

DWA- Regelwerk

Merkblatt DWA-M 368

Biologische Stabilisierung von Klärschlamm

Juni 2014

DWA- Regelwerk

Merkblatt DWA-M 368

Biologische Stabilisierung von Klärschlamm

Juni 2014



Die Deutsche Vereinigung für Wasserwirtschaft, Abwasser und Abfall e. V. (DWA) setzt sich intensiv für die Entwicklung einer sicheren und nachhaltigen Wasser- und Abfallwirtschaft ein. Als politisch und wirtschaftlich unabhängige Organisation arbeitet sie fachlich auf den Gebieten Wasserwirtschaft, Abwasser, Abfall und Bodenschutz.

In Europa ist die DWA die mitgliederstärkste Vereinigung auf diesem Gebiet und nimmt durch ihre fachliche Kompetenz bezüglich Regelsetzung, Bildung und Information sowohl der Fachleute als auch der Öffentlichkeit eine besondere Stellung ein. Die rund 14 000 Mitglieder repräsentieren die Fachleute und Führungskräfte aus Kommunen, Hochschulen, Ingenieurbüros, Behörden und Unternehmen.

Impressum

Herausgeber und Vertrieb:

DWA Deutsche Vereinigung für
Wasserwirtschaft, Abwasser und Abfall e. V.
Theodor-Heuss-Allee 17
53773 Hennef, Deutschland

Tel.: +49 2242 872-333

Fax: +49 2242 872-100

E-Mail: info@dwa.de

Internet: www.dwa.de

Satz:

DWA

Druck:

druckhaus köthen GmbH & Co. KG

ISBN:

978-3-944328-60-7

Gedruckt auf 100 % Recyclingpapier

© DWA Deutsche Vereinigung für Wasserwirtschaft, Abwasser und Abfall e. V., Hennef 2014

Alle Rechte, insbesondere die der Übersetzung in andere Sprachen, vorbehalten. Kein Teil dieses Merkblattes darf ohne schriftliche Genehmigung des Herausgebers in irgendeiner Form – durch Fotokopie, Digitalisierung oder irgendein anderes Verfahren – reproduziert oder in eine von Maschinen, insbesondere von Datenverarbeitungsmaschinen, verwendbare Sprache übertragen werden.

Vorwort

Der DWA-Fachausschuss KEK-2 (früher AK-2) „Stabilisierung, Entseuchung, Konditionierung, Eindickung und Entwässerung von Schlämmen“ und seine Arbeitsgruppe KEK-2.1 (früher AK-2.1) „Stabilisierung von Schlämmen“ haben das seit April 2003 vorliegende Merkblatt unter dem Gesichtspunkt des aktuellen Standes der Technik, der relevanten Gesetzgebung und der betrieblichen Erfordernisse grundlegend überarbeitet und ergänzt.

Die Stabilisierung von Klärschlämmen ist eine der wichtigsten Grundoperationen der gesamten Klärschlammbehandlung. Die biologischen Verfahren der Klärschlammstabilisierung haben weltweite Verbreitung gefunden. Bisher wurden Anlagen zur Schlammstabilisierung nach empirischen Ansätzen bemessen.

Das vorliegende Merkblatt soll praxisbezogene Orientierungshilfen sowie Hinweise auf zu beachtende Randbedingungen geben. Hierbei werden aktuelle Bestrebungen zur Verringerung des Reaktorvolumens und der Stabilisierungszeit zur Verminderung der erforderlichen Investitionskosten und neue Bemessungsansätze sowie die kombinierte Nutzung von kommunalen Faulbehältern zur simultanen Abfallaufbereitung (Co-Vergärung) beleuchtet. Neben den in Deutschland gebräuchlichen Verfahren werden bewusst auch solche mit geringeren technischen Anforderungen, z. B. zum Einsatz in anderen Regionen, und erhöhten Qualitätsansprüchen, z. B. hinsichtlich der Hygiene (Desinfektion), beschrieben.

Änderungen

Gegenüber Merkblatt ATV-DVWK-M 368 wurden insbesondere folgende Änderungen vorgenommen:

- a) Reaktionskinetische Grundlagen wurden aufgenommen;
- b) analog zum Arbeitsblatt ATV-DVWK-A 131 erfolgt die Bemessung der Schlammstabilisierung nach dem Schlammalter unter Verwendung von Sicherheitsfaktoren;
- c) mehrstufige Verfahren wurden berücksichtigt;
- d) bei der Ermittlung des Schlammanfalles wird unterschieden zwischen Bemessungsmenge und mittlerer Jahresmenge.

Frühere Ausgaben

Merkblatt ATV-DVWK-M 368 (04/2003)

Verfasser

Das Merkblatt wurde von der DWA-Arbeitsgruppe KEK-2.1 (früher AK-2.1) „Stabilisierung von Schlämmen“ im Auftrag und unter Mitwirkung des DWA-Fachausschusses KEK-2 „Stabilisierung, Entseuchung, Konditionierung, Eindickung und Entwässerung von Schlämmen“ erstellt, denen folgende Mitglieder angehören:

Mitglieder der Arbeitsgruppe KEK-2.1:

LOLL, Ulrich	Dr.-Ing., Darmstadt (Sprecher)
NIEHOFF, Hermann	Dr.-Ing., Gladbeck
ROEDIGER, Markus	Dr.-Ing., Stuttgart
URBAN, Ingo	Dr.-Ing., Essen

Mitglieder des Fachausschusses KEK-2:

DENKERT, Ralf	Dr.-Ing., Bochum
EWERT, Wolfgang	Hamburg
KOPP, Julia	Dr.-Ing., Lengede (stellv. Obfrau)
LOLL, Ulrich	Dr.-Ing., Darmstadt (Obmann)
MELSA, Armin	Prof. Dr.-Ing. E. h., Viersen
MEYER, Hartmut	Dr.-Ing., Dortmund
ROEDIGER, Markus	Dr.-Ing., Stuttgart
SIEVERS, Michael	Prof. Dr.-Ing., Clausthal-Zellerfeld
WOLF, Siegfried	Dipl.-Ing., Ottobrunn

Projektbetreuer in der DWA-Bundesgeschäftsstelle:

REIFENSTUHL, Reinhard	Dipl.-Ing., Hennef Abteilung Wasser- und Abfallwirtschaft
-----------------------	--

Inhalt

Vorwort	3
Verfasser	4
Bilderverzeichnis	6
Tabellenverzeichnis	7
Benutzerhinweis	8
1 Anwendungsbereich	8
2 Begriffe	8
2.1 Definitionen	8
2.2 Symbole und Abkürzungen	13
3 Ziele und Verfahren der Stabilisierung	15
4 Biochemische und verfahrenstechnische Grundlagen	17
4.1 Reaktionskinetische Grundlagen	17
4.2 Aerobe Verfahren	19
4.3 Anaerobe Verfahren	20
5 Einflussfaktoren auf die Anlagenbemessung	23
5.1 Rohschlammanfall und Beschaffenheit	23
5.1.1 Allgemeines	23
5.1.2 Basis-Schlammanfall	24
5.1.3 Zuschläge auf den Basis-Schlammanfall	28
5.1.3.1 Zusätzliche Frachten durch Niederschlag	28
5.1.3.2 Saisonale Belastungen	28
5.1.3.3 Rückbelastungen	29
5.1.3.4 Fremdschlämme	29
5.1.3.5 Innerbetriebliche Faktoren	29
5.1.3.6 Zusammenfassung	29
5.2 Konditionierung und Eindickung	30
5.3 Rheologische Schlammeigenschaften	31
5.4 Hydrolyse und Schlammdesintegration	33
6 Verfahren, Bemessung und Betrieb	34
6.1 Aerobe Stabilisierung	34
6.1.1 Allgemeines	34
6.1.2 Gemeinsame (simultane) aerobe Schlammstabilisierung	34
6.1.3 Getrennte aerobe Schlammstabilisierung ohne Erwärmung	35
6.1.4 Getrennte aerob-mesophile oder -thermophile Stabilisierung	35
6.1.5 Klärschlammkompostierung (Rotte)	37
6.2 Anaerobe Stabilisierung (Schlammfäulung)	37
6.2.1 Verfahren	37
6.2.2 Bemessung	38
6.2.3 Bau und Verfahrenstechnik	41
6.2.3.1 Bauformen von Faulbehältern	41
6.2.3.2 Ausrüstung	42

6.2.3.3	Beschickung und Impfung	43
6.2.3.4	Durchmischung	43
6.2.3.5	Beheizung	46
6.2.3.6	Einrichtungen zum Messen, Steuern und Regeln	46
6.2.3.7	Betrieb	47
6.2.4	Co-Vergärung	49
6.3	Duale biologische Stabilisierung	50
7	Hygienische Aspekte	51
8	Einsatzbereiche	51
9	Kosten	53
Anhang A (informativ) Vergleich der zweistufigen mit der einstufigen Faulung		54
Quellen und Literaturhinweise		56

Bilderverzeichnis

Bild 1:	Technischer Abbaugrad in Abhängigkeit vom Schlammalter und der Temperatur bei der getrennten aeroben und anaeroben Stabilisierung gemäß den Gleichungen (5) und (7)	18
Bild 2:	Schlammalter in Abhängigkeit von der Temperatur und dem technischen Abbaugrad bei der getrennten aeroben und anaeroben Stabilisierung gemäß den Gleichungen (5) und (7)	18
Bild 3:	Aerobes Schlammalter in Abhängigkeit von der Temperatur für die gemeinsame und getrennte aerobe Schlammstabilisierung	19
Bild 4:	Abbauschema nach GUJER & ZEHNDER (1983) für die anaerobe Faulung von kommunalem Mischschlamm; die Prozentwerte entsprechen dem Anteil des abbaubaren CSB	20
Bild 5:	Erforderliches anaerobes Schlammalter zum Erreichen der technischen Faulgrenze bei der einstufigen Faulung von gemischtem Rohschlamm	22
Bild 6:	Prinzipielle Abhängigkeit der Viskosität vom Feststoffgehalt und der Temperatur für unterschiedliche Schlammarten nach Daten von BAU (1986) und LANGHANS (2012)	32
Bild 7:	Grundformen von Faulbehältern	42
Bild 8:	Empfohlene Einsatzbereiche für Verfahren zur Klärschlammstabilisierung	52
Bild A.1:	Vereinfachtes Schema einer ein- und zweistufigen Schlammfaulungsanlage	55

Tabellenverzeichnis

Tabelle 1:	Symbole	13
Tabelle 2:	Abkürzungen	14
Tabelle 3:	Erforderlicher Stabilisierungsgrad in Abhängigkeit von der Entsorgung	15
Tabelle 4:	Verfahren der Schlammstabilisierung	16
Tabelle 5:	Abbauspezifische Faulgas- und Methanproduktion	23
Tabelle 6:	Anfall und Beschaffenheit von Schlämmen in Abhängigkeit von Verfahren und Betriebsbedingungen; berechnet gemäß ATV-DVWK-A 131:2000-05 für 85- und 50-Perzentile der Frachten im Rohabwasser	25
Tabelle 7:	Menge und Zusammensetzung der Schlämme im Jahresmittel, berechnet als gewichtete Mittelwerte auf Basis der Tabelle 6	27
Tabelle 8:	Zuschläge zum Basis-Schlammanfall infolge externer und interner Einflussfaktoren	30
Tabelle 9:	Abbaugrad und Gasertrag der Schlämme im Jahresmittel bei einem technischen Abbaugrad der leicht abbaubaren organischen Trockenmasse von $\eta_{\text{abb}} = 85\%$	39
Tabelle 10:	Für die Bemessung empfohlenes Gesamtschlammalter sowie empfohlene Raum- und Schlammbelastungen einer einstufigen Faulung; die Werte in Klammern gelten entsprechend für eine zweistufige Faulung; Werte in runden Klammern beziehen sich auf deren erste Stufe und Werte in eckigen Klammern auf deren zweite Stufe	41
Tabelle A.1:	Berechneter Abbau in einstufiger und zweistufiger Schlammfaulungsanlage mit gleichem Gesamtvolumen	55

Benutzerhinweis

Dieses Merkblatt ist das Ergebnis ehrenamtlicher, technisch-wissenschaftlicher/wirtschaftlicher Gemeinschaftsarbeit, das nach den hierfür geltenden Grundsätzen (Satzung, Geschäftsordnung der DWA und dem Arbeitsblatt DWA-A 400) zustande gekommen ist. Für dieses besteht nach der Rechtsprechung eine tatsächliche Vermutung, dass es inhaltlich und fachlich richtig ist.

Jedermann steht die Anwendung des Merkblattes frei. Eine Pflicht zur Anwendung kann sich aber aus Rechts- oder Verwaltungsvorschriften, Vertrag oder sonstigem Rechtsgrund ergeben.

Dieses Merkblatt ist eine wichtige, jedoch nicht die einzige Erkenntnisquelle für fachgerechte Lösungen. Durch seine Anwendung entzieht sich niemand der Verantwortung für eigenes Handeln oder für die richtige Anwendung im konkreten Fall; dies gilt insbesondere für den sachgerechten Umgang mit den im Merkblatt aufgezeigten Spielräumen.

1 Anwendungsbereich

Die Stabilisierung von bei der Abwasserbehandlung anfallenden Klärschlämmen ist eine Grundoperation der Klärschlammbehandlung. Die Stabilisierung kann unterschiedliche Prozessziele verfolgen, die verschiedene Abbaugrade erfordern können. Hierfür werden unterschiedliche Verfahren erfolgreich eingesetzt. Deren Auswahl ist wesentlich von ökologischen und ökonomischen Randbedingungen abhängig und ist sinnvollerweise stets unter Berücksichtigung der gesamten Verfahrenskette der Schlammbehandlung zu treffen, welche von der jeweiligen Schlammmentstehung bis zu seiner endgültigen Entsorgung reicht.

Im vorliegenden Merkblatt werden die relevanten Verfahren der biologischen Stabilisierung beschrieben, wobei sich die Art der Ausarbeitung im Wesentlichen auf Planer und Betreiber derartiger Anlagen ausrichtet.

Es werden Empfehlungen zur Bemessung, zur technischen Ausführung und zum Betrieb vorgelegt, die in einer Vielzahl großtechnischer Anlagen erprobt sind.

Die Verfahrensbeschreibungen umfassen neben den derzeit in Deutschland dominierenden Techniken bewusst auch Verfahrensvarianten, die für andere Klimazonen oder niedrigere technische Anforderungsprofile geeignet sind. Es werden auch Technologien berücksichtigt, die erhöhten Qualitätsanforderungen insbesondere hinsichtlich einer Desinfektion (Hygienisierung) genügen.

2 Begriffe

2.1 Definitionen

Das vorliegende Merkblatt bezieht sich im Wesentlichen auf die Begriffsdefinitionen der DIN 4045, der DIN EN 1085, der DIN EN 12255-8 und der DIN EN 16323 (Entwurf Oktober 2013). Spezielle Begriffe werden nachfolgend definiert.

Abbau

Vorgang, bei dem Abwasser oder Schlamminhaltsstoffe umgesetzt werden (Entwurf DIN EN 16323:2013-10)

Abbaugrad (η)

Quotient aus der Masse des abgebauten organischen Materials und einer Ausgangsmasse.

ANMERKUNG: Der Abbaugrad von Feststoffen kann auf die gesamten Feststoffe (η_{TM}), die organischen Feststoffe (η_{OTM}) oder die leicht abbaubaren organischen Feststoffe (η_{abb}) bezogen sein (siehe auch *Stabilisierungsgrad*).

abfiltrierbare Stoffe (AFS)

Trockenmasse der suspendierten Stoffe je Volumeneinheit (Entwurf DIN EN 16323:2013-10)

ANMERKUNG: Die Konzentration der AFS ist identisch mit der Trockensubstanzkonzentration C_{TS} .

Abscheidegrad

Quotient aus der abgeschiedenen und der zugeführten Masse eines Inhaltsstoffes (Entwurf DIN EN 16323:2013-10)

aerob

Gelöster Sauerstoff ist vorhanden
(Entwurf DIN EN 16323:2013-10)

aerobe Schlammstabilisierung

Aerober Abbau organischer Schlamminhaltsstoffe
(DIN EN 1085:2007:05)

aerob stabilisierter Schlamm

Durch aeroben Abbau stabilisierter Schlamm
(Entwurf DIN EN 16323:2013-10)

anaerob

Abwesenheit von Sauerstoff, Nitrat, Nitrit und Sulfat
(Entwurf DIN EN 16323:2013-10)

anoxisch

Abwesenheit von gelöstem Sauerstoff, aber Anwesenheit von Nitrit oder Nitrat (Entwurf DIN EN 16323:2013-10)

bedingt stabilisiert

Ein aerober Abbau gemäß Arbeitsblatt ATV-DVWK-A 131:2000-05 wird erreicht

ANMERKUNG: Der Abbaugrad (Stabilisierungsgrad) bedingt stabilisierter Schlämme ist < 80 %.

biologische Impfung

Zugabe geeigneter Mikroorganismen zu einem biologischen System, um einen biologischen Prozess einzuleiten oder zu beschleunigen (Entwurf DIN EN 16323:2013-10)

biologische Schlammstabilisierung

Biologischer Prozess, der den organischen Anteil im Schlamm vermindert (Entwurf DIN EN 16323:2013-10)

Co-Vergärung

Mitbehandlung weiterer Substrate, in der Regel biogener Abfälle, in einer Faulungs- oder Vergärungsanlage, die von den bei der Planung und Genehmigung der Anlage (zunächst) vorgesehenen Substraten in seinen materiellen oder auch nur rechtlichen Eigenschaften abweichen (vgl. Merkblatt DWA-M 380:2009-06)

Desinfektion

Behandlung von Abwasser oder Schlamm zum Vermindern der Krankheitserreger unter einen vorgegebenen Wert (analog Entwurf DIN EN 16323:2013-10)

Durchflusszeit (Aufenthaltszeit, Verweilzeit)

Theoretische Verweilzeit einer Flüssigkeit in einem bestimmten Becken oder System, die als Quotient aus Volumen und Zufluss ohne im Kreislauf geführte Flüssigkeit berechnet wird (Entwurf DIN EN 16323:2013-10)

Einwohnerwert (EW)

Summe aus Einwohnerzahl und Einwohnergleichwert
(Entwurf DIN EN 16323:2013-10)

Exopolymere Substanzen (EPS)

Extrazelluläre polymere Substanzen oder Biopolymere, die von Mikroorganismen synthetisiert werden und als „Baumaterial“ für Biofilme dienen. Sie bestehen vorwiegend aus Polysacchariden und Proteinen (analog Merkblatt DWA-M 383:2008-10 und Merkblatt DWA-M 366:2011-10, Entwurf)

Fäkalschlamm

Aus Absetz- oder Ausfaulgruben entnommener Schlamm
(Entwurf DIN EN 16323:2013-10)

fakultativ anaerobe Bakterien

Bakterien, die sowohl bei aeroben als auch bei anaeroben Bedingungen aktiv sind

ANMERKUNG: Die Hydrolyse von organischen Feststoffen erfolgt durch fakultativ anaerobe Bakterien, weshalb ihre Geschwindigkeit unabhängig vom Milieu ist.

Fällungsmittel (Fällmittel)

Zur Fällung zugesetzte Chemikalien
(Entwurf DIN EN 16323:2013-10)

Faulbehälter

Reaktor für die anaerobe Schlammstabilisierung
(Entwurf DIN EN 16323:2013-10)

Faulgas

Beim anaeroben Abbau entstehendes Gasgemisch, das hauptsächlich aus Methan (CH_4) und Kohlenstoffdioxid (CO_2) besteht (Entwurf DIN EN 16323:2013-10)

Faulschlamm (anaerob stabilisierter Schlamm)

Durch Faulung stabilisierter Schlamm
(DIN EN 1085:2007-05)

Faulung

Anaerober biologischer Abbau überwiegend menschlicher oder tierischer Abfallstoffe

Faulzeit (t_{FB})

Quotient aus dem wirksamen Volumen eines Faulbehälters und der mittleren täglichen Schlammzufuhr
(Entwurf DIN EN 16323:2013-10)

ANMERKUNG: Die Faulzeit und das Schlammalter im Faulbehälter können verschieden sein.

Feststofffracht (B_{TM} oder B_{TS})

Je Zeiteinheit zugeführte oder durchgesetzte Feststoffmasse (kg/h) je nach Analyseverfahren (Entwurf Merkblatt DWA-M 366:2011-10)

Feststoffkonzentration (C_{TM} oder C_{TS})

Quotient aus Feststoffmasse und Volumen je nach Analyseverfahren (siehe Trockenmassenkonzentration C_{TM} und Trockensubstanzkonzentration C_{TS})

Flockung

Bildung abscheidbarer Flocken durch Aggregation kleiner Teilchen (Entwurf DIN EN 16323:2013-10)

ANMERKUNG: Der Vorgang wird üblicherweise durch mechanische, physikalische, chemische oder biologische Mittel unterstützt.

Flockungsmittel (Flockmittel)

Chemikalie, die zugegeben wird, um eine Flockung zu ermöglichen oder die Größe oder Festigkeit von Flocken zu erhöhen (Entwurf DIN EN 16323:2013-10)

gemeinsame (simultane) aerobe Schlammstabilisierung

Gesteigerter biologischer Abbau organischer Stoffe in Belebungsanlagen infolge von verlängerter Belüftungszeit und erhöhtem Schlammalter

gemischter Rohschlamm (Mischschlamm)

Mischung von Primär-, Sekundär-, Tertiärschlamm und anderen Schlämmen (Entwurf DIN EN 16323:2013-10)

getrennte aerobe Schlammstabilisierung

Aerobe Schlammstabilisierung von Überschussschlamm aus einer Belebungsanlage, gegebenenfalls gemeinsam mit Primärschlamm, in einem getrennten Reaktor

hinreichend stabilisiert

Ein technischer Abbaugrad von mindestens 80 % ist erreicht

Hydrolyse

Spaltung chemischer Verbindungen durch Reaktion mit Wasser

ANMERKUNG: Bei der biologischen Schlammstabilisierung erfolgt die Hydrolyse von Feststoffen durch bakteriell erzeugte extrazelluläre Enzyme.

Hygienisierung

In der Literatur und in Verordnungen fälschlicherweise verwendeter Begriff für Desinfektion

ANMERKUNG: Zwar handelt es sich bei der Desinfektion um eine Maßnahme zur Verbesserung der hygienischen

Eigenschaften eines Stoffes, das alleine macht ihn aber nicht hygienisch. Hygienisch wird ein Stoff nicht allein durch Inaktivierung darin enthaltener pathogener Keime. Ein hygienischer Stoff darf auch keinen unangenehmen Geschmack oder Geruch aufweisen. Weder durch Desinfektion noch durch Sterilisation wird Abwasser zu hygienisch einwandfreiem Trinkwasser. Der Begriff Hygienisierung wird deshalb auch nicht für die Desinfektion von Abwasser verwendet.

Klärschlamm

Bei der Behandlung von Abwasser anfallender Schlamm (DIN EN 12832:1999-11)

Leistungsdichte

Gemessene oder installierte und auf das Reaktorvolumen bezogene Leistung der Antriebsmaschinen von Misch- oder Belüftungseinrichtungen (Entwurf DIN EN 16323:2013-10)

mesophil

Temperaturbereich für Organismen, die üblicherweise bei Temperaturen zwischen 30 °C und 45 °C aktiv sind (DIN EN 1085:2007-05)

Methanbakterien

Obligat anaerobe Bakterien, die insbesondere Acetat und Wasser zu Methan und Kohlenstoffdioxid oder Wasserstoff und Kohlenstoffdioxid zu Methan und Wasser abbauen

pasteurisierter Schlamm

durch *Pasteurisierung* desinfizierter Schlamm (analog Entwurf DIN EN 16323:2013-10)

Pasteurisierung

Verfahren zur Inaktivierung von Mikroorganismen durch erhöhte Temperatur (Entwurf DIN EN 16323:2013-10)

ANMERKUNG: Die erforderliche Einwirkdauer ist abhängig von der Temperatur, sie beträgt z. B. 0,5 Stunden bei 70 °C.

polymeres Flockungsmittel (Polyelektrolyt) (pFM)

Polymere mit ionischen Gruppen, von denen einige zur Koagulation von Kolloiden oder Feststoffen verwendet werden (Entwurf DIN EN 16323:2013-10)

ANMERKUNG 1: Polymere Flockungsmittel wurden früher Flockungshilfsmittel genannt (siehe Merkblatt DWA-M 350:2014-06).

ANMERKUNG 2: Polyelektrolyte sind Polymere mit ionischen Gruppen, von denen einige zur Koagulation von Kolloiden oder zur Flockung von Feststoffen verwendet werden (analog Entwurf DIN EN 16323:2013-10).

Primärschlamm

In der Vorklärung abgetrennter Schlamm, der nicht mit anderen zurückgeführten Schlämmen vermischt ist (analog Entwurf DIN EN 16323:2013-10)

Pseudo-Stabilisierung

Verfahren, das ein Produkt erzeugt, dessen organische Stoffe biologisch nicht abbaubar sind, solange bestimmte Bedingungen (z. B. pH-Wert oder Wassergehalt) eingehalten werden, wobei der biologische Abbau dann wieder beginnt, wenn diese Bedingungen nicht mehr eingehalten werden. (DIN EN 12255-8:2001-10)

psychrophil

Temperaturbereich für Organismen, die üblicherweise bei Temperaturen unter 30 °C aktiv sind (DIN EN 1085:2007-05)

Raumbelastung

Quotient aus Fracht und Reaktorvolumen (Entwurf DIN EN 16323:2013-10)

Rohabwasser

Unbehandeltes Abwasser (Entwurf DIN EN 16323:2013-10)

Rohschlamm

Nicht stabilisierter Schlamm (Entwurf DIN EN 16323:2013-10)

Schlamm

Gemisch aus Wasser und Feststoffen, das von verschiedenen Abwasserarten in der Vorklärung, im zweiten oder dritten Reinigungsteil abgetrennt wird (Entwurf DIN EN 16323:2013-10)

Schlammalter im Belebungsbecken ($t_{TS,BB}$)

Errechnete Zeit, die benötigt wird, um die Gesamtmasse der in Belebungsbecken (einschließlich aerober und anoxischer Zonen, ausschließlich Nachklärbecken und anaerober Zonen) enthaltenen abfiltrierbaren Stoffe bei gleich bleibendem Schlammaustrag und unter Berücksichtigung der abfiltrierbaren Stoffe im gereinigten Abwasser zu entfernen (Entwurf DIN EN 16323:2013-10)

Schlammalter im Faulbehälter (anaerobes Schlammalter) ($t_{TM,FB}$)

Quotient aus der Gesamtmasse der in einem vollständig durchmischten Faulbehälter enthaltenen Feststoffe und der durchschnittlich täglich entnommenen Feststoffmasse, gegebenenfalls unter Berücksichtigung der abfiltrierbaren Stoffe im entfernten Faulwasser (Entwurf DIN EN 16323:2013-10)

ANMERKUNG: In einem voll durchmischten Faulbehälter sind Schlammalter $t_{TM,FB}$ und Faulzeit t_{FB} identisch. Das anaerobe Schlammalter weicht aber von der Faulzeit ab, wenn aus dem Faulbehälter Faulwasser entnommen wird, wenn der Schlamm im Faulbehälter eingedickt oder verdünnt wird (d. h. wenn dünner oder dicker Schlamm ausgetragen wird) oder wenn eingedickter Faulschlamm aus einem Nacheindicker zurückgeführt wird.

Schlammbelastung (B_x)

Quotient aus einer Fracht und einer in einem Reaktor enthaltenen Masse von Schlammfeststoffen (Entwurf DIN EN 16323:2013-10)

ANMERKUNG: Je nach Bezugsgröße kann x für TM, TS, oTM oder oTS stehen.

Schlammdeinfektion

Biologischer, chemischer, physikalischer oder thermischer Vorgang zur Behandlung von Schlamm, der zum Ziel hat, die pathogenen Mikroorganismen im Schlamm zu inaktivieren (analog Entwurf DIN EN 16323:2013-10)

Schlammmeindickung

Prozess zur Erzeugung eines höher konzentrierten flüssigen Schlammes (Entwurf DIN EN 16323:2013-10)

Schlammmentwässerung

Verminderung des Wassergehaltes von Schlamm, bis er eine pastöse oder feste Konsistenz aufweist, durch eine oder mehrere Technologien, üblicherweise mittels natürlicher oder maschineller Verfahren (Entwurf DIN EN 16323:2013-10)

Schlammfäulung

Anaerober Abbau organischer Schlamminhaltsstoffe (DIN EN 1085:2007-05)

Schlammindex (ISV)

Volumen in Millilitern, das von 1 g Trockenmasse des belebten Schlammes nach dem Absetzen unter festgelegten Bedingungen eingenommen wird (Entwurf DIN EN 16323:2013-10)

ANMERKUNG: Festgelegte Bedingungen können Verdünnen, Rühren und eine festgelegte Zeit (gewöhnlich 30 min) sein.

Schlammkompostierung

Aerobe Stabilisierung von entwässertem Schlamm

Schlammkonditionierung

Physikalische, chemische, thermische oder andere Schlammbehandlung zur Verbesserung der Entwässerbarkeit (Entwurf DIN EN 16323:2013-10)

Schlammwasser

Im Schlamm enthaltene oder vom Schlamm abgetrennte Flüssigkeit (angelehnt an Entwurf DIN EN 16323:2013-10)

ANMERKUNG: Abgetrenntes Schlammwasser kann bezeichnet werden als Überstandswasser oder Dekantat (Eindicker), als Filtrat (Filter) oder als Zentrat (Zentrifuge); aus einem Faulbehälter abgetrenntes Schlammwasser wird als Faulwasser bezeichnet.

Sekundärschlamm

Aus dem zweiten (biologischen) Reinigungsteil entfernter Schlamm (Entwurf DIN EN 16323:2013-10)

Stabilisierung

Verfahren zum Überführen gelöster und partikulärer organischer Stoffe in anorganische oder sehr langsam weiter abbaubare organische Stoffe (Entwurf DIN EN 16323:2013-10)

Stabilisierungsgrad (η_{abb})

Quotient der Masse des abgebauten organischen Materials und der Ausgangsmasse des leicht abbaubaren organischen Materials

ANMERKUNG 1: Diese Definition unterscheidet sich von derjenigen im Entwurf DIN EN 16323:2013-10, die den Stabilisierungsgrad auf die organische Trockenmasse bezieht.

ANMERKUNG 2: Die Masse der anaerob leicht abbaubaren organischen Feststoffe kann z. B. mittels Faulversuch gemäß VDI-Richtlinie 4630:2006-04 bestimmt werden.

Stabilisierter Schlamm

Schlamm, der einem Stabilisierungsprozess unterzogen wurde (Entwurf DIN EN 16323:2013-10)

Substrat

Nahrung für Organismen (analog Entwurf DIN EN 16323:2013-10)

technischer Abbaugrad (η_{abb})

Abbaugrad, der mit einem bestimmten Verfahren im praktisch-technischen Betrieb nach den allgemein anerkannten Regeln der Technik erreichbar ist

ANMERKUNG: Der technische Abbaugrad ist das Verhältnis der abgebauten organischen Feststoffmasse und der zugeführten, nach einer Reaktion erster Ordnung leicht abbaubaren organischen Feststoffmasse.

theoretisch erreichbarer Abbaugrad

Grenzwert des Abbaugrades, gegen den eine Abbaureaktion erster Ordnung asymptotisch strebt

ANMERKUNG: Der theoretisch erreichbare Abbaugrad entspricht dem vollständigen Abbau aller leicht abbaubaren Stoffe ($\eta_{\text{abb}} = 100\%$). Er kann bei sehr langer Abbauphase überschritten werden, wenn auch schwer abbaubare Stoffe abgebaut werden.

thermophil

Temperaturbereich für Organismen, die üblicherweise bei Temperaturen über 45 °C aktiv sind (DIN EN 1085:2007-05)

Trockenmasse (m_{TM})

Nach Abdampfen verbleibende Masse ohne vorhergehende Filtration, d. h. einschließlich aller gelösten Stoffe, die in der Probe enthalten waren und nicht flüchtig sind (Entwurf Merkblatt DWA-M 366:2011-10)

ANMERKUNG: TM ist kein Symbol sondern die Abkürzung für Trockenmasse.

Trockenmassenkonzentration (C_{TM})

Quotient aus der trockenen Masse und dem Ausgangsvolumen (analog Entwurf DIN EN 16323:2013-10)

Trockenrückstand (TR)

Anteil der Trockenmasse an der gesamten Masse eines Schlammes (Entwurf DIN EN 16323:2013-10)

Trockensubstanz (m_{TS})

Nach Filtration und Abdampfen verbleibende Masse, d. h. einschließlich nur eines geringen Teiles der gelösten Stoffe, die in der Probe enthalten waren und nicht flüchtig sind (Merkblatt DWA-M 366:2011-10)

ANMERKUNG: TS ist kein Symbol sondern die Abkürzung für Trockensubstanz.

Trockensubstanzkonzentration (C_{TS} , früher TS_R)

Quotient der trockenen Masse der abfiltrierbaren Stoffe und des Volumens der Ausgabeprobe (angelehnt an Entwurf DIN EN 16323:2013-10)

Trockensubstanzkonzentration im Belebungsbecken ($C_{\text{TS, BB}}$)

Konzentration der Trockenmasse von abfiltrierbaren Stoffen im Gemisch aus Abwasser und belebtem Schlamm (Entwurf DIN EN 16323:2013-10)

Trockenvergärung

Anaerobe Stabilisierung von Schlamm mit einem Trockenrückstand von mindestens 30 % in einem gasdichten Reaktor

ANMERKUNG: Wenn das Substrat überwiegend pflanzlicher Herkunft ist, sind die Bezeichnungen Vergärung oder Fermentation gebräuchlich; bei überwiegend tierischer oder menschlicher Herkunft der Substrate spricht man von Faulung.

Überschussschlamm

Schlamm, der aus dem zweiten oder dritten Reinigungsteil abgezogen wurde (Entwurf DIN EN 16323:2013-10)

Vergärung (Fermentation)

Anaerober biologischer Abbau überwiegend pflanzlicher Stoffe

2.2 Symbole und Abkürzungen

Für Berechnungsansätze wurden die international festgelegten Symbole des „System of Units – SI“ (BIPM 2006) eingeführt. Hierbei handelt es sich insbesondere um die gültigen Symbole für Massen, Konzentrationen, Leistungen etc. Für fachspezifisch eingeführte Kennzeichnungen wurden die in der deutschen Fachliteratur gebräuchlichen Abkürzungen beibehalten. Es werden gebräuchliche Einheiten angegeben. Es können auch andere SI-Einheiten verwendet werden.

