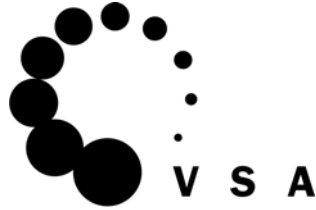


Verband Schweizer
Abwasser- und
Gewässerschutz-
fachleute

Association suisse
des professionnels
de la protection
des eaux

Associazione svizzera
dei professionisti
della protezione
delle acque

Swiss Water
Pollution Control
Association



Fachtagung der VSA-Kommission «ARA»
vom 13. März 2009

Theoretische Grundlagen zur Entwässerbarkeit von Schlämmen

Dr.-Ing. Julia Kopp
Kläranlagen Beratung Kopp
Hintere Strasse 10
D-38268 Lengede



Theoretische Grundlagen zur Entwässerbarkeit von Schlämmen

Julia B. Kopp, Lengede (D), www.kbkopp.de

Vorwort

Die DWA Arbeitsgruppe 2.3 „Entwässerungskennwerte und Konditionierung“ hat das Merkblatt DWA M-383 Kennwerte der Klärschlammmentwässerung Oktober 2008 fertig gestellt. Zielgruppe dieses Merkblattes sind diejenigen Personen, die sich dezidiert mit der Entwässerung von Schlämmen auseinandersetzen möchten, um ein verändertes Entwässerungsverhalten zu erklären, sich bei der Abgabe von Vertragswerten zu informieren oder Informationen zur Optimierung der Schlammmentwässerung suchen.

Der DWA-Arbeitsgruppe AK 2.3 gehören folgende Mitglieder an:

Dr.-Ing. Ralf Denkert, Bochum	Wolfgang Ewert, Hamburg
Dr.-Ing. Julia B. Kopp, Lengede (Sprecherin)	Dr.-Ing. Hartmut Meyer, Essen
Dr.-Ing. Uwe Moshage, Essen	Dipl.-Ing. Wilfried Osterloh, Brake
Dr.-Ing. Rolf Otte-Witte, Elze	Dipl.-Ing. Anja Reipa, Essen
Dipl.-Ing. Svenja Rogge, Hamburg	Dr.-Ing. Michael Sievers, Clausthal-Zellerfeld

1 Einleitung und Zielsetzung

Dieses Merkblatt soll dem Planer und Betreiber von Klärschlammbehandlungsanlagen das Verständnis der Vorgänge bei der Schlammmentwässerung erleichtern und Kennwerte der Klärschlammmentwässerung erläutern.

Verfahrenstechnisch handelt es sich bei der Eindickung und Entwässerung von Schlämmen um eine Fest-Flüssig-Trennung. Die Eigenschaften von Klärschlamm sind abhängig von der Rohabwasserzusammensetzung sowie der Verfahrenskette der Abwasserreinigung und der Klärschlammbehandlung. Deshalb werden auf verschiedenen Kläranlagen unterschiedliche Entwässerungsergebnisse erreicht. Aus betrieblichen und wirtschaftlichen Gründen hat die Beschreibung der Klärschlammigenschaften und deren Einflussgrößen eine große Bedeutung.

Zur Charakterisierung des Entwässerungsverhaltens von Klärschlämmen müssen zunächst hierfür bedeutsame Kennwerte bestimmt werden. Ziel ist es, das erreichbare Entwässerungsergebnis und den Konditionierungsmittelbedarf abzuschätzen.

Begriffe wie Entwässerungsverhalten, Entwässerungseigenschaft und Entwässerbarkeit haben in der Sprache der Abwassertechnik einen festen Platz, eine scharfe Begriffsdefinition liegt jedoch nicht vor.

Der letzte ATV Arbeitsbericht über Entwässerungskennwerte wurde im Jahr 1992 in der Korrespondenz Abwasser [1] veröffentlicht. Zur Technik der Entwässerung und Eindickung kommunaler Klärschlämme wird auf die Merkblätter DWA M-366 [2] sowie DWA M-381 [3] verwiesen.

Nach der Zusammenstellung von Begriffen werden zunächst grundlegende Mechanismen der Wasserbindung im Klärschlamm erklärt, um die Vielzahl der Kennwerte und Prozesse der Schlammmentwässerung besser einordnen zu können (Kapitel 2).

In Kapitel 3 werden Kennwerte erläutert, die in vier Gruppen eingeteilt sind:

- Basiskennwerte
- Weitergehende Kennwerte
- Konditionierungskennwerte
- Prognosekennwerte

In Kapitel 4 wird der Einfluss der Schlammherkunft auf die Entwässerungseigenschaften am Beispiel der anaeroben und aeroben Schlammstabilisierung aufgezeigt. In Kapitel 5 werden Hinweise für den praktischen Betrieb, Empfehlungen zur Dokumentation der Schlammeneigenschaften sowie zur Probenahme gegeben. Zur Ergänzung vorhandener Erkenntnisse wurden Laboruntersuchungen durchgeführt, um die Vielzahl der Kennwerte anhand vergleichender Messwerte zu beschreiben (Anhang).

2 Wasserbindung in Klärschlämmen

Klärschlämme sind Suspensionen von Feststoffen in Wasser. Klärschlamm enthält außer partikulären Feststoffen auch gelöste Salze, emulgierte und kolloidal dispergierte Stoffe.

Die Schlammmentwässerung ist eine Fest-Flüssig-Trennung. Während der Entwässerung werden Schlammteilchen durch einwirkende Kräfte aneinandergesprengt und Flüssigkeit als Filtrat oder Zentrat abgegeben

Im Klärschlamm enthaltenes Wasser ist in unterschiedlicher Art und Stärke an die Feststoffen gebunden. Man kann die folgenden Wasseranteile unterscheiden:

- freies Wasser, das nicht an Schlammteilchen gebunden ist,
- gebundenes Wasser, das sich wiederum unterteilt wird in:
 - Zwischenraumwasser, das durch Kapillarkräfte zwischen Klärschlammteilchen oder in Flocken gebunden ist,
 - Oberflächenwasser, das durch Adhäsionskräfte gebunden ist,
 - in Hydrogelsystemen gebundenes Wasser,

- Zellinnenwasser, das in Zellen enthalten ist und Zellflüssigkeit oder inneres Kapillarwasser ist,
- chemisch gebundenes Wasser, das auch als Kristallwasser (Hydratwasser) bezeichnet wird und durch Ionenbindungen gebunden ist.

Freies Wasser ist der größte Wasseranteil in einer Klärschlamm suspension. Es bewegt sich zwischen den einzelnen Feststoffpartikeln, ist nicht an diese angelagert oder durch Kapillarkräfte gebunden. Freies Wasser ist durch Eindickung und maschinelle Entwässerung abtrennbar. Durch Konditionierung mit Flockungshilfsmitteln wird die Abgabe des freien Wassers beschleunigt.

Gebundenes Wasser kann nur durch thermische Verfahren entfernt werden.

Durch weitergehende Verfahren der Konditionierung oder durch Schlammstrukturveränderung (z. B. Desintegration, Hydrolyse, Versäuerung oder Alkalisierung) kann der Anteil des freien Wassers erhöht werden [46].

Der Anteil des in Hydrogelen gebundenen Wassers ist abhängig von der Abwasserzusammensetzung, Hydrolysevorgängen, dem Betrieb der P-Elimination (Bio-P, Fällmittelzugabe) und durch die Art der Schlammstabilisierung.

Bakterien produzieren hochmolekulare, stark wasserbindende Substanzen an der Zelloberfläche. Diese Substanzen werden deshalb als extrazelluläre oder exopolymere Substanzen (EPS) bezeichnet [14]. Sie erfüllen wichtige Funktionen für die Bakterien als Nährstoffreservoir, Schutzhülle (z. B. Säureschutzmantel) und als Zusammenhalts- und Besiedlungsmasse (Biofilm).

EPS bestehen hauptsächlich aus langkettigen Polysaccharid- (Kohlenhydrat-) und Protein- (Eiweiß-) Verbindungen. Die meisten hochmolekularen Verbindungen bilden ein dreidimensionales Netzwerk, das große Mengen Wasser in den Zwischenräumen enthält. Solch ein Hydrogel besteht bis zu 90 % aus Wasser, das in den Polymerketten gebunden und deshalb mechanisch ohne weitere Maßnahmen nicht abtrennbar ist [16], [17]. Die Auswirkung des EPS-Gehaltes auf die Schlammkonditionierung wird bei der Diskussion der Konditionierungskennwerte erläutert.

Die Wassermenge, die in Hydrogelen gebunden werden kann, ist sowohl von der Art und Menge der Gelbildner als auch von deren Milieubedingungen abhängig. Die Gelstruktur ist abhängig vom pH-Wert und vom Phosphatgehalt [10], [38], [65].

3 Kennwerte

3.1 Übersicht

In den folgenden vier Tabellen werden Entwässerungskennwerte in Gruppen aufgelistet und kurz erläutert.

- Basiskennwerte (Tabelle 1): Diese können und sollten zur Dokumentation der Entwässerungseigenschaften in Kläranlagen regelmäßig untersucht werden.
- Weitergehende Kennwerte (Tabelle 2): Zur Beurteilung der Klärschlammigenschaften. Diese Kennwerte sind messtechnisch aufwendiger, ermöglichen aber die Beantwortung weitergehender Fragen.
- Konditionierungskennwerte (Tabelle 3): Insbesondere geeignet für die Ermittlung des FHM-Bedarfes.
- Prognosekennwerte (Tabelle 4): Ermöglichen eine Betriebsoptimierung oder die Kontrolle von Zielwerten bei der Klärschlamm-entwässerung.

Tabelle 1: Entwässerungskennwerte – Basiskennwerte

Kennwert	Einheit	Bestimmung	Erläuterung
Trockenrückstand	%TR	DIN EN 12880 [19]	- Maß für den Feststoffgehalt der nicht abfiltrierten Schlammprobe
Trockensubstanz	gTS/l	DIN EN 14702-1 [8]	- Maß für den Feststoffgehalt der abfiltrierten Schlammprobe
Glühverlust	%GV	DIN EN 12879 [20]	- Maß für den organischen Schlammanteil
Glührückstand	%GR	DIN EN 12879 [20]	- Maß für den anorganischen Schlammanteil
pH-Wert	-	DIN-38414 [9]	- Logarithmisches Maß für die H ⁺ -Ionenkonzentration
elektrische Leitfähigkeit	mS/cm	Messsonde [21]	- Maß für den Salzgehalt Maß für die Konzentration und Beweglichkeit von Ionen
Temperatur	°C	Thermometer	- Maß für die Schlammtemperatur
Schlammart	-	Betriebsdaten	- Einteilung nach Anfallort und Behandlungsprozess (z. B. PS, ÜS, Fällschlamm, FS)
Anteil und Art von externen Schlämmen/ Co-Substraten	-	Betriebsdaten	- von außerhalb der Kläranlage eingebrachte Stoffe: z. B. Fette aus Lebensmittelbetrieben, Fettabscheiderinhalte, Fäkalschlämme
Überschussschlammanteil	-	Betriebsdaten	- ÜS-Fracht bezogen auf die Rohschlammfracht
Mikroskopisches Bild	-	Mikroskop ggf. Färbungen [12]	- Mikroskopisches Bild der Flockenstruktur

Kennwert	Einheit	Bestimmung	Erläuterung
Schlammindex	ml/g	DIN EN 14702-1 [8]	- Maß für das Absetzverhalten von Belebtschlamm
Faulzeit	d	Betriebsdaten	- entspricht der mittleren rechnerischen hydraulischen Verweilzeit im Faulbehälter
Schlammalter	d	Betriebsdaten	- Verhältnis der bei den aeroben Verfahren entfernten Feststoff-Fracht zu der im Becken / Reaktor enthaltenen Feststoff-Masse
Abbaugrad, technischer	%	Betriebsdaten	- Grad des Abbaus organischer Substanzen als Maß für die Effizienz und Stabilität des Prozesses
Konditionierungsmittelmenge	g/ kg TR kg/ Mg TR	Betriebsdaten	- Dosiermenge, die für die Konditionierung eingesetzt wird (FHM, Koagulationsmittel, Kalkprodukte)
Abscheidegrad	%	Betriebsdaten	Verhältnis der abgetrennten Feststoff-Fracht zur zugeführten Feststoff-Fracht

Tabelle 2: Entwässerungskennwerten – Weitergehende Kennwerte

Kennwert	Einheit	Bestimmung	Erläuterung
Sandanteil	% von GR	Feldmethode	Maß für die nicht in Salzsäure löslichen Feststoffe
Redox-Potenzial	mV	Messsonde	Maß für die reduzierenden, bzw. oxidierenden Milieubedingungen im Schlamm
organische Säuren	mg/l (als HAc)	DIN-38414 [9]	Essigsäureäquivalent der kurzkettigen Carbonsäuren (C1-C6)
EPS-Gehalt (Proteine, Polysaccharide)	g/kg TR g/kg oTR	Extraktion mit Ionenaustauscher, Labormethode: nach [22], [23]	Maß für die Menge gelbildender / kolloidaler Substanzen
lipophile Stoffe	g/kg TR g/kg oTR	Petrol- extrahierbare Stoffe [9]	Maß für den Fettanteil im Schlamm
ortho-Phosphat-Gehalt	mg/l	DIN-38414 [9]	gelöste PO ₄ -P Konzentration im Schlammwasser
Ammonium	mg/l	DIN-38414 [9]	gelöste NH ₄ -N Konzentration im Schlammwasser
Säurekapazität	mmol/l	DIN 38409-7[24]	Verbrauch von Säure bei Titration auf einen pH-Wert von 4,3
Basenkapazität	mmol/l	DIN 38409-7 [24]	Verbrauch von Natronlauge bei Titration auf einen pH-Wert von 8,2
Chlorid	mg/l	DIN 38045	gelöste Cl ⁻ Konzentration im Schlammwasser

Kennwert	Einheit	Bestimmung	Erläuterung
Partikelgrößenverteilung	-	Optische Messverfahren	Verteilung der Partikelgröße (Anzahl, Fläche, Volumen)
Kapillare Fließzeit CST	s	DIN EN 14701 [26]	Messwert der Wasserabgabegeschwindigkeit
spez. Filtrationswiderstand	m/kg	DIN EN 14701 [26]	aus Filtrationstest abgeleiteter Kennwert der Wasserabgabegeschwindigkeit
Kompressibilität	-	DWA [1]	aus der Messung des spez. Filtrationswiderstandes bei verschiedenen Drücken abgeleiteter Kennwert

Tabelle 3: Entwässerungskennwerte – Konditionierungskennwerte

Kennwert	Einheit	Bestimmung	Erläuterung
FHM-Bedarf	-	Versuchsreihen	Dosiermenge nach Beobachtung der Flockenbildung bei der Konditionierung, basierend auf Erfahrung
Streaming Current Messung	SCU	streaming current unit	Hilfsgrößen zur Bestimmung des FHM-Bedarfes
Zetapotenzial	mV	Elektrophorese [28]	Bestimmung in Versuchsreihen in Abhängigkeit von der FHM-Dosiermenge
Flockenscherstabilität	-	Versuchsreihen	Verminderung der Wasserabgabegeschwindigkeit nach zunehmender Scherbeanspruchungen

Tabelle 4: Entwässerungskennwerte – Prognosekennwerte

Kennwert	Einheit	Bestimmung	Erläuterung
Filtrationstest	% TR	Dünnschichtfiltration	- Test zur Abschätzung der Entwässerbarkeit eines Schlammes nach Laborfiltration
Zentrifugations-test	g/l	Becherglas-zentrifuge	- Test zur Abschätzung der Entwässerbarkeit eines Schlammes nach Laborzentrifugation
TR(A)	% TR	Thermogravimetrie [27]	- Feststoffgehalt abgeleitet aus dem freien, ungebundenen Wasseranteil
Rheologische Kenngrößen Viskosität	mPA s	Rotationsviskosimeter Rheometer	- beschreibt das Fließverhalten - Prognosewert wird aus der Schubspannung abgeleitet

3.2 Basiskennwerte

In Gruppe A sind Kennwerte aufgenommen, die mit der Laborausrüstung einer Kläranlage bestimmbar sein sollten.

