



Georg Wilhelm Strünkmann

**Einfluss mechanischer
Beanspruchungen auf
die Überschussschlammproduktion**



Cuvillier Verlag Göttingen

Einfluss mechanischer Beanspruchungen auf die Überschussschlammproduktion

Von der Fakultät für Maschinenbau der
Technischen Universität
Carolo-Wilhelmina zu Braunschweig

zur Erlangung der Würde eines Doktor-Ingenieurs (Dr.-Ing.) genehmigte

Dissertation

von
Georg Wilhelm Strünkmann
aus Warstein

Eingereicht am:

26.06.2005

Mündliche Prüfung am:

15.11.2005

Berichterstatte:

Prof. Dr. - Ing. J. Schwedes

Prof. Dr. - Ing. N. Dichtl

Dr. - Ing. J. Müller

Druckjahr 2006

Bibliografische Information Der Deutschen Bibliothek

Die Deutsche Bibliothek verzeichnet diese Publikation in der Deutschen Nationalbibliografie; detaillierte bibliografische Daten sind im Internet über <http://dnb.ddb.de> abrufbar.

1. Aufl. - Göttingen : Cuvillier, 2006

Zugl.: (TU) Braunschweig, Univ., Diss., 2005

ISBN 3-86537-826-9

© CUVILLIER VERLAG, Göttingen 2006

Nonnenstieg 8, 37075 Göttingen

Telefon: 0551-54724-0

Telefax: 0551-54724-21

www.cuvillier.de

Alle Rechte vorbehalten. Ohne ausdrückliche Genehmigung des Verlages ist es nicht gestattet, das Buch oder Teile daraus auf fotomechanischem Weg (Fotokopie, Mikrokopie) zu vervielfältigen.

1. Auflage, 2006

Gedruckt auf säurefreiem Papier

ISBN 3-86537-826-9

Vorwort

Die vorliegende Arbeit entstand während meiner Tätigkeit als wissenschaftlicher Mitarbeiter am Institut für Mechanische Verfahrenstechnik der Technischen Universität Carolo - Wilhelmina zu Braunschweig.

Herrn Prof. Dr. - Ing. J. Schwedes gilt mein besonderer Dank für die wohlwollende Unterstützung der Arbeit. Sein mir entgegengebrachtes Vertrauen aber auch seine Anregungen und Kritik ermöglichten mir eine größtmögliche eigenständige Bearbeitung des Forschungsvorhabens sowie eine damit verbundene fachliche und persönliche Weiterentwicklung.

Ebenfalls danke ich Herrn Prof. Dr. - Ing. N. Dichtl für die Übernahme des Koreferates und Herrn Prof. Dr. - Ing. D. C. Hempel für die Übernahme des Vorsitzes der Prüfungskommission.

Herrn Dr. - Ing. J. Müller danke ich für die gute Zusammenarbeit und die anregenden und konstruktiven Diskussionen, die zu einem erfolgreichen Gelingen dieser Arbeit beigetragen haben, sowie für die Übernahme des Koreferates.

Den Mitarbeiterinnen und Mitarbeitern des Instituts für Mechanische Verfahrenstechnik, insbesondere den Mitgliedern der Arbeitsgruppe Mechanisch-Biologische Verfahrenstechnik, gilt mein Dank für die tatkräftige Unterstützung und die hilfreichen Diskussionen. Mein besonderer Dank gilt dabei Frau S. Michel, die durch ihren Einsatz und durch die gewissenhafte Durchführung zahlreicher Experimente und Analysen einen wesentlichen Anteil am Gelingen dieser Arbeit hatte. Herrn L. R. Chockalingam danke ich herzlich für die gute Zusammenarbeit im Rahmen des bearbeiteten Forschungsprojektes. Den Studentinnen und Studenten, die durch ihre Tätigkeit als Hilfsassistenten zu dieser Arbeit beigetragen haben, gebührt ebenfalls mein Dank.

Den Mitarbeitern des Instituts für Siedlungswasserwirtschaft und dort insbesondere Frau C. Mayerl und Herrn T. Dockhorn danke ich für die erfahrene Unterstützung.

Nicht zuletzt danke ich zutiefst meiner Familie und meinen Freunden, die es mir erst ermöglicht haben, diese Arbeit aufzunehmen und die mich auf vielfältige Weise privat und beruflich unterstützt haben.

Die finanziellen Mittel zur Durchführung dieser Arbeit wurden zu einem großen Teil von der Europäischen Union im Rahmen eines internationalen Projektes zur Verfügung gestellt.

Inhalt

Symbolverzeichnis.....	III
1 Einleitung	1
2 Einführung in die Entsorgungsproblematik	3
2.1 Anfall und Charakterisierung von Klärschlämmen	3
2.2 Problematik der Schlammmentsorgung	4
2.3 Lösungsansätze zur Entsorgungsproblematik	6
2.3.1 Reduzierung bereits vorhandener Schlamm-mengen vor der Entsorgung	6
2.3.2 Reduzierung der Schlammmentstehung	7
3 Reduzierung der Überschussschlammproduktion	8
3.1 Theoretischer Hintergrund	8
3.1.1 Entstehung von Überschussschlamm	8
3.1.2 Möglichkeiten zur Reduzierung der Schlammproduktion.....	10
3.2 Verfahren zur Reduzierung der Schlammproduktion	12
3.2.1 Behandlung mit Ozon	12
3.2.2 Thermische Behandlung.....	12
3.2.3 Mechanische Beanspruchung	13
3.2.4 Weitere Verfahren	14
3.3 Einfluss der Verfahren auf den Gesamtprozess der biologischen Abwasserreinigung	16
4 Material und Methoden.....	19
4.1 Mechanische Schlammbeanspruchung	19
4.1.1 Beanspruchungsgeräte	19
4.1.1.1 Ultraschallhomogenisator	19
4.1.1.2 Rührwerkskugelmühle	20
4.1.1.3 Hochdruckhomogenisator.....	21
4.1.1.4 Scherspalthomogenisator	22
4.1.2 Bestimmung des Aufschlussresultates	23
4.1.2.1 Partikelgrößenverteilung	24
4.1.2.2 Aufschlussgradmessung.....	24
4.2 Analytik	26
4.2.1 Bestimmung der Feststoffgehalte im Schlamm	26
4.2.2 CSB	26
4.2.3 Schlammeigenschaften	27
4.2.4 Sonstige Parameter.....	28
4.3 Bestimmung des Ausbeutekoeffizienten Y_H mittels Respirationsmessungen	29
4.3.1 Messprinzip	29
4.3.2 Aufbau der Respirometer und Durchführung der Versuche.....	31
4.4 Laborkläranlage	33

4.4.1	Aufbau	33
4.4.2	Betriebsführung	35
4.4.3	Bilanzierung der Überschussschlammproduktion	37
4.4.4	Prozessqualität der biologischen Abwasserreinigung	39
4.4.4.1	Ablaufqualität	39
4.4.4.2	Schlammqualität	42
4.5	Modellierung der Überschussschlammproduktion der Laborkläranlage	43
4.5.1	Modellierung der unbehandelten Anlage	43
4.5.2	Einfluss der mechanischen Behandlung	45
5	Versuchsprogramm	48
5.1	Änderung des heterotrophen Ausbeutekoeffizienten Y_H	48
5.2	Laborkläranlage	49
5.2.1	Variable Beanspruchungsparameter	49
5.2.2	Durchgeführte Versuche	49
6	Darstellung der Ergebnisse	53
6.1	Änderung der Schlammeigenschaften und des heterotrophen Ausbeutekoeffizienten durch mechanische Beanspruchung	53
6.1.1	Änderung der Schlammeigenschaften	53
6.1.1.1	Partikelgrößenverteilung	53
6.1.1.2	Aufschlussgrade Sauerstoffzehrung (A_S) und CSB-Freisetzung (A_{CSB})	55
6.1.2	Einfluss der Beanspruchung auf den Ausbeutekoeffizienten	56
6.1.3	Biologische Abbaubarkeit des freigesetzten CSB	63
6.2	Beeinflussung der biologischen Abwasserreinigung	66
6.2.1	Überschussschlammproduktion bei mechanischer Beanspruchung	67
6.2.1.1	Einfluss von Stressfrequenz und spezifischem Energieeintrag	67
6.2.1.2	Gerätevergleich	73
6.2.1.3	Einfluss des Schlammalters	74
6.2.1.4	Einfluss einer vorgeschalteten Eindickung	74
6.2.2	Prozessqualität	75
6.2.2.1	Reinigungsleistung und Ablaufqualität	76
6.2.2.2	Schlammqualität	86
6.3	Modellierung der Ergebnisse der Kläranlage	89
6.3.1	Bestimmung der Abwasserparameter	89
6.3.2	Einfluss der Behandlung auf Y_H und einzelne ρ	91
7	Beurteilung der Ergebnisse	95
8	Zusammenfassung	100
	Literaturverzeichnis	102
	Anhang	I-III

Symbolverzeichnis

a	-	biologisch nicht abbaubarer Anteil von TSS_0
A_{CSB}	%	Aufschlussgrad CSB-Freisetzung
A_S	%	Aufschlussgrad Sauerstoffaufnahme
b	-	Hydrolysekonstante
$B_{d,BSB}$	kg/d	tägliche BSB_5 -Fracht des Belebungsbeckens
$BSB_{5,A}$	g/l	biochemischer Sauerstoffbedarf nach 5 Tagen, im Ablauf des Belebungsbeckens
$BSB_{5,0}$	g/l	biochemischer Sauerstoffbedarf nach 5 Tagen, im Zulauf des Belebungsbeckens
CSB	mg/l	chemischer Sauerstoffbedarf
CSB_A	mg/l	CSB im Ablauf der Kläranlage
$CSB_{aufgenommen}$	mg/l	während Respirationmessungen vom Schlamm aufgenommener CSB
CSB^{AW}	mg/l	CSB des Abwassers
CSB_{beh}	mg/l	gelöster CSB im mechanisch beanspruchten Schlamm
CSB_E^i	mg/l	mittlerer CSB - Gehalt des am Tag i durchgesetzten Abwassers
$CSB_{t2,beh}$	mg/l	CSB im behandelten Schlamm am Ende der Respirationmessung
$CSB_{t2,unbeh}$	mg/l	CSB im unbehandelten Schlamm am Ende der Respirationmessung
CSB_{inert}	mg/l	biologisch nicht abbaubarer CSB
CSB_{NaOH}	mg/l	durch Laugenaufschluss freigesetzter CSB
$CSB_{n. abgebaut}$	mg/l	während der Respirationmessung nicht abgebauter durch die mech. Beanspruchung freigesetzter CSB
CSB_{total}	mg/l	gesamter CSB inkl. suspendierter Feststoffe
$CSB_{ÜS}$	mg/l	gelöster CSB im Überschussschlamm
CSB_0	mg/l	gelöster CSB im unbehandelten Schlamm
CST	sec	kapillare Fließzeit
E_{spez}	kJ/kg $_{TSS}$	spezifischer Energieeintrag

Symbolverzeichnis

E_{Vol}	kJ/l	volumenbezogener Energieeintrag
EWG	-	Einwohnergleichwert
f_{XI}	-	durch Autolyse freigesetzter, biologisch nicht abbaubarer Feststoffanteil
f_T	-	Temperaturfaktor
ISV	ml/g	Schlammvolumenindex
$k_{D,H}$	d ⁻¹	heterotropher Autolysekoeffizient
M	Nm	Betriebsdrehmoment
MSS	g/l	mineralische Feststoffe
$M_{CSB,abgebaut}$	g	in den Kläranlagen abgebaute Menge CSB
$M_{TSS,Abbau}$	kg/d	durch Autolyse im Belebungsbecken abgebaute Feststoffmasse
$M_{TSS,Einlagerung}$	kg/d	im Belebungsbecken durch Einlagerung von TSS_0 akkumulierte Feststoffmasse
$M_{TSS,neu}$	kg/d	im Belebungsbecken insgesamt neu gebildete Feststoffmasse
$M_{TSS,Wachstum}$	kg/d	durch Biomassewachstum im Belebungsbecken neu gebildete Feststoffmasse
$M_{VSS,produziert}$	g	insgesamt produzierte Menge VSS
M_0	Nm	Leerlaufdrehmoment
$M_{105^\circ C}$	g	Pelletgewicht nach Trocknung bei 105°C
$M_{550^\circ C}$	g	Pelletgewicht nach Ausglühen bei 550°C
n	1/min	Drehzahl
N_{ges}	g/l	Gesamtstickstoff - Konzentration
$N-NH_4^+$	g/l	Ammoniumstickstoff
$N-NO_3^-$	g/l	Nitratstickstoff
NTU	-	Trübungsäquivalent
OUR	mg/(l*min)	Sauerstoffaufnahme rate
OUR_{beh}	mg/(l*min)	Sauerstoffaufnahme rate nach mechanische Beanspruchung
$OUR_{endogen}$	mg/(l*min)	endogene Sauerstoffaufnahme rate
OUR_0	mg/(l*min)	Sauerstoffaufnahme rate unbehandelter Schlamm

P	W	Leistung
P _{ges}	g/l	Gesamtphosphat - Konzentration
p _B	N/mm ²	Beanspruchungsdruck
p _U	N/mm ²	Umgebungsdruck
Q _A	l/d	Ablaufvolumenstrom der Kläranlagen
Q _{BB}	m ³ /d	Durchfluss durch das Belebungsbecken
Q _{beh}	l/d	mechanisch behandelter Schlammvolumenstrom
Q _E	l/d	Zuflussvolumenstrom zu den Kläranlagen
Q _{ÜS}	l/d	Überschussschlammentnahme
RSP	%	Reduzierung der Schlammproduktion
SF	d ⁻¹	Stressfrequenz
S _S	%	Anteil leicht biologisch abbaubarer Bestandteile am Abwasser - CSB
t _A	sec	Beanspruchungsdauer
t _{Mess}	min	Messzeit
t _{sonic}	sec	Beschallungsdauer
t _{TSS}	d	Schlammalter
t _{TSS,0}	d	Schlammalter zu Versuchsbeginn
TSS	g/l	suspendierte Feststoffe
TSS ₀	g/l	suspendierte Feststoffe im Abwasser, im Zulauf zum Belebungsbecken
TSS _A	g/l	suspendierte Feststoffe im Ablauf der Kläranlage
ÜS	kg/d	Überschussschlammmenge
V ³⁰	ml	Feststoffvolumen nach 30minütiger Sedimentation
V _{AW}	-	Verdünnungsfaktor
V _{beh}	l	behandeltes Schlammvolumen
$\dot{V}_{beh}$	l/min	Durchflussgeschwindigkeit durch Beanspruchungseinheit
V _{KL}	l	Kläranlagenvolumen
VSS	g/l	organische suspendierte Feststoffe
X _I	%	Anteil inerter, partikulärer Bestandteile am Abwasser - CSB

Symbolverzeichnis

X_H	%	Anteil heterotropher Biomasse am Abwasser - CSB
X_S	%	Anteil biologisch schwer abbaubarer Bestandteile am Abwasser - CSB
X_{total}	%	Anteil aller Feststoffe am Abwasser - CSB
Y_H	g/g	heterotropher Ausbeutekoeffizient
Y_H^{beh}	g/g	heterotropher Ausbeutekoeffizient, mechanisch behandelter Schlamm
Y_H^{unbeh}	g/g	heterotropher Ausbeutekoeffizient, unbehandelter Schlamm
Y_{obs}^{beh}	g/g	gemessene Schlammausbeute der mechanisch behandelten Anlage
Y_{obs}^{unbeh}	g/g	gemessene Schlammausbeute der unbehandelten Anlage
ΔO_2	mg/l	Änderung der Sauerstoffkonzentration im Schlamm
Δp	N/mm ²	Druckdifferenz
ρ_H	-	Transformationsparameter heterotropher Biomasse in S_S
ρ_I	-	Transformationsparameter inerter Feststoffe in S_S
ρ_S	-	Transformationsparameter komplexer Substrate in S_S

1 Einleitung

Bei der biologischen Abwasserreinigung fallen, neben Wasser und gasförmigen Stoffen wie Kohlendioxid und Stickstoff, europaweit mit steigender Tendenz jährlich ca. 7,0 Mio. Tonnen Trockenmasse als Klärschlamm an. Die Behandlung und Entsorgung dieser Schlämme stellen einen nicht unerheblichen Kostenfaktor der Abwasserreinigung dar. Zudem werden in immer mehr Ländern die Entsorgungswege für diese Schlämme durch den Gesetzgeber eingeschränkt, so dass in den nächsten Jahren mit einer weiteren Zunahme der Entsorgungskosten zu rechnen ist. Eine Reduzierung der zu entsorgenden Schlamm-mengen bietet eine Möglichkeit, die Kosten für die Entsorgung zu verringern.

Die im Schlamm enthaltenen Feststoffe bestehen überwiegend aus Mikroorganismen, welche die im Abwasser gelöst und partikulär vorliegenden Verunreinigungen als Substrat nutzen und in Kohlendioxid und neue Biomasse umwandeln. Wurde bisher davon ausgegangen, dass ein Wachstum der Biomasse unumgänglich mit dem Abbau der Verunreinigungen verbunden ist, werden seit ca. 10 Jahren vermehrt verschiedene Verfahren zur Reduzierung des Biomassewachstums im Belebungsbecken der Kläranlagen bei gleichzeitiger Beibehaltung des Abbaus der Verunreinigungen untersucht.

Aus früheren Arbeiten am Institut für Mechanische Verfahrenstechnik ist bekannt, dass durch eine mechanische Beanspruchung die Struktur der im Schlamm enthaltenen Feststoffe deutlich verändert werden kann. Dies reicht von einer Reduzierung der Partikelgröße der zumeist in losen Flockenverbänden organisierten Mikroorganismen bei geringen Beanspruchungsintensitäten bis hin zu einer Zerstörung der Zellwände der im Schlamm enthaltenen Mikroorganismen bei entsprechend hohen Beanspruchungsintensitäten. Dadurch kann unter anderem der anaerobe Abbau der aerob gebildeten Klärschlämme verbessert werden.

Initiiert durch ein von der Europäischen Union finanziertes internationales Forschungsprojekt "Ways of Innovation for the Reduction of Excess Sludge" W.I.R.E.S. wurde in dieser Arbeit der Einfluss einer mechanischen Schlammbehandlung und einer damit verbundenen Veränderung der Schlammstruktur auf das Biomassewachstum beim Substratabbau und auf die Überschussschlammproduktion bei der biologischen Abwasserreinigung untersucht. Dies erfolgte in zwei Teilschritten:

- Mit Hilfe zweier diskontinuierlich betriebener Respirometer wurden zunächst der Sauerstoffverbrauch und die Substrataufnahme mechanisch behandelter und unbehandelter Schlämme beim Abbau einfacher Substrate gemessen und der Einfluss der Beanspruchung auf den Ausbeutekoeffizienten der im Schlamm enthaltenen Biomasse bestimmt.

- In vier parallel betriebenen Laborkläranlagen wurde in kontinuierlichen Versuchen mit einer Dauer von bis zu über 100 Tagen der Einfluss einer mechanischen Schlammbeanspruchung auf die Überschussschlammproduktion und auf weitere wichtige Prozessparameter der biologischen Abwasserreinigung untersucht.

Anschließend wurde über ein Simulationsmodell Modell der Einfluss der mechanischen Beanspruchung auf die Überschussschlammproduktion nachgestellt, so dass die verschiedenen Mechanismen, die zu einer Reduzierung der Überschussschlammproduktion führen können, beurteilt werden konnten.

Auf Grund der guten Ausstattung des Institutes für Mechanische Verfahrenstechnik mit Geräten für den mechanischen Zellaufschluss konnten verschiedene Geräte hinsichtlich ihrer Auswirkung auf das Klärschlammwachstum und auf die Überschussschlammproduktion getestet werden. Zum Einsatz kamen zwei unterschiedliche Ultraschallhomogenisatoren, eine Rührwerkskugelmühle, ein Hochdruckhomogenisator und ein Scherspalthomogenisator.

2 Einführung in die Entsorgungsproblematik

2.1 Anfall und Charakterisierung von Klärschlämmen

Bei der mechanisch-biologischen Reinigung kommunaler und industrieller Abwässer fallen in den verschiedenen Stufen der Abwasserreinigung erhebliche Mengen an Klärschlamm an. Dabei wird zwischen verschiedenen "Schlammtypen" unterschieden.

Mechanisch leicht abtrennbare Abwasserinhaltsstoffe, die z.B. durch den Einsatz von Sedimentationsbecken abgetrennt werden können, bilden den *Primärschlamm*. Dieser hat je nach Effizienz der mechanischen Reinigungsstufen und der verwendeten statischen Eindickung einen Feststoffanteil von 2,5 bis 7 % mit einem organischen Gehalt zwischen 60 und 75 %. Primärschlamm enthält einen hohen Anteil leicht identifizierbarer Inhaltsstoffe, wie z.B. Kot, Gemüsereste, aber auch Papier oder Kunststoffe. Der in den anschließenden biologischen Reinigungsstufen anfallende Schlamm wird im Allgemeinen als *Überschussschlamm* bezeichnet und hat nach der Sedimentation in der Nachklärung einen Feststoffanteil zwischen ca. 0,3 und 1,5 % mit einem organischen Anteil von 55 bis 80 %. Hauptbestandteil des Überschussschlammes sind Mikroorganismen, die überwiegend in Flocken organisiert sind. Die Mikroorganismen nutzen die im Abwasser enthaltenen, biologisch abbaubaren Verunreinigungen als Substrat und wandeln diese in CO_2 und neue Biomasse um. Dieser Biomassezuwachs erfordert die regelmäßige Entnahme von Klärschlamm, um einen konstanten Feststoffgehalt in der biologischen Stufe der Abwasserreinigungsanlage sicherzustellen. Findet neben einer mechanisch-biologischen Abwasserbehandlung zusätzlich eine chemische Fällung oder Flockung gelöster oder kolloidaler Abwasserinhaltsstoffe statt, so fällt zusätzlich zu den genannten Schlämmen auch noch ein *Tertiärschlamm* an. Wird die chemische Behandlung vor der biologischen Behandlung durchgeführt, liegt der Feststoffgehalt des Tertiärschlammes zwischen 2,5 und 6 % mit einem organischen Anteil von 52 bis 60 %. Findet die Behandlung erst nach der biologischen Stufe statt, so verringert sich der organische Anteil des Tertiärschlammes deutlich auf 20 - 27 % bei einem Feststoffgehalt von nur noch 0,5 bis 2 %. Bei der Behandlung industrieller Abwässer können die Klärschlammzusammensetzungen je nach Industriezweig deutlich nach oben oder unten abweichen [ATV/VKS-Fachauschuss 3.2, 1987], [Abwassertechnische Vereinigung, 1996].

Im Jahr 2001 fielen in der Bundesrepublik Deutschland in ca. 9.800 kommunalen biologischen Abwasserbehandlungsanlagen ca. 2,43 Mio. t Trockenmasse als Schlämme zur Entsorgung an [Statistisches Bundesamt, 2003a]. Aus industriellen Abwasserbehandlungsanlagen wurden im Jahr 2001 ca. 660.000 t Trockenmasse aus der biologischen Abwasserbehandlung der Klärschlammentsorgung zugeführt [Statistisches Bundesamt, 2003b]. Während in Deutschland seit dem Jahr 1991 eine leichte Abnahme der zu entsorgenden Klärschlammmengen aus kommunalen

Anlagen zu verzeichnen war (ca. 2,96 Mio. t Trockenmasse in 1991 [Statistisches Bundesamt, 1996]), stieg europaweit die Gesamtmenge des Klärschlamms aus Anlagen zur Behandlung von kommunalem Abwasser von 5,5 Mio. t Trockensubstanz im Jahr 1992 (ohne Italien und Schweden) auf 7,0 Mio. t Trockensubstanz im Jahr 2000 deutlich an (mit Italien und Schweden) [Kommission der Europäischen Gemeinschaften, 2004]. Dies liegt vor allem an den verschärften Anforderungen an die Behandlung von kommunalem Abwasser, die von der EU an ihre Mitglieder gestellt werden und die im Laufe der Zeit von allen Mitgliedsstaaten zu erfüllen sind [91/271/EWG, 1991], [98/15/EG, 1998].

2.2 Problematik der Schlammentsorgung

Die Entsorgungswege für Klärschlamm aus der biologischen Abwasserreinigung haben sich in den letzten Jahren gravierend geändert (siehe Abbildung 2-1). Während im Jahr 1991 in der Bundesrepublik Deutschland noch rund 42 % der kommunal angefallenen Trockenmasse auf Deponien abgelagert wurden [Statistisches Bundesamt, 1996], waren es im Jahr 2001 nur noch ca. 7 % der kommunal angefallenen Schlämme und ca. 11 % der Klärschlämme aus der biologischen Reinigung industrieller Abwässer [Statistisches Bundesamt, 2003a], [Statistisches Bundesamt, 2003b].