Tabelle 1: Symbole

Symbol	Einheit	Bedeutung
B	kg/d	Fracht
B_R	kg/(m ³ ·d)	Raumbelastung
B_{TM}	kg/(kg·d)	Schlammbelastung durch TM
B_{TS}	kg/(kg·d)	Schlammbelastung durch TS
$b_{TM,E,d}$	kg/(E·d)	einwohnerspezifische TM-Fracht
C	g/l	Konzentration
C_o	g/l	Ausgangskonzentration
D	m	Innendurchmesser eines Reaktors
dv/ds	s ⁻¹	Schergeschwindigkeitsgradient
EW	E	Einwohnerwert, Summe aus Einwohnerzahl und Einwohnergleichwerten
GV	%	Glühverlust
H	m	Höhe

Symbol	Einheit	Bedeutung
ISV	ml/g	Schlammvolumenindex (Schlammindex) von belebtem Schlamm
k_H	d ⁻¹	Hydrolyserate als Maß für die Geschwindigkeit der Hydrolyse
K_s	mg/l	Substratkonzentration, bei der gemäß der Gleichung von MONOD die Vermehrungsrate von Mikroorganismen die Hälfte ihres Grenzwertes beträgt
m	kg	Masse
m_{TM}	kg	Trockenmasse gesamt
m_{TS}	kg	Trockenmasse der AFS (Trockensubstanz)
m_{oTM}	kg	organische Trockenmasse ($m_{oTM} = m_{TM} \cdot GV$)
m_{oTS}	kg	organische Trockensubstanz ($m_{oTS} = m_{TS} \cdot GV$)
OV	kg/d	Sauerstoffverbrauch je Zeiteinheit
oTR	%	organischer Trockenrückstand ($oTR = TR \cdot GV$)
P/V	W/m ³	Leistungsdichte; aufgewendete oder eingetragene Leistung je Volumeneinheit
p	Pa	Druck
Q	m ³ /h	Volumenstrom (Zufluss, Durchfluss oder Abfluss)
$q_{E,d}$	m ³ /(E·d)	spezifischer Volumenstrom je EW
Re	–	Reynolds-Zahl
T	°C	Temperatur
TR	%	Trockenrückstand oder Trockenmassenanteil
t	s	Zeit
V	m ³	Volumen
β	–	stöchiometrisches Dosierverhältnis von Fällmittel oder externem Kohlenstoff
η	%	Abbaugrad

Tabelle 1 (Ende)

Symbol	Einheit	Bedeutung
η_{abb}	%	Abbaugrad der leicht abbaubaren organischen Feststoffe
η_{oTM}	%	Abbaugrad der organischen Feststoffe
η_{TM}	%	Abbaugrad der Feststoffe
η^*	kg/(m·s)	scheinbare dynamische Viskosität; sie ist abhängig vom Schergeschwindigkeitsgradienten dv/ds und der Dauer der Scherbeanspruchung
μ	d ⁻¹	Vermehrungsrate von Mikroorganismen

Tabelle 2: Abkürzungen

Abkürzungen	Bedeutung
abb	(leicht) abbaubar
abgeb	abgebaut
AFS	abfiltrierbare Stoffe
Al	Aluminium
AN	Ablauf Nachklärung
ASS	aerob stabilisierter Schlamm
BB	Belebungsbecken
Bem	Bemessung
BHKW	Blockheizkraftwerk
BioP	(gesteigerte) biologische Phosphor-Elimination
BSB ₅	biochemischer Sauerstoffbedarf in fünf Tagen
C	Kohlenstoff
CSB	chemischer Sauerstoffbedarf
d	täglich
E	auf den Einwohnerwert bezogen
EPS	Extrazelluläre polymere Substanzen oder exopolymere Substanzen, die überwiegend aus Polysacchariden und Proteinen bestehen

Abkürzungen	Bedeutung
extC	extern zugeführter Kohlenstoff
Fäll	Fällung
FB	Faulbehälter
Fe	Eisen
FG	Faulgas
FS	Faulschlamm
FF	Flockungsfiltration
FFS	Flockungsfiltrationsschlamm
ges	gesamt
i. N.	im Normzustand (nach einer Einheit)
n	im Normzustand (Index zu Symbolen)
max	Maximalwert
min	Minimalwert
mTM	mineralische Trockenmasse
N	Stickstoff
NKB	Nachklärbecken
org	organisch
oTM	organische Trockenmasse
oTS	organische Trockensubstanz
P	Phosphor
pFM	polymeres Flockungsmittel
PS	Primärschlamm
R	Reaktor
RS	Rohschlamm
SF	Sicherheitsfaktor
T	Trockenwetter
TKS	Tropf- oder Tauchkörperschlamm
TM	Trockenmasse ohne vorhergehende Filtration
TS	Trockensubstanz der abfiltrierbaren Stoffe (AFS)
TTC	Triphenyltetrazoliumchlorid (infolge metabolischer Aktivität von Zellen erfolgt Verfärbung)

Tabelle 2 (Ende)

Abkürzungen	Bedeutung
ÜS	Überschussschlamm
VK	Vorklärung
WS	Wirksubstanz
2hM	Zweistundenmittelwert
2wM	Zweiwochenmittelwert

3 Ziele und Verfahren der Stabilisierung

Die wichtigsten Ziele der Klärschlammstabilisierung sind:

- Hauptziel:
 - a) Weitgehender Abbau der organischen Inhaltsstoffe.
- Nebenziele:
 - b) Verminderte Feststoffmasse,
 - c) Verminderte Infektionsrisiken durch Inaktivierung von Krankheitserregern,
 - d) Erzeugung von Faulgas (nur bei anaerober Stabilisierung),
 - e) Bereitstellung von Puffer- und Speichervolumen,
 - f) Homogenisierung.

Die Ziele a) bis d) sind unmittelbar durch eine Stabilisierung erreichbar. Die Ziele e) und f) sind erwünschte Nebeneffekte.

Der erforderliche Grad der Stabilisierung ist abhängig von der Art der Entsorgung, d. h. der Verwertung oder Beseitigung des Schlammes (siehe Tabelle 3).

Um die genannten Ziele zu erreichen, können verschiedene Stabilisierungsverfahren eingesetzt werden. Die wichtigsten Verfahren und deren Anwendungsbereiche sind in Tabelle 4 zusammengestellt.

Die Stabilisierung von Klärschlämmen ist eine zentrale Grundoperation der Klärschlammbehandlung und behält ihre Bedeutung auch bei sich ändernden Zielen und Anforderungen der Schlammmentsorgung. Von den in Tabelle 4 aufgeführten Verfahren haben die biologischen Verfahren die größte Bedeutung.

Die biologischen Verfahren der Schlammstabilisierung, die in den nachfolgenden Abschnitten beschrieben werden, unterscheiden sich durch das Milieu der aktiven Biozönose (aerob oder anaerob), durch die Konsistenz der zu stabilisierenden Schlämme (dünnflüssig, eingedickt oder entwässert) und durch die Prozesstemperatur (psychro-, meso- oder thermophil). Für die Bemessung von Stabilisierungsanlagen und ihrer Komponenten sind unterschiedliche Ansätze zur Erfassung oder Festlegung der Klärschlammmenge zu berücksichtigen, die in Abschnitt 5 dargestellt werden.

Tabelle 3: Erforderlicher Stabilisierungsgrad in Abhängigkeit von der Entsorgung

Verwertung oder Beseitigung	Erforderlicher Stabilisierungsgrad
Verwertung in flüssigem Zustand in der Landwirtschaft	bedingt***) bis hinreichend**) stabilisiert
Verwertung in entwässertem Zustand in der Landwirtschaft, im Landschaftsbau oder zur Rekultivierung	bedingt***) bis hinreichend**) stabilisiert
Zwischenspeicherung in Schlammteichen	hinreichend**) stabilisiert
Ablagerung in entwässertem Zustand*)	hinreichend**) stabilisiert
Verwertung/Ablagerung*) in getrocknetem Zustand	bedingt***) bis hinreichend**) stabilisiert
Beseitigung nach thermischer Behandlung (z. B. Verbrennung oder Vergasung)	vorhergehende biologische Stabilisierung nicht zwingend erforderlich, aber dringend empfohlen
Anmerkungen	
*) In Deutschland seit 2005 nicht mehr zulässig.	
**) Abbaugrad bezogen auf die leicht abbaubare organische Trockenmasse $\eta_{\text{abb}} \geq 80 \%$.	
***) gemeinsame aerobe Stabilisierung gemäß Arbeitsblatt ATV-DVWK-A 131; Abbaugrad $\eta_{\text{abb}} < 80 \%$.	

Tabelle 4: Verfahren der Schlammstabilisierung

Wirkungs- weise	Milieu	Konsistenz	Zufuhr von Wärme	Verfahren	Größenbereich der Kläranlagen	Anmerkungen
biologisch	aerob	dünnflüssig	ohne wirksame Selbsterwärmung	gemeinsame aerobe Stabilisierung	klein bis mittel	bedingt stabilisiert
		eingedickt	Selbsterwärmung	aerob-thermophile Schlammstabilisierung (Flüssigkompostierung)	klein bis mittel	zugleich Desinfektion erreichbar
		entwässert	Selbsterwärmung	Kompostierung in Mieten oder Bio-Reaktoren	klein bis mittel	zugleich Desinfektion erreichbar
	anaerob	eingedickt	ohne Wärmezufuhr	Emscherbecken, unbeheizte Faulbehälter oder anaerobe Teiche	klein	in Deutschland nicht mehr eingesetzt
			mit Wärmezufuhr	beheizte Faulbehälter	klein bis groß	Desinfektion bei thermophilem Betrieb erreichbar
		entwässert	mit Wärmezufuhr	in gasdichten Behältern	klein bis mittel	für Klärschlamm noch nicht eingesetzt
	dual	eingedickt	mit Wärmezufuhr und -rückgewinnung	meist aerob-thermophil und anaerob-mesophil	mittel bis groß	zugleich Desinfektion erreichbar
chemisch	aerob oder anaerob	eingedickt	ohne Selbsterwärmung	Zugabe von Kalkmilch	klein	nur Pseudo- Stabilisierung, zugleich Desinfektion erreichbar
		entwässert	mit Selbsterwärmung	Zugabe von Branntkalk	klein	
	aerob	eingedickt	mit Wärmezufuhr	Nass-Oxidation	groß	zugleich Desinfektion
thermisch	aerob	entwässert	mit Wärmezufuhr	Trocknung	klein bis groß	nur Pseudo- Stabilisierung, zugleich Desinfektion erreichbar

4 Biochemische und verfahrenstechnische Grundlagen

4.1 Reaktionskinetische Grundlagen

Die biochemischen Grundoperationen der für die biologische Schlammstabilisierung bedeutsamen Stoffwechselprozesse aerober und anaerober Mischbiozönosen sind in der Literatur hinreichend beschrieben, weshalb in diesem Merkblatt nur auf praxisbezogene Zusammenhänge eingegangen wird. Auf das ATV-Handbuch „Klärschlamm“ (ATV 1996) und die dort zitierte Literatur wird verwiesen.

Bei der biologischen Schlammstabilisierung ist der abbaubare Anteil der organischen Feststoffe das Substrat der Bakterien. Die Geschwindigkeit ihres Abbaus wird durch die Hydrolyse limitiert. Die Hydrolyse ist der erste Schritt des biologischen Abbaus. Mittels extrazellulärer Enzyme werden hierbei organische Makromoleküle aufgeschlossen und in Lösung gebracht. Weil beim aeroben und beim anaeroben Abbau dieselben fakultativ anaeroben Bakterien beteiligt sind, ist die Hydrolysegeschwindigkeit unabhängig vom Milieu. Bei der Hydrolyse handelt sich um eine Reaktion erster Ordnung, für die gilt:

$$dC_{\text{abb}}/dt = -k_H \cdot C_{\text{abb}} \quad (1)$$

Hierbei ist C_{abb} die Substratkonzentration, also die Konzentration der biologisch leicht abbaubaren Stoffe, und k_H die Hydrolyserate, die im Bereich von 10 °C bis ca. 40 °C von der Temperatur nach folgender Gleichung abhängt (vgl. Arbeitsblatt ATV-DVWK-A 131:2000-05):

$$k_H = 0,045 \text{ d}^{-1} \cdot 1,072^{(T-10 \text{ °C})} \quad (2)$$

Das entspricht der Regel von ARRHENIUS und VAN'T HOFF, wonach sich die Geschwindigkeit chemischer und biochemischer Reaktionen ungefähr verdoppelt, wenn die Temperatur um 10 °C steigt. Es muss aber beachtet werden, dass eine Extrapolation von Gleichung (2) über Temperaturen von ca. 40 °C hinaus nicht zulässig ist, weil k_H bei darüber hinausgehenden Temperaturen nicht mehr im selben Ausmaß weiter steigt. Der thermophile Abbau ist nicht wesentlich schneller als der mesophile.

Für einen Chargenreaktor erhält man durch Integrieren von Gleichung (1) die bekannte Abbaukurve:

$$C_{\text{abb}} = C_{\text{o,abb}} \cdot e^{-k_H \cdot t} \quad (3)$$

Für einen durchflossenen und vollständig durchmischten Reaktor mit einem Volumen V_R ist die Massenbilanz:

$$Q \cdot (C_{\text{o,abb}} - C_{\text{abb}}) = -V_R \cdot dC_{\text{abb}}/dt = V_R \cdot k_H \cdot C_{\text{abb}} \quad (4)$$

Mit der mittleren Verweilzeit im Reaktor $t_R = V_R/Q$ und dem Abbaugrad $\eta_{\text{abb}} = (C_{\text{o,abb}} - C_{\text{abb}})/C_{\text{o,abb}}$ sowie durch Einsetzen in Gleichung (4) und Umformen erhält man:

$$\eta_{\text{abb}} = k_H \cdot t_R / (1 + k_H \cdot t_R) \quad (5)$$

Wenn zwei durchflossene und voll durchmischte Reaktoren in Serie geschaltet werden, so ist:

$$\eta_{\text{abb,ges}} = \eta_1 + \eta_2 \cdot (1 - \eta_1) \quad (6)$$

Wenn beide Reaktoren gleich groß sind und die gleiche mittlere Verweilzeit $t_{R,1/2}$ haben, so ist:

$$\eta_{\text{abb,ges}} = 1 - [1 - k_H \cdot t_{R,1/2} / (1 + k_H \cdot t_{R,1/2})]^2 = 1 - [1 / (1 + k_H \cdot t_{R,1/2})]^2 \quad (7)$$

Wenn in Reaktoren die Verweilzeiten der Feststoffe und der Flüssigkeit verschieden sind, so ist die Reaktionszeit das Schlammalter $t_{\text{TM,R}} = V_R \cdot C_{\text{TM,R}} / (Q_{\text{ab}} \cdot C_{\text{TM,ab}})$ und nicht die hydraulische Verweilzeit $t_R = V_R/Q_{\text{zu}}$.

Bild 1 zeigt den einstufigen und zweistufigen technischen Abbaugrad (Hydrolysegrad) η_{abb} bzw. $\eta_{\text{abb,ges}}$ in Abhängigkeit vom Gesamtschlammalter. Das Bild basiert auf den Gleichungen (2) sowie (5) und (7). Für das zweistufige Verfahren wurde angenommen, dass das Schlammalter in jedem Reaktor jeweils die Hälfte des Gesamtschlammalters ist.

Bild 2 ist eine andere Darstellung derselben Zusammenhänge, die es erleichtert, das erforderliche Gesamtschlammalter in Abhängigkeit von der Prozesstemperatur T und dem technischen Abbaugrad η_{abb} bzw. $\eta_{\text{abb,ges}}$ abzulesen.

Die Bilder 1 und 2 gelten sowohl für die aerobe als auch die anaerobe Stabilisierung, weil die Geschwindigkeit der Hydrolyse dieselbe ist. Es ist ersichtlich, dass zweistufige Verfahren effizienter als einstufige Verfahren sind.

Bei den organischen Feststoffen im Klärschlamm werden leicht und schwer abbaubare Stoffe unterschieden. Der Abbau der leicht abbaubaren Stoffe erfolgt nach einer Reaktion 1. Ordnung, für welche die Gleichungen (1) bis (7) gelten. Beim Chargenbetrieb erfolgt der Abbau gemäß Gleichung (3); er nähert sich asymptotisch einem Grenzwert von $\eta_{\text{abb}} = 100 \%$, der als theoretisch erreichbarer Abbaugrad definiert ist. Wenn die leicht abbaubaren Stoffe weitgehend abgebaut sind, werden allmählich

auch schwer abbaubare Stoffe abgebaut. Bei langer Verweilzeit im Reaktor erfolgt deshalb ein langsamer weiterer Abbau. Der theoretisch erreichbare Abbaugrad $\eta_{\text{abb}} = 100\%$ wird dann überschritten.

Aus wirtschaftlichen Gesichtspunkten wird ein technischer Abbaugrad definiert, der üblicherweise zwischen 80 % und 90 % des theoretisch erreichbaren Abbaugrades gewählt wird. Mit den Gleichungen (5) oder (7) wird berechnet, bei welcher Verweilzeit im Reaktor t_R der gewählte technische Abbaugrad erreicht wird.

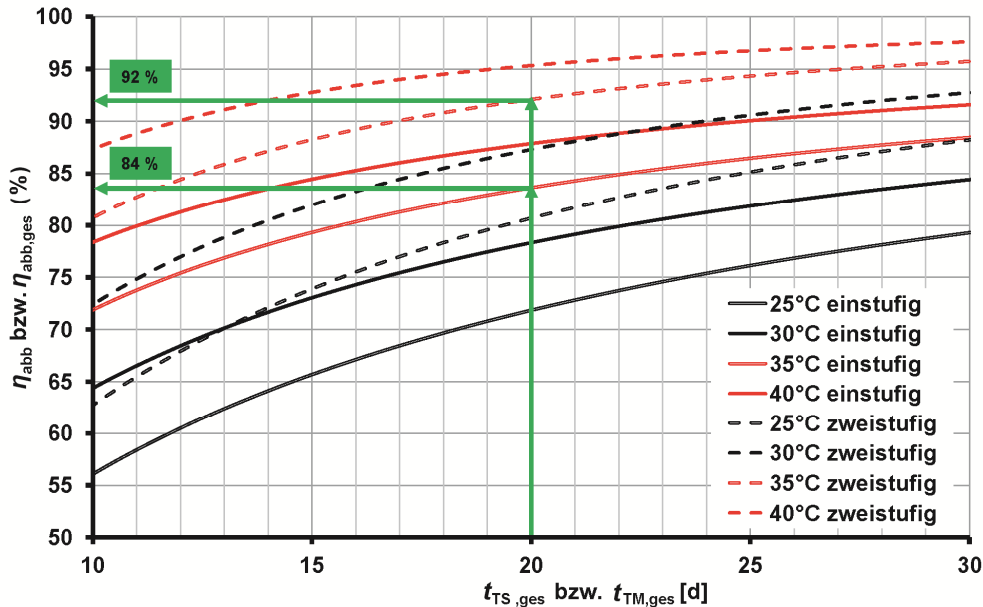


Bild 1: Technischer Abbaugrad in Abhängigkeit vom Schlammalter und der Temperatur bei der getrennten aeroben und anaeroben Stabilisierung gemäß den Gleichungen (5) und (7)

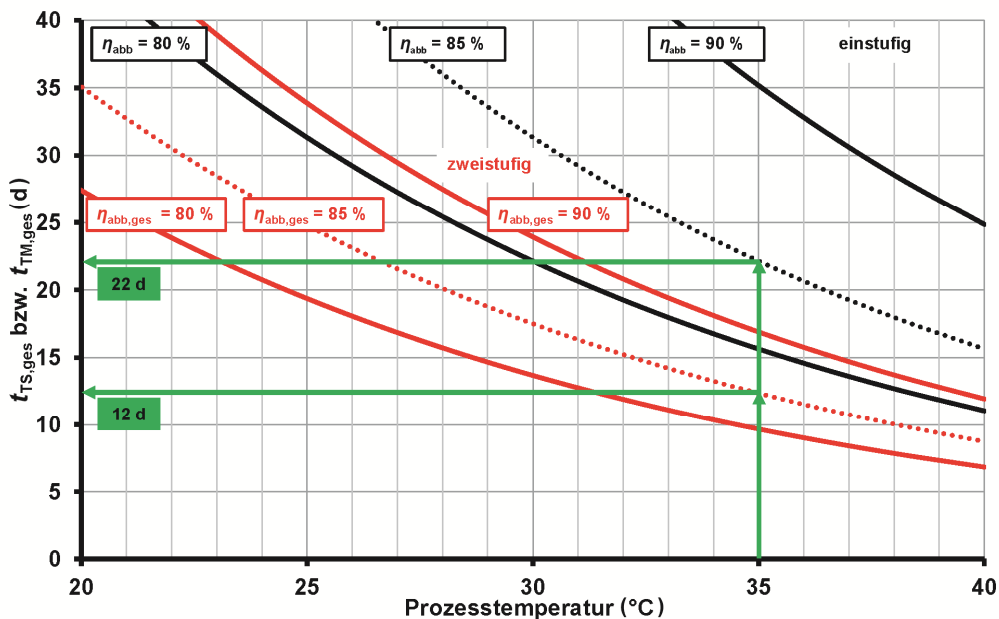


Bild 2: Schlammalter in Abhängigkeit von der Temperatur und dem technischen Abbaugrad bei der getrennten aeroben und anaeroben Stabilisierung gemäß den Gleichungen (5) und (7)

4.2 Aerobe Verfahren

Bei der gemeinsamen aeroben Schlammstabilisierung in Belebungsbecken zur aeroben Abwasserbehandlung ist eine Vielzahl unterschiedlicher Mikroorganismen beteiligt, die sich in Abhängigkeit vom jeweiligen Belastungszustand entwickeln.

Der Grad der erreichbaren Stabilisierung ist abhängig vom Schlammalter t_{TS} und der Temperatur T . Voraussetzung ist eine ausreichende Sauerstoffkonzentration von mindestens 1 mg/l in der aeroben Zone. In gemäßigten Breiten muss das aerobe Schlammalter mindestens 20 d betragen, bei Anlagen mit N-Elimination genügt ein Gesamtschlammalter von 25 d nur dann, wenn mindestens 65 % des Belebungsbeckenvolumens aerob gehalten wird, wobei hierfür das Kriterium einer Sauerstoffkonzentration von mindestens 1 mg/l einzuhalten ist. Wenn der Zwei-Wochen-Mittelwert der Temperatur $T_{2wM,min}$ stets höher ist als 12 °C, wird das Schlammalter wie folgt bemessen:

$$t_{TS,Bem} \geq 25 \text{ d} \cdot 1,072^{(12 \text{ °C} - T_{2wM,min})} \quad (8)$$

Auch bei der getrennten aeroben Schlammstabilisierung ist die Prozessgeschwindigkeit von der Temperatur im Reaktor abhängig. Mit steigender Temperatur, vom psychophilen über den mesophilen bis zum thermophilen Bereich, vermindert sich die Artenvielfalt der aktiven Biozönose im Extremfall bis zur Monokultur. Ab einer Temperatur von ca. 40 °C wird die Hydrolyse nur noch mäßig schneller, wenn überhaupt.

Bei einer Abwassertemperatur von 10 °C beträgt die Hydrolyserate nach Gleichung (2) $k_H \approx 0,045 \text{ d}^{-1}$. Beim Mindestschlammalter von 25 d beträgt dann nach Gleichung (5) der technische Abbaugrad 53 %. Im Sommer, bei $T = 20 \text{ °C}$, ist $k_H = 0,09 \text{ d}^{-1}$ und $t_{TS} = 26,7 \text{ d}$. Demzufolge steigt der technische Abbaugrad auf ca. 71 %.

Bild 3 gibt einen Überblick über das erforderliche Mindestschlammalter für die gemeinsame und getrennte einstufige aerobe Schlammstabilisierung. Die Hüllkurve gemäß BAUERFELD et al. (2010) beruht auf einer Auswertung von Literaturangaben für die Abhängigkeit der Stabilisierungszeit von der Reaktionstemperatur bei der getrennten aeroben Stabilisierung. Im Temperaturbereich unterhalb von 35 °C kann bei hinreichender Sauerstoffversorgung davon ausgegangen werden, dass der Abbau bei der gemeinsamen und der getrennten aeroben Stabilisierung gleich ist. Oberhalb von 35 °C bis in den thermophilen Bereich muss das Schlammalter bei der getrennten aeroben Stabilisierung gemäß diverser Untersuchungen großtechnischer Anlagen mindestens fünf Tage betragen, um den Schlamm ebenso bedingt zu stabilisieren wie bei der gemeinsamen aeroben Stabilisierung bei Temperaturen bis 35 °C.

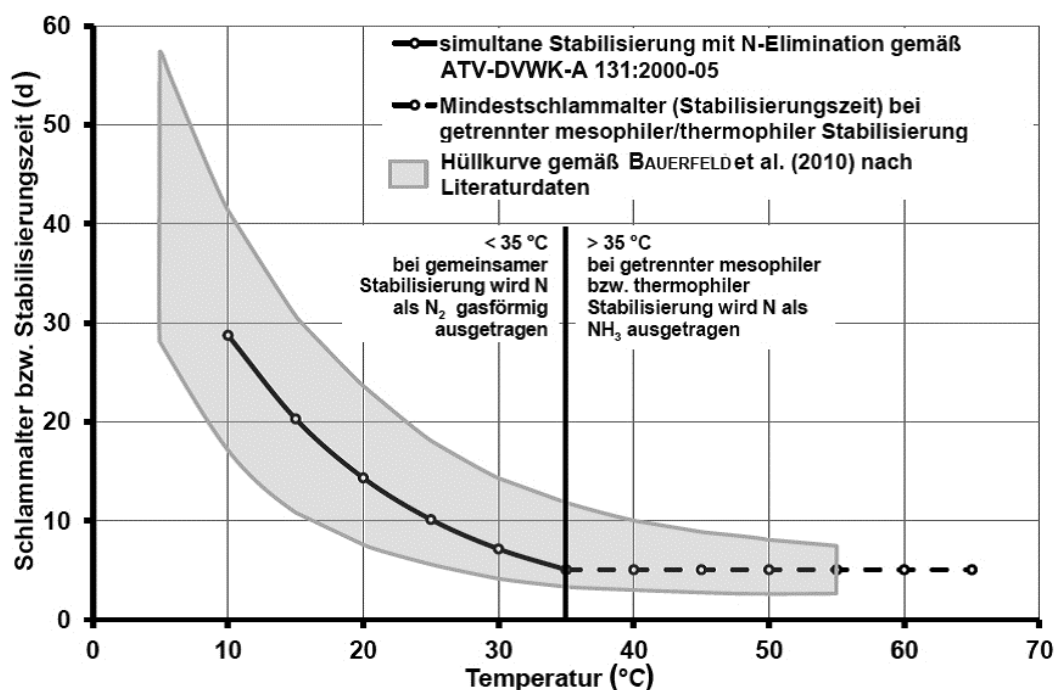


Bild 3: Aerobes Schlammalter in Abhängigkeit von der Temperatur für die gemeinsame und getrennte aerobe Schlammstabilisierung

Auch bei der aeroben Schlammstabilisierung sind zweistufige Verfahren effizienter als einstufige. Beispielsweise erreicht eine zweistufige getrennte aerob-thermophile Stabilisierung bei einem Schlammalter $t_{\text{TM,ges}} = 2 \cdot 5 \text{ d} = 10 \text{ d}$ und einer Temperatur $T \geq 40^\circ \text{C}$ einen technischer Abbaugrad $\eta_{\text{abb}} > 85 \%$ und ist in dieser Hinsicht gleichwertig mit einer Schlammfäulung. Der Schlamm ist aber schlechter entwässerbar.

4.3 Anaerobe Verfahren

ROEDIGER (1960) stellte fest, dass die Schlammfäulung auf der symbiotischen Tätigkeit verschiedener Bakterienarten beruht, nämlich der Tätigkeit fakultativ anaerober Bakterien, die hochmolekulare organische Stoffe in kleinere Bruchstücke zerlegen, und von Methanbakterien, die diese Bruchstücke im Wesentlichen in Methan und Wasser umwandeln. Später wurden besondere säurebildende Bakterien isoliert (BRYANT 1976). Neuerdings werden mindestens vier Arten von Bakterien unterschieden, die folgende Abbauschritte verrichten: Hydrolyse, Versäuerung, Acetat- und Methanbildung (siehe Bild 4). Die Methanbakterien können unterteilt werden in solche, die Acetat spalten, und andere, die Wasserstoff zu Wasser oxidieren und daraus Energie gewinnen. Etwa 30 % des CSB wird über diesen zweiten Weg abgebaut. Der erste Schritt, die von fakultativ anaeroben Bakterien enzymatisch durchgeführte Hydrolyse, limitiert die Geschwindigkeit der Schlammfäulung (ROEDIGER et al. 1990).

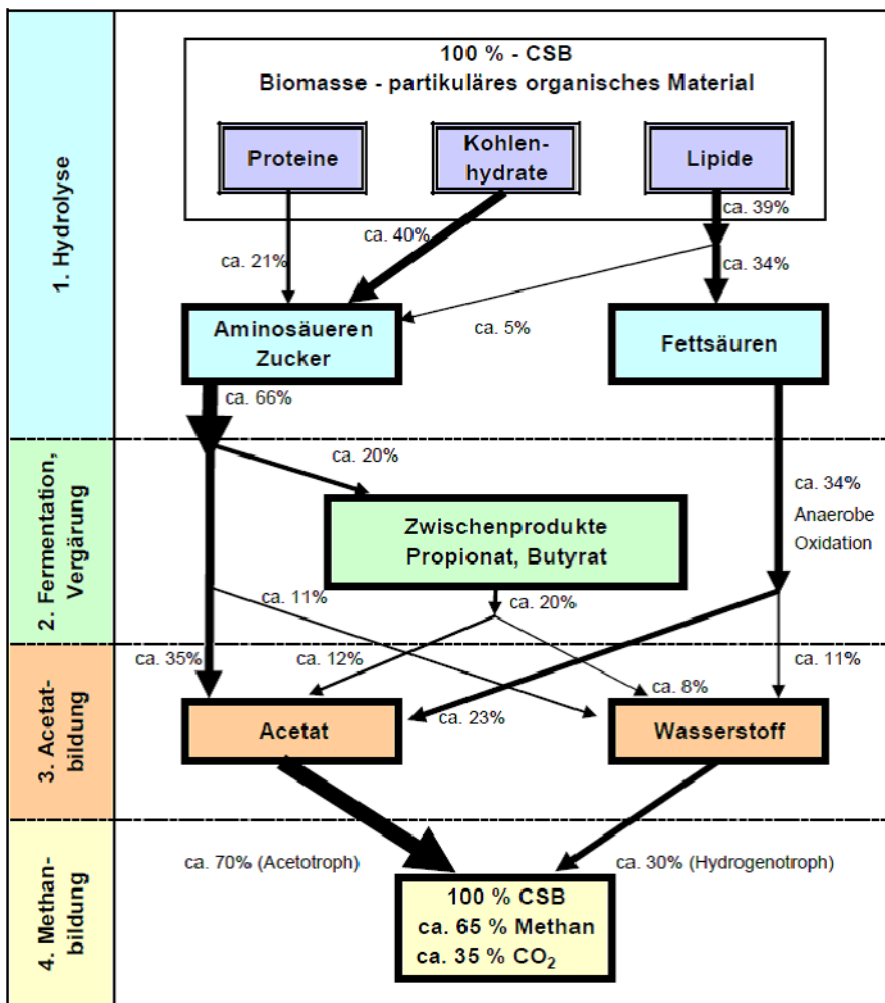


Bild 4: Abbauschema nach GUJER & ZEHNDER (1983) für die anaerobe Fäulung von kommunalem Mischschlamm; die Prozentwerte entsprechen dem Anteil des abbaubaren CSB

Es wird oft behauptet, dass ein geringes anaerobes Schlammalter zu einer die Methanbakterien beeinträchtigenden Versäuerung führen würde. Das kann für Industrieabwasser und Monosubstrate zutreffen, aber nicht für Klärschlamm, weil dieser ein sehr großes Puffervermögen gegen pH-Wert-Veränderungen hat. Für Methanbakterien hemmend wirkt die Säurekonzentration nur in Kombination mit einem pH-Wert $< 6,5$. Ein geringer pH-Wert bedeutet eine hohe Konzentration von H^+ -Ionen, die dazu führt, dass die niedermolekularen organischen Säuren (z. B. Propionsäure) in nicht-dissoziierter Form vorliegen und für die Bakterien toxisch wirken. Die Konzentration der Propionsäure sollte wesentlich geringer sein als die der Essigsäure (Acetat).

In der Praxis ist es auch unter extremen Bedingungen kaum möglich, den pH-Wert unter 6,5 absinken zu lassen, es sei denn, die Biozönose würde gehemmt. Wegen des hohen Säurebindungsvermögens ist deshalb eine Steuerung des Prozesses über den pH-Wert nicht zweckmäßig. Der pH-Wert ist zur Überwachung sogar prinzipiell ungeeignet, weil er zunächst nur gering absinkt und plötzlich stark fällt, wenn das Säurebindungsvermögen verbraucht ist. Dann kommt aber jede verfahrenstechnische Maßnahme zu spät.

Eine Trennung der Abbauphasen zum Zweck einer individuellen Optimierung der Abbaubedingungen ist bei Klärschlamm aus den genannten Gründen nicht möglich. Eine Vorversäuerung in einem Reaktor mit kurzer Verweilzeit ist zwar möglich, aber auch in diesem kann bereits Methan erzeugt werden (WECHS 1985), vermutlich durch Methanbakterien mit einer besonders hohen Wachstumsrate, z. B. *Methanobrevibacter* (ROEDIGER et al. 1990). Auch aufgrund der heterogenen Substratbeschaffenheit erscheint es nicht erfolgversprechend zu sein, diese Zielrichtung weiter zu verfolgen.

Der angeblich schnellere Abbau zweiphasiger Verfahren ist in Wirklichkeit dadurch bedingt, dass zweistufige mit einstufigen Verfahren verglichen wurden. Wie in 4.1 erklärt wurde, wird mit einem zweistufigen Verfahren wegen der günstigeren Verweilzeitverteilung ein schnellerer oder weitergehender Abbau erreicht. Diese Tatsache sollte bei größeren Kläranlagen mit mehreren Faulbehältern beachtet und genutzt werden.

