von der Effizienz der Schlammentwässerung und dem erzielten Trockensubstanzgehalt ab (siehe Abschnitt 5.7 zu Einzelheiten). Daher wird empfohlen, das Entwässerungsergebnis, die Energiekosten und die chemischen Kosten im Einzelnen durch Austesten verschiedener Optionen zu berechnen und sie bei der Entscheidungsfindung und den Ausschreibungsverfahren zu berücksichtigen.

Die steigenden Kosten externer Energiequellen zusammen mit Einspeisevergütungen und anderen Förderprogrammen für erneuerbare Energien sind Triebkräfte, die die anaerobe Faulung und die Biogaszeugung in Kläranlagen zunehmen lassen. Das Hauptziel der Faulung ist jedoch bisher die Stabilisierung der Schlämme. Wenn außerdem die Energieerzeugung maximiert werden soll, sollten die einzelnen Verfahren weiter optimiert und weiterentwickelt werden (Arnold, 2010). Zwar kann die Biogaszeugung auch mit Vorbehandlungsmethoden wie Ultraschallintegration verbessert werden kann, doch ziehen diese Verfahren zusätzliche Investitionen und Betriebskosten nach sich. Nichtsdestoweniger können erfolgreiche technische Lösungen Geld sparen; beispielsweise wurde nach Schätzungen der Ultrawaves GmbH die Ultraschallintegration in der Bamberger Abwasseraufbereitungsanlage in Deutschland eingeführt, um flüchtige Feststoffe zu zerstören, wodurch 1,5 Millionen Euro eingespart wurden, weil der Bau eines neuen Faulbehälters unnötig wurde (Nickel, 2011).

Widersprüchliche Ergebnisse entstehen, wenn verschiedene Lösungen verglichen und der Umweltschutz im weiteren Sinne berücksichtigt wird. Zum Beispiel haben Ökobilanzanalysen ergeben, dass die Verbrennung von

Schlämmen teurer sein kann als andere Lösungen, wenn die Emission von Treibhausgasen und die Netto-CO₂-Bilanz in die Rechnung aufgenommen werden, trotz Einsparungen beim Kauf von Elektrizität und Heizwärme (Barber, 2009). Die weit verbreitete anaerobe Faulung, besonders in Verbindung mit modernster Vorbehandlung, hat erwiesenermaßen eine sehr niedrige CO₂-Bilanz; sie kann jedoch Probleme mit Siloxan-, Schwefel- oder Halogenverunreinigungen aufweisen, die die Anlagen korrodieren, oder mit unerwarteten Prozessänderungen und Instabilität (Arnold, 2010).

Auch die lokalen Möglichkeiten für die Schlammmentsorgung haben Auswirkungen auf die Kosten der Schlammbehandlung in der Aufbereitungsanlage; in der Ostseeregion ist in den meisten Fällen eine Entseuchung von Schlämmen erforderlich, die zur landwirtschaftlichen Anwendung bestimmt sind. Bei der Kompostierung als einer Option der Schlammbehandlung schwankt die Verfügbarkeit von Land und somit der Preis der Kompostierung zwischen den Ländern und den Abwasseraufbereitungsanlagen erheblich.

Es kann möglich sein, die Schlammmentsorgung von den Wasserversorgern auf externe Akteure im Bereich der Bodenverbesserung oder der Düngemittelherstellung auszulagern oder im Fall von Biogas auf Energieunternehmen.



Abbildung 13-1. Foto: Shutterstock/Hraska.

13.2 GEFÄHRLICHE STOFFE UND SCHLAMMQUALITÄT

Klärschlämme müssen stabilisiert und möglichst hygienisiert werden, um Pathogene zu entfernen. Neben Pathogenen enthalten Schlämme viele Chemikalien in kleinen Mengen. Schwermetalle werden seit langer Zeit in den EU- und den nationalen Gesetzgebungen reglementiert, was ihre Menge in kommunalen Klärschlämmen deutlich verringert hat. In jüngerer Zeit hat es eine intensive Diskussion um organische Substanzen gegeben, die in kommunalen Abwässern und Schlämmen enthalten sind, welche als gefährlich eingestuft werden.

Im Fall von Schwermetallen rühren hohe Kupfer- und Zinkkonzentrationen häufig von den Haushalten her, während Cadmium, Chrom, Quecksilber und Blei hauptsächlich aus der Industrie stammen. Die Konzentrationen von Schwermetallen in Klärschlämmen haben in vielen Ländern in den letzten 20 Jahren abgenommen. Bei der Verbrennung werden organische Schadstoffe zerstört und das Quecksilber wird bei der Abgasreinigung entfernt; die Konzentrationen aller anderen Schwermetalle nimmt jedoch zu, was einer direkten Düngung mit der Asche aus der Verbrennung entgegenstehen kann. Einige Quellen mineralischer Düngemittel weisen hohe Konzentrationen an Cadmium und Uran auf, die in Klärschlämmen nicht in hoher Konzentration üblich sind (siehe Kapitel 9 und 11).

Die organischen Chemikalien in Schlämmen rühren hauptsächlich von Haushalten her, zu einem gewissen Umfang jedoch auch aus Industrieabwässern, wenn diese in die Aufbereitungsanlage eingeleitet werden. Diese Mikro-schadstoffe können die Anwendung von Schlämmen in der Bodenverbesserung oder dem Nährstoffrecycling beeinträchtigen. Pharmazeutika und Flammschutzmittel beispielsweise und ihre Abbau- oder Umwandlungsprodukte sind zahlreich und die Einschränkung oder gar Überwachung der einzelnen Stoffe ist kompliziert und teuer. Unter den Ostseestaaten weisen Dänemark und Deutschland in ihren nationalen Gesetzgebungen Grenzwerte für einige organische Verbindungen bei der Anwendung von Klärschlämmen in der Landwirtschaft auf. Auch Schweden hat für einige organische Verbindungen standardmäßige Grenzen eingeführt.