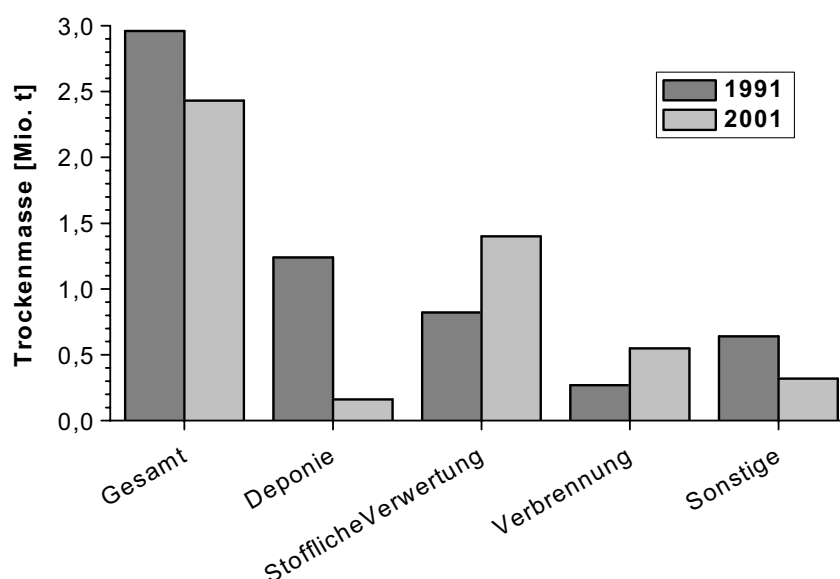


Abbildung 2-1: Klärschlammentsorgung aus kommunalen Kläranlagen in der BRD in den Jahren 1991 [Statistisches Bundesamt, 1996] und 2001 [Statistisches Bundesamt, 2003a]

Der Rückgang der Deponierung in diesem Zeitraum ist eine Anpassung an neue gesetzliche Rahmenbedingungen. Seit Juni 2005 dürfen in Deutschland auf Deponien nur noch Materialien mit einem organischen Anteil ≤ 5 %, gemessen als Glühverlust, abgelagert werden [AbfAbIV, 2001]. Dies ist für Klärschlämme mit ihrem hohem Bio-

masseanteil jedoch nur nach vorheriger thermischer Behandlung möglich. Durch den starken Rückgang der Deponierung sind im gleichen Zeitraum die Mengen, die über die stoffliche oder thermische Verwertung entsorgt wurden, stark angestiegen.

Zur stofflichen Verwertung zählen u.a. die Verwendung von Klärschlämmen bei Rekultivierungsmaßnahmen im Landschaftsbau, in der Kompostierung, aber auch als Dünger in der Landwirtschaft. Dabei nimmt der Einsatz als Bodenverbesserer in der Landwirtschaft den weitaus größten Teil ein (siehe Abbildung 2-2). Die öffentliche Akzeptanz für diese Art der Entsorgung unterliegt jedoch starken Schwankungen [Melsa, A. K., 2003]. Zudem regeln stringente Vorschriften u.a. hinsichtlich der Belastung mit Schwermetallen und organischen Schadstoffen den Einsatz von Klärschlämmen in der Landwirtschaft, wie z.B. die Klärschlammverordnung (AbfKlärV) oder die EU-Klärschlammrichtlinie 86/278/EWG, welche seitens des Gesetzgebers in der Zukunft noch einmal deutlich verschärft werden sollen [Loll, U., 2003]. In der Schweiz ist z.B. ab 2005 die Klärschlammentsorgung in der Landwirtschaft bereits gänzlich verboten worden [Böhler, M. and Siegrist, H., 2003].

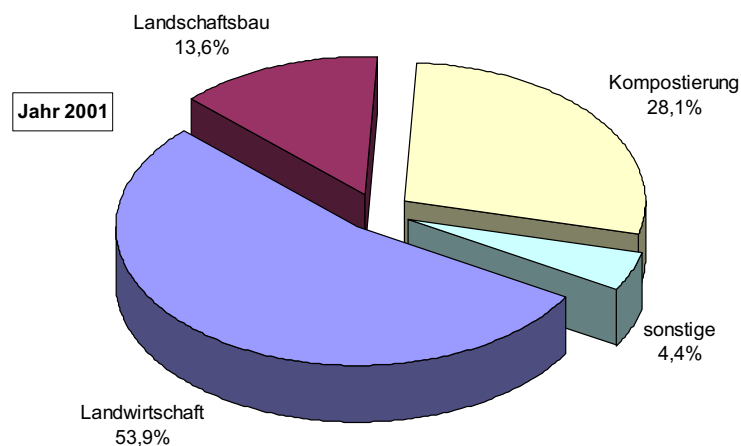


Abbildung 2-2: Stoffliche Verwertung von Klärschlamm aus kommunalen Anlagen im Jahr 2001 [Statistisches Bundesamt, 2003a]

Der vollständige Wegfall der Deponierung seit Juni 2005 und die oben genannten unsicheren Rahmenbedingungen bei der landwirtschaftlichen Nutzung werden dazu führen, dass die thermische Verwertung von Klärschlämmen in der BRD einen immer größeren Stellenwert einnehmen wird. Bei gleichbleibendem Klärschlammaufkommen kann eine vollständige Entsorgung allein durch die thermische Verwertung jedoch nur durch eine Ausweitung der Verbrennungskapazitäten sichergestellt werden [Hanßen, H., 2003]. So könnte zwar über eine Mitverbrennung von Klärschlamm in Kraftwerken die in der BRD jährlich anfallende Schlammmenge entsorgt werden, der Klärschlamm hat jedoch auch im vollgetrockneten Zustand einen deutlich schlechteren Heizwert als z.B. Steinkohle [Hermann, T. and Goldau, K., 2004]. Zudem ist die thermische Entsorgung erheblich teurer als die landwirtschaftliche Verwertung. Vor diesem Hintergrund und mit der Tatsache einer unsicheren Zukunft der landwirt-

schaftlichen Verwertung ist somit eine Reduzierung der anfallenden Klärschlamm-mengen sowohl innerhalb der BRD, aber vor allem auch europaweit, aus ökonomi-scher Sicht sinnvoll.

2.3 Lösungsansätze zur Entsorgungsproblematik

Angesichts der entfallenen Deponierungsmöglichkeit, der oben genannten Unsicher-heiten hinsichtlich der landwirtschaftlichen Klärschlammnutzung und der zur Zeit beschränkten Kapazitäten der thermischen Klärschlammverwertung stellt die Redu-zierung der zu entsorgenden Klärschlamm-mengen eine ernsthafte Alternative zu einer Erweiterung der Verbrennungskapazitäten dar.

Eine Reduzierung der zu entsorgenden Mengen kann dabei auf zwei unterschiedli-chen Wegen geschehen. Zum Einen besteht die Möglichkeit, bereits gebildete Schlamm-mengen wieder zu reduzieren, zum Anderen kann versucht werden, die Schlamm-entstehung selbst zu reduzieren. Auf beide Wege soll im Weiteren näher eingegangen werden.

2.3.1 Reduzierung bereits vorhandener Schlamm-mengen vor der Entsorgung

Auf der Mehrzahl der Kläranlagen in Deutschland werden die anfallenden Schlämme vor ihrer Entsorgung noch einer anaeroben Stabilisierung zugeführt, damit die Schlämme bei Lagerung und Transport keinem unkontrollierten Faulungsprozess unterliegen. Bei der anaeroben Stabilisierung wird der Schlamm großen Faulbehäl-tern zugeführt. In diesen werden die im Schlamm enthaltenen Feststoffe unter anae-roben Bedingungen biologisch abgebaut. Die im Faulbehälter anaerob lebenden Mikroorganismen nutzen die organischen Bestandteile der im zu behandelnden Schlamm enthaltenen Feststoffe als Substrat und wandeln diese größtenteils zu CO₂ und Methan aber auch zu neuer Biomasse um. Durch die anaerobe Schlamm-fermentation kann die organische Trockenmasse der Schlämme je nach Schlamm-zusammenset-zung um bis zu 60% reduziert werden. Das Methan kann energetisch weiterverwertet werden.

Eine Intensivierung dieses Faulungsprozesses kann die zu entsorgende Menge an Klärschlamm verringern. Die Geschwindigkeit und damit letztendlich die Effizienz eines anaeroben Abbauprozesses wird durch die Bioverfügbarkeit der Substrate bestimmt. Komplexe organische Verbindungen müssen bei der Faulung durch einen Hydrolyseschritt zunächst in leicht abbaubare Substanzen umgesetzt werden, bevor sie für den weiteren Faulungsprozess verfügbar sind. Dies gilt auch für die im Über-schussschlamm enthaltenen Mikroorganismen. Die in diesen enthaltenen organi-schen Substanzen müssen zunächst durch hydrolysierende Bakterien im Faulbehälter in Lösung gebracht werden. Dabei stellen die Zellwände der Mikroorga-nismen einen erheblichen Widerstand gegen die Hydrolyse dar. Durch eine dem

Faulungsprozess vorgeschaltete Desintegration des zu behandelnden Überschussschlammes können die Zellwände der im Überschussschlamm enthaltenen Mikroorganismen zerstört und die organischen Inhaltsstoffe in Lösung gebracht werden. Somit können die Inhaltsstoffe auch ohne die langsame bakterielle Hydrolyse dem anaeroben Abbauprozess zugänglich gemacht werden.

Hierzu sind in den letzten Jahren diverse Untersuchungen durchgeführt worden, z.B. [Müller, J., 1996], [Baier, U. and Schmidheiny, P., 1997], [Nickel, K. *et al.*, 1998]. Ein großtechnischer Vergleich verschiedener Desintegrationsverfahren auf einer Kläranlage des Lippeverbandes ergab abhängig vom jeweiligen Desintegrationsverfahren eine mögliche Erhöhung des Abbaugrades des Überschussschlammes in der Faulung zwischen 10 und 20 % [Winter, A., 2003].

2.3.2 Reduzierung der Schlammmentstehung

Die im vorigen Kapitel beschriebene Möglichkeit zur Reduzierung der zu entsorgenden Klärschlammengen bezieht sich ausschließlich auf eine nachträgliche Minimierung bereits gebildeter Schlammengen. Aus verfahrenstechnischer Sicht ist es jedoch sinnvoller, die Schlammmentstehung *"an sich"* zu reduzieren.

Eine Reduzierung der Schlammproduktion bietet neben einer Verringerung der zu entsorgenden Mengen und damit der Entsorgungskosten zudem den Vorteil, dass die vor der Entsorgung der Schlämme nötigen Behandlungsschritte, wie die Faulung und die Entwässerung, im selben Maß reduziert werden können. Somit sinken zusätzlich auch die Kosten für die Schlammbehandlung auf der Kläranlage.

Für eine Reduzierung des Primärschlammmanfalls müsste entweder bereits bei der Abwassereinleitung in die Kanalisation eine Reduzierung der eingebrachten Feststoffe erreicht werden. Dies ist jedoch kaum realisierbar. Durch eine Verkürzung der Aufenthaltszeit des Abwassers in der Vorklärung kann die Menge an anfallendem Primärschlamm ebenfalls reduziert werden, die dadurch nicht abgetrennten Feststoffe würden jedoch nur in die anschließende aerobe Behandlung und somit in den Überschussschlamm verschoben.

Eine Reduzierung des Überschussschlammmanfalls ist jedoch möglich. Dazu muss direkt auf den Prozess der aeroben biologischen Abwasserreinigung Einfluss genommen werden. Dies kann auf verschiedene Weisen durch eine Vorbehandlung des zugeführten Abwassers oder durch eine Beeinflussung der biologischen Anteile im Schlamm geschehen [Ödegaard, H., 2003].

Auf die Möglichkeit der Reduzierung der Überschussschlammproduktion soll im nächsten Kapitel vertieft eingegangen werden.

3 Reduzierung der Überschussschlammproduktion

3.1 Theoretischer Hintergrund

Der in der biologischen Stufe einer Abwasserreinigungsanlage anfallende Überschussschlamm setzt sich aus den beim Abbau organischer Stoffe neu entstandenen Feststoffen sowie aus mit dem Abwasser eingebrachten, eingelagerten Feststoffen zusammen [ATV-DVWK, 2000]. Zum besseren Verständnis der Eingriffsmöglichkeiten zur Reduzierung der Schlammmentstehung wird im Folgenden zunächst genauer auf Prozesse eingegangen, die bei der Überschussschlamm-entstehung eine Rolle spielen. Darauf aufbauend können Eingriffsmöglichkeiten zur Überschussschlammreduzierung entwickelt werden.

3.1.1 Entstehung von Überschussschlamm

Im Belebungsbecken kommt es neben einer Neubildung von Feststoffen durch Wachstum der Mikroorganismen und durch Einlagerung von Feststoffen zeitgleich auch zu einem Abbau von Biomasse durch Autolyse durch die im System enthaltenen Mikroorganismen. Somit ist die insgesamt gebildete Schlammmenge die Summe aus diesen Einzelprozessen:

$$M_{TSS,neu} = M_{TSS,Wachstum} + M_{TSS,Einlagerung} - M_{TSS,Abbau} \quad \text{Glg. 3.1}$$

$M_{TSS,neu}$	insgesamt neu gebildete Feststoffmenge
$M_{TSS,Wachstum}$	durch Biomassewachstum neu entstandene Feststoffmenge
$M_{TSS,Einlagerung}$	Menge an akkumulierten Feststoffen des Abwassers
$M_{TSS,Abbau}$	durch Autolyse abgebaute Biomasse

Die einzelnen Teilmengen sind abhängig von diversen biologischen, chemischen und stöchiometrischen Parametern und Zusammenhängen. So gibt die Abwassertechnische Vereinigung e.V. einen relativ einfachen Zusammenhang zwischen dem biochemischen Sauerstoffbedarf BSB_5 des Abwassers, der Durchflussmenge und der Überschussschlammproduktion an [ATV, 1997]. Hiernach ist:

$$M_{TSS,Wachstum} = Q_{BB} \cdot Y_H \cdot (BSB_{5,0} - BSB_{5,A}) \quad \text{Glg. 3.2}$$

$$M_{TSS,Einlagerung} = Q_{BB} \cdot a \cdot TSS_0 \quad \text{Glg. 3.3}$$

$$M_{TSS,Abbau} = (1 - f_{XI}) \cdot k_{D,H} \cdot X_H \cdot f_T \quad \text{Glg. 3.4}$$

Das Wachstum neuer heterotropher Biomasse $M_{TSS,Wachstum}$ ist dabei abhängig vom heterotrophen Ausbeutekoeffizienten Y_H , vom Durchfluss des Belebungsbeckens mit Abwasser Q_{BB} und vom BSB_5 - Abbau im Belebungsbecken, gegeben

durch die Differenz der BSB_5 Konzentrationen im Zulauf $BSB_{5,0}$ und im Ablauf $BSB_{5,A}$. Der heterotrophe Ausbeutekoeffizient Y_H gibt dabei an, wie viel heterotrophe Biomasse pro abgebauter Masse BSB_5 gebildet wird (kg/kg).

Von den mit dem Abwasser eingebrachten Feststoffen TSS_0 ist ein Teil während der Aufenthaltszeit im System biologisch abbaubar. Der nicht abbaubare Anteil a der eingebrachten Feststoffe TSS_0 bewirkt eine Akkumulation von Feststoffen im Schlamm.

Der Abbau von aktiver heterotropher Biomasse X_H im Belebungsbecken ist abhängig vom Autolysekoeffizienten $k_{D,H}$ der heterotrophen Biomasse. Dieser gibt an, wie schnell Feststoffe in biologisch leicht abbaubare gelöste Substanzen umgesetzt werden können. Er ist stark abhängig von der Umgebungstemperatur, so dass zusätzlich ein Temperaturfaktor f_T mit einbezogen wird. Da bei der Autolyse von Mikroorganismen immer ein Rest inerter, also biologisch nicht umsetzbarer Feststoffe f_{XI} übrigbleibt, wird dies in der Bestimmung von $M_{TSS,Abbau}$ ebenfalls berücksichtigt. Die einzelnen Koeffizienten müssen empirisch bestimmt werden.

Um im Belebungsbecken einen konstanten Feststoffgehalt zu gewährleisten, muss die entnommene Überschussschlammmenge $\ddot{U}S$ gleich der neu gebildeten Schlammmenge $M_{TSS,neu}$ sein. Basierend auf den genannten Beziehungen ist im ATV Arbeitsblatt A 131 unter Berücksichtigung des Schlammalters t_{TSS} für die Kohlenstoffelimination im Belebungsbecken folgender Zusammenhang zwischen der täglich produzierten Überschussschlammmenge und der täglichen BSB_5 -Fracht des Belebungsbeckens $B_{d,BSB}$ gegeben [ATV-DVWK, 2000]:

$$\ddot{U}S = B_{d,BSB} \cdot \left(Y_H + a \cdot \frac{TSS_0}{BSB_{5,0}} - \frac{(1-f_{XI}) \cdot k_{D,H} \cdot Y_H \cdot t_{TSS} \cdot f_T}{1 + k_{D,H} \cdot t_{TSS} \cdot f_T} \right) \quad \text{Glg. 3.5}$$

In dieser Betrachtung der ATV wird für die Beschreibung des Abwassers nur der Summenparameter BSB_5 verwendet. Dieser ist zwar ein weit verbreiteter Parameter, er ist jedoch relativ aufwändig zu bestimmen und gibt keine Informationen über die Zusammensetzung des Abwassers.

Im Jahr 1987 hat eine Arbeitsgruppe der IAWPRC (International Association of Water Pollution Research and Control) unter der Leitung von Mogans Henze ein Modell vorgestellt, welches als Summenparameter den chemischen Sauerstoffbedarf CSB verwendet, das "Activated Sludge Model 1, ASM1" [Henze, M. *et al.*, 1987]. Dieser ist im Vergleich zum BSB_5 deutlich schneller zu bestimmen. Zudem wird in diesem Modell zwischen biologisch leicht, schwer oder nicht abbaubaren Abwasserinhaltsstoffen unterschieden. Eine Schlammbildung aufgrund von Nitrifikation und Denitrifikation wird ebenfalls in diesem Modell berücksichtigt. Ferner geht die Sauerstoffkonzentration im Belebungsbecken mit in die Bestimmung der Überschussschlammproduktion ein. Dieses Modell ist somit deutlich vielschichti-

ger als die Berechnungsformel nach dem ATV Arbeitsblatt A 131, basiert jedoch ebenfalls auf der Grundbeziehung aus Gleichung 3.1.

3.1.2 Möglichkeiten zur Reduzierung der Schlammproduktion

Die Mechanismen der Überschussschlammproduktion bieten verschiedene Angriffspunkte, um eine Reduzierung der im Belebungsbecken anfallenden Überschussschlammmenge zu realisieren.

Eine **Absenkung des heterotrophen Ausbeutekoeffizienten Y_H** führt zu einer Reduzierung der durch Biomassewachstum neu gebildeten Schlammmenge $M_{TSS,Wachstum}$. Dies lässt sich an folgendem Schema verdeutlichen:

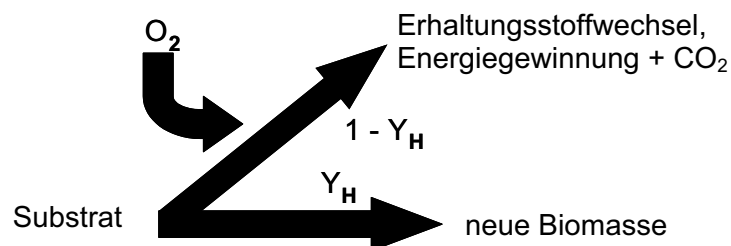


Abbildung 3-1: Schematische Darstellung der Substratausnutzung von heterotrophen Mikroorganismen

Vom eingebrachten, biologisch verwertbarem Substrat wird nur ein Teil (Y_H) in neue Biomasse umgewandelt, der Rest ($1 - Y_H$) wird von den Mikroorganismen unter Sauerstoffverbrauch für den Erhaltungsstoffwechsel und zur Energiegewinnung genutzt [Loosdrecht van, M. C. M. and Henze, M., 1999]. Wenn die im Schlamm enthaltenen Mikroorganismen in der Art gestresst werden, dass sie zur Aufrechterhaltung ihrer Zellstruktur und zur Deckung ihres Energiebedarfs einen erhöhten Substratbedarf haben und/oder ihr Erhaltungsstoffwechsel erhöht wird, reduziert sich zwangsläufig die Menge an Biomasse, die aus dem Substrat gebildet werden kann [Low, E. W. and Chase, H. A., 1999]. Dabei kann eine Stresssituation für die Mikroorganismen auf verschiedene Weise herbeigeführt werden, z.B.:

- *mechanisch* z.B. durch hohe Scherkräfte
- *chemisch* z.B. durch die Behandlung mit Ozon oder durch eine Änderung des pH-Wertes des umgebenden Mediums
- *thermisch*

Dass Mikroorganismen durch eine Verschiebung ihres Stoffwechsels auf äußere Stressbedingungen reagieren, ist in verschiedenen Untersuchungen bestätigt worden, z.B. [Dukan, S. *et al.*, 1996], [Chesney, J. A. *et al.*, 1996], [Dziurla, M. A. *et al.*, 2004]. Eine Veränderung des Stoffwechsels bewirkt meist eine Verschlechterung der Wachstumsbedingungen für die Organismen. Auch eine Zerstörung der Flockenstruktur der im Schlamm enthaltenen Mikroorganismen bedeutet für diese einen äußeren Stressfaktor. Ein Teil des zur Verfügung stehenden Substrates

muss zur Restrukturierung der Flockenverbände verwendet werden und kann somit nicht in neue Biomasse umgesetzt werden.

Die *Autolyse der im Schlamm enthaltenen Feststoffe* ist maßgebend für den Abbau von Biomasse im Belebungsbecken. Dies ist reaktionskinetisch betrachtet der geschwindigkeitsbestimmende Schritt des Abbauprozesses [Lishman, L. A. and Murphy, K. L., 1994]. Durch geeignete Desintegrationsverfahren können die im Schlamm enthaltenen Mikroorganismen zum Teil zerstört werden. Dies ist gleichbedeutend mit einer **Erhöhung des Autolysekoeffizienten $k_{D,H}$** , der Zellzerfall wird beschleunigt. Dadurch erhöht sich die Menge der im Belebungsbecken abgebauten Feststoffe $M_{TSS,Abbau}$. Die durch die Desintegration freigesetzten organischen Zellinhaltsstoffe können von intakten Mikroorganismen zwar als neues Substrat zum Wachstum verwendet werden, da dieses jedoch nur mit dem Ausbeutekoeffizienten Y_H in neue Biomasse umgesetzt wird, verringert sich in der Gesamtbilanz die im System vorhandene Feststoffmenge. Kann durch den Behandlungsschritt zudem der Anteil an nicht abbaubarem Material f_{XI} , das durch die Autolyse freigesetzt wird, verringert werden, reduziert sich die Überschussschlammmenge noch weiter.

Eine **Erhöhung des Schlammalters t_{TSS}** führt ebenfalls zu einer Reduzierung des Überschussschlammansfalls. Da eine Erhöhung des Schlammalters im Belebungsbecken jedoch auch einen zunehmenden Feststoffgehalt im Schlamm bewirkt, ist diese Methode für konventionelle Abwasserreinigungsanlagen mit einem Sedimentationsbecken zur Trennung von Schlamm und gereinigtem Abwasser nur bedingt einsetzbar. Steigende Feststoffgehalte im Schlamm des Belebungsbeckens führen zu einer Verschlechterung der Sedimentationseigenschaften der Schlämme, so dass ggf. eine ausreichende Trennung von gereinigtem Wasser und Feststoffen in der Nachklärung nicht mehr gewährleistet werden kann. Abhilfe kann hier der Einsatz von Membranen zur Trennung von Feststoff und gereinigtem Wasser schaffen. Dadurch ist eine Erhöhung des Feststoffgehaltes im Schlamm auf über 20 g/l möglich, z.B. [Wagner, J. and Rosenwinkel, K.-H., 2000]. Versuche im halbtechnischen Maßstab haben gezeigt, dass durch den Einsatz von Membranbelebungsanlagen im Vergleich mit der Schlammproduktion in konventionellen Verfahren die Überschussschlammproduktion um 50% und mehr reduziert werden kann, [Trouve, E. *et al.*, 1994], [Wagner, J. and Rosenwinkel, K.-H., 2000].

Eine **Änderung der Abwasserzusammensetzung** kann ebenfalls die entstehende Überschussschlammmenge reduzieren. Eine Reduzierung der mit dem Abwasser in das Belebungsbecken eingebrachten Feststoffmenge TSS_0 führt zu einer verminderten Akkumulation dieser Feststoffe im Überschussschlamm. Eine Vorbehandlung des Abwassers z.B. mit Ozon kann dazu führen, dass im Abwasser enthaltene inerte Feststoffe für die Mikroorganismen zugänglich gemacht werden können, was einer Verringerung des Faktors a aus Gleichung 3.3 gleich kommt [Salhi, M. *et al.*, 2003].

3.2 Verfahren zur Reduzierung der Schlammproduktion

Im letzten Jahrzehnt wurden diverse Verfahren hinsichtlich einer möglichen Reduzierung der Klärschlambildung untersucht. Dabei wurden bei allen Verfahren einer oder mehrere der oben beschriebenen Mechanismen zur Reduzierung der Überschussschlammmentstehung angewendet:

3.2.1 Behandlung mit Ozon

Das erste und bisher am ausgiebigsten untersuchte Verfahren zur Reduzierung der Überschussschlammproduktion ist die Behandlung des Schlammes mit Ozon. 1994 wurde von Yasui und Shibata zum ersten Mal im Labormaßstab eine Ozonierung von Überschussschlamm mit dem Ziel durchgeführt, die Überschussschlammproduktion zu reduzieren [Yasui, H. and Shibata, M., 1994]. Dabei wurde eine Laboranlage mit einem Belebungsbeckenvolumen von 2 Litern mit synthetischem Abwasser beschickt. Ein Teil des Schlammes wurde mit unterschiedlicher Frequenz und unterschiedlichen Ozonkonzentrationen behandelt und anschließend in das Belebungsbecken zurück gegeben. Die Überschussschlammproduktion war dabei vor allem von der Behandlungsfrequenz und weniger von der Ozondosis abhängig. Die Überschussschlammproduktion konnte im Labor bei einer täglichen Behandlung von 15 % des gesamten Schlammvolumens fast gänzlich unterbunden werden. Die teilweise bis vollständige Reduzierung der Überschussschlammproduktion durch eine Ozonierung des Schlammes konnte seitdem in verschiedenen halbertechnischen und großtechnischen Untersuchungen bestätigt werden, z.B. [Yasui, H. *et al.*, 1996], [Sakai, Y. *et al.*, 1997], [Ried, A. *et al.*, 2002], [Sievers, M. *et al.*, 2004]. Die Behandlung des Schlammes mit Ozon nimmt dabei auf verschiedene Weise Einfluss auf die Überschussschlammproduktion. Zum Einen werden durch das Ozon die Zellwände von Mikroorganismen aufgeschlossen und somit die Zellinhaltsstoffe in Lösung gebracht [Müller, J. A. *et al.*, 1998]. Dies ist gleichbedeutend mit einer Erhöhung der Hydrolyse der Mikroorganismen. Zum Anderen kann durch die Ozonbehandlung aber auch die biologische Abbaubarkeit der Feststoffe im Schlamm erhöht werden, wodurch die Akkumulation von nichtabbaubaren Feststoffen im Schlamm reduziert wird [Yeom, I. T. *et al.*, 2002], [Salhi, M. *et al.*, 2003].