Seit den 1930er Jahren hält sich die These von FAIR & MOORE (1934), dass der Zwischenbereich zwischen der mesophilen und thermophilen Faulung instabil wäre (siehe Bild 5). LOLL (1978) wies darauf hin, dass das nicht zutreffend ist. Vielfältige Praxiserfahrungen an unterschiedlichen Faulungsanlagen haben gezeigt, dass die angeblichen Temperaturoptima der anaeroben Biozönosen im praktischen Betrieb nicht eingehalten werden müssen, sondern dass die Temperatur von Faulbehältern an den Wärmehaushalt des Gesamtsystems der Kläranlage angepasst werden kann, wenn das langsam erfolgt. Im Sommer anfallende Überschusswärme kann verwendet werden, um die Temperatur im Faulbehälter

zu erhöhen. Dieser wirkt dabei als Wärmespeicher. Im Winter, wenn weniger Heizwärme zur Verfügung steht, können Faulbehälter dagegen etwas kühler betrieben werden. Bei langsamer und kontrolliert erfolgender Veränderung der Temperatur (maximal $2\text{ }^{\circ}\text{C}$ je Woche) kann sich die im Faulbehälter enthaltene Biozönose gut adaptieren. Die Abbauleistung verändert sich hierbei mit der Temperatur entsprechend Bild 5.

Gemäß der Kurven von FAIR & MOORE (1934) ist die thermophile Faulung im Vergleich zur mesophilen Faulung wesentlich schneller. Es gibt aber zahlreiche Untersuchungen, die dem widersprechen (ROEDIGER et al. 1990). Eine Extrapolation der Gleichung (2) über $40\text{ }^{\circ}\text{C}$ hinaus ist nicht zulässig, weshalb die entsprechenden Kurven in Bild 5 in diesem Bereich gestrichelt dargestellt sind. Thermophil gefaulter Schlamm enthält eine hohe Konzentration organischer Säuren, sodass er im Allgemeinen geruchsintensiv ist. Darüber hinaus enthält er viele extrazelluläre polymere Substanzen (EPS), die zu einem hohen Verbrauch polymerer Flockungsmittel zur Konditionierung vor der Entwässerung führen und das Entwässerungsergebnis negativ beeinflussen können.

Bild 5 zeigt, dass die Empfehlungen für das Schlammalter im mesophilen Betriebsbereich nur mäßig voneinander abweichen. Oberhalb von $40\text{ }^{\circ}\text{C}$ gibt es analoge Erfahrungen hinsichtlich des Mindestschlammalters (bzw. der Stabilisierungszeit) wie für die getrennte aerobe Stabilisierung. Bei einstufigen Anlagen sollte ein Schlammalter von ca. 15 Tagen nicht unterschritten werden (siehe Hüllkurve von LOLL 1978, LOLL 2003). Die Kurven für den technischen Abbaugrad gelten deshalb nicht für Temperaturen oberhalb von ca. $40\text{ }^{\circ}\text{C}$, weshalb sie gestrichelt eingezeichnet sind. Üblicherweise wird angenommen, dass die Verweilzeit des Schlammwassers und der Schlammfeststoffe identisch ist, dass also die hydraulische Verweilzeit und die Feststoffverweilzeit gleich sind. Das ist allerdings nicht immer der Fall. In Belebungsbecken ist die mittlere Feststoffverweilzeit, das Schlammalter, ein Vielfaches der Durchflusszeit. Auch in einem Faulbehälter kann das mittlere Schlammalter $t_{\text{TM,FB}} = V_{\text{FB}} \cdot C_{\text{TM,FB}} / (Q_{\text{FS}} \cdot C_{\text{TM,FS}})$ von der mittleren Faulzeit $t_{\text{FB}} = V_{\text{FB}} / Q_{\text{RS}}$ abweichen. Das ist z. B. dann der Fall, wenn

- Faulwasser aus einem Faulbehälter abgetrennt wird,
- ein Faulbehälter, z. B. der zweiten Stufe, vor dem Beschicken und Verdrängen von Faulschlamm aus dem oberen Teil des Faulbehälters nicht voll durchmischt wird, sodass Faulschlamm vor dem Verdrängen im Faulbehälter absetzen und eindicken kann oder wenn
- eingedickter Faulschlamm aus einem Nacheindicker in den Faulbehälter zurückgeführt wird.

Schlammfäulungsanlagen sind ebenso wie Belebungsanlagen nach dem Schlammalter zu bemessen. Für die Bemessung sollte der maximale gleitende Zwei-Wochen-Mittelwert des Rohschlammmanfalles verwendet werden.

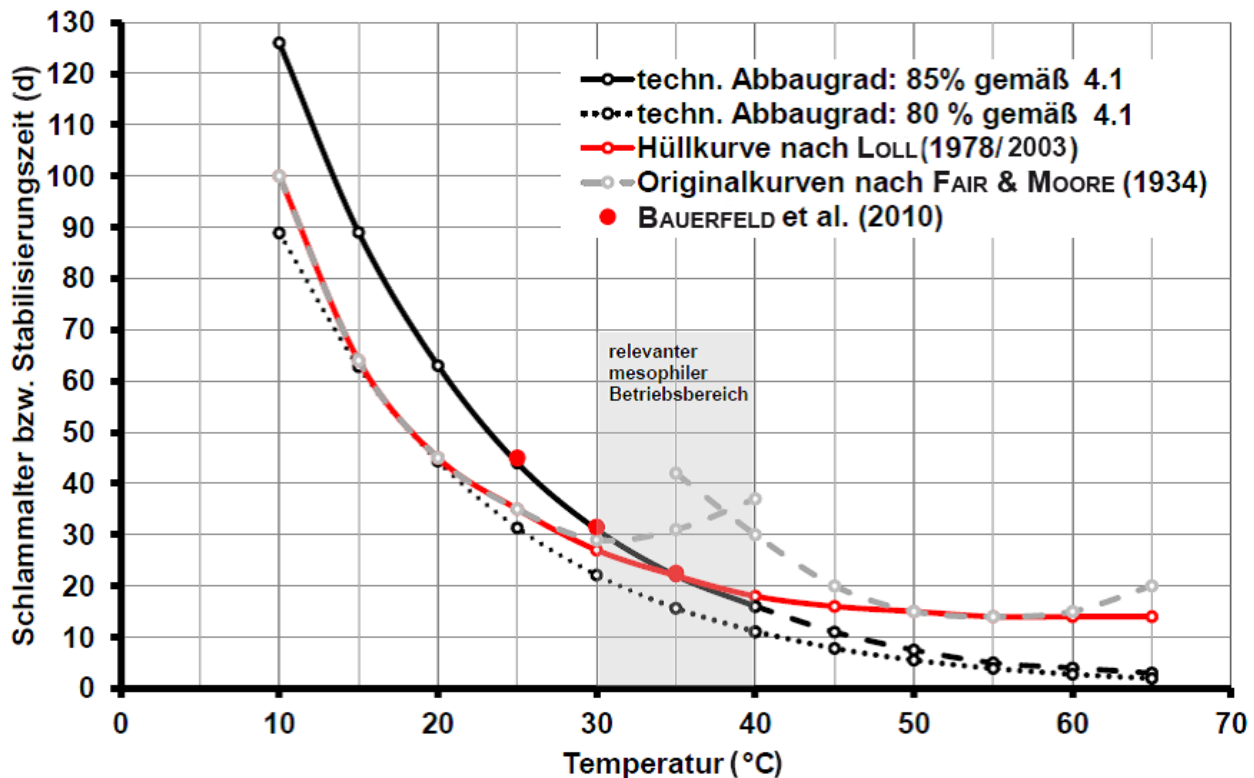


Bild 5: Erforderliches anaerobes Schlammalter zum Erreichen der technischen Faulgrenze bei der einstufigen Faulung von gemischtem Rohschlamm

Es ist ein weit verbreitetes Vorurteil, dass Methanbakterien ein hohes Schlammalter erfordern, um sich in Faulbehältern anzureichern. Es stimmt zwar, dass Methanbakterien im Vergleich zu aeroben Bakterien mit ihrer Abbautätigkeit nur relativ wenig Energie gewinnen, sodass sie sich nur vergleichsweise langsam vermehren, das trifft aber z. B. für Wasserstoff verwertende Methanbakterien nicht zu. Beispielsweise hat *Methanobrevibacter arboriphilus* bereits bei einer sehr geringen H_2 -Konzentration eine Vermehrungsrate $\mu_{\max} = 1,4 \text{ d}^{-1}$. Acetat (Essigsäure) abbauende Bakterien der Art *Methanosarcina* haben eine Vermehrungsrate $\mu_{\max} = 0,3 \text{ d}^{-1}$ und $K_S = 200 \text{ mg/l}$ Acetat (ZEHNDER & WUHRMANN 1977). K_S ist gemäß der Gleichung von Monod

$$\mu = \mu_{\max} \cdot C / (K_S + C) \quad (9)$$

die Substratkonzentration C , bei der die Vermehrungsrate 50 % von $\mu_{\max}$ beträgt. *Methanosarcina* hat bei einer Acetatkonzentration von 200 mg/l , die eine gute Ausfäulung indiziert, eine Vermehrungsrate von mindestens $0,15 \text{ d}^{-1}$, die ausreichend für ein Schlammalter von $1/0,15 \text{ d}^{-1} = 6,7 \text{ d}$ wäre. Wenn die Acetatkonzentration in der ersten Stufe einer zweistufigen Faulung 1000 mg/l beträgt, so genügt darin ein Schlammalter von ca. 4 d , um *Methanosarcina* anzureichern.

Je weiter die organische Substanz abgebaut wird, umso geringer wird der Glühverlust und umso weniger Feststoffe und insbesondere organische Feststoffe verbleiben im Faulschlamm.

Eine gut ausgerüstete und einstufige mesophil betriebene Schlammfäulungsanlage mit einem Schlammalter von 20 d erreicht bei einer Temperatur von 37°C einen technischen Abbaugrad von über 85 %. Eine zweistufige Anlage mit einem Schlammalter von $2 \cdot 7 \text{ d} = 14 \text{ d}$ erreicht bei derselben Temperatur einen technischen Abbaugrad von über 89 % (siehe Bild 1 in 4.1). Eine Erklärung und ein Rechenbeispiel für den Vorteil von zweistufigen im Vergleich zu einstufigen Verfahren sind in Anhang A zu finden.

Für üblich zusammengesetztes kommunales Abwasser kann angenommen werden, dass ca. 70 % der organischen Feststoffe im Primärschlamm und ca. 45 % im Überschussschlamm einer Belebungsanlage mit Stickstoffelimination biologisch leicht abbaubar sind. Tabelle 5 zeigt die abbauspezifische Faulgas- und Methanerzeugung für die wichtigsten Substrate. Für üblich zusammengesetzte kommunale Rohschlämme kann überschlägig angesetzt werden, dass die abbauspezifische Gaserzeugung aus den organischen Stoffen des Primärschlammes ca. $0,95 \text{ m}^3 \text{ i. N./kg}$ und die aus Überschussschlamm ca. $0,85 \text{ m}^3 \text{ i. N./kg}$ ist. Die abbauspezifische Gaserzeugung für gemischten Rohschlamm beträgt ungefähr $0,9 \text{ m}^3 \text{ i. N./kg}$ und der Methananteil ca. 64 %.

Tabelle 5: Abbauspezifische Faulgas- und Methanproduktion (Merkblatt DWA-M 363:2008-10)

Substrate	Abbauspezifische Faulgaserzeugung (m ³ i. N./kg)	Methananteil im Faulgas (%)	Abbauspezifische Methanerzeugung (m ³ i. N./kg)	Energiegehalt (MJ/kg)
Kohlenhydrate	0,83	50	0,42	15,1
Organische Fette	1,43	70	1,00	36,0
Proteine	0,72	71	0,51	18,4

Die Rückbelastung durch leicht abbaubaren CSB aus der Faulschlammmentwässerung kann vernachlässigt werden. Da mit dem Faulwasser schwer abbaubarer CSB zurückgeführt wird, können sich die CSB-Ablaufwerte der Kläranlage etwas erhöhen. Die Rückbelastung durch Phosphor ist bei Einsatz von Eisen oder Aluminiumfällmitteln mit ca. 5 % der Zulaufcharge gering. Bei Kläranlagen mit gesteigerter biologischer P-Elimination erfolgt aber im Faulbehälter eine erhöhte Rücklösung von Phosphat. Diese kann durch Ausfällungen von Magnesium-Ammonium-Phosphat (Struvit), z. B. in Rohrleitungen oder in Entwässerungsaggregaten, zu Betriebsproblemen führen. Simultan im Faulbehälter ablaufende chemisch-physikalische Refixierungsvorgänge, z. B. unter Beteiligung von Zeolithen aus Waschmitteln, können rückgelöstes Phosphat wieder binden. Kritisch ist die Rückbelastung durch Stickstoff, die im Extremfall bis zu 30 % der Zulaufcharge betragen kann, üblicherweise aber zwischen 10 % und 20 % liegt. Die Stickstoff-Rückbelastung durch Ammonium ist ungefähr proportional zum Abbaugrad der organischen Feststoffe.

5 Einflussfaktoren auf die Anlagenbemessung

5.1 Rohschlammfall- und -beschaffenheit

5.1.1 Allgemeines

Für die Bemessung von Anlagen zur getrennten biologischen Schlammstabilisierung ist die Kenntnis des derzeitigen und zukünftigen Rohschlammfall hinsichtlich seiner Menge und Beschaffenheit von grundlegender Bedeutung. Dies gilt zum einen für die mittlere Belastung der Schlammstabilisierungsanlage mit TM- und oTM-Tagesfrachten und zum anderen für kurz- und mittelfristige Schwankungen und Zusatzfrachten infolge externer und interner Faktoren. Zu den externen Faktoren zählen Niederschlagsereignisse, saisonal arbeitendes Gewerbe und Industrie, Tourismus sowie die Annahme von Fremdschlämmen. Bei den internen Faktoren handelt es sich insbesondere um zusätzlich anfallende Frachten durch Rückbelastung der Kläranlage aus der Schlammbehandlung.

Oft wird der Anfall und die Beschaffenheit des Rohschlammes der sogenannten „Schlammliste“ von IMHOFF et al. (2009) entnommen, die für verschiedene Verfahren der Abwasserbehandlung einwohnerbezogene TM-Frachten, Volumina, Trockenrückstände (TR) und Glühverluste (GV) enthält. Dabei wurde bisher regelmäßig übersehen, dass sich deren Werte auf Unterschreitungshäufigkeiten der Tagesfrachten von 85 % (85-Perzentile) beziehen. Außerdem sind die Werte der „Schlammliste“ stark pauschalisiert.

Es passt nicht zusammen, dass einerseits die Zahl der EW aus Betriebswerten unter Annahme einer mittleren CSB-Tagesfracht von 120 g/(E·d) ermittelt wird, andererseits aber gemäß dem Arbeitsblatt ATV-DVWK-A 131 als Ersatz für eine ermittelte 85-Perzentile der CSB-Fracht derselbe Wert von 120 g/(E·d) anzusetzen ist.

Im Folgenden wird ein differenzierterer Ansatz zur Ermittlung des Basis-Schlammanfalles vorgelegt, um in Abhängigkeit vom Verfahren und den Betriebsbedingungen der Abwasserbehandlung die maßgebenden TM- und oTM-Frachten sowie erforderliche Zuschläge systematisch ermitteln zu können. Der für die Bemessung anzusetzende Rohschlammanfall ergibt sich als Summe des Basis-Schlammanfalles und der erforderlichen Zuschläge infolge externer und interner Faktoren.

5.1.2 Basis-Schlammanfall

Sofern möglich, sollten Menge und Beschaffenheit der anfallenden Schlämme durch Messungen bestimmt werden. Ersatzweise sind sie zu schätzen.

Primärschlamm (PS) fällt in der Vorklärung an. Seine Feststofffracht B_{TM} ist abhängig vom Feststoff-Abscheidegrad, der wiederum abhängig ist von der Durchflusszeit der Vorklärung bei Trockenwetter $t_{VK,T,max2hM}$. Diese wird aus dem maximalen 2-Stunden-Durchfluss bei Trockenwetter berechnet. Typische Abscheidegrade in Abhängigkeit von dieser Durchflusszeit sind dem Arbeitsblatt ATV-DVWK-A 131:2000-05 zu entnehmen. Dieses Arbeitsblatt gibt auch typische einwohnerbezogene Tagesfrachten im Rohabwasser an, die mit einer Wahrscheinlichkeit von 85 % unterschritten werden, es handelt sich also um 85-Perzentile. Die Mediane der Tagesfrachten (50-Perzentile) betragen jedoch typischerweise nur knapp 80 % dieser Werte. Der Trockenrückstand (TR) des aus der Vorklärung unvermischt mit zurückgeführtem Überschussschlamm (ÜS) abgezogenen Primärschlammes (PS) liegt zwischen 2 % und 8 %. Da aber ein Abzug aus dem Vorklärbecken mit gleichmäßig hohem Trockenrückstand nur selten gelingt und seine Feststofffracht nur schlecht zu kontrollieren ist, wird eine separate Eindickung des Primärschlammes empfohlen. Sein Glühverlust (GV) liegt üblicherweise zwischen 70 % und 90 %, ist allerdings davon abhängig, ob das Einzugsgebiet im Misch- oder Trennsystem entwässert wird und wie gut der jeweilige Sandfang mineralische Partikel abscheidet.

Überschussschlamm (ÜS) setzt sich zusammen aus:

- $\ddot{U}S_C$, der bei der biologischen Abwasserbehandlung erzeugt wird,
- $\ddot{U}S_{extC}$, der bei der Denitrifikation aus dosiertem leicht abbaubarem Substrat zusätzlich aufgebaut wird,
- $\ddot{U}S_{BioP}$, der die Erhöhung der Biomasse bei gesteigerter biologischer Phosphatelimination durch Einlagerung von Phosphaten, insbesondere in Form des energiereichen Adeninriphosphats (ATP) berücksichtigt, sowie

- $\ddot{U}S_{Fall}$, der bei der chemischen Phosphatfällung mit drei- oder zweiwertigem Eisen oder Aluminiumsalzen als Fällungsschlamm entsteht.

Der Anfall dieser Bestandteile der Überschussschlämme kann gemäß Arbeitsblatt ATV-DVWK-A 131:2000-05 berechnet werden. Diese Berechnungen basieren aber ebenfalls auf 85-Perzentilen, sodass im Jahresmittel wesentlich weniger Überschussschlamm anfällt. Je kälter das Abwasser ist, desto mehr Überschussschlamm fällt tendenziell an, und umgekehrt. Für die Bemessung der Schlammbehandlung wird deshalb empfohlen, den ÜS-Anfall bei einer Abwassertemperatur von 10 °C anzusetzen. Wegen des großen Puffervermögens für Überschussschlamm in Belebungsanlagen sind keine weiteren Zuschläge erforderlich.

Der ÜS-Anfall im Jahresmittel sollte aber auf Basis der Medianwerte der Frachten (50-Perzentile) berechnet werden, indem die Werte für 10 °C und 20 °C einfach und die Werte für 15 °C doppelt gewichtet werden.

Aufgrund der Bildung von H^+ -Ionen bei der Simultanfällung mit sauren Metallsalzen wird unter Umständen eine Korrektur des pH-Wertes erforderlich. Wenn diese durch Zugabe von Kalkhydrat erfolgt, kann davon ausgegangen werden, dass dieses nahezu vollständig dissoziiert, sodass kein zusätzlicher Fällungsschlamm anfällt. Bei einer vorgeschalteten oder simultan erfolgenden Kalkfällung muss jedoch entsprechend der gewählten Dosierung mit zusätzlichem Fällungsschlamm in Form von Kalziumkarbonat oder Kalziumphosphat gerechnet werden. Beim Einsatz von Feinkreide zur Stützung des Kalk-Kohlensäure-Gleichgewichtes im belebten Schlamm wird ein mehr oder weniger großer Anteil des eingesetzten Produktes gelöst, der Rest verbleibt im Schlamm.

Flockungsfiltrationsschlamm (FFS) aus einer dem biologischen Reinigungsteil nachgeschalteten Flockungsfiltration setzt sich aus Fällungsprodukten und zurückgehaltenen biologischen Flocken zusammen. Der Anfall von Fällschlamm wird in Abhängigkeit von der Art und Dosierung des Fällungsmittels aus den gebildeten Phosphaten und Hydroxiden berechnet, z. B. entstehen je g dosiertem Eisen ca. 2,5 g TM (Arbeitsblatt ATV-DVWK-A 131:2000-05). Wenn der Abfluss aus dem Nachklärbecken noch 1 mg/l Phosphor enthält und Eisen mit einem stöchiometrischen Verhältnis $\beta = 1,5$ dosiert wird, entsteht ein zusätzlicher Schlammanfall von ca. 1,5 g/(E·d). Wenn 20 mg/l Belebtschlammflocken zurückgehalten werden, kann ein Schlammanfall von 3 g/(E·d) angesetzt werden. Der Schlammanfall aus der Flockungsfiltration beträgt dann zusammen ca. 4,5 g/(E·d) und der Glühverlust ca. 50 %.

Bei einer nachgeschalteten Filtration ohne Zugabe von Fäll- oder Flockungsmitteln ist der Schlammanfall entsprechend geringer.

Tropf und Tauchkörperschlamm (TKS) ist im Vergleich zu Überschussschlamm aus Belebungsanlagen kompakter und besser absetzbar. Gemäß Arbeitsblatt ATV-DVWK-A 281:2001-09 wird mit einem Schlammanfall von ca. 0,75 kg TM je kg eliminiertem BSB₅ gerechnet. Hierbei wird angenommen, dass es sich um nitrifizierende Tauch- oder Tropfkörper ohne vorgeschaltete Denitrifikation handelt und dass die Durchflusszeit im Vorklärbecken $t_{VK,T,max2hM}$ etwa 2,0 h beträgt. Der auf die 85-Perzentilen der Zulaufkraft bezogene Schlammanfall beträgt dann ca. 30 g/(E·d). Im Jahresmittel kann ein Schlammanfall von ca. 24 g/(E·d) angesetzt werden.

Tabelle 6 enthält Werte für den Anfall und die Beschaffenheit des Rohschlammes (Basis-Schlammanfall) in Abhängigkeit von dem bei der Abwasserbehandlung eingesetzten Verfahren und dessen Betriebsbedingungen. Die in Tabelle 6 enthaltenen Werte wurden gemäß Arbeitsblatt ATV-DVWK-A 131:2000-05 berechnet.

In Tabelle 6 wurde auch die Faulgasproduktion aufgenommen, die im Jahresmittel $q_{n,FG,E,d} \approx 20 \text{ l i. N.}/(E \cdot d)$ beträgt.

Tabelle 6: Anfall und Beschaffenheit von Schlämmen in Abhängigkeit von Verfahren und Betriebsbedingungen; berechnet gemäß ATV-DVWK-A 131:2000-05 für 85- und 50-Perzentile der Frachten im Rohabwasser

Verfahren und Betriebsbedingungen	Schlammart	Schlammanfall und -beschaffenheit bei unterschiedlicher Unterschreitungshäufigkeit der Rohabwasserfracht						
		$b_{TM,E,d}$ (g/(E·d))		TR (%)	GV (%)		$q_{E,d}$ (l/(E·d))	
		85- Perzentile	50- Perzentile		85- Perzentile	50- Perzentile	85- Perzentile	50- Perzentile
Vorklärung ¹⁾ $t_{VK} = 0,5 \text{ h}$ $t_{VK} = 1,0 \text{ h}$ $t_{VK} = 2,0 \text{ h}$	Primär- schlamm PS	30 ²⁾ 35 ²⁾ 40 ²⁾	24 ³⁾ 28 ³⁾ 32 ³⁾	3 – 6 3 – 6 3 – 6	75 ¹⁾ 75 ¹⁾ 75 ¹⁾		0,8 0,9 1,0	0,6 0,7 0,8
Belebungsverfahren BSB-Elimination $t_{TS,Bem} = 5 \text{ d}; T_{Bem} = 12 \text{ °C}^{9)}$ $t_{VK} = 0,5 \text{ h}; T = 10 \text{ °C}$ $t_{VK} = 0,5 \text{ h}; T = 15 \text{ °C}$ $t_{VK} = 0,5 \text{ h}; T = 20 \text{ °C}$ $t_{VK} = 1,0 \text{ h}; T = 10 \text{ °C}$ $t_{VK} = 1,0 \text{ h}; T = 15 \text{ °C}$ $t_{VK} = 1,0 \text{ h}; T = 20 \text{ °C}$ $t_{VK} = 2,0 \text{ h}; T = 10 \text{ °C}$ $t_{VK} = 2,0 \text{ h}; T = 15 \text{ °C}$ $t_{VK} = 2,0 \text{ h}; T = 20 \text{ °C}$ N-Elimination $t_{TS,Bem} = 10 \text{ d}; T_{Bem} = 12 \text{ °C}^{9)}$ $t_{VK} = 0,5 \text{ h}; T = 10 \text{ °C}$ $t_{VK} = 0,5 \text{ h}; T = 15 \text{ °C}$ $t_{VK} = 0,5 \text{ h}; T = 20 \text{ °C}$ $t_{VK} = 1,0 \text{ h}; T = 10 \text{ °C}$ $t_{VK} = 1,0 \text{ h}; T = 15 \text{ °C}$ $t_{VK} = 1,0 \text{ h}; T = 20 \text{ °C}$ $t_{VK} = 2,0 \text{ h}; T = 10 \text{ °C}$ $t_{VK} = 2,0 \text{ h}; T = 15 \text{ °C}$ $t_{VK} = 2,0 \text{ h}; T = 20 \text{ °C}$	Überschuss- schlamm $\ddot{U}S =$ $\ddot{U}S_C +$ $\ddot{U}S_{extC} +$ $\ddot{U}S_{p,BioP} +$ $\ddot{U}S_{p,Fäll,Fe}$	55,8 52,3 49,3 ⁴⁾ 50,1 46,8 44,1 ⁴⁾ 43,7 41,4 39,0 ⁴⁾ 48,6 50,0 ⁵⁾ 43,4 43,3 46,1 ⁵⁾ 38,7 38,1 42,1 ⁵⁾ 34,6 ⁵⁾	42,5 40,0 ⁴⁾ 37,7 ⁴⁾ 38,0 35,8 ⁴⁾ 33,7 ⁴⁾ 33,6 31,6 ⁴⁾ 29,7 ⁴⁾ 37,2 35,3 ⁵⁾ 33,5 ⁵⁾ 33,1 32,9 ⁵⁾ 30,7 ⁵⁾ 29,1 30,3 ⁵⁾ 28,3 ⁵⁾	0,6 – 0,8 0,6 – 0,8 0,6 – 0,8 0,6 – 0,8 0,6 – 0,8 0,6 – 0,8 0,6 – 0,8 0,6 – 0,8 0,6 – 0,8 0,6 – 0,8 0,6 – 0,8 0,6 – 0,8 0,6 – 0,8 0,6 – 0,8 0,6 – 0,8 0,6 – 0,8 0,6 – 0,8 0,6 – 0,8	77 75 74 76 75 73 76 74 73 73 74 ⁵⁾ 70 73 74 ⁵⁾ 70 72 75 ⁵⁾ 69	76 75 73 76 74 73 75 74 72 73 71 70 72 72 ⁵⁾ 70 ⁵⁾ 71 73 ⁵⁾ 71 ⁵⁾	8,0 7,5 7,0 7,2 6,7 6,3 6,2 5,9 5,6 6,9 7,1 6,2 6,2 6,6 5,5 5,4 6,0 4,9	6,1 5,7 5,4 5,4 5,1 4,8 4,8 4,5 4,2 5,3 5,0 4,8 4,7 4,7 4,4 4,2 4,3 4,0

Tabelle 6 (Ende)

Verfahren und Betriebsbedingungen	Schlammart	Schlammfall und -beschaffenheit bei unterschiedlicher Unterschreitungshäufigkeit der Rohabwasserfracht						
		$b_{TM,E,d}$ (g/(E·d))		TR (%)	GV (%)		$q_{E,d}$ (l/(E·d))	
		85-Perzentile	50-Perzentile		85-Perzentile	50-Perzentile	85-Perzentile	50-Perzentile
N-Elimination $t_{TS,Bem} = 15 \text{ d}; T_{Bem} = 12 \text{ °C}^{(9)}$ $t_{VK} = 0,5 \text{ h}; T = 10 \text{ °C}$ $t_{VK} = 0,5 \text{ h}; T = 15 \text{ °C}$ $t_{VK} = 0,5 \text{ h}; T = 20 \text{ °C}$ $t_{VK} = 1,0 \text{ h}; T = 10 \text{ °C}$ $t_{VK} = 1,0 \text{ h}; T = 15 \text{ °C}$ $t_{VK} = 1,0 \text{ h}; T = 20 \text{ °C}$ $t_{VK} = 2,0 \text{ h}; T = 10 \text{ °C}$ $t_{VK} = 2,0 \text{ h}; T = 15 \text{ °C}$ $t_{VK} = 2,0 \text{ h}; T = 20 \text{ °C}$		47,2 44,6 42,4 42,0 39,7 37,8 36,9 35,9 ⁵⁾ 33,5 ⁵⁾	36,1 34,3 32,8 32,2 31,7 ⁵⁾ 29,8 ⁵⁾ 28,2 29,2 ⁵⁾ 27,4 ⁵⁾	0,6 – 0,8 0,6 – 0,8 0,6 – 0,8 0,6 – 0,8 0,6 – 0,8 0,6 – 0,8 0,6 – 0,8 0,6 – 0,8 0,6 – 0,8	73 71 69 72 70 69 71 70 ⁵⁾ 68 ⁵⁾	72 70 69 71 71 ⁵⁾ 69 ⁵⁾ 71 72 ⁵⁾ 70 ⁵⁾	6,7 6,4 6,1 6,0 5,7 5,4 5,3 5,1 4,8	5,2 4,9 4,7 4,6 4,5 4,3 4,0 4,2 3,9
Gemeinsame aerobe Stabilisierung $t_{TS,Bem} = 25 \text{ d}; T_{Bem} = 10 \text{ °C}$ $t_{VK} = 0 \text{ h}; T = 10 \text{ °C}$ $t_{VK} = 0 \text{ h}; T = 15 \text{ °C}$ $t_{VK} = 0 \text{ h}; T = 20 \text{ °C}$		64,4 62,0 60,2	50,0 48,4 47,2	0,6 – 0,8 0,6 – 0,8 0,6 – 0,8	70 68 67	69 68 67	9,2 8,9 8,6	7,2 6,9 6,8
Oben bereits enthalten: Denitrifikation mit externem C ⁶⁾ Biologische P-Elimination ⁶⁾ Simultanfällung mit Fe ⁶⁾ Simultanfällung mit Al ⁶⁾	$\ddot{U}S_{extC}^{5)}$ $\ddot{U}S_{BioP}^{9)}$ $\ddot{U}S_{P,Fäll,Fe}^{7)}$ $\ddot{U}S_{P,Fäll,Al}^{7)}$	0 – 10 1,5 – 2,3 2,1 – 3,1 1,6 – 2,4	0 – 2,5 1,2 – 1,8 1,5 – 2,3 1,2 – 1,8		> 95 > 95 < 5			
Flockungsfiltration mit Fe	FFS ^{10) 13)}	5,0	4,0	ca. 0,8	ca. 50		0,6	0,5
Tropf- und Tauchkörper	TKS _C	ca. 30	ca. 24	0,8 - 1,0	ca. 65		3,3	2,7
Schlammfäulung ¹¹⁾ Faulgasproduktion ¹³⁾ [l i. N./(E·d)]	FS FG	48 – 54 ⁵⁾ 22 – 29 ⁵⁾	37 – 41 ⁵⁾ 18 – 23 ⁵⁾	3 – 5 ¹²⁾	56 – 65 ⁵⁾	56 – 61	1,2 – 1,3	ca. 1,0

ANMERKUNGEN

1) Die Durchflusszeit durch die Vorklärung t_{VK} bezieht sich auf den maximalen Zweistundenmittelwert des Durchflusses bei Trockenwetter. Eine gute Funktion des Sandfangs wird vorausgesetzt, sodass der PS einen hohen GV hat.

2) Typische 85-Perzentile der Frachten und deren Elimination in der Vorklärung nach Arbeitsblatt ATV-DVWK-A 131:2000-05.

3) 50-Perzentile mit 80 % der 85-Perzentile angesetzt.

4) Es erfolgt eine Stickstoffelimination durch Nitrifikation und Denitrifikation.

5) Steigerung der Denitrifikation durch Zugabe von leicht abbaubarem CSB (externem Kohlenstoff , extC), z. B. von Methanol, mit einem stöchiometrischen Dosierverhältnis $\beta = 1,35$; hierdurch wird $\ddot{U}S$ und der GV erhöht. Zugabe von extC ist stets erforderlich bei $t_{TS} = 10 \text{ d}$ (unabhängig von t_{VK}); die Zugabe steigt mit der Belastung und sinkt mit zunehmender Temperatur und kürzerem t_{VK} . Spitzenwerte von FS, FG und GV_{FS} bei Zugabe von extC.

6) Im $\ddot{U}S$ enthalten.

7) Sichere Einhaltung des Überwachungswertes $P_{ges} = 1,0 \text{ mg/l}$; $\beta = 1,5$. Bei nachgeschalteter Flockungsfiltration kann β bei der Simultanfällung von $\beta = 1,5$ auf z. B. $\beta = 1,2$ vermindert werden, sodass die Fällmitteldosierung und damit der Anfall von Fällschlamm insgesamt sogar geringer sein kann. $\ddot{U}S_{P,Fäll}$ ist bei Einsatz von Al um ca. 22 % geringer als bei Einsatz von Fe.

8) Bei $T_{Bem} = 10 \text{ °C}$ ist $\ddot{U}S$ um ca. 4 % bis 6 % geringer und V_{BB} entsprechend größer.

9) Gesteigerte biologische P-Elimination durch Rückführung des Rücklaufschlammes in ein vorgeschaltetes Anaerobbecken für alle Varianten. Ohne Bio-P-Elimination steigen der Fällmittelverbrauch und $\ddot{U}S_{P,Fäll}$ um den Faktor 2 bis 3.