3.2.1 Trockenrückstand (TR)

Der Trockenrückstand besteht aus dem nach dem Verdampfen des Wassers verbleibenden partikulären und gelösten Stoffe. Der TR ist als Bezugs- und Vergleichsgröße nach DIN EN 12880 [19] bei 105 °C zu bestimmen.

3.2.2 Trockensubstanz (TS)

Die Trockensubstanz besteht aus den nach Filtration und Verdampfen des Restwassers verbleibenden partikulären und nur wenigen gelösten Stoffen. Wegen der einfacheren Analytik [9] wird bei Schlämmen anstelle der Trockensubstanz üblicherweise der Trockenrückstand analysiert.

Die Trockensubstanz im Filtrat oder Zentrat sollte regelmäßig bestimmt werden, wobei die Filterporengröße anzugeben ist (siehe Kap. 3.2.14). Die im abgetrennten Schlammswasser enthaltene Trockensubstanz ist für die Berechnung des Abscheidegrades erforderlich.

3.2.3 Glühverlust (GV)

Zur Bestimmung des Glühverlustes wird die getrocknete Probe bei 550 °C geglüht und die Masse des Glührückstandes in % der Masse der TS [8] oder des TR angegeben [9]. Der Glühverlust ist annähernd ein Maß für den organischen Anteil der Feststoffe. Der Glühverlust wird vom Salzgehalt und Sandanteil im Schlamm beeinflusst [29].

Da organische Stoffe normalerweise schlechter entwässerbar sind als anorganische Stoffe ist der GV ein wichtiges Merkmal. Organische Stoffe haben eine geringere Dichte, eine höhere Kompressibilität, eine höhere Oberflächenladung und binden Wasser stärker. Deshalb verschlechtert sich bei steigendem GV üblicherweise das Entwässerungsergebnis. Allerdings hängt dieses auch entscheidend davon ab, woraus die organischen Stoffe bestehen (unterschiedliches Wasserbindevermögen z. B. von Fasern, Fetten, EPS). Der Glühverlust stabilisierter Schlämme ist nicht nur vom Glühverlust der Rohschlämme abhängig, sondern auch vom Stabilisierungsgrad.

Das Ergebnis der feststoffbezogenen Analyse Glühverlust wird im besonderen Maß von dem Salzgehalt und dem Sandanteil im Schlamm beeinflusst [29]

Der Glühverlust allein erlaubt keine zuverlässige Prognose des Entwässerungsergebnisses (siehe Abb. 1) [27].

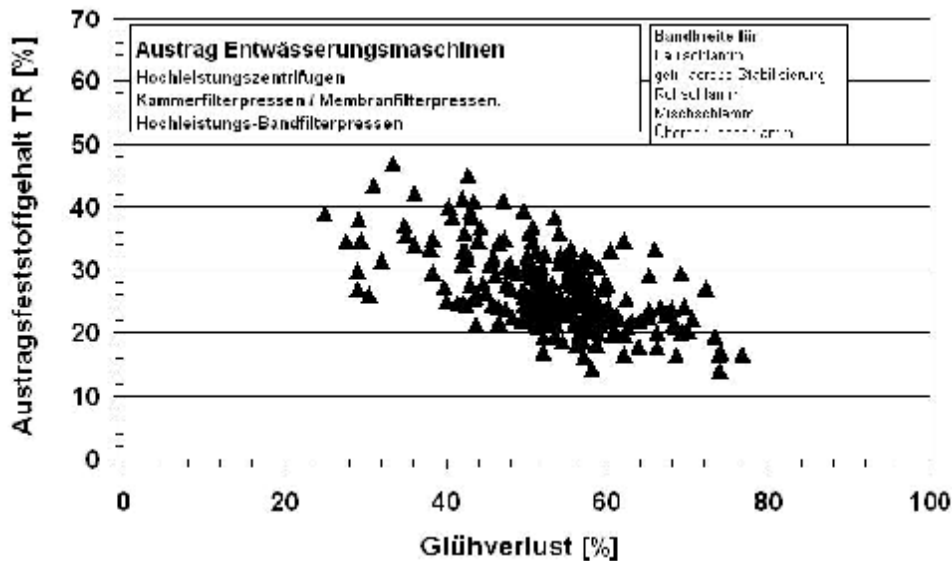


Abb. 1: Glühverlust und dem Endfeststoffgehalt bei der Entwässerung verschiedener Schlämme [30]

3.2.4 pH-Wert

Bei Rohschlämmen geht ein niedriger pH-Wert häufig mit einer Verschlechterung der Entwässerungsergebnisse einher (siehe Kap. 5.4).

Der pH-Wert hat einen signifikanten Einfluss auf die Oberflächenladung der Schlammpartikel und somit auf die Schlammkonditionierung. Mit steigenden pH-Werten erhöht sich die Konzentration an OH-Ionen, wodurch sich die anionische Oberflächenladung der Partikel stabilisiert und sich das Entwässerungsverhalten verschlechtern kann.

3.2.5 Elektrische Leitfähigkeit

Die elektrische Leitfähigkeit ist ein Maß für die Konzentration und Beweglichkeit von Ionen.

Eine hohe Ionen-Konzentration kann die Wirksamkeit von FHM verschlechtern, der FHM-Bedarf steigt und die Flocken sind weniger stabil.

Einen Grenzwert für die Leitfähigkeit, ab der ein Schlamm schlecht entwässerbar ist, kann nicht angegeben werden. Es gibt industrielle Schlämme, die beispielsweise auch bei über 10 mS/cm ein gutes Entwässerungsergebnis liefern. Kommunale Schlämme können bereits ab 6 mS/cm problematisch bei der Entwässerung sein.

Auch die Ionenart hat Auswirkungen auf die Flockung. Bei Faulschlamm ist zu beachten, dass die Leitfähigkeit auch maßgeblich von der Konzentration der NH_4^+ - Ionen abhängt. Insbesondere ist der Chloridgehalt zu beachten, der näherungsweise durch die elektrische Leitfähigkeit bestimmt werden kann. Es wurde beobachtet, dass bei relativ hohen Chloridkonzentrationen (z.B. von gewerblichen Abwassereinleitern, Streusalzen und Fällmitteln) das Entwässerungsverhalten beeinträchtigt wird, da Chloride Wasser binden und die Viskosität von Wasser verändern. Das Entwässerungsergebnis kann sich um bis zu 2 % TR verschlechtern [31].

3.2.6 Temperatur

Die Temperatur des zu entwässernden Schlammes hat Einfluss auf das Entwässerungsverhalten. Mit zunehmender Temperatur verringert sich die Viskosität von Schlämmen, wodurch das Entwässerungsergebnis verbessert wird [32]. Unter ansonsten gleichen Randbedingungen ist eine Verbesserung des Entwässerungsergebnisses bei höherer bzw. eine Verschlechterung bei geringerer Temperatur zu erwarten. Übermäßiges Abkühlen des Schlammes vor der Entwässerung ist deshalb zu vermeiden.

Zudem hat die Temperatur maßgeblichen Einfluss auf den Zustand von exopolymeren Proteinen. Durch Denaturierung der Proteine wird die Wasserbindung vermindert. Ab einer Temperatur von 40 °C - 50 °C kann eine Denaturierung erfolgen. Dies ist bei der Wahl der Betriebstemperatur bei der Schlammstabilisierung zu beachten.

Bei einer thermischen Konditionierung wird der Schlamm auf Temperaturen bis 200 °C erhitzt. Bei derart hohen Temperaturen erfolgt neben der Denaturierung der Proteine auch eine Veränderung der Wasserbindung in Hydrogelen und die Zerstörung von Zellmembranen. Nach thermischer Konditionierung können im Vergleich zur chemischen Konditionierung höhere Entwässerungsergebnisse erzielt werden. Auf die Probleme der thermischen Konditionierung, die Erzeugung von nicht oder nur sehr schlecht biologisch abbaubaren Stoffen im Schlammwasser sowie die Geruchsproblematik soll hier ausdrücklich hingewiesen werden. Deshalb wird das Verfahren derzeit in Deutschland nicht auf Kläranlagen eingesetzt.

Bild 2 zeigt beispielhaft die Fließkurven eines Faulschlammes [32]. Nach Erwärmung des bereits ausgefaulten Schlammes von 25 °C auf 60 °C vermindert sich die Viskosität auf im Mittel ca. 47 % des ursprünglichen Wertes. Nach anschließender Abkühlung auf 25 °C erhöht sich die Viskosität auf nur ca. 70 % des Wertes, der vor der Erwärmung gemessen wurden.

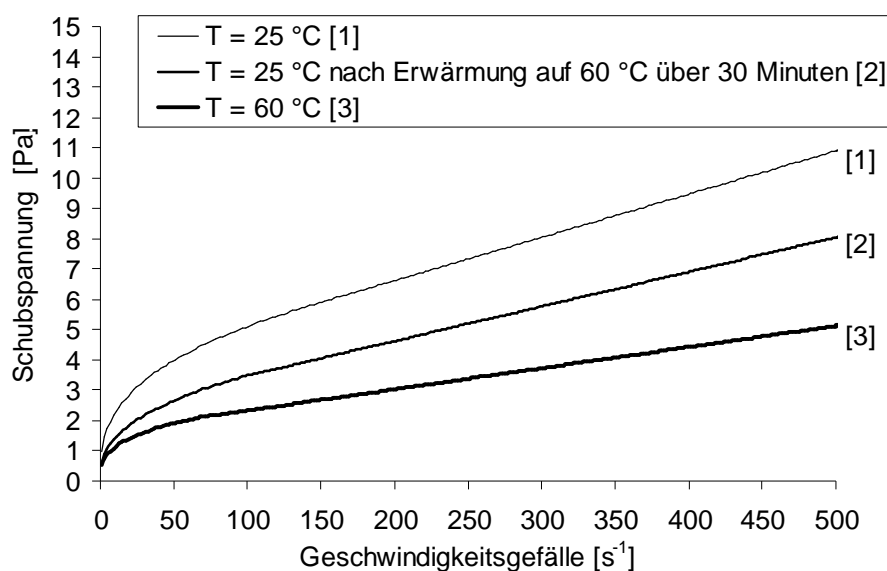


Abb. 2: Fließkurven eines mesophil gefaulten Schlammes einer kommunalen Kläranlage bei 25 °C vor der Erwärmung, nach 30 Minuten Erwärmung bei 60 °C und bei 25 °C nach der Erwärmung auf 60 °C [32]

3.2.7 Schlammart und Überschussschlammanteil

Primärschlämme enthalten viele Strukturstoffe und sind dadurch gut entwässerbar. Üblich sind Entwässerungsergebnisse von 32 – 40 % TR bei einem relativ geringen Konditionierungsmiteinsatz von 3 - 6 kg WS/Mg TR [29]. Überschussschlämme bestehend überwiegend aus Bakterien. Das Fehlen von Strukturstoffen, hohe Kompressibilität und EPS machen diese Schlämme schlecht entwässerbar. Endfeststoffgehalte von 18 – 25 % TR werden mit einer erforderlichen FHM-Dosierung von 8 - 15 kg WS/Mg TR erreicht [33]. Mit steigendem Überschussschlammanteil verschlechtert sich das Entwässerungsergebnis.

Mit verkürzter Aufenthaltszeit in der Vorklärung steigt der prozentuale Überschussschlammanteil. Bei Kläranlagen mit simultan aerober Stabilisation überwiegt der Überschussschlamm.

Auch das Schlammalter des ÜS ist zu berücksichtigen. Bei einem Schlammalter von z.B. > 30 Tagen werden die Flocken des ÜS sehr klein und können oft nur mit hohem FHM-Einsatz auf geringe Endfeststoffgehalte entwässert werden.

Neben dem ÜS-Anteil ist auch die Herkunft des Abwassers zu beachten. Beispielsweise kann der hohe Proteingehalt in Abwässern aus der Fleisch und Milch verarbeitenden Industrie die Entwässerbarkeit von Schlämmen verschlechtern.