3.2.2 Thermische Behandlung

Ebenfalls im Jahr 1994 wurde von Canales *et al.* eine thermische Hydrolyse als Möglichkeit zur Reduzierung der Überschussschlammproduktion vorgeschlagen [Canales, A. *et al.*, 1994]. Dies basierte jedoch auf Untersuchungen im Labormaßstab an einer Reinkultur von *Pseudomonas fluorescens* und nicht mit einer Mischkultur verschiedenster Mikroorganismen, wie sie in Schlamm vorkommen. Von dieser Monokultur wurden pro Stunde 5% des Gesamtvolumens für 30 Minuten auf 90°C erhitzt. Dadurch konnte eine Reduzierung des Wachstums von ca. 60%

erzielt werden. Zur Reduzierung von Überschussschlamm ist dieses Verfahren ebenfalls einsetzbar. Durch eine Erhitzung des Schlammes können je nach Behandlungstemperatur die im Schlamm enthaltenen Mikroorganismen abgetötet und die Zellinhaltsstoffe der Mikroorganismen freigesetzt werden. Dabei ist die Freisetzung von organischem Material stark von der Behandlungstemperatur abhängig [Camacho, P. *et al.*, 2003]. Die thermische Behandlung erhöht die biologische Abbaubarkeit des Schlammes [Rocher, M. *et al.*, 1999]. Zugleich wird durch die Erwärmung des Schlammes der heterotrophe Ausbeutekoeffizient Y_H des behandelten Schlammes gesenkt [Camacho, P. *et al.*, 2004]. In einer Pilotanlage mit einem Volumen von 200 Litern konnten Camacho *et al.* zeigen, dass durch eine Erhitzung eines Teils des Schlammes auf 95°C für 45 Minuten eine Reduzierung der Überschussschlammproduktion um bis zu 60 % erzielt werden kann. Eine Modellierung der Versuchsergebnisse ergab jedoch auch, dass bei einer Behandlung von mehr als 20 % des Anlagenvolumens pro Tag durch die Erhitzung neben den positiven Effekten der erhöhten Freisetzung von organischen Zellinhaltsstoffen und der Absenkung des heterotrophen Ausbeutekoeffizienten eine verstärkte Bildung inerter Feststoffe auftritt. Dies führte im Experiment wiederum zu einer Erhöhung der Akkumulation von Feststoffen und damit zu einem Rückgang der Reduzierung der Schlammproduktion [Camacho, P. *et al.*, 2004].

Rocher *et al.* haben eine thermische Behandlung bei relativ niedrigen Temperaturen (60°C) mit einer alkalischen Behandlung des Schlammes kombiniert [Rocher, M. *et al.*, 2001]. Durch Zugabe von NaOH wurde der pH-Wert des Schlammes in der Behandlungsanlage auf pH 10 erhöht. Der Schlamm wurde mit unterschiedlicher Frequenz für 20 Minuten unter diesen Bedingungen beansprucht. Dadurch konnte im Labormaßstab die Überschussschlammproduktion einer Abwasserreinigungsanlage um bis zu 37 % reduziert werden.

3.2.3 Mechanische Beanspruchung

Durch mechanische Zellaufschlussverfahren wie z.B. durch die Behandlung mit Rührwerkskugelmöhlen, Hochdruckhomogenisatoren oder Ultraschallhomogenisatoren lassen sich ebenfalls die Zellwände von Mikroorganismen aufschließen [Müller, J., 1996]. Bisher werden die unterschiedlichen mechanischen Zellaufschlussverfahren überwiegend für die Vorbehandlung von Überschussschlamm vor der anaeroben Stabilisierung verwendet (siehe Kapitel 2.3.1). Durch diese Verfahren wird, wie bei der Ozonbehandlung und dem thermischen Aufschluss, die Autolyse der Biomasse im Schlamm beschleunigt. Während der Einsatz mechanischer Verfahren als Vorbehandlungsschritt vor der anaeroben Stabilisierung relativ gut untersucht ist (siehe Kapitel 2.3.1), liegen bisher jedoch nur wenige Ergebnisse zum Einsatz mechanischer Aufschlussverfahren zur Reduzierung der Überschussschlammproduktion vor. So ist die Möglichkeit, mit mechanischen Beanspruchungen Zellinhaltsstoffe in die wässrige Phase zu überführen, ist inzwischen

zwar sehr gut untersucht, der Einfluss einer mechanischen Schlammbehandlung auf den Ausbeutekoeffizienten Y_H ist bisher jedoch noch nicht untersucht worden. 1996 wurden von Kunz et al. Ergebnisse aus einigen halbtechnischen und großtechnischen Versuchen zum Einsatz mechanischer Desintegrationsverfahren zur Reduzierung der Überschussschlammproduktion veröffentlicht [Kunz et al., 1996]. In einer Modellkläranlage, die mit synthetischem Abwasser betrieben wurde, konnte durch eine mechanische Desintegration mit einer Rührwerkskugelmühle bzw. einem Hochdruckhomogenisator in verschiedenen Versuchen eine Reduzierung der Überschussschlammproduktion von über 70% im Vergleich zu einer parallelen Anlagen ohne Desintegration erzielt werden. Dabei wurden im Mittel 60 % des Schlammes mechanische beansprucht. Auch in kurzen Versuchen auf einer großtechnischen Anlage konnte von diesen Autoren eine Reduzierung der Überschussschlammproduktion erzielt werden. Camcho et al. konnten mit einem Hochdruckhomogenisator in einer Kläranlage im Pilotmaßstab eine Reduzierung der Überschussschlammproduktion von ca. 20 % erreichen. Dazu wurden täglich 20 % des gesamten Anlagenvolumens mit einer Druckdifferenz von 700 bar aufgeschlossen [Camacho, P. et al., 2002a]. Diehm et al. haben ebenfalls auf einer Pilotanlage mit einem Abwasserdurchsatz von ca. 4 m³/d den Einsatz von Ultraschallhomogenisatoren zur Desintegration von Rücklaufschlamm aus dem Absetzbecken in das Belebungsbecken untersucht. Ziel der Behandlung war es ursprünglich, durch die Freisetzung von kohlenstoffhaltigen Zellinhaltsstoffen die Denitrifikation im Belebungsbecken zu unterstützen. Bei diesen Versuchen beobachteten sie jedoch auch eine Reduzierung der Überschussschlammproduktion im so behandelten System [Diehm, B. et al., 2004].

3.2.4 Weitere Verfahren

Neben den bisher genannten Verfahren zur Überschussschlammreduzierung wurden in den letzten Jahren noch eine Reihe weiterer Möglichkeiten zur Reduzierung der Überschussschlammmentstehung untersucht.

Durch starke, **pulsierende elektrische Felder (PEF)** können die Zellwände von Mikroorganismen perforiert werden. Dadurch können Zellinhaltsstoffe aus den Zellen austreten [Angersbach, A. et al., 2000]. Der Einsatz eines solchen Verfahrens auf einer Pilotanlage mit einem Volumen des Belebungsbeckens von 200 Litern führte zu einer Reduzierung der Überschussschlammproduktion um 45 %. Dabei wurden täglich ca. 50 % des Anlagenvolumens mit einem spezifischen Energieeintrag der PEF-Einheit von ca. 77.000 kJ/kg_{TSS} behandelt [Koners, U. H. et al., 2004].

Die Firma Ondeo-Degremont hat ein Verfahren entwickelt, mit dem über einen vorgeschalteten Bioreaktor spezielle Mikroorganismen angereichert werden. Diese produzieren **Enzyme**, welche die Hydrolyse der im Schlamm enthaltenen anderen Mikroorganismen beschleunigen. Durch dieses Verfahren wurden auf einer

Demonstrationskläranlage bis zu 80 % weniger Überschussschlamm produziert [Déleris, S. *et al.*, 2003].

Durch einen **direkten Eingriff in den Stoffwechsel** der im Schlamm enthaltenen Mikroorganismen kann ebenfalls eine Reduzierung des Wachstums erzielt werden. Der Stoffwechsel von Mikroorganismen kann grob in zwei Bereiche eingeteilt werden. Im Katabolismus werden die zur Verfügung stehenden Nährstoffe zunächst unter Energiegewinnung in kleinere Bruchstücke zerlegt, welche anschließend im Anabolismus von der Zelle unter Energieverbrauch zu neuer Biomasse umgesetzt werden. Als Energiespeicher dient allen Mikroorganismen dabei Adenosintriphosphat (ATP) [Schlegel, H. G., 1992]. Durch diverse Chemikalien kann ATP zerstört werden, so dass den Zellen Energie entzogen wird und sie gezwungen werden, mehr Substrat in den Katabolismus zu leiten, um ihren Energiebedarf zu decken. Dadurch wird der Substratbedarf der Zellen erhöht, ohne dass mehr Biomasse entsteht [Liu, Y. and Tay, J.-H., 2001]. Dies entspricht einer Reduzierung des heterotrophen Ausbeutekoeffizienten Y_H . Mayhew und Stephenson konnten durch den Einsatz von 2,4 - Dinitrophenol im Labormaßstab eine Reduzierung der Überschussschlammproduktion um ca. 30 % erzielen [Mayhew, M. and Stephenson, T., 1998]. Chen *et al.* erzielten mit 3,3',4',5 - Tetrachlorosalicylanilide (TCS) eine Reduzierung von ca. 40 % [Chen, G.-H. *et al.*, 2002]. Das Problem beim Einsatz solcher Chemikalien ist jedoch, dass sie zumeist als Umweltgifte wirken und somit nicht mit dem gereinigten Abwasser in die Umwelt gelangen dürfen [Liu, Y. and Tay, J.-H., 2001].

Im Belebungsbecken kommt es neben dem Abbau von Biomasse durch Hydrolyse auch zu einem Verlust von Biomasse durch **räuberische Organismen**. Diese wachsen jedoch sehr langsam und reichern sich bei regelmäßigem Schlammabzug somit nur schwer im Belebungsbecken an, so dass sie entweder gesondert zugegeben werden müssen, oder z.B. als Biofilme auf Filtern, Füllkörpern oder Tropfkörpern im System etabliert werden müssen. Hierzu wurden verschiedene Untersuchungen durchgeführt. Renskin und Rulkens konnten durch den Einsatz von Tropfkörpern, beladen mit Würmern der Gattung *Tubificidae*, eine Reduzierung der Überschussschlammproduktion um bis zu 80 % erreichen. Allerdings verschlechterten sich durch den Einsatz der mit den Würmern bewachsenen Tropfkörper die Nitrifikation und die P - Elimination der Anlage. [Renskin, J. H. and Rulkens, W. H., 1997]. Lee und Welander konnten zeigen, dass in einem System mit einer hohen Anzahl von dispergierten, nicht in Flocken angeordneten Mikroorganismen die Reduzierung der Schlammproduktion durch den Einsatz von Protozoen und Metazoen deutlich höher ist, als in Systemen mit wenigen frei dispergierten Mikroorganismen [Lee, N. M. and Welander, T., 1996].

Bei der Berechnung der Überschussschlammproduktion mit Hilfe des ATV Arbeitsblattes A 131 oder mit dem ASM1 wird davon ausgegangen, dass die in den Flocken angeordneten Mikroorganismen alle ausreichend mit Sauerstoff und

Nährstoffen versorgt werden können. Dies ist jedoch in der Realität nicht der Fall. Sowohl Sauerstoff als auch Nährstoffe können nur durch Diffusion in das Innere einer Schlammflocke gelangen. Abbassi hat den Einfluss der Sauerstoffversorgung der inneren Bereiche einer Schlammflocke auf die Überschussschlammproduktion simuliert. Je höher die **Sauerstoffkonzentration im umgebenden Medium** war, um so besser wurde auch die Sauerstoffversorgung der inneren Regionen der Flocken. Dadurch können mehr der in den Flocken organisierten Mikroorganismen am aeroben Stoffwechsel partizipieren. Da jedoch das Substratangebot konstant blieb, standen somit für die einzelnen Mikroorganismen weniger Substrat zur Verfügung, was in der Gesamtbilanz zu einer geringeren Wachstumsrate führte. Es konnte gezeigt werden, dass je nach Substratkonzentration eine Erhöhung der Sauerstoffkonzentration im umgebenden Medium von 2 mg O₂/l auf 6 mg O₂/l eine Reduzierung der Überschussschlammproduktion um bis zu 50 % bewirkt. Diese Ergebnisse wurden durch Experimente bestätigt [Abbassi, B. et al., 2000]. Einen ähnlichen Effekt nutzt das WWE-bionorm[®]-Verfahren. Hierbei wird zum Einen durch den Einsatz verschiedener, oberflächenaktiver Substanzen die Matrix der Schlammflocken verändert, so dass die Diffusion von Sauerstoff in das Innere der Flocke erleichtert wird. Zum Andern wird durch die Zugabe dieser Substanzen die Koaleszenz der aufsteigenden Gasblasen im Belebungsbecken reduziert, wodurch eine feindispersere Belüftung und somit ein besserer Sauerstoffübergang von der Gasphase in die Flüssigphase möglich wird. Mit diesem Verfahren konnte auf einer Kläranlage mit ca. 17.000 Einwohnergleichwerten eine Reduzierung der Überschussschlammproduktion um rund 45 % erzielt werden [Stark, O., 2004].

3.3 Einfluss der Verfahren auf den Gesamtprozess der biologischen Abwasserreinigung

Neben einer eventuellen Reduzierung der Überschussschlammproduktion können durch die einzelnen Verfahren auch noch andere, wichtige Parameter der biologischen Abwasserreinigung beeinflusst werden. Durch eine verstärkte Freisetzung von organischen, zum Teil biologisch nur schwer oder gar nicht wieder abbaubaren Substanzen durch die meisten Verfahren kommt es häufig zu einer Erhöhung der CSB-Konzentration im Ablauf des Belebungsbeckens CSB_A . Bei Entstehung von feinpartikulären Stoffen durch die Behandlung ist es möglich, dass davon ein Teil nicht wieder in die Flockenstruktur der im Belebungsbecken vorhandenen Mikroorganismen mit eingebunden werden kann. Dies kann zu einem erhöhten TSS im Ablauf und einer damit verbundenen verstärkten Trübung und einer Erhöhung der CSB-Konzentration und der Konzentration an Stickstoff und Phosphat im Ablauf führen. Bei sehr großvolumigen Schlammflocken mit schlechten Absetzeigenschaften kann, wenn durch die Behandlung eine Veränderung der Flockenstruktur erreicht wird, das Absetzverhalten der behandelten Schlämme verbessert werden [Jørgensen, P. E. and Kristensen, G. H., 1996]. Eine Änderung der

Flockenstruktur kann ebenfalls Einfluss auf das Entwässerungsverhalten der behandelten Schlämme nehmen. Eine Änderung der Stickstoff- und Phosphatentfernungsleistung des Prozesses ist möglich, da zum Einen durch einen Zellaufschluss stickstoff- und phosphathaltige Verbindungen in Lösung gebracht werden, die anschließend wieder abgebaut werden müssen. Zum Anderen ist eventuell eine unterschiedliche Wirkung der einzelnen Verfahren auf die für die Nitrifikation, Denitrifikation und P - Entfernung nötigen Mikroorganismen möglich, so dass diese evtl. verstärkt geschädigt werden, was den Gesamtprozess negativ beeinflussen würde. Ein Überblick über die Auswirkung der einzelnen Verfahren auf einen oder mehrere der aufgeführten Betriebsparameter gibt die nachfolgende Tabelle.

Tabelle 3-1: Auswirkung verschiedener Verfahren auf die Überschussschlammproduktion und den Gesamtprozess der biologischen Abwasserreinigung

Verfahren	Maßstab	Überschussschlammreduktion	Einfluss auf den Gesamtprozess	Autor
Ozon	Labor	30%	- CSB_{inert} erhöht - Denitrifikation nimmt zu (theoretische Betrachtung) - Nitrifikation nimmt ab	[Böhler, M. and Siegrist, H., 2003]
Ozon	Labor	70%	- CSB_A erhöht - N-NH₄⁺ Abbau leicht verschlechtert - Absetzeigenschaften verbessert	[Deleris, S. <i>et al.</i> , 2002]
Ozon (Biolytis®O)	Großtechnisch	60%	- CSB-Abbauleistung leicht verschlechtert - Absetzeigenschaften verbessert - PO₄³⁻ Konz. im Ablauf erhöht	[Délérís, S. <i>et al.</i> , 2003]
Ozon	Großtechnisch	bis zu 35%	- Absetzverhalten verbessert - CSB_A erhöht - Entwässerungseigenschaften verbessert	[Ried, A. <i>et al.</i> , 2002]
Ozon	Labor	100%	- CSB_A erhöht - P - Elimination verbessert (theoretische Betrachtung) - Nitrifikation unverändert (theoretische Betrachtung)	[Salhi, M. <i>et al.</i> , 2003]
Ozon	Großtechnisch	100%	keine Angaben	[Sakai, Y. <i>et al.</i> , 1997]
Thermisch (95°C)	Pilotanlage (200 Liter)	Bis zu 60%	- CSB_A erhöht - TSS_A leicht erhöht - Filtrationswiderstand erhöht - N-NO₃⁻ Konz. im Ablauf verringert - N-NO₂⁻ Konz. im Ablauf erhöht - N-NH₄⁺ konz. im Ablauf unverändert - Absetzeigenschaften verbessert	[Camacho, P. <i>et al.</i> , 2003]
Kombination Thermisch (60°C) / pH-Wert	Labormaßstab	ca. 40%	- Reinigungsleistung nicht beeinträchtigt	[Rocher, M. <i>et al.</i> , 2001]

Reduzierung der Überschussschlammproduktion

Mechanisch (Rührwerkskugelmühle + Hochdruck- homogenisator)	Laboran- lage / Groß- technisch (1200 EWG)	Bis > 70%	- Denitrifikation verbessert - Erhöhung des Zinkgehalts im Rücklaufschlamm	[Kunz <i>et al.</i> , 1996]
Mechanisch (Hochdruckhomogeni- sator 700 bar)	Pilotan- lage (200 Liter)	20%	- CSB _A erhöht - TSS _A erhöht - N-NO ₃ ⁻ Konzentration im Ablauf erhöht - Absetzeigenschaften verbessert	[Camacho, P. <i>et al.</i> , 2002b]
Mechanisch (Ultraschall- homogenisator)	Halb- technisch (4 m ³)	Reduzierung des Schlammabzugs, jedoch nicht ge- nauer bilanziert	- CSB _A erhöht - starke Trübung des Ablaufs - N-NO ₃ ⁻ Konz im Ablauf verringert - N-NH ₄ ⁺ Konz. im Ablauf erhöht	[Diehm, B. <i>et al.</i> , 2004]
pulsierende elektri- sche Felder	Pilotan- lage (200 Liter)	45%	- Absetzverhalten verschlechtert	[Koners, U. H. <i>et al.</i> , 2004]
Enzyme (Biolysis®E)	Groß- technisch	60%	- CSB _A erhöht - TSS _A erhöht - PO ₄ ³⁻ Konz. im Ablauf leicht erhöht	[Déleris, S. <i>et al.</i> , 2003]
Chemische Zusätze	Labor	30%	- BSB _{5,A} unverändert	[Mayhew, M. and Stephen- son, T., 1998]
Räuberische Organismen	Labor	60 bis 80%	- Stickstoff- und Phosphat - Konz. im Ablauf erhöht	[Lee, N. M. and Welanders, T., 1996]
Räuberische Organismen	Labor	80%	- Nitrifikation unverändert - Stickstoff- und Phosphat - Konz. im Ablauf erhöht	[Renskin, J. H. and Rulkens, W. H., 1997]
Sauerstoffversorgung + oberflächen aktive Substanzen (WWE-bionorm®)	Groß- technisch	45%	- CSB _A leicht verringert - BSB _{5,A} verringert - N-NO ₃ ⁻ Konz. im Ablauf verringert - Absetzeigenschaften verschlechtert	[Stark, O., 2004]

4 Material und Methoden

4.1 Mechanische Schlammbeanspruchung

In diesem Kapitel werden kurz die in dieser Arbeit verwendeten Geräte zur mechanischen Beanspruchung der Schlämme und ihre Wirkungsweisen vorgestellt. Aufgabe aller eingesetzten Geräte war es, die für die mechanische Beanspruchung und damit für die Zerstörung der Flockenstruktur und die Zerstörung der Zellwände der im Schlamm enthaltenen Mikroorganismen benötigten Kräfte und Energien zur Verfügung zu stellen. Zur weitergehenden Theorie des mechanischen Klärschlammaufschlusses mit diesen Geräten sei auf die, ebenfalls am Institut für Mechanische Verfahrenstechnik der Technischen Universität Braunschweig durchgeführten, Arbeiten von Müller und Lehne verwiesen, in denen ausführliche Betrachtungen zum mechanischen Klärschlammaufschluss durchgeführt wurden [Müller, J., 1996], [Lehne, G., 2001]. Des Weiteren wird beschrieben, wie das Behandlungsergebnis charakterisiert werden kann; auch hier sei zusätzlich auf die oben genannten Arbeiten verwiesen.

4.1.1 Beanspruchungsgeräte

Für die mechanische Beanspruchung der Schlämme wurden folgende Geräte eingesetzt:

4.1.1.1 Ultraschallhomogenisator

Ultraschallhomogenisatoren (UH) bestehen aus drei Hauptkomponenten. Von einem Generator werden hochfrequente Spannungen im Bereich von 20 kHz und höher erzeugt. Diese werden von einem Keramik kristall aus piezoelektrischem Material (Schallwandler) in mechanische Schwingungen umgewandelt. Die Schwingungen werden von einem Schallübertrager (Sonotrode) auf das zu behandelnde Medium übertragen. Dabei kommt es im Medium an der Stirnfläche der Sonotrode in schneller Folge zu wechselnden Über- und Unterdrücken. Wird dabei der Dampfdruck der Flüssigkeit unterschritten, bilden sich Kavitationsblasen aus, die über mehrere Schwingungszyklen wachsen können und bei Erreichen einer kritischen Größe implodieren [Mason, T. J., 1999]. Bei der Implosion der Kavitationsblasen kommt es in der Nähe der Blasen zu extremen Druckstößen von bis zu 500 bar und Temperaturen von mehreren tausend Grad Kelvin. Eine Überlagerung der einzelnen Druckwellen führt zur Bildung energiereicher Wirbel, welche ein Spannungsfeld induzieren, in dem Feststoffpartikel stark auf Scherung beansprucht werden. Das Beanspruchungsergebnis bei der Klärschlammbehandlung mit Ultraschall ist abhängig von der Frequenz, der Leistung des Schallwandlers und der Stirnfläche der Sonotrode [Lehne, G., 2001]. Diese bestimmt die Intensität des Ultraschalls, d.h. wie viel Leistung pro Fläche übertragen wird.

In der vorliegenden Arbeit wurden zwei verschiedene Ultraschallhomogenisatoren verwendet. Für den Einsatz an der kontinuierlich betriebenen Laborkläranlage wurde ein Gerät der Firma Dr. Hielscher, Teltow, vom Typ UIP 1000 verwendet. Dieser hat eine maximale Leistung von 1000 Watt. Als Sonotrode wurde ein Titanzylinder mit einem Durchmesser von 40 mm eingesetzt. Damit ergab sich eine maximale Intensität des Ultraschalls von ca. 80 W/cm². Für den UIP 1000 war es möglich, über einen PC die vom Schallwandler tatsächlich aufgenommene Leistung aufzuzeichnen. Zur Behandlung der Schlämme zur Bestimmung des Einflusses mechanischer Beanspruchungen auf den heterotrophen Ausbeutekoeffizienten wurde zusätzlich auch noch ein Ultraschallhomogenisator der Firma B. Braun Biotech, Melsungen, vom Typ Labsonic L verwendet. Dieser hatte eine maximale Leistung von 200 Watt. Eine Bestimmung der tatsächlich eingesetzten Leistung war bei diesem Gerät nicht möglich. Der Durchmesser der Sonotrode betrug 19 mm, so dass sich eine maximale Schallintensität von 70 W/cm² ergab.

Da sowohl der UIP 1000 als auch der Labsonic L nur diskontinuierlich betrieben wurden, berechnete sich der pro Kilogramm Feststoff eingebrachte Energiebetrag der Geräte in Abhängigkeit vom behandelten Volumen V_{beh} , vom Feststoffgehalt TSS der behandelten Schlämme und von der Beschallungsdauer t_{sonic} wie folgt:

$$E_{spez} = \frac{P \cdot t_{sonic}}{TSS \cdot V_{beh}} \quad [\text{kJ/kg}_{TSS}] \quad \text{Glg. 4.1}$$

Dieser feststoffbezogene Energieeintrag wird als spezifischer Energieeintrag E_{spez} bezeichnet.

Der Homogenisator UIP 1000 wird im Weiteren der Einfachheit halber als *UH 1000* bezeichnet, der Labsonic L als *UH 200*.