Zur Bewertung der Risiken sollte die Wahrscheinlichkeit von Schäden abgeschätzt werden, die durch bestimmte

Gefahren verursacht werden, einschließlich der möglichen Wege von der Quelle (z. B. dem Klärschlamm) zu den Empfängern in der Umwelt oder der Bevölkerung. Traditionell basiert die Kontrolle gefährlicher Stoffe in Abwässern und Schlämmen auf chemischen Analysen und der Festlegung von Konzentrationsgrenzwerten für einzelne Stoffe oder Stoffgruppen. Die Sache wird noch komplizierter, wenn einzelne Schadstoffe sowohl während der Schlammbehandlung als auch nach dem Ausbringen auf den landwirtschaftlich genutzten Boden physikalische, chemische und mikrobiologische Umwandlungen oder Auswasch- und Rückhalteprozesse durchlaufen (Aubain et al., 2002). Einige der Praktiken, die zur Verringerung von Pathogenen erforderlich sind, wenn der Schlamm auf landwirtschaftlich genutzte Flächen ausgebracht wird (Hygienisierung, Zeitbeschränkungen und Arten von Kulturen und Oberflächen), können unter Umständen auch die Auswirkungen der Mikroschadstoffe verringern.

Es hat Vorschläge für eine Bewertung der kombinierten Auswirkungen und Ökotoxizität aller potentiell schädlichen Eigenschaften gegeben, die kostengünstiger ist als Analysen einzelner Stoffe, zum Beispiel mit einer „wirkungsbezogenen Abwasseruntersuchung“ („Whole Effluent Analysis“, WEA), die in Deutschland und Dänemark bei einigen Industrieabwässern angewandt wird. Eine breitere Anwendung der WEA auf kommunale Abwässer oder Klärschlämme wurde im Project „Control of hazardous substances in the Baltic Sea region, COHIBA“ (Nakari et al., 2011) und in der Monitoring and Assessment Group der HELCOM (HELCOM MONAS, 2011) diskutiert. Der Interessenverband EUREAU hat den WEA-Ansatz kommentiert, indem er die Quellenkontrolle betonte, d. h. die Verhinderung des Eintrags dieser Stoffe in Abwasserleitungen und Aufbereitungsanlagen. Der WEA-Ansatz an sich sollte mit chemischen Analysen kombiniert werden, um die Quellen gefährlicher Stoffe zu identifizieren und Präventionsmaßnahmen zu planen, nachdem eine schädliche Wirkung in dem betreffenden Abwasser festgestellt wurde. Das COHIBA-Projekt hat Leitfäden und Empfehlungen zum Analysieren und Vergleichen verschiedener Maßnahmen zur kostengünstigen Verringerung der Emissionen bestimmter gefährlicher Chemikalien aus kommunalen Abwässern hervorgebracht (Mathan et al., 2012).

In der Regel wird die Schlammverbrennung bevorzugt, wenn die landwirtschaftliche Fläche, auf die die Schlammprodukte ausgetragen werden können, zu



begrenzt oder zu weit entfernt ist oder es starken öffentlichen Widerstand gegen die Anwendung von Schlämmen in der Landwirtschaft gibt. Die Diskussion um anorganische Chemikalien in den Schlämmen hat auch zur geringen öffentlichen Akzeptanz der landwirtschaftlichen Anwendung beigetragen (Aubain et al., 2002). Die Verbrennung zerstört die schädlichen organischen Substanzen und erzeugt Energie; die wertvollen Nährstoffe gehen jedoch an die Asche verloren, die für gewöhnlich selbst als gefährlicher Abfall klassifiziert wird. Die Verbrennungsanlagen erzeugen auch

Emissionen in die Luft, in den Boden und möglicherweise in Gewässer und erfordern eine umweltrechtliche Genehmigung (siehe Kapitel 12). In Ländern jedoch, in denen die Anwendung von Schlämmen in der Landwirtschaft oder der Landschaftsgestaltung bedeutsam ist, besteht eine langjährige Tradition bei der Sicherstellung, dass bereits die Qualität der Abwässer, die zur Aufbereitungsanlage gelangen, bestimmte Vorgaben erfüllt. Wird die Verbrennung vorgezogen, besteht kein solcher Anreiz, die Qualität der Schlämme von vornherein zu gewährleisten.

13.3 RECYCLING VON PHOSPHOR UND SCHLAMMENTSORGUNG

Jahrzehntelang wurde enorm wichtiger Phosphor über ungenügend behandelte Abwässer in Gewässer eingeleitet. Seit den 1970er- bis 1980er-Jahren werden die Siedlungsabwässer in der Ostseeregion zunehmend effizient behandelt. Die aus dem Abwasser abgeschiedenen Nährstoffe wurden bisher jedoch nicht effizient wiederverwendet. Um die Effizienz des Phosphor-Recyclings zu erhöhen, darf Phosphor nicht lediglich als Schadstoff wahrgenommen werden, sondern muss in verschiedenen Strategien als zurückgewinnbare Ressource verstanden werden. Das effiziente Recycling von Phosphor würde auch helfen, die Phosphorbelastung der Umwelt zu verringern.

Die globale Verwendung von Düngemitteln ist zwischen 1950 und 2000 um das Sechsfache gestiegen und die Phosphorkonzentrationen in den Ökosystemen hat sich um mindestens 75 % erhöht (UNEP, 2011). Der Phosphor wird zunächst von den Bergbaubetrieben in die chemische Industrie verbracht und danach als Düngemittelprodukte – 90 % aller Phosphate weltweit werden in der Landwirtschaft verwendet – in die Landwirtschaft und auf bebaute Felder gebracht, als Getreide, Gemüse und Fleisch in die Nahrungsmittelindustrie; als Lebensmittelprodukte auf die Märkte; zu den Verbrauchern zum Verzehr und schließlich in das Abwasser. Die systembedingten Phosphorverluste sind hoch, da 80 % des Phosphors zwischen dem Bergbaubetrieb und dem Haushalt verloren gehen.

Es gibt bereits Anstrengungen, den Phosphorverlust in der Landwirtschaft zu verringern, indem zum Beispiel die Bodenqualität verbessert und der Erosion vorgebeugt wird. Gleichzeitig führen die wachsende Bevölkerung und veränderte Ernährungsgewohnheiten mit zunehmendem Verbrauch von Fleisch- und Milchprodukten zu einem weltweit höheren Bedarf an Phosphor (Schröder et al., 2011). Somit sind sowohl die Steigerung der Effizienz der Phosphor-Anwendung als auch seiner Rückgewinnung zwecks Wiederverwendung bedeutsam und müssen entwickelt werden. Die EU strebt eine Verringerung der Abhängigkeit von Phosphor an, indem sowohl der Verlust verringert wird (Effizienz) als auch das Recycling gesteigert wird (Rückgewinnung); Phosphor ist bereits als prioritäre Ressource definiert (EUA, 2011).