In Abb. 3 ist der Kennwert TR(A) [27] (siehe Abschnitt C) beispielhaft in Abhängigkeit der Faulzeit für den PS, ÜS einen RS einer kommunalen Kläranlage zu sehen. Der ÜS-Anteil des RS lag bei 50 %. Zusätzlich sind die Werte für den ÜS nach einer aeroben Schlammstabilisierung bei 20 °C angegeben [27]. Der PS konnte nach 40 Tagen Faulzeit auf 37 % TR und der ÜS lediglich auf 15 % TR entwässert werden. Der RS lag mit 25 % knapp unter dem Mittelwert. Der Überschussschlamm war nach aerober Stabilisierung schlechter entwässerbar als nach der anaeroben.

Bei der Wasserbindung von stabilisierten Klärschlämmen sind zwei gegenläufige Effekte zu beachten. Zum einen werden organische Feststoffe abgebaut, was die Wasserbindung vermindert. Zum anderen verändert sich die Partikelgrößenverteilung der Schlämme sowohl durch den Abbau der organischen Substanz als auch durch die mechanische Beanspruchung bei der Umwälzung. Welcher der beiden oben benannten Effekte dominiert und ob sich das Entwässerungsergebnis eines Schlammes verschlechtert oder verbessert, hängt davon ab, wie weitgehend die organische Substanz abgebaut wird und wie sich die Partikelgrößenverteilung infolge des Abbaus und der mechanischen Beanspruchung verändert.

Wegen sich verändernder Zusammensetzung und schwankendem Feststoffgehalt von Rohschlamm ist dessen Konditionierung und Entwässerung schwieriger als die von stabilisiertem Schlamm mit gleichmäßiger Konsistenz.

Mit zunehmender Stabilisierungszeit wurde eine Zunahme des FHM-Bedarfes beobachtet (Abb. 4), wobei allerdings der FHM-Bedarf des Primärschlammes nahezu konstant blieb. Der FHM-Bedarf der unterschiedlich stabilisierten Überschussschlämme stieg mit der Stabilisierungszeit signifikant. Dieses ist auf die Abnahme der Partikelgröße infolge der Stabilisierung und der schlechten Abbaubarkeit von EPS zurückzuführen.

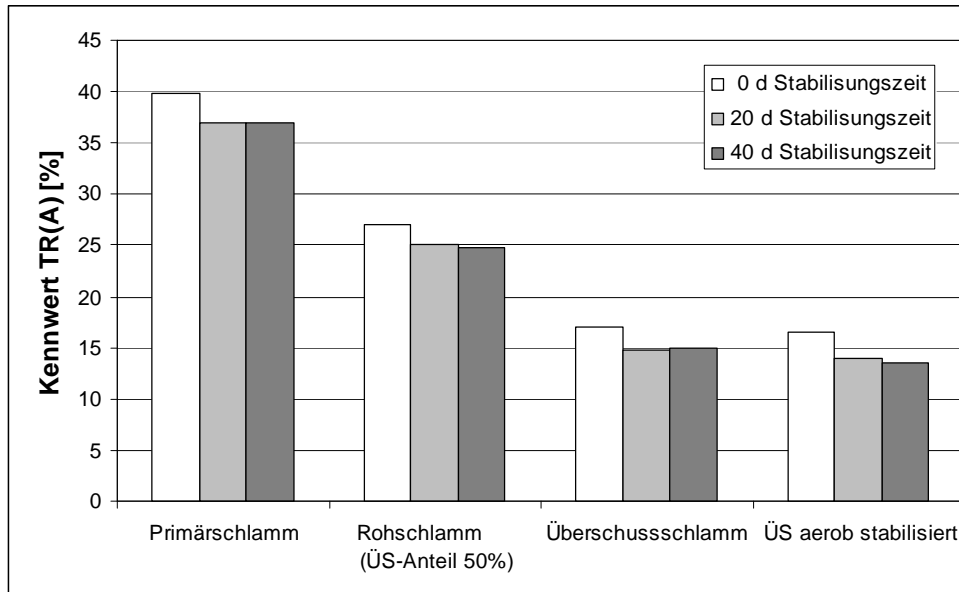


Abb. 3: Erreichbares Entwässerungsergebnis, beispielhaft am Kennwert TR(A) in Abhängigkeit von der Schlammart und der Stabilisationszeit [27]

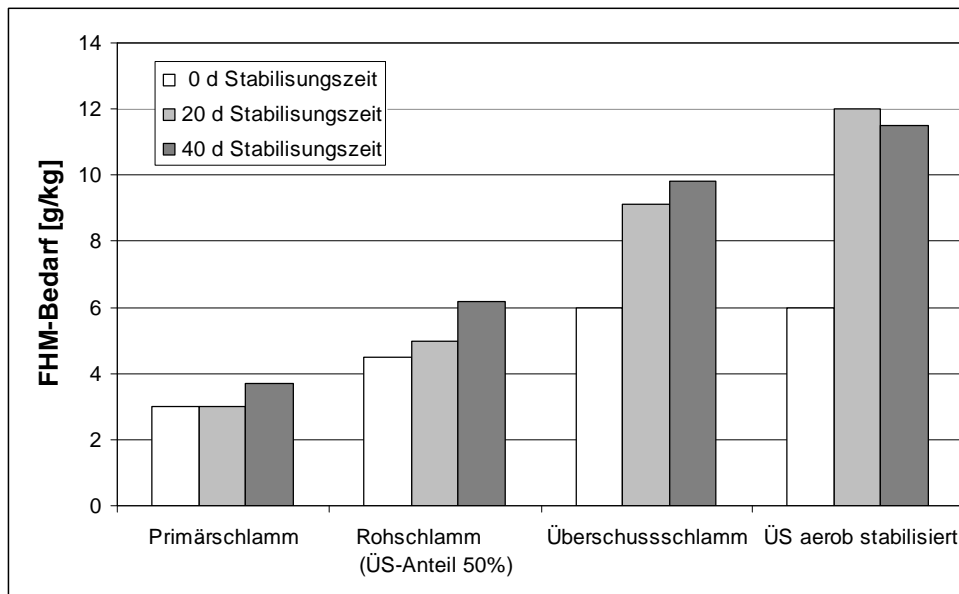


Abb. 4: Polymerbedarf in Abhängigkeit von der Schlammart und der Stabilisationszeit [27]

3.2.8 Anteil und Art von externen Schlämmen / Co-Substrate

Mit externen Schlämmen sind diejenigen Schlämme gemeint, die ihren Entstehungsursprung nicht in der Kläranlage haben (z.B. Fäkalschlämme und Fette), sondern von außerhalb eingebracht werden. Der Anteil dieser Schlämme kann erheblichen Einfluss auf die Schlammqualität nehmen. Ermittelt wird der Frachtanteil aus den Betriebsdaten und bezogen wird der Anteil auf die Rohschlammfracht. Dazu ist es erforderlich, neben der Menge auch TR und GV der Fremdschlämme und Co-Substrate zu analysieren, wobei aufgrund deren Inhomogenität große Schwankungsbreiten zu erwarten sind.

3.2.9 *Mikroskopisches Bild und Bestimmung der Fädigkeit*

Mit Hilfe des mikroskopischen Bildes ist es möglich, einen Eindruck von der partikulären Struktur der Schlammpartikeln und Fadenorganismen zu erhalten. Bei regelmäßiger Dokumentation der Flockenstruktur (14-tägig) können Veränderungen der Schlammstruktur gut nachvollzogen werden. Es bietet sich die Wahl einer geringen Vergrößerung (100fach) im Dunkelfeld an. Zur Abschätzung der Partikelgröße ist die Verwendung von Objektmikrometern sehr hilfreich. Die Fädigkeit eines Schlammes ist vor allem für dessen Absetzverhalten in der Nachklärung relevant.

Die Flockenstruktur wiederum beeinflusst direkt das Entwässerungsverhalten, so dass die Beurteilung der Fädigkeit eine Erweiterung zur Beurteilung der Flockenstruktur eines Schlammes ist. Die Bestimmung der Fädigkeit ist anschaulich in [12] zusammengefasst.

3.2.10 *Schlammindex ISV*

Der Zusammenhang zwischen dem ISV und dem erreichbaren Entwässerungsergebnis bzw. dem erforderlichen FHM-Bedarf ist kaum bekannt. Der ISV wird als Kenngröße für das Absetzverhalten von Belebtschlamm gemessen. Für aerob stabilisierten Überschussschlamm sollte der Parameter auch als Entwässerungskennwert dokumentiert werden. Ein hoher Schlammindex ISV (> 150 ml/g) ist ein Indiz für eine starke Fädigkeit des Belebtschlammes die auch das Eindick- und Entwässerungsverhalten aerob stabilisierter Schlämme beeinträchtigen kann.

Ist hingegen der ISV sehr gering (< 90 ml/g) und werden vermehrt Trübstoffe im Ablauf der Nachklärung beobachtet, kann dies ein Indiz für ein gestörtes Kalk-Kohlensäure-Gleichgewicht sein. Dadurch kann die Flockenstruktur und die Entwässerbarkeit beeinträchtigt werden [34].

3.2.11 *Faulzeit*

Die Randbedingungen der Faulung (siehe Kap. 5.2) bestimmen unter anderem den Abbaugrad der organischen Substanz, aber auch das Entwässerungsverhalten eines Schlammes. Mit steigender Faulzeit nimmt die Partikelgröße infolge von Abbauvorgängen und der mechanischen Beanspruchung durch die Umwälzung ab. Dies wirkt sich negativ auf das erreichbare Entwässerungsergebnis und den FHM-Bedarf aus. Positiv wirkt sich wiederum die Abnahme organischer Substanz aus.

Außerdem ist zu beachten, dass die Masse der Feststoffe um so stärker vermindert wird, je besser der Stabilisierungsgrad ist. Die zu entsorgende Schlammmenge kann also sogar dann geringer werden, wenn sich das Entwässerungsergebnis mit zunehmender Faulzeit verschlechtert.

Bei der thermophilen Faulung konnte eine Verbesserung des Entwässerungsergebnisses bei allerdings erhöhtem FHM-Bedarf im Vergleich zu mesophil ausgefaulten Schlämmen beobachtet werden [41].

3.2.12 *Abbaugrad*

Der Abbaugrad ist ein Maß für die Beurteilung der Wirksamkeit der Stabilisierung z. B. des biologischen anaeroben Prozesses im Faulraum. Hier wird auf das Merkblatt M-368 „Biologische Stabilisierung von Klärschlamm“ [35] verwiesen.

Der Abbaugrad ist neben den Prozessbedingungen abhängig von der Abbaubarkeit der zugegebenen Substrate (z. B. Fremdschlämme oder ÜS-Anteil). Die Umsetzungsrate der organischen Substanz pro Zeiteinheit kann durch eine geeignete Desintegrationsmethode wesentlich beeinflusst werden [36], [37], [38]. Da die Hydrolyse für die Geschwindigkeit des gesamten Faulprozesses bestimmend ist, eignen sich besonders Methoden, die nicht nur eine mechanische Vergrößerung der Oberfläche hervorrufen, sondern den Hydrolyseprozess chemisch beeinflussen.

An dieser Stelle sei besonders die schlechte Abbaubarkeit von EPS erwähnt. Die EPS bestehen im Wesentlichen aus Polysacchariden und Proteinen [38].

Ebenfalls wird in diesem Zusammenhang auf den signifikanten Einfluss von Fetten als Co-Substrat in der Faulung hingewiesen. In großtechnischen Versuchen wurde ein Faulbehälter nur mit Rohschlamm beschickt, der andere Faulbehälter zusätzlich mit Fettabscheiderinhalten als Co-Substrat. Der FHM-Bedarf stieg um 25 %, das Entwässerungsergebnis sank signifikant ab [41]. Es ist dabei anzumerken, dass der Einfluss auf die Entwässerbarkeit von der Art des Fettes selbst beeinflusst wird und jeder Betreiber die Auswirkungen selber spezifisch beurteilen sollte.

3.2.13 *Konditionierungsmittelmenge*

Die Dosiermengen zur Konditionierung (Polymere, Koagulationsmittel, Eisensalze, Aluminiumsalze und Kalkprodukte) sollten stets in kg Wirksubstanz je Mg TR dokumentiert werden. Zusätzlich sind die Ansatzkonzentration und die Konzentration der Gebrauchslösung festzuhalten. Die Bestimmung der Dosiermengen wird bei der Parametergruppe B 2 „Konditionierungskennwerte“ behandelt.

3.2.14 *Abscheidegrad*

Der Abscheidegrad ist das Verhältnis der im Schlammkuchen enthaltenen Feststoffe zu den zugeführten Feststoffen. Der Abscheidegrad ist ein Maß für die Güte der Fest-Flüssig-Trennung. Der Feststoffgehalt im abgetrennten Schlammwasser wird nach Filtrieren mit Schwarzband-Papierfiltern bestimmt [3],[62]. Der Abscheidegrad muss über die TS berechnet werden, da die im TR enthaltenen gelösten Stoffe nicht zu berücksichtigen sind.

Bei filtrierenden Entwässerungsmaschinen (z. B. Kammerfilterpresse oder Bandfilterpresse) werden Abscheidegrade von nahezu 100 % erreicht. Dekanter können unter günstigen Umständen Abscheidegrade von über 98 % erreichen. Abscheidegrade bei Dekantern von unter 95 % führen zu einer erheblichen Rückbelastung der Kläranlage mit Feinst-Partikeln.

Der Abscheidegrad wird mit Gleichung 1 berechnet, wobei ohne großen Fehler der TR statt des TS im Austrag eingesetzt werden kann [42]:

$$AG = \frac{(TS_{Zu} - TS_{Ze}) \cdot TS_{Aus}}{(TS_{Aus} - TS_{Ze}) \cdot TS_{Zu}} \cdot 100 [\%] \quad \text{Gleichung 1}$$

AG	[%]	Feststoff-Abscheidegrad
TS _{Zu}	[gTS/l]	Zulauf Trockensubstanz
TS _{Ze}	[gTS/l]	Zentrat/Filtrat Trockensubstanz
TS _{Aus}	[gTS/l]	Austrag Feststoffgehalt (= 10 x % TR)

3.3 Weitergehende Kennwerte

Wird eine genauere Beurteilung des Entwässerungsverhaltens erforderlich, dann ist es notwendig, labortechnisch aufwändigere Methoden einzusetzen. Entscheidend sind neben der Ermittlung von Messwerten auch deren fachkundige Bewertung und die Betrachtung der gesamten Abwasser- und Schlammbehandlung im Einzelfall.