4.1.1.2 Rührwerkskugelmühle

Rührwerkskugelmühlen (RWKM) bestehen aus einem mit Mahlkörpern gefüllten Mahlraum. In diesen ragt ein Rotor, der die Mahlkörperschüttung in Rotation versetzt. Rührwerkskugelmühlen verschiedenster Bauformen werden z.B. für Dispergiervorgänge und zur Nassfeinstzerkleinerung von Feststoffen in der Farb- und Lackindustrie oder der pharmazeutischen Industrie eingesetzt. Aber auch für die Zerkleinerung von organischem Material und von Mikroorganismen werden sie seit längerer Zeit genutzt, z.B. [Woodrow, J. R. and Quirk, A. V., 1982], [Bunge, F., 1991]. Das Zerkleinerungsprinzip von Rührwerkskugelmühlen und der Einfluss verschiedener Betriebsparameter auf das Zerkleinerungsergebnis ist in vielen unterschiedlichen Arbeiten ausführlich untersucht und beschrieben worden, z.B. [Stender, H.-H., 2002]. Durch die Rotation der Mahlkörper im Mahlraum kommt es zu Relativbewegungen zwischen den einzelnen Mahlkörpern, wodurch das zu zerkleinernde Material zwischen den Mahlkörpern beansprucht wird. Ist dabei die

übertragene Beanspruchungsenergie ausreichend hoch, kommt es zu einer Zerkleinerung [Kwade, A., 1996].

Bei der in dieser Arbeit eingesetzten Mühle handelt es sich um eine Vollraummühle (Abbildung 4-1) vom Typ LME 4 der Firma Netzsch - Feinmahltechnik, Selb. Bei dieser Mühle ist der Rotor als eine mit Scheiben bestückte Welle ausgeführt.

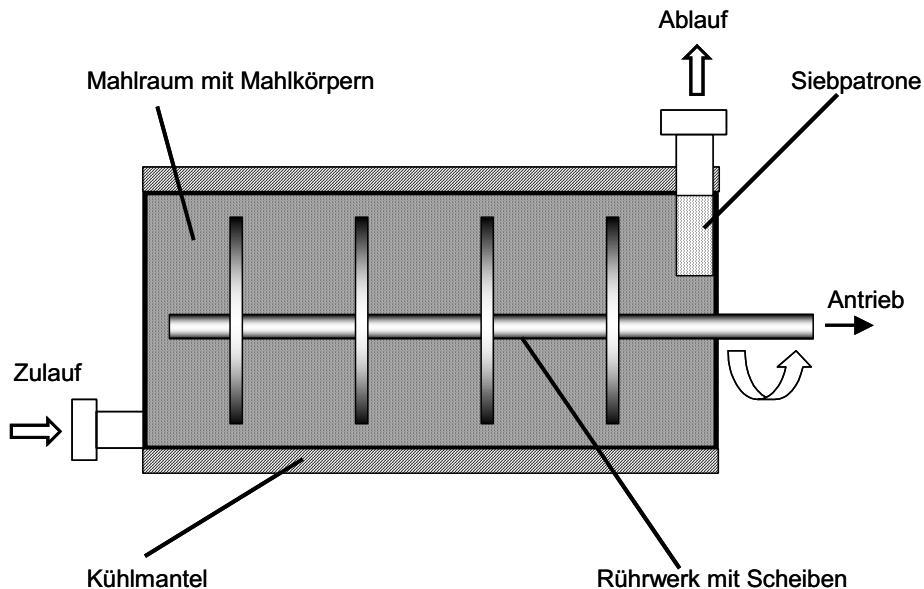


Abbildung 4-1: Schematischer Aufbau einer Vollraumrührwerkskugelmühle

Die Mühle hat ein Mahlraumvolumen von 3,8 Litern und einen Kühlmantel. Sie kann sowohl diskontinuierlich als auch im Durchfluss betrieben werden. Die Mühle ist mit einer Drehmomentmesswelle ausgestattet, um das Betriebsdrehmoment bestimmen zu können. Dies ist für die Berechnung des Energieeintrages erforderlich. Im diskontinuierlichen Betrieb berechnet sich der spezifische Energieeintrag der Mühle über das Betriebsdrehmoment M , das Leerlaufdrehmoment M_0 , die Drehzahl n und die Beanspruchungszeit t_A zu:

$$E_{\text{spez}} = \frac{P \cdot t_A}{V_{\text{beh}} \cdot \text{TSS}} = \frac{(M - M_0) \cdot 2 \cdot \pi \cdot n \cdot t_A}{V_{\text{beh}} \cdot \text{TSS}} \quad [\text{kJ/kg}_{\text{TSS}}] \quad \text{Glg. 4.2}$$

4.1.1.3 Hochdruckhomogenisator

Hochdruckhomogenisatoren (HDH) wurden ursprünglich zur Homogenisierung von Milch in der Molkereiindustrie entwickelt. Sie bestehen im Wesentlichen aus zwei Bauteilen: einer Hochdruckpumpe, mit der die zu behandelnde Suspension auf Drücke von mehreren hundert bar verdichtet werden kann, und der eigentlichen Aufschlusseinheit, dem Homogenisierventil. Ein solches ist in Abbildung 4-2 schematisch dargestellt.

Zwischen dem verstellbaren Ventilkörper und dem festen Ventilsitz befindet sich ein Spalt, durch den die zu behandelnde Suspension vom Betriebsdruck p_B auf Umgebungsdruck p_U entspannt wird. Auf Grund der Kontinuität im Spalt wird dabei die Suspension sehr stark beschleunigt und der Druck nimmt schlagartig ab. Sinkt im Spalt der Druck unter den Dampfdruck der Flüssigkeit, können Kavitationsblasen entstehen. Dadurch wird die Flüssigkeit noch weiter beschleunigt. Beim Zerplatzen der Kavitationsblasen kommt es zu den bereits beim Ultraschallhomogenisator beschriebenen Beanspruchungen der Feststoffe. Zudem herrschen im Homogenisierspalt auf Grund der starken Beschleunigungen hohe Scherkräfte, die eine Schubbeanspruchung der suspendierten Feststoffe bewirken. Am Austritt des Homogenisierspalt trifft die Suspension noch auf eine Prallplatte, wodurch es zusätzlich noch zu einer Prallbeanspruchung der Feststoffe kommt. Wichtigste Beanspruchungsgröße beim Hochdruckhomogenisator ist die Druckdifferenz Δp zwischen Beanspruchungsdruck p_B und Umgebungsdruck p_U .

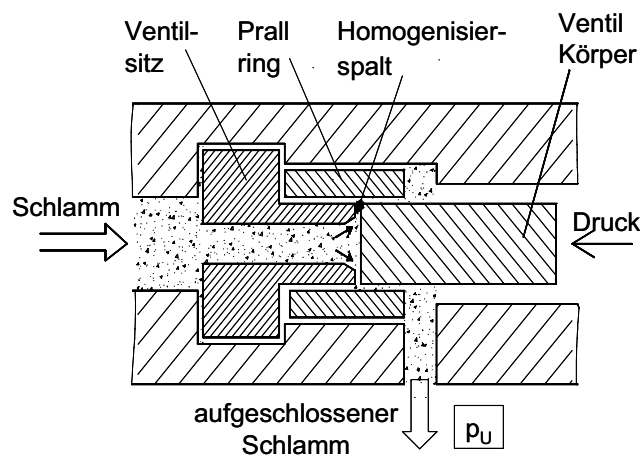


Abbildung 4-2: Schematischer Schnitt durch das Homogenisierventil eines Hochdruckhomogenisators

Der spezifische Energieeintrag berechnet sich bei dem Hochdruckhomogenisator aus der Druckdifferenz Δp und dem Feststoffgehalt der behandelten Suspension:

$$E_{\text{spez}} = \frac{\Delta p}{\text{TSS}} \quad [\text{kJ/kg}_{\text{TSS}}] \quad \text{Glg. 4.3}$$

Auf Grund der meist verwendeten sehr hohen Betriebsdrücke kann anstelle der Druckdifferenz Δp auch vereinfacht der Betriebsdruck p_B eingesetzt werden.

4.1.1.4 Scherspalthomogenisator

Scherspalthomogenisatoren (SSH) werden vor allem zur Dispergierung von Suspensionen verwendet. Sie arbeiten nach dem Rotor/Stator Prinzip. Ein Rotor dreht sich mit hoher Umfangsgeschwindigkeit konzentrisch im Stator. Die Suspension wird dabei in der Regel durch Schlitze im Rotor und im Stator von Innen nach Außen gefördert (Abbildung 4-3). Durch die hohen Relativgeschwindigkeiten zwi-

schen Rotor und Stator und durch die Schlitze in Rotor und Stator werden in der Suspension sehr hohe Turbulenzen und damit Schubspannungen induziert.

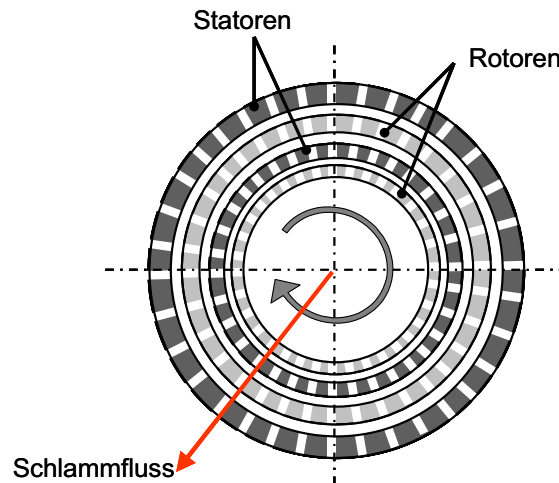


Abbildung 4-3: Schematische Darstellung der Dispergiereinheit eines Scherspalthomogenisators mit zwei Rotoren und zwei Statoren

In dieser Arbeit wurde für die diskontinuierliche Beanspruchung kleinerer Schlamm-mengen ein Gerät der Firma IKA, Staufen, vom Typ Ultra-Turrax T25 verwendet. Dieser besteht aus einem Rotor und einem Stator und kann mit Rotor-drehzahlen zwischen 8.000 und 24.000 min^{-1} betrieben werden. Bei maximaler Drehzahl beträgt die Abgabeleistung 300 Watt . Die Dispergiereinheit dieses Gerätes wird einfach in das zu behandelnde Volumen eingetaucht, die Förderung durch die Rotor/Stator Einheit erfolgt selbsttätig. Der Außendurchmesser des Rotors beträgt 17 mm , der des Stators 25 mm . Dadurch ergeben sich Umfangsgeschwindigkeiten des Rotors von $7,1$ bis $21,4 \text{ m/s}$.

Der Energieeintrag dieses Gerätes in die Suspension berechnet sich wie beim Ultraschallhomogenisator über das behandelte Volumen V_{beh} und die Beanspruchungsdauer t_A zu:

$$E_{spez} = \frac{P \cdot t_A}{V_{beh} \cdot TSS} [\text{kJ/kg}_{TSS}] \quad \text{Glg. 4.4}$$

4.1.2 Bestimmung des Aufschlussergebnisses

Die Auswirkung der mechanischen Beanspruchung auf die Schlammflocken und auf die im Schlamm enthaltenen Mikroorganismen lassen sich über eine Bestimmung der *Reduzierung der Partikelgröße* der Suspension und über die Messung des *Aufschlussgrades* bestimmen.

Zur Bestimmung des Aufschlussgrades wird im Allgemeinen zwischen zwei verschiedene Arten des Aufschlussgrades unterschieden. Zum Einen kann eine Inaktivierung der aeroben Mikroorganismen, gemessen über die Sauerstoff-

verbrauchsrate des behandelten Schlammes, bestimmt werden. Dieser Aufschlussgrad A_S ist eigentlich eher ein Inaktivierungsgrad, da damit nicht eine Zerstörung der Mikroorganismen gemessen, sondern nur eine Reduzierung von Stoffwechselfunktionen bestimmt wird. Da er aber in früheren Arbeiten als Aufschlussgrad bezeichnet wurde, wird diese Bezeichnung aus Gründen der Kontinuität auch in dieser Arbeit verwendet. Eine weitere Möglichkeit, den Aufschlussgrad zu bestimmen, ist die Messung der durch die mechanische Beanspruchung in Lösung gebrachten organischen Bestandteile der Zellen. Hierzu wird als Summenparameter für die organischen Materialien der chemische Sauerstoffbedarf CSB der gelösten organischen Substanzen verwendet. Somit wird dieser Aufschlussgrad auch als A_{CSB} bezeichnet

4.1.2.1 Partikelgrößenverteilung

Die Partikelgrößenverteilung der Schlämme wurde mit Hilfe eines Laserbeugungsspektrometers vom Typ Helos 12 KA der Firma Sympatec, Clausthal - Zellerfeld, bestimmt. Der Messbereich lag zwischen 0,5 und 875 μm . Normalerweise werden in diesem Gerät die zu vermessenden Suspensionen mit Ultraschall vorbehandelt, um eine möglichst gute Dispergierung der Proben zu erreichen. Dies wurde bei der Analyse der Schlämme jedoch nicht durchgeführt, um eine Zerstörung der Flockenstruktur durch die Ultraschallbehandlung während der Messung und damit eine Verfälschung des Ergebnisses auszuschließen.

4.1.2.2 Aufschlussgradmessung

Bestimmung von A_S

Für die Bestimmung des Aufschlussgrades A_S über die Sauerstoffverbrauchsrate des Schlammes wird die Sauerstoffverbrauchsrate des behandelten Schlammes OUR_{beh} auf die Sauerstoffverbrauchsrate des unbehandelten Schlammes OUR_0 bezogen:

$$A_S = \left(1 - \frac{OUR_{beh}}{OUR_0} \right) \cdot 100 \% \quad \text{Glg. 4.5}$$

Die Bestimmung der Sauerstoffverbrauchsrate erfolgte in Anlehnung an die DIN 38 141 - S6. Das in der DIN beschriebene synthetische Abwasser wurde dabei fünffach höher konzentriert, um ein Überangebot an Nährstoffen zu gewährleisten, so dass die gemessenen Sauerstoffverbrauchsraten der Schlämme nicht durch eine eventuelle Substratlimitierung verfälscht wurden. Die zu vermessende Schlammprobe wurde mit sauerstoffgesättigtem, synthetischem Abwasser versetzt, und die Abnahme der Sauerstoffkonzentration im Schlamm auf Grund der Stoffwechselvorgänge der Mikroorganismen wurde gemessen. Im linearen Bereich der Abnahme der Sauerstoffkonzentration ΔO_2 in der Probe entspricht nach DIN die Abnahme der Konzentration der Sauerstoffaufnahme des Schlammes. Die

Messung wurde mit einer automatisierten Sauerstoffkonzentrationsmessung OXI 3000 der Firma WTW, Weilheim, durchgeführt. Da die Sauerstoffverbrauchsrate als Maß für die Stoffwechselaktivität der im Schlamm enthaltenen Mikroorganismen verwendet werden soll, müssen beim Vergleich verschiedener Schlämme die gemessenen Werte normalerweise noch auf den Anteil an organischen Feststoffen im Schlamm bezogen werden. Durch die Zugabe des synthetischen Abwassers kommt es zudem zu einer Verdünnung der Schlämme, dies muss ebenfalls berücksichtigt werden. Es wird hier davon ausgegangen, dass durch die mechanische Behandlung der Anteil an organischen Feststoffen im Schlamm nicht verändert wird. Zudem wurden immer nur Schlämme mit gleichem organischen Feststoffanteil miteinander verglichen. Somit ist bei der Bestimmung der Sauerstoffaufnahme nur die Konzentrationsänderung durch die Verdünnung mit synthetischem Abwasser v_{AW} zu berücksichtigen:

$$OUR = \frac{\Delta O_2}{t_{\text{Mess}}} \cdot v_{AW} \text{ [mg/(l} \cdot \text{min)]} \quad \text{Glg. 4.6}$$

Bestimmung von A_{CSB}

Werden durch die mechanische Behandlung die Zellwände der im Schlamm enthaltenen Mikroorganismen zerstört, kommt es zu einer Freisetzung von organischen Zellinhaltsstoffen. Dadurch wird der chemische Sauerstoffbedarf der flüssigen Phase des Schlammes erhöht. Die Differenz zwischen dem CSB im Schlammwasser nach der Behandlung CSB_{beh} und vor der Behandlung CSB_0 entspricht der Menge an freigesetztem CSB. Um die Effizienz der Behandlung hinsichtlich der CSB-Freisetzung bestimmen zu können, muss die durch die Behandlung freigesetzte Menge noch mit einer maximal möglichen Freisetzung verglichen werden. Hierzu wird ein Laugenaufschluss des Schlammes durchgeführt. Der Schlamm wird dabei im Verhältnis 1:1 mit 1-molarer Natronlauge versetzt und für 10 Minuten auf 90°C erwärmt. Die dadurch in die Flüssigphase übergegangene Menge an CSB CSB_{NaOH} wird als Maximalaufschluss definiert [Müller, J., 1996]. Damit kann der *Aufschlussgrad* A_{CSB} wie folgt berechnet werden:

$$A_{CSB} = \frac{CSB_{beh} - CSB_0}{CSB_{NaOH} - CSB_0} \cdot 100 \% \quad \text{Glg. 4.7}$$

Eine Beschreibung der Bestimmung der CSB-Konzentration in der Flüssigphase der einzelnen Proben der Schlämme erfolgt in Kapitel 4.2.2.

4.2 Analytik

4.2.1 Bestimmung der Feststoffgehalte im Schlamm

Als maßgebliche Feststoffgehalte wurden in dieser Arbeit die suspendierten Feststoffe (*suspended solids* SS) verwendet. Um diese bestimmen zu können, wurden 25 ml Schlamm bei einer Zentrifugalbeschleunigung von 3.700 g für 20 Minuten zentrifugiert. Der Überstand wurde vorsichtig verworfen, das Pellet in deionisiertem Wasser resuspendiert, in einen Porzellantiegel überführt und anschließend bei 105°C bis zur Gewichtskonstanz getrocknet. Das getrocknete Pellet wurde in einem Exsikkator auf Raumtemperatur abgekühlt und mit einer Analysenwaage auf 0,0001 Gramm genau gewogen. Aus dem Gewicht des getrockneten Pellets $M_{105^\circ\text{C}}$ und dem verwendeten Volumen von 25 ml ergibt sich der Gehalt an insgesamt suspendierten Feststoffen TSS (*total suspended solids*) zu:

$$\text{TSS} = \frac{M_{105^\circ\text{C}}}{0,025} \left[\frac{\text{g}}{\text{l}} \right] \quad \text{Glg. 4.8}$$

Wird das getrocknete Pellet anschließend bei 550°C für 2 Stunden geglüht, veraschen die organischen Bestandteile und man erhält den Anteil mineralischer Feststoffe im Schlamm MSS (*mineral suspended solids*):

$$\text{MSS} = \frac{M_{550^\circ\text{C}}}{0,025} \left[\frac{\text{g}}{\text{l}} \right] \quad \text{Glg. 4.9}$$

Die Differenz zwischen gesamten suspendierten Feststoffen und mineralischen Feststoffen ist der Anteil organischer, bei 550°C veraschbarer Feststoffe VSS (*volatile suspended solids*):

$$\text{VSS} = \text{TSS} - \text{MSS} \left[\frac{\text{g}}{\text{l}} \right] \quad \text{Glg. 4.10}$$

Alle Feststoffbestimmungen erfolgten als Dreifachmessung, d.h. von einer homogenisierten Schlammprobe wurden parallel drei Feststoffbestimmungen durchgeführt, von denen der Mittelwert gebildet wurde.

4.2.2 CSB

Bei der Bestimmung des CSB einer Probe muss unterschieden werden, ob es sich um eine feststofffreie Probe handelt, oder ob in der Probe feinpartikuläre Feststoffe suspendiert sind. Ist dies der Fall, wird der CSB als $\text{CSB}_{\text{total}}$ bezeichnet. Der $\text{CSB}_{\text{total}}$ einer feststoffhaltigen Probe wurde lediglich vom Abwasser und in einigen Versuchen auch vom Überstand sedimentierter Schlämme bestimmt (siehe auch Kapitel 4.4.4). In allen anderen Fällen wurde der gelöste CSB ($\text{CSB}_{\text{gelöst}}$) gemessen. Hierfür wurden 10 ml des entsprechenden Schlammes für 10 Minuten bei 10.000 g zentrifugiert. Anschließend wurde der Überstand über Filter aus Zellulo-

seazetat mit einer Porengröße von 0,45 µm filtriert. Die Filter wurden vorher mit ungefähr 500 ml deionisiertem Wasser gespült, um evtl. als CSB messbare Verunreinigungen auszuwaschen.

Die Bestimmung des CSB - Gehalts sowohl der feststoffhaltigen als auch der filtrierten Proben erfolgte mit Hilfe photometrischer Küvettentests nach DIN 38409 - H41 der Firma Aqualytic, Dortmund.

4.2.3 Schlammeigenschaften

Als wichtige Schlammeigenschaften wurden das Absetzverhalten der Schlämme in einem Sedimentationsgefäß sowie der Konditionierungsmittelbedarf und das Entwässerungsverhalten analysiert. Zur Beschreibung des Absetzverhaltens wurde der Schlammvolumenindex *ISV* verwendet. Als Maß für das Entwässerungsverhalten wurde die kapillare Fließzeit *CST* (capillary suction time) bestimmt. Sowohl die Bestimmung vom Schlammvolumenindex als auch der kapillaren Fließzeit erfolgten an Hand der amerikanischen Standard Methoden zur Charakterisierung von Wasser und Abwasser [AWWA *et al.*, 1999]

Schlammvolumenindex ISV

In einem 1 Liter Standzylinder wird ein Liter Schlamm für 30 Minuten sedimentiert. Das Volumen V^{30} der nach 30 Minuten abgesetzten Feststoffe wird auf den Feststoffgehalt des Schlammes bezogen und ergibt den Schlammvolumenindex:

$$ISV = \frac{V^{30}}{TSS} \left[\frac{ml}{g} \right] \quad \text{Glg. 4.11}$$

Bei sehr schlecht absetzbaren Schlämmen mit einem $V^{30} > 500$ ml wurden die Schlämme mit dem feststofffreien Ablauf der jeweiligen Kläranlagen verdünnt. Die Verdünnung wurde entsprechend in die Berechnung des *ISV* mit einbezogen.

Konditionierung und kapillare Fließzeit CST

Die im Schlamm suspendierten Feststoffe liegen zum großen Teil in Flocken strukturiert vor und besitzen eine sehr große Oberfläche. Zudem weisen sie zumeist eine negative Oberflächenladung auf, so dass sie sich gegenseitig abstoßen und somit eine stabile Suspension bilden. Durch Zugabe von Konditionierungsmitteln kann diese Oberflächenladung neutralisiert werden. Dadurch wird die Suspension entstabilisiert und lässt sich besser entwässern.

Die Konditionierung der Schlämme erfolgte in dieser Arbeit mit $FeCl_3$. Die benötigte Konditionierungsmittelmenge wurde durch Messung des Strömungspotentials der Schlämme bestimmt. Dieses stellt ein Maß für die Oberflächenladung von Schlämmen dar. Dazu wurde ein Gerät vom Typ SC 4200 der Firma Milton Roy verwendet. Ist das Strömungspotential einer Suspension gleich Null, ist eine optimale Konditionierung der Suspension gegeben [Dentel, S. K. and Abu-Orf, M. M.,

1993]. Das verwendete Messgerät ist für den kontinuierlichen Betrieb konstruiert. Deshalb wurde die zu vermessende Probe in einen gerührten Speicherbehälter gegeben und aus diesem durch das Strömungspotentialmessgerät und wieder zurück in den Speicherbehälter gepumpt. Durch schrittweises Zudosieren einer Stammlösung des Konditionierungsmittels konnte die Menge an FeCl_3 bestimmt werden, die bis zum Erreichen des Wertes Null benötigt wurde. Eine ausführliche Beschreibung der verwendeten Einrichtung findet sich in der Arbeit von Müller [Müller, J., 1996].

Die kapillare Fließzeit *CST* (*capillary suction time*) wurde mit einem vom Institut für Siedlungswasserwirtschaft der TU - Braunschweig gebauten CST - Messgerät bestimmt (siehe Abbildung 4-4). Dieses besteht aus einem quadratischen Untersatz, in welcher ein Filterpapier eingelegt wird. Auf das Filterpapier wird ein Deckel mit zwei Elektroden und einer runden Öffnung, in welche ein Hohlzylinder mit einem Innendurchmesser von 10 mm eingesetzt werden kann, aufgesetzt. Die Elektroden sind in einem Abstand von 10 mm versetzt angeordnet und mit einer Stoppuhr verbunden. Über den Hohlzylinder wird das Probenvolumen auf das Filterpapier aufgegeben. Die Flüssigkeit breitet sich auf Grund der Kapillarkräfte im Filtermedium kreisförmig um den Hohlzylinder aus. Erreicht sie die erste Elektrode, wird die Stoppuhr aktiviert. Beim Erreichen der zweiten Elektrode wird die Uhr angehalten. Die gemessene Zeit ist die kapillare Fließzeit *CST*.



Abbildung 4-4: Messgerät zur Bestimmung der kapillaren Fließzeit *CST*

4.2.4 Sonstige Parameter

Stickstoff und Gesamtphosphat

Im Abwasser und im Ablauf der Kläranlagen wurden mit Hilfe von photometrischen Küvettentests der Firma Aqualytic die Gesamtstickstoff - Konzentration N_{ges} nach DIN 38405 - D9, die Ammoniumstickstoff - Konzentration $N\text{-NH}_4^+$ nach DIN 38406 - E5 und die Konzentration an Gesamtphosphat P_{ges} nach DIN 38405 - D11 gemessen. Da die verwendeten Tests nicht für feststoffhaltige Proben geeignet waren, wurden nur die Konzentrationen in der flüssigen Phase be-

stimmt. Die Aufbereitung der Proben erfolgte hierfür analog zu den Proben zur Bestimmung des gelösten CSB.