10) $C_{TS,AN} = 15 \text{ mg/l}$ und $C_{P,AN} = 1 \text{ mg/l}$; Bei $q_{E,d} = 200 \text{ l/(E·d)}$ sind $b_{TS,AN,E,d} = 3 \text{ g/(E·d)}$ und $b_{P,AN,E,d} = 0,2 \text{ g/(E·d)}$. Zugabe von Fe mit $\beta = 1,5$.

11) Mit N- und P-Elimination. Technische Faulgrenze $\eta_{abb} = 85 \text{ %}$ für Bemessung und $\eta_{abb} = 87 \text{ %}$ für Jahresmittel; 70 % der oTM im PS leicht abbaubar (unabhängig von t_{VK}); 40 % bis 50 % der oTM im $\ddot{U}S$ leicht abbaubar, invers abhängig von $t_{TS,BB}$.

12) Statische Eindickung des PS auf $TR_{PS} \approx 4 \text{ %}$ und maschinelle Eindickung des $\ddot{U}S$ auf $TR_{US} \approx 7 \text{ %}$. $TR_{RS} = 5 \text{ %}$ bis 6 % und $TR_{FS} = 3 \text{ %}$ bis 4 %. Im zweiten Faulbehälter einer zweistufigen Fäulung oder im Nacheindicker kann Faulwasser abgetrennt werden, sodass TR_{FS} ggf. auf 4 % bis 5 % erhöht werden kann.

13) Abbauspezifische Gasproduktion von 0,95 m³ i. N./kg für PS und 0,85 m³ i. N./kg für PS für $\ddot{U}S$. Obere Werte bei Zugabe von extC.

Tabelle 7 enthält Werte für den Anfall und Glühverlust von Schlamm im Jahresmittel. Anlagen mit getrennter Schlammstabilisierung wurden hierbei auf $t_{VK,T,max2hM} = 1$ h und $t_{TS,BB} = 12,5$ d bemessen. Im Gegensatz zur Schlammliste nach IMHOFF et al. (2009) ist die Bilanz für die mineralischen Feststoffe schlüssig. Der geringfügig größere Anfall mineralischer Feststoffe im Faulschlamm ist auf die etwas höhere erforderliche Fällmitteldosierung zurückzuführen.

CSB-Bilanzen

Für eine Anlage mit Schlammfäulung kann die folgende CSB-Bilanz für Jahresmittelwerte aufgestellt werden. Hierbei wird ein CSB/oTM-Verhältnis von 1,7 angesetzt:

- Mittlere CSB-Fracht im Rohabwasser:
 $120 \text{ g}/(\text{E} \cdot \text{d}) \cdot 80 \% = 96 \text{ g}/(\text{E} \cdot \text{d})$
- Mittlere CSB-Fracht im Faulgas:
 $20 \text{ l}/(\text{E} \cdot \text{d}) \cdot 65 \% \cdot 2,86 \text{ g/l} \approx 37 \text{ g}/(\text{E} \cdot \text{d})$
- Mittlere CSB-Fracht im Faulschlamm:
 $22 \text{ g oTM}/(\text{E} \cdot \text{d}) \cdot 1,7 \text{ g CSB/g oTM} \approx 37 \text{ g}/(\text{E} \cdot \text{d})$
- Mittlere CSB-Fracht im Abfluss NKB:
 $175 \text{ l}/(\text{E} \cdot \text{d}) \cdot 27 \text{ mg/l} \approx 5 \text{ g}/(\text{E} \cdot \text{d})$
- Mittlere im Belebungsbecken oxidierte CSB-Fracht:
 $(96 - 37 - 37 - 5) \text{ g}/(\text{E} \cdot \text{d}) = 17 \text{ g}/(\text{E} \cdot \text{d})$

Für eine Anlage mit gemeinsamer aerober Stabilisierung ergibt sich folgende CSB-Bilanz:

- Mittlere CSB-Fracht im Rohabwasser:
 $120 \text{ g}/(\text{E} \cdot \text{d}) \cdot 80 \% = 96 \text{ g}/(\text{E} \cdot \text{d})$
- Mittlere CSB-Fracht im aerob stabilisierten Schlamm:
 $32,5 \text{ g oTM}/(\text{E} \cdot \text{d}) \cdot 1,7 \text{ g CSB/g oTM} \approx 55 \text{ g}/(\text{E} \cdot \text{d})$
- Mittlere CSB-Fracht im Abfluss Nachklärbecken:
 $175 \text{ l}/(\text{E} \cdot \text{d}) \cdot 25 \text{ mg/l} \approx 4 \text{ g}/(\text{E} \cdot \text{d})$
- Mittlere im Belebungsbecken oxidierte CSB-Fracht:
 $(96 - 55 - 4) \text{ g}/(\text{E} \cdot \text{d}) = 37 \text{ g}/(\text{E} \cdot \text{d})$

Bei der Berechnung gemäß Arbeitsblatt ATV-DVWK-A 131:2000-05 beträgt der Sauerstoffverbrauch OV_C im Jahresmittel jeweils ca. $44 \text{ g}/(\text{E} \cdot \text{d})$ bzw. $63 \text{ g}/(\text{E} \cdot \text{d})$. Diese Werte sind um die Faktoren 2,6 bzw. 1,7 höher als die Werte aus der obigen CSB-Bilanz. Diese Erkenntnis entspricht der praktischen Erfahrung, dass Belüftungsanlagen mit dem Arbeitsblatt ATV-DVWK-A 131:2000-05 tendenziell zu groß bemessen werden. Deshalb wird empfohlen, bei der Bemessung von Belebungsanlagen die im Arbeitsblatt ATV-DVWK-A 131:2000-05 aufgezeigte alternative Bemessung auf Basis der CSB-Bilanz zu wählen.

Tabelle 7: Menge und Zusammensetzung der Schlämme im Jahresmittel, berechnet als gewichtete Mittelwerte auf Basis der Tabelle 6

	$b_{TM,E,d}$ (g/(E·d))	$b_{mTM,E,d}$ (g/(E·d))	$b_{oTM,EW,d}$ (g/(E·d))	GV (%)	$b_{oTM,abb,E,d}$ (g/(E·d))
Primärschlamm (PS)	28	7	21	75	15
Überschussschlamm (ÜS)	32	9	23	72	10
Rohschlamm (RS)	60	16*	44	73	25
Faulschlamm (FS)	38	16*	22	58	3,5
Aerob stabilisierter Schlamm (ASS)	49	15,5	33,5	68	13
Faulschlamm (FS)/Aerob stabilisierter Schlamm (ASS)	78 %	103 %	66 %		27 %
ANMERKUNG					
*) Bei Anlagen mit Schlammfäulung ist eine etwas höhere Dosierung von Fällmittel zur P-Elimination erforderlich als bei Anlagen mit gemeinsamer aerober Stabilisierung.					

Aus aerob stabilisiertem Schlamm könnten bei seiner vollständigen Ausfäulung theoretisch noch bis zu ca. 11 l i. N. / (E-d) Faulgas erzeugt werden. Wenn simultan aerob stabilisierter Schlamm bei seiner Stapelung oder Lagerung anaerob wird, könnten also bis zu 7 l i. N. / (E-d) Methan emittiert werden. Insbesondere dann, wenn der Schlamm bei ungenügender Belüftung nicht ausreichend aerob stabilisiert wurde, kann wegen seines noch vorhandenen Abbaupotenzials eine erhebliche Gasbildung erfolgen, die mit der Emission von Geruch und Treibhausgasen verbunden ist. Deshalb wird empfohlen, geeignete Maßnahmen zur Unterbindung der Gasbildung oder zum Auffangen und Behandeln des Gases in Betracht zu ziehen.

Der Glühverlust ist im Gegensatz zum Abbaugrad kein hinreichendes Kriterium zur Beurteilung der Qualität der Stabilisierung, weil er nicht nur vom Abbaugrad sondern auch stark vom Gehalt mineralischer Feststoffe (z. B. Sand), vom Salzgehalt und dem Einsatz mineralischer Fällmittel abhängt.

5.1.3 Zuschläge auf den Basis-Schlammanfall

5.1.3.1 Zusätzliche Frachten durch Niederschlag

Fläche, Topografie und Geologie des Einzugsgebietes sowie die Qualität des jeweiligen Entwässerungssystems haben einen großen Einfluss auf erforderliche Zuschläge beim Schlammanfall.

In der Kanalisation abgelagerte Feststoffe werden bei Starkregen mobilisiert und führen zu Stoßbelastungen in der Kläranlage. Das Ausmaß dieser Stoßfrachten ist abhängig von der Qualität des Kanalnetzes (z. B. ob es sich um ein Misch- oder Trennsystem handelt), seiner Bemessung und Gestaltung sowie insbesondere seines Betriebes. Geruchs-, Toxizitäts- und Korrosionsprobleme können durch automatisierte Schwallspülungen vermieden und Stoßfrachten vermindert werden.

Da es sich bei wieder aufgewirbelten Ablagerungen um gut sedimentierbare und überwiegend mineralische Feststoffe handelt, erhöht sich hierdurch insbesondere der Primärschlammanfall, sein Trockenrückstand und Glührückstand.

Außerdem ist die separate Regenwasserbehandlung zu berücksichtigen. In Regenbecken werden Feststoffe zurückgehalten, die in der Regel später zur Kläranlage gelangen. Allerdings ist hierbei eine zeitliche Steuerung möglich, sodass diese Frachten dann zugegeben werden können, wenn die Belastung der Kläranlage gering ist.

Zur Bemessung der Anlagen werden vorzugsweise Betriebsdaten von bestehenden Entwässerungssystemen und Kläranlagen ausgewertet. Es kann hilfreich sein, Daten vergleichbarer Einzugsgebiete mit ähnlichen Bedingungen zu erheben. Falls auch das nicht möglich ist, wird für Mischsysteme ein Zuschlag von 15 % bis 25 % auf den PS-Anfall empfohlen. Bei partiellen oder modifizierten Mischsystemen kann der Zuschlag vermindert werden. Hierbei ist allerdings zu berücksichtigen, dass nur gering verschmutztes Niederschlagswasser getrennt abgeleitet wird. Stark verschmutztes Niederschlagswasser gelangt weiterhin in den Mischwasserkanal. Deshalb sollte der Zuschlag infolge von Niederschlägen unterproportional zur angeschlossenen befestigten Fläche an der Gesamtfläche vermindert werden.

Für Einzugsgebiete mit Trennsystem kann der Zuschlag deutlich vermindert werden, weil mit weniger Ablagerungen in der Kanalisation gerechnet werden kann.

Der Zuschlag erfolgt nur auf den Anfall von Primärschlamm und auch nur für die Bemessung der Schlammbehandlung. Der Einfluss von Niederschlägen auf den ÜS-Anfall kann wegen des großen Puffervermögens von Belebungsanlagen vernachlässigt werden. Jahresmengen sollten ohne Zuschlag ermittelt werden.

5.1.3.2 Saisonale Belastungen

Der Anfall von Primär- und Überschussschlamm kann saisonal stark erhöht sein, wenn sich im Einzugsgebiet Betriebe befinden, die in Kampagnen betrieben werden (z. B. Nahrungsmittelerzeuger oder Weinbaubetriebe). Es gibt auch Einzugsgebiete, deren Frachten infolge von Tourismus stark schwanken. Derartige Spitzenfrachten müssen bei der Bemessung von Schlammbehandlungsanlagen besonders berücksichtigt werden. Wenn die Spitzenfrachten nicht nur kurzfristig auftreten, sondern die Größenordnung des Schlammalters in der Belebungsanlage erreichen, führt das auch zu einem saisonal erhöhten Anfall von Überschussschlamm. Allerdings ist es möglich, vorübergehend einen etwas schlechteren Stabilisierungsgrad in Kauf zu nehmen, wenn die Saison nicht allzu lang ist. Für die Ermittlung von Jahresmengen wird empfohlen, den Schlammanfall getrennt für die Saison und außerhalb der Saison zu betrachten und gewichtet zu summieren.

5.1.3.3 Rückbelastungen

In Tabelle 6 (siehe 5.1.1) wurde die N-Rückbelastung in Form von Ammonium bei einer Schlammfäulung bereits berücksichtigt. Andere Rückbelastungen durch abgetrenntes und rückgeführtes Schlammwasser, z. B. durch TM, BSB und P sind vergleichsweise gering und wurden deshalb vernachlässigt. Insbesondere dann, wenn eine Phosphatfällung mit Eisensalzen betrieben wird, erfolgt keine nennenswerte P-Rückbelastung. Je nach Entwässerungsaggregat und Qualität der Flockung gibt es eine Rückbelastung durch Feststoffe aus der Schlammmentwässerung. Diese kann allerdings vernachlässigt werden, wenn der Feststoff-Abscheidegrad der Entwässerung bei $\geq 97\%$ liegt.

Entscheidend für die Qualität der Abwasserbehandlung ist eine Zwischenspeicherung des rückgeführten Schlammwassers, um es der Belebungsanlage möglichst gleichmäßig und bevorzugt während ansonsten belastungsarmer Zeiten zuführen zu können. Eine möglichst genaue Bilanzierung der Abwasser-, Schlammwasser- und Schlammströme wird empfohlen.

Wenn Prozesswasser separat behandelt wird, ist die Rückbelastung der Belebungsanlage geringer.

Eine Desintegration des Überschussschlammes vor der Fäulung erhöht die Rückbelastung durch N. Erfolgt die Desintegration durch eine thermische Hydrolyse ergibt sich zusätzlich eine erhöhte Rückbelastung durch schwer abbaubaren CSB.

5.1.3.4 Fremdschlämme

Der zusätzliche Schlammanfall infolge der Anlieferung von Substraten, z. B. von Fäkalschlamm oder Co-Substraten, muss separat erfasst werden. Bevorzugt werden derartige Substrate direkt einer Fäulung zugeführt, sofern sie ausreichend konzentriert oder eindickbar sind, um das Substrat zur Erhöhung der Gasproduktion zu nutzen. Derartige Substrate können alternativ auch in das Rohabwasser eingemischt werden, was aber den Strombedarf der Belebungsanlage erhöht und das Potenzial zur Steigerung der Stromerzeugung aus Faulgas weitgehend ungenutzt lässt.

Bei der Bemessung der Schlammbehandlung sollte das maximale gleitende 2-Wochen-Mittel (2wM) der angelieferten Fremdschlämme berücksichtigt werden. Bei der Ermittlung der Jahresmengen sind auch die Jahresmengen der angelieferten Fremdschlämme zu berücksichtigen.

5.1.3.5 Innerbetriebliche Faktoren

Der Schlammanfall wird vom Betriebsablauf bestimmt. Betreiber von Kläranlagen haben Möglichkeiten, den Rohschlammanfall zu steuern und ihre Schlammbehandlungsanlage voll zu nutzen. Sinnvoll ist z. B. ein großer statischer Eindicker für Primärschlamm, der zugleich als Pufferbehälter dient. Überschussschlamm kann zwar nicht zwischengespeichert werden, wenn eine gesteigerte biologische P-Elimination erfolgt, aber seine Entnahme kann gesteuert werden.

Wichtig ist die Zwischenspeicherung und Homogenisierung von stabilisiertem Schlamm vor seiner Entwässerung. Hierbei sollte die Temperaturführung beachtet werden, da sie Einfluss auf die Entwässerbarkeit hat. Das gibt die Möglichkeit, die Entwässerung nur während der Arbeitstage zu betreiben. Abgetrenntes Faulwasser muss allerdings zwischengespeichert und während belastungsschwacher Zeiten der Belebungsanlage zurückgeführt werden, um diese nicht mit Ammonium zu überlasten.

5.1.3.6 Zusammenfassung

Tabelle 8 gibt eine Übersicht über Einflussfaktoren und Zuschläge. Insbesondere dann, wenn sich Faktoren überlagern, ist ein durchdachtes Management von Frachten und Belastungen erforderlich.

Tabelle 8: Zuschläge zum Basis-Schlammfall infolge externer und interner Einflussfaktoren

Einflussfaktoren	Zuschlag für Bemessung der Schlammbehandlung	Hinweis
Niederschlagsabflüsse bewirken • Frachten im Niederschlagswasser • Aufwirbelung von Ablagerungen im Kanal • Ablösung der Sielhaut	Analyse des Einzelfalls; falls pauschal, Zuschlag auf Primärschlamm (PS) von 15 % bis 25 %	Differenzierung nach „klassischem“ bzw. „modifiziertem“ Mischsystem; siehe 5.1.3.1
Saisonale Spitzenbelastungen • Industrie und Gewerbe • Tourismus	Analyse des Einzelfalls; Zuschlag zum PS und ÜS	Quantitative Ermittlung durch Berechnung gemäß Arbeitsblatt ATV-DVWK-A 131:2000-05 getrennt während und außerhalb der Saison
Rückbelastung durch Frachten in rückgeführten Schlammwasser	Analyse des Einzelfalls; Zuschlag zum PS und ÜS	Quantitative Ermittlung durch Berechnung gemäß Arbeitsblatt ATV-DVWK-A 131; N-Rückbelastung ist in Tabelle 6 (siehe 5.1.2) bereits berücksichtigt
Zugabe von Substrat (z. B. von Fäkalschlamm oder anderen organischen Stoffen)	Analyse des Einzelfalls; Zuschlag zum PS und ÜS	Quantitative Bestimmung der zusätzlichen TM-, oTM-, BSB- und CSB-Frachten; Abbaubarkeit des Substrates sollte mittels Versuchen geprüft werden
Innerbetriebliche Faktoren	Betrachtung des Einzelfalls	Festlegung von Spitzenzuschlägen gemäß betrieblicher Vorgaben und Randbedingungen

5.2 Konditionierung und Eindickung

Bei der Abwasserbehandlung anfallender Klärschlamm hat einen sehr hohen Wassergehalt und einen entsprechend geringen Feststoffgehalt. Für viele Verfahrensketten der Schlammbehandlung ist deshalb eine Eindickung zur Volumenverminderung sinnvoll, weil sie wirtschaftliche Vorteile bringt. Das Volumen von Stabilisierungsreaktoren wird kleiner, der Wärme- und Strombedarf zum Heizen und Durchmischen wird geringer. Maschinen zur Schlammmentwässerung können für einen geringeren hydraulischen Schlammumsatz dimensioniert werden.

Wenn Überschussschlamm in die Vorklärung zurückgeführt wird, was aber nur bei kleinen Kläranlagen zu empfehlen ist, dickt dieser gemeinsam mit dem abgetrennten Primärschlamm im Vorklärbecken statisch ein. Es ist auch möglich, Primär- und Überschussschlamm gemeinsam in einem statischen Eindicker zu konzentrieren. Der Feststoffgehalt des Mischschlammes ist allerdings häufig für einen optimierten Betrieb der nachfolgenden Schlammbehandlung zu gering, zumal das Eindickverhalten der beiden Schlammarten sehr unterschiedlich ist. Außerdem erfolgt bei der statischen Eindickung von Überschussschlamm aus einer Belebungsanlage mit gesteigerter biologischer P-Elimination eine Rücklösung des gespeicherten Phosphats. Ein weiterer Nachteil einer statischen Eindickung von Überschussschlamm, unabhängig davon, ob diese gemeinsam mit Primärschlamm in einem Vorklärbecken oder in einem separaten Eindicker erfolgt, besteht darin, dass es zu einer Rückführung fädiger Bakterien und demzufolge ihrer Anreicherung in der Belebungsanlage kommen kann, wodurch der Schlammindex *ISV* erhöht wird. Deshalb erfolgt auch auf kleineren Kläranlagen immer häufiger eine getrennte Eindickung in Form einer statischen Eindickung des Primärschlammes im Vorklärbecken oder Voreindicker und vorzugsweise einer getrennten maschinellen Eindickung des Überschussschlammes. Der Feststoffgehalt der eingedickten Schlämme sollte möglichst hoch sein, allerdings mit der Einschränkung, dass diese noch ohne Schwierigkeiten gepumpt und Reaktoren durchmischt werden können.

Schlämme können konditioniert werden, um ihre Eindickbarkeit zu verbessern. Die Konditionierung kann chemisch oder physikalisch erfolgen. Klärschlämme werden in der Regel mit polymeren Flockungsmitteln (pFM) konditioniert.

Bei der statischen Eindickung von Überschussschlamm führt eine Konditionierung mit pFM nicht immer zu einer wesentlichen Verbesserung der Feststoffkonzentration, allerdings wird der Feststoff-Abscheidegrad verbessert. Die maschinelle Eindickung erfordert in der Regel eine Konditionierung mit pFM. Der Feststoff-Abscheidegrad sollte mindestens 95 % betragen (besser > 97 %), um die

Rückbelastung der Kläranlage mit feinen Feststoffen gering zu halten.

Die Ergebnisse der Eindickung sind maßgeblich von der Abwasserzusammensetzung sowie der Verfahrenstechnik der Abwasser- und Schlammbehandlung abhängig.

Die Menge des abtrennbaren Schlamms und die erforderliche Flockungsmitteldosierung sind entscheidend abhängig von:

- organischen Inhaltsstoffen, die wasserhaltig sind und eine große spezifische Oberfläche haben,
- gelartigen Bestandteilen, die viel Wasser enthalten und besonders in biologischen Überschuss- und hydroxidreichen Fällungsschlämmen enthalten sind,
- dem Anteil fädiger Mikroorganismen (z. B. *Microthrix parvicella* oder *nocardiaforme Actinomyceten*), die hydrophob und deshalb schaubildend wirken,
- dem Anteil gelbildender extrazellulärer polymerer Substanzen (EPS), die insbesondere aus Polysacchariden und Proteinen bestehen und den Schlamm schleimig, viskos und wasserhaltig machen sowie eine große Menge Flockungsmittel verbrauchen,
- der Partikelgrößenverteilung, wobei kleinere Partikel eine größere spezifische Oberfläche und damit ein größeres Wasserbindevermögen haben; eine größere Oberfläche erfordert mehr Flockungsmittel.

Diverse Untersuchungen haben gezeigt, dass ein massiver Einsatz polymerer Flockungsmittel ($> 6 \text{ g WS/kg TM}$) zur Voreindickung von Überschussschlamm wegen der damit verbundenen Ladungsumkehr ungünstige Nebenwirkungen haben kann. Synthetische polymere Flockungsmittel werden biologisch nur langsam abgebaut. Eine hohe Dosierung bei der Voreindickung kann bei der nachfolgenden Schlammstabilisierung zu einer verminderten Faulgasproduktion führen. Zudem kann die Entwässerbarkeit von Schlämmen beeinträchtigt werden, d. h. der erreichbare Endfeststoffgehalt kann vermindert und die erforderliche Dosierung polymer Flockungsmittel erhöht werden.

Im Allgemeinen wird das Entwässerungsverhalten von Primärschlamm, der als solcher gut entwässerbar ist, durch eine hinreichende Stabilisierung wenig verändert. Durch den Abbau extrazellulärer polymerer Substanzen (EPS) im Überschussschlamm wird zwar dessen Entwässerbarkeit verbessert, durch die Zerkleinerung von Partikeln wird seine Entwässerbarkeit aber verschlechtert (siehe Merkblatt DWA-M 383). Eine generelle Aussage zur Entwässerbarkeit von Mischschlämmen ist deshalb nicht möglich. Grundsätzlich gilt aber, dass stabilisierte Schlämme umso schlechter entwässerbar sind, je höher der Anteil des Überschussschlammes im Rohschlamm ist. Es ist anzumerken, dass eine Verkürzung der Durchflusszeit durch die Vorklärung oder deren Umgehung

wegen der Erhöhung des Anteiles von Überschussschlamm zu einer verschlechterten Entwässerbarkeit der Schlämme führt.

Grundlagen und Verfahren der Eindickung und Entwässerung sind den Merkblättern DWA-M 381 und DWA-M 366, und Wirkungsmechanismen der Konditionierung sowie Kennwerte der Klärschlamm-Entwässerung sind den Merkblättern DWA-M 383 und DWA-M 350 zu entnehmen.

5.3 Rheologische Schlammeigenschaften

Die rheologischen Eigenschaften von Schlämmen, insbesondere ihre Fließfähigkeit, werden durch Eindickung verändert. Das Maß für die Fließfähigkeit von Fluiden ist ihre Viskosität (Zähigkeit). Klärschlämme sind keine Newtonschen Fluide, sondern strukturviskos und thixotrop, d. h. ihre Viskosität kann durch Scherung vermindert werden. Der Grund für dieses Verhalten ist insbesondere die gelartige Struktur von organischen Stoffen. Die Viskosität wird durch gelbildende extrazelluläre polymere Substanzen (EPS) erhöht. Die Viskosität ist außerdem abhängig von der Größe und dem Anteil von sehr feinen Partikeln, d. h. sie ist umso größer, je kleiner die Teilchen sind und je höher ihr Anteil ist. Es konnte keine eindeutige Abhängigkeit der rheologischen Eigenschaften vom organischen Feststoffanteil (Glühverlust) und der Partikelgrößenverteilung festgestellt werden (MOSHAGE 2004). Durch mechanische Beanspruchung (z. B. in Desintegrations- oder Zerkleinerungs-Aggregaten, schnell-laufenden Pumpen oder Zentrifugen) kann die Viskosität von Schlämmen sogar erhöht werden. Das wird darauf zurückgeführt, dass die Viskosität von feinflockigen Schlämmen höher ist als die von grobflockigen.

Wie bei fast allen Flüssigkeiten nimmt die Viskosität mit steigender Temperatur ab.

Die scheinbare dynamische Viskosität wird als Quotient der Scherspannung und des Schergeschwindigkeitsgradienten (dv/ds) berechnet; sie ist für strukturviskose und thixotrope Fluide sowohl vom Schergeschwindigkeitsgradienten als auch von der Dauer der Scherbeanspruchung abhängig.

Untersuchungen von belebten Schlämmen mit $C_{TS} = 2 \text{ g/l}$ bis 8 g/l ergaben nur eine mäßig höhere Viskosität im Vergleich zu Wasser. Dasselbe wurde für Primärschlämme mit einem Trockenrückstand von 2 % bis 4 % festgestellt (BAU 1986). Eingedickte Schlämme, insbesondere maschinell eingedickte Überschussschlämme, haben aber eine weit höhere Viskosität. Das gilt für alle Eindickverfahren, insbesondere auch für Dekantierzentrifugen (DENKERT 1988), die Überschussschlämme in be-

sonderen Fällen auch ohne eine vorausgehende Konditionierung mit polymeren Flockungsmitteln eindicken können (siehe auch Merkblatt DWA-M 381).

Die Viskosität von Schlämmen steigt ungefähr exponentiell mit dem Feststoffgehalt (siehe Bild 6). Sie vermindert sich bei voreingedickten Schlämmen in der Regel bei der nachfolgenden Stabilisierung in Abhängigkeit von folgenden Faktoren:

- Stabilisierungsverfahren,
- Stabilisierungstemperatur,
- Stabilisierungszeit,
- Überschussschlammanteil im Rohschlamm,
- Abbau von Kolloiden/EPS,
- Partikelgrößenverteilung.

Durch biologische Stabilisierung wird die Viskosität von Rohschlämmen deutlich vermindert, weil EPS und andere organische Stoffe abgebaut werden. Gut stabilisierter Schlamm ist in der Regel bis zu einem Trockenrückstand von etwa 4 % gut fließfähig, wodurch die Durchmischung von Stabilisierungsreaktoren wesentlich erleichtert wird. Allerdings hängen seine rheologischen Eigenschaften nicht nur von derjenigen des Rohschlammes ab, sondern insbesondere auch vom Anteil des Überschussschlammes und dem jeweiligen Abbaugrad.

Wegen des hohen Feststoffgehaltes und der hohen Viskosität von Rohschlamm müssen Stabilisierungsreaktoren intensiv durchmischt werden. Die Viskosität des Schlammes muss bei der Berechnung der Rohrreibungsverluste und der Auslegung von Pumpen sowie von Einrichtungen zur Durchmischung berücksichtigt werden. Hierbei ist die Viskosität bei minimaler Scherspannung anzusetzen, um ein problemloses Anfahren von Pumpen zu ermöglichen. Die Pumpen benötigen somit eine ausreichende Reserve ihrer maximalen Förderhöhe. Wenn der Schlamm strömt, geht die Leistungsaufnahme zurück. Bei turbulenter Strömung sind die Rohrreibungsverluste unabhängig von der Viskosität, doch ist die Reynolds-Zahl zu ihr umgekehrt proportional, sodass der Übergang von laminarer zu turbulenter Strömung erst bei entsprechend hoher Fließgeschwindigkeit erfolgt.

Zum Fördern von maschinell eingedicktem Überschussschlamm sollten wegen dessen hoher Viskosität Verdrängerpumpen (z. B. Exzentrerschneckenpumpen oder Drehkolbenpumpen) eingesetzt werden. Die Viskosität von Überschussschlämmen, insbesondere von stark eingedickten, kann durch mechanische Beanspruchung, z. B. beim Pumpen, sogar noch wesentlich erhöht werden.

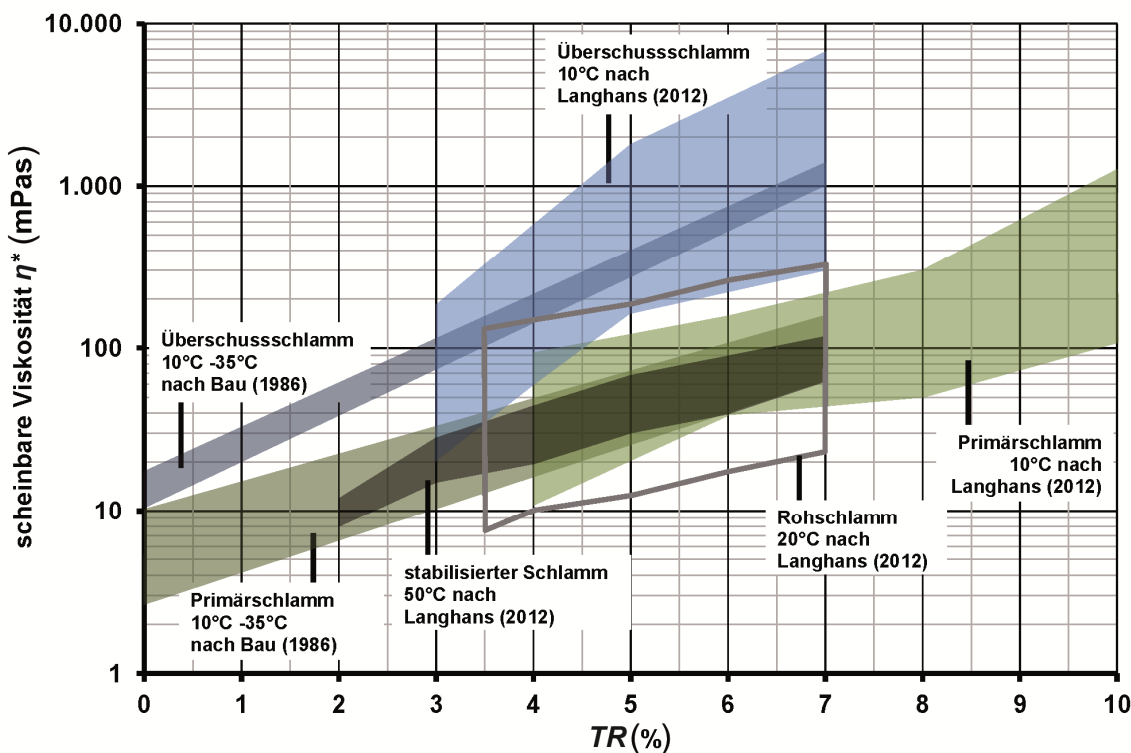


Bild 6: Prinzipielle Abhängigkeit der Viskosität vom Feststoffgehalt und der Temperatur für unterschiedliche Schlammarten nach Daten von BAU (1986) und LANGHANS (2012)

5.4 Hydrolyse und Schlamm-desintegration

Der erste und die Geschwindigkeit limitierende Schritt der Schlammstabilisierung ist die Hydrolyse, die Feststoffe in gelöstes und leicht weiter abbaubares Substrat umwandelt. Es handelt sich hierbei um eine biologische Desintegration. Die Hydrolyse erfolgt bei der biologischen Schlammstabilisierung durch extrazelluläre Enzyme, die extrazelluläre polymere Substanzen (EPS) sind. Diese Enzyme beschädigen Zellwände anderer Mikroorganismen, sodass deren Zellinhalt freigesetzt und verfügbar wird.

Durch eine vorgeschaltete Hydrolyse kann der biologische Abbau in Stabilisierungsanlagen beschleunigt werden. Dies erfolgt beispielsweise bei einer Schlammfäulung durch eine vorgeschaltete Hydrolyse in einer aerob-thermophil betriebenen biologischen Vorbehandlungsstufe.

Wenn infolge einer vorgeschalteten Desintegration der Abbaugrad der biologischen Stabilisierung gesteigert werden kann, führt das zu einer Verminderung der Feststoffmasse und des Glühverlustes im stabilisierten Schlamm. Je kürzer das Schlammalter bei der biologischen Stabilisierung ist, umso wirksamer ist eine vorgeschaltete Desintegration. Umgekehrt ist der Effekt einer Desintegration umso geringer, je höher das Schlammalter bei der nachfolgenden biologischen Stabilisierung ist.

Es gibt biologische, chemische und physikalische (thermische, mechanische und elektrische) Verfahren zur Desintegration. Bei der mechanischen Desintegration wird meist nur Überschussschlamm oder eine Teilmenge von diesem behandelt. Thermische Desintegrationsverfahren können sowohl für die Behandlung des Überschussschlammes als auch zur Behandlung des gesamten Schlammstromes eingesetzt werden.

Bei der thermischen Desintegration unterscheidet man zwei Temperaturbereiche. Sie kann rein thermisch bei 140 °C bis 160 °C oder chemisch/thermisch bei 60 °C bis 80 °C unter gleichzeitiger Zugabe von Lauge erfolgen. Proteine und EPS werden soweit verändert, dass sie besser anaerob abbaubar werden und ihr Wasserbindungsvermögen verlieren, sodass nach thermischer Hydrolyse und Fäulung in der Regel bessere Entwässerungsergebnisse erreicht werden können (KOPP 2013).

Ein höherer Energieeintrag bei der Desintegration führt in der Regel zu einer stärkeren Zerkleinerung der Schlammfeststoffe, einem höheren Abbaugrad bei der nachfolgenden biologischen Stabilisierung und einer entsprechenden Steigerung der Faulgasproduktion. Der Stromverbrauch von mechanischen und elektrischen Desintegrationsanlagen liegt in einem weiten Bereich zwischen 0,5 kWh/m³ und 20 kWh/m³. Die Faulgaserzeugung kann je nach Verfahren und anaerobem Schlammalter um 5 % bis 50 % gesteigert werden (DWA 2009).