3.3.1 Sandanteil

Der Sandanteil im Schlamm ist im Wesentlichen in Abhängigkeit der Rohabwasserzusammensetzung und der Qualität des Sandfanges zu bewerten und hat signifikante Auswirkungen auf die Eindick- und Entwässerungseigenschaften.

- Ein sehr niedriger Sandanteil verschlechtert infolge der fehlenden Drainagewirkung das Entwässerungsverhalten und kann zu einer Erhöhung des FHM-Verbrauchs, einer Verminderung des Austragsfeststoffgehaltes und zu einer verminderten Durchsatzmenge der Entwässerungsaggregate führen.
- Ein hoher Sandanteil erhöht die mittlere Partikeldichte und verbessert dadurch das Entwässerungsergebnis.
- Bei einem niedrigen Sandanteil ist mit einem geringeren Verschleiß an Maschinen und Pumpen zu rechnen.
- Für die Beurteilung der Einflussfaktoren ist die Teilchengrößenverteilung der Sandanteile, die im mikroskopischen Bild bewertet werden können, von entscheidender Bedeutung.

Zur quantitativen Beurteilung des Sandanteils in einem Klärschlamm werden zunächst der Feststoffgehalt und anschließend der Glührückstand als Maß für den mineralischen Anteil im Muffelofen nach DIN/EN ermittelt. Mit der Asche des Glührückstands wird dann eine spezielle Untersuchung des salzsäureunlöslichen Anteils als Maß für den Sandanteil durchgeführt. Hierzu wird die Asche mit einer 32%-igen Salzsäure über einem Schwarzbandfilter bis zur Farbkonstanz mehrmals ausgewaschen und anschließend im Muffelofen bei 550 °C geglüht. Es wird davon ausgegangen, dass es sich bei dem anfallenden Rückstand um den Sandanteil handelt. Der salzsäureunlösliche Anteil wird bei der Auswertung auf den Glührückstand (% salzsäureunlöslicher Anteil von GR) oder auf den Feststoffgehalt (% salzsäureunlöslicher Anteil von TR) bezogen.

3.3.2 Redoxpotenzial

Unter Redoxreaktionen werden Reaktionen, die unter Abgabe (Oxidation) oder Aufnahme (Reduktion) von Elektronen ablaufen, verstanden. Da Elektronen nicht frei vorliegen, sind diese Reaktionen immer an die Reaktionspartner gekoppelt. Das bei der Redoxreaktion vorliegende elektrische Potenzial wird als Redoxpotenzial bezeichnet und ist ein Maß für die Oxidationskraft eines Systems und liefert als Messgröße die Redoxspannung. Diese wird durch das Verhältnis von reduzierten und oxidierten Komponenten im System (z. B. System $\text{Fe}^{2+} / \text{Fe}^{3+}$), der Konzentration aller gelösten reduzierten und oxidierten Komponenten (z. B. $\text{NH}_4\text{-N}$ oder $\text{NO}_3\text{-N}$), die Temperatur, den pH-Wert und die Leitfähigkeit bestimmt.

Das Redoxpotenzial gibt bei Rohschlamm Auskunft über den „Alterungszustand“, (Hydrolysegrad/Versäuerungsgrad). Bei der Entwässerung von Rohschlamm kann dies einen erheblichen Einfluss auf die Entwässerbarkeit haben. Dieser Parameter ist im Zusammenhang mit den org. Säuren, der Leitfähigkeit und dem pH-Wert zu sehen (siehe Kap. 5.4).

3.3.3 Konzentration organischer Säuren

Der Gehalt an organischen Säuren gibt bei Rohschlämmen den Versäuerungsgrad an. Der Wert verhält sich umgekehrt proportional zum Redoxpotenzial. Bei Faulschlämmen indiziert ein hoher Wert ein gestörtes Verhältnis zur methanogenen Phase und geht einher mit dem Absinken des pH-Wertes sowie der Quantität und Qualität der Gasproduktion. Oftmals führt ein gestörter Faulprozess mit hohen Gehalten organischer Säuren zu mangelhaften Entwässerungsergebnissen.. Es ist allerdings zu beachten, dass die Konzentration der organischen Säuren im Faulwasser proportional mit der Feststoffkonzentration des zugeführten Rohschlammes steigt.

3.3.4 Fettgehalt, lipophile Stoffe

Der Kennwert der lipophilen Stoffe, der die Menge der emulgierten, suspendierten und der kolloidal oder gelösten Fettanteile einer Probe angibt, kann das Sauerstoffaufnahmevermögen eines Belebtschlammes und dessen Einfluss auf die Schlammeneigenschaften sowie der Fettanteil der organischen Masse direkt das Eindick- und Entwässerungsverhalten von Schlämmen entscheidend beeinflussen. Es wird der spez. Fettgehalt unter Bezug auf den organischen Feststoffgehalt bewertet.

Die Fettanteile im Rohschlamm und Faulschlamm können durch eine Petrolätherextraktion abgetrennt werden. Die Bestimmung des Fettgehaltes ist bei [43] zu finden. Die Bestimmung von schwerflüchtigen, lipophilen Stoffen erfolgt nach [24].

Fette sind leicht abbaubare Substrate. Beim anaeroben Abbau ändert sich das Verhältnis von verseifbaren zu unverseifbaren Anteilen, wobei die unverseifbaren Anteile als biologisch schwer abbaubarer Rest überwiegen [44]. Ein sehr hoher Fettanteil im Schlamm kann ein Indiz für einen unvollständigen Abbau sein. Dadurch bekommt der Schlamm eine schmierige Konsistenz, die bei der Entwässerung über Filterpressen die Filtertücher zusetzt und die Drainagefähigkeit deutlich herabsetzt. Bei Zentrifugen wird die mangelnde mechanische Belastbarkeit einer stark fetthaltigen Flocke zu schlechteren Entwässerungsergebnissen und höherem FHM-Bedarf führen.

3.3.5 Das Puffersystem im Faulschlamm

Das Puffersystem setzt sich grundsätzlich aus vier verschiedenen Säure-Base-Paaren zusammen. Das primäre System ist das Karbonat-System, welches auch den pH-Wert bestimmt. Die Bildung von Ammonium-Hydrogen-Karbonat aus dem Karbonat- und Ammoniumsystem (Primärpuffer) ist entscheidend für die pH-Werte im Schlamm und wird beeinflusst von dem Abbau stickstoffhaltiger Substrate. Hohe Substratkonzentrationen im Faulbehälter führen bei einer entsprechenden Abbauleistung zu entsprechend starken Puffersystemen und somit zu pH-Werten von deutlich über 7.

Karbonat-System:	$[H_2CO_3] \rightleftharpoons [HCO_3^-] \rightleftharpoons [CO_3^{2-}]$	Gleichung 2
Phosphat-System:	$[H_3PO_4] \rightleftharpoons [H_2PO_4^-] \rightleftharpoons [HPO_4^{2-}] \rightleftharpoons [PO_4^{3-}]$	Gleichung 3
Ammonium-System:	$[NH_4^+] \rightleftharpoons [NH_3]$	Gleichung 4
Acetat-System:	$[HAc] \rightleftharpoons [Ac^-]$	Gleichung 5

3.3.6 Ammoniumkonzentration

Ammonium entsteht beim Abbau stickstoffhaltiger Substrate (Proteine, Harnstoff, etc.). Die Ammoniumkonzentration kann die Wirksamkeit des FHM für die Schlammmentwässerung beeinflussen, indem eine ein erhöhter pH-Wertes die Schlammkonditionierung beeinträchtigt. Eine kausale Beeinträchtigung der Entwässerungsleistung konnte bisher allerdings nicht festgestellt werden.

3.3.7 ortho-Phosphatgehalt im Faulschlamm

Der ortho- PO_4 -Gehalt im Faulschlammwasser wird vorgegeben durch den Grad der biologischen P - Elimination und der Rücklöserate unter anaeroben Bedingungen. Die in der Zelle gespeicherten Polyphosphate werden sehr schnell in gelöste ortho-Phosphate umgewandelt und finden sich in unterschiedlichen Konzentrationen im Schlammwasser wieder. Phosphor kann eine Vielzahl unterschiedlicher Verbindungen eingehen und es ist anzunehmen, dass Polyphosphate, kondensierte Phosphate und ortho-Phosphate parallel in wechselnden Konzentrationen vorliegen.

Konstant hohe Phosphat-Gehalte im Faulschlammwasser scheinen in vielen Fällen einen negativen Einfluss auf die Schlammmentwässerung und/oder auf den FHM-Bedarf zu haben. In vielen Fällen wurde nach vermehrtem Einsatz der Bio-P-Elimination und der damit verbundenen hohen P-Rücklösung im Faulraum eine teilweise erhebliche Verschlechterung der Entwässerungsergebnisse beobachtet.

Aus der Lebensmittelchemie, insbesondere der Fleisch- und Fischproduktion sind die wasserspeichernden Mechanismen von Phosphaten im Zusammenspiel mit Fetten und Proteinen bekannt (Phosphatkolloide) [46]. Di-Phosphate und kondensierte Phosphate werden eiweißhaltigen Lebensmitteln zugegeben, um das Entwässern von Proteinen zu verhindern [47].

Es liegt nahe, dass dieses Zusammenspiel zwischen Proteinen (u. a. Hydrogelsysteme) und Phosphatverbindungen in ihrer wasserbindenden Wirkung eine zentrale Rolle bei der Wasserbindung und somit bei den Entwässerungseigenschaften spielt.

Zusätzliche Bestätigung erfuhrt dieser Ansatz durch einen großtechnischen Versuch in einem kommunalen Klärwerk (ca. 650.000 EW) mit biologischer P-Elimination. Durch gezielte MAP - Fällung im rückgeführten Schlammwasser wurde der $\text{PO}_4\text{-P}$ -Gehalt im gesamten Faulschlammbereich halbiert (von 200 auf 100 mg/l $\text{PO}_4\text{-P}$). Ohne sonstige Veränderung bei der Entwässerung wurde eine deutliche Verbesserung des Entwässerungsergebnisses von ~ 4%-TR Punkten erzielt. Der $\text{PO}_4\text{-P}$ -Gehalt im Zentrat wurde um 90 % gesenkt, welches zudem eine Verminderung der Kristallisationsneigung durch MAP zur Folge hatte [66].

3.3.8 Säurekapazität

Die Säurekapazität als Maß für das Säure-Puffervermögen und damit für den Stabilisierungszustand ist in Abhängigkeit der miterfassten verschiedenen Puffersubstanzen, des Eindickgrades des Schlammes, des pH-Wertes und der Leitfähigkeit zu bewerten.

Die Säurekapazität eines Abwassers beschreibt deren Pufferwirkung gegenüber Absenkungen des pH-Wertes. Maßgebend ist im Abwasser im Wesentlichen die $\text{CO}_2/\text{HCO}_3^-$ -Pufferung. Es erfolgt dabei eine vollständige Umsetzung des vorhandenen Carbonatanions (CO_3^{2-}) und Hydrogenkarbonatanions (HCO_3^-) als natürlicher Hauptpuffer des Abwassers zu Kohlendioxid (CO_2) (vgl. Gleichung 2).

Die biochemischen Vorgänge der Abwasserreinigung haben deutliche Auswirkungen auf die Säurekapazität. Im Zulauf der Kläranlage resultiert die Säurekapazität in erster Linie aus der Härte des Trinkwassers sowie der bei der Ammonifikation entstehenden Säurekapazität.

Durch den Einfluss von Regenwasser im Zulauf zur Kläranlage wird die Säurekapazität vermindert, da es keine Kohlensäure enthält. Beim aeroben Abbau innerhalb der biologischen Abwasserreinigung werden ca. 2 kg Kohlendioxid/kg BSB_5 produziert. Das Kohlendioxid wird größtenteils über das Belüftungssystem ausgestrippt, verbleibt aber auch teilweise als Kohlensäure (HCO_3^-) in Lösung. Das HCO_3^- ist die Hauptpuffersubstanz im Belebtschlammssystem und bildet somit die Säurekapazität. Bei der Stickstoffelimination tritt eine Reduzierung der Säurekapazität ein.

Eine Senkung der Säurekapazität erfolgt außerdem bei der chemischen Fällung durch Zugabe von sauren Eisen- und Aluminiumsalzen. Aufgrund ihrer sauren Hydrolyse entstehen 3 mol H^+ pro mol Metallionen an Säure.

Durch die Prozesse der biologischen Abwasserreinigung (Kohlenstoffoxidation, Nitri- und Denitrifikation sowie biologische Phosphorelimination) reichern sich die Abwässer stärker mit freier Kohlensäure an. In schwach bis mittelstark gepufferten Abwässern besteht somit die Gefahr der pH-Wert-Absenkung auf Werte < 7 . Ein Abfall des pH-Wertes im Belebungsbecken von $\text{pH} < 6,5$ führt zu einem deutlichen Abfall der Nitrifikationsleistung.

Die Rolle des natürlichen Calciumcarbonatkörpers in der Belebtschlammflocke als Puffersubstanz für die Abwasserreinigung wird sehr häufig übersehen. Sie steht in direktem Zusammenhang mit

dem Kalk-Kohlensäure-Gleichgewicht des jeweiligen Abwassers. In Zeiten verstärkter Säurebildung über heterotrophe bzw. autotrophe Bakterien wird der natürliche Calciumcarbonatkörper im Belebtschlamm durch Rücklösung abgebaut. Dies kann zum Flockenzerfall führen, welches sich dann auf die Entwässerbarkeit auswirkt [34].

3.3.9 Basenkapazität

Die Basenkapazität als Maß für das Basen-Puffervermögen ist in Abhängigkeit des Eindickgrades des Schlammes, des pH-Wertes, der Leitfähigkeit, der Säurekapazität und der Wasserhärte zu bewerten. Dieser Parameter ist in der abfiltrierten Probe zu bestimmen und beschreibt den freien Kohlensäure-Anteil im Schlamm. Zusammen mit dem Parameter Säurekapazität kann über den Anteil der freien Kohlensäure hinaus bestimmt werden, ob eine Abscheidung von CaCO_3 erfolgt. Dieses kann einen Einfluss auf die Eindick- und Entwässerungseigenschaften haben. Eine Abscheidung von CaCO_3 hat wahrscheinlich eher positive Auswirkungen auf das Entwässerungsverhalten; bei verstärkter CaCO_3 -Ausfällung aus dem Schlamm im Zulauf des Entwässerungsaggregates sind die Rohrleitungen sowie die Maschine regelmäßig auf Ablagerungen zu überprüfen und ggf. geeignete Gegenmaßnahmen vorzusehen.