Trübungsmessung

Für die Trübungsmessung an Überständen sedimentierter Schlämme wurde ein Trübungsmessgerät vom Typ TURB 350 IR der Firma WTW, Weilheim, verwendet. Durch feinpartikuläre Feststoffe in der zu vermessenden Probe kommt es beim Durchleuchten in der Messeinheit auf Grund von Reflektionen und Streuungen an den Partikeln zu einer Abschwächung des durch die Probe hindurchtretenden Lichtes. Die Abschwächung ist proportional zur Trübung der Probe. Durch eine Kalibrierung mit unterschiedlichen Standards bekannter Trübung ist eine qualitative Beurteilung der Trübung in Form eines Trübungsäquivalents *NTU* (*number of turbidity*) möglich. Eine genaue Angabe über den Feststoffgehalt oder die Partikelgröße der Feststoffe wird dabei nicht gegeben. Die Messungen wurden als Dreifachbestimmung durchgeführt.

4.3 Bestimmung des Ausbeutekoeffizienten Y_H mittels Respirationsmessungen

4.3.1 Messprinzip

Wie in Kapitel 3.1.2 und in Abbildung 3-1 (siehe Seite 10) dargestellt, setzen Mikroorganismen nur einen Teil des zur Verfügung stehenden Substrates in neue Biomasse um, der Rest wird im Stoffwechsel unter Sauerstoffaufnahme veratmet. Der Anteil des veratmeten Substrats am insgesamt aufgenommen Substrat beträgt dabei $1 - Y_H$. Die Substratströme in der Zelle selbst können nicht genau gemessen werden. Wird jedoch davon ausgegangen, dass das Substrat, welches nicht in Biomasse umgesetzt wird, vollständig zu CO_2 veratmet wird, ist die Menge an aufgenommenem Sauerstoff äquivalent zur Menge an veratmeten Kohlenstoffverbindungen. Somit gilt in Anlehnung an Abbildung 3-1 nach [Sollfrank, U. and Gujer, W., 1991]:

$$1 - Y_H = \frac{\text{Substrat veratmet}}{\text{Substrat aufgenommen}} = \frac{\text{O}_2 \text{ aufgenommen}}{\text{Substrat aufgenommen}}$$

Wird einem Schlamm Substrat zugegeben, so kann eine Erhöhung der Sauerstoffaufnahme gemessen werden (siehe Abbildung 4-5). Solange ausreichend Substrat vorhanden ist, bleibt die Sauerstoffaufnahme erhöht. Wenn der Großteil des zugegebenen Substrates von den im Schlamm enthaltenen Mikroorganismen verbraucht worden ist, fällt die Sauerstoffaufnahme wieder ab.

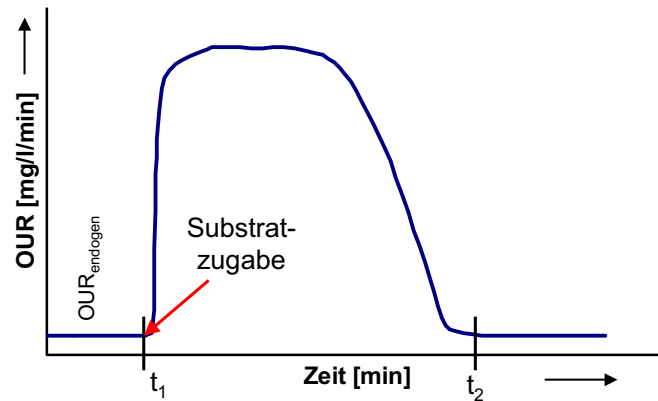


Abbildung 4-5: Änderung der Sauerstoffaufnahme eines Schlammes nach Substratzugabe

Auch in Schlämmen, die kein für die heterotrophen Mikroorganismen verwertbares Substrat enthalten, kann eine Sauerstoffaufnahme gemessen werden, wenn auch auf niedrigem Niveau. Diese Grundatmung wird in der Literatur oft auch als endogene Atmung $OUR_{endogen}$ bezeichnet. Sie ist gekoppelt an verschiedene Prozesse, die in einem Schlamm auch ohne externes Substratangebot ablaufen. Die meisten Mikroorganismen bilden bei Substratüberangebot Substratspeicher aus, welche bei Substratmangel wieder veratmet werden [Karahen-Gül, Ö. *et al.*, 2002]. Des Weiteren sind im Schlamm auch höhere Mikroorganismen enthalten, die in räuberischer Form leben. Sie benötigen somit kein externes gelöstes Substrat, verbrauchen aber dennoch Sauerstoff. Außerdem kommt es im Schlamm parallel zum Wachstum auch immer zu einem Absterben und einem Zerfall von Mikroorganismen. Diese Prozesse verbrauchen ebenfalls Sauerstoff und die dabei freigesetzten Stoffe können von anderen Organismen veratmet werden [Loosdrecht van, M. C. M. and Henze, M., 1999]. Somit muss die endogene Atmung bei der Ermittlung des Ausbeutekoeffizienten von der Atmungsaktivität beim Abbau des zugegebenen Substrates abgezogen werden. Wenn als Maß für die Menge an Substrat der CSB eines Substrates gesetzt wird, kann in Anlehnung an Abbildung 4-5 der heterotrophe Ausbeutekoeffizient über die Messung der Sauerstoffaufnahme und die Menge des aufgenommenen $CSB_{aufgenommen}$ bestimmt werden zu:

$$Y_H = 1 - \frac{\int_{t_1}^{t_2} (OUR - OUR_{endogen})}{CSB_{aufgenommen}} \quad \text{Glg. 4.12}$$

Die Menge an aufgenommenem CSB ist dabei die Summe des zu Versuchsbeginn im Schlamm enthaltenen, gelösten CSB und dem zugegebenem CSB abzüglich des am Ende noch im Schlamm enthaltenen, gelösten CSB:

$$CSB_{aufgenommen} = CSB_{t_1} + CSB_{Substrat} - CSB_{t_2} \quad \text{Glg. 4.13}$$

Über einen Vergleich der Ausbeutekoeffizienten eines mechanisch behandelten Schlammes mit einem unbehandelten Schlamm kann die Änderung des Ausbeutekoeffizienten ΔY_H auf Grund der mechanischen Beanspruchung bestimmt werden:

$$\Delta Y_H = \left(1 - \frac{Y_H^{\text{beh}}}{Y_H^{\text{unbeh}}} \right) \cdot 100\% \quad \text{Glg. 4.14}$$

Die zur kontinuierlichen Messung der Sauerstoffaufnahme benötigten Versuchsaufbauten sind im Folgenden beschrieben.

4.3.2 Aufbau der Respirometer und Durchführung der Versuche

In Anlehnung an das von Spérandio und Paul beschriebene "sequenced batch respirometer" [Spérandio, M. and Paul, E., 2000] wurden in dieser Arbeit zwei ähnliche Systeme zur kontinuierlichen Messung der Sauerstoffaufnahme konstruiert. Das zum Betrieb benötigte Steuerungsprogramm wurde ebenfalls selbst programmiert. In Abbildung 4-6 ist der prinzipielle Aufbau eines Respirometers dargestellt.

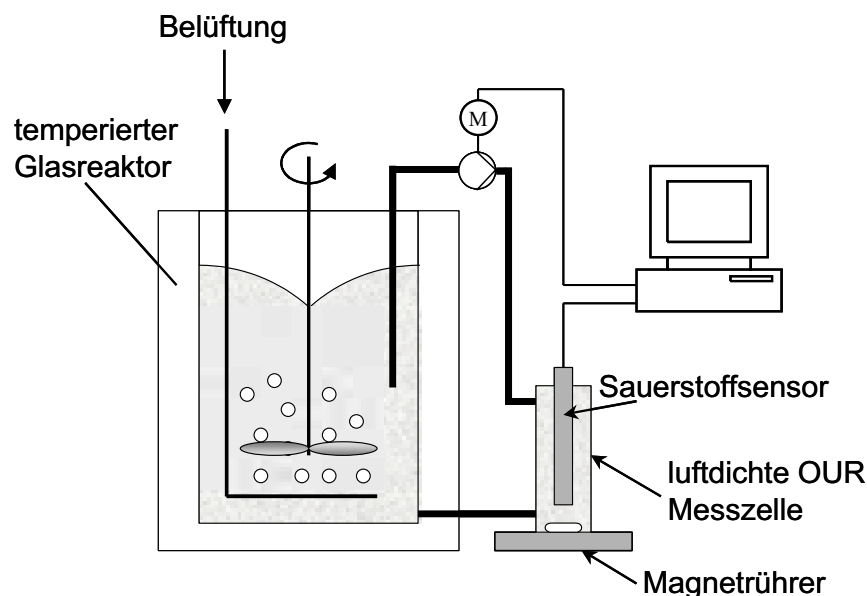


Abbildung 4-6: Schematischer Aufbau eines Respirometers zur kontinuierlichen Messung der Sauerstoffaufnahme

In einem Glasreaktor mit Temperiermantel und einem Volumen von 2,5 Litern wurde der zu vermessende Schlamm kontinuierlich gerührt und belüftet. Ein Teilstrom des Schlammes wurde über eine Schlauchpumpe in eine luftdichte Messzelle gepumpt. In dieser befand sich ein Sauerstoffsensor, über den die Sauerstoffabnahme in der Messzelle bestimmt wurde. Die Abnahme der Sauerstoffkonzentration ist, wie in Kapitel 4.1.2.2 dargestellt, äquivalent zur Sauerstoffaufnahme des Schlammes. Wenn die Messzelle mit ausreichend frisch

belüftetem Schlamm gefüllt war, erkennbar an einer hohen Sauerstoffkonzentration im Schlamm, schaltete die Schlauchpumpe ab und die Sauerstoffaufnahme wurde gemessen. Wenn die Sauerstoffkonzentration in der Messzelle unter einen vorgegebenen Schwellenwert sank, wurde die Pumpe erneut gestartet und die Messzelle mit frisch belüftetem Schlamm gefüllt, etc. Die Differenz der Sauerstoffkonzentration im Schlamm zwischen Abschalten der Pumpe nach Füllen der Respirationskammer und wieder Anschalten, um frisch belüfteten Schlamm in die Respirationskammer zu fördern, wurde auf mindestens $2 \text{ mgO}_2/\text{l}$ eingestellt. Neben einer Temperierung des Schlammes im Glasreaktor konnte zusätzlich über eine pH - Regelung (nicht dargestellt) der pH - Wert des Schlammes konstant gehalten werden. Von diesen Respirometern standen zwei Systeme zur Verfügung, so dass parallel die heterotrophen Ausbeutekoeffizienten eines mechanisch beanspruchten und eines unbehandelten Schlammes gemessen werden konnten.

Die Versuchsdurchführung zur Bestimmung des Einflusses mechanischer Beanspruchungen auf den Ausbeutekoeffizienten kann in drei Phasen eingeteilt werden:

1) Vorbereitung des Schlammes

Der für den Versuch einzusetzende Schlamm musste zunächst so weit ausgezehrt werden, dass kein externes Substrat im Schlammwasser mehr zur Verfügung stand und die Atmungsrate im Schlamm der endogenen Atmung entsprach. Dazu wurde am Vorabend des Versuchs die benötigte Menge Schlamm mit 20 mg/l Alythioharnstoff *ATU* und Nährsalzen versetzt und über Nacht belüftet, so dass alles evtl. noch im Schlamm gelöste Substrat veratmet wurde. Die Zusammensetzung der Nährsalzmischung ist weiter unten beschrieben. Die Zugabe von *ATU* erfolgte, um im Versuch Nitrifikationsprozesse zu unterbinden, da diese ebenfalls Sauerstoff verbrauchen und somit die Sauerstoffaufnahme verfälscht hätten. Durch Zugabe der Nährsalze wurde sichergestellt, dass keine Limitierung an Nährsalzen eintreten konnte. Am Morgen des Versuchstages wurde vom Schlamm eine Probe zur Bestimmung des Feststoffgehaltes und des gelösten CSB entnommen. Der Rest des Schlammes wurde gleichmäßig auf die beiden Respirometer aufgeteilt, um in mehreren Zyklen die endogene Sauerstoffaufnahme OUR_{endogen} messen zu können.

2) Durchführung der Schlammbeanspruchung

Der Schlamm eines Respirometers wurde mit dem entsprechenden Gerät und den jeweiligen Beanspruchungsparametern mechanisch behandelt. Anschließend wurde eine Probe zur Bestimmung der Aufschlussgrade A_S und A_{CSB} entnommen.

3) Messung von $OUR = f(t)$ nach Substratzugabe im behandelten und unbehandelten Schlamm

Der behandelte Schlamm wurde zurück in das Respirometer gegeben. Die behandelte Probe und die Nullprobe wurden unter Zugabe von Extrasubstrat hinsichtlich

ihrer Sauerstoffaufnahme analysiert. Die Messung wurde über Nacht bis zum Erreichen konstanter Werte der Sauerstoffaufnahme durchgeführt. Zu diesem Zeitpunkt war ein Großteil des zugegebenen Substrates aufgezehrt. Während der Messung wurde der Schlamm auf 20°C temperiert und der pH - Wert auf pH 7,5 geregelt. Aus beiden Systemen wurden nach der Messung Proben zur Bestimmung des CSB und des Feststoffgehaltes entnommen.

Das Extrasubstrat und die zu Beginn des Versuches zugegebene Nährsalzmischung waren wie folgt zusammengesetzt:

<u>Extrasubstrat</u>		<u>Nährsalzmischung:</u>	[mg/l]
Natriumazetat	46 mg/l	(NH ₄) ₂ SO ₄	77,2
Ethanol	33 mg/l	NaCl	7
Pepton	160 mg/l	CaCl ₂ *2 H ₂ O	4
Fleischextrakt	110 mg/l	MgSO ₄ *7 H ₂ O	2
Agitan 301	1,1 ml/l	K ₂ HPO ₄	28

Das Extrasubstrat wurde in Form einer hochkonzentrierten Stammlösung täglich frisch angesetzt, von der anschließend jeweils 25 ml in die Respirometer gegeben wurden, so dass die oben angegebenen Konzentrationen in den Respiometern erreicht wurden. Da es, vor allem in dem mechanisch beanspruchten Schlamm, nach der Substratzugabe in ersten Versuchen zu starker Schaumbildung kam, wurde dem Extrasubstrat noch ein Anti-Schaummittel zugegeben. Das verwendete Mittel Agitan 301 der Firma Münzing Chemie, Heilbron, hatte sich in Vorversuchen als gut biologisch abbaubar herausgestellt, so dass es ebenfalls als Substrat betrachtet werden konnte. Von jeder verwendeten Stammlösung wurde die CSB - Konzentration bestimmt, so dass für die Auswertung genau bekannt war, wie viel $CSB_{Substrat}$ bei den einzelnen Versuchen in die Respirometer gegeben wurde.

4.4 Laborkläranlage

Von den hier beschriebenen Kläranlagen wurden vier Anlagen parallel betrieben. Da für jeden Versuch immer eine unbehandelte Kontrollanlage und eine Anlage mit mechanischer Beanspruchung gebraucht wurden, konnten somit entweder zeitgleich drei verschiedene Behandlungsparameter parallel zu einer Kontrollanlage untersucht werden, oder zeitversetzt zwei verschiedene Behandlungsparameter mit jeweils einer parallel laufenden Kontrollanlage.

4.4.1 Aufbau

Die Laborkläranlagen (siehe Abbildung 4-7 und Abbildung 4-8) bestanden aus einem Belebungsbecken mit einem Füllvolumen von 25 Litern und einem Denitrifikationsbecken (*DeNi*) mit einem Füllvolumen von 11 Litern. Die Denitrifikationsbe-

cken wurden über Rührwerke durchmischt. Wie in Abbildung 4-7 gezeigt, wurde die Denitrifikation als vorgeschaltete Denitrifikation ausgeführt. In einigen Versuchen wurden die Anlagen ohne Denitrifikation betrieben, hier entfiel entsprechend das DeNi - Becken.

Das verwendete Abwasser wurde in einem Vorlagebehälter gelagert und über Schlauchpumpen in die DeNi - Becken gefördert. Diese waren über einen füllstandsgesteuerten Überlauf mit den Belebungsbecken verbunden. Die Schlauchpumpen wurden dabei getaktet betrieben. Dadurch konnten größere Schlauchquerschnitte gewählt werden, was die Gefahr der Verstopfung der Schläuche verringerte. Die Kläranlagen waren mit zwei keramischen Membranen zum Abzug des gereinigten Wassers aus den Anlagen ausgestattet. Dadurch konnte auf ein Sedimentationsbecken verzichtet werden.

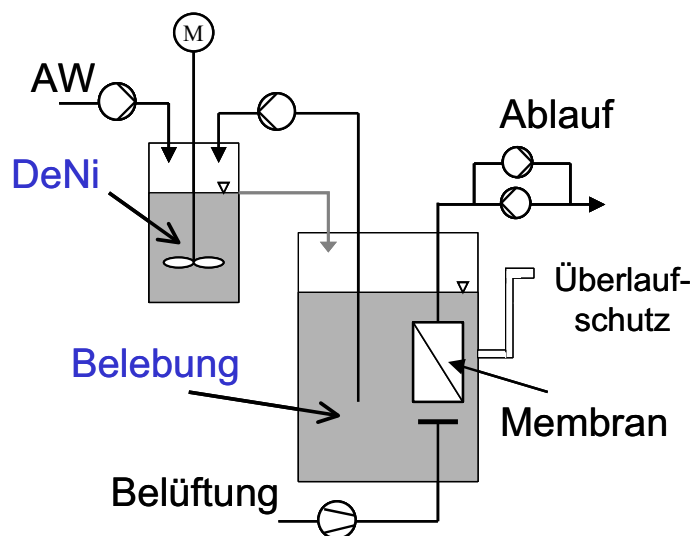


Abbildung 4-7: Schematischer Aufbau einer Laborkläranlage mit vorgeschalteter Denitrifikation

Die Membranen wurden als Unterdruckmembranen betrieben, der Flüssigkeitsabzug erfolgte über saugseitig angebrachte Schlauchpumpen. Die Förderrichtung dieser Schlauchpumpen wurde alle 9 Minuten für eine Minute umgeschaltet. Dadurch wurden die Membranen rückgespült und gereinigt. Um zu vermeiden, dass bei der Rückspülung Luft in die Membranen eindringen konnte, erfolgte die Rückspülung aus einem Puffervolumen, welches hinter den Pumpen angeordnet war. Die Belüftung der Anlage war direkt unter den Membranen positioniert. Da die Membranen in einem PVC - Gehäuse eingehängt waren, welches in die Anlagen getaucht wurde, wurde eine starke Aufwärtsströmung in dem Gehäuse erzielt, was zum Einen die auf den Membranen haftenden Feststoffe abspülte und zum Anderen eine gute Durchmischung der Kläranlage bewirkte. Das abgezogene gereinigte Abwasser wurde für jede Anlage getrennt in Sammelbehältern aufgefangen. Auf Grund der Entkoppelung von Abwasserzufuhr und Abzug des gereinigten Abwassers bestand die Gefahr, dass die Anlagen bei Ausfall des Abwasserabzugs über-

liefen. Um ein unkontrolliertes Überlaufen der Kläranlagen zu verhindern, waren alle Anlagen mit einem Überlaufschutz versehen, über den eventuell überlaufende Schlammengen gezielt in Sammelbehältern aufgefangen werden konnten. Dadurch konnte im Falle eines Überlaufens das übergelaufene Volumen bestimmt werden, so dass dieses mit in die Bilanzierung einbezogen werden konnte.

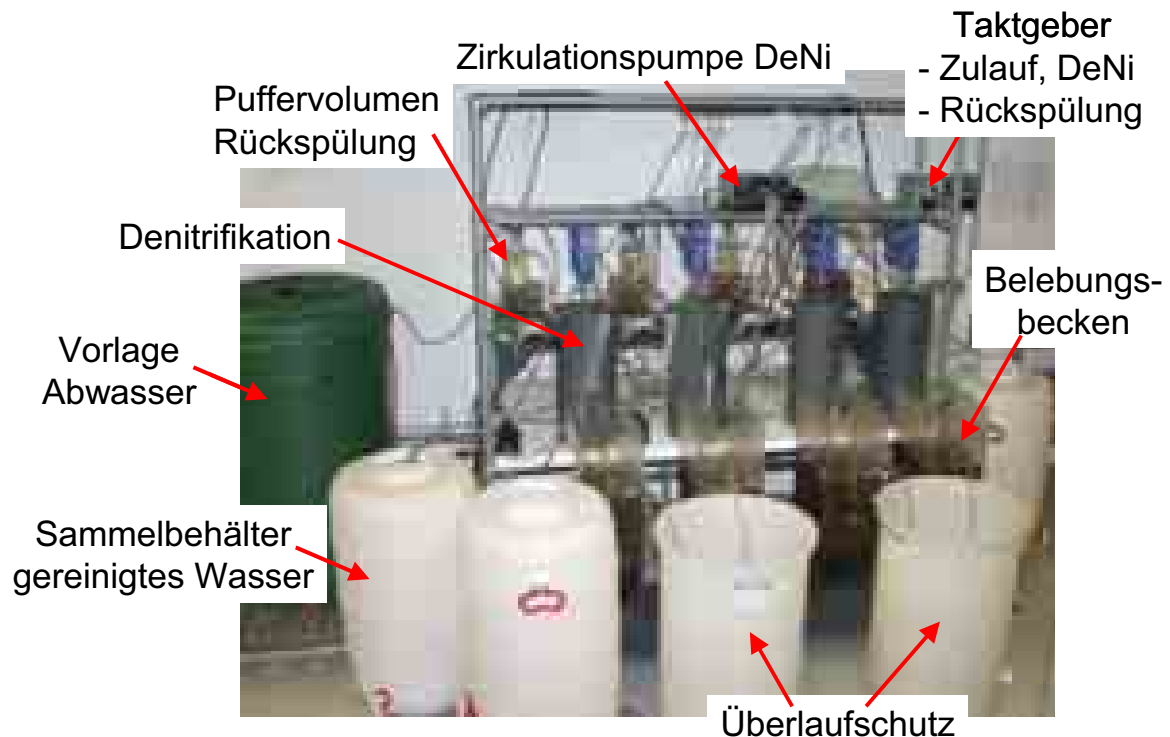


Abbildung 4-8: Laborkläranlagen mit DeNi - Becken

4.4.2 Betriebsführung

Die Kläranlagen wurden kontinuierlich betrieben. Das verwendete Abwasser wurde montags, mittwochs und freitags in den entsprechenden Mengen (ca. 110 l/d) hinter dem Vorabsetzbecken der Kläranlage Braunschweig (ca. 250.000 EWG) entnommen und in einem Vorlagebehälter gelagert. Dem Abwasser wurden zur Erhöhung der CSB - Fracht der Kläranlagen noch 160 mg/l Pepton, 110 mg/l Fleischextrakt und 45 mg/l Natriumacetat zugegeben. Der Durchfluss der Anlagen wurde auf ca. 25 l/d eingestellt. Vom Abwasser wurde täglich der CSB_{total} und $CSB_{gelöst}$ bestimmt. Da sich der CSB -Gehalt des Abwassers CSB^{AW} während der Lagerung mit der Zeit änderte, wurde für die Bilanzierung der Kläranlagen eine Mittelwertbildung vorgenommen. Der CSB des von Tag (i - 1) bis Tag i durch die Anlagen geförderten Abwassers CSB_E^i wurde somit wie folgt bestimmt:

$$CSB_E^i = \frac{CSB_{Tagi}^{AW} + CSB_{Tagi-1}^{AW}}{2} \quad \text{Glg. 4.15}$$

Den Anlagen wurde täglich Schlamm zu Analysezwecken und als Überschussschlamm entnommen. Da, wie oben beschrieben, Zulauf und Ablauf der Anlagen voneinander entkoppelt waren, musste vor der Schlammmentnahme der Füllstand der Anlagen unter Umständen noch so reguliert werden, dass das Bilanzierungsvolumen des Belebungsbeckens von 25 Litern eingestellt war. Dazu wurde bei zu hohem Füllstand über die Membranen gereinigtes Wasser aus den Anlagen abgezogen. Währenddessen war der entsprechende Zulauf unterbrochen. Enthielten die Belebungsbecken weniger als 25 Liter Schlamm, wurden sie mit Abwasser aufgefüllt. Vor jeder Schlammmentnahme wurden die Anlagen intensiv durchmischt, so dass eine homogene Feststoffverteilung gegeben war.

Bevor die Versuche mit mechanischer Schlammbeanspruchung gestartet wurden, wurden die Anlagen für mehrere Wochen parallel ohne mechanische Schlammbeanspruchung betrieben. In dieser Phase wurde die täglich entnommene Schlammmenge $Q_{\text{ÜS}}$ so festgelegt, dass sich das gewünschte Schlammalter ergab. Hatte sich ein stationärer Zustand mit konstantem Feststoffgehalt in den Anlagen eingestellt, wurden die Anlagen weiterhin alle ohne mechanische Beanspruchung über den Zeitraum eines Schlammalters bilanziert, um die Vergleichbarkeit der Überschussschlammproduktion der Anlagen ohne mechanische Beanspruchung aufzuzeigen.

Während der mechanischen Beanspruchung wurde die täglich zu entnehmende Schlammmenge so bestimmt, dass in den Anlagen ein annähernd konstanter Feststoffgehalt gegeben war. Bei einer reduzierten Überschussschlammproduktion führte dies automatisch zu einer Erhöhung des Schlammalters.

Die mechanische Schlammbeanspruchung erfolgte absatzweise, d.h. das zu behandelnde Schlammvolumen wurde einmal täglich aus den Anlagen entnommen und mit dem entsprechenden Beanspruchungsgerät behandelt. Anschließend wurde der beanspruchte Schlamm wieder zurück in die Anlagen gegeben. Da die Schlammbehandlung immer nach Entnahme der Proben zur Analyse der Feststoffe und des CSB geschah, war sichergestellt, dass der behandelte Schlamm bis zur nächsten Analyse für mindestens 24 Stunden im System verblieb. Somit hatten die im Schlamm enthaltenen Mikroorganismen ausreichend Zeit, auf die Schlammbeanspruchung zu reagieren und z.B. die freigesetzten organischen Substanzen zu verwerten.