Da eine Desintegration in der Regel zu einer Zerkleinerung von Partikeln führt, kann der Flockungsmittelverbrauch für die Konditionierung des stabilisierten Klärschlammes vor seiner Entwässerung erheblich steigen. Andererseits kann eine vorgeschaltete Hydrolyse EPS und Proteine spalten und dadurch den Flockungsmittelverbrauch vermindern. Das kann dazu führen, dass der stabilisierte Schlamm trotz der Zerkleinerung von Partikeln besser entwässerbar wird.

Durch Desintegration kann die Viskosität von Schlämmen signifikant vermindert werden, wodurch die Durchmischung in nachgeschalteten biologischen Reaktoren erleichtert wird. Weitere erwünschte Nebenwirkungen einer Desintegration können die Schädigung oder Zerstörung fädiger Bakterien im Überschussschlamm und damit eine verminderte Schaumbildung bei der biologischen Stabilisierung sein. Bei einer biologischen oder thermischen Desintegration kann der Klärschlamm bei ausreichender Temperatur und Verweilzeit außerdem desinfiziert werden (siehe Abschnitt 7).

Zu beachten ist, dass infolge des weitergehenden Abbaus die Stickstoff- und CSB-Rückbelastung der Kläranlage tendenziell größer werden, wodurch der Stromverbrauch der biologischen Abwasserbehandlung steigt, und dass im zurückgeführten Schlammwasser mehr biologisch schlecht oder nicht abbaubare Stoffe enthalten sind, wodurch die CSB-Konzentration im Ablauf der Kläranlage signifikant erhöht wird.

Zur Beurteilung der Wirtschaftlichkeit einer Schlamm-desintegration werden Versuche empfohlen.

Einzelheiten zur Klärschlamm-desintegration können mehreren Arbeitsberichten (ATV-DVWK 2000, ATV-DVWK 2001, ATV-DVWK 2003 und DWA 2009) sowie dem Merkblatt DWA-M 302 (Entwurf in Vorbereitung) entnommen werden.

6 Verfahren, Bemessung und Betrieb

6.1 Aerobe Stabilisierung

6.1.1 Allgemeines

Die aerobe Stabilisierung von Klärschlamm, deren biochemische Grundlagen in 4.2 beschrieben wurden, erfolgt überwiegend mit einem der folgenden Verfahren:

- gemeinsame aerobe Schlammstabilisierung,
- getrennte aerobe Schlammstabilisierung mit oder ohne Erwärmung,
- Kompostierung von entwässertem Schlamm mit Selbsterwärmung.

Diese Verfahren werden im Folgenden beschrieben und ihre bevorzugten Einsatzbereiche in Abschnitt 8 genannt. Geeignete Kennwerte und Kenngrößen zur Beurteilung der Stabilisierungsqualität sind dem ATV-Arbeitsbericht „Stabilisierungskennwerte für biologische Stabilisierungsverfahren“ (ATV 1994) zu entnehmen.

6.1.2 Gemeinsame (simultane) aerobe Schlammstabilisierung

Bei der gemeinsamen bzw. simultanen aeroben Stabilisierung werden die mit dem Rohabwasser zur Kläranlage gelangenden Feststoffe und die bei der biologischen Abwasserbehandlung aus gelösten Stoffen gebildete Biomasse zugleich mit der Abwasserbehandlung stabilisiert. Die mechanische Vorklärung entfällt. Für eine ausreichende Stabilisierung ist ein hohes Schlammalter erforderlich, also eine lange Belüftungszeit und eine möglichst hohe Konzentration des belebten Schlammes im Belebungsbecken.

Grundsätzlich ist nur eine Teilstabilisierung, eine bedingte Stabilisierung erreichbar, weil für die Abwasserbehandlung ein ausreichend aktiver belebter Schlamm erforderlich ist, ein hinreichend stabilisierter Schlamm aber nicht mehr ausreichend aktiv wäre. Es handelt sich also immer um einen Kompromiss zwischen den Anforderungen der Abwasserbehandlung und denen der Schlammstabilisierung. Eine mangelhafte Stabilisierung kann dadurch kompensiert werden, dass der Schlamm in Speicherbecken oder Schlammteichen anaerob nachbehandelt wird. Diese Technik wird in Deutschland kaum noch eingesetzt, weil hierbei eine erhebliche Menge Methan emittiert wird. Methan ist ein besonders starkes Treibhausgas. Zudem ist eine Geruchsbelästigung der Umgebung nicht auszuschließen.

Hinweise zur baulichen und verfahrenstechnischen Gestaltung von Belebungsbecken enthält das ATV-Handbuch zur biologischen Abwasserbehandlung (ATV 1997).

Die Bemessung der simultanen aeroben Stabilisierung kann anhand des Arbeitsblattes ATV-DVWK-A 131:2000-05 mit folgenden Randbedingungen erfolgen:

- aerobes Schlammalter $t_{TS,aerob} \geq 20$ d
($T_{Bem} = 10$ °C oder 12 °C; nur Nitrifikation ohne gezielte Denitrifikation)
- Gesamtschlammalter $t_{TS} \geq 25$ d
($T_{Bem} = 10$ °C oder 12 °C; Nitrifikation und gezielte Denitrifikation)
- Gesamtschlammalter $t_{TS,Bem} \geq 25 \text{ d} \cdot 1,072^{(12^\circ\text{C} - T_{Bem})}$,
wenn $T_{Bem,2wM} > 12$ °C ist
- Belebungsbeckenvolumen $V_{BB} \approx 450$ l/E
(mit N-Elimination)

Die Konzentration des belebten Schlammes im Belebungsbecken $C_{TS,BB}$ wird unter Vorgabe von Reinigungsziel und Schlammindex *ISV* gemäß Arbeitsblatt ATV-DVWK-A 131 ermittelt. Wenn der *ISV* nicht bekannt ist, wird empfohlen, eine Konzentration von $C_{TS,BB} = 3,5$ kg/m³ anzusetzen.

Im Jahresmittel fallen ca. 49 g/(E·d) aerob stabilisierter Schlamm an, wovon ca. 33,5 g/(E·d) organische Feststoffe sind ($GV \approx 68$ %), wenn neben einer N-Elimination auch eine gesteigerte biologische P-Elimination sowie Phosphatfällung erfolgt.

Der Stromverbrauch ist wegen der langen Belüftungszeit und des großen zu durchmischenden Beckenanteils relativ hoch.

Vorteilhaft sind die wegen der Pufferkapazität hohe betriebliche Sicherheit sowie der geringe Betriebs- und Überwachungsaufwand. Die Einrichtung anoxischer Zonen zur Denitrifikation ist problemlos möglich. Um das Verfahrensziel der Stabilisierung nicht zu gefährden, müssen mindestens 65 % des Belebungsbeckenvolumens ausreichend belüftet werden (Sauerstoffkonzentration > 1 mg/l). Das Bemühen von Betreibern, den Stromverbrauch für die Belüftung zu senken, kann zu unzureichend stabilisiertem Schlamm führen. Grundsätzlich wird zur Prüfung einer genügenden aeroben Stabilisierung empfohlen, regelmäßig einen vereinfachten TTC-Test durchzuführen oder die Atmungsaktivität OV_{oTM} des

stabilisierten Klärschlammes zu bestimmen, die kleiner als $100 \text{ g O}_2/(\text{kg oTM} \cdot \text{d})$ sein sollte (ATV-DVWK 2003a). Es wird empfohlen, das Schlammalter, die Sauerstoffkonzentration in den aeroben Zonen (mindestens 1 mg/l) und die Atmungsaktivität des aerob stabilisierten Schlammes regelmäßig zu prüfen und zu protokollieren.

Im Vergleich zu getrennt aerob oder anaerob stabilisierten Schlämmen ist die Entwässerbarkeit simultan aerob stabilisierter Schlämme deutlich schlechter, weil sie verfahrensbedingt nicht hinreichend sondern nur bedingt stabilisiert sind.

6.1.3 Getrennte aerobe Schlammstabilisierung ohne Erwärmung

Bei der getrennten aeroben Stabilisierung wird bei der Abwasserbehandlung anfallender vermischter Rohschlamm getrennt von der Abwasserbehandlung in offenen, aerob betriebenen Becken belüftet. Zwar wird beim aeroben Abbau Reaktionswärme frei, diese führt aber wegen fehlender Wärmedämmung zu keiner merklichen Erwärmung des Schlammes. Weil das Verfahren nur auf kleinen Kläranlagen eingesetzt wird, erfolgt in der Regel eine gemeinsame Eindickung des Primär- und Überschussschlammes im Vorklärbecken.

Die Bemessung erfolgt mit folgenden Richtwerten (RIEGLER 1989 und ATV 1996):

- Schlammalter $t_{\text{TM}} \geq 20 \text{ d}$ bei $T_{\text{min}} \geq 10^\circ \text{C}$
- Trockenrückstand im Reaktor $TR_R = 2\%$ bis 4%
- Reaktorvolumen $V_R = 40$ bis 80 l/E

Je nach Temperatur $T = 10^\circ \text{C}$ bis 20°C erhält man:

- Sauerstoffverbrauch $OV_{\text{oTM}} = 18 \text{ g}/(\text{E} \cdot \text{d})$ bis $24 \text{ g}/(\text{E} \cdot \text{d})$
- Leistungsdichte für Belüftung und Durchmischung $P/V_R = 15 \text{ W/m}^3$ bis 30 W/m^3
- Technischer Abbaugrad $\eta_{\text{abb}} = 45\%$ bis 65%

Zur Belüftung eignen sich Kreiselbelüfter oder Druckbelüftungssysteme. Das Stabilisierungsbecken wird in der Regel einmal täglich mit Rohschlamm beschickt. Zuvor wird aerob stabilisierter Schlamm abgezogen. Der Personalaufwand für den Betrieb und die Wartung ist gering. Gegenüber der aerob-thermophilen Stabilisierung ist die getrennte und unbeheizte aerobe Stabilisierung weniger leistungsfähig. Das Verfahren wird in Deutschland nicht mehr eingesetzt, in warmen Klimazonen besteht aber weiterhin Einsatzpotenzial.

6.1.4 Getrennte aerob-mesophile oder -thermophile Stabilisierung

Durch Eindickung des Rohschlammes, Wärmedämmung der Reaktoren und Einsatz effizienter Belüftungs- und Mischaggregate werden Wärmeverluste so stark reduziert, dass infolge der Selbsterwärmung beim aeroben Abbau mesophile oder thermophile Temperaturen erreicht werden. Die Abbauleistung ist bei diesen Temperaturen deutlich erhöht (LOLL 1974, DEMHARTER 1986), was eine Folge der mit der Temperatur steigenden Hydrolysegeschwindigkeit gemäß Gleichung (2) in 4.1 ist. Das Schlammalter kann somit vergleichsweise gering sein. Bei thermophilem Betrieb ($\geq 50^\circ \text{C}$) ist auch eine Desinfektion des stabilisierten Klärschlammes möglich, wenn ein Chargenbetrieb mit einer Mindestverweilzeit von 23 h erfolgt (STRAUCH 1980). Die aerobe Biozönose ist gegenüber hemmenden Inhaltsstoffen im Klärschlamm relativ unempfindlich.

Die Bemessung erfolgt über das Schlammalter (bzw. die Stabilisierungszeit). Für eine einwandfreie Stabilisierung des Schlammes wird ein zweistufiges System mit einem Schlammalter t_{TM} von mindestens $2 \cdot 4 \text{ d} = 8 \text{ d}$ empfohlen. Hierbei ist der technische Gesamtabbaugrad $\eta_{\text{abb,ges}} > 80\%$. Während der Beschickung mit Rohschlamm wird der Schlamm im ersten Reaktor abgekühlt und muss sich dann wieder allmählich erwärmen, sodass im ersten Reaktor in der Regel keine ausreichende Desinfektion möglich ist. Im zweiten Reaktor sinkt die Temperatur während des Übertrags von Schlamm aus dem ersten in den zweiten Reaktor nur geringfügig, sodass in diesem eine Desinfektion erreichbar ist. Mehr als drei Reaktoren hintereinander werden nicht empfohlen. Um die betriebliche Flexibilität der Stabilisierungsanlage zu gewährleisten, sollten die Reaktoren baugleich ausgeführt und durch Rohrleitungen entsprechend miteinander verbunden werden.

Die Bemessungsempfehlung gilt für voreingedickte kommunale Rohschlämme mit einem Glühverlust von mindestens 65% und einem Trockenrückstand von mindestens 4% . Bei statischer Eindickung des Primärschlammes und maschineller Eindickung des Überschussschlammes liegt der Trockenrückstand des vermischten Rohschlammes üblicherweise in einem Bereich von 5% bis 7% . Eine noch stärkere Eindickung ist nicht sinnvoll, da die Viskosität des Schlammes zu hoch wird und dadurch der Sauerstoffeintrag und die Durchmischung beeinträchtigt würden. Der aerobe Abbau wird nach bisherigen Erfahrungen durch den Einsatz polymerer Flockungsmittel nicht beeinträchtigt.

Die Belüftung und Durchmischung des Reaktorinhaltes bei der aerob-thermophilen Stabilisierung kann durch kombinierte Belüftungs- und Mischsysteme sowie getrennt durch Druckbelüftungssysteme mit separater Mischeinrichtung erfolgen. Aus strömungstechnischen

Gründen sollten aerob-thermophile Reaktoren eine zylindrische Grundfläche aufweisen. Zur Minimierung der Wärmeverluste sind Reaktoren mit einem Verhältnis von Schlammspiegelhöhe zu Durchmesser von $H/D \approx 1$ günstig. Das H/D -Verhältnis ist jedoch auch vom gewählten Belüftungs- und Mischsystem abhängig. Folgende Systeme haben sich bewährt:

- Selbstansaugende Ejektorbelüfter: ($H/D \approx 0,5$)
- Tauchbelüfter: ($H/D = 0,75$ bis $1,0$)
- Injektorbelüfter: ($H/D = 1,5$ bis $2,0$)
- Druckbelüftung mit getrennter Durchmischung: ($H/D = 1,5$ bis $2,0$)

Oberflächenbelüfter sind ungeeignet, da durch den Eintrag von Luft über die Oberfläche die Wärmebilanz verschlechtert und die wärmedämmende Schaumschicht zerstört würde.

Belüftungssysteme können hinreichend genau über den oTM- und CSB-Abbau dimensioniert werden. Die erforderliche Luftzufuhr ist wesentlich abhängig von der Sauerstoffausnutzung. Es ist zu beachten, dass bei höherer Temperatur weniger Sauerstoff im Schlammwasser gelöst werden kann, dass aber die sich bildende Schaumschicht viel aktive Biomasse enthält, sodass der mit der Luft zugeführte Sauerstoff in der Schaumschicht weitgehend ausgenutzt wird.

Um eine ausreichende Durchmischung zu gewährleisten, wird ein der Viskosität des Schlammes entsprechender Energieeinsatz erforderlich. Die erforderliche Leistungsdichte im Reaktor P/V_R beträgt abhängig von der Viskosität des Rohschlammes 80 W/m^3 bis 160 W/m^3 . Weitere Einzelheiten zu Belüftungssystemen für die aerob-thermophile Stabilisierung von Klärschlamm wurden von GLASENAPP (1989) berichtet.

Aufgrund des nicht-newtonschen Verhaltens von eingedickten Klärschlämmen ist ein gleichmäßiges und großes Schergefälle im Reaktor von wesentlicher Bedeutung für die Sauerstoffversorgung. Deshalb sollten zwei oder mehr Mischaggregate im Reaktor angeordnet werden. Angesichts der verfahrenstechnischen Vielfalt der angebotenen Belüftungs- und Mischsysteme wird prinzipiell empfohlen, vor einer Systementscheidung unabhängige Informationen über das Sauerstoffeintragsvermögen, den erforderlichen Energieeinsatz und die betriebstechnische Funktionsfähigkeit der angebotenen Systeme einzuholen.

Bei der aerob-thermophilen Stabilisierung bildet sich durch die eingetragenen Luftblasen sowie ausgasende CO_2 -Blasen eine feine und dichte Schaumschicht, deren Höhe aus betrieblichen Gründen über Schaumschneider begrenzt werden sollte. Die Höhe der zulässigen Schaumschicht über dem Schlamm Spiegel ist systemabhängig. Bei

Ejektor- und Tauchbelüftern sollte die Höhe der sich bildenden Schaumschicht auf $0,15 \text{ m}$ begrenzt werden. Bei Injektor- und Druckbelüftungssystemen können auch höhere Schaumschichten zugelassen werden.

Da die Behälter durch Wärmespannungen infolge von Temperaturänderung beansprucht werden, werden sie üblicherweise aus Stahl hergestellt. Sie müssen innen und außen gut gegen Korrosion geschützt werden.

Beim Anfahren einer aerob-thermophilen Schlammbehandlungsanlage ist keine biologische Impfung des Klärschlammes erforderlich; bereits nach einigen Tagen werden Temperaturen $> 50^\circ\text{C}$ erreicht, wenn der Rohschlamm ausreichend eingedickt ist. Nach Erreichen der gewünschten Temperatur wird die Anlage ein- bis zweimal täglich beschickt. Diese Betriebsweise sichert die erforderliche Mindestverweildauer für die Desinfektion und hat sich in der Praxis bewährt.

Die Betriebskontrolle und Steuerung des Prozesses erfolgt insbesondere über die Temperatur und den pH-Wert. Die Sauerstoffkonzentration im Schlamm ist nicht messbar. Möglich ist allerdings die Messung des O_2 - oder CO_2 -Gehaltes in der Abluft, um die Belüftung zu optimieren.

Der pH-Wert steigt im normalen Betrieb, weil organische Säuren oxidiert werden und Ammonium freigesetzt wird. Ein pH-Wert zwischen 8 und 9 indiziert eine gute Stabilisierung. Je kg CSB-Abbau werden ca. 15 MJ Reaktionswärme frei. Je weiter der Abbau fortschreitet, umso wärmer wird der Schlamm. Bis zu einer Temperatur von ca. 40°C steigt die Abbaugeschwindigkeit mit der Temperatur stark an (siehe 4.2), flacht aber im thermophilen Bereich ab, geht ab ca. 55°C zurück und bei über 65°C gegen Null. Die Temperatur regelt sich deshalb selbsttätig zum thermophilen Bereich, eine technische oder betriebliche Regelung ist also nicht erforderlich. Infolge des Chargenbetriebes hat die Temperatur einen sägezahnförmigen Verlauf. Die Differenz zwischen der täglichen Minimal- und Maximaltemperatur kann in der ersten Stufe 10°C und mehr betragen. In der zweiten Stufe ist sie aber wesentlich geringer, was für eine ausreichende Desinfektion wichtig ist.

Für die getrennte aerobe Stabilisierung ist das BSB_5/CSB -Verhältnis ein geeigneter Kennwert für die Qualität der Stabilisierung. Zielgröße ist ein BSB_5/CSB -Verhältnis $\leq 0,15$.

Ein weiterer Kennwert für die Qualität der Stabilisierung ist der auf die Masse der organischen Feststoffe bezogene Sauerstoffverbrauch (die Atmungsaktivität) OV_{oTM} . Dieser Wert sollte geringer sein als $0,1 \text{ g O}_2/(\text{g oTM} \cdot \text{d})$.

Auch die Konzentration der organischen Säuren im Schlamm, der 7 Tage bei 20°C ohne Sauerstoffzufuhr

gelagert wurde, ist ein mögliches Stabilisierungskriterium. Die Konzentration der organischen Säuren sollte geringer als 0,01 g Essigsäure-Äquivalent je g oTM sein.

Bei der getrennten aeroben Stabilisierung werden Geruchsstoffe aus dem Rohschlamm gestrippt, sodass in der Regel eine Behandlung der Abluft erforderlich ist.

6.1.5 Klärschlammkompostierung (Rotte)

Die Klärschlammkompostierung ist eine aerob-thermophile Stabilisierung von entwässertem Klärschlamm. Entscheidend für eine ausreichende Stabilisierung ist eine gute Belüftung. Das setzt eine hohe Porosität und Vermeidung anaerober Zonen im Schlamm voraus. In Reaktoren muss der Druck auf das Material durch Einbauten begrenzt werden, um eine zu starke Verdichtung zu vermeiden. Mieten müssen häufig umgesetzt werden.

Klärschlamm wird gemeinsam mit anderen festen biogenen Abfallstoffen kompostiert, um das Haufwerk so porös zu halten, dass es ausreichend mit Luftsauerstoff versorgt werden kann, sowie um anaerobe Zonen und eine dadurch bedingte Geruchsbelästigung zu vermeiden. Der zu stabilisierende Rohschlamm wird deshalb mit Strukturmaterial vermischt, z. B. mit Sägespänen oder Papierresten. In der Literatur werden diese Zuschlagstoffe vielfach fälschlich als verfahrenstechnisch notwendige Kohlenstoffträger (sogenannte C-Donatoren) bezeichnet, obwohl eine Zugabe von Kohlenstoff sachlich nicht erforderlich ist. Das zeigt auch die Tatsache, dass bei der sogenannten Flüssigkompostierung von Klärschlamm, also der getrennten aeroben Stabilisierung, kein Kohlenstoff zugesetzt werden muss.

Die Kompostierung von Klärschlamm wird meist zweistufig durchgeführt. Die erste Stufe ist eine thermophile Intensivrotte, die $T \geq 60^\circ\text{C}$ über einen ausreichenden Zeitraum erreichen sollte, um eine Desinfektion zu erreichen. Die Verweilzeit in dieser ersten Stufe sollte mindestens 14 Tage betragen. Um den Prozess durch Impfung zu beschleunigen und die Struktur des Rottegutes zu verbessern, wird der Rohschlamm in der Regel mit zurückgeführtem Kompost vermischt.

In einer anschließenden Nachrotte wird das zunächst biologisch noch sehr aktive Material mehrere Wochen, oft sogar mehrere Monate nachgerottet, um es ausreichend zu stabilisieren.

Die Intensivrotte kann in Bioreaktoren quasi-kontinuierlich oder in Mieten chargenweise durchgeführt werden. Die Nachrotte erfolgt in Mieten.

Eine thermische Desinfektion ist nur in Reaktoren sicher erreichbar. Zwar wird auch im Inneren von Mieten eine ausreichende Temperatur erreicht, doch kann eine ausreichende Temperatur und Einwirkzeit in der gesamten Miete auch bei noch so häufigem Umsetzen der Miete nicht sichergestellt werden.

Für Qualitätsmerkmale und die Prozesskontrolle gelten dieselben Kriterien wie für die Kompostierung anderer biogener Abfälle. Weitere technische Hinweise sind dem ATV-Handbuch „Klärschlamm“ (ATV 1996) zu entnehmen. In Reaktoren kann die Belüftung gesteuert werden, z. B. durch Überwachung der O_2 - oder CO_2 -Konzentration in der Abluft.

6.2 Anaerobe Stabilisierung (Schlammfäulung)

6.2.1 Verfahren

Bei der Schlammfäulung wird zwischen folgenden Verfahren unterschieden:

- offene oder geschlossene Fäulung von flüssigem Schlamm,
- unbeheizte oder beheizte Fäulung von flüssigem Schlamm,
- beheizte oder unbeheizte Fäulung von entwässertem Schlamm.

Offene Faulbehälter sollten wegen der Emission von Methan, einem starken Treibhausgas, nicht mehr verwendet werden. Auch anaerobe Teiche und Faulgruben sind offene und unbeheizte Faulbehälter. In Deutschland wurden und werden diese zunehmend durch biologische Kleinkläranlagen ersetzt. Eine häufige Abfuhr des Fäkalschlammes ist erforderlich, um die Emission von Methan gering zu halten.

Unbeheizte, geschlossene Faulbehälter können in warmen Klimazonen sinnvoll sein.

Faulbehälter für entwässerten Schlamm werden derzeit noch nicht in großtechnischem Maßstab eingesetzt. Ihr Reiz besteht darin, dass das Volumen von entwässertem im Vergleich zu flüssigem Klärschlamm nur ein Bruchteil ist. Derartige Reaktoren zur Trockenvergärung gibt es bereits für die anaerobe Stabilisierung biogener Abfälle (siehe Merkblatt DWA-M 389 „Trockenvergärung“ Entwurf in Vorbereitung 2014). Voraussetzung für eine ausreichend schnelle Fäulung ist eine Beheizung und Impfung durch Vermischung mit ausgefaultem Schlamm. Nachteilig ist der langsame Wärme- und Stofftransport im entwässerten Schlamm. Im Folgenden wird deshalb nur

die anaerobe Stabilisierung von flüssigem Klärschlamm betrachtet.

Weil die Abbaugeschwindigkeit mit der Temperatur steigt, ist das erforderliche Schlammalter von der Temperatur abhängig (siehe 4.3). Die Aufheizung des Schlammes auf eine mesophile Temperatur führt deshalb zu viel kleineren Faulbehältern im Vergleich zu psychrophilen (unbeheizten) Faulbehältern.

Die anaerobe Stabilisierung kann erfolgen als:

- psychrophile Faulung bei einer Temperatur bis ca. 30 °C,
- mesophile Faulung im Temperaturbereich zwischen ca. 30 °C und 45 °C,
- thermophile Faulung bei einer Temperatur zwischen ca. 45 °C und 60 °C.

Die mesophile Schlammfäulung ist das bei Weitem am häufigsten eingesetzte Verfahren.

Die Schlammfäulung kann einstufig – bei mehreren Behältern im Parallelbetrieb – oder mehrstufig – das heißt in Reihe – betrieben werden. Beim zweistufigen Betrieb wird die erste Stufe höher belastet als die zweite Stufe. Die Zweistufigkeit hat mehrere Vorteile:

- Im gleichen Gesamtvolumen wird ein besserer Abbau erreicht oder derselbe Abbaugrad ist in einem geringeren Volumen erreichbar.
- Eine substratbedingte Störung kann frühzeitig an einer sinkenden Gasproduktion im ersten Behälter und einer Zunahme des CO_2 -Gehaltes im Faulgas erkannt werden. Durch betriebliche Maßnahmen kann möglicherweise verhindert werden, dass auch die zweite Stufe in Mitleidenschaft gerät. Durch Umkehrung der Reihenfolge der Behälter kann der „gehemmte erste Behälter“ saniert werden, ohne ihn entleeren zu müssen. Eine „Vergiftung von Faulbehältern“ kommt zwar nur noch selten vor, da Indirekteinleiter in der Regel gut überwacht werden; infolge von Unfällen ist eine Vergiftung aber nach wie vor möglich. An eine kontinuierliche Zufuhr hemmender Stoffe kann sich eine anaerobe Biozönose in der Regel adaptieren.

In Faulbehältern der ersten Stufe wird ungefähr doppelt so viel Gas erzeugt wie in Faulbehältern der zweiten Stufe. Um eine ausreichende Flexibilität zu gewährleisten, muss deshalb das Gassystem aller Faulbehälter für die maximale Gaserzeugung in der ersten Stufe ausgelegt werden.

Faulbehälter der ersten Stufe sollten vollständig durchmischt werden. Faulbehälter der zweiten Stufe können zeitweilig auch ohne Durchmischung als Eindicker betrieben werden, um das für den Abbau erforderliche Schlammalter bei kürzerer Faulzeit erreichen zu können.

6.2.2 Bemessung

Der anaerobe biologische Abbau verläuft zunächst nach einer Reaktion erster Ordnung, d. h. die Abbaugeschwindigkeit ist zunächst proportional zur Konzentration der leicht abbaubaren organischen Stoffe (siehe Gleichung (1) in 4.1). Er erfolgt zunächst entsprechend einer Exponentialfunktion (siehe Gleichung (3) in 4.1), die sich asymptotisch dem theoretisch erreichbaren Abbaugrad (definiert als $\eta_{\text{abb}} = 100\%$) nähert. Bei sehr hohem Schlammalter werden allerdings auch schwer abbaubare Stoffe abgebaut, sodass der theoretisch erreichbare Abbaugrad überschritten werden kann. Für die Bemessung sollte ein technischer Abbaugrad von $\eta_{\text{abb}} \approx 85\%$ zugrunde gelegt werden.

Maßgebende Bemessungsgröße ist das anaerobe Schlammalter $t_{\text{TM,FB,Bem}} = (V_{\text{FB}} \cdot C_{\text{TM,FB}}) / (Q_{\text{FS}} \cdot C_{\text{TM,FS}})$. Das Schlammalter ist nur dann identisch mit der mittleren hydraulischen Verweilzeit, der Faulzeit $t_{\text{FB}} = V_{\text{FB}} / Q_{\text{RS}}$, wenn der Faulbehälter ein ideal durchmischter und durchströmter Reaktor ist, was in der Praxis nur selten der Fall ist.

Eine einstufige thermophile Faulung wird nicht empfohlen, weil diese nur als erste Stufe vor einer mesophilen Faulung sinnvoll ist, da die thermophile Stabilisierung aus thermodynamischen Gründen unvollständig bleibt (ROEDIGER et al. 1990). Sie kann die Konzentration der organischen Säuren nicht ausreichend weit vermindern, sodass der Schlamm geruchsintensiv ist und eine hohe Konzentration extrazellulärer polymerer Substanzen (EPS) aufweist.

Der Trockenrückstand des zugeführten Rohschlammes sollte mindestens 4 % und maximal 8 % betragen. Obwohl der Faulschlamm im Faulbehälter einen Trockenrückstand von nur ca. 2/3 im Vergleich zum Rohschlamm hat und seine Viskosität viel geringer ist, wird eine Eindickung des Rohschlammes auf einen Trockenrückstand von über 8 % nur dann empfohlen, wenn der Faulbehälter sehr intensiv durchmischt wird (KAPP 1984).

Für eine ausreichende, jedoch gleichzeitig wirtschaftliche Dimensionierung der Faulbehälter ist es erforderlich, über möglichst genaue Daten der anfallenden Schlammengen sowie den Trockenrückstand und Glühverlust zu verfügen (siehe 5.1). Bei bestehenden Kläranlagen sollte der gleitende 2-Wochen-Mittelwert des Schlammanfalls ermittelt und die Schlammfäulung für dessen Maximum bemessen werden.

Der Schwankungsbereich der Schlammengen im Jahresverlauf muss bei der Bemessung berücksichtigt werden. Es ist zu prüfen, für welche Teile der technischen Ausrüstung welche Maximalwerte anzusetzen sind, z. B. genügt für das Heizungssystem der maximale gleitende 2-Wochen-Mittelwert, wohingegen für das Faulgassystem sogar Stundenspitzen zu berücksichtigen sind. Roh-

schlammumpfen sind für den maximalen täglichen Schlammanfall zu bemessen.

Der Abbaugrad und damit die Faulgasproduktion werden entscheidend von folgenden Einflussfaktoren bestimmt:

- Schlammalter oder Faulzeit,
- ein- oder mehrstufiger Betrieb,
- Faulbehältertemperatur,
- Faulbehälterdurchmischung,
- Feststoffmasse, Trockenrückstand und Glühverlust des Primär- und Überschussschlammes, die wiederum abhängig sind von:
 - Art der Kanalisation (Misch-, Trenn- oder modifiziertes Mischsystem),
 - Durchflusszeit durch die Vorklärung bei Trockenwetter,
 - Verfahrenstechnik der Abwasserbehandlung sowie deren Betrieb und Auslastung,
 - Schlammalter im Belebungsbecken,
 - Zugabe von leicht abbaubarem CSB (z. B. von Methanol),
 - gesteigerte biologische P-Elimination,
 - Art und Dosierung von Fällmittel zur P-Elimination.

Unter Abschätzung der Anteile leicht abbaubarer Stoffe an den organischen Feststoffen im Primärschlamm (z. B. 70 % der oTM) und im Überschussschlamm (z. B. 45 % der oTM) ist deren Abbau mit dem technischen Abbaugrad η_{abb} berechenbar. Eine hinreichende Stabilisierung wird ab einem technischen Abbaugrad von $\eta_{\text{abb}} \geq 80 \%$ erreicht (siehe 4.1). Hierbei ist zu berücksichtigen, dass das Schlammalter im Jahresmittel größer ist als das Bemessungsschlammalter, sodass im Jahresmittel der Abbau besser und der Faulschlammanfall geringer ist. Überschlägig kann bei guter Ausrüstung, einem ordnungsgemäßen Betrieb und einem Verhältnis der Trockenmassen des Primär- und Überschussschlammes von etwa 1:1 mit einem Abbau von ca. 50 % der zugeführten organischen Feststoffmasse gerechnet werden. Der Gasertrag liegt unter diesen Bedingungen bei ca. $0,44 \text{ m}^3 \text{ i. N./kg oTM}_{\text{zu}}$. In Tabelle 9 sind der Abbaugrad und Gasertrag der wichtigsten Schlammströme aufgeführt.

Je nach Charakteristik des Abwassers und der darin enthaltenen Feststoffe sowie in Abhängigkeit von der Verfahrenstechnik der mechanischen und biologischen Abwasserbehandlung kann im Jahresmittel mit einer Faulgasproduktion von $6 \text{ m}^3 \text{ i. N.}/(\text{E} \cdot \text{a})$ bis $8 \text{ m}^3 \text{ i. N.}/(\text{E} \cdot \text{a})$ gerechnet werden. Weitere Hinweise sind dem Merkblatt DWA-M 363 zu entnehmen.

Trockenes Faulgas besteht zu etwa zwei Dritteln aus Methan (CH_4) und zu einem Drittel aus Kohlenstoffdioxid (CO_2). In geringen Mengen sind auch andere Gase (z. B. NH_3 und H_2S) enthalten. Faulgas ist mit Wasserdampf gesättigt, dessen Anteil vom temperaturabhängigen Wasserpartialdruck abhängt. Der Heizwert von Methan beträgt ca. $10 \text{ kWh}/\text{m}^3 \text{ i. N.}$

Tabelle 9: Abbaugrad und Gasertrag der Schlämme im Jahresmittel bei einem technischen Abbaugrad der leicht abbaubaren organischen Trockenmasse von $\eta_{\text{abb}} = 85 \%$

Schlammart	Glühverlust (%)	Leicht abbaubare oTM _{zu} (% der oTM _{zu})	Abbau (% der oTM _{zu})	Abbau (% der TM _{zu})	Gasertrag (m ³ i. N./kg oTM _{zu})
Primärschlamm (PS)	75	70	60	45	0,57
Überschussschlamm (ÜS)	72	45	38	29	0,33
Rohschlamm (RS)	73	57	48	35	0,44

Tabelle 10 enthält für die Bemessung empfohlene Untergrenzen für das anaerobe Schlammalter bzw. die Faulzeit sowie Obergrenzen für die Raum- und Schlammbelastung in Abhängigkeit von der Anlagengröße. Die Bemessung erfolgt bevorzugt mit gemessenen maximalen 2-Wochen-Mittelwerten, ersatzweise mit 85-Perzentilen aus Tabelle 6 (siehe 5.1.2). Die Einteilung in Größenklassen wurde aus dem Merkblatt DWA-M 380 übernommen. Für Kläranlagen größer 100 000 *EW* wurde das Schlammalter bzw. die Faulzeit für die einstufige und zweistufige Faulung aus Bild 2 (siehe 4.1) bei einer Temperatur von 35 °C und einem technischen Abaugrad von ca. 85 % entnommen. Für Kläranlagen einer Ausbaugröße zwischen 50 000 *EW* und 100 000 *EW* wurde ein Sicherheitsfaktor SF für das Schlammalter von 1,15 und für Kläranlagen unter 50 000 *EW* ein solcher von 1,25 gewählt. Diese Sicherheitsfaktoren berücksichtigen, dass die Rohschlammmenge auf kleineren Kläranlagen stärker schwankt und dass der Betrieb der Schlammfaulungsanlage in der Regel weniger leicht optimierbar ist.