Heute werden über 40 % der Klärschlämme in der EU auf landwirtschaftlich genutzte Flächen ausgebracht (Milieu, 2008); ein Teil davon wird jedoch nicht von den Pflanzen aufgenommen und recycelt, da der Phosphor an

Eisen- oder Aluminiumsalze gebunden ist, die sich nur langsam auflösen (Schröder et al., 2011). Die nationalen Düngemittelgesetzgebungen oder die Bestimmungen der Gemeinsamen Agrarpolitik (GAP) über Subventionen für Landwirtschaftsbetriebe können ein bestimmtes Maß der Löslichkeit des Phosphors in einem Produkt vorschreiben, das für die Anwendung als Düngemittel oder Bodenverbesserungsmittel vorgesehen ist. Sämtliche Phosphor-Rückgewinnungstechnologien befinden sich noch in der Pilot- oder Demonstrationsphase und stehen vor einigen technischen Problemen, sodass sie noch unwirtschaftlich sind – die einzigen Beispiele in der Ostseeregion befinden sich in Deutschland (siehe Kapitel 11). Es ist unwahrscheinlich, dass ein einzelnes Wasserwirtschaftsunternehmen in der Region Produkte weiterentwickelt oder die chemische Form des Phosphors in den Schlämmen ändert, beispielsweise indem er aus einer Eisen- in eine löslichere Verbindung freigesetzt wird. Es hat jedoch Vorschläge gegeben, wirtschaftliche Instrumente einzuführen, um die Recycling-Fähigkeit von Phosphor zu erhöhen – beispielsweise durch Besteuerung oder Verbot der Verwendung von Eisen als Fällungsmittel in Aufbereitungsanlagen (Schröder et al., 2011). Dies widerspricht jedoch den strengen Vorgaben zur Phosphorelimination und den Umweltschutzziele, nach denen die Phosphorbelastung der gefährdeten Ostsee und der Gewässer in ihren Einzugsgebieten drastisch reduziert werden soll.

Es ist wichtig für ein Wasserwirtschaftsunternehmen (oder eine Gruppe von Wasserwirtschaftsunternehmen), die Lage der lokalen Märkte für Kompost oder andere Schlammprodukte zu studieren, bevor deren Produktion aufgenommen wird, nicht nur zur landwirtschaftlichen Anwendung, sondern auch für die Landschaftsgestaltung, die

Landgewinnung und Grünanlagen. Ein anderes Detail ist, dass es unter Umständen verschiedene Bedingungen für die Erfüllung der Vorgaben zu Düngemitteln und für die Erteilung der Genehmigung zum Ausbringen des betreffenden Produkts auf die genutzte Fläche geben kann. Dies sollte nicht das Problem des Wasserwirtschaftsunternehmens sein, da gewöhnlich das Ausbringen auf landwirtschaftlich genutzte Flächen auf andere Akteure wie beispielsweise Landwirtschaftsbetriebe ausgelagert wird; es kann jedoch Auswirkungen auf die Marktsituation haben.

Die Strategien zur Schlammentsorgung unterscheiden sich zwischen den Ländern der Ostseeregion: In Finnland und Estland werden über 80 % der Schlämme kompostiert und in der Landschaftsgestaltung oder für Grünanlagen verwendet; in Lettland und Litauen werden über 30 % in der Landwirtschaft genutzt; in Deutschland werden über 50 % verbrannt (Milieu et al., 2008). Die Deponieentsorgung wird in einigen Ländern in geringem Umfang genutzt; in Schweden, Polen und Estland jedoch werden derzeit über 10 % der Klärschlämme in Deponien entsorgt. In der EU wird in naher Zukunft die Menge organischer Abfälle für die Deponieentsorgung eingeschränkt und die Deponieentsorgung von Klärschlämmen und kompostierten

Schlammprodukten wird praktisch verboten. Daher müssen andere Entsorgungsmöglichkeiten entwickelt werden. In den Nicht-EU-Ländern der Region sind Schlammdeponien immer noch ein häufig angewandtes Schlammbehandlungsverfahren, obwohl auch Schlammbehandlungsverfahren wie Verbrennung, anaerobe Faulung und Kompostierung in vielen Abwasseraufbereitungsanlagen angewandt werden oder in Planung sind. Nationale Energiestrategien haben eine große Wirkung auf die Erreichbarkeit jedes Verfahrens.

Es hat den Vorschlag gegeben, eine EU-Richtlinie zur Phosphor- und Nahrungsmittelsicherheit mit wirtschaftlichen Instrumenten wie Steuern für Phosphorverluste und Geldmittel für die Rückgewinnung und das Recycling auszuarbeiten (Schröder et al., 2011). Es gibt auch nationale Zielsetzungen (siehe Kapitel 11.1), so soll zum Beispiel in Schweden bis zum Jahr 2015 60 % des Phosphors aus Siedlungsabwässern recycelt werden. Es besteht auch ein Interesse seitens der Industrie: ICL Fertilizers Europe, der größte Hersteller von Phosphat- und Kaliumdüngemitteln, plant, den Einsatz von recyceltem Phosphor auf 10 bis 15 % seiner verwendeten Rohstoffe zu erhöhen (SCOPE, 2012; ICL Fertilizers Europe, 2012).



Abbildung 13-2: Foto: Minna Pyhälä, HELCOM.

13.4 GESETZLICHER RAHMEN – EU-RICHTLINIEN UND NATIONALE GESETZGEBUNG

Die aktuellen üblichen Beschränkungen für die möglichen Arten der Schlammbehandlung und -entsorgung betreffen für gewöhnlich Vorbehandlungsmethoden, die Grenzwerte für Schwermetalle im Schlamm und im Boden, die Beschränkung der Auswahl an Kulturen und Oberflächen, auf die Schlämme ausgebracht werden, und die Kontrolle der Einhaltung der gesetzlichen Vorgaben (siehe Kapitel 12). Eine umfangreiche Sammlung von Verordnungen auf EU-Ebene regeln die Schlammbehandlung und -entsorgung in acht der neun Ostsee-Anrainerstaaten.

Klärschlamm ist nach der EG-Abfallrahmenrichtlinie als Abfall definiert. Die Abwasserrichtlinie verbietet wiederum seit 1999 das Einbringen von Klärschlamm in Oberflächengewässer oder die Verklappung von Schiffen und Ableiten über Leitungssysteme. Auch sind die Schlämme möglichst wiederzuverwenden und die Entsorgungswege sollen die schädlichen Auswirkungen auf die Umwelt minimieren.