Nachdem alle benötigten Volumina aus den Anlagen entnommen und die behandelten Schlämme wieder in die Anlagen zurückgegeben worden waren, wurde in allen Anlagen (auch der unbehandelten Kontrolle) der Füllstand des Belebungsbeckens durch Zugabe von Abwasser wieder auf 25 Liter eingestellt.

4.4.3 Bilanzierung der Überschussschlammproduktion

Eine durch eine mechanische Schlammbeanspruchung erzielte Reduzierung der Überschussschlammproduktion lässt sich nur über einen Vergleich der Überschussschlammproduktionen einer behandelten und einer unbehandelten Anlage bilanzieren. Die Überschussschlammproduktion der Kläranlagen kann dabei sowohl für die organischen, suspendierten Feststoffe (VSS) als auch für die insgesamt suspendierten Feststoffe (TSS) bilanziert werden. Im Folgenden ist die Bilanzierung für die VSS dargestellt, die Bilanzierung für die TSS ist dazu äquivalent.

Die Reduzierung der Schlammproduktion RSP kann beschrieben werden als:

$$RSP = \left(1 - \frac{Y_{obs}^{beh}}{Y_{obs}^{unbeh}} \right) \cdot 100\% \quad \text{Glg. 4.16}$$

Wobei Y_{obs} die in der jeweiligen Anlage auf den abgebauten CSB bezogene Feststoffproduktion darstellt:

$$Y_{obs}^{VSS} = \frac{M_{VSS,produziert}}{M_{CSB,abgebaut}} \left[\frac{g_{VSS}}{g_{CSB}} \right] \quad \text{Glg. 4.17}$$

Y_{obs} wird analog zum heterotrophen Ausbeutekoeffizienten Y_H auch als *Schlamm-ausbeute* bezeichnet.

Ohne mechanische Schlammbeanspruchung

Abbildung 4-9 zeigt ein Bilanzschema für eine Kläranlage ohne mechanische Beanspruchung.

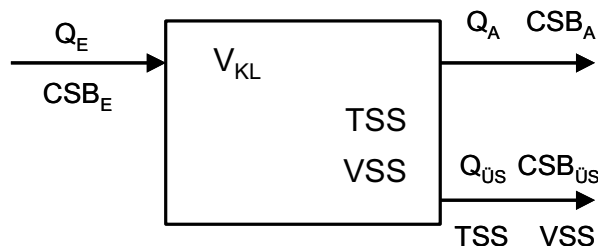


Abbildung 4-9: Bilanzschema einer Kläranlage ohne mechanische Beanspruchung

Die von Versuchsbeginn bis zum Tag i produzierte Feststoffmenge ist gegeben durch die Summe der bis zum Tag i über die Überschussschlammmentnahme $Q_{ÜS}$ abgezogenen Feststoffmenge und einer internen Variation der im Volumen der Anlage V_{KL} enthaltenen organischen Feststoffe VSS:

$$M_{VSS,produziert} = \sum_{i=1}^n Q_{ÜS}^{i-1} \cdot VSS^{i-1} + V_{KL} \cdot (VSS^i - VSS^0) \quad \text{Glg. 4.18}$$

Dabei beinhaltet $Q_{\dot{U}S}$ auch alle zur Beprobung entnommenen Volumina. Der Ablauf Q_A ist auf Grund der verwendeten Membranen feststofffrei und geht somit nicht in die Feststoffbilanz mit ein.

Bei der Bilanzierung des abgebauten CSB wird vereinfachend angenommen, dass der gelöste $CSB_{\dot{U}S}$ in den bei der Schlammmentnahme aus der Anlage entfernten Volumen ungefähr gleich dem gelösten CSB_A im Ablauf der Anlagen ist:

$$CSB_{\dot{U}S} \approx CSB_A \quad \text{Glg. 4.19}$$

Somit kann die von Versuchsbeginn bis zum Tag i abgebaute CSB - Menge beschrieben werden als:

$$M_{CSB,abgebaut} = \sum_{i=1}^n Q_E^i \cdot (CSB_E^i - CSB_A^i) \quad \text{Glg. 4.20}$$

Mit mechanischer Schlammbeanspruchung

In der mechanisch behandelten Kläranlage kann die Bilanzierung der produzierten Feststoffmenge äquivalent zur unbehandelten Anlage erfolgen. Bei der CSB - Bilanz muss jedoch noch der durch die Schlammbehandlung freigesetzte CSB berücksichtigt werden. Ein Bilanzschema einer Anlage mit mechanischer Schlammbehandlung ist in Abbildung 4-10 dargestellt. Aufbauend auf diesem Schema kann die abgebaute Menge an CSB beschrieben werden als:

$$M_{CSB,abgebaut} = \sum_{i=1}^n Q_E^i \cdot (CSB_E^i - CSB_A^i) + \sum_{i=1}^n Q_{beh}^{i-1} \cdot CSB_{beh}^{i-1} \quad \text{Glg. 4.21}$$

Hierbei stellt Q_{beh}^i das am Tag i behandelte Schlammvolumen dar. In der Bilanzierung wurde jedoch für den Bilanzierungstag i die Schlammbehandlung des Vortages $i - 1$ berücksichtigt, da die Schlammbeanspruchung immer erst nach der zur Bilanzierung erforderlichen Probenentnahme stattfand. Dadurch hatte der behandelte Schlamm und somit auch der freigesetzte CSB mindestens einen Tag Aufenthaltszeit in der Anlage.

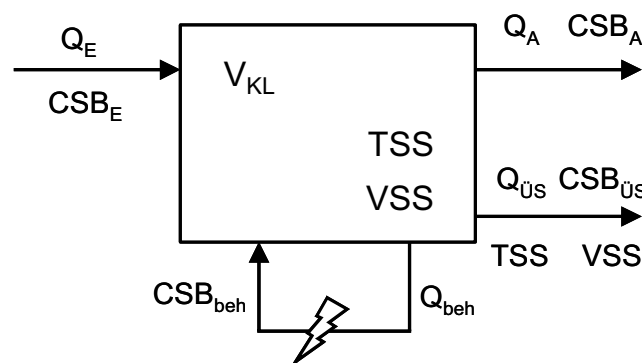


Abbildung 4-10: Bilanzschema einer Kläranlage mit mechanischer Beanspruchung

Nach Gleichung 4.17 ist die am Bilanztag i gemessene Schlammausbeute Y_{obs} die bis zu diesem Zeitpunkt gebildete Schlammmenge bezogen auf die bis zu diesem Zeitpunkt abgebaute CSB - Menge. Dies würde einer Linearisierung der Messdaten entsprechen, die nur durch den Nullpunkt und durch den Endpunkt der Datenreihe geht. Wie in Kapitel 6.2.1 noch näher erläutert, wurde zur Berechnung der Reduzierung der Überschussschlammproduktion jedoch nicht Gleichung 4.17 verwendet. Vielmehr wurde die nach Gleichung 4.18 bis zum entsprechenden Tag i erzielte Feststoffproduktion als Funktion der bis zum entsprechenden Tag abgebauten CSB-Menge dargestellt und mit einer Geradengleichung beschrieben. Die Steigung der Geraden entspricht dann der im Versuch beobachtete Schlamm-ausbeute Y_{obs} .

4.4.4 Prozessqualität der biologischen Abwasserreinigung

Neben der Überschussschlammproduktion sind weitere Rahmenbedingungen für den sicheren Betrieb einer biologischen Abwasserreinigungsanlage einzuhalten. So muss das abgeleitete, gereinigte Abwasser hinsichtlich seiner verbliebenen Konzentration mit Schadstoffen gesetzlichen Grenzwerten entsprechen [AbwV, 2004]. Zudem ist die Schlammqualität für eine gesicherte Prozessführung von Bedeutung. Die meisten Kläranlagen sind mit einem Sedimentationsbecken zur Feststoffabtrennung ausgestattet. Um in diesem eine ausreichende Trennung des gereinigten Abwassers und der Feststoffe sicherstellen zu können, muss der Schlamm ein ausreichendes Absetzverhalten aufweisen. Der Einfluss einer mechanischen Schlammbeanspruchung auf diese Prozessgrößen wurde an den Laborkläranlagen ebenfalls untersucht.

4.4.4.1 Ablaufqualität

Sinn und Zweck einer biologischen Abwasserbehandlung ist es, die im Abwasser enthaltenen Schadstoffe aus diesem zu entfernen, so dass das behandelte Abwasser anschließend wieder in den natürlichen Wasserkreislauf zurückgeführt werden kann. Als Messgröße für die Konzentration an Schadstoffen im gereinigten Abwasser kann dabei der chemische Sauerstoffbedarf des Abwassers verwendet werden. Zusätzlich zum CSB - Abbau ist durch die biologische Abwasserreinigung häufig auch eine Stickstoffelimination gefordert. Ein weiteres Reinigungsziel ist die Elimination von Phosphaten. In drei Versuchen wurde zudem über zwei Wochen der Einfluss der Beanspruchung auf die Trübung des Schlammwassers untersucht.

CSB - Zusatzbelastung, Ablaufkonzentration und Reinigungsleistung

Durch die mechanische Schlammbehandlung werden im behandelten Volumen vermehrt Zellinhaltsstoffe in Lösung gebracht werden. Wenn dieses Volumen in die Anlage zurückgegeben wird, wird dadurch die CSB - Belastung der Anlagen

erhöht werden. Wird die durch den Aufschluss freigesetzte CSB - Menge auf die insgesamt abgebaute CSB - Menge bezogen, kann der Anteil des zusätzlich zugeführten CSB an der gesamten Reinigungsleistung der Anlage bestimmt werden:

$$\text{CSB - Zusatzbelastung} = \frac{\sum_{i=1}^n (\text{CSB}_{\text{beh},i} \cdot V_{\text{beh},i})}{M_{\text{CSB,abgebaut}}} \cdot 100\% \quad \text{Glg. 4.22}$$

Hierbei ist i die Laufvariable für den Bestimmungstag, CSB_{beh} die durch den Aufschluss freigesetzte CSB - Konzentration, $V_{\text{beh},i}$ das am Tag i behandelte Teilvolumen und $M_{\text{CSB,abgebaut},i}$ die bis zum Tag i abgebaute gesamte Menge an CSB nach Gleichung 4.21.

Für die Bilanzierung der Überschussschlammproduktion musste die nicht abgebaute CSB - Menge im Ablauf der Kläranlagen bestimmt werden. Diese ist auch eine wichtige allgemeine Prozessgröße einer Kläranlage. Nach der Abwasserverordnung dürfen je nach Anlagengröße bestimmte maximale CSB - Konzentrationen im Ablauf der Anlagen nicht überschritten werden. Somit wird dieser Parameter bei der Auswertung explizit diskutiert.

Über die Differenz zwischen den CSB - Konzentrationen im Zulauf und im geeinigten Wasser kann die Reinigungsleistung der Anlage bestimmt werden zu:

$$\text{CSB - Abbaugrad} = \frac{\text{CSB}_E^i - \text{CSB}_A^i}{\text{CSB}_E^i} \cdot 100\% \quad \text{Glg. 4.23}$$

CSB_{total} im Überstand sedimentierter Schlämme

Durch die Membranen werden sämtliche Feststoffe in der Anlage zurückgehalten. Somit ist der CSB im Membranablauf der verwendeten Kläranlagen nur der gelöste CSB. Normalerweise wird die Feststoffabtrennung auf einer Kläranlage jedoch durch eine Sedimentation der Feststoffe in der Nachklärung realisiert. Dabei werden nur die absetzbaren Feststoffe abgetrennt. Nicht absetzbare, feinkolloidale oder koloidale Feststoffe werden nicht abgetrennt und erhöhen somit den $\text{CSB}_{\text{total}}$ des gereinigten Ablaufs einer Kläranlage. Durch die mechanische Beanspruchung wird die mittlere Partikelgröße der Feststoffe stark abgesenkt. Dadurch kann eventuell der Anteil an Feststoffen im Ablauf nach einer Sedimentation erhöht werden. Um den Einfluss der mechanischen Beanspruchung auf die $\text{CSB}_{\text{total}}$ - Konzentration im Ablauf eines Sedimentationsbeckens bestimmen zu können, wurde der $\text{CSB}_{\text{total}}$ im Überstand von für 30 Minuten abgesetzten Schlämmen gemessen. Die 30minütige Sedimentation der Schlämme wird auch als Maß für die Absetzeigenschaften eines Schlammes und damit als Anhaltsgröße für die Abtrennbarkeit der Feststoffe in der Nachklärung verwendet (siehe Kapitel 4.2.3). Somit kann der so bestimmte $\text{CSB}_{\text{total}}$ ebenfalls als ein Maß für die Ablaufqualität verwendet werden.

Trübung

In den eingesetzten Laborkläranlagen erfolgte der Abzug des gereinigten Wassers über Membranen. Dadurch war der Ablauf, unabhängig von den Absetzeigenschaften der Schlämme und von der Trübung des Schlammwassers, immer klar und frei von Feststoffen. Durch die mechanische Beanspruchung der Schlämme wird die mittlere Partikelgröße stark abgesenkt. Dadurch kann es zu einer verstärkten Trübung des Schlammwassers und bei Verwendung von Sedimentationsbecken zur Feststoffabtrennung somit auch des Ablaufs der Kläranlage kommen. Dies wurde über Trübungsmessungen im Überstand einer für 30 Minuten sedimentierten Schlammprobe gemessen.

Stickstoff und Phosphat

Eine mechanische Schlammbeanspruchung kann auf verschiedene Weise die Stickstoff- und Phosphatelimination beeinflussen. Durch den Aufschluss werden mit den Zellinhaltsstoffen auch stickstoff- und phosphathaltige Verbindungen freigesetzt. Dadurch wird die Belastung der Anlagen mit diesen Elementen erhöht. Die freigesetzten Kohlenstoffverbindungen können jedoch in der Denitrifikation als zusätzliche C - Quelle eingesetzt werden, wodurch ggf. die Denitrifikation erhöht werden kann. Diese Effekte können sich überlagern und sich gegenseitig aufheben [Diehm, B. *et al.*, 2004]. Zudem sind die nitrifizierenden Mikroorganismen langsam wachsend. Dadurch sind ihre Populationen sehr anfällig auf äußere Störungen. Eine Reduzierung der Überschussschlammproduktion bewirkt jedoch auch eine Verringerung des Schlammabzug aus den Anlagen und somit ein erhöhtes Schlammalter, was sich begünstigend auf die Nitrifizierer auswirkt. Auch diese Effekte können sich überlagern [Böhler, M. and Siegrist, H., 2003]. Eine Bestimmung der N_{ges} - Konzentration und der $N-NH_4^+$ -Konzentration sowohl im Zulauf als auch im Ablauf der Anlagen erfolgte wöchentlich, um den Einfluss der mechanischen Beanspruchung auf die Stickstoffelimination bestimmen zu können.

Die Elimination von Phosphat aus dem Abwasser erfolgt über eine Einlagerung des Phosphors in speziellen Mikroorganismen. Eine Zerstörung der Mikroorganismen führt somit unweigerlich zu einer Rücklösung des eingelagerten Phosphates. Bei einer stark erhöhten Phosphatkonzentration kann die Einlagerung evtl. nicht mehr gewährleistet werden. Zudem erfolgt ein Phosphatabzug aus dem System nur über den Schlammabzug. Geringes Schlammwachstum und damit verbunden verminderter Schlammabzug können evtl. eine Phosphatakkumulation und eine Übersättigung im Schlamm bewirken, so dass die P - Elimination verschlechtert wird. Zudem führt ein vermindertes Schlammwachstum auch unweigerlich zu einer geringeren Einlagerungsrate phosphathaltiger Verbindungen in den Schlamm [Salhi, M. *et al.*, 2003]. In einigen Versuchen wurden in Stichproben die Phosphatkonzentrationen im Abwasser und im Ablauf der Anlagen gemessen.

4.4.4.2 Schlammqualität

Absetzverhalten

Von verschiedenen Autoren wurde berichtet, dass beim Einsatz mechanischer Beanspruchungen zur Reduzierung der Überschussschlammproduktion auch eine Verbesserung der Absetzeigenschaften erzielt werden konnte (siehe Tabelle 3-1). Insbesondere zur Bekämpfung von Bläh- und Schwimmschlämmen kann eine mechanische Schlammbeanspruchung eingesetzt werden, z.B. [Jørgensen, P. E. and Kristensen, G. H., 1996], [Wünsch, B. *et al.*, 2002]. Dazu werden jedoch in der Regel spezifische Energieeinträge deutlich unterhalb der hier eingesetzten verwendet.

Eine Kenngröße für die Abtrennbarkeit von Feststoffen mit Hilfe eines Sedimentationsbeckens ist der Schlammvolumenindex. Auch wenn in den hier eingesetzten Kläranlagen die Abtrennung der Feststoffe vom gereinigten Abwasser nicht durch Sedimentation, sondern durch Membranen realisiert wurde, wurde von den mechanisch beanspruchten und von den unbeanspruchten Schlämmen der Schlammvolumenindex bestimmt. Dadurch konnte der Einfluss der gewählten mechanischen Beanspruchungen auf das Absetzverhalten der Schlämme bestimmt werden.

Die Probennahme zur Bestimmung des Absetzverhaltens erfolgte immer vor der Entnahme des für die mechanische Beanspruchung benötigten Teilvolumens. Somit befand sich das mechanisch beanspruchte Schlammvolumen nach der Beanspruchung wieder für ca. einen Tag in der Anlage, bevor die Absetzeigenschaften des Schlammes bestimmt wurden.

Konditionierungsmittelbedarf und CST

In der Regel werden Überschussschlämme vor der Entwässerung, als Vorbereitung zur anschließenden Entsorgung, noch anaerob behandelt (siehe Kapitel 2.3.1). Erst die dabei entstandenen Faulschlämme werden der Entwässerung zugeführt. Vor der Entwässerung müssen die Schlämme noch durch Zugabe eines Konditionierungsmittels vorbereitet werden.

Auch wenn in der hier diskutierten Arbeit keine Faulung der Überschussschlämme durchgeführt wurde, so wurde dennoch in drei Versuchen in Stichproben der Einfluss einer mechanischen Beanspruchung auf den Konditionierungsmittelbedarf zum Einstellen optimaler Entwässerungseigenschaften und auf die anschließende Filtrierbarkeit der Überschussschlämme getestet. Als Maß für die Wasserabgabeigenschaften der Schlämme wurde die kapillare Fließzeit gewählt. Diese ist eine schnell zu bestimmende Messgröße und stellt nach AWWA eine gute Vergleichsgröße zur Einschätzung des Entwässerungsverhaltens unterschiedlicher Schlämme durch eine Filtration dar [AWWA *et al.*, 1999].

4.5 Modellierung der Überschussschlammproduktion der Laborkläranlage

Das hier verwendete Modell wurde im Rahmen des europäischen Forschungsprojektes W.I.R.E.S. ("*Ways of Innovation for the Reduction of Excess Sludge*"; Projekt Nr. EVK 1-CT2000-00050), für das auch ein Großteil der vorliegenden Arbeit durchgeführt wurde, von den Projektpartnern entwickelt. Es wurde innerhalb des Projektes den einzelnen Teilnehmern zur Verfügung gestellt, um die Einflüsse verschiedener Beanspruchungsverfahren auf die Überschussschlammproduktion darstellen zu können, z.B. in [Camacho, P. et al., 2004].

Grundlage des verwendeten Modells ist das "activated sludge model N°1" ASM1 [Henze, M. et al., 1987]. Dieses basiert auf einer Einteilung der Abwasserinhaltsstoffe in verschiedene Kategorien, um die bei der biologischen Abwasserreinigung ablaufenden Prozesse beschreiben und die Schlammproduktion bestimmen zu können. Mit dem hier verwendeten Modell wird in einem ersten Schritt die Überschussschlammproduktion der unbehandelten Anlage nachgestellt, so dass die verschiedenen Parameter zur Charakterisierung des Abwassers und der biologischen Prozesse bekannt sind (siehe Kapitel 4.5.1). Anschließend wird über eine Anpassung der Modellparameter an die Daten der behandelten Anlage der Einfluss der mechanischen Beanspruchung bestimmt (siehe Kapitel 4.5.2).

4.5.1 Modellierung der unbehandelten Anlage

Im hier verwendeten Modell werden die Abwasserinhaltsstoffe in fünf unterschiedliche Kategorien aufgeteilt:

- gelöste, in der hydraulischen Aufenthaltszeit biologisch abbaubare Inhaltstoffe S_S
- gelöste, in der hydraulischen Aufenthaltszeit nicht abbaubare Inhaltstoffe S_I
- heterotrophe Biomasse X_H
- komplexe, partikuläre Substrate X_S
- inerte Feststoffe X_I

Mit diesen Kategorien ergibt sich das in Abbildung 4-11 dargestellte Bilanzschema. Dabei wird angenommen, dass der Ablauf der Anlage feststofffrei ist, so dass für die einzelnen Feststoffe die nachfolgend aufgeführte Bilanz erstellt werden kann:

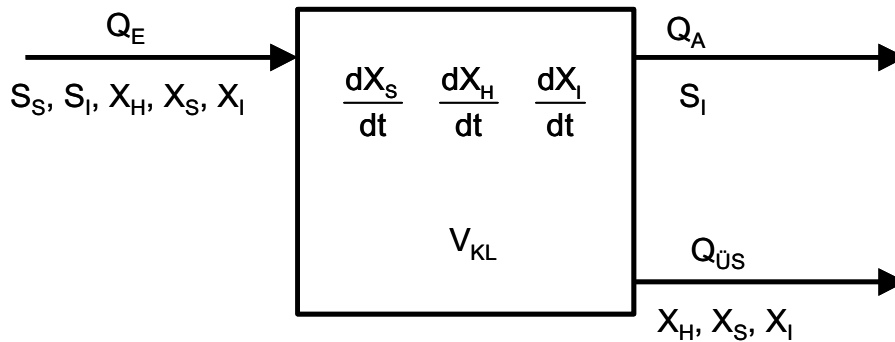


Abbildung 4-11: Bilanzschema des verwendeten Modells für eine Kläranlage ohne mechanische Schlammbeanspruchung

$$Q_{\text{ÜS}} \cdot X_S = Q_E \cdot X_S^E + V_{\text{KL}} \cdot \frac{dX_S}{dt}$$

$$Q_{\text{ÜS}} \cdot X_H = Q_E \cdot (X_H^E + Y_H \cdot S_S^E) + V_{\text{KL}} \cdot \frac{dX_H}{dt} \quad \text{Glg. 4.24}$$

$$Q_{\text{ÜS}} \cdot X_I = Q_E \cdot X_I^E + V_{\text{KL}} \cdot \frac{dX_I}{dt}$$

Außerdem gilt:

$$X_S + X_H + X_I = X_{\text{total}} \quad \text{Glg. 4.25}$$

Die Änderung der Anteile X_S , X_H , und X_I in der Kläranlage ist von verschiedenen biologischen Parametern abhängig.

Komplexe, nicht direkt biologisch abbaubare Abwasserinhaltsstoffe müssen zunächst über Enzyme hydrolysiert werden, bevor sie von der heterotrophen Biomasse als Substrat verwendet werden können. Dabei wird von einer Umsetzungskinetik erster Ordnung mit einer Hydrolysekonstante b ausgegangen:

$$\frac{dX_S}{dt} = -b \cdot X_S \quad \text{Glg. 4.26}$$

Wie schon in Kapitel 3.1.1 dargestellt, kommt es in einer Kläranlage nicht nur zu einem Wachstum von Mikroorganismen, sondern auch zu einem Abbau von heterotropher Biomasse durch Autolyse. Die Änderung der heterotrophen Biomasse X_H auf Grund von Autolyse und Wachstum kann mit einem Autolysekoeffizienten $k_{D,H}$ und mit Hilfe des Ausbeutekoeffizienten Y_H und Gleichung 4.26 beschrieben werden zu:

$$\frac{dX_H}{dt} = -k_{D,H} \cdot X_H + Y_H \cdot b \cdot \frac{dX_S}{dt} \quad \text{Glg. 4.27}$$

Bei der Autolyse der heterotrophen Biomasse werden auch Zellinhaltsstoffe freigesetzt, die nicht weiter biologisch abbaubar sind und somit den Anteil inerter Feststoffe im System erhöhen. Der Anteil nicht abbaubarer Zellinhaltsstoffe wird über einen Faktor f_{XI} berücksichtigt (siehe auch Kapitel 3.1.1).

$$\frac{dX_I}{dt} = -k_{D,H} \cdot f_{XI} \cdot X_I \quad \text{Glg. 4.28}$$

Die Zusammensetzung des Abwassers und die biologischen Parameter müssen entweder experimentell bestimmt werden, z.B. über Respirationsmessungen oder über einen Vergleich modellierter Daten mit experimentell erhaltenen Schlammproduktionen, oder aus entsprechender Literatur entnommen werden.

4.5.2 Einfluss der mechanischen Behandlung

Es wird angenommen, dass durch die Schlammbeanspruchung ein Teil der Feststoffe zu leicht abbaubarem Substrat S_S umgesetzt werden kann. Zudem kann durch die Beanspruchung auch der heterotrophe Ausbeutekoeffizient verändert werden. Somit können die in der Behandlungseinheit ablaufenden Prozesse über das in Abbildung 4-12 dargestellte Schema beschrieben werden [Camacho, P. et al., 2004].