Die Raumbelastung weist als Bemessungsgröße den Nachteil auf, dass sie die Konzentration der aktiven Biomasse im Faulbehälter (die vereinfacht als oTM bestimmt wird) nicht berücksichtigt. Erfahrungen zeigen, dass diese von Anlage zu Anlage sehr unterschiedlich ist und von üblichen, bei der Bemessung angesetzten Konzentrationen erheblich abweichen kann. Der Stoffumsatz der Hydrolyse und die Umsetzung von organischen Säuren in Methan sind aber bei gleicher Konzentration der Ausgangsstoffe proportional zur Masse der aktiven Biomasse im Faulbehälter. Aus diesem Grund wurden in Tabelle 10 empfohlene Obergrenzen für die Schlammbelastung aufgenommen.

Die Schlammbelastung ist bei gegebener Feststoffkonzentration und gegebenem Glühverlust aus dem Schlammalter zu berechnen, das in einem voll durchmischten Faulbehälter der Faulzeit entspricht. Insbesondere dann, wenn eine Co-Vergärung erfolgt, ist die Schlammbelastung durch leicht abbaubare organische Stoffe ein besseres Maß als die Schlammbelastung durch organische Stoffe.

Die zugeführte Masse der leicht abbaubaren Stoffe oder des leicht abbaubaren CSB kann mittels Faulversuchen gemäß VDI-Richtlinie 4630 gemessen oder über die in Tabelle 9 (Spalte 3) angegebenen Verhältnisse abgeschätzt werden.

Die Grenzen für die organische Schlammbelastung durch leicht abbaubare organische Feststoffe in Tabelle 10 wurden unter Ansatz eines Glühverlustes von 75 % und eines abbaubaren Anteils der oTM von 60 % im Rohschlamm berechnet. Spitzenwerte können z. B. dann auftreten, wenn viel externer Kohlenstoff (z. B. in Form von Methanol) bei der Abwasserbehandlung zugegeben werden muss, um eine ausreichende Denitrifikation sicherzustellen. Die Temperatur im Faulbehälter wurde mit 37 °C angesetzt. Für die Berechnung der Raumbelastung wurde von einer Feststoffkonzentration des Rohschlammes in Höhe von 60 kg/m³ (TR = 6,0 %) ausgegangen.

Die in Tabelle 10 aufgenommenen Werte für die Schlamm- und Raumbelastung mit leicht abbaubarem CSB wurden unter der Annahme berechnet, dass die Schlämme ein CSB/oTM-Verhältnis von 1,7 aufweisen.

Die Schlammbelastungen in Tabelle 10 wurden für üblich zusammengesetzten Rohschlamm aus dem Schlammalter abgeleitet. Für besondere und andersartige Schlämme sowie auch für dünne Rohschlämme müssen die Empfehlungen für die Raumbelastung angepasst werden.

Voraussetzung für die Werte in Tabelle 10 ist, dass das gesamte Faulbehältervolumen dauerhaft aktiv genutzt wird. Wenn das nicht sichergestellt werden kann, insbesondere wegen nicht ausreichender Durchmischung, müssen entsprechende Zuschläge zum Schlammalter und zur Faulzeit bzw. Abschläge auf die Schlamm- und Raumbelastungen gemacht werden.

Die in Tabelle 10 enthaltenen Raum- und Schlammbelastungen durch leicht abbaubare Stoffe können mittels der in Tabelle 9 (Spalte 3) angegebenen Verhältnisse in Raum- und Schlammbelastungen durch die gesamten organischen Stoffe umgerechnet werden.

Die CSB-Schlamm- und -Raumbelastungen der zweiten Stufe sind in allen Fällen geringer als diejenigen der einstufigen Faulung, sodass der Schlamm bei der zweistufigen Faulung trotz des geringeren Gesamtvolumens mindestens ebenso gut stabilisiert wird.

Für die Bemessung von Faulgasanlagen ist das Merkblatt DWA-M 212 zu beachten.

Tabelle 10: Für die Bemessung empfohlenes Gesamtschlammalter sowie empfohlene Raum- und Schlammbelastungen einer einstufigen Faulung; die Werte in Klammern gelten entsprechend für eine zweistufige Faulung; Werte in runden Klammern beziehen sich auf deren erste Stufe und Werte in eckigen Klammern auf deren zweite Stufe

Anlagengröße in EW (E)		< 50 000	50 000 – 100 000	> 100 000
enthaltener Sicherheitsfaktor SF	–	1,25	1,15	1,0
Gesamtschlammalter	d	20 – 28 (14 – 19)	18 – 25 (13 – 17)	16 – 22 (12 – 15)
organische Schlammbelastung durch leicht abbaubare Stoffe	kg oTM _{abb} /(kg oTM·d)	0,05 – 0,06 (0,11 – 0,14) [0,04 – 0,06]	0,05 – 0,07 (0,12 – 0,15) [0,04 – 0,07]	0,06 – 0,07 (0,14 – 0,16) [0,05 – 0,08]
	kg CSB _{abb} /(kg oTM·d)	0,08 – 0,10 (0,19 – 0,24) [0,06 – 0,10]	0,09 – 0,11 (0,21 – 0,26) [0,08 – 0,11]	0,10 – 0,13 (0,23 – 0,28) [0,09 – 0,13]
organische Raumbelastung durch leicht abbaubare Stoffe	kg oTM _{abb} /(m ³ ·d)	1,0 – 1,4 (2,9 – 3,9) [0,8 – 1,3]	1,1 – 1,5 (3,2 – 4,2) [0,9 – 1,4]	1,2 – 1,7 (3,6 – 4,5) [1,1 – 1,6]
	kg CSB _{abb} /(m ³ ·d)	1,7 – 2,3 (4,8 – 6,6) [1,3 – 2,2]	1,8 – 2,6 (5,4 – 7,1) [1,5 – 2,5]	2,1 – 2,9 (6,1 – 7,7) [1,9 – 2,8]

6.2.3 Bau und Verfahrenstechnik

6.2.3.1 Bauformen von Faulbehältern

Auffälliges optisches Kennzeichen von Kläranlagen mit anaerober Schlammstabilisierung sind ein oder mehrere zylindrische, ei- oder kugelförmige, wärmegeämmte Faulbehälter aus Stahl, Stahlbeton oder Spannbeton. Die Gestaltung von Faulbehältern erfolgt unter Berücksichtigung bautechnischer Bedingungen – beispielsweise der Gründung oder einer Höhenbeschränkung – sowie ihrer verfahrenstechnischen Funktion.

Günstig gewählte Formen erleichtern die Durchmischung, wirken Bodenablagerungen entgegen, vermeiden die Bildung von Schwimmdecken und erleichtern das Entfernen von Schwimmstoffen sowie die Gasentnahme. Da in Faulbehältern mit Schaumbildung zu rechnen ist, sollte der Faulbehälterkopf so ausgebildet sein, dass ein Übersäumen und Eindringen von Schaum in die Gasleitung vermieden wird.

Bild 7 zeigt Grundformen von Faulbehältern. Die klassische kontinentaleuropäische Form besteht aus einem zylindrischen Mittelteil ($H/D \approx 1$) sowie einem unteren und oberen Konus. Sie wird eingesetzt für Faulbehälter mit einem Volumen bis etwa 5 000 m³. Wird die Steigung für den unteren Konus mit 45° bis 60° und für den oberen Konus mit 20° bis 45° gewählt, so bietet diese Form gute Voraussetzungen für das Durchmischen des Behälterinhaltes. Eine steile Sohle des Faulbehälters vermeidet Bodenablagerungen und erleichtert den Abzug von sandhaltigem Bodenschlamm. Die konische Ausbildung des Faulbehälterkopfes diente früher dazu, Schwimmstoffe von einer kleinen Oberfläche austragen zu können, entweder über eine Schwimmschlammtür oder ein Rohr mit großem Durchmesser, Einlauftrichter und Schnellschlussschieber. Heute müssen aber nur noch selten Schwimmstoffe abgezogen werden, da zunehmend eingesetzte Feinsiebe den Eintrag von Störstoffen in Faulbehälter vermindern.

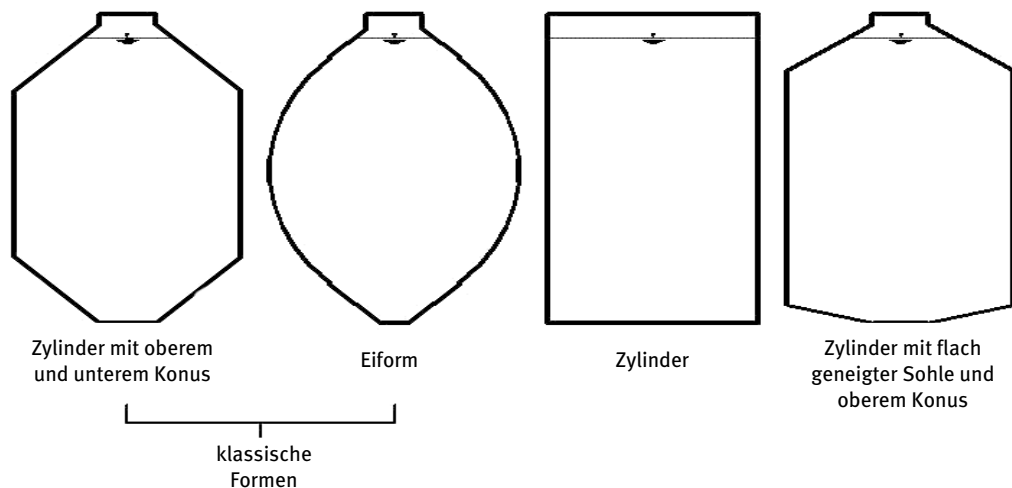


Bild 7: Grundformen von Faulbehältern

Die Eiform ist eine weitere Verbesserung der klassischen europäischen Bauform für Faulbehälter; sie wurde durch Fortschritte beim Spannbetonbau ermöglicht und wird auch oft für Stahlbehälter gewählt, insbesondere in Ländern, in denen die erforderlichen Schalungen für den Betonbau schlecht verfügbar sind. Wegen des steilen unteren Trichters, der kleinen Schlammoberfläche und der kontinuierlichen Wandkrümmung ist diese Form besonders günstig für die Durchmischung mit Schraubenschauflern oder einer Gaseinpressung über Ringdüsen. Wegen des geringen Verhältnisses von Oberfläche zu Inhalt sind die Wärmeverluste gering. Eiförmige Faulbehälter werden auf mittleren bis sehr großen Anlagen eingesetzt; ihr Volumen beträgt heute bis zu 17 000 m³.

Ein Zylinder oder Kubus mit flacher Sohle hat bautechnische Vorteile, erfordert jedoch eine intensivere Durchmischung, um Ablagerungen zu vermeiden. Für diese Behälterform ist zur Durchmischung eine Gaseinpressung mit hängenden Lanzen und sind Gasdruckheber oder Rührwerke geeignet. Der Bau solcher Faulbehälter ist weniger aufwendig, zumal keine tiefe Gründung erforderlich ist. Ihre große Schlammoberfläche vermindert Schaumprobleme, erschwert aber den Austrag von Schwimmstoffen. Das Abwasser oder der Rohschlamm sollte deshalb fein gesiebt werden. Der Zylinder oder Kubus sollte ein Höhe/Durchmesser- bzw. Höhe/Breite-Verhältnis von mindestens 1 : 1 haben.

Kombinationen der Grundformen sind möglich, zum Beispiel zylindrische Behälter mit flacher Decke und steilem unterem Konus.

Wenn in der Belebungsanlage hydrophobe fadenförmige Mikroorganismen gebildet und angereichert werden, z. B. *Microthrix parvicella* oder *nocardiaforme Actinomyces*, neigen Faulbehälter zum Schäumen. Für solche Fälle sind Faulbehälter mit einer großen Schlammober-

fläche günstig. Insbesondere in Faulbehältern mit oberem Konus sollte der Schlamm Spiegel möglichst weit abgesenkt werden können, um die Schlammoberfläche und den Abstand zur Gashaube zu vergrößern. Das hat Auswirkungen auf die Auswahl des Durchmischungssystems. Schraubenschaufler und Gasdruckheber sind in solchen Fällen ungeeignet.

Die Faulbehälterform und das System zur Durchmischung stehen in engem Zusammenhang: Für jede Form und Größe gibt es besonders geeignete Systeme.

Zumeist sind Plattformen auf Faulbehälterköpfen Wind und Wetter ausgesetzt. Das erschwert den Betreibern insbesondere während der kalten Jahreszeit eine regelmäßige Inspektion. Deshalb wird empfohlen, diese Plattformen mit einem Windschutz am Umfang und einer Abdeckung gegen Niederschlag zu versehen. Natürlich müssen diese Umbauten gut durchlüftet sein, damit sich in dem gebildeten Raum keine explosionsfähige oder toxische Atmosphäre bilden kann.

6.2.3.2 Ausrüstung

Die Qualität der technischen Ausrüstung von Faulbehältern hat entscheidenden Einfluss auf ihren Betrieb. Die heute übliche Verwendung von nichtrostendem Stahl (Edelstahl) für Rohrleitungen und Einbauteile trägt dazu bei, dass Schlammfaulungsanlagen ohne Entleerung des Behälters jahrzehntelang betrieben werden können.

DIN EN 12255-8 verlangt, dass alle maschinellen Komponenten ohne Entleerung des Faulbehälters ausgetauscht werden können. Dies gilt insbesondere für Rührwerke, aber grundsätzlich auch für alle Komponenten, die gelegentlich gewartet werden müssen.

Pumpen und andere maschinelle Einrichtungen, die für einen sicheren Betrieb der Faulung erforderlich und nicht kurzfristig austauschbar sind, sollten redundant ausgeführt werden. Bei kleineren Anlagen kann es genügen, wenn Austauschaggregate auf Lager liegen. Hierdurch können erhebliche Kosten für Rohrleitungen, Schieber und die Steuerungstechnik eingespart werden.

Die Verwertung von Faulgas ist Gegenstand des Merkblattes DWA-M 363, auf das verwiesen wird.

6.2.3.3 Beschickung und Impfung

Faulbehälter werden in der Regel als vollständig durchmischte biologische Reaktoren im Überlauf betrieben. Bei der Beschickung mit Rohschlamm wird die gleiche Menge Faulschlamm verdrängt. Kurzschlussströmungen während der Beschickung sind unbedingt zu vermeiden, d. h. der Ort, an dem Rohschlamm zugeführt wird, muss weit entfernt liegen von dem Ort, von dem Faulschlamm verdrängt wird. Wenn z. B. Rohschlamm oben zugeführt wird, sollte Faulschlamm vom Boden über eine Steigleitung verdrängt werden. Umgekehrt sollte Faulschlamm (oder Faulwasser) von oben verdrängt werden, wenn der Rohschlamm unten zugeführt wird.

Faulschlamm sollte nicht in offene Schächte überlaufen, insbesondere dann nicht, wenn er über eine Steigleitung von unten aus dem Faulbehälter verdrängt wird, weil durch den erfolgenden Druckabfall viel Faulgas freigesetzt und emittiert wird. Das führt zu Korrosion und zur Emission von Geruch und Treibhausgasen. Es gibt geschlossene Überläufe, die zum Druckausgleich und zum Abführen des frei werdenden Faulgases an die Faulgasleitung angeschlossen werden. Auch Nacheindicker und Stapelbehälter für Faulschlamm sollten an das Faulgas-system angeschlossen werden.

Bevor Faulschlamm oben aus dem zweiten Behälter einer zweistufigen Anlage verdrängt wird, kann es vorteilhaft sein, den zweiten Behälter eine Zeit lang nicht zu durchmischen, sodass Feststoffe sedimentieren können. Auf diese Weise wird oben relativ dünner Faulschlamm verdrängt und im zweiten Behälter reichern sich Schlammfeststoffe an, sodass das Schlammalter über die Faulzeit hinaus verlängert wird, wodurch der Abbaugrad erhöht wird.

Faulbehälter sollten möglichst kontinuierlich beschickt werden, um ihre Belastung zu vergleichmäßigen. Bei kleineren Anlagen, in denen dies wegen der geringen täglichen Rohschlammmenge kaum möglich ist, ist ein quasi-kontinuierlicher Betrieb erforderlich. Diese Forderung kann bei zur Desinfektion dienenden thermophil betriebenen Faulbehältern nicht oder nur eingeschränkt erfüllt werden, weil die für die Desinfektion einzuhalten- de Mindestverweilzeit die Dauer zwischen dem Ende der Entnahme einer Charge und dem Beginn der Zufuhr einer neuen Charge begrenzt.

Wenn der Faulbehälterinhalt nach dem Beschicken schnell und intensiv durchmischt wird, kann der Faulbehälter auch mit großen Rohschlamm-Chargen beschickt werden. Hierbei ist allerdings zu beachten, dass nach dem Beginn der Beschickung mit nur kurzer Verzögerung die Gasproduktion ansteigt und ungefähr zwei Stunden nach dem Ende der Beschickung einen Spitzenwert erreicht, der bis zum Doppelten der mittleren stündlichen Gasproduktion betragen kann. Der Schlamm in einem mesophil betriebenen Faulbehälter kühlt nur wenig ab, wenn eine kühle Rohschlamm-Charge eingemischt wird. Durch kontinuierliches Beheizen des Umwälzschlammes wird der Inhalt bis zum Beschicken der nächsten Charge wieder erwärmt. Es ist deshalb nicht erforderlich, den Rohschlamm bereits vor der Beschickung auf die Behältertemperatur vorzuwärmen, was bei kleineren Anlagen ohnehin nicht sinnvoll ist.

Das Beheizen des Faulbehälters, d. h. die Erwärmung des Rohschlammes und der Ausgleich von Wärmeverlusten, erfolgt in der Regel mittels eines Heizschlamm-Umwälzsystems (siehe 6.2.3.5).

6.2.3.4 Durchmischung

Die Durchmischung des Faulbehälterinhaltes hat folgende Aufgaben:

- schnelle und gleichmäßige Verteilung des Rohschlammes (Substrates) im Faulbehälter,
- Vermeidung von Konzentrations- und Temperaturgradienten,
- Beschleunigung von Stoff- und Wärmetransportvorgängen,
- Vermeidung von Totzonen und Ablagerungen,
- Minimierung von Kurzschlussströmungen,
- Vermeidung von Schwimmdecken,
- Förderung der Entgasung,
- Vermeidung von Störungen oder Unterbrechungen des Betriebes.

Zur Durchmischung von Faulbehältern sollte besser zu viel als zu wenig Leistung bereitgestellt werden. Durch intensiveres Durchmischen bleibt ein größerer Teil des Faulbehältervolumens langfristig nutzbar und wird eine Entleerung von Faulbehältern und der Einsatz von Tauchern zum Entfernen von Sandablagerungen vermieden. Das voll durchmischte Faulbehältervolumen und das Ausmaß von Kurzschlussströmung können mittels Tracer-Versuchen, z. B. unter Zugabe von Lithium- oder Kalium-Bromid, bestimmt werden.

Zum Durchmischen werden überwiegend folgende Einrichtungen eingesetzt:

- außenliegende Umwälzpumpen,
- Faulschlammischer (z. B. Schraubenschaufler),
- außenliegende Verdichter zur Faulgaseinpressung über Ringdüsen, Einhängelanzen oder Gasdruckheber,
- Rührwerke.

Die Wahl des Durchmischungssystems hängt von der Form und Größe der Faulbehälter ab. Generelle Empfehlungen für oder gegen das eine oder andere System sind deshalb nicht möglich. Es gibt auch Faulbehälter, die mit mehreren Systemen ausgerüstet sind, z. B. mit einem Schraubenschaufler für das Zentrum und einer Gaseinpressung für die Peripherie.

Außenliegende Umwälzpumpen sind nur zum Durchmischen von Faulbehältern bis zu einer Größe von ca. 500 m³ ausreichend (siehe DIN EN 12255-8) und auch nur dann, wenn diese einen steilen unteren Konus haben. Zum Vorimpfen und Heizen muss der Faulbehälterinhalt mindestens einmal täglich umgewälzt werden. Für eine ausreichende Durchmischung sollte er aber täglich etwa 10-mal umgewälzt werden, was eine Leistungsdichte P/V_R von 6 W/m³ bis 10 W/m³ erfordert. Bei größeren Behältern werden die Pumpenleistung und Nennweite der Umwälzleitung tendenziell zu groß. Unter energetischen Gesichtspunkten ist das Verfahren wenig effizient, weil der überwiegende Teil der Pumpenergie zum Überwinden von Rohrreibungsverlusten verwendet wird und nur ein kleiner Teil als kinetische Energie in den Faulbehälter gelangt, und das auch nur punktuell. Durch Anordnung von Schlammdüsen kann zwar die eingebrachte kinetische Energie erhöht und der Umwälzstrom vermindert werden, dann sind allerdings Zerkleinerungsaggregate erforderlich, um ein Verstopfen der unzugänglichen Düsen zu verhindern. Das Verfahren kann eine vollständige Durchmischung des Faulbehälterinhaltes nicht sicherstellen, sodass Toträume nicht zu vermeiden sind.

Schraubenschaufler sind Faulschlammischer mit einem innenliegenden Steigrohr, das über mehrere mit der Behälterwand verbundene Stangen oder Seile an der vertikalen Achse des Faulbehälters zentriert ist. Im oberen trompetenförmigen Ende des Steigrohrs ist eine über eine vertikale Welle angetriebene Schraube angeordnet, die mit einer Umlenkscheibe versehen ist. Die Schraube kann Schlamm durch das Steigrohr nach unten drücken oder nach oben ziehen. Die Umlenkscheibe dient bei der Aufwärtsförderung zum Umlenken und Aufspritzen des Schlammes auf den Schlamm Spiegel und bei Abwärtsförderung zum Umlenken von Schwimmstoffen in das Steigrohr.

Schraubenschaufler sind nur in hohen und schlanken Faulbehältern effektiv, weil der umgewälzte Schlamm auf kurzem Weg innerhalb eines spindelförmigen Volumens vom einen zum anderen Ende des Steigrohrs zurückströmt. Deshalb werden Schraubenschaufler bevorzugt in eiförmigen oder schlanken zylindrischen Faulbehältern mit steilen unteren und oberen Konen eingesetzt.

Für eine ausreichende Durchmischung sollte etwa das 10-fache des Faulbehältervolumens täglich umgewälzt werden. Unter energetischen Gesichtspunkten sind Faulschlammischer wesentlich effizienter als außenliegende Umwälzpumpen, weil die Rohrreibungsverluste in einem geraden Steigrohr viel geringer sind als in langen, mit Krümmern und Schiebern versehenen Umwälzleitungen. Die Leistungsdichte von Faulschlammischern P/V_R beträgt bei größeren Behältern ca. 3 W/m³ bis 6 W/m³. Werden ungünstige Viskositätsbedingungen erwartet, kann eine erhöhte Leistungsdichte bis ca. 10 W/m³ erforderlich sein.

Der Einsatz von Schraubenschauflern kann problematisch sein, weil es zu Erschütterungen und sogar zu Schäden durch Resonanzschwingung kommen kann. Schraubenschaufler sind nur funktionsfähig, wenn die Schlamm Spiegelhöhe fast konstant ist (± 15 cm). Das kann beim zweistufigen Betrieb von Faulbehältern zu Problemen führen, weil der Schlamm Spiegel im ersten Behälter höher ist als im zweiten. Die Höhendifferenz ist nicht nur von der Geometrie der Verbindungsleitung zwischen den Faulbehältern abhängig (eine gestreckte Leitungsführung ohne Umlenkungen sowie ein großer Leitungsdurchmesser wird empfohlen), sondern auch von der Viskosität des Schlammes und seiner Neigung zum Schäumen.

Wenn sich im Faulbehälter hydrophobe Bakterien anreichern, z. B. *nocardiaforme Actinomyceten* oder *Microthrix parvicella*, und der Schlamm demzufolge stark schäumt, hilft nur ein Absenken des Schlamm Spiegels, um seine Oberfläche und seinen Abstand von der Gashaube zu vergrößern und um dadurch einen ordentlichen Betrieb aufrechtzuerhalten. Schraubenschaufler sind bei abgesenktem Schlamm Spiegel wirkungslos.

Die Schraube kann zwar in gewissem Umfang Schaum in den Schlamm drücken, dadurch wird dieser aber nur verdichtet und nicht zerstört. Das darin enthaltene Gas treibt den Schaum wieder zur Schlamm Oberfläche auf. Schraubenschaufler sollten deshalb nur installiert werden, wenn die Gefahr einer starken Schaumbildung im Faulbehälter gering ist.

Eine andere Art von Faulschlammischern sind **Gasdruckheber**. In eine Vielzahl von vertikal angeordneten Rohren wird unten Faulgas eingepresst. Sie arbeiten nach dem Prinzip der Mammutpumpe. Sie eignen sich

nur für Faulbehälter mit flacher Sohle und großer Oberfläche. Gasdruckheber werden in Deutschland nur selten eingesetzt.

Rührwerke sind für kleinere bis mittelgroße Faulbehälter geeignet, wenn sie einfach und ohne Betriebsunterbrechung herausgezogen werden können.

Seit Jahrzehnten werden zentrale Rührwerke mit einem Rührflügel oder mehreren großen und mit mäßiger Geschwindigkeit rotierenden Rührflügeln eingesetzt, die durch im Faulbehälterkopf vorgesehene Aussparungen herausgehoben werden können. In der Regel werden solche Rührwerke so betrieben, dass sie den Schlamm im Zentrum des Reaktors mit hoher Geschwindigkeit nach unten treiben, sodass er radial über dem meist flachen Reaktorboden mit abnehmender Geschwindigkeit nach außen strömt. Am Umfang des Reaktorbodens sollte die radiale Strömungsgeschwindigkeit noch mindestens 0,3 m/s betragen, um Sandablagerungen zu verhindern. Die erforderliche Leistungsdichte P/V_R ist von der Schlamviskosität sowie der Geometrie des Faulbehälters und der Rührwerke abhängig und beträgt 3 W/m³ bis 10 W/m³. Die Rotation des gesamten Schlammkörpers im kreisförmigen Reaktor wird durch den Einbau von Strömungsbrechern unterbunden.

Seit einigen Jahren werden auch Rührwerke installiert, die an Hüllrohren angeflanscht sind, die am Umfang des Reaktors angeordnet sind und schräg nach oben bis über die Schlammspiegelhöhe ragen, sodass diese Rührwerke mit verhältnismäßig kleinen und schnell rotierenden Propellern ohne Betriebsunterbrechung des Reaktors herausgezogen werden können.

Neuerdings kommen auch Rührwerke mit Tauchmotor zum Einsatz. Mehrere Rührwerke werden in der Nähe des inneren Reaktorumfanges an installierten vertikalen Stangen geführt und können über Ketten durch Aussparungen in der Decke herausgezogen werden.

Schräg- und Tauchrührwerke wurden zunächst in landwirtschaftlichen Biogasanlagen eingesetzt. Sie werden so angeordnet und ausgerichtet, dass die von ihnen erzeugte Strömung eine tangentiale und radiale Komponente aufweist. Die erforderliche Anzahl der Rührwerke je Reaktor ist abhängig von seinem Durchmesser. Die verhältnismäßig kleinen Propeller haben eine hohe Drehzahl, sodass die Scherbeanspruchung des Schlammes groß ist.

Schräg- und Tauchrührwerke erzeugen über dem meist flachen Reaktorboden Primärströmungen mit einer radialen und tangentialen Komponente. Das sich im Reaktor ausbildende Strömungsmuster sollte so beschaffen sein, dass die Strömungsgeschwindigkeit über der gesamten Reaktorsohle mindestens 0,3 m/s beträgt.

Die erforderliche Leistungsdichte von Rührwerken ist insbesondere von der Viskosität und den hydraulischen Strömungsbedingungen im Reaktor abhängig. Ein großer Teil der mittels schnell laufender Rührflügel eingebrachten Energie wird bereits im Nahbereich der Rührwerke in Turbulenz umgesetzt, wodurch ihre großräumige Wirkung vermindert wird. Je schneller Rührflügel rotieren, umso geringer ist deshalb ihre energetische Effizienz und umso höher die erforderliche Leistungsdichte.

An Rührflügeln und um Wellen, an Stangen, Seilen und Ketten können sich Verzapfungen bilden. Das kann zu Unwucht und zum Brechen der Welle führen und das Herausheben von Rührwerken stark behindern.

Die **Faulgaseinpressung** ist ein seit Jahrzehnten bewährtes Durchmischungsverfahren. Das Faulgas wird hierbei verdichtet und alternierend in verschiedene Zonen im unteren Teil des Faulbehälters eingepresst. Bei eiförmigen und mit einem steilen unteren Konus versehenen Faulbehältern werden am Umfang des Konus Düsen installiert. Bei Faulbehältern mit flacher Sohle werden flexible Lanzen in der Decke eingehängt, die ohne Betriebsunterbrechung herausgezogen werden können.

Auf einer Seite im Faulbehälter aufsteigende Gasblasen erzeugen dort eine nach oben gerichtete Schlammströmung und auf der gegenüberliegenden Seite eine entsprechende Abwärtsströmung. Die großen an der Schlammoberfläche austretenden Gasblasen verhindern die Bildung von Schwimmdecken. Sie können aber durch Turbulenz eine vorhandene Neigung zum Schäumen verstärken. Die Wirkung der Gaseinpressung wird durch ein Absenken des Schlammspiegels nicht beeinträchtigt.

Die Gaseinpressung wird in der Regel nicht kontinuierlich betrieben, sondern mit hoher Leistungsdichte für eine bestimmte Zeit in einer bestimmten Zone. Deshalb kann ein Gasverdichter für mehrere Faulbehälter verwendet werden. Übliche Einpressdauern sind ca. 16 h/d in Faulbehältern der ersten Stufe und 8 h/d in Behältern der zweiten Stufe. Die Rohrreibungsverluste sind gering und die aufsteigenden Gasblasen übertragen ihre gesamte Kompressionsenergie auf den Schlamm in Form von kinetischer Energie. Je nach Schlamviskosität und Faulbehältergeometrie beträgt die erforderliche Leistungsdichte P/V_R während der Gaseinpressung 3 W/m³ bis 10 W/m³.

Bei allen Systemen zur Durchmischung von Faulbehältern kann die für eine ausreichende Durchmischung erforderliche Leistungsdichte die oben angegebenen Werte überschreiten, wenn der zugeführte Überschussschlamm maschinell eingedickt und hoch-viskos ist. Da für einen längerfristigen Betrieb keine gesicherten Voraussagen über die Veränderung von Viskositätsbedin-

gungen möglich sind, wird empfohlen, eine hohe Leistungsdichte für die Durchmischung bereitzustellen.

Die Leistungsdichte allein ist kein hinreichendes Maß zum Vergleich von Durchmischungssystemen, weil sie deren Effizienz nicht berücksichtigt.

6.2.3.5 Beheizung

Methanbakterien reagieren auf kurzfristige Änderungen der Temperatur von mehr als 2 °C empfindlich, sodass diese nur langsam verändert werden sollte.

Faulbehälter werden in der Regel über außenliegende Wärmetauscher geheizt. In Faulbehältern eingebaute Wärmetauscher haben sich nicht bewährt. In besonderen Fällen können auch Niederdruck-Dampfdüsen (Dampfinjektoren) zum Aufheizen von Schlamm auf höhere Temperaturen eingesetzt werden. Sie können auch eingesetzt werden, um hoch-viskose Schlämme zu erwärmen.

Die Leistung des Heizungssystems ist so zu bemessen, dass auch im Winter bei niedriger Rohschlamm- und Umgebungstemperatur eine sichere Aufheizung des Rohschlammes und der Ausgleich von Wärmeverlusten gewährleistet sind. Die Beheizung erfolgt kontinuierlich durch Wärme aus dem Gesamt-Heizungssystem, das mit Heißwasser aus einem Heizkessel oder Blockheizkraftwerk (BHKW) versorgt wird. Auch für kleinere Schlammfaulungsanlagen ist heute ein BHKW wirtschaftlich. Ein Heizkessel muss zur Redundanz vorhanden sein. Der Heizkessel muss mit einem zweiten Energieträger, vorzugsweise mit Erdgas oder, falls kein Anschluss zum Gasnetz besteht, mit Propangas oder Heizöl betrieben werden können. Schon um die Faulungsanlage in Betrieb nehmen zu können, ist ein zusätzlicher Heizenergieträger erforderlich.

Faulbehälter sind gegen Wärmeverlust zu dämmen. Wenn der Rohschlamm stark eingedickt und der Faulbehälter gut wärmedämmend ist, ist die in einem Blockheizkraftwerk (BHKW) erzeugte Wärme zum Beheizen ausreichend. Es ist möglich, Faulbehälter während der wärmeren Jahreszeit mit ausreichend vorhandenem Faulgas oder überschüssiger Abwärme aus einem BHKW auf Temperaturen über 40 °C aufzuheizen, wodurch der Abbaugrad gesteigert wird. Wegen der im Faulbehälter gespeicherten großen Wärmemenge geht dann während der kalten Jahreszeit, wenn gegebenenfalls Wärmemangel besteht, die Temperatur nur verzögert zurück. Während der kalten Jahreszeit kann die Temperatur im Faulbehälter auf unter 35 °C absinken, wobei allerdings der Abbaugrad zurückgeht. Die Schlammtemperatur in Faulbehältern darf nur langsam verändert werden (≤ 2 °C je Woche), sodass sich die Biozönose gut adaptieren kann. Vor einem Betrieb mit über 40 °C ist die Statik von Betonbehältern zu überprüfen.