Die Parameter $K_{S4,3}$, $K_{B8,2}$, pH-Wert und Temperatur im Belebtschlamm sind als Wertepaare zu messen, um den Zustand des Kalk-Kohlensäure-Gleichgewichtes zu bestimmen [34].

3.3.10 Proteingehalte und exopolymere Substanzen (EPS)

Proteine können prinzipiell über zwei Wege in den Schlamm eingetragen werden. Der direkte Eintrag durch proteinhaltige Abwasserinhaltsstoffe ist möglich. Der zweite Eintrag erfolgt über den Biomassenzuwachs der aeroben und anaeroben Mikroorganismen selbst.

Neben den stark wasserbindenden Eigenschaften der EPS sind vor allem die Ladungsverhältnisse der exopolymeren Verbindungen entscheidend für die Koagulations- und Flockungseigenschaften. Die Koagulation und Flockung wird über die Oberflächenladung bestimmt [16]. Die Oberflächenladungen entstehen durch eine große Anzahl von funktionellen Gruppen, die in den Protein- und Kohlenhydratmolekülen enthalten sind. Insbesondere ein hoher Anteil an negativ geladenen Gruppen führt zwangsläufig zu einer hohen Affinität gegenüber kationisch geladenen Flockungshilfsmitteln.

Bisher hat sich keine einheitliche Analysemethode zur Bestimmung der exopolymeren Proteine und Kohlenhydrate durchgesetzt. Da die in Untersuchungen ermittelten Konzentrationen der EPS sehr stark von der gewählten Extraktions- und Analysemethode abhängig sind, können die in unterschiedlichen Publikationen dargestellten Messwerte nur eingeschränkt miteinander verglichen werden [14]. Eine qualitative Abschätzung des EPS-Gehaltes kann durch die Anfärbung mit Rutheniumrot erfolgen [15].

3.3.11 Partikelgrößenverteilung

Die Partikelgrößenverteilung ist eine wesentliche Einflussgröße bei nahezu allen mechanischen Fest-Flüssig-Trennverfahren wie z. B. Sedimentation, Filtration, Zentrifugation. Zur Messung der Partikelgrößenverteilung ist eine Vielzahl von Geräten mit unterschiedlichen Messprinzipien auf dem Markt verfügbar [47]. Für eine fehlerfreie Darstellung von Partikelgrößenverteilungen und der richtigen Ableitung von Rechengrößen sei auf weitergehende Literatur verwiesen [48]. Bezugsgröße von Partikelgrößenverteilungen ist ein so genannter „Äquivalentdurchmesser“, für den häufig der äquivalente Kugeldurchmesser gewählt wird. In der Praxis der Klärschlammcharakterisierung weichen die Flocken, Fasern, Mikroorganismen zum Teil erheblich von der Kugelform ab, so dass ein Einfluss der Partikelform auf den Äquivalentdurchmesser vorliegt. Dieser Formeinfluss ist für unterschiedliche Messprinzipien bzw. Messgeräte verschieden, so dass oftmals nur relative Aussagen möglich sind.

Grundsätzlich muss angemerkt werden, dass eine Bewertung des Entwässerungsverhaltens allein anhand mittlerer Partikelgrößen nicht zielführend ist, weil sich eine mittlere Partikelgröße aus beliebig vielen unterschiedlichen Partikelgrößenverteilungen mit unterschiedlichem Entwässerungsverhalten erzeugen lässt. Wesentlich besser ist die gleichzeitige Beschreibung der Breite einer Partikelgrößenverteilung, z. B. durch die Festlegung eines Streuungsparameters und/oder die Angabe eines Fein- oder Grobanteils, der unter- bzw. oberhalb einer bestimmten Partikelgröße liegt.

Liegen in der Schlammprobe reflockulierende Eigenschaften nach vorhergegangener Dispergierung vor, wie beispielsweise beim Belebtschlamm, müssen für vergleichbare Messergebnisse beim Messvorgang stets gleich bleibende Scherkraftbedingungen eingehalten werden.

Anzumerken ist zudem noch, dass je nach verwendetem Messgerät selbst die absoluten Messwerte stark abweichen können. Eine Festlegung auf Messsystem und Methode sollte daher stets im Vorfeld erfolgen.

3.3.12 Kapillare Fließzeit (CST)

Die kapillare Fließzeit (Capillary Suction Time) ist wegen ihrer einfachen Handhabung weit verbreitet. Gemessen wird die Geschwindigkeit der Wasserabgabe. Die Filtration wird nicht durch Über- oder Unterdruck, sondern durch die kapillare Saugkraft eines standardisierten Filterpapiers bewirkt. Da das Messergebnis vom Feststoffgehalt der Schlammprobe abhängt, wird die kapillare Fließzeit auf den TR bezogen und als spezifischer CST/TR in [s/%] angegeben. Sie ist proportional zum spezifischen Filtrationswiderstand [1].

Die Messung wird auch durch die Eigenschaften des Papiers, die Oberflächenspannung und die Temperatur beeinflusst [26]. Nur Messungen mit demselben Filterpapier und Meßzylinder sind vergleichbar. Das Filterpapier muss bei Beginn der Messung trocken sein.

Da ausschließlich die Geschwindigkeit der Wasserabgabe gemessen wird, ist eine Aussage zum erreichbaren Entwässerungsergebnis nicht möglich.

Wegen ihrer schnellen und einfachen Messung kann die kapillare Fließzeit als Hilfsgröße zur Bewertung von Art und Dosierung von Konditionierungsmitteln verwendet werden. Bei nicht konditionierten Schlämmen weist eine lange kapillare Fließzeit auf einen hohen Feinpartikelanteil hin.

3.3.13 Spezifischer Filtrationswiderstand und Kompressibilität

Der spezifische Filtrationswiderstand ist ein Maß für die Filtriergeschwindigkeit und somit für die Entwässerbarkeit eines Klärschlammes mit Filtrationsverfahren. Das Messverfahren ist in DIN EN 14701-2 „Filtrationseigenschaften – Teil 2: Bestimmung der Filtrierbarkeit“ [26] genormt. Bei der Messung des spezifischen Filtrationswiderstandes wird der Schlamm bei konstantem Druck filtriert und die anfallende Filtratwassermenge kontinuierlich gemessen.

Unterschiedliche Ergebnisse können oft darauf zurückgeführt werden, dass verschiedenartigen Versuchsanordnungen, unterschiedliche Drücke oder unterschiedlicher Filterpapiere verwendet wurden. Es wird deshalb dringend empfohlen, den in der Norm angegebenen Druck von 50 ± 5 kPa einzustellen und die Hinweise für den Versuchsaufbau, die Durchführung und das Filterpapier zu beachten.

In einem Arbeitsbericht über Entwässerungskennwerte [1] sind weitere Informationen und Literaturergebnisse enthalten. Wegen des hohen messtechnischen Aufwandes, wird in der Praxis anstelle des spez. Filtrationswiderstandes oft die kapillare Fließzeit gemessen.

Die Kompressibilität ist ein Maß für die Verdichtung eines Filterkuchens unter Druck. Sie wird aus mehreren Messungen des spezifischen Filtrationswiderstandes bei verschiedenen Drücken berechnet. Ihre Bestimmung ist ebenfalls in DIN EN 14701-2 [26] genormt.

3.4 Konditionierungskennwerte

Der spezifische Konditionierungsmittelbedarf eines Klärschlammes richtet sich neben der Schlammcharakteristik nach der Konstruktion des Entwässerungsaggregates und nach der Zielsetzung im Entwässerungsergebnis. Werden vergleichende Untersuchungen durchgeführt, muss darauf geachtet werden, dass die vorgenannten Parameter soweit wie möglich konstant gehalten werden. Die spezifische Dosiermenge wird von einer Vielzahl von Parametern beeinflusst, die zum größten Teil bereits genannt worden sind. Nach bisherigen Erkenntnissen gibt es keine eindeutige Abhängigkeit von nur einem Parameter. Die zuverlässigste Art der Verbrauchsbestimmung ist eine Versuchsserie unter Praxisbedingungen (Abb. 5).

Nach der geltenden Abfallablagereungsverordnung [40] dürfen Klärschlämme nicht mehr deponiert werden. Deshalb haben sich die Anforderungen an die Standfestigkeit des entwässerten Klärschlammes verändert. Die Vorkonditionierung Kalk und Eisen von Schlämmen ist vor diesem Hintergrund rückläufig und wird daher in diesem Merkblatt nur am Rande betrachtet.

Typische Dosiermengen für eine klassische Kalk-Eisen-Konditionierung von Faulschlamm liegen bei ca. 10 - 50 Gew.% Kalk und 3 - 15 Gew.% Metallsalz [42]. Dadurch erhöht sich der Feststoffgehalt im entwässerten Schlammkuchen, so dass das netto-Entwässerungsergebnis bei einer Bewertung zu berücksichtigen ist.

Eine Über- und Unterdosierung an Flockungshilfsmitteln ist im Hinblick auf deren negative Auswirkungen auf die leistungsbestimmenden Maschinenkenngrößen (Durchsatzmenge, Austragsfeststoffgehalt, Abscheideleistung) zu vermeiden.

Der FHM-Verbrauch wird in kg Wirksubstanz je Mg TR angegeben. Festprodukte haben i. d. R. 100 % Wirksubstanz, Emulsionen und Dispersionen zwischen 30 - 50 % Wirksubstanz. Die polymere Wirksubstanz (Polymergehalt) gibt den polymeren Anteil des Produktes an. Hierbei ist zu berücksichtigen, dass der Begriff Wirksubstanz irreführend sein kann, da die Wirksamkeit des angelieferten Produktes insgesamt (einschließlich der Nebenanteile z.B. Wasser, paraffinisches Öl, Emulgator) zu bewerten ist. Die Wirksamkeit des Produktes ist für den jeweiligen konkreten Anwendungsfall unter Berücksichtigung des erzielbaren/gewünschten Entwässerungsergebnisses zu ermitteln (Preis-/Leistungsvergleich) [1].

Die derzeit handelsüblichen Polyelektrolyte variieren im Allgemeinen in Bezug auf Ladungsintensität, Molekulargewicht und Molekularstruktur. Des Weiteren können sich erhebliche Unterschiede aufgrund der Molekulargewichts- und Ladungsverteilung ergeben. So können Produkte, mit vergleichbarem Molekulargewicht und ähnlicher kationischer Ladung trotzdem gravierende Unterschiede aufweisen, da z. B. die Streuung der Kettenlängen im Molekül bei einem Produkt geringer ist als bei einem anderen. Da es keine klar definierten hochpolymere Verbindungen in diesem Bereich gibt, ist und bleibt die Auswahl des optimalen Produktes einer systematischen Versuchsdurchführung überlassen.

Grundvoraussetzung für eine optimale und wirtschaftliche Schlammkonditionierung ist der sachgerechte Umgang mit FHM und vor allem deren Aufbereitung. Unter Aufbereitung wird eine ausreichende Einmischung der FHM in das Ansatzwassers und die Reifezeit verstanden.

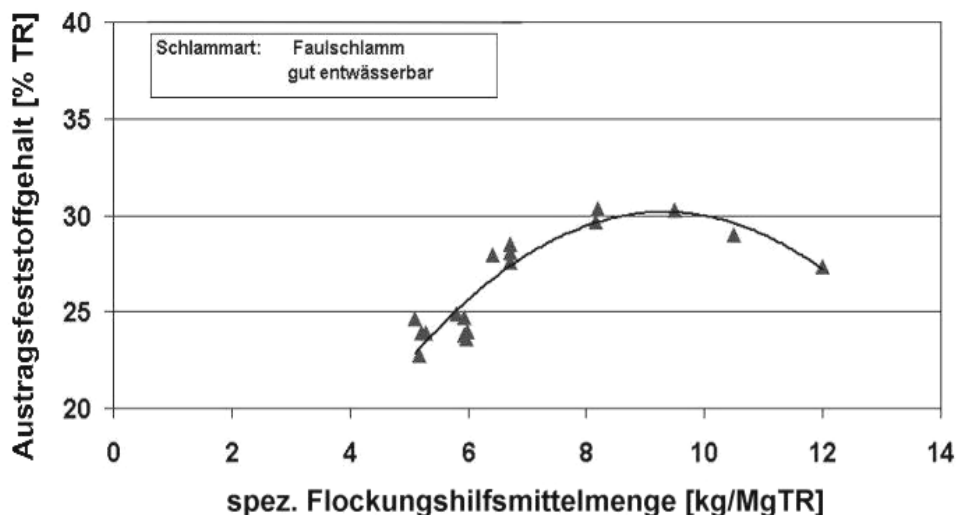


Abb. 5: Qualitativer Zusammenhang zwischen feststoffbezogener Flockungshilfsmittelmenge und Austragsfeststoffgehalt [30]

An dieser Stelle wird auf die Arbeitsberichte und Veröffentlichungen der DWA verwiesen:

- Auswahl und Einsatz von organischen Flockungshilfsmitteln – Polyelektrolyten bei der Klärschlammwässerung [1]
- Eindickung von Klärschlamm [57]
- Einstufung von organischen Flockungshilfsmitteln – Polyelektrolyten – in Wassergefährdungsklassen [58]
- Einsatz organischer FHM in der Abwasserreinigung [59]
- Maschinelle Schlammwässerung [3]
- Aufbereitung von FHM [60]

3.4.1 Zetapotenzial

Wird an ein kolloidales System ein elektrisches Feld angelegt, kommt es zur Elektrophorese, d. h. die negativ geladenen Partikeln wandern zur Anode (+). Da nicht die gesamte Ladungswolke mittransportiert werden kann, bildet sich in der diffusen Doppelschicht eine Scherfläche aus. Das Potenzial an dieser Scherfläche wird als das Zetapotenzial definiert [28]. Es ist ein Maß für die elektrostatischen Abstoßungskräfte der Schlammpartikeln untereinander. Das Zetapotenzial wird als Hilfsgröße zur Bestimmung des Konditionierungsmittelbedarfes herangezogen [30].