In der Landwirtschaft können die Schlämme aus kommunalen Abwasseraufbereitungsanlagen nur gemäß einer dritten Richtlinie, der Klärschlammrichtlinie, verwendet werden. Hierin sind die zulässigen Behandlungsverfahren für landwirtschaftlich angewandte Schlämme festgelegt als biologische, chemische, thermische Behandlung, Behandlung durch langfristige Lagerung oder durch ein anderes geeignetes Verfahren, das die Zersetzbarkeit der Klärschlämme und die mit ihrer Verwendung verbundenen hygienischen Nachteile weitgehend verringert. Eine vierte Richtlinie in Bezug auf Deponien verbietet die Annahme flüssiger Abfälle auf Deponien; auch sollte die Menge der zur Deponierung bestimmten, biologisch abbaubaren Abfälle, einschließlich Klärschlämmen, durch separates Sammeln, Kompostierung, Biogaserzeugung oder die Rückgewinnung von Material und energetische Verwertung verringert werden. Die Abfallverbrennungsrichtlinie legt Regelungen für Abfallverbrennungsanlagen fest; sie schreibt eine Genehmigung von den nationalen Umweltbehörden vor und reglementiert alle Emissionen der Anlagen. Neben diesen fünf Richtlinien gibt es auch Richtlinien mit Auswirkungen auf die kommunale Schlammbehandlung beispielsweise in Bezug auf die Regulierung von Chemikalien.

Die wichtigste Entwicklung in der Gesetzgebung ist das Verfahren zur Änderung der Klärschlammrichtlinie. Der 3. Entwurf von 2000 schlug eine nahezu vollständige Überarbeitung der Richtlinie vor. Er hätte präzise Vorgaben zur Definition moderner und herkömmlicher Behandlungen, hauptsächlich zur Entseuchung von Schlämmen und zur Verringerung der Geruchsbildung, eingeführt. 2010 jedoch wies die Europäische Union die Idee einer separaten Gesetzgebung für die Bioabfallbehandlung in der EU zurück und somit verlor der 3. Entwurf seine Relevanz. Es gibt nun ein kürzlich verfasstes Arbeitspapier „Klärschlamm und Bioabfall“. Es schlägt ein gesetzliches Drei-Klassen-System vor, das eine Unterscheidung in die Produktklasse Kompost (oder Gärprodukt), in Schlämme und Bioabfälle, die in der Landwirtschaft verwendet werden, und in Bioabfälle und Schlämme geringerer Qualität, deren Verwendung auf nicht landwirtschaftlich genutzte Flächen beschränkt ist, trifft.

Es bestehen Unterschiede in der aktuellen nationalen Gesetzgebung verschiedener Ostseeländer – Schwermetallgrenzwerte beispielsweise sind in den skandinavischen Ländern und in Deutschland am strengsten. In Estland, Lettland, Litauen (baltische Staaten) und Polen gibt es detaillierte Vorgaben zu Behandlungsverfahren oder Beschränkungen der Oberflächen, auf denen das Ausbringen von Schlämmen verboten ist. Für die Anwendung von Schlämmen in der Landwirtschaft und in der Landschaftsgestaltung bestehen Einschränkungen der Oberflächen sowie Zeitrahmen, auf denen bzw. in denen die Anwendung von Klärschlämmen gestattet ist. Auch in den staatlichen russischen GOST- und SanPiN-Normen, die auch in Weißrussland gelten, gibt es ähnliche Vorgaben und Vorschriften hinsichtlich der Behandlung und der Oberflächen wie in den baltischen Staaten.



Abbildung 13-3: Foto: Shutterstock.

13.5 POLITISCHE STEUERUNG UND ANDERE REGULIERENDE PRAKTIKEN

Neben Richtlinien verfügt die Europäische Union auch über andere Steuerungsinstrumente. Ein weiterer internationaler Akteur ist die zwischenstaatliche Kommission für den Schutz der Meeresumwelt im Ostseeraum (HELCOM), die breit angelegte Strategien und Empfehlungen auf der Grundlage eines Ökosystem-Ansatzes umsetzt, um den Zustand der empfindlichen Meeresumwelt zu verbessern und deren Verschmutzung zu verringern. Da Russland ebenfalls zu den Mitgliedsstaaten der HELCOM gehört, sind alle neun Anrainerstaaten der Umsetzung der HELCOM-Strategien und -Richtlinien verpflichtet.

Die Ostsee ist im Vergleich zu anderen europäischen Meeresgebieten besonders für die Nährstoffbelastung anfällig. Eine der wichtigsten Pflichten der Helsinki-Kommission ist die Erarbeitung von Empfehlungen zu Maßnahmen, um bestimmten, Besorgnis erregenden Verschmutzungsquellen oder -gebieten unter Berücksichtigung regionaler Eigenheiten im Ostseeraum beizukommen. Diese Empfehlungen sind von den Mitgliedsstaaten über deren nationale Gesetzgebung umzusetzen. Seit Beginn der 1980er-Jahre hat die HELCOM über 260 HELCOM-Empfehlungen zum Schutz der Ostsee beschlossen, von denen aktuell 120 gültig sind.⁷

Von einer möglichen HELCOM-Empfehlung zur nachhaltigen Schlammbehandlung (siehe Abschnitt 1.2) wäre die Festlegung eines mindestens zu erzielenden, nachhaltigen Ergebnisses von Schlammbehandlungsverfahren unabhängig von den konkreten technischen Lösungen in den verschiedenen Aufbereitungsanlagen zu erwarten. Das Festlegen von Leitlinien oder Zielen für die Optimierung und Harmonisierung der verschiedenen detaillierten Vorgaben für die Anwendung von Schlammprodukten – zum Beispiel in der Landwirtschaft – wäre eine Verbesserung gegenüber der gegenwärtigen Situation. Dieses Rahmenwerk zur nachhaltigen Schlammbehandlung könnte auch Empfehlungen zur Förderung der Stromerzeugung im kleinen Maßstab, zum weiteren Recycling von Phosphor durch Anwendung von Schlammprodukten in der Landwirtschaft sowie Risikobewertungsrichtlinien im Zusammenhang mit gefährlichen Stoffen in den Schlämmen enthalten.