Zur Schlammwärmerückgewinnung werden üblicherweise Wasser-Schlamm-Doppelrohrwärmetauscher verwendet. Es wird empfohlen, nicht Rohschlamm sondern Umwälzschlamm oder ein Gemisch von beiden zu erwärmen, weil im Rohschlamm enthaltene Fette bei Erwärmung verseifen können, was zur Bildung von Belägen auf der Wärmeübertragungsfläche führt. Schlamm sollte in Wärmetauschern turbulent strömen, um Beläge zu vermeiden und einen guten schlammseitigen Wärmeübergang zu erreichen. Auch das Wasser sollte turbulent strömen. Die Viskosität des Schlammes beeinflusst den Übergang von der laminaren zur turbulenten Strömung (dieser erfolgt bei $Re \approx 2\,320$), sodass die erforderliche Geschwindigkeit des Schlammes im Wärmetauscher proportional zu seiner Viskosität steigt. Der Stromverbrauch der Pumpen steigt entsprechend.

Wenn der Schlamm thermisch desinfiziert wird, ist eine Wärmerückgewinnung zweckmäßig. Grundsätzlich werden auch thermophil betriebene Faulbehälter mit einer Wärmerückgewinnung versehen. Eine solche ist zwar auch bei mesophil betriebenen Faulbehältern möglich, um den Rohschlamm um ca. 10 °C vorzuwärmen, sie kann aber nur dann wirtschaftlich sein, wenn auf der Kläranlage Wärmemangel herrscht, z. B. weil Wärme zur Unterstützung einer Schlamm Trocknung benötigt wird. Es ist auch zu berücksichtigen, dass warmer Schlamm besser entwässerbar ist als kalter, sodass ein starkes Abkühlen des Faulschlammes sein Entwässerungsverhalten verschlechtern kann.

Für die Wärmerückgewinnung werden vorzugsweise Schlamm-Schlamm-Wärmetauscher eingesetzt, deren vergleichsweise hoher Druckverlust in der Regel den Einsatz von Verdrängerpumpen erfordert. Zwar können auch hierfür Schlamm-Wasser- und Wasser-Schlamm-Wärmetauscher eingesetzt werden, das erfordert aber einen zweifachen Wärmeübergang bei halber Temperaturdifferenz.

6.2.3.6 Einrichtungen zum Messen, Steuern und Regeln

Unabhängig von gesetzlich vorgeschriebenen Aufzeichnungen sind zur Beurteilung der Verfahrensgüte sowie zur Mengen- und Energiebilanzierung, Mess- und Registriergeräte einzubauen bzw. Handmessgeräte vorzuhalten.

Folgende Betriebswerte sollten kontinuierlich oder regelmäßig gemessen und überwacht werden:

- Schlammbeschickung,
- Temperaturen (Rohschlamm, Umwälzschlamm, Faulbehälter oben und unten),
- Drücke (auf der Saug- und Druckseite von Schlamm-pumpen, Gasdruck im Faulbehälterkopf, Schlamm-druck im Faulbehälter zur Füllstandsüberwachung),
- Anfall und Qualität des Faulgases,
- Trockenrückstand und Glühverlust des Rohschlammes, des Umwälzschlammes und des Faulschlammes sowie
- Betriebsstunden sowie Strom- oder Leistungsaufnahme von Motoren.

Eine Überwachung des pH-Wertes ist zur Prozesskontrolle nicht hinreichend. Ein merklicher Abfall des pH-Wertes ist erst dann erkennbar, wenn es bereits zu spät ist, um reagieren zu können. Zur Überwachung des Prozesses wird eine regelmäßige Analyse der Konzentration der organischen Säuren im Faulwasser empfohlen. Die Konzentration der organischen Säuren und das Säurebindungsvermögen können mittels einer einfachen Titration mit Säure bestimmt werden (KAPP 1984). Eine weitere einfache Methode zur Überwachung des Faulprozesses ist auch die Bestimmung des Verhältnisses der flüchtigen organischen Säuren (FOC) zum Carbonatpuffer (TAC) durch eine zweistufige Titration. Hierbei kommt es weniger auf den Absolutwert als auf das Erkennen starker Änderungen an. Auch die Überwachung des CO₂-Gehaltes des Faulgases ist eine einfache Methode, weil bei gleichbleibender Substratqualität eine Zunahme des CO₂-Gehaltes frühzeitig auf eine mögliche Störung des Prozesses hinweist.

6.2.3.7 Betrieb

Es ist zwischen Inbetriebnahme, Normalbetrieb und Betriebsstörungen zu unterscheiden.

Zur **Inbetriebnahme** werden Faulbehälter mit Abwasser gefüllt und auf ihre Betriebstemperatur aufgeheizt. Danach sollte Faulschlamm aus einem gut arbeitenden Faulbehälter in einer Menge zugegeben werden, die mindestens 10 % des Faulbehälterinhaltes entspricht. Die Rohschlammbeschickung kann täglich um ca. 5 % gesteigert werden. Wenn entsprechend der Faulschlammzugabe mit 10 % des Bemessungsschlamm-anfalles begonnen wird, erreicht man die volle Leistung bereits nach ca. 7 Wochen. Falls eine Zugabe von Faulschlamm zu aufwendig oder nicht möglich sein sollte, kann der Faulbehälter auch mit eigenem Rohschlamm langsam angefahren werden, was aber den Anfahr-vorgang um 5 bis 10 Wochen verlängert.

Vor der Zufuhr von Rohschlamm in die unteren Zonen des Faulbehälters sollte dieser nicht durchmischt werden, um oben möglichst nur Faulwasser oder dünnen Schlamm zu verdrängen. Hierdurch wird das Schlamm-alter über die Faulzeit erhöht.

Während der Inbetriebnahme ist die Überwachung der Konzentration von organischen Säuren oder des Säure-bindungsvermögens (Säurekapazität) besonders wichtig, um eine Überlastung der Biozönose zu vermeiden. Hierbei ist zu beachten, dass beide Werte proportional zur Feststoffkonzentration im Faulbehälter sind, die deshalb ebenfalls zu erfassen ist. Für die Inbetriebnahme ist es wichtig, die Feststoffkonzentration im Faulbehälter möglichst schnell zu erhöhen. Deshalb sollte während dieser Zeit nur Faulwasser oder dünner Schlamm aus der oberen Zone des Faulbehälters verdrängt werden.

Für die Inbetriebnahme des Gassystems ist das Merkblatt DWA-M 363 zu beachten. Zunächst werden Faulbehälter mit offener Gashaube angefahren. Sobald das Gas brennbar ist – ab einem CO₂-Gehalt von ca. 45 % – kann die Gashaube geschlossen und das Gas in einer Fackel verbrannt werden. Zu beachten ist, dass der Schlamm-spiegel um den Gasdruck sinkt, wenn die Gashaube geschlossen wird und die Überlaufhöhe unverändert bleibt. Wenn Schraubenschaufler eingebaut sind, muss die Über-laufhöhe entsprechend korrigiert werden. Gas-Über- und -Unterdruck-Sicherungen müssen betriebsbereit sein (z. B. müssen deren Wasserverschlüsse gefüllt sein).

Der **Normalbetrieb** von Schlammfaulungsanlagen ist in der Regel problemlos. Voraussetzung hierfür sind eine ausreichende Bemessung und Ausrüstung sowie die Beachtung verschiedener betrieblicher Regeln und insbesondere von sicherheitstechnischen Aspekten.

Eine Anreicherung von Schwimmstoffen und Schaum sowie Bodenablagerungen im Faulbehälter führen zu einer Beeinträchtigung des Faulprozesses. Die Zufuhr von Schwimmstoffen, Schaum und Sand sollte deshalb durch geeignete Vorkehrungen und Maßnahmen bei der Abwas-serbehandlung vermieden werden. Sollten sich dennoch Schwimmstoffe anreichern, so sind diese in regelmäßigen Abständen mittels geeigneter Vorrichtungen zu entfernen, bevor sich feste Schwimmdecken bilden, weil diese das Entgasen des Faulschlammes behindern.

Ein gut geplanter und betriebener Sandfang ist erforderlich, um Bodenablagerungen in Faulbehältern zu vermeiden. Ein Sandfang, der 95 % aller mineralischen Stoffe mit einer Korngröße $\geq 0,2$ mm sicher entfernt, ist eine notwendige Voraussetzung für einen dauerhaft störungsfreien und effektiven Betrieb von Faulbehältern. Es ist tendenziell besser, wenn im Sandfang zu viele organische Feststoffe entnommen werden, als zu wenige mineralische, weil die mineralischen von den organischen Feststoffen in einem Sandwäscher getrennt und

letztere zurückgeführt werden können. In Faulbehälter eingetragener Sand einer Korngröße $> 0,2$ mm kann zwar durch eine gute Durchmischung am Absetzen gehindert werden, wird aber letztlich aus einem im Überlauf betriebenen Faulbehälter nicht wieder vollständig ausgetragen. Es wird deshalb empfohlen, ab und zu abgesetzten Schlamm über den Grundablass zu entfernen, z. B. über die Umwälzpumpe, wobei aber unbedingt darauf zu achten ist, dass genügend Gas aus dem Gasbehälter in den Faulbehälterkopf zurückströmen kann, um einen Unterdruck und das Einsaugen von Luft über die Unterdrucksicherung zu vermeiden. Bodenablagerungen und Schwimmdecken sind Totzonen, die das aktive Faulbehältervolumen vermindern und so zu einer Verminderung des realen Schlammalters und der Faulzeit führen, wodurch der Abbaugrad zurückgeht. Feste Bodenablagerungen können nur mit hohem Aufwand aus Faulbehältern entfernt werden, entweder durch vollständiges Entleeren oder den Einsatz von Tauchern.

Seit Kläranlagen mit N-Elimination betrieben werden, kommt es häufiger zum Schäumen in Faulbehältern. Dieses Schäumen ist nicht vergleichbar mit dem Schäumen, das während der Inbetriebnahme von Faulbehältern durch Überlastung auftreten kann. Dieses Schäumen ist auf eine massenhafte Vermehrung fadenförmiger Mikroorganismen zurückzuführen, zum Beispiel von *Microthrix parvicella* oder *nocardiaforme Actinomyceten*, die mit dem Schwimm- und Überschussschlamm in Faulbehälter gelangen und sich darin anreichern. Massive Probleme entstehen, wenn der Schaum in das Gassystem eindringt und Gasfilter und Messgeräte verstopft. Ein massenhaftes Auftreten fadenförmiger Mikroorganismen erfolgt in der Regel dann, wenn sich die Abwassertemperatur im Frühjahr und Herbst verändert. Eine geringe Sauerstoffkonzentration in den aeroben Zonen von Belebungsbecken kann das Problem verschärfen.

Wegen der hohen Viskosität des aus fadenförmigen Mikroorganismen bestehenden Schaumes kann dieser nur schwer aus Faulbehältern entfernt werden. Es ist keine Lösung, solche Bakterien aus dem Faulbehälter zu entfernen und in die Kläranlage zurückzuführen, weil sie dann nur im Kreislauf gefahren werden. Entfernter Schaum ist extrem schlecht entwässerbar, sodass er nur schwer entsorgt werden kann.

Wenn es zum übermäßigen Schäumen in Faulbehältern kommt, hilft auch eine Schaumfalle in der Gasleitung nicht nachhaltig. Eine Dosierung von Entschäumungsmitteln kann kurzfristig Abhilfe schaffen. Sie ist aber keine langfristig befriedigende Lösung, weil sie die Betriebskosten erhöht und Entschäumungsmittel biologisch schwer abbaubare und den biologischen Abbau hemmende Mineralöle enthalten. Betrieblich kann derartige Schäumen nur wirksam begegnet werden, indem der Schlamm Spiegel abgesenkt und vergrößert wird, weil auch der stabilste Schaum nur eine beschränkte

Höhe erreichen kann. Bei mit Schraubenschauflern ausgerüsteten Faulbehältern ist das aber nicht möglich.

Letztlich ist es erforderlich, die Kreislaufführung und Anreicherung derartiger Bakterien zu verhindern. Durch hohe mechanische Beanspruchung können sie desintegriert oder durch thermische Behandlung inaktiviert (pasteurisiert) werden. Vorzugsweise sollte der aus Belebungsanlagen entfernte Schwimmschlamm derart behandelt werden. Das vorrangige Ziel sollte allerdings sein, bereits in der Belebungsanlage ein massenhaftes Wachstum fadenförmiger Mikroorganismen durch geeignete Maßnahmen zu vermeiden (z. B. durch P-Fällung mit Aluminiumsalzen).

Geschlossene und beheizte Faulbehälter können auch zum Ausfaulen von Fäkalschlamm oder von anderen zugeführten organischen Abfällen verwendet werden, wodurch die Faulgasproduktion gesteigert wird. Entsprechende Maßnahmen sind rechtlich zu klären, soweit sie nicht bereits durch die Betriebsgenehmigung abgedeckt sind. Co-Substrate müssen ausreichend vorbehandelt werden, bevor sie Faulbehältern unmittelbar oder nach Vermischung mit dem Rohschlamm zugeführt werden (siehe 6.2.4).

Üblicherweise wird davon ausgegangen, dass Schlamm gut ausgefault ist, wenn das Schlammwasser weniger als 500 mg/l leicht flüchtige organische Säuren (C_1 bis C_6) als Essigsäure-Äquivalent enthält. Noch besser geeignet ist das Verhältnis der organischen Säuren zu den organischen Feststoffen, das kleiner als 1 % sein sollte.

Störungen des Faulprozesses sind erkennbar am Rückgang der Gasproduktion oder an einem erhöhten CO_2 -Anteil im Faulgas, am Anstieg der Konzentration von organischen Säuren im Faulwasser oder an einer Verminderung der Säurebindungskapazität. Erfahrene Betreiber erkennen Probleme bereits frühzeitig an einem unangenehmen Geruch des Faulschlammes.

Ursache für Betriebsprobleme ist fast nie eine Überlastung von Faulbehältern, es sei denn, dass ihr Feststoffinhalt und damit das Schlammalter zu gering sind. Die häufigste Ursache von Störungen ist eine Hemmung, z. B. durch Lösemittel oder eine plötzlich ansteigende Konzentration von Schwermetallen. Derartige Störstoffe können die Belebungsanlage oft unbemerkt passieren, weil aerobe und fakultativ aerob/anaerobe Organismen gegen sie weniger empfindlich sind als Methanbakterien. Hemmend wirken auch chlorierte Kohlenwasserstoffe, Cyanide, Phenole sowie Herbizide und Insektizide. Bei beeinträchtigter Methanerzeugung reichern sich organische Säuren an. Wenn die Säurebindungskapazität verbraucht ist, fällt der pH-Wert rapide ab und der Faulungsprozess „kippt um“.

Sollte es trotz aller Gegenmaßnahmen zu einem völligen Zusammenbruch des Faulprozesses kommen, so muss der Faulbehälter – wie für die Inbetriebnahme beschrieben – neu angefahren werden. Eine Entleerung von Faulbehältern sollte wegen des damit verbundenen sehr hohen betrieblichen Aufwandes möglichst vermieden werden. Nach einer Neutralisation durch Zugabe von Lauge und Zugabe von Faulschlamm aus einem anderen Faulbehälter kann die Anlage bei zunächst schwacher Belastung allmählich wieder angefahren werden.

Nach Möglichkeit werden Faulbehälter so lange wie möglich betrieben und erst nach einigen Jahrzehnten entleert. Es gibt viele Faulbehälter, die seit gut fünfzig Jahren ununterbrochen in Betrieb sind. Insbesondere beim Faulen von Bio-P-Schlammungen kann es allerdings zu Betriebsproblemen durch Ablagerung von Magnesium-Ammonium-Phosphat (MAP oder Struvit) kommen. Eine Dosierung von Eisensalzen wirkt dem entgegen, weil Fe^{3+} -Ionen Phosphat stärker binden als Struvit. Eine Dosierung von Eisensalzen ist bei der Abwasserbehandlung meist ohnehin erforderlich, um strenge P-Grenzwerte einzuhalten. Erforderlichenfalls kann FeCl_3 auch direkt in den Rohschlamm dosiert werden. Da Fe^{3+} -Ionen Sulfid bevorzugt binden, ist die Installation von Faulgasentschweflern in der Regel entbehrlich. Eine Überdosierung von Eisensalzen kann jedoch zur Ausbildung harter Vivianitbeläge führen.

Eine interessante Möglichkeit ist eine gezielte Fällung von Struvit aus Faulschlamm durch Zugabe von Magnesiumsalzen zur Rückgewinnung von Phosphor (EWERT 2013).

Explosions-, Erstickungs- und Vergiftungsgefahren durch das Medium Faulgas können bereits durch eine gute Planung ausgeschlossen oder zumindest weitgehend vermindert werden. Eine individuelle Analyse der Gefährdung ist erforderlich. Das erfordert die Erstellung von Explosionsschutzdokumenten sowie Betriebs- und Arbeitsanweisungen bzw. Erlaubnisscheinen. Hinweise zu Gefahren und ihrer Vermeidung sind den Merkblättern DWA-M 212, DWA-M 217 (Entwurf), DWA-M 363 sowie den Explosionsschutzregeln der Berufsgenossenschaft (BGR 104) sowie der Beispielsammlung Explosionsschutzmaßnahmen bei der Arbeit im Bereich abwassertechnischer Anlagen (BGI 5033) zu entnehmen.

6.2.4 Co-Vergärung

Faulbehälter können auch zum Ausfaulen von Fäkal-schlamm aus Klärgruben und Faulgruben sowie zur Co-Vergärung anderer zugeführter organischer Abfälle eingesetzt werden. Das ist möglich, wenn noch freie Kapazität vorhanden ist. Der Gasertrag kann durch Zugabe von Co-Substraten erheblich gesteigert werden. Auf den Anhang B „Stoffdaten sowie Biogasausbeuten von relevanten Co-Substraten“ im Merkblatt DWA-M 380 wird verwiesen. Eine Co-Vergärung ist – soweit sie nicht schon durch die Anlagengenehmigung abgedeckt ist – von den Aufsichtsbehörden zu genehmigen. Co-Substrate müssen ausreichend vorbehandelt werden, bevor sie dem Faulbehälter unmittelbar oder nach Vermischung mit dem Rohschlamm zugeführt werden.

Hinweise zur Kapazität von Schlammfaulungsanlagen zur Mitbehandlung von Co-Substraten enthält das Merkblatt DWA-M 380. Die mit Co-Substraten dosierbare abbaubare oTM- oder CSB-Fracht kann aber auch aus der Differenz zwischen dem in Tabelle 10 (siehe 6.2.2) empfohlenen Höchstwert und der maximalen Schlamm- oder Raumbelastung infolge der Rohschlammzugabe berechnet werden.

Wenn die Zusammensetzung von Co-Substraten stark von derjenigen der Rohschlammungen aus der Abwasserbehandlung abweicht (z. B. Flotatschlammungen, Treber oder Gemüseabfälle), sind die CSB-Schlamm- und -Raumbelastung entscheidend. Bei überwiegend flüssigen Co-Substraten ist die Einhaltung der maximalen Schlamm- und Raumbelastung durch zugeführte organische Feststoffe nicht hinreichend, um im Faulbehälter eine Konzentration der organischen Säuren (C_2 bis C_5) von über 500 mg/l als Essigsäure-Äquivalent zu vermeiden. Vor allem bei leicht abbaubaren Co-Substraten, die nicht hydrolysiert zu werden brauchen oder schnell hydrolysiert werden (z. B. Monosaccharide und Fettsäuren), ist die CSB-Fracht limitierend (URBAN & SCHEER 2011).

Wenn das Co-Substrat weitgehend flüssig ist, sodass der Faulschlamm im Faulbehälter verdünnt wird, müssen die Werte aus Tabelle 10 (siehe 6.2.2) entsprechend korrigiert werden. Insbesondere in derartigen Fällen ist es vorteilhaft, wenn das Schlammalter über die hydraulische Faulzeit verlängert wird, indem z. B. der Faulschlamm im Faulbehälter eingedickt oder aus einem Nacheindicker eingedickter Faulschlamm zurückgeführt wird, sodass es sich um ein anaerobes Belevungsverfahren handelt.

Insbesondere bei Zugabe von sehr leicht abbaubarem Substrat, das nicht hydrolysiert werden muss, in den ersten Behälter einer zweistufigen Schlammfaulungsanlage kann die Konzentration der organischen Säuren in der ersten Stufe sehr hoch werden. Bei zu geringem Säurebindungsvermögen könnte der pH-Wert unter 6,5 fallen, was zu einer Beeinträchtigung der Methanbakte-

rien führen würde. In derartigen Fällen kann es sinnvoll sein, einen Teil des Co-Substrates der zweiten Stufe zuzugeben.

Co-Substrate sollten bereits im Vorfeld auf eine hemmende oder sogar toxische Wirkung untersucht werden. Hierfür und zur Bestimmung der maximalen Dosierung werden Laborversuche dringend empfohlen. In der Regel handelt es sich dabei um Chargenversuche (siehe Merkblatt DWA-M 380 und VDI-Richtlinie 4630).

Einflüsse von Co-Substraten auf die Schlammentwässerung sind zu beachten.

Bei Mitbehandlung organischer Substrate erhöht sich die Gasproduktion und verändert sich die Zusammensetzung des Faulgases. Das Faulgassystem muss entsprechend dimensioniert sein oder erforderlichenfalls vergrößert werden.

Weitere Hinweise sind den Merkblättern DWA-M 363 und DWA-M 380 zu entnehmen.

6.3 Duale biologische Stabilisierung

Eine **duale Klärschlammstabilisierung** ist eine aus **zwei unterschiedlichen biologischen Verfahren der Klärschlammbehandlung zusammengesetzte Verfahrenskette** mit dem Ziel, die spezifischen Vorteile der jeweiligen Teilverfahren zu kombinieren. Durch eine derartige Verfahrenskombination können die Investitions- und Betriebskosten vermindert sowie die Energiebilanz und die Eigenschaften des stabilisierten Klärschlammes verbessert werden.

Die duale Stabilisierung besteht meist aus der **Kombination einer aeroben, vorzugsweise aerob-thermophilen Vorbehandlung mit einer nachgeschalteten anaerob-mesophilen Faulung**.

Ursprünglich sollte in der vorgeschalteten aerob-thermophilen Stufe durch exotherme Stoffwechselvorgänge eine Selbsterwärmung des Rohschlammes erreicht werden. Bei einer Temperatur von über 50 °C und einer entsprechenden Mindestverweilzeit kann simultan eine Pasteurisierung erreicht werden.

Weil bei der Verwertung des in der zweiten anaerob-mesophilen Stufe erzeugten Faulgases reichlich Wärme entsteht, ist eine starke Selbsterwärmung des Schlammes durch exotherme aerobe Oxidation organischer Substanz in der ersten aerob-thermophilen Stufe nicht erforderlich. Deshalb ging man dazu über, die erste Stufe nur noch mit geringer Luftzufuhr, also fakultativ aerob/anaerob zu betreiben. Zwar erfolgt auf diese Weise keine wesentliche Selbsterwärmung des Schlammes,

aber der Rohschlamm kann durch Wärmerückgewinnung vorgewärmt und durch Zufuhr weiterer Wärme aufgeheizt werden. Wegen Sauerstoffmangels können die hydrolysierten Stoffe in der ersten Stufe nicht oxidiert werden, sondern gelangen in die zweite Stufe, wo sie sehr schnell anaerob und unter Erzeugung von Faulgas abgebaut werden. Wegen der vorgeschalteten Hydrolyse wird der Abbau in der Faulung beschleunigt.

Wesentliche Vorteile dieser Verfahrenskombination sind:

- es handelt sich um einen zweistufigen Prozess mit entsprechend gutem Abbaugrad,
- die nachfolgende zweite Stufe der mesophilen Schlammfaulung wird entlastet,
- bei thermophilem Betrieb kann in der ersten Stufe eine Desinfektion erfolgen,
- die Investitionskosten für die erste Stufe sind wesentlich geringer als die für einen weiteren Faulbehälter.

Andere Verfahrenskombinationen, die in der Literatur dargestellt sind, haben mit Ausnahme der Kombination einer ersten thermophilen anaeroben Stufe und einer zweiten mesophilen anaeroben Stufe keine große praktische Bedeutung erlangt. Bemühungen, eine getrennte Phase der Vorversäuerung zu erreichen, sind bei Klärschlamm zum Scheitern verurteilt, weil das Puffermögen von Klärschlamm zu groß ist.

Zweistufige Verfahren haben den grundsätzlichen Vorteil einer besseren Verweilzeitverteilung. Deshalb erreichen sie einen besseren Abbau (siehe 4.1).

Die duale Klärschlammstabilisierung kann erfolgreich für folgende Zwecke eingesetzt werden:

- **Desinfektion von Klärschlamm,**
- **Entlastung bestehender Schlammfaulungsanlagen,**
- **Verminderung der Investitionskosten.**

Von Ausnahmen abgesehen, wird die duale Schlammstabilisierung allerdings nur dann wieder an Bedeutung gewinnen, wenn eine **Schlammdeinfektion** erforderlich wird. Weil die mesophile Faulung Pathogene zwar vermindert, aber nicht in dem erforderlichen Ausmaß von fünf logarithmischen Einheiten, ist die duale Schlammstabilisierung neben der thermischen Vorpasteurisierung eine wirtschaftliche Option, um eine Desinfektion zu erreichen.

Sie wird bevorzugt dann eingesetzt werden, wenn bestehende Faulbehälter überlastet sind. In der aerob-thermophilen Vorstufe erfolgt eine Hydrolyse der organischen Feststoffe. Der Geschwindigkeitskoeffizient der thermophilen Hydrolyse k_H erreicht ca. 0,4 d⁻¹ (siehe Gleichung (2) in 4.1), d. h. bereits bei einer mittleren Verweilzeit von nur einem Tag werden bereits knapp

30 % der leicht abbaubaren organischen Feststoffe hydrolysiert. Entsprechend schnell ist der Abbau in der nachfolgenden anaerob-mesophilen Stufe. Wenn das anaerobe Schlammalter 10 d beträgt, so werden darin bei 38 °C ca. 76 % der verbleibenden 70 % abgebaut, insgesamt also ungefähr $0,3 + (0,76 \cdot 0,7) = 0,83 = 83 \%$. Durch Vorschaltung einer Stufe mit einer mittleren Verweilzeit von nur einem Tag ist es demnach möglich, den technischen Abbaugrad von z. B. 78 % um 5 % auf ca. 83 % zu steigern.

7 Hygienische Aspekte

Mit der Klärschlammverordnung vom 25. Juni 1982 wurde die landwirtschaftliche Anwendung von seuchenhygienisch bedenklichem Klärschlamm auf Grünland und Feldfutteranbauflächen in Deutschland ab dem 01.01.1987 untersagt.

Aus diesem Grund hat die damalige ATV/VKS-Arbeitsgruppe 3.2.2 zum Themenbereich „Entseuchung von Klärschlamm“ drei Arbeitsberichte vorgelegt, in denen die Verfahren zur Desinfektion von Klärschlamm detailliert beschrieben wurden (ATV 1986, 1988a, 1988b). Auf den aktuellen Arbeitsbericht der DWA-AG AK-2.2 (DWA 2010) wird verwiesen.

Mit Inkrafttreten der novellierten Klärschlammverordnung vom 15.4.1992 wurde in Deutschland die landwirtschaftliche Verwertung von Klärschlämmen auf Grünland und Feldfutteranbauflächen eingestellt, sodass die Klärschlamm-Desinfektion in Deutschland obsolet wurde.

Die Düngemittelverordnung vom 5.12.2012 verlangt, dass in Düngemitteln keine Krankheitserreger, Toxine oder Schaderreger enthalten sind, von denen Gefahren für die Gesundheit von Menschen, Tieren und Nutzpflanzen ausgehen. In der Regel müssen deshalb landwirtschaftlich verwertete Klärschlämme zuvor desinfiziert (hygienisiert) werden.

Zur **Desinfektion von Klärschlämmen** gibt es geeignete Verfahren, z. B.:

- gemeinsame aerobe Stabilisierung mit anschließender Vermischung des Schlammes mit **Kalk**,
- **aerob-thermophile Stabilisierung** mit simultaner Desinfektion,
- **anaerob-thermophile Stabilisierung** mit simultaner Desinfektion,
- **anaerob-mesophile Stabilisierung** nach einer Vorpasteurisierung.

Eine Desinfektion von gemeinsam aerob stabilisierten Schlämmen durch Vermischen mit Lösch- oder Branntkalk ist mit hohen Betriebskosten verbunden und erhöht ihre Masse. Eine thermische Desinfektion von Rohschlämmen vor oder während ihrer getrennten Stabilisierung erfordert zwar eine höhere Investition, die Betriebskosten sind aber gering.

Die landwirtschaftliche Verwertung von Klärschlämmen zur Düngung und Bodenverbesserung kann nur dann langfristig gesichert werden, wenn diese nicht nur die bereits bestehenden sondern auch alle zukünftigen Anforderung an ihre Qualität erfüllen.

Durch landwirtschaftliche Verwertung wird das in den Klärschlämmen enthaltene Phosphat auf einfache Weise im Kreislauf geführt. Eine Wiedergewinnung von Phosphor aus Klärschlamm oder Klärschlammaschen wird wesentlich teurer werden.

8 Einsatzbereiche

Bevor die Stickstoff-Elimination bei der Abwasserbehandlung erforderlich war, **wurden auch viele kleinere Kläranlagen mit einer Schlammfäulung ausgerüstet**. Die Anforderung der Stickstoffelimination führte dazu, dass das Verfahren der gemeinsamen aeroben Stabilisierung auch für größere Kläranlagen wirtschaftlich wurde, wohingegen die getrennte anaerobe Stabilisierung für kleine und mittelgroße Kläranlagen an Attraktivität verlor. **Neuerdings kehrt sich die Entwicklung wieder um, d. h. auch kleinere Kläranlagen werden wieder mit einer Schlammfäulung und einem kleinen BHKW ausgerüstet, um zum einen regenerative Energie erzeugen und Strom sparen zu können und zum anderen, um die Kosten der Schlamm Entsorgung zu vermindern**. Anlagen mit Schlammfäulung emittieren weniger Treibhausgase als Anlagen mit aerober Stabilisierung. Das für die jeweilige Kläranlage beste Verfahren sollte unabhängig von der Aussicht auf Subventionen gewählt werden.

In Bild 8 werden empfohlene Einsatzbereiche für die wichtigsten Varianten der biologischen Klärschlammstabilisierung dargestellt. Da allgemeine Einsatzempfehlungen immer nur das Ergebnis einer subjektiven Bewertung einzelner Fachleute bzw. Fachgruppen sein können, müssen ökologische, ökonomische und betriebstechnische Rahmenbedingungen individuell für jeden Einzelfall gewichtet und bewertet werden. Hierbei müssen sich verändernde gesetzgeberische Vorgaben und Kosten berücksichtigt werden.

Die Diskussion um die ökonomisch und ökologisch zu bevorzugende Art der Schlammstabilisierung wurde in den letzten Jahren wieder intensiver geführt, weil sich wesentliche Rahmenbedingungen in Deutschland verändert haben, insbesondere sind der Strompreis und die

Schlamm Entsorgungskosten deutlich stärker gestiegen als die allgemeine Inflationsrate. Wegen der „Energie- wende“ muss mit weiter steigenden Strompreisen und sogar Engpässen bei der Stromversorgung gerechnet werden. Es ist zu erwarten, dass insbesondere die Kosten für Strom und Schlamm Entsorgung weiterhin stark steigen werden, was bei dynamischen Kostenvergleichs- rechnungen zu berücksichtigen ist.

Es ist weitgehend unstrittig, dass bei Kläranlagen mit einer Ausbaugröße von weniger als ca. 10 000 EW die gemeinsame aerobe Stabilisierung und bei Kläranlagen mit mehr als 50 000 EW die anaerobe Faulung das Ver- fahren der Wahl ist.

Im Bereich der mittelgroßen Kläranlagen zwischen 10 000 EW und 50 000 EW ist ein differenzierter Verfah- rensvergleich unter Berücksichtigung der jeweiligen Stabilisierungs- und Entsorgungsziele einschließlich der Anforderungen für eine Desinfektion sowie unter Einbe- ziehung der Gesamtverfahrenskette der Abwasser- und Klärschlammbehandlung erforderlich.

Es kann jedoch nicht in allen Fällen eine Empfehlung für oder gegen ein Verfahren lediglich anhand der Anlagen- größe gegeben werden. Aufgrund der immer unter- schiedlichen Randbedingungen können spezifische Zwänge oder Möglichkeiten bestehen, die die Entschei-

dung beeinflussen. Beispielsweise kann ein am Aufstel- lungsort vorhandener Wärmeüberschuss die Entschei- dung für ein thermophiles Verfahren begünstigen.

Ein Neubau von Kläranlagen erfolgt in Deutschland selten. Die Frage, welche Art der Schlammstabilisierung besonders geeignet und wirtschaftlich ist, muss aber auch dann gestellt und beantwortet werden, wenn eine bestehende Kläranlage erneuert oder erweitert werden muss. Dasselbe gilt auch für Fälle, bei denen eine oder mehrere kleinere Kläranlagen aufgelassen und deren Abwasser zu einer größeren Kläranlage weitergeleitet wird, oder wenn der Schlamm mehrerer Kläranlagen zentral behandelt werden kann.

Infolge von geänderten Verordnungen werden Verfahren mit Desinfektionswirkung (z. B. die aerob-thermophile, die duale Stabilisierung und die Klärschlammkompostie- rung) nur noch selten angewendet, obwohl sie nachweis- lich hochwertige Endprodukte erzeugen können. Das könnte sich aber bald wieder ändern (siehe Abschnitt 7).

Die Kompostierung von entwässertem Klärschlamm ist nach wie vor eine interessante Alternative für kleine bis mittelgroße Anlagen. Dasselbe gilt für die noch nicht zur Technikreife entwickelte anaerobe Stabilisierung von entwässertem Klärschlamm (Trockenvergärung) in gas- dichten Reaktoren.