3.4.2 Streaming Current Messung / Strömungspotenzial

Das Strömungspotential ist eine Messgröße, mit der die elektrostatischen Abstoßungskräfte zwischen Klärschlammteilchen messtechnisch erfasst werden. Sie ist zur Bestimmung des FHM-Bedarfes geeignet. Die Messung des Strömungspotenzials erfolgt nach dem Prinzip des „Streaming Current Detection“, der Methode des strömungsinduzierten Potenzials. Wird ein geladenes Teilchen einer Flüssigkeitsströmung ausgesetzt und am Mitfließen im wässrigen Medium gehindert, so wird die bewegliche äußere Gegenionenwolke ab einer Scherebene relativ zum Partikel selbst verschoben. Diese Ladungsverschiebung oder Polarisierung wird Strömungspotenzial genannt. Es kann über dem Strömungsbereich mit Hilfe von Elektroden abgegriffen werden. Die Eignung der Messgrößen des Strömungs- bzw. Zetapotenzials zur Ermittlung des Konditionierungsmittelbedarfes ist gleichwertig.

Wird in einer bestimmten Schlammmenge eine definierte Menge von kationischem FHM eingetragen, verändert sich die Oberflächenladung des Systems. Aus dem Kurvenverlauf lassen sich Rückschlüsse auf die Entwässerungscharakteristik, Flockenstabilität und FHM-Menge ziehen. Diese Methode ist noch zu standardisieren, erlaubt jedoch eine gute Aussage über das Konditionierungsverhalten eines Schlammes.

3.4.3 Bestimmung des FHM-Bedarfes sowie des Flockenbildungsprozesses

Die labortechnische Bestimmung des zu erwartenden spezifischen FHM-Verbrauchs kann in Versuchsreihen ermittelt werden. Dazu sind verschiedene Verfahren geeignet, z. B. die Ladungstitrations-, Laborschleudermethode als auch Filtrationstests.

Die optimale FHM-Dosis wird erreicht, wenn die elektrostatischen Abstoßungskräfte zwischen den Klärschlammteilchen nicht mehr wirksam sind, d.h. der Wert des gemessenen Zetapotenzials oder Strömungspotenzials nahe dem Nullpunkt liegt.

Aus der Titrationskurve aufgetragen als Streaming Current-Einheiten (SCU) gegen den FHM - Verbrauch, bezogen auf kg WS / Mg TR, können der erforderliche FHM-Bedarf und wichtige Aussagen zur Flockenstabilität gewonnen werden. Für jeden Schlamm sind der Anstieg der Titrationskurve und der weitere Verlauf charakteristisch. In der Abb. 6 ist beispielhaft eine solche Ladungstiteration dargestellt. Der geringe Ladungsanstieg am Anfang der Titration kennzeichnet die Anlagerung von Polyelektrolyt an die gegensätzlich geladenen Kolloide (primäre Reaktion) und Feststoffpartikel (sekundäre Reaktion). Der starke Ladungsanstieg geht einher mit der gut sichtbaren Flockenbildung und die Länge des Plateaus (bei andauerndem starkem Rühren) gibt einen Eindruck von der Stabilität der gebildeten Flocke. Die Punkte P1 - P9 markieren charakteristische Stufen der Flockenbildung und sind aus der Kurve „Anzahl Feinpartikel“ aufgetragen. Die Gegenüberstellung der Kurven veranschaulicht den Zusammenhang zwischen Flockenbildung und Ladungsverlauf. Bei kontinuierlicher Zugabe von kationischem Flockungshilfsmittel nimmt schon nach geringer Dosierung die Flockengröße zu. Bei P3 ist bereits eine deutliche Flockenbildung zu erkennen und die Ladung bewegt sich auf den Null-Punkt (isoelektrischer Punkt) zu. Zwischen P3 und P4 wird der Null - Punkt durchschritten und eine optimale Flockengröße wurde erreicht. Bei P4 wurde die FHM-Zugabe gestoppt aber die Scherbelastung durch Rühren aufrechterhalten. Im weiteren Testverlauf wird das Flockengefüge zerstört, die Flocke erodiert und durch das Entstehen von neuen Oberflächen werden erneut anionische Ladungen geschaffen. Folglich läuft die Ladungskurve unter Abnahme der Partikelgröße in den negativen Bereich.

Die Strecke A kennzeichnet die Ladungsneutralisation von anionischen, kolloidalen Stoffen (u. a. EPS). Im Abschnitt B findet die Flockenbildung statt und entspricht dem Bereich der FHM-Menge, die zur Neutralisation von anionischen Oberflächenladungen der Schlammteilchen benötigt wird. Am Wendepunkt P3 befinden sich anionische und kationische Ladungen im Gleichgewicht. C stellt die Flockenstabilität dar, je länger dieser Abschnitt ist, desto höher ist die Scherstabilität der konditionierten Flocke. D steht für die Phase der Flockenzerstörung und die damit verbundene Zunahme an anionischer Ladung durch Aufbrechen der Flockenverbände. Für die mechanische Entwässerung bedeutet dies: der Trennprozess sollte im Bereich C abgeschlossen sein.

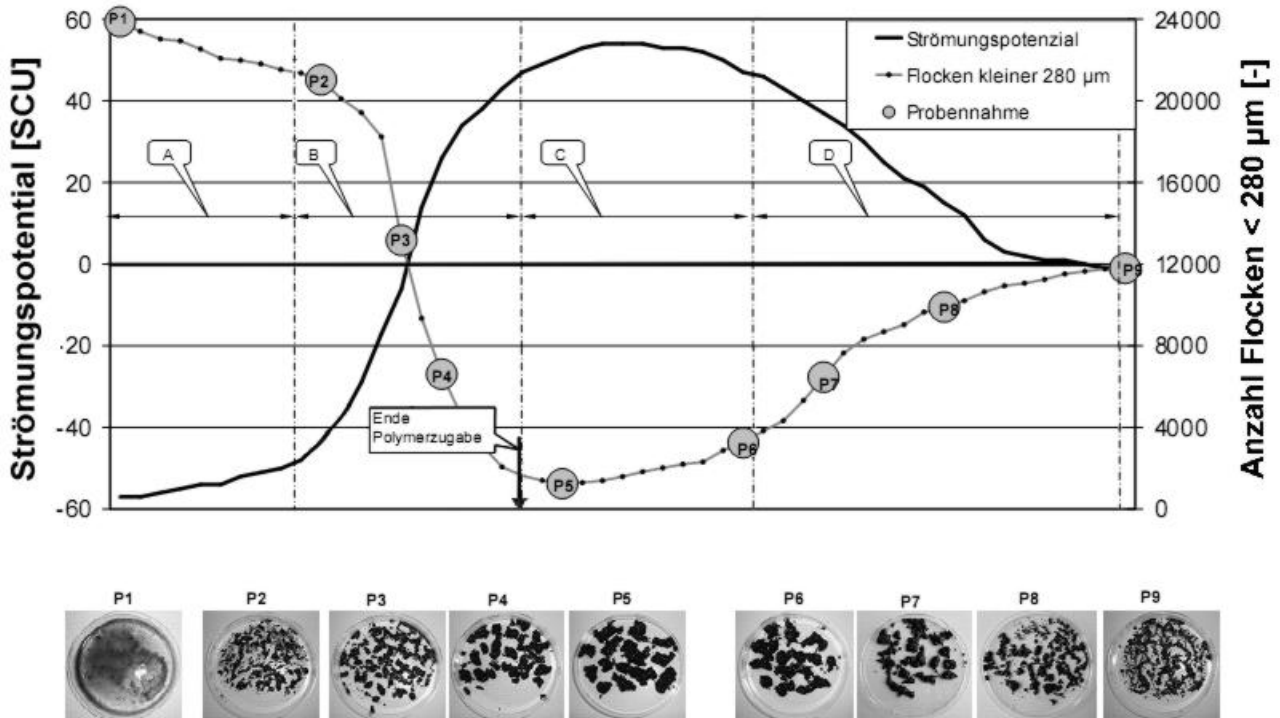


Abb. 6: Beispiel einer Ladungstitration [63]

3.5 Prognosekennwerte

3.5.1 Filtrationstests

Die Dünnschichtfiltration wird mit konditioniertem Schlamm bei abgestuften Drücken durchgeführt. Die erreichten TR-Werte werden gegen den Druck aufgetragen und ergeben einen guten Eindruck von der Entwässerbarkeit eines Schlammes. Bei der Durchführung der Filtrationsversuche ist auf eine gleichmäßige Druckverteilung zu achten. Lufteinschlüsse führen zu Fehlmessungen.

3.5.2 Laborzentrifugen-Test

Die Untersuchungen in einer Labor-Becherglas-Zentrifuge, oder auch Laborschleuder genannt, beschreiben einen ungestörten Sedimentations- und Kompressionsvorgang und sind damit ein direktes Maß für die Entwässerungseigenschaften eines Klärschlammes. Es berichten verschiedene Autoren von Untersuchungen in der Laborschleuder, wobei die Messergebnisse bei den verschiedenen Autoren als Folge von unterschiedlichen Laborzentrifugen-Typen, Becherglas-Volumen, Messzeiten und Drehzahlen nicht vergleichbar sind [27], [29], [33], [50] bis [53].

Einzelne Zentrifugenhersteller bewerten in einer Laborschleuder ohne Zugabe von Flockungshilfsmittel das schlammfeststoffbezogene Schleudervolumen (sog. „Schleuderindex“ – abgesetzt-

tes Schlammvolumen SV_2 / Feststoffgehalt TS_1) als Maß für das Schlammvolumen in dem Entwässerungsaggregat.

Für die Untersuchungen wird eine Laborschleuder mit 80 ml Bechergläsern bei verschiedenen Drehzahlen für jeweils 3 Minuten eingesetzt [30]. Aufgrund der Hochlaufzeit der Laborschleuder auf die eingestellte Drehzahl wird davon ausgegangen, dass die Schlammprobe ca. 2,5 Minuten unter der hohen Zentrifugalbeschleunigung (Schleuderziffer) verweilt. Die Schlammprobe wird bei identischen Randbedingungen konditioniert. Bei den jeweiligen Drehzahlen wird das abgesetzte Schlammvolumen und der Überstand bewertet. Das abgesetzte Schlammvolumen kann in den volumetrischen Feststoffgehalt umgerechnet oder eine Feststoffgehalt-Analyse durchgeführt werden.

Umrechnung volumetrischer Feststoffgehalt:

$$TS_2 = (TS_1 \times SV_1) / SV_2$$

Gleichung 6

TS_1	Ausgangsfeststoffgehalt
TS_2	Endfeststoffgehalt
SV_1	Ausgangs-Schleudervolumen
SV_2	Endvolumen, abgesetztes Schlammvolumen

Der elektrooptisch messbare Lichtwert im Überstand der Laborschleuder ist bei Zugabe verschiedener Mengen an Flockungshilfsmittel ein Maß für die Zentrat-/Filtrat-Rückbelastung und damit für den Feinstanteil im Schlamm. Der volumetrisch errechnete Feststoffgehalt des Zentrifugates wird bei einer ausgewerteten Drehzahl (Laborschleuder-Austrag LSA IV) als Maß für die Entwässerungseigenschaften über den erreichten Austragsfeststoffgehalt einer Betriebsmaschine im Vergleich zu den statistisch ausgewerteten Betriebsergebnissen üblicher Entwässerungsaggregate bewertet.

In der Abb. 7 ist das Ergebnis der Laborschleuder-Untersuchungen zur Faulschlamm-Entwässerung auf einem Klärwerk dargestellt. Als Folge der Kalk-Eisen-Konditionierung wird das sehr gute Entwässerungsverhalten des Faulschlammes mit dem hohen LSA IV (y-Achse) dargestellt und durch den hohen Austrags-Feststoffgehalt 38 % TR (x-Achse) in der Kammerfilterpresse (KFP) bestätigt. Bei dem gleichzeitigen großtechnischen Betriebsversuch mit einer Hochleistungszentrifuge (HLZ) wurde ein Austrags-Feststoffgehalt von 32 % TR erreicht.

Bei der Bewertung dieser grafischen Darstellung ist zu berücksichtigen, dass hier sämtliche Betriebsergebnisse von den verschiedenen Entwässerungsaggregaten Zentrifuge, Kammer-/Membranfilterpresse und Bandfilterpresse auf verschiedenen Klärwerken enthalten sind. Das gilt auch für nicht optimierte Betriebszustände.

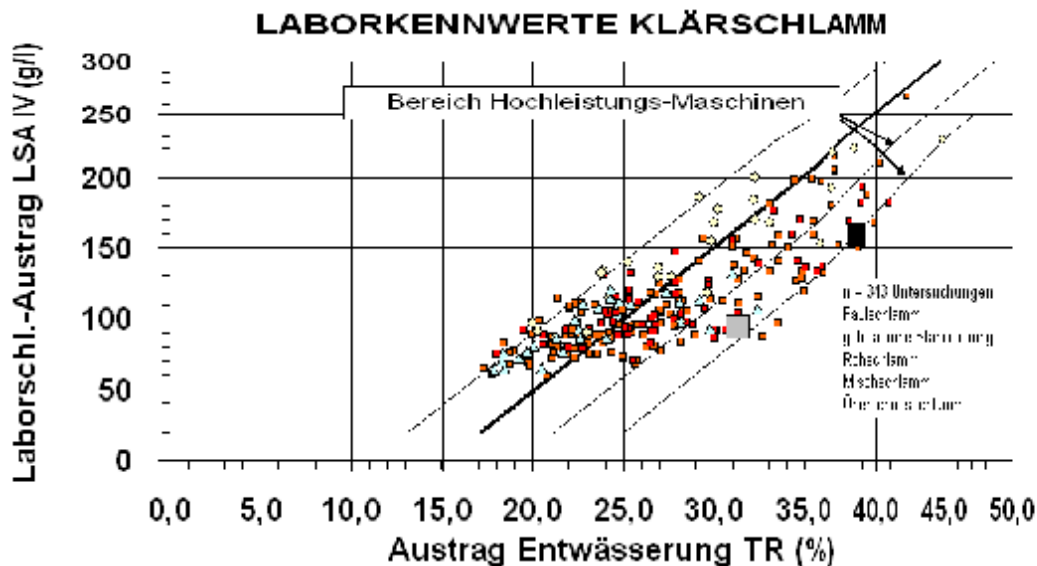


Abb. 7: Beispiel Auswertung Kennwert Laborschleuder [54]

Darüber hinaus können auch Entwässerungstests nach Zentrifugation in einer Becherglaszentrifuge für 30 min bei 1.000 g und 48.000 g (ohne vorhergehende Konditionierung) durchgeführt (Abb. 8). Die erreichten Feststoffgehalte im Sediment wurden dem Prognosewert TR(A) gegenübergestellt [27]. Je höher die g-Zahl und je länger die Zentrifugationszeit, desto geringer ist die Streuung. Aufgrund der einfachen Handhabung kann dieser Wert gut zur Beobachtung des Entwässerungsverhaltens auf einer Kläranlage bzw. innerhalb einer Versuchsreihe genutzt werden. Die Streuung ist bei der Prognose und der Bewertung des Entwässerungsergebnisses zu berücksichtigen.