Es ist einfacher und kostengünstiger, die eingesetzten Stoffe an der Quelle zu verringern als mit Technologien am Ende des Prozesses. Schätzungen besagen, dass ein Drittel des Phosphors in Haushaltsabwässern durch Einführung phosphatfreier Waschmittel eingespart werden könnte und dass Waschmittel sogar bis zu 25 % der durchschnittlichen Phosphorbelastung ausmachen (Schwedische Chemikalienagentur, 2010). In Waschmitteln werden Phosphate gewöhnlich durch Polycarbonsäuren und tonartige Zeolithe



Abbildung 13-4: Foto: Jannica Haldin, HELCOM.

ersetzt. In einigen Ostseestaaten ist die Verwendung phosphorfreier Waschmittel üblich. HELCOM beschloss 2007 die Empfehlung 28E/7 zur Ersetzung von Polyphosphaten in Waschmitteln (HELCOM, 2007). Das Europäische Parlament unterstützte im Dezember 2011 ein fast vollständiges, EU-weites Verbot⁸ von Phosphor in Haushaltswaschmitteln ab Juni 2013. Ähnliche Beschränkungen gelten wahrscheinlich für Haushaltsspülmaschinenspülmittel ab Januar 2017. Es wird geschätzt, dass die Menge von Schlämmen aufgrund einer gestiegenen Verwendung von Zeolithen zunimmt; doch die Verwendung von Phosphor ausfallenden Chemikalien nimmt ab, wenn die Phosphorkonzentration in den unbehandelten Abwässern abnimmt. Das tatsächliche Resultat dieser Vorschriften bleibt abzuwarten.

Der Plan zum Schutz der Wasserressourcen in der EU ist eine EU-Leitlinie als Antwort auf die Herausforderungen bei der Herstellung eines guten ökologischen Zustands der europäischen Gewässer bis 2015, den die im Jahr 2000 beschlossene Wasserrahmenrichtlinie vorschreibt. Der Plan wird beispielsweise gewässerbezogene grüne Infrastrukturmaßnahmen und einen einheitlichen Ansatz für die Internationalisierung der Kosten für die Wassernutzung und die Wasserverschmutzung einführen, das Problem der

⁷ http://www.helcom.fi/Recommendations/en_GB/front/

Regulation (EU) No 259/2012 Verordnung (EU) Nr. 259/2012 des Europäischen Parlaments und des Rates vom 14. März 2012 zur Änderung der Verordnung (EG) Nr. 648/2004 in Bezug auf die Verwendung von Phosphaten und anderen Phosphorverbindungen in für den Verbraucher bestimmten Waschmitteln und Maschinengeschirrspülmitteln (Text von Bedeutung für den EWR).

effizienten Wassernutzung angehen und Hindernisse für Innovationen benennen, die bis Ende 2012 beseitigt sein sollen (EG, 2012).

Die „Europäische Vereinigung der nationalen Verbände in der Wasserver- und Abwasserentsorgung“ (EUREAU) hat ihre Position zu dem Plan veröffentlicht (EUREAU, 2012). Einer ihrer acht Schwerpunktbereiche betrifft die nachhaltige Schlammbehandlung und sie betont, dass Schlämme als Ressource behandelt werden sollten – als Nährstoff- und Energiequelle. Laut EUREAU verursacht jedoch ein fehlendes einheitliches regulatives Rahmenwerk einen Mangel an Vertrauen unter den Betreibern und bringt eine unzureichende Finanzierung mit sich. Da die Überarbeitung der Klärschlammrichtlinie verschoben wurde, fehlt ein klares rechtliches Werkzeug zur Unterstützung

der organischen Verwertung von Schlämmen. Nach Ansicht von EUREAU ist die aktuelle Debatte über das Ende der Abfalleigenschaft (End of Waste, EoW) im Rahmen der EU-Abfallstrategie und der Abfallrahmenrichtlinie eine Chance, um einige Produkte auf Schlammbasis, wie beispielsweise kompostierte Schlämme, als nützliches Düngemittel anzuerkennen, wenn Kriterien für eine hohe Qualität erfüllt werden. Es könnte ein Anreiz sein, die Qualität recycelter Schlämme zu erhöhen und somit ihr Image und ihre Akzeptanz zu verbessern. Die Kriterien für das Ende der Abfalleigenschaft⁹ sollten sich auch auf das Prozessergebnis konzentrieren, durch Spezifikation der Qualität des Endprodukts, statt Ausgangsmaterialien wie Schlämme zu verbieten.



Abbildung 13-5: Foto: Johanna Karhu, HELCOM.

14. LITERATUR

- Adam, C. 2009.** Techniques for P-recovery from wastewater, sewage sludge and sewage sludge ashes – an overview. In BAL TIC 21. Seminar on Phosphorus recycling and good agricultural management practice. 29.–30.9.2009. Berlin.
- Arnold, M. 2010.** Is waste water our new asset? VTT Impulse 2/2010. http://www.digipaper.fi/vtt_impulse/56725/
- ATV-DVWK-A 131E 2000.** Dimensioning of Single-Stage Activated Sludge Plants, Deutsche Vereinigung für Wasserwirtschaft, Abwasser und Abfall e.V. (früher ATV-DVWK, heute DWA). Erhältlich unter <http://www.dwa.de, ISBN 978-3-935669-96-2, 2000>.
- ATV-DVWK-M 368E 2003.** Biological Stabilisation of Sewage Sludge, Deutsche Vereinigung für Wasserwirtschaft, Abwasser und Abfall e.V. (früher ATV-DVWK, heute DWA). Erhältlich unter <http://www.dwa.de, ISBN 978-3-937758-71-8, 2003>.
- Aubain, P., Gazzo, A., le Moux, J., Mugnier, E. 2002.** Disposal and recycling routes for sewage sludge. Synthesebericht 22. Februar 2002. Arthur Andersen, EK GD Umwelt (Env) – B/2. <http://ec.europa.eu/environment/waste/sludge/pdf/synthesereport020222.pdf>
- Barber, W. P. F. 2009.** Influence of anaerobic digestion on the carbon footprint of various sewage sludge treatment options. Water and Environment Journal 23: 170-179.
- Barjenbruch, M., Berbig C., Ilian J., Bergmann M. 2011.** Sewage sludge dewatering without flocculant aid. (Schlammmentwässerung ohne Flockungshilfsmittel). WWT-online.de 10/2011. http://www.wwt-online.de/sites/wwt-online.de/files/schlammmentw%C3%A4sserung_ohne_flockungshilfsmittel.pdf, letzter Zugriff 30.5.2012. (in deutscher Sprache).
- Bayerle, N. 2009.** Phosphorus recycling in Gifhorn with a modified Seaborne process. (P-Recycling in Gifhorn mit dem modifizierten SeaborneProzess). Proceedings of BAL TIC 21 Phosphorus Recycling and Good Agricultural Management Practice, 28.–30.9.2009. Berlin. (In deutscher Sprache).
- Beier M., Sander M., Schneider Y., Rosenwinkel K.-H. 2008.** Energy-efficient nitrogen removal. (Energieeffiziente Stickstoffelimination). Monatliche Fachzeitschrift KA der DWA, 55 2008. (In deutscher Sprache).
- Bergs C.-G. 2010.** New demand by sewage sludge and fertiliser regulation. (Neue Vorgaben für Klärschlamm nach der Klärschlamm-(AbfKlärV) und Düngemittelverordnung (DüMV)). VKU Infotag Klärschlamm, 9.11.2010. (In deutscher Sprache).
- Berliner Wasserbetriebe 2012.** <http://www.bwb.de/content/language2/html/4951.php>, letzter Zugriff 22.5.2012.
- BIOPROS 2008.** Short rotation plantations. Guidelines for efficient biomass production with the safe application of wastewater and sewage sludge. (Kurzumtriebsplantagen. Leitfaden zur effizienten Produktion von Biomasse unter sicherer Anwendung von Abwässern und Klärschlämmen.) Erhältlich unter www.biopros.info, letzter Zugriff 18.9.2012.
- BMBF&BMU 2005.** <http://www.phosphorrecycling.de>, letzter Zugriff 20.9.2012.
- Brendler, D. 2006.** Use of the KEMICOND-Method with chamber filter presses – Results;. (Einsatz des KEMICOND-Verfahrens auf Kammerfilterpressen – Ergebnisse aus der Praxis). Der Kemwaterspiegel 2006, <http://www.kemira.com/regions/germany/SiteCollectionDocuments/Brosch%C3%BCren%20Water/Wasserspiegel%202006.pdf>. (In deutscher Sprache).
- Burton, F.L., Stancel H.D., Tchobangoulos, G. 2003.** Wastewater engineering, treatment and reuse. Metcalf and Eddy Inc, 4. Auflage. McGraw Hill.
- CEEP 2003.** SCOPE Newsletter # 50. <http://www.ceep-phosphates.org/Files/Newsletter/scope50.pdf>. Centre Européen d'Etudes des Polyphosphates.
- CEEP 2012.** SCOPE Newsletter # 84. <http://www.ceep-phosphates.org/Files/Newsletter/ScopeNewsletter84.pdf>. Centre Européen d'Etudes des Polyphosphates.
- DWA-M 366DRAFT 2011.** Mechanical dewatering of sewage sludge. (Maschinelle Schlammmentwässerung). Entwurf der Deutsche Vereinigung für Wasserwirtschaft, Abwasser und Abfall e.V. (DWA). Erhältlich unter <http://www.dwa.de, ISBN 978-3-942964-05-0, 2011>. (In deutscher Sprache).