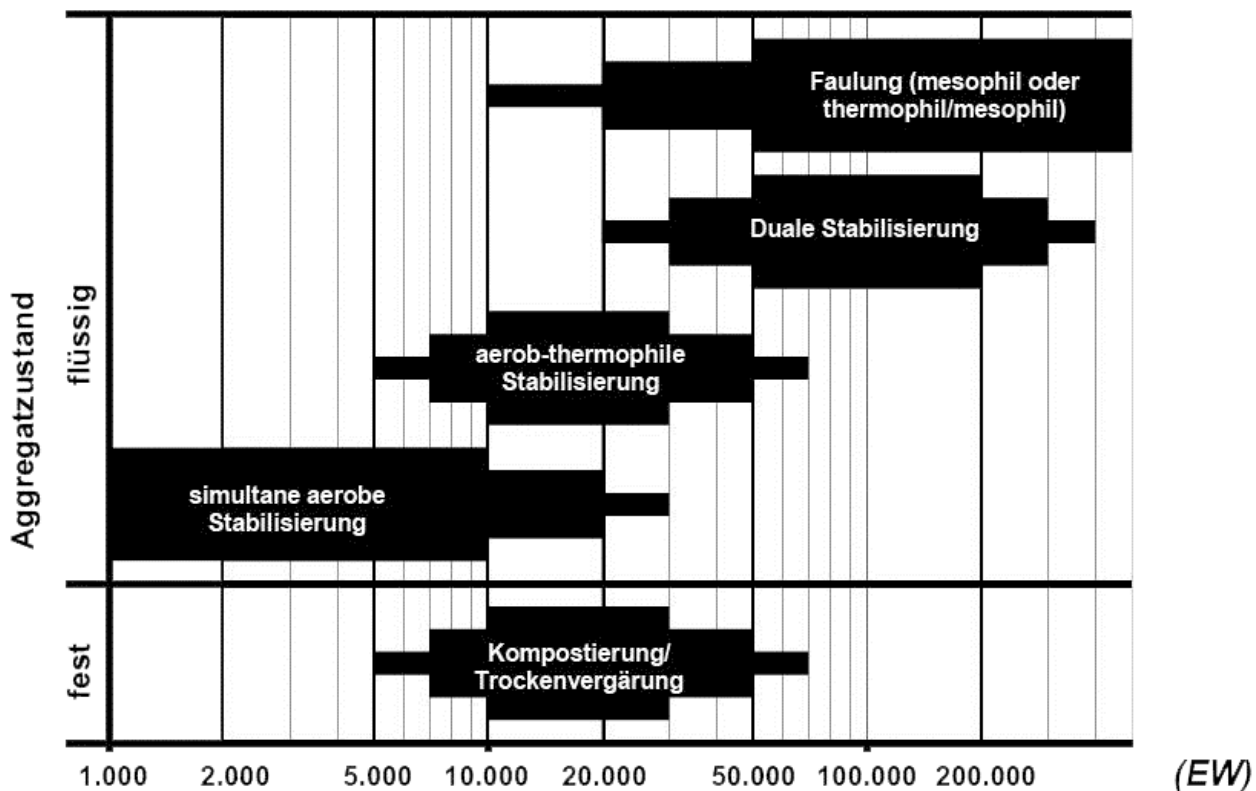


Bild 8: Empfohlene Einsatzbereiche für Verfahren zur Klärschlammstabilisierung

9 Kosten

Die Kosten der verschiedenen Anlagen zur biologischen Schlammstabilisierung sind für jeden Einzelfall zu ermitteln. Bei Wirtschaftlichkeitsvergleichen müssen nachfolgende Faktoren berücksichtigt werden:

- Kapitalkosten
(Bau-, Maschinen-, Elektrotechnik),
- Personalkosten
(Bedienung und Wartung),
- Betriebsmittelkosten
(Strom, Wärme, Konditionierungsmittel, Brauch- oder Trinkwasser, Weiterbehandlung, Transport und Entsorgung),
- Reparatur und Ersatzteile
(Maschinen- und Elektrotechnik),
- Betrachtungshorizont
(z. B. 50 Jahre),
- Nutzungsdauer
(unterschiedlich für Bau-, Maschinen- und Elektrotechnik),
- Realzins und Kostensteigerung
(z. B. Strompreis und Schlamm Entsorgungskosten).

Für die Wirtschaftlichkeitsvergleichsrechnung wird eine dynamische Kostenvergleichsrechnung nach LAWA (DWA 2012) empfohlen.

Für den Betrieb der Anlagen sind neben den Kosten folgende nicht monetäre Faktoren sehr wichtig:

- Zuverlässigkeit und Verfügbarkeit,
- Bedienungs- und Wartungsfreundlichkeit,
- Verschleiß- und Reparaturanfälligkeit,
- Erforderliche Qualifikation des Personals für Betrieb und Wartung,
- Emissionen (Lärm, Vibration, Geruch, Staub, Aerosole und Treibhausgase),
- Erfahrungen aus dem Betrieb vergleichbarer Systeme,
- Anpassbarkeit an sich verändernde Anforderungen und Bedingungen.

Bei der vergleichenden Bewertung zur Auswahl eines Systems sollten diese nichtmonetären Faktoren zusätzlich zur Wirtschaftlichkeit berücksichtigt werden, z. B. mittels einer Nutzwertanalyse mit einer gewichteten Bewertungsmatrix.

Anhang A (informativ) Vergleich der zweistufigen mit der einstufigen Faulung

Ursächlich für den weitergehenden Abbau von organischen Feststoffen bei mehrstufigen Verfahren ist eine günstigere Verweilzeitverteilung in den Reaktoren. Die Hydrolyserate k_H und damit die Abbaurate sind eine Funktion der Temperatur und der Zeit (siehe Gleichungen (2) und (3) in 4.1). In einem Chargenreaktor haben alle Feststoffe exakt dieselbe Verweilzeit. In einem kontinuierlich durchströmten und ideal durchmischten Reaktor haben die Feststoffe zwar eine bestimmte mittlere Verweilzeit (= Schlammalter), die Verweilzeit der einzelnen Feststoffe liegt aber in einem Bereich zwischen 0 und ∞ . Dementsprechend gibt es in Durchlaufreaktoren nicht nur eine weite Verteilung der Verweilzeit, sondern auch einen entsprechend weiten Bereich ihres Abbaus zwischen 0 % und 100 %. Ein Teil der Feststoffe verweilt nur sehr kurz im Reaktor und wird demzufolge nicht oder nur wenig abgebaut.

Beispielsweise haben in einem kontinuierlich durchströmten und ideal durchmischten Reaktor mit einer mittleren Verweilzeit von 20 d näherungsweise 5 % der zugeführten Feststoffe eine Verweilzeit von unter 1 d, sodass sie fast nicht abgebaut werden. Wenn das Reaktorvolumen auf zwei in Reihe geschaltete Reaktoren aufgeteilt wird, beträgt die mittlere Verweilzeit in jedem Reaktor nur noch 10 d. In diesem Fall haben ungefähr 10 % der zugeführten Feststoffe im ersten Reaktor eine Verweilzeit von unter 1 d. Von diesen haben wiederum 10 % auch im zweiten Reaktor eine Verweilzeit von unter 1 d. Insgesamt haben also in diesem Fall nur $0,1 \cdot 0,1 = 0,01 = 1$ % der zugeführten Feststoffe eine Verweilzeit im System von unter 2 d. Der Anteil der Kurzschlussströmung in durchmischten Reaktoren wird also durch eine Reihenschaltung stark vermindert.

Auf je mehr in Reihe geschaltete Reaktoren das Gesamtvolumen aufgeteilt wird, umso enger wird die Verweilzeitverteilung. Je mehr Reaktoren in Reihe geschaltet werden, umso mehr nähert sich die Verweilzeitverteilung derjenigen eines Reaktors mit Pfropfenströmung an, die derjenigen eines Chargenreaktors entspricht. Allerdings wäre ein solcher Reaktor, ebenso wie ein Chargenreaktor, für biologische Abbauvorgänge wenig geeignet, weil eine Impfung des zugeführten Substrates durch Rückführung von Produkt erforderlich würde.

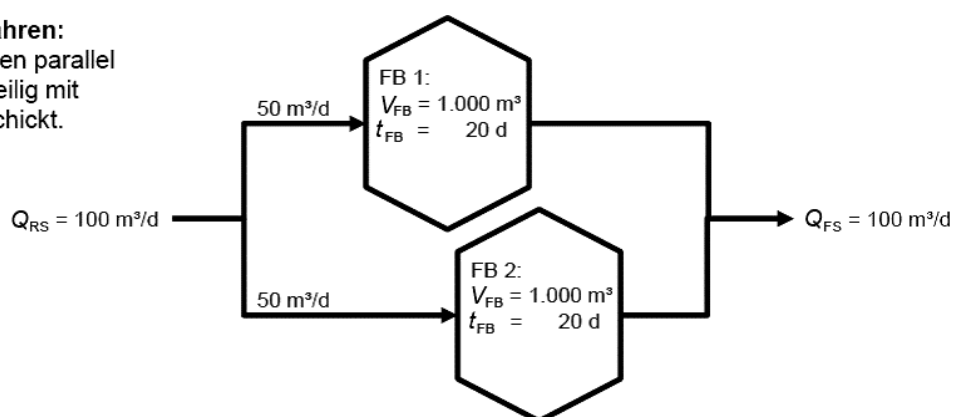
Das Beispiel in Bild A.1 illustriert den Abbau bei Parallel- und Reihenschaltung von Faulbehältern. Der Berechnung liegen folgende Annahmen zugrunde:

- ideale Durchmischung und kontinuierliche Beschickung der Faulbehälter,
- zwei Faulbehälter mit einem Volumen $V_{FB} = 1\,000\text{ m}^3$,
- kontinuierliche Rohschlammbeschickung Q_{RS} und Faulschlammverdrängung $Q_{FS} = 100\text{ m}^3/\text{d}$,
- Faulzeit t_{FB} = Schlammalter $t_{TM,FB} = 20\text{ d}$,
- Temperatur $T_{FB} = 35\text{ °C}$,
- Trockenrückstand des Rohschlammes $TR_{RS} = 5\text{ %}$,
- Glühverlust des Rohschlammes $GV_{RS} = 73\text{ %}$,
- Verhältnis der leicht abbaubaren zu den gesamten organischen Feststoffen im Rohschlamm (siehe Tabelle 9 in 6.2.2): $C_{abb,RS}/C_{oTM,RS} = 0,57 = 57\text{ %}$

Der Vorteil der zweistufigen Betriebsweise gegenüber der einstufigen wird bei geringerer Prozesstemperatur und geringerem Schlammalter noch größer (siehe Bild 1 und Bild 2 in 4.1).

Einstufiges Verfahren:

Faulbehälter werden parallel betrieben und anteilig mit Rohschlamm beschickt.

**Zweistufiges Verfahren:**

Faulbehälter werden in Reihe betrieben. Der Ablauf des 1. FB ist der Zulauf des 2. FB

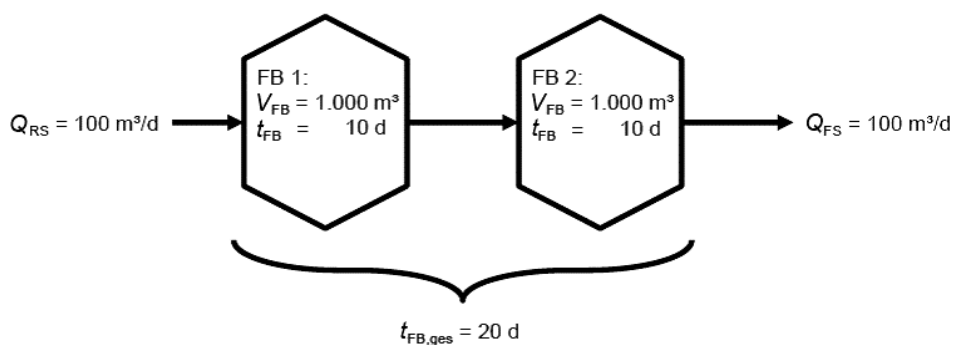


Bild A.1: Vereinfachtes Schema einer ein- und zweistufigen Schlammfaulungsanlage

Tabelle A.1: Berechneter Abbau in einstufiger und zweistufiger Schlammfaulungsanlage mit gleichem Gesamtvolumen

Parameter	Einheit	einstufige Faulung	zweistufige Faulung	Verhältnis
$t_{TM,FB}$	d	20	10 + 10	100 %
T_{FB}	°C	35	35	
k_H	d ⁻¹	0,256	0,256	
$B_{TM,RS}$	kg/d	5 000	5 000	
GV_{RS}	%	73	73	
$B_{oTM,RS} = B_{TM,RS} \cdot GV_{RS}$	kg/d	3 650	3 650	
$C_{abb,RS}/C_{oTM,RS}$	–	0,57	0,57	
$B_{abb,RS} = B_{oTM,RS} \cdot C_{abb,RS}/C_{oTM,RS}$	kg/d	2 080	2 080	
$\eta_{abb} = k_H \cdot t_{TM,FB} / (1 + k_H \cdot t_{TM,FB})$	%	83,7	–	
$\eta_{abb} = 1 - (1 - k_H \cdot t_{TM,FB} / (1 + k_H \cdot t_{TM,FB}))^2$	%	–	92,1	

Tabelle A.1 (Ende)

Parameter	Einheit	einstufige Faulung	zweistufige Faulung	Verhältnis
$\eta_{oTM} = \eta_{abb} \cdot C_{abb,RS} / C_{oTM,RS}$	%	47,7	52,5	
$\eta_{TM} = \eta_{oTM} \cdot GV_{RS}$	%	34,8	38,3	
$B_{TM,abgeb} = B_{abb,RS} \cdot \eta_{abb}$	kg/d	1 741	1 916	110,1 %
$B_{TM,FS} = B_{TM,RS} \cdot (1 - \eta_{TM})$	kg/d	3 260	3 085	94,6 %
$B_{oTM,FS} = B_{oTM,RS} \cdot (1 - \eta_{oTM})$	kg/d	1 909	1 734	90,8 %
$B_{abb,FS} = B_{abb,RS} \cdot (1 - \eta_{abb})$	kg/d	339	164	48,5 %
$GV_{FS} = B_{oTM,FS} / B_{TM,FS}$	%	58,6	56,2	
$Q_{n,FG} \approx 0,9 \text{ m}^3 \text{ i. N./kg} \cdot B_{TM,abgeb}$	m ³ i. N./d	1.567	1.724	110,1 %

Quellen und Literaturhinweise

Recht

AbfKlärV – Klärschlammverordnung: Klärschlammverordnung vom 15. April 1992, BGBl. I S. 912. Stand: zuletzt geändert durch Artikel 5 Absatz 12 des Gesetzes vom 24. Februar 2012, BGBl. I S. 212

DüMV – Düngemittelverordnung: Verordnung über das Inverkehrbringen von Düngemitteln, Bodenhilfsstoffen, Kultursubstraten und Pflanzenhilfsmitteln vom 5. Dezember 2012, BGBl. I S. 2482

Technische Regeln

DIN-Normen

DIN 4045 (August 2003): Abwassertechnik – Begriffe

DIN EN 1085 (Mai 2007): Abwasserbehandlung – Wörterbuch

DIN EN 12832 (November 1999): Charakterisierung von Schlämmen – Schlammverwertung und -entsorgung – Wörterbuch

DIN EN 12255-8 (2001): Kläranlagen – Teil 8: Schlammbehandlung und -lagerung

DIN EN 16323 (Entwurf Oktober 2011): Wörterbuch für Begriffe der Abwassertechnik

DWA-Regelwerk

ATV-DVWK-A 131 (Mai 2000): Bemessung von einstufigen Belebungsanlagen. Arbeitsblatt

ATV-DVWK-A 281 (September 2001): Bemessung von Tropfkörpern und Rotationstauchkörpern. Arbeitsblatt

DWA-M 212 (April 2008): Technische Ausrüstung von Faulgasanlagen auf Kläranlagen. Merkblatt

DWA-M 217: Explosionsschutz für abwassertechnische Anlagen. Merkblatt (in Vorbereitung 2014)

DWA-M 302: Klärschlammintegration. Merkblatt (Entwurf in Vorbereitung 2014)

DWA-M 350 (In Vorbereitung 2014): Aufbereitung und Einsatz von polymeren Flockungsmitteln zur Klärschlammkonditionierung. Merkblatt

DWA-M 363 (November 2010): Herkunft, Aufbereitung und Verwertung von Biogasen. Merkblatt

DWA-M 366 (Februar 2013): Maschinelle Schlammabtrennung. Merkblatt

DWA-M 380 (Juni 2009): Co-Vergärung in kommunalen Klärschlammfaulbehältern, Abfallvergärungsanlagen und landwirtschaftlichen Biogasanlagen. Merkblatt

DWA-M 381 (Oktober 2007): Eindickung von Klärschlamm. Merkblatt

DWA-M 383 (Oktober 2008): Kennwerte der Klärschlammabtrennung. Merkblatt

DWA-M 389: Trockenvergärung. Merkblatt (in Vorbereitung 2014)

Sonstige technische Regeln

BIPM (2006): The International System of Units (SI); Tabellen 116 und 117. 8th Edition. Bureau International des Poids et Mesures, Sèvres. Online unter: <http://www.bipm.org/>

BGI 5033/GUVI 8594: Beispielsammlung von Explosionschutzmaßnahmen bei der Arbeit im Bereich von abwassertechnischen Anlagen, Januar 2005. BG/GUV-Information (wird voraussichtlich zurückgezogen)

BGR 104/GUVR 104: Explosionsschutz-Regeln (EX-RL). Sammlung technischer Regeln für das Vermeiden der Gefahren durch explosionsfähige Atmosphäre mit Beispielsammlung zur Einteilung explosionsgefährdeter Bereiche in Zonen. Regeln für Sicherheit und Gesundheitsschutz bei der Arbeit. (BGR 104 bisher ZH 1/10); Stand: September 2013. BG/GUV-Regel

VDI-Richtlinie 4630 (April 2006): Vergärung organischer Stoffe – Substratcharakterisierung, Probenahme, Stoffdatenerhebung, Gärversuche. Verein Deutscher Ingenieure e. V., Düsseldorf

Literatur

ATV (1986): Entseuchung von Klärschlamm. 1. Arbeitsbericht der ATV/VKS-Arbeitsgruppe 3.2.2 „Entseuchung von Klärschlamm“. In: KA – Korrespondenz Abwasser, 11/1986, S. 1141 ff.

ATV (1988a): Entseuchung von Klärschlamm. 2. Arbeitsbericht der ATV/VKS-Arbeitsgruppe 3.2.2 „Entseuchung von Klärschlamm“. In: KA – Korrespondenz Abwasser, 1/1988, S. 71 ff.

ATV (1988b): Entseuchung von Klärschlamm. 3. Arbeitsbericht der ATV/VKS-Arbeitsgruppe 3.2.2 „Entseuchung von Klärschlamm“. In: KA – Korrespondenz Abwasser, 12/1988, S. 1325 ff.

ATV (1994): Stabilisierungskennwerte für biologische Stabilisierungsverfahren. Arbeitsbericht der ATV/BDE/VKS-Arbeitsgruppe 3.1.1 „Stabilisierungskennwerte, Energie und Emissionsbilanzen“. In: KA – Korrespondenz Abwasser, 3/1994, S. 455 ff.

ATV (1996): Klärschlamm (ATV-Handbuch). Abwassertechnische Vereinigung e. V. (Hrsg.). 4. Auflage, Verlag Ernst & Sohn, Berlin

ATV (1997): Biologische und weitergehende Abwasserreinigung (ATV-Handbuch). Abwassertechnische Vereinigung e. V. (Hrsg.). 4. Auflage, Verlag Ernst & Sohn, Berlin

ATV (1999): Einstufung von organischen Flockungshilfsmitteln in Wassergefährdungsklassen. Arbeitsbericht des ATV Fachausschusses AK-2 „Stabilisierung, Entseuchung, Eindickung und Entwässerung von Schlämmen“. In: KA – Korrespondenz Abwasser, 2/1999, S. 267 ff.

ATV-DVWK (2000): Verfahren und Anwendungsgebiete der mechanischen Klärschlamm-Desintegration. Arbeitsbericht der ATV-DVWK-Arbeitsgruppe AK-1.6. In: KA – Wasserwirtschaft, Abwasser, Abfall, 4/2000, S. 570 ff.

ATV-DVWK (2001): Verfahrensvergleich und Ergebnisse der mechanischen Klärschlamm-Desintegration. Arbeitsbericht der ATV-DVWK-Arbeitsgruppe AK-1.6 „Klärschlamm-Desintegration“. In: KA – Wasserwirtschaft, Abwasser, Abfall, 3/2001, S. 393 ff.

ATV-DVWK (2003a): Thermische, chemische und biochemische Desintegrationsverfahren. Arbeitsbericht der ATV-DVWK-Arbeitsgruppe AK-1.6 „Klärschlamm-Desintegration“. In: KA – Abwasser, Abfall, 6/2003, S. 796 ff.

ATV-DVWK (2003b): Betrieb von Abwasseranlagen – Nachweis der aeroben Schlammstabilisierung – Vereinfachter TTC-Test und Atmungsaktivität. Leitfaden Nr. 23 des ATV-DVWK-Landesverbandes Bayern

BAU, K. (1986): Rationeller Einsatz der aerob-thermophilen Stabilisierung durch Rohschlamm-Vorentwässerung. Schriftenreihe WAR, Band 29. Eigenverlag, Darmstadt

BAUERFELD, K.; DOCKHORN, TH.; DICHT, N. (2010): Klärschlammbehandlung und -verwertung unter anderen klimatischen und sonstigen Randbedingungen. Schlussbericht zum BMBF-Vorhaben: Förderkennzeichen 02WQA0733

BRYANT, M. P. (1976): The Microbiology of Anaerobic Degradation and Methanogenesis with Special Reference to Sewage. UNITAR Seminar "Microbiological Energy Conversion", Göttingen

DEMARTER, W. (1986): Zur aeroben Abwasser- und Schlammbehandlung bei meso- und thermophilen Temperaturen. Dissertation. Ludwig Maximilian Universität, München

DENKERT, R. (1988): Einflüsse auf die Leistungsfähigkeit und Wirtschaftlichkeit einer prozessgesteuerten Zentrifuge zur Überschussschlammeindickung. Schriftenreihe SIWAWI, Bd. 12. Verein zur Förderung des Lehrstuhls für Wasserwirtschaft und Umwelttechnik, Bochum

DICHTL, N.; LOLL, U. (2011): Desinfektion und Faulgasnutzung. DWA-Energietage/Biogas 2011

DWA (2009): Energiebilanz bei der Klärschlamm-Desintegration. Arbeitsbericht der DWA-Arbeitsgruppe AK-1.6 „Klärschlamm-Desintegration“. In: KA – Korrespondenz Abwasser, Abfall, 8/2009, S. 797 ff.

DWA (2010): Stand der Klärschlamm-Desinfektion im Jahr 2010. Arbeitsbericht der DWA-Arbeitsgruppe AK-2.2 „Entseuchung“. In: KA – Korrespondenz Abwasser, Abfall, 8/2010, S. 777 ff.

DWA (2012): Leitlinien zur Durchführung dynamischer Kostenvergleichsrechnungen (KVR-Leitlinien). DWA-Fachbuch. 8., überarbeitete Aufl., Hennef

EUROPÄISCHE KOMMISSION (2000): Schlämme – Arbeitsunterlage – 3. Entwurf der Europäischen Kommission vom 27. April 2000 (ENV.E.3/LM)

EWERT, W. (2013): Praktische Umsetzung der MAP-Rückgewinnung aus der Flüssigphase. DWA-KlärschlammTage in Fulda, 6.6.2013

FAIR, G. M.; MOORE, E. W. (1934): Time and Rate of Sludge Digestion and Their Variation with Temperature. In: Sewage Works Journal, Volume VI

- GLASENAPP, J. (1989): Belüftungssysteme zur aerob-thermophilen Stabilisierung von Klärschlamm. Schriftenreihe WAR, Band 37. Eigenverlag, Darmstadt
- GUJER, W.; ZEHNDER, A. J. B. (1983): Conversion Process in Anaerobic Digestion. In: Water Science Technology Vol. 15, p. 127
- IMHOFF, K.; IMHOFF, K. R.; JARDIN, N. (2009): Taschenbuch der Stadtentwässerung. 31. Auflage, Oldenbourg Verlag, München
- KAPP, H. (1984): Schlammfaulung mit hohem Feststoffgehalt. Stuttgarter Berichte zur Siedlungswasserwirtschaft, Band 86. Oldenbourg Verlag, München
- KOPP, J. (2013): Einfluss der Temperatur und der thermischen Hydrolyse auf die Klärschlammmentwässerung. DWA-KlärschlammTage in Fulda, 6.6.2013
- LANGHANS, G. (2012): Persönliche Mitteilung
- LOLL, U. (1974): Stabilisierung hochkonzentrierter organischer Abwässer und Abwasserschlämme durch aerob-thermophile Abbauprozesse. Dissertation. Technische Hochschule Darmstadt, Darmstadt
- LOLL, U. (1978): Information in „Biogas in Theorie und Praxis“. Baader W., Dohne E. und Brenndörfer M. (Hrsg.). KTB-Schrift 229
- LOLL, U. (1984): Stand der Technik bei der aerob-thermophilen Klärschlammstabilisierung. In: KA – Korrespondenz Abwasser, 11/1984, S. 934 ff.
- LOLL, U. (2003): Im Merkblatt ATV-DVWK-M 368: Biologische Stabilisierung von Klärschlamm
- MOSHAGE, U. (2004): Rheologie kommunaler Klärschlämme – Messmethoden und Praxisrelevanz. Veröffentlichungen des Instituts für Siedlungswasserwirtschaft der TU Braunschweig, Heft 72
- MÜLLER, J. (2009): Energiebilanz bei der Klärschlammdestintegration. DWA-KlärschlammTage in Fulda, 12.5.2009
- RIEGLER, G. (1989): Aerobe und aerob-thermophile Schlammstabilisierung. ATV-Fortbildungskurs F/3, März 1989 in Fulda
- ROEDIGER, H. (1960): Die anaerobe alkalische Schlammfaulung. 2. Auflage, Oldenbourg Verlag, München
- ROEDIGER, H.; KAPP, H.; ROEDIGER, M. (1990): Anaerobe alkalische Schlammfaulung. 4. Auflage, Oldenbourg Verlag, München
- STRAUCH, D. (1980): Mikrobiologische Untersuchungen zur Hygienisierung von Klärschlamm. 1. Mitteilung: Einführung in die seuchenhygienische Problematik. In: GWF Wasser, Abwasser, 3/1980, S. 115 ff.
- URBAN, I.; SCHEER, H. (2011): Co-Vergärung in kommunalen Faulbehältern – ein CSB-basierter Ansatz zur Bestimmung von Freivolumen. In: KA – Korrespondenz Abwasser, Abfall, 1/2011, S. 56 ff.

WECHS, F. (1985): Ein Beitrag zur zweistufigen anaeroben Klärschlammstabilisierung. Berichte aus Wassergütewirtschaft und Gesundheitsingenieurwesen, Band 53, Technische Universität München

ZEHNDER, A. J. B.; WUHRMANN, K. (1977): Physiology of Methanobacterium Strain AZ. In: Archives Microbiology, 1977, p. 199

Bezugsquellen

DWA-Publikationen:
Deutsche Vereinigung für Wasserwirtschaft,
Abwasser und Abfall e. V., Hennef
<www.dwa.de>

DIN-Normen:
Beuth Verlag GmbH, Berlin
<www.beuth.de>

Merkblatt DWA-M 350

Aufbereitung von synthetischen polymeren Flockungsmitteln zur Klärschlammkonditionierung



In Vorbereitung 2014, ca. 34 Seiten, DIN A4, ISBN 978-3-944328-59-1

(wird auch als E-Book im PDF-Format zum gleichen Preis erhältlich sein)

49,00 € / 39,20 €*)

Die Entwässerung von Klärschlamm ist ein zentraler Verfahrensschritt der Abwasserbehandlung, dessen Wirksamkeit und Effizienz auf den meisten Anlagen auch von der fachgerechten Schlammkonditionierung mit polymeren Flockungsmitteln abhängt. Die Schlammkonditionierung mit synthetischen Polymeren hat sich bereits auf den Kläranlagen breit etabliert. Denn so können sehr gute Entwässerungsergebnisse erreicht werden.

Mit diesem Merkblatt erhalten Sie wichtige technische Hinweise zum fachgerechten Einsatz polymerer Flockungsmittel zur Klärschlammkonditionierung. Es werden Ihnen nicht nur die Vorgänge bei der Schlammkonditionierung verständlich erläutert, sondern auch konkrete Empfehlungen zur Auswahl, Lagerung, zur Aufbereitung der Produkte und zur benötigten Verfahrenstechnik an die Hand gegeben.

Zusätzlich bekommen Sie umfangreiche rechtliche Hinweise zu den gesetzlichen Anforderungen und Empfehlungen für einen möglichst optimalen wirtschaftlichen Einsatz der Produkte.

Zielgruppe:

- Planer und Betreiber von kommunalen Klärschlammbehandlungsanlagen
- Planer und Betreiber von industriellen Klärschlammbehandlungsanlagen

Preise inkl. MwSt. zzgl. Versandkosten. Preisänderungen und Irrtümer vorbehalten.

*) Preis für fördernde DWA-Mitglieder.

Weitere Informationen finden Sie unter:
www.dwa.de/shop



Fax-Antwort: 02242 872-100

Ja, wir bestellen das Merkblatt DWA-M 350

☐ gegen Rechnung per Kreditkarte: ☐ Visa ☐ Mastercard

DWA
Deutsche Vereinigung für Wasserwirtschaft,
Abwasser und Abfall e. V.
Kundenzentrum
Theodor-Heuss-Allee 17
53773 Hennef

Absender

Name/Vorname

Firma

Straße

Postleitzahl/Stadt/Land

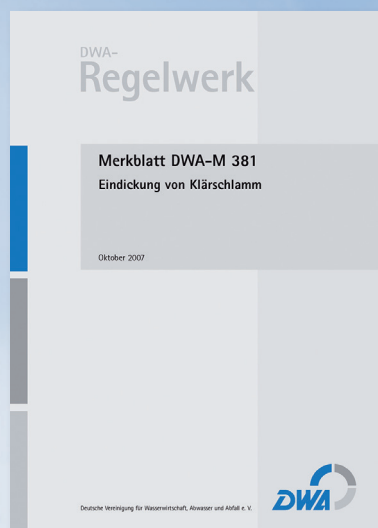
DWA-Mitgliedsnummer

E-Mail

Datum/Unterschrift

☐ Ich bin damit einverstanden, über Angebote der DWA/EWA/GFA per E-Mail informiert zu werden.

Eindickung von Klärschlamm



Oktober 2007, 39 Seiten, DIN A4, ISBN 978-3-939057-86-4

39,00 € / 31,20^{*)}

Die Eindickung von Klärschlämmen ist eine der wichtigsten Grundoperationen der Schlammbehandlung. Sie stellt die einfachste und kostengünstigste Art der Aufkonzentration der Feststoffe bzw. der Fest-/Flüssig-Trennung bei der Klärschlammbehandlung dar. Der Verfahrensschritt der Eindickung wird nahezu auf jeder Kläranlage praktiziert.

Die DWA hat das Merkblatt unter dem Gesichtspunkt des aktuellen Standes der Technik, der relevanten Gesetzgebung und der notwendigen betrieblichen Erfordernisse erarbeitet. Hiermit soll eine praxisbezogene Orientierungshilfe gegeben werden.

Das Merkblatt gibt Empfehlungen zur Bemessung, Ausführung und zum wirtschaftlichen Betrieb von Anlagen zur Eindickung kommunaler Klärschlämme. Das Merkblatt fasst hierzu den aktuellen Kenntnisstand über die Grundlagen und Techniken der verschiedenen Verfahren der Eindickung zusammen und gibt Hinweise zu Betriebserfahrungen sowie den Kosten der technisch etablierten Verfahren.

Der Schwerpunkt liegt auf den Verfahren zur Eindickung, wie sie auf kommunalen Kläranlagen angewendet werden. Die Inhalte und Empfehlungen dieses Merkblattes lassen sich aber in großem Umfang analog auch auf andere Schlämme übertragen, z. B. Schlämme aus der Trinkwasseraufbereitung oder der Industrieabwasserreinigung.

Zielgruppe:

- Betreiber von Kläranlagen
- beratende und ausführende Ingenieure und Techniker

Preise inkl. MwSt. zzgl. Versandkosten. Preisänderungen und Irrtümer vorbehalten.

*) Preis für fördernde DWA-Mitglieder

Weitere Informationen finden Sie unter:
www.dwa.de/shop



Fax-Antwort: 02242 872-100

Absender

Ja, wir bestellen das Merkblatt DWA-M 381

☐ gegen Rechnung per Kreditkarte: ☐ Visa ☐ Mastercard

Name/Vorname

Firma

Straße

Postleitzahl/Stadt/Land

DWA-Mitgliedsnummer

E-Mail (freiwillig)

Datum/Unterschrift

☐ Ja, ich willige ein, künftig Informationen der DWA/GFA per E-Mail zu erhalten.

DWA
Deutsche Vereinigung für Wasserwirtschaft,
Abwasser und Abfall e. V.
Kundenzentrum
Theodor-Heuss-Allee 17
53773 Hennef

Die Stabilisierung von Klärschlämmen ist die wichtigste Grundoperation der gesamten Klärschlammbehandlung. Die biologischen Verfahren haben sich weltweit als die am meisten verbreitete Prozessart zur Klärschlammstabilisierung durchgesetzt. Sie werden seit Jahrzehnten nach empirischen Ansätzen bemessen und betrieben.

Das vorliegende Merkblatt gibt, aufbauend auf einer Erläuterung der wichtigsten biochemischen Grundlagen, neue praxisorientierte Empfehlungen für die Bemessung und den Betrieb von Anlagen zur biologischen Klärschlammstabilisierung entsprechend dem aktuellen Stand der Technik.

Dabei werden auch neue Entwicklungen, wie die Bestrebungen zur weitergehenden Verringerung des Stabilisierungsvolumens oder die Einflüsse einer Klärschlammdesintegration kritisch betrachtet.

Hinweise zu hygienischen Aspekten und den alternativen Einsatzbereichen der wichtigsten Varianten der biologischen Klärschlammstabilisierung runden die umfassende Darstellung des Themas ab.

Die neuen Bemessungsansätze schließen die bisher weitgehend offenen verfahrenstechnischen Übergänge zwischen der aeroben und anaeroben biologischen Klärschlammstabilisierung sowie zu den Leistungsparametern der aeroben Abwasserreinigung gemäß Arbeitsblatt ATV-DVWK-A 131.