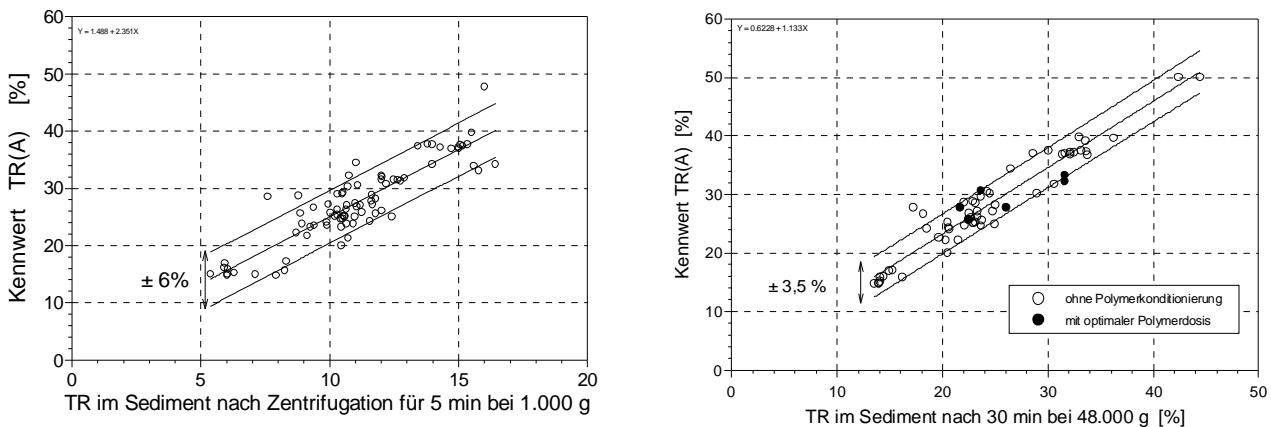


Abb. 8: TR im Sediment nach Laborzentrifugation in Relation zum Prognosewert TR(A) [27]

3.5.3 Kennwert TR(A), freier Wasseranteil

Anhand thermogravimetrischer Versuche können die Wasserarten in einer Suspension messtechnisch erfasst werden. Die Methoden wurden soweit angepasst und kalibriert, dass eine direkte Aussage über das erreichbare großtechnische Entwässerungsergebnis möglich ist [27]. Der aus den Messungen abgeleitete Kennwert TR(A) entspricht dem TR, der sich im entwässerten Schlamm einstellt, wenn alles freie Wasser abgetrennt ist.

In Abb. 9 wird der Trocknungsverlauf einer Faulschlammprobe gezeigt. Zeitlich gesehen beginnt die Trocknungskurve oben rechts bei einem hohen Feuchtegehalt ($\text{Masse}_{\text{Wasser}}/\text{Masse}_{\text{TR}}$) und endet, wenn alles Wasser aus der Probe getrocknet ist. Punkt A kennzeichnet das Ende der Abgabe des freien Wasseranteils. Solange freies Wasser in der Klärschlammprobe vorhanden ist, verläuft die Trocknungsrate linear. An Punkt A vermindert sich die Trocknungsrate aufgrund der stärkeren Bindungskräfte des kapillar gehaltenen Zwischenraumwassers an den Schlammpartikeln und die rechnerisch angelegte Tangente beschreibt den Kurvenverlauf nicht mehr. Aus dem Feuchtegehalt der Probe am Punkt A lässt sich auf den Feststoffgehalt des Schlammes TR(A) schließen.

In Abb. 10 ist für kommunale Klärschlämme der Kennwert TR(A) den großtechnisch in Hochleistungsdekantern und Kammerfilterpressen erreichten Entwässerungsergebnissen gegenübergestellt. Es ist zu erkennen, dass sich die Werte nahezu direkt entsprechen. D. h. über den Kennwert TR(A) kann das maximal erreichbare großtechnische Entwässerungsergebnis mit einer Genauigkeit von $\pm 1,5\% \text{TR}$ prognostiziert werden [27].

Für eine Prognose ist es nicht ausreichend, nur den Trockenverlauf mithilfe handelsüblicher Trockenwaagen mitzuschreiben. Eine exakte Auswertung der Messwerte ist nur bei absolut konstanten Randbedingungen (Temperatur, Luftdruck, Luftaustausch) nach vorhergehender Kalibrierung mit monodispersen Partikeln möglich, für die eine Wasserverteilung berechnet werden kann [27].

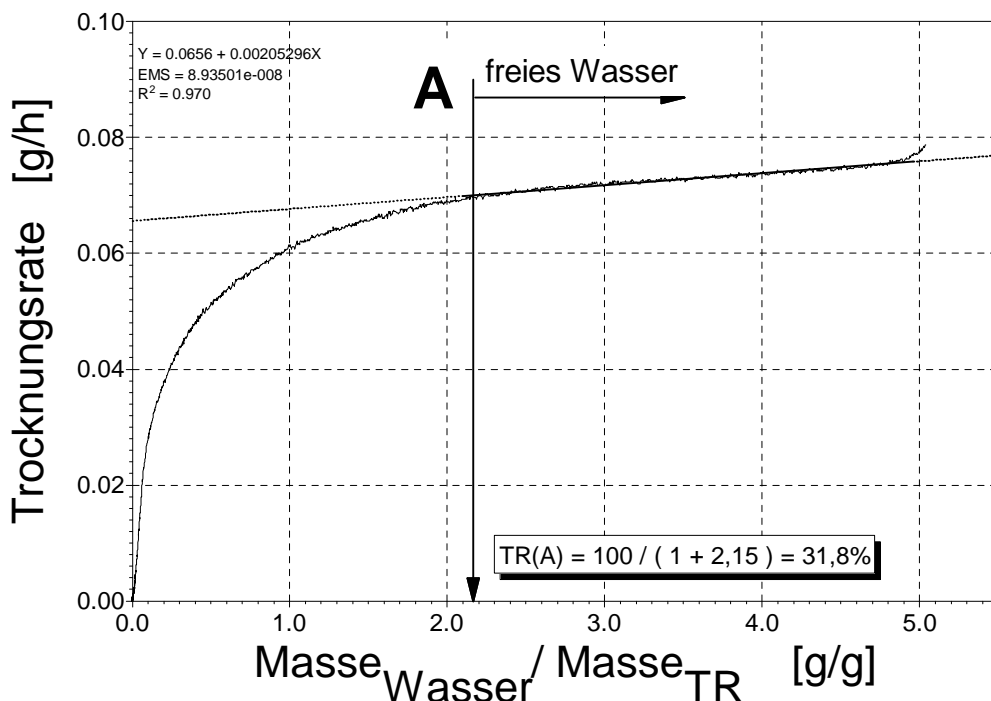


Abb. 9: Trocknungsverlauf eines Faulschlammes [27]

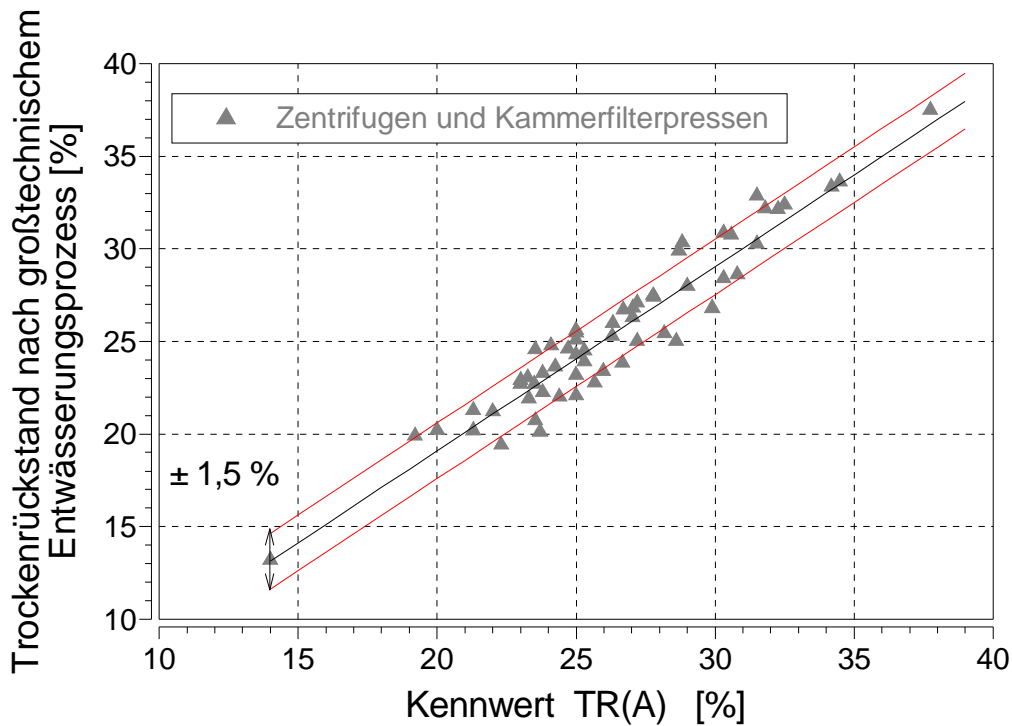


Abb. 10: Korrelation zwischen dem Kennwert TR(A) und dem Trockenrückstand nach großtechnischem Entwässerungsprozess Austrag-TR [%] [11] [27]

3.5.4 Rheologische Eigenschaften/Viskosität

Die Rheologie ist die Lehre vom Fließen und Verformen von Stoffen unter Einwirkung äußerer Kräfte. Rheologische Eigenschaften von Klärschlämmen lassen sich mit Rotationsviskosimetern oder Rheometern erfassen.

Klärschlämme besitzen ein strukturviskoses Fließverhalten, d. h. die Viskosität ist kein konstanter Wert wie z. B. beim Wasser, sondern nimmt mit zunehmendem Geschwindigkeitsgefälle ab. Ursächlich hierfür ist die Vernetzung der Mikroorganismen in Flocken. Bei steigender Scherrate richten sich die Flocken in Richtung der aufgebrachtten Schubspannung aus. Weiterhin gehören Klärschlämme zu den thixotropen Flüssigkeiten. Interne Strukturen werden bei einer Scherbewegung abgebaut und in einer nachfolgenden Ruhephase vollständig wieder aufgebaut.

[32] stellte verschiedene Überschuss- und Faulschlämme durch Zentrifugation und anschließender Rückverdünnung auf einen Feststoffgehalt von 5 % TR ein und führte anschließend Rotationsversuche durch. Er stellte fest, dass sich die Viskositäten unterschiedlicher Überschuss- und Faulschlämme bei identischen Feststoffgehalten um mehr als das 10-fache unterscheiden können.

In den Untersuchungen konnte ein potenzieller Zusammenhang zwischen dem großtechnisch in Dekantern erreichten Entwässerungsergebnis und den rheologischen Eigenschaften eines Schlammes festgestellt werden. Außerdem ergab sich ein deutlicher Zusammenhang zwischen den Viskositätswerten und dem Kennwert TR(A) sowie dem Trockenrückstand nach einer Laborentwässerung.

Gegenüber anderen Kennwerten zur Abschätzung des großtechnisch erreichbaren Entwässerungsergebnisses bietet eine rheologische Messung den Vorteil, dass die bei der großtechnischen Entwässerung vorherrschende Temperatur durch eine Temperierung der Schlammprobe während der Messung berücksichtigt werden kann.

Die Bestimmung der Viskosität wurde außerdem zur Optimierung des FHM-Bedarfs eingesetzt. [55] bis [56] ermittelten Viskositäten des Zentrats nach einer Schlammmentwässerung und fanden übereinstimmend heraus, dass die Viskosität des Zentrats im Bereich der optimalen FHM-Dosierung ein Minimum aufweist. Das Ergebnis ist nachvollziehbar, da das Zentrat im Bereich der optimalen FHM-Dosierung eine geringe Zahl an Schlammpartikeln und kein überschüssiges FHM aufweist.

4 Einfluss der Schlammherkunft auf die Entwässerungseigenschaften

- Allgemeines
- Einflüsse der Verfahrenstechnik der Abwasserreinigung und der Schlammbehandlung
- Einfluss der Schlammförderung
- Schlammkonditionierung mit Polymeren

5 Hinweise für den praktischen Betrieb

- Allgemeines
- Einflüsse der Verfahrenstechnik der Abwasserreinigung und der Schlammbehandlung
- Einfluss der Schlammförderung
- Schlammkonditionierung mit Polymeren

6 Zusammenfassung

Im Rahmen dieses Merkblattes wird eine Vielzahl an Entwässerungskennwerten vorgestellt und erläutert. Es wird deutlich, dass es nicht „die“ Messgröße Entwässerbarkeit gibt, sondern der Zustand der Klärschlamm suspension mehrerer Messungen bedarf, um eine Bewertung hinsichtlich verschiedener Fragestellungen vornehmen zu können.

Zu dieser Bewertung ist es erforderlich, die Genese des Schlammes d. h. die Abwasserzusammensetzung und Verfahrensführung der Abwasser- und Schlammbehandlung stets im Einzelfall zu betrachten.