- DWA-M 381E 2007.** Sewage sludge thickening (Klärschlammwindung), Deutsche Vereinigung für Wasserwirtschaft, Abwasser und Abfall e.V. (DWA), <http://www.dwa.de>, ISBN 978-3-941897-43-4, 2007.
- Ener-G. About Digester Gas Utilisation.** www.ener-g.co.uk/about-digester-gas-utilisation
- Einfeldt, J. 2011.** Sludge handling in small and mid-size treatment plants. PURE-Workshop zur nachhaltigen Schlammbehandlung. Lübeck 7.9.2011. Erhältlich unter http://www.purebalticsea.eu/index.php/pure:presentations_from.
- Europäische Kommission, GD Umwelt (Env) 2011.** Conclusions of the Expert Seminar on the sustainability of phosphorus resources, 17. February 2011. Brüssel. http://ec.europa.eu/environment/natres/pdf/conclusions_17_02_2011.pdf
- Europäische Kommission, GD Umwelt (Env) 2012.** A Blueprint to safeguard Europe's Waters (Plan zum Schutz der Gewässer in Europa). http://ec.europa.eu/environment/water/blueprint/index_en.htm, http://ec.europa.eu/environment/water/pdf/blueprint_leaflet.pdf.
- Europäische Umweltagentur EUA 2011.** Resource efficiency in Europe – Policies and approaches in 31 EEA member and cooperating countries. EUA-Bericht 5/2011.
- Europäische Vereinigung der nationalen Verbände in der Wasserver- und Abwasserentsorgung (EUREAU) 2012.** EUREAU position on the Water Blueprint. http://eureau.org/sites/eureau.org/files/documents/2012.02.28-EU-REAU_PP_Blueprint.pdf
- Guyer, J.P. 2011.** An introduction to Sludge Handling, Treatment and Disposal. CED Engineering.
- Hammer, M.J. and Hammer, M.J. Jr 2001.** Water and Waste water technology.
- HELCOM 2007.** Recommendation 28E/5. Municipal wastewater treatment. Helsinki-Kommission, HELCOM-Ostsee-Aktionsplan, Helsinki. http://www.helcom.fi/Recommendations/en_GB/rec28E_5/
- HELCOM 2007.** Recommendation 28E/7. Measures aimed at the substitution of polyphosphates (phosphorus) in detergents. Helsinki-Kommission, HELCOM-Ostsee-Aktionsplan, Helsinki. http://www.helcom.fi/Recommendations/en_GB/rec28E_7/
- HELCOM 2011.** Monitoring and Assessment Group (MONAS), Meeting 15/2011, 4-7. Oktober 2011. Dokument 6/4 „Application of Whole Effluent Assessment in the Baltic Sea region (COHIBA Project)“, Dokument 13/1 Minutes of the 15th Meeting of the HELCOM Monitoring and Assessment Group (HELCOM MONAS). Erhältlich unter <http://meeting.helcom.fi/web/monas/1>.
- Hermann, L. (Outotec Oyj, Oberusel) 2012.** Persönliche Mitteilung.
- ICL Fertilizers 2012.** <http://www.iclfertilizers.com/fertilizers/Amfert/pages/environment.aspx>. Letzter Zugriff 10.9.2012.
- Ilian J. 2011.** Sewage sludge dewatering with the 'Rotations-Filtrertechnik'. (Klärschlammwässerung durch Rotations-Filtrertechnik), Klärschlammforum, Rostock, 17.11.2011 (in deutscher Sprache).
- Jardin, N. 2011.** P-Recovery out of sewage sludge and sewage sludge ashes-Status of development (Phosphorrückgewinnung aus Klärschlamm und Klärschlammmasche – Stand der Entwicklung). Ruhrverband, DWA Klärschlammstage Fulda, 30.3.2011. (In deutscher Sprache).
- Kopp, J. 2010.** Properties of Sewage sludge. (Eigenschaften von Klärschlämmen). Vortrag auf der VDI-Konferenz, 2010. (In deutscher Sprache).
- La Cour Jansen J, Gruvberger C, Hanner N, Aspegren H and A. Svård 2004.** Digestion of sludge and organic waste in the sustainability concept for Malmö, Sweden. Water SciTechnol. 2004; 49(10): 163-9.
- Lengemann, A. 2011.** Berliner Wasserbetriebe, MAP – Recovery example: from a problem to marketing. (MAP – Recycling am Beispiel – von einem Problem bis zur Vermarktung), Klärschlammforum Rostock, 17.11.2011. (In deutscher Sprache).
- Machnicka, A., Grübel, K., Suschka, J. 2009.** The use of hydrodynamic disintegration as a means to improve anaerobic digestion of activated sludge. Water SA Bd. 35 Nr. 1. Januar 2009. Erhältlich unter <http://www.wrc.org.za/>.