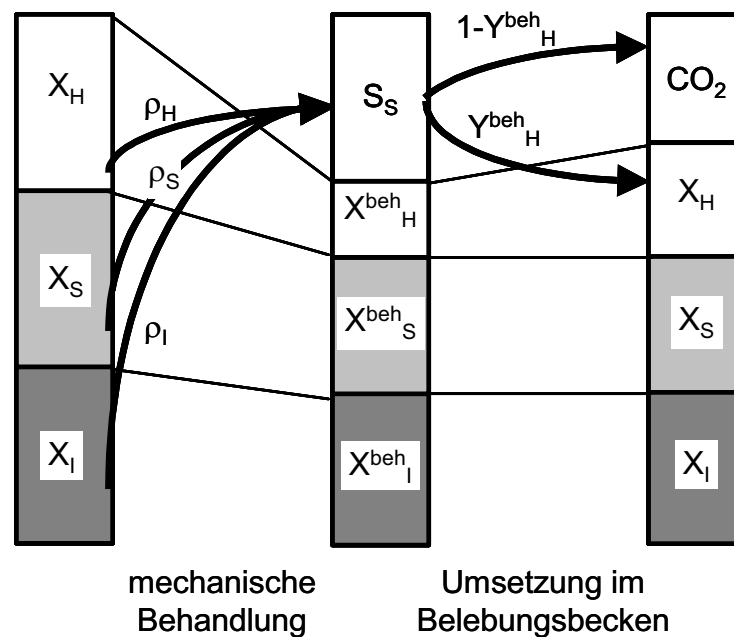


Abbildung 4-12: Transformation partikulärer Abwasserinhaltsstoffe in leicht abbaubares Substrat S_S durch mechanische Schlammbehandlung

Die im Schlamm enthaltenen Feststoffe werden durch die Beanspruchung in unterschiedlichem Maße in S_S transformiert. Dies wird über die Transformationsparameter ρ_H , ρ_S und ρ_I berücksichtigt. Das dabei gebildete leicht abbaubare Sub-

strat wird anschließend in neue Biomasse X_H und CO_2 umgesetzt. Das Umsetzungsverhältnis ist dabei durch den heterotrophen Ausbeutekoeffizienten des behandelten Schlammes Y_H^{beh} gegeben.

Damit kann die Änderung der Schlammzusammensetzung durch die mechanische Beanspruchung beschrieben werden als:

$$X_S^{\text{beh}} = (1 - \rho_S) \cdot X_S$$

$$X_H^{\text{beh}} = (1 - \rho_H) \cdot X_H + Y_H^{\text{beh}} \cdot (\rho_S \cdot X_S + \rho_H \cdot X_H + \rho_I \cdot X_I) \quad \text{Glg. 4.29}$$

$$X_I^{\text{beh}} = (1 - \rho_I) \cdot X_I$$

Wird die Schlammbeanspruchung im Bypass zum Belebungsbecken durchgeführt, ergibt sich damit das in Abbildung 4-13 gezeigte Bilanzschema.

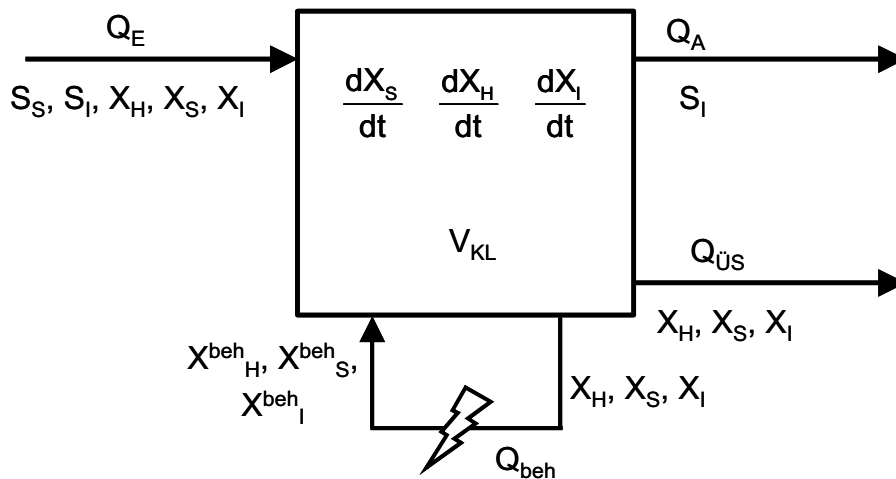


Abbildung 4-13: Bilanzschema des verwendeten Modells für eine Kläranlage mit mechanischer Schlammbeanspruchung

Wird wiederum angenommen, dass der Ablauf der Anlage frei von Feststoffen ist, ergibt sich unter Berücksichtigung von Gleichung 4.29 für die einzelnen Feststoffe die in Gleichung 4.30 beschriebene Bilanz.

$$Q_{\text{ÜS}} \cdot X_S + Q_{\text{beh}} \cdot X_S = Q_E \cdot X_S^E + Q_{\text{beh}} \cdot X_S^{\text{beh}} + V_{\text{KL}} \cdot \frac{dX_S}{dt}$$

$$Q_{\text{ÜS}} \cdot X_H + Q_{\text{beh}} \cdot X_H = Q_E \cdot (X_H^E + Y_H^{\text{beh}} \cdot S_S) + Q_{\text{beh}} \cdot X_H^{\text{beh}} + V_{\text{KL}} \cdot \frac{dX_H}{dt} \quad \text{Glg. 4.30}$$

$$Q_{\text{ÜS}} \cdot X_I + Q_{\text{beh}} \cdot X_I = Q_E \cdot X_I^E + Q_{\text{beh}} \cdot X_I^{\text{beh}} + V_{\text{KL}} \cdot \frac{dX_I}{dt}$$

Die zeitlichen Änderungen der Feststoffe in der Kläranlage dX/dt können weiterhin über die Gleichungen 4.26 bis 4.28 beschrieben werden.

Aufbauend auf den hier dargestellten Beziehungen wurde das eingangs erwähnte Modell als Excel - Datei erstellt, mit dem über den Excel - Solver die verschiedenen Modellparameter an die experimentellen Daten aus den einzelnen Versuchen angeglichen werden können. Dabei werden die Modellparameter so lange variiert, bis die Summe der Fehlerquadrate zwischen experimentellen Daten und Modell-daten minimal ist.

5 Versuchsprogramm

5.1 Änderung des heterotrophen Ausbeutekoeffizienten Y_H

Mit den in Kapitel 4.3 beschriebenen Systemen zur Bestimmung des heterotrophen Ausbeutekoeffizienten wurden verschiedene Messungen zur Untersuchung des Einflusses mechanischer Beanspruchungen auf den Ausbeutekoeffizienten durchgeführt. Dabei wurden als Aufschlussgeräte die beiden Ultraschallhomogenisatoren UH 200 und UH 1000, der Hochdruckhomogenisator, die Rührwerkskugelmühle und der Scherspalthomogenisator verwendet. Mit jedem Gerät wurden Versuche mit unterschiedlichen spezifischen Energieeinträgen durchgeführt (siehe Tabelle 5-1). Dadurch konnte zum Einen der Einfluss unterschiedlicher Energieeinträge auf den heterotrophen Ausbeutekoeffizienten für ein Gerät dargestellt werden. Zum Anderen konnten die Geräte untereinander verglichen werden.

Tabelle 5-1: Mit den verschiedenen Behandlungsgeräten durchgeführte Versuche zur Bestimmung des Einflusses der mechanischen Beanspruchung auf den heterotrophen Ausbeutekoeffizienten

Gerät	$t_{\text{behandelt}}$ /Druck	E_{spez} [kJ/kg _{TSS}]
UH 200	1 min	8.000
	3 min	24.000
	5 min	40.000
	5 min	40.000
	8 min	64.000
	8 min	64.000
UH 1000	5 min	8.000
	15 min	20.000
	20 min	28.000
	25 min	33.000
HDH	100 bar	2.000
	200 bar	4.000
	300 bar	7.000
	400 bar	9.000
	500 bar	11.000
RWKM	1 min	2.000
	3 min	6.000
	5 min	12.000
	8 min	16.000
	10 min	20.000
SSH	1 min	27.000
	3 min	48.000
	5 min	130.000
	8 min	204.000

In allen durchgeführten Versuchen wurden direkt nach der mechanischen Beanspruchung die Aufschlussgrade A_S und A_{CSB} bestimmt, um die Effizienz der Beanspruchung charakterisieren zu können.

5.2 Laborkläranlage

5.2.1 Variable Beanspruchungsparameter

Bei allen Behandlungsverfahren zur Reduzierung der Überschussschlammproduktion können zwei grundsätzliche Beanspruchungsparameter variiert werden.

Zum Einen kann die Intensität der Behandlung variiert werden. Die Behandlungsintensität ist ein Maß dafür, wie stark der Schlamm durch die einzelnen Verfahren beansprucht wird. Bei der Ozonierung der Schlämme ist dies z.B. die Ozonkonzentration, die in den Schlamm eingebracht wird. Bei der hier diskutierten mechanischen Beanspruchung der Schlämme wird als Maß für die Behandlungsintensität der spezifische Energieeintrag E_{spez} gewählt. Die Bestimmung des spezifischen Energieeintrags ist für die einzelnen Beanspruchungsgeräte in Kapitel 4.1.1 näher erläutert.

Neben der Behandlungsintensität kann zum Anderen auch noch die Beanspruchungshäufigkeit, oder auch Stressfrequenz SF , variiert werden. Diese ist definiert als:

$$SF = \frac{\text{täglich beanspruchtes Schlammvolumen}}{\text{gesamtes Anlagenvolumen}} \quad [d^{-1}] \quad \text{Glg. 5.1}$$

Da an den Wochenenden und an Feiertagen keine Schlammbehandlung durchgeführt wurde, wurde wochentags das beanspruchte Volumen so gewählt, dass sich im Wochenmittel über 7 Tage die gewünschte tägliche Stressfrequenz ergab.

Über eine Kombination der Beanspruchungsintensität und der Stressfrequenz lässt sich die täglich in das System eingebrachte spezifische Energie variieren.

5.2.2 Durchgeführte Versuche

Mit der in Kapitel 4.4 beschriebenen Laborkläranlage wurden 12 Versuche mit unterschiedlichen Betriebs- und Beanspruchungsparametern durchgeführt. Dabei wurden die Behandlungsparameter hinsichtlich verschiedener Zielgrößen variiert. Wenn nicht anders angegeben, wurde die Schlammbehandlung mit dem Ultraschallhomogenisator UH 1000 durchgeführt. Eine Zusammenfassung der Beanspruchungsparameter der einzelnen Versuche ist in nachfolgender Tabelle gegeben:

Tabelle 5-2: Durchgeführte Versuche zur Untersuchung des Einflusses der mechanischen Beanspruchung auf die Überschussschlammproduktion

Versuch N°	$t_{TSS,0}$ [d]	Gerät	SF	E_{spez} [kJ/kg _{TSS}]	$E_{spez} \cdot SF$ [kJ/(kg _{TSS} * d)]	Beschreibung
1 (ohne DeNi)	19,3	UH	0,2	31.300	6.260	Variation von SF bei konstantem E_{spez}
2 (ohne DeNi)	21,8	UH	0,4	31.800	12.720	
3	11,1	UH	0,1	30.800	3.080	
4	11,1	UH	0,2	17.000	3.400	Variation von E_{spez} bei gleichem SF wie in V1
5	11,1	RWKM	0,2	29.700	5.940	Gerätevergleich mit V1
6 (ohne DeNi)	54,5	UH	0,2	16.000	3.200	erhöhtes Schlammalter
7	12,79	HDH	0,2	31.800	6.360	Gerätevergleich mit V1
8	12,79	UH	0,4	2.000	800	niedrigenergetischer Aufschluss
9	12,79	UH	0,05	53.000	2.650	$E_{spez} \cdot SF = \text{konst. zusammen mit V3 und V4}$
10	11,5	UH	0,1	30.900	3.090	
11	11,5	UH	0,1	29.000	2.900	mit Eindickung vor mech. Beanspruchung
12	11,5	UH	0,1	6.300	630	

Variation von SF bei konstantem E_{spez}

In den Versuchen 1, 2, 3 und 10 wurde der Schlamm jeweils mit einem spezifischen Energieeintrag von ca. 30.000 kJ/kg_{TSS} beansprucht. Die in Tabelle 5-2 aufgeführten leichten Unterschiede beim mittleren spezifischen Energieeintrag sind auf Schwankungen im Feststoffgehalt der Anlagen während der Versuchsdauer zurückzuführen. Zu Beginn eines jeden Versuchs wurde über die zum Startzeitpunkt im System vorliegende Feststoffkonzentration die zum Erzielen des vorgegebenen spezifischen Energieeintrags nötige Beanspruchungsenergie ermittelt. Diese Energie wurde anschließend über den gesamten Versuchszeitraum konstant gehalten. Da die Feststoffkonzentration der Schlämme über dem Versuchszeitraum leicht variierte, schwankte auch der feststoffspezifische Energieeintrag.

In diesen vier Versuchen wurde die im Wochenmittel täglich beanspruchte Schlammmenge zwischen 10 und 40 % des gesamten Anlagenvolumens variiert. Dies entsprach Behandlungsfrequenzen von 0,1 bis 0,4 d⁻¹. Versuch 10 stellt dabei eine Wiederholung von Versuch 3 dar.

Variation von E_{spez} bei konstanter SF

Während in den oben beschriebenen Versuchen der spezifische Energieeintrag konstant gehalten und die Beanspruchungsfrequenz variiert wurde, wurde in Versuch 4 im Vergleich zu Versuch 1 bei gleicher Beanspruchungsfrequenz der spezifische Energieeintrag von rund 31.000 kJ/kg_{TSS} auf ca. 17.000 kJ/kg_{TSS} nahezu halbiert.

Variation von E_{spez} und SF , so dass das Produkt $E_{\text{spez}} \cdot SF = \text{konstant}$

Entscheidend für die Betriebskosten einer mechanischen Schlammbehandlung ist, wie viel Energie pro Schlammmenge und Tag aufgebracht werden muss. Dies ist gegeben durch das Produkt aus dem spezifischen Energieeintrag und der Behandlungsfrequenz. In vier Versuchen (3, 4, 9, 10) wurden diese beiden Parameter so in Abhängigkeit von einander variiert, dass sich jeweils ein täglicher spezifischer Energieeintrag von ca. 3.000 kJ/(kg_{TSS}*d) ergab. Zielgröße war dabei, bei konstantem täglichen Energieeintrag die Reduzierung der Schlammproduktion zu maximieren.

Niedrigenergetischer Aufschluss

Parallel zu Versuch 9 mit sehr hohem spezifischen Energieeintrag und niedriger Stressfrequenz wurde in Versuch 8 der spezifische Energieeintrag auf nur 2.000 kJ/kg_{TSS} abgesenkt. Um mit diesem Energieeintrag, wie in den Versuchen 3, 4, 9 und 10, eine täglich eingebrachte spezifische Energie von 3.000 kJ/(kg_{TSS}*d) zu realisieren, hätte eine Behandlungsfrequenz von 1,5 d⁻¹ gewählt werden müssen, d.h. es hätte täglich das 1,5fache des Anlagenvolumens behandelt werden müssen. Es wurde jedoch bewusst eine Behandlungsfrequenz von nur 0,4 d⁻¹ gewählt. Dadurch wurde zum Einen die insgesamt täglich in das System eingebrachte Energie noch einmal auf nur 800 kJ/(kg_{TSS}*d) verringert. Zum Anderen wurde aber noch ein ausreichend großer Anteil des Schlammes behandelt, so dass sichergestellt werden konnte, dass sich die Beanspruchung auf jeden Fall im gesamten System auswirkt.

Gerätevergleich

Um eine Beurteilung der Effizienz verschiedener Aufschlussgeräte hinsichtlich einer möglichen Reduzierung der Überschussschlammproduktion vornehmen zu können, wurden mit dem Hochdruckhomogenisator und mit der Rührwerkskugelmühle jeweils ein Versuch mit den gleichen Beanspruchungsparametern wie in Versuch 1 durchgeführt. Dieser diente als Vergleichsversuch für den Ultraschallhomogenisator. Auf Grund der geringen Aufschlussleistungen und der unbefriedigenden Ergebnisse des Scherspalthomogenisators bei den Untersuchungen zum heterotrophen Ausbeutekoeffizienten (siehe Kapitel 6.1.2) wurde auf einen Versuch mit dem Scherspalthomogenisator verzichtet.

Einfluss des Schlammalters

Wie in Kapitel 3.1.2 dargestellt, führt eine Erhöhung des Schlammalters theoretisch zu einer reduzierten Überschussschlammproduktion. Aus Betriebserfahrung mit Membranbelebungsanlagen mit entsprechend erhöhten Schlammaltern ist bekannt, dass in solchen Systemen die Überschussschlammproduktion niedriger ausfällt, z.B. [Trouve, E. et al., 1994], [Wagner, J. and Rosenwinkel, K.-H., 2000]. Zugleich ist die Feststoffkonzentration im Schlamm deutlich höher als in konventi-

onellen Systemen mit niedrigen Schlammaltern. Aus früheren Untersuchungen von Müller und von Lehne ist bekannt, dass mit steigendem Feststoffgehalt der Schlämme der mechanische Zellaufschluss effektiver wird [Müller, J., 1996], [Lehne, G., 2001]. Somit kann eine Kombination aus Membranbelebungsverfahren und mechanischer Schlammbehandlung eine effektive Möglichkeit zur Reduzierung der Überschussschlammproduktion darstellen. Dies wurde in Versuch 6 untersucht. Vor Beginn der Beanspruchung wurde in beiden Anlagen das Schlammalter auf 55 Tage erhöht. Dadurch stieg der Feststoffgehalt in den Systemen auf über 8,5 g_{TSS}/l an. Die Schlammbehandlung wurde mit dem Ultraschallhomogenisator mit einer Behandlungsfrequenz von 0,2 d⁻¹ und einem mittleren spezifischen Energieeintrag von ca. 16.000 kJ/kg_{TSS} durchgeführt.

Einfluss einer Eindickung vor der Beanspruchung

In den Versuchen 11 und 12 wurde der Schlamm vor der mechanischen Behandlung mit einer Becherzentrifuge eingedickt. Ziel der vorgeschalteten Eindickung war es, die zur Reduzierung der Überschussschlammproduktion notwendige Energie zu minimieren, da, wie oben erwähnt, eine Erhöhung des Feststoffgehaltes zu einem energetisch effizienterem Aufschluss führt. Dazu wurden montags bis freitags jeweils 5 Liter Schlamm in einer Becherzentrifuge für 10 Minuten bei 3.700 g abzentrifugiert. Vom Überstand wurden anschließend 4 Liter in die jeweilige Anlage zurückgegeben. Im Rest wurden die abzentrifugierten Feststoffe wieder resuspendiert. Dieser Schlamm wurde anschließend mit dem Ultraschallhomogenisator beansprucht. Dadurch ergab sich im Wochenmittel eine Beanspruchungsfrequenz von 0,2 d⁻¹. Durch die Eindickung wurde der Feststoffgehalt der zu behandelnden Schlämme um das Fünffache erhöht. Diese Versuche wurden parallel zu Versuch 10 durchgeführt, so dass sie die gleiche unbehandelte Kontrollanlage hatten und die Überschussschlammproduktion aus Versuch 10 als Vergleichswert eines nicht eingedickten Systems dienen konnte. In Versuch 11 wurde der Schlamm wie im Vergleichsversuch 10 mit einem feststoffspezifischen Energieeintrag von rund 30.000 kJ/kg_{TSS} behandelt. In Versuch 12 wurde dieser deutlich abgesenkt. Als Maß für den Energieeintrag diente in diesem Fall der volumenbezogenen Energieeintrag E_{Vol} aus Versuch 10 von knapp 60 kJ/l. Durch den erhöhten Feststoffgehalt nach der Eindickung reduzierte sich dabei die feststoffspezifisch eingebrachte Energie auf 6.300 kJ/kg_{TSS}.

Die Versuche 1, 2 und 6 wurden ohne vorgeschaltete Denitrifikation durchgeführt. Somit wurde in diesen Versuchen keine Stickstoffelimination bestimmt.

Neben der Bilanzierung der Feststoffproduktion wurde in den einzelnen Versuchen zusätzlich der Einfluss der mechanischen Beanspruchung auf die in Kapitel 4.4.4 beschriebenen Prozessparameter bestimmt.

6 Darstellung der Ergebnisse

Die mit den verschiedenen Geräten eingebrachten mechanischen Beanspruchungen haben vielfältige Auswirkungen auf die Schlammstruktur, auf das Schlammwachstum beim Abbau organischer Substrate und auf die allgemeine Effizienz eines biologischen Abwasserreinigungsprozesses.

Im Folgenden wird in Kapitel 6.1 zunächst der Einfluss der mechanischen Beanspruchung auf die Schlammeigenschaften und auf den heterotrophen Ausbeutekoeffizienten dargestellt. Anschließend wird in Kapitel 6.2 aufgezeigt, welche Auswirkungen eine mechanische Beanspruchung des Schlammes mit variierenden Beanspruchungsparametern auf die Überschussschlammproduktion bei der biologischen Abwasserreinigung hat und wie sich die Schlammbeanspruchung auf den Gesamtprozess auswirkt. Eine Modellierung der gefundenen Versuchsergebnisse in Kapitel 6.3 soll helfen, die Auswirkungen der mechanischen Beanspruchungen auf die Überschussschlambildung besser zu verstehen.

6.1 *Änderung der Schlammeigenschaften und des heterotrophen Ausbeutekoeffizienten durch mechanische Beanspruchung*

Als Charakterisierungsmöglichkeit für eine Änderung des Schlammes durch mechanische Schlammbeanspruchungen dienen im Allgemeinen, wie in Kapitel 4.1.2 beschrieben, die Reduzierung der Partikelgröße des Schlammes und die Aufschlussgrade A_S und A_{CSB} , wobei für die Beschreibung des Einflusses der Beanspruchung auf die biologischen Bestandteile im Schlamm die Aufschlussgradmessung eher geeignet ist als die Bestimmung der Partikelgröße. Diese ist hingegen ein wichtiger Parameter zur Abschätzung physikalischer Eigenschaften des Schlammes, wie z.B. seines Absetzverhaltens [Barbusinski, K., 2000]. Die Partikelgröße ist außerdem ein wichtiger Parameter für die Versorgung der in der Flocke eingebundenen Mikroorganismen mit Nährstoffen und Sauerstoff [Abbassi, B. *et al.*, 2000]. Bevor die Auswirkungen der mechanischen Beanspruchung auf den heterotrophen Ausbeutekoeffizienten dargestellt werden, werden somit zunächst die in den durchgeführten Versuchen erzielten Veränderungen des Schlammes mit Hilfe der genannten Parameter charakterisiert.

6.1.1 *Änderung der Schlammeigenschaften*

6.1.1.1 *Partikelgrößenverteilung*

Klärschlammflocken sind in lockerer Struktur aus kleineren Agglomeraten kompakterer Untereinheiten aufgebaut. Die Größe solcher Flocken kann bis zu mehrere Millimeter betragen, die lockere Struktur ist dabei mit dem bloßen Auge sichtbar. Auf Grund dieser lockeren Struktur sind sie mit einem Laserbeugungsspektrome-

ter jedoch nicht eindeutig zu vermessen. Erst die kleineren, kompakten Untereinheiten ergeben ein ausreichend interpretierbares Beugungsmuster. Somit wird über die Messung der Partikelgrößenverteilung mechanisch behandelter Schlämme mittels Laserbeugung in erster Linie eine Abnahme der Größe der Untereinheiten gemessen. Diese bestehen aus Agglomeraten von Mikroorganismen und evtl. zusätzlich eingelagerten Feststoffen. Aus früheren Arbeiten ist bekannt, dass sowohl mit dem Ultraschallhomogenisator als auch mit der Rührwerkskugelmühle bei verhältnismäßig geringen spezifischen Energieeinträgen eine sehr gute Zerkleinerung der Partikel, dargestellt als Abnahme der mittleren Partikelgröße $x_{50,3}$, erzielt werden kann, z.B. [Müller, J., 1996]. In dieser Arbeit wurde zusätzlich noch ein Scherspalthomogenisator (SSH) zur mechanischen Schlammbeanspruchung eingesetzt. Die mit diesem Gerät erzielten mittleren Partikelgrößen sind in Abbildung 6-1 im Vergleich zu Zerkleinerungsergebnissen, die mit dem Ultraschallhomogenisator (UH 200) und mit der Rührwerkskugelmühle (RWKM) erzielt wurden, dargestellt. Das Zerkleinerungsverhalten des Scherspalthomogenisators ist deutlich schlechter als das der Rührwerkskugelmühle oder des Ultraschallhomogenisators.