In Abhängigkeit der Machbarkeit und Fragestellung sind die Kennwerte in vier Gruppen unterteilt. Die Gruppe A (auf der Kläranlage umsetzbar) sollte bei der Entwässerung regelmäßig erfasst,

dokumentiert und archiviert werden. Diese Daten können im Rahmen von Betriebsoptimierungen genutzt werden, um entsprechende Ursachen aufzuspüren und zu beheben. Für eine genaue Beurteilung ist es hilfreich, sowohl auf weitergehende Kennwerte (Gruppe B) als auch auf eine fundierte Dokumentation bzw. auf Prognosekennwerte (Gruppe C) zurückgreifen zu können. Dieses ist insbesondere dann zu berücksichtigen, wenn Vertragswerte (Austragsfeststoffgehalt; FHM - Einsatz; Abscheidegrad) für die maschinelle Schlammbehandlung festgelegt werden. Hierbei ist zu beachten, dass diese Kennwerte als Richtwerte zu verstehen sind und einer gewissen Streubreite unterliegen. Die Streubreite ist u. a. bedingt sowohl durch jahreszeitliche Veränderungen der Klärschlammigenschaften als auch der spezifischen maschinentechnischen Gegebenheiten.

Es wird zudem deutlich, dass die Wechselwirkungen zwischen Wasserbindung und Entwässerbarkeit eines Klärschlammes sehr komplex und nicht nur physikalisch, sondern zunehmend biochemisch zu betrachten sind. Besonders der Einfluss der Wasserbindungen durch Hydrogelsysteme auf das Entwässerungsverhalten und deren Abhängigkeiten von der Abwasser- und Schlammbehandlung sollte zukünftig mehr berücksichtigt werden. Neben praktischer Erfahrung ist dafür ein fundiertes Fachwissen erforderlich.

Das Merkblatt DWA M-383 ist Okt .2008 erschienen: ISBN 978-3-941089-29-7, DWA Hennef

Literatur

- [1] ATV Arbeitsbericht „Entwässerungskennwerte“ Korrespondenz Abwasser 3 (1992), S. 401 - 408
- [2] ATV-DVWK Merkblatt ATV-M 366 „Maschinelle Schlammentwässerung“ Hennef: Gesellschaft zur Förderung der Abwassertechnik e.V. (GFA), ISBN 3-933707-60-9, Oktober 2000
- [3] DWA-Merkblatt M 381 „Eindickung von Klärschlamm“ Hennef: Gesellschaft zur Förderung der Abwassertechnik e.V. (GFA), Sept. 2007
- [4] DIN 4045 (August 2003) Abwassertechnik – Grundbegriffe
- [5] DIN EN 1085 (Juli 1997 und Entwurf März 2005), Abwasserbehandlung- Wörterbuch;
- [6] DIN EN 12832 (Nov. 1999). Charakterisierung von Schlämmen - Schlammverwertung und -entsorgung - Wörterbuch
- [7] DIN EN 12255-8 (Oktober 2001)
- [8] DIN EN 14702-1 Norm , 2006-06 Charakterisierung von Schlämmen - Absetzeigenschaften - Teil 1: Bestimmung der Absetzbarkeit (Bestimmung des Schlammvolumens und des Schlammvolumenindex)
- [9] DIN 38414 Deutsche Einheitsverfahren zur Wasser-, Abwasser- und Schlammuntersuchung; Schlamm und Sedimente (Gruppe S)
- [10] Sutherland, I.W. The Biofilm Matrix-an Immobilized but Dynaamic Microbial Environment », Trends in Microbiology, 9(5), 2001, 222-227
- [11] Kopp, J. Kennwerte der Klärschlamm-Entwässerung und Möglichkeiten zur Verbesserung der Entwässerbarkeit, DWA Landesverbandstagung, Rostock 2006
- [12] S. Kunst, C. Helmer, S. Knopp; Betriebsprobleme auf Kläranlagen durch Blähschlamm, Schwimmschlamm, Schaum, Springer Verlag 2000, ISBN 3-540-64490-3
- [13] H. Lemmer, G. Lind; Blähschlamm Schaum, Schwimmschlamm, Hirthammer Verlag München 2000, ISBN 3-88721-164-2
- [14] Domenico, P. et. al. (1989), Quantitative extraction and purification of exopolysaccharides from *Klebsiella pneumoniae*, J. Microbiol. Methods, 9, 211-219
- [15] Figueras, L. A.; Silverstein, J. A (1989) Ruthenium Red Adsorption Method for Measurement of Extracellular Polysaccharides in Sludge Floes, Biotechnol. Bioenging., Vol. 33, S. 941-947
- [16] Kopp, Dichtl, N. (1998): Influence of Surface Charge and Exopolysaccharides on the Conditioning Characteristics of Sewage Sludges, Chemical and Wastewater Treatment V, Springer ISBN 3-540-64842-9, 285/296
- [17] C.O. Galle, Dissertation Fachbereich Chemie der Universität Duisburg-Essen, 2005, S. 8
- [18] Michaelis, J., Ewert W. Datenmaterial PCS Hamburg
- [19] DIN EN 12880 Charakterisierung von Schlämmen - Bestimmung des Trockenrückstandes und des Wassergehalts
- [20] DIN EN 12879 (2001-02) S 3a Bestimmung des Glühverlustes der Trockenmasse
- [21] EN ISO 27888 Bestimmung der elektrischen Leitfähigkeit
- [22] Bradford, M.M.: A Rapid and Sensitive Method for the Quantification of Microgram Quantities of Protein Utilizing the Principle of Protein Dye Binding. Analytical Biochemistry, Vol 72, pp. 248-254 (1976)
- [23] Lowry, O. H., Protein Measurement with the Folin Phenol Reagent, J. Biol. Chem. 193, 265-275 (1951)

- [24] DIN 38409-7 Summarische Wirkungs- und Stoffkenngrößen (Gruppe H) Teil 7: Bestimmung der Säure- und Basekapazität
- [25] DIN 38405-1 Bestimmung von Chlorid-Ionen
- [26] DIN EN 14701 Charakterisierung von Schlämmen – Filtrationseigenschaften
- [27] Kopp, J.: Wasseranteile in Klärschlammuspensionen – Messmethode und Praxisrelevanz - Veröffentlichungen des Institutes für Siedlungswasserwirtschaft TU Braunschweig, Heft 66, 2001
- [28] Müller, R.H.; Zetapotential und Partikelladung in der Laborpraxis. Paperback APV Band 37 Wissenschaftliche Verlagsgesellschaft Stuttgart
- [29] Denkert, R. Einflüsse auf die Leistungsfähigkeit und Wirtschaftlichkeit einer prozessgesteuerten Dekantier-Zentrifuge zur Überschuss-schlammendickung, Bochum, Schriftenreihe Siedlungswasserwirtschaft, Band 12, 1988
- [30] Datenmaterial Ingenieurbüro Dr. Denkert
- [31] Kopp, J., Osterloh, W.: Einfluss von Chloriden auf die Entwässerbarkeit von Klärschlämmen 2005, 4. DWA Klärschlammtag
- [32] Moshage, U.: Rheologie kommunaler Klärschlämme – Messmethoden und Praxisrelevanz, Institut für Siedlungswasserwirtschaft, TU Braunschweig, Heft 72, 2004
- [33] Nellschulte, T. Modell zur Charakterisierung des Entwässerungsergebnisses von Klärschlämmen", Veröffentlichungen des Institutes für Siedlungswasserwirtschaft TU Braunschweig, Heft 59, 1996
- [34] Kopp, Gerke, Reichardt : Verminderung des Suspensaabtriebes im Ablauf der Nachklärung der Kläranlage Göttingen durch den Einsatz von Kalkhydrat, Korrespondenz Abwasser, September 2006
- [35] DWA Merkblatt M 368: Biologische Stabilisierung von Klärschlamm, (2003), ISBN 3-942063-52-4
- [36] DWA AK 1.6 Arbeitsbericht 1: Verfahren und Anwendungsgebiete der mechanischen Klärschlammintegration, Korrespondenz Abwasser, 47 (2000) 4, 570-576
- [37] DWA AK 1.6 Arbeitsbericht 2: Verfahrensvergleich und Ergebnisse der mechanischen Klärschlammintegration, Korrespondenz Abwasser, 48 (2001) 3, 393-400
- [38] DWA AK 1.6 Arbeitsbericht 3: thermische chemische und biologische Desintegrationsverfahren, KA, 50 (2003) 6, 796-804
- [39] Flemming, Forschergruppe Physikalische Chemie von Biofilmen, Uni Homepage, Universität Duisburg, www.theochem.uni-duisburg.de
- [40] Verordnung über die umweltverträgliche Ablagerung von Siedlungsabfällen (Abfallablagerungsverordnung- AbfAbIV) Ausfertigungsdatum: 20.02.2001; (BGBl. I, Seite 305), www.BMU.de
- [41] Datenmaterial KBKopp Lengede „Untersuchung des Entwässerungsverhaltens des Faulschlammes Klärwerk Steinhof, 2006
- [42] ATV-Handbuch Klärschlamm, 4. Auflage, Ernst und Sohn, Berlin, 1996, ISBN 3-433-00909-0
- [43] Koppe, K., Stozek, A.: Kommunales Abwasser, 3. Auflage. Vulkan-Verlag, Essen
- [44] Schlegel, H.G.: Allgemeine Mikrobiologie, 7. Auflage, Thieme Verlag, Stuttgart, 1992
- [45] Ewert, W.: Betriebliche Probleme durch Inkrustationen nehmen zu – Gründe und Abhilfemöglichkeiten, 39. Essener Tagung für Wasser- und Abfallwirtschaft, GWA Nr. 202 S. 61/1 – 61/14, ISSN 0342-6068
- [46] Kopp, J. Neue Verfahren zur Verbesserung der Klärschlammigenschaften, 39. Essener Tagung für Wasser und Abfallwirtschaft, GWA Nr. 202 S. 60/1 – 60/13, ISSN 0342-6068
- [47] DIN ISO 9276 Darstellung der Ergebnisse von Partikelgrößenanalysen, 2004
- [48] DIN Taschenbuch 133 Partikelmesstechnik, Beuth-Verlag, 2004 (CD-ROM)
- [49] Leschber, A.W., Haake, W.: Klärschlammuntersuchung unter besonderer Berücksichtigung der Teilchengrößenverteilung", Vom Wasser, Bd. 45, S. 305-325, 1975
- [50] Niemitz, W.: Über Schlammkennwerte, gwf-Wasser/Abwasser, Jahrg. 109, Nr. 12, S. 299-305, 1968
- [51] V.d. Emde, W., Szvetits, K., Sadzik, P., Untersuchung von Klärschlammmentwässerung durch Zentrifugen; 6. Europäisches Abwasser- und Abfallsymposium EWPCA, München, Mai 1984, S. 323 - 341
- [52] Denkert, R., Die Klärschlammbehandlung unter dem Gesichtspunkt einer optimierten Klärschlammmentwässerung, Wasser Abwasser Praxis Heft 6, Seite 47 - 55, Bertelsmann Verlag Gütersloh 12/1994
- [53] Denkert, R. Entwässerung mit Dekantierzentrifugen, ATV-Seminar „Entwässerung von Klärschlamm“, 15.-16.2.1995 in Dresden
- [54] Denkert, R. Eindickung und Entwässerung mit Dekantierzentrifugen- Grundlagen und Betriebserfahrungen, 2. ATV Klärschlammtag, 2001
- [55] Dentel, S.K., Abu Orf, M.M.: Laboratory and full-scale studies of liquid stream viscosity and streaming current for characterization and monitoring of dewaterability, Water Research, Vol. 29, No. 12, pp. 2663 – 2672, 1995 Abu Orf, M.M, Dentel, S.K.: Rheology as tool for polymer dose assessment and control, Journal of Environmental Engineering, pp. 1133 – 1141, 12/99
- [56] Bache, D.H.e.al.: Viscous behaviour of sludge centrate in response to polymer conditioning, Wat.Res. Vol. 34/ 1, 354 – 358, 2000
- [57] ATV: Arbeitsbericht „Eindickung von Klärschlamm“ Korrespondenz Abwasser 1/(1998), S. 122– 134
- [58] Arbeitsbericht Februar 1999, Einstufung von organischem FHM
- [59] ATV-DVWK: Merkblatt ATV-M 274 „Einsatz organischer Polymere in der Abwasserreinigung“ Hennef: (GFA), ISBN 3-933707-16-1, 11/1999
- [60] 2. Arbeitsbericht, DWA AK 2.3, „Aufbereitung von Flockungshilfsmitteln“ – in Vorbereitung
- [61] EL-Mamouni, R. Leduc, R., Guiot, Sr.: Influence of synthetic and natural polymers on the anaerobic granulation process. Water Sci. Technol. 38 (8-9) 341-347, 1998
- [62] DWA-M 260, Erfassen, Darstellen, Auswerten und Dokumentieren der Betriebsdaten von Abwasserbehandlungsanlagen mit Hilfe der Prozessdatenverarbeitung Juli 2001 ISBN 3-933707-77-3
- [63] Datenmaterial CUTEC-Institut, Clausthal-Zellerfeld, 2006
- [64] Die Daten können bei der Sprecherin der DWA Arbeitsgruppe AK 2.3 Kopp KBKopp- Lengede, oder Dr. Denkert eingesehen werden.
- [65] H.C. Flemming, J. Wingender, „ Extrazelluläre polymere Substanzen (EPS) – Baustoffe für Biofilme,“ Vom Wasser, 94, (2000), Sonderdruck
- [66] Ewert, W., PCS-Consult Hamburg 2006
- [67] Kapp, H. Schlammfäulung mit hohem Feststoffgehalt. Stuttgarter Berichte zur Siedlungswasserwirtschaft, Band 86 (1984)
- [68] Fragebogen kann angefordert werden bei Dr. Denkert, Bochum
- [69] Osterloh, W. Datenmaterial OOWV, 2006
- [70] Abwassertechnologie: Entstehung, Ableitung, Behandlung, Analytik der Abwässer, 1994, 2. Auflage, Springer-Verlag
- [71] Koolman, J; Röhm, K.-H.: Taschenatlas der Biochemie, 3. Auflage, 2003, Thieme-Verlag
- [72] Anaerobtechnik: Handbuch der anaeroben Behandlung von Abwasser und Schlamm; 1993, SpringerVerlag