Mathan, C., Marscheider-Weidemann, F., Menger- Krug, E., Andersson, H., Dudutyte, Z., Heidemeier, J., Krupanek, J., Leisk, Ü., Mehtonen, J., Munne, P., Nielsen, U., Siewert, S., Stance, L., Tettenborn, F., Toropovs, V., Westerdahl, J., Wickman, T., Zielonka, U. 2012. Recommendation report. Cost-effective management options to reduce discharges, emissions and losses of hazardous substances. WP5 Final Report. Control of hazardous substances in the Baltic Sea region – COHIBA project. Umweltbundesamt Deutschland (UBA). Erhältlich unter http://www.cohiba-project.net/publications/en_GB/publications/.

Milieu Ltd , WRc and Risk & Policy Analysts Ltd (RPA) 2008. Study on the environmental, economic and social impacts of the use of sewage sludge on land, Band 2. GD Umwelt (ENV).G.4/ETU/2008/0076r. http://ec.europa.eu/environment/waste/sludge/pdf/part_ii_report.pdf

MMM 2011. Suomesta ravinteiden kierrätyksen mallimaa. Työryhmämuistio 2011:5. ISBN 978-952-453-649-3, ISSN 1797-4011. Helsinki. http://www.mmm.fi/attachments/mmm/julkaisut/tyoryhmamuistiot/newfolder_25/5xN59IP-QI/trm2011_5.pdf. (In finnischer Sprache)

www.mongabay.com, <http://www.mongabay.com/images/commodities/charts/chart-phosphate.html>, letzter Zugriff 22.5.2012.

Nakari, T., Schultz, E., Sainio, P., Munne, P., Bachor, A., Kaj, L., Madsen, K. B., Manusadžianas, L., Mielzynska, L., Parkman, H., Pockeviciute, D., Pöllumäe, A., Strake, S., Volkov, E., Zielonka, U. 2011. Innovative approaches to chemicals control of hazardous substances. WP3 Final Report. Control of hazardous substances in the Baltic Sea region – COHIBA project. Finnish Environment Institute SYKE. Erhältlich unter http://www.cohiba-project.net/publications/en_GB/publications/.

Nawa, Y. 2009. P- recovery in Japan the PHOSNIX process. Schautafel aus BALTIC 21 Phosphorus Recycling and Good Agricultural Management Practice, September 28- 30, 2009. http://www.jki.bund.de/fileadmin/dam_uploads/_koordinierend/bs_naehrstofftage/baltic21/8_poster%20UNITIKA.pdf, letzter Zugriff 22.5.2012.

Nickel, K., Velten, S., Sörensen, J., Neis, U. 2011. Sludge Disintegration: Improving Anaerobic and Aerobic Degradation of Biomass on Wastewater Treatment Plants. Vortrag während des PURE-Workshops zur nachhaltigen Schlammbehandlung. Lübeck 7.9.2011. Erhältlich unter http://www.purebalticsea.eu/index.php/pure:presentations_from.

Nielsen, S. 2007. Sludge treatment in reed bed systems and recycling of sludge and environmental impact. Orbicon. http://www.orbicon.com/media/UK_Artikel_Sludge_treatment_recycling_smn.pdf, letzter Zugriff 18.9.2012.

Ostara 2010. Ostara Group, Fragen und Antworten. http://www.ostara.com/files/u2/Ostara_Q_A.pdf

Palfrey, R. 2011. Amendment of the EC sewage sludge directive (Novellierung der EG-Klärschlammrichtlinie – Folgenabschätzung), DWA Klärschlammstage Fulda, 29.3.2011. (In deutscher Sprache).

Petzet, S., Cornel, P. 2011. Recovery of phosphorus from waste water. Vortrag während des PURE-Workshops in Lübeck. 7.9.2011. Erhältlich unter http://www.purebalticsea.eu/index.php/pure:presentations_from.

Petzet, S., Cornel, P. 2010. New ways of Phosphorus recovery out of Sewage sludge ashes (Neue Wege des Phosphorrecyclings aus Klärschlammaschen). Technische Universität Darmstadt, DWA KA 4/2010. (In deutscher Sprache)

PhöchstMengV 1980. Verordnung über Höchstmengen für Phosphate in Wasch- und Reinigungsmitteln (Phosphat-höchstmengenverordnung), 4.6.1980. (In deutscher Sprache).

Scheidig, K. 2009. Präsentation und Diskussion des Mephrec-Verfahrens, 9. Gutachtersitzung zur BMBF/BMU-Förderinitiative P-Recycling, http://www.jki.bund.de/fileadmin/dam_uploads/_koordinierend/bs_naehrstofftage/baltic21/Scheidig.pdf, 30.9.2009, letzter Zugriff 14.8.2012. (In deutscher Sprache).

Schmelz, K-Georg, 2011. Sludge handling in Bottrop. Vortrag während des PURE-Workshops zur nachhaltigen Schlammbehandlung. Lübeck 7.9.2011. Erhältlich unter http://www.purebalticsea.eu/index.php/pure:presentations_from.

Schillinger, H. 2006. Sewage sludge treatment by dehydration and mineralisation in reed beds. Internationaler Workshop zu „Innovationen in der Wasseraufbereitung“ 21.-23.2.2006. Wasser- und Abwassergesellschaft Teheran, Iran. <http://www.rcuwm.org.ir/En/Events/Documents/Workshops/Articles/7/15.pdf>, letzter Zugriff 18.9.2012.

Schröder, J.J., Cordell, D., Smit, A.L., Rosemarin, A. 2011. Sustainable Use of Phosphorus, EU-Ausschreibung ENV.B.1/ETU/2009/0025, Wagenigen UR-Report 357.

SEPA 2002. Schwedisches Umweltschutzamt (Naturvårdsverket). Action plan for recycling of phosphorus from sewage. Main report to the good sludge and phosphorus cycles. (Aktionsplan för återföring av fosfor ur avlopp. Huvudrapport till bra slam och fosfor i kretslopp). Rapport 5214. (In schwedischer Sprache, Zusammenfassung in englischer Sprache).

SNV 2003. Statens Naturvårdverk. Risk för smittspridning via avloppslamm. SNV Rapport 5215. Stockholm. (In schwedischer Sprache)

Starberg, K., Karlsson, B., Larsson, J. E., Moraeus, P. & Lindberg, A. 2005. Problem och lösningar vid processoptimering av rötkammardriften vid avloppsreningsverk. Svenskt Vatten AB. Svenskt Vatten Utveckling (SVU) / VA-forsk 2005-10. http://boffe.com/rapporter/Avlopp/Slam/VA-Forsk_2005-10.pdf. (In schwedischer Sprache)

Schwedische Chemikalienagentur 2010. Phosphate in Waschmitteln. Fragen und Antworten.

Umweltbundesamt 2009. Requirements of hygienisation for the amendment of the sewage sludge regulation (Anforderungen an die Novellierung der Klärschlammverordnung unter besonderer Berücksichtigung von Hygieneparametern) <http://www.umweltbundesamt.de/publikationen/fpdf-l/3742.pdf>. (In deutscher Sprache).

UNEP Yearbook 2011. Emerging issues in our global environment, Phosphorus and food production. <http://www.unep.org/yearbook/2011>

US Geological Survey (USGS) 2012. Annual Publications about Mineral Commodity Summaries - Phosphate Rock, http://minerals.usgs.gov/minerals/pubs/commodity/phosphate_rock/mcs-2012-phosp.pdf, letzter Zugriff 22.5.2012.

Vesilind, P. Aarne 2003. Wastewater Treatment Plant Design. Water Environment Federation.

Walley, P. 2007. Optimising thermal hydrolysis for reliable high digester solids: loading and performance, European Biosolids and Organic Resources Conference, 2007, Aqua Enviro, Manchester, UK.

WHO 2003. Guidelines for the Safe Use of Wastewater and Excreta in Agriculture Microbial Risk Assessment Section by S. A. Pettersson & N. J. Ashbolt.

Xie, Xing, Ghani, Ooi and Ng, 2005. Ultrasonic disintegration technology in improving anaerobic digestion of sewage sludge under tropic conditions. Papier, das auf der 10th European Biosolids and Biowaste Conference, UK, im November 2005 präsentiert wurde.

ANHANG

Tabelle 2-1: Gesamtvolumen des Schlamms in Tonnen Trockensubstanz pro Jahr (tDS/a) in den Ostseeländern gemäß Meldung an die EU-Kommission und geschätzte Entwicklung pro Mitgliedsstaat (Milieu, WRc und RPA, 2008).....	12
Tabelle 3-1: Ergebnisse für den Gehalt der Trockensubstanz (TS) bei der statischen Eindickung mit bzw. ohne Flockungshilfsmittel (DWA-M 381E, 2007; Burton et al., 2003).....	20
Tabelle 3-2: Verschiedene Eindicker im Vergleich. TS = Trockensubstanz.....	27
Tabelle 3-3: Anlagen der PURE-Partner im Vergleich. TS = Trockensubstanz.	27
Tabelle 5-1: Übersicht über die Entwässerungsmethoden und ihre Anwendung im Ostseeraum. TS = Trockensubstanz.....	50
Tabelle 5-2: Faulungs- und Entwässerungsverfahren der PURE-Partner im Vergleich. BioP = biologische Phosphor-Eliminierung; TS = Trockensubstanz.....	51
Tabelle 6-1: Übersicht über die verschiedenen Hygienisierungsmethoden. Je nach Vorschriften und Kosten (Energie, Personal, Investition, Chemikalien) kann sich die Klassifizierung ändern (basiert auf UBA, 2009). TS = Trockensubstanz, KA = Kläranlage.	64
Tabelle 6-2: Die im Ostseeraum gebräuchlichsten Hygienisierungsmethoden im Vergleich.....	65
Tabelle 7-1: Direkte und indirekte Trocknung im Überblick. TS = Trockensubstanz.....	72
Tabelle 8-1: Rost- und Wirbelschichtfeuerung.	78
Tabelle 9-1: Konzentration in Klärschlamm in mg/kg Trockensubstanz (TS) (Palfrey, 2011).....	81
Tabelle 10-1: Vergleich verschiedener Methoden. DN-Verfahren = Denitrifikations-Nitrifikations-Verfahren.	89
Tabelle 12-1: Schwermetallgrenzwerte im Vergleich bei landwirtschaftlicher Anwendung von Klärschlamm, wie sie die aktuellen Gesetzgebungen in Finnland, Schweden, Dänemark und Deutschland vorschreiben. Existiert in einem Land mehr als ein Rechtsakt dazu und legen die	103
Tabelle 12-2: Zusammenfassende Analyse der aktuellen finnischen, schwedischen, dänischen und deutschen Gesetzgebung zur Behandlung von Schlämmen im Vergleich zu EU-Vorschriften. MS = Mitgliedsstaat(en) der EU; --- = „nicht festgelegt“.	104
Tabelle 12-3: Schwermetallgrenzwerte im Vergleich bei landwirtschaftlicher Anwendung von Klärschlamm, wie sie die aktuellen Gesetzgebungen in Estland, Lettland, Litauen und Polen vorschreiben.....	106
Tabelle 12-4: Zusammenfassende Analyse der aktuellen estnischen, lettischen, litauischen und polnischen Gesetzgebung zur Behandlung von Schlämmen im Vergleich zu EU-Vorschriften. MS = Mitgliedsstaat(en) der EU; --- = „nicht festgelegt“.	108
Tabelle 12-5: Schwermetallgrenzwerte im Vergleich bei landwirtschaftlicher Anwendung von Klärschlamm, wie sie die aktuellen Gesetzgebungen in Russland und Weißrussland im Vergleich zur EU vorschreiben. Russland und Weißrussland verwenden die selben Grenzwerte und w.....	109
Tabelle 12-6: Zusammenfassende Analyse der aktuellen russischen und weißrussischen Gesetzgebung zur Behandlung von Schlämmen im Vergleich zu EU-Vorschriften. MS = Mitgliedsstaat(en) der EU; N = Stickstoff; --- = „nicht festgelegt“.	110

www.purebalticsea.eu

The publication reflects the authors views and the Managing Authority cannot be held liable for the information published by the project partners.