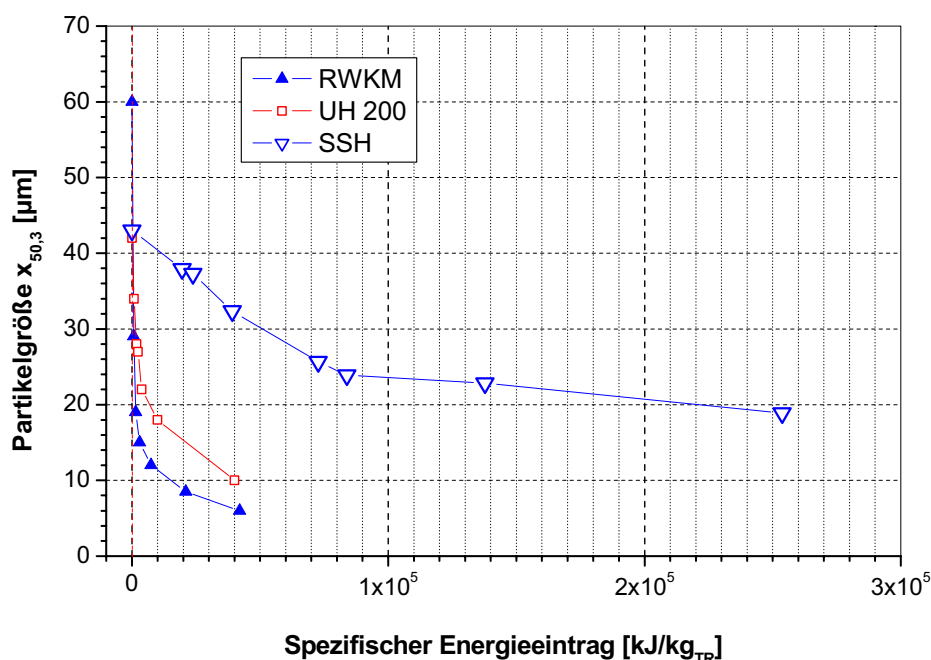


Abbildung 6-1: Einfluss des spezifischen Energieeintrags auf die mittlere Partikelgröße $x_{50,3}$ für verschieden Aufschlussgeräte

Während sowohl mit der Rührwerkskugelmühle als auch mit dem Ultraschallhomogenisator bereits bei einem spezifischen Energieeintrag von nur rund 1.500 kJ/kg_{TSS} eine Abnahme der mittleren Partikelgröße um ca. 50 % erreicht werden konnte, waren dafür mit dem Scherspalthomogenisator über 100.000 kJ/kg_{TSS} notwendig. Zudem ist die in den durchgeführten Versuchen erzielte, minimale mittlere Partikelgröße mit ca. 20 µm deutlich größer als die mit der Rührwerkskugelmühle oder dem Ultraschallhomogenisator. Offenbar sind die mit diesem Gerät auf

die im Schlamm enthaltenen Partikel übertragbaren Kräfte nicht ausreichend, um neben der Zerstörung der Flocken und einer Zerkleinerung größerer Agglomerate auch eine Zerkleinerung kompakterer Agglomerate oder gar eine Zerstörung von Mikroorganismen zu bewirken, welche im Größenbereich von ca. 0,5 bis 5 μm liegen [Schlegel, H. G., 1992]. Mit der Rührwerkskugelmühle und mit dem Hochdruckhomogenisator ist dies hingegen möglich [Kampen, I. et al., 2004]. Dies sollte sich somit auch in den Aufschlussgraden widerspiegeln.

6.1.1.2 Aufschlussgrade Sauerstoffzehrung (A_S) und CSB-Freisetzung (A_{CSB})

In Abbildung 6-2 und Abbildung 6-3 sind die in den durchgeführten Versuchen erzielten Aufschlussgrade A_S und A_{CSB} in Abhängigkeit vom spezifischen Energieeintrag dargestellt.

Hinsichtlich einer Inaktivierung der Stoffwechselfunktion der im Schlamm enthaltenen Mikroorganismen, wiedergegeben durch den Aufschlussgrad A_S , arbeitet der Hochdruckhomogenisator von allen untersuchten Geräten erwartungsgemäß am energieeffizientesten, vgl. z.B. [Müller, J., 1996].

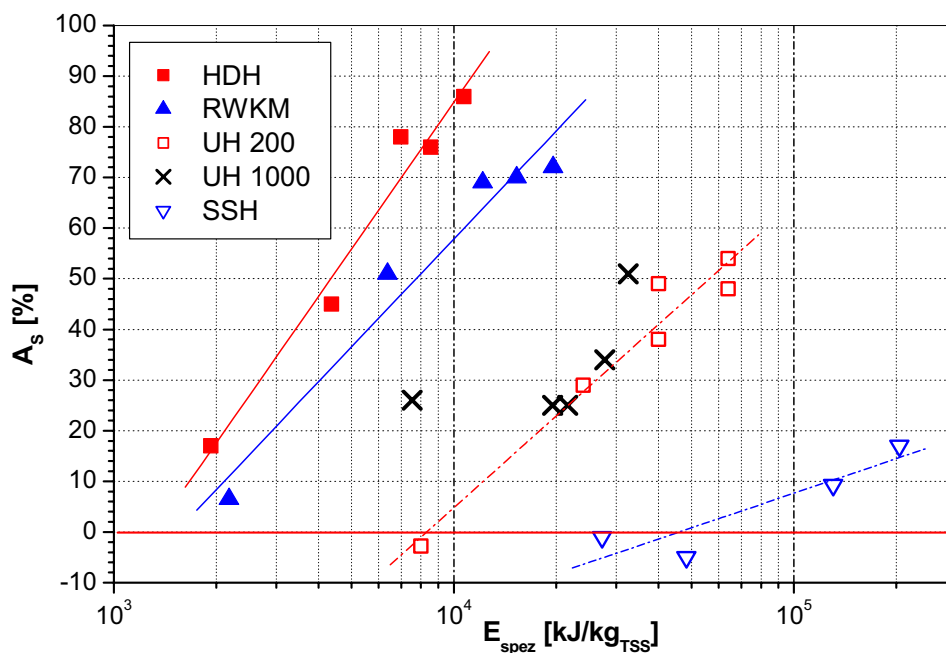


Abbildung 6-2: Mit verschiedenen Aufschlussgeräten erzielte Aufschlussgrade A_S in Abhängigkeit vom spezifischen Energieeintrag

Mit dem Scherspalthomogenisator und bei dem niedrigsten spezifischen Energieeintrag auch mit dem Ultraschallhomogenisator UH 200 wurden negative Aufschlussgrade A_S gemessen. Dies ist gleichbedeutend mit einer Aktivierung der im Schlamm enthaltenen Mikroorganismen. Bei diesen Versuchen kam es, wie aus Abbildung 6-3 ersichtlich, nicht zu einer nennenswerten Zerstörung von Mikroorganismen. Eine Flockenzerstörung fand jedoch bereits statt. Dadurch konnten die

inneren Bereiche der Flocken besser mit Sauerstoff und Substrat versorgt werden, was am Ende in einer Erhöhung der gemessenen Sauerstoffaufnahme im Vergleich zur unbehandelten Probe resultierte. Somit ist also durch mechanische Beanspruchungen neben einer Inaktivierung auch eine Erhöhung der Stoffwechselleistung von Schlämmen, gemessen als Sauerstoffaufnahme, möglich.

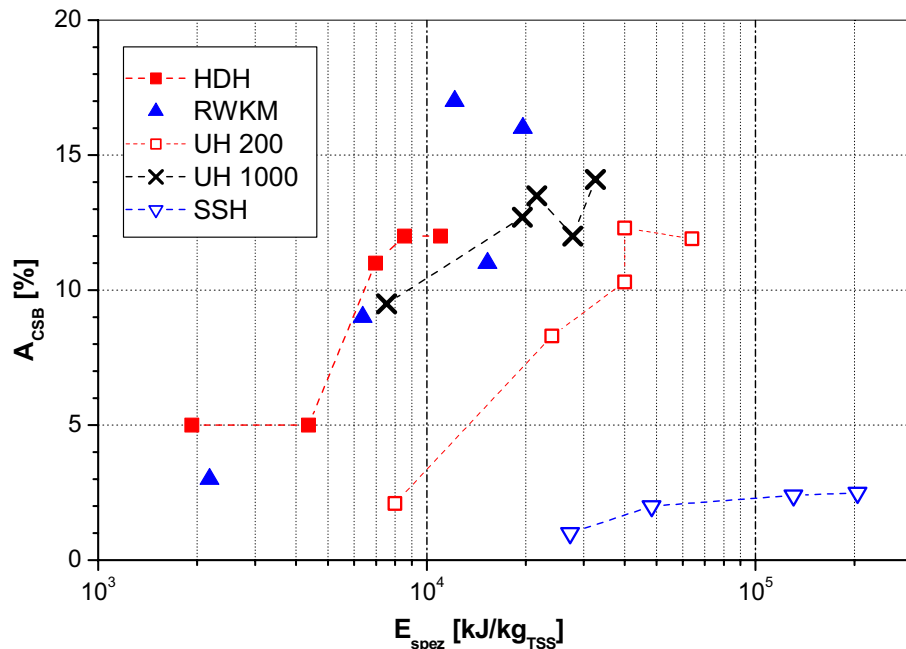


Abbildung 6-3: Mit verschiedenen Aufschlussgeräten erzielte Aufschlussgrade A_{CSB} in Abhängigkeit vom spezifischen Energieeintrag

Bei der CSB-Freisetzung, dargestellt als A_{CSB} , wurden mit dem Hochdruckhomogenisator und der Rührwerkskugelmühle hingegen vergleichbare Ergebnisse erzielt. Die bereits bei der Betrachtung der Partikelgröße getroffenen Überlegungen hinsichtlich der Wirkung des Scherspalthomogenisators werden bestätigt. Eine nennenswerte Freisetzung von organischen Zellinhaltsstoffen konnte mit dem Scherspalthomogenisator auch bei sehr hohen Energieeinträgen nicht erzielt werden. Die geringe gemessene CSB-Freisetzung kann auf das Aufbrechen der Schlammflocken und damit auf eine Freisetzung von extrazellulären, polymeren Substanzen, die für den Aufbau der Flockenstruktur verantwortlich sind, zurückgeführt werden.

6.1.2 Einfluss der Beanspruchung auf den Ausbeutekoeffizienten

Bei den durchgeführten Versuchen wurden, wie oben gezeigt, abhängig vom spezifischen Energieeintrag und vom verwendeten Beanspruchungsgerät, unterschiedliche Aufschlussgrade und unterschiedliche mittlere Partikelgrößen erzielt. Dies hatte sehr unterschiedliche Auswirkungen auf den zeitlichen Verlauf der Sauerstoffaufnahme während der Respirationsmessungen.

Abbildung 6-4 zeigt den zeitlichen Verlauf der Sauerstoffaufnahme eines unbehandelten Schlammes nach Zugabe des Substrates. Vor Substratzugabe ist die Sauerstoffaufnahme des Schlammes auf einem sehr niedrigen Niveau, dies entspricht der endogenen Atmung. Direkt nach Substratzugabe steigt die Sauerstoffaufnahme für einen kurzen Zeitraum auf ein Maximum an. In dieser Phase werden die biologisch direkt abbaubaren Bestandteile des Substrates abgebaut. Wenn diese vollständig verwertet worden sind, sinkt die OUR umgehend auf ein niedrigeres Niveau ab und nimmt mit der Zeit immer weiter ab. In dieser Phase werden die schwerer abbaubaren Substratbestandteile von den im Schlamm enthaltenen Mikroorganismen veratmet. Wenn kein Substrat mehr für den Stoffwechsel zur Verfügung steht, sinkt die Sauerstoffaufnahme wieder auf annähernd das Niveau der endogenen Atmung zu Beginn des Versuchs ab.

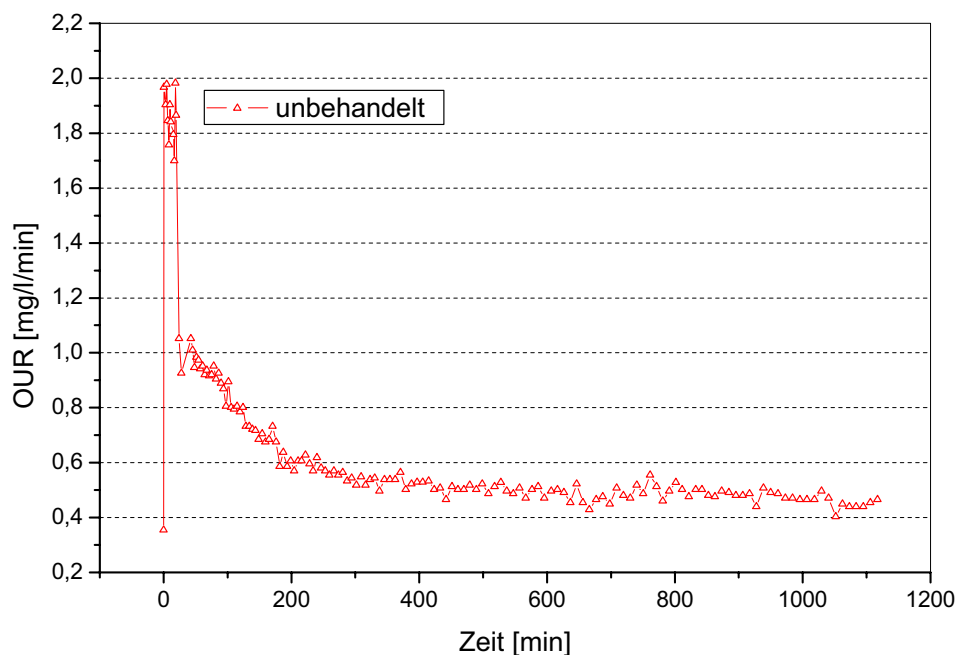


Abbildung 6-4: zeitlicher Verlauf der Sauerstoffaufnahme eines unbehandelten Schlammes nach Zugabe des Substrats

Das im Vergleich zum Anfangswert leicht höhere Niveau der endogenen Atmung am Versuchsende ist durch eine leichte Zunahme der aktiven Biomasse während der Versuchsdauer zu erklären. Dies konnte durch Messungen der organischen Trockenmasse vor und nach den Versuchen bestätigt werden. Der hier dargestellte prinzipielle Verlauf ist bei den unbehandelten Schlämmen immer gegeben.

Durch die mechanische Beanspruchung des Schlammes verändert sich je nach verwendetem Gerät und nach eingebrachter spezifischer Energie der zeitliche Verlauf der Sauerstoffaufnahme nach der Substratzugabe. In Abbildung 6-5 sind der Verlauf der Sauerstoffaufnahme eines mechanisch beanspruchten Schlammes nach Substratzugabe und des zugehörigen unbehandelten Schlammes

mes gezeigt. Die Beanspruchung wurde mit dem UH 1000 bei einem spezifischen Energieeintrag von $20.000 \text{ kJ/kg}_{\text{TSS}}$ durchgeführt. Daraus ergaben sich Aufschlussgrade von $A_S = 25 \%$ und $A_{\text{CSB}} = 13 \%$. Bedingt durch die Inaktivierung der Mikroorganismen sank sowohl die anfängliche Sauerstoffaufnahme vor der Zugabe des Substrats als auch die maximale Aufnahmerate beim Abbau der direkt abbaubaren Substratinhaltsstoffe. Zugleich verlängerte sich diese Abbauphase. Weiterhin verlängerte sich die anschließende Phase beim Abbau komplexerer Substrate. Dies kann daran liegen, dass zum Einen auf Grund der Freisetzung organischer Zellinhaltsstoffe mehr Substrat zur Verfügung stand, zum Anderen konnten auf Grund der Inaktivierung eines Teils der Biomasse weniger aktive Mikroorganismen am Stoffwechsel teilnehmen. Die vom beanspruchten Schlamm aufgenommene Sauerstoffmenge war um ca. 40 % höher als die des unbehandelten Schlammes.

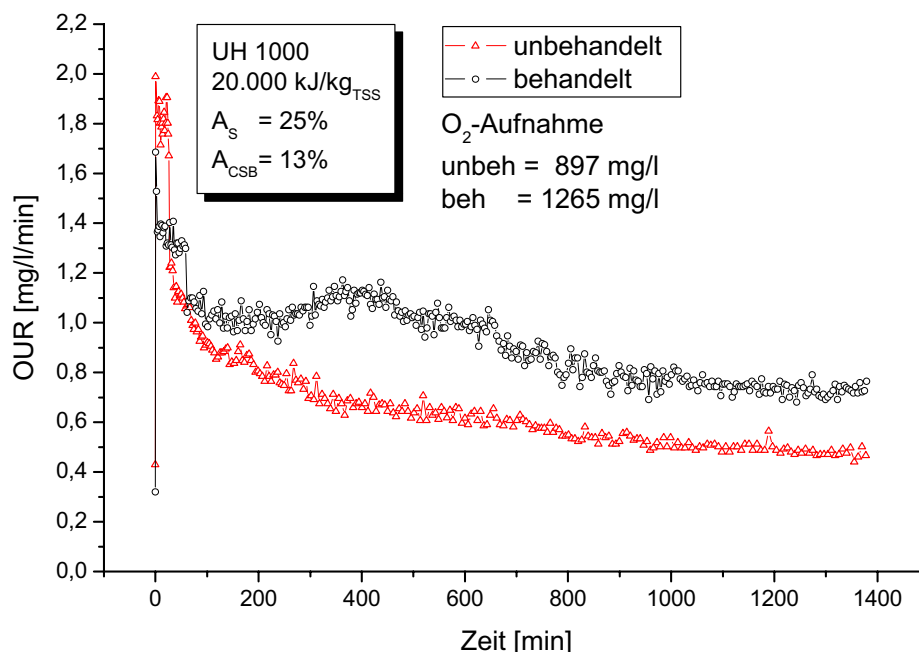


Abbildung 6-5: Zeitlicher OUR-Verlauf nach Zugabe von leicht abbaubarem Substrat, unbehandelter und mech. beanspruchter Schlamm, Beanspruchung mit Ultraschall UH 1000, $E_{\text{spez}} = 20.000 \text{ kJ/kg}_{\text{TSS}}$

Bei Einsatz des Hochdruckhomogenisators und der Rührwerkskugelmühle veränderte sich der zeitliche Verlauf der Sauerstoffaufnahme noch deutlicher. Abbildung 6-6 zeigt einen solchen Verlauf. Der Schlamm wurde in diesem Versuch mit dem Hochdruckhomogenisator mit einem spezifischen Energieeintrag von ca. $11.000 \text{ kJ/kg}_{\text{TSS}}$ beansprucht. Dadurch ergab sich eine Inaktivierung der Biomasse von $A_S = 86 \%$ und eine CSB - Freisetzung von $A_{\text{CSB}} = 12 \%$. Das anfängliche Maximum war kaum noch ausgeprägt. Die Sauerstoffaufnahme stieg langsam auf einen Maximalwert an. Anschließend sank die Sauerstoffaufnahme langsam auf einen etwas tieferen Wert ab, der dann jedoch ebenfalls für mehrere Stunden

konstant blieb, bevor die Sauerstoffaufnahme auf einen Endwert ähnlich des Endniveaus des unbehandelten Schlammes absank. Der verzögerte Anstieg der Sauerstoffaufnahme nach der Zugabe des Substrates deutet auf eine Erholung der inaktivierten Biomasse hin. Nachdem zu Anfang, direkt nach der mechanischen Beanspruchung, ein Großteil der Biomasse nicht am aeroben Stoffwechsel partizipierte, erkennbar am niedrigen Aufschlussgrad A_S , musste diese zunächst regenerieren, um Substrat und Sauerstoff verwerten zu können. Ein Wachstum der zu Beginn noch aktiven Biomasse und somit eine zeitlich verzögerte Erhöhung der Sauerstoffaufnahme des Schlammes sind eher unwahrscheinlich, da die Zeitspanne bis zum Erreichen der maximalen Sauerstoffaufnahme niedriger liegt als die Verdopplungszeit der meisten im Schlamm enthaltenen Mikroorganismen.

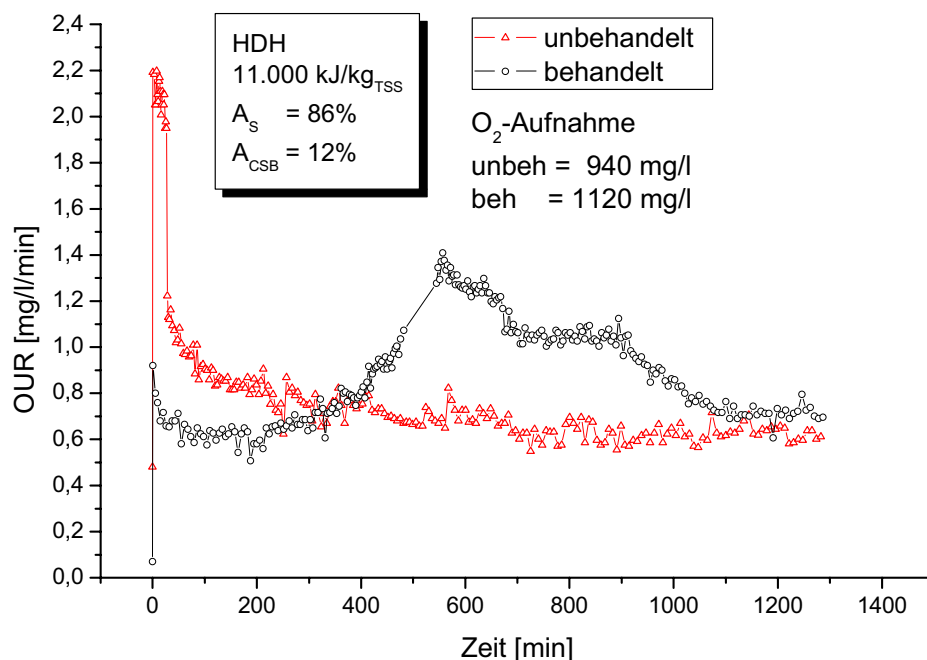


Abbildung 6-6: Zeitlicher OUR-Verlauf nach Zugabe von leicht abbaubarem Substrat, unbehandelter und mech. beanspruchter Schlamm, Beanspruchung im Hochdruckhomogenisator $E_{spez} = 11.000 \text{ kJ/kg}_{TSS}$

In allen Versuchen wurden, mit Ausnahme des Scherspalthomogenisators, unabhängig vom verwendeten Gerät ähnliche Verläufe erzielt. Bei geringen spezifischen Energieeinträgen, und damit verbunden auch geringen Aufschlussgraden, sank die maximale Sauerstoffaufnahme direkt nach Substratzugabe im Vergleich zum unbehandelten Schlamm etwas ab. Die prinzipiellen Verläufe der Sauerstoffaufnahme der behandelten und unbehandelten Schlämme blieben jedoch vergleichbar (siehe Abbildung 6-5). Mit zunehmenden Energieeinträgen und Aufschlussgraden stellte sich bei allen Geräten (außer Scherspalthomogenisator) ein wie in Abbildung 6-6 dargestellter geänderter zeitlicher Verlauf ein. Der

spezifische Energieeintrag, bei dem die Veränderung des Verlaufs der Sauerstoffaufnahme eintrat, war dabei je nach verwendetem Gerät jedoch unterschiedlich hoch. Mit dem Scherspalthomogenisator wurde auch bei sehr hohen Energieeinträgen nicht der in Abbildung 6-6 dargestellte Verlauf erzielt.

Allein über den Verlauf der Sauerstoffaufnahme und über die in der Versuchsdauer aufgenommene Sauerstoffmenge ist jedoch noch keine Aussage hinsichtlich des Einflusses der Beanspruchung auf den Ausbeutekoeffizienten zu treffen. Hierfür müssen, wie in Kapitel 4.3 beschrieben, die aufgenommenen Sauerstoffmengen noch mit der in der Versuchsdauer von den Mikroorganismen aufgenommenen Menge an organischen Stoffen, gemessen als gelöster CSB, verglichen werden. Daraus kann dann die durch die mechanische Beanspruchung hervorgerufene Veränderung des heterotrophen Ausbeutekoeffizienten ΔY_H nach Gleichung 4.14 ermittelt werden. In Tabelle 6-1 sind die in den einzelnen Versuchen erzielten, weiter oben diskutierten Aufschlussgrade sowie die gemessenen heterotrophen Ausbeutekoeffizienten Y_H der unbehandelten und der mechanisch behandelten Schlämme und die daraus berechnete prozentuale Änderung des Ausbeutekoeffizienten ΔY_H zusammengefasst.

Tabelle 6-1: Aufschlussgrade und gemessene Ausbeutekoeffizienten

Gerät	E_{spez} [kJ/kg _{TSS}]	A_{CSB} [%]	A_S [%]	Y_H^{unbeh} [g/g]	Y_H^{beh} [g/g]	ΔY_H [%]
UH 200	8.000	2	-3	0,46	0,48	-4
	24.000	8	29	0,7	0,56	20
	40.000	10	49	0,71	0,5	30
	40.000	12	38	0,63	0,54	14
	64.000	25	54	0,66	0,47	29
	64.000	12	48	0,48	0,36	25
UH 1000	8.000	10	26	0,35	0,37	-6
	20.000	13	25	0,45	0,35	22
	28.000	12	34	0,34	0,27	21
	33.000	14	51	0,55	0,24	56
HDH	2.000	5	17	0,43	0,65	-51
	4.000	5	45	0,51	0,33	35
	7.000	11	78	0,48	0,34	29
	9.000	12	76	0,56	0,33	41
	11.000	12	86	0,44	0,2	55
RWKM	2.000	3	7	0,57	0,44	23
	6.000	9	51	0,52	0,39	25
	12.000	17	69	0,58	0,36	38
	16.000	11	70	0,53	0,18	66
	20.000	16	72	0,54	0,13	76
SSH	27.000	1	-1	0,32	0,37	-16
	48.000	2	-5	0,28	0,38	-36
	130.000	2	9	0,43	0,43	0
	204.000	3	17	0,41	0,42	-2

Um besser evtl. vorhandene Zusammenhänge zwischen der Veränderung des heterotrophen Ausbeutekoeffizienten und der Beanspruchung erkennen zu können, ist im Folgenden die Änderung des Ausbeutekoeffizienten als Funktion des spezifischen Energieeintrags und der Aufschlussgrade dargestellt. In Abbildung 6-7 ist die Veränderung des Ausbeutekoeffizienten als Funktion des spezifischen Energieeintrages für die mit den verschiedenen Geräten durchgeführten Versuche dargestellt. Positive Werte von ΔY_H bedeuten eine Erniedrigung des heterotrophen Ausbeutekoeffizienten durch die mechanische Beanspruchung, negative Werte für ΔY_H bedeuten hingegen eine Erhöhung des Ausbeutekoeffizienten im Vergleich zum unbehandelten Schlamm. Bei allen verwendeten Aufschlussgeräten, mit Ausnahme des Scherspalthomogenisators, bewirkte eine Erhöhung des spezifischen Energieeintrages eine zunehmende Reduzierung des heterotrophen Ausbeutekoeffizienten und damit ansteigende Werte für ΔY_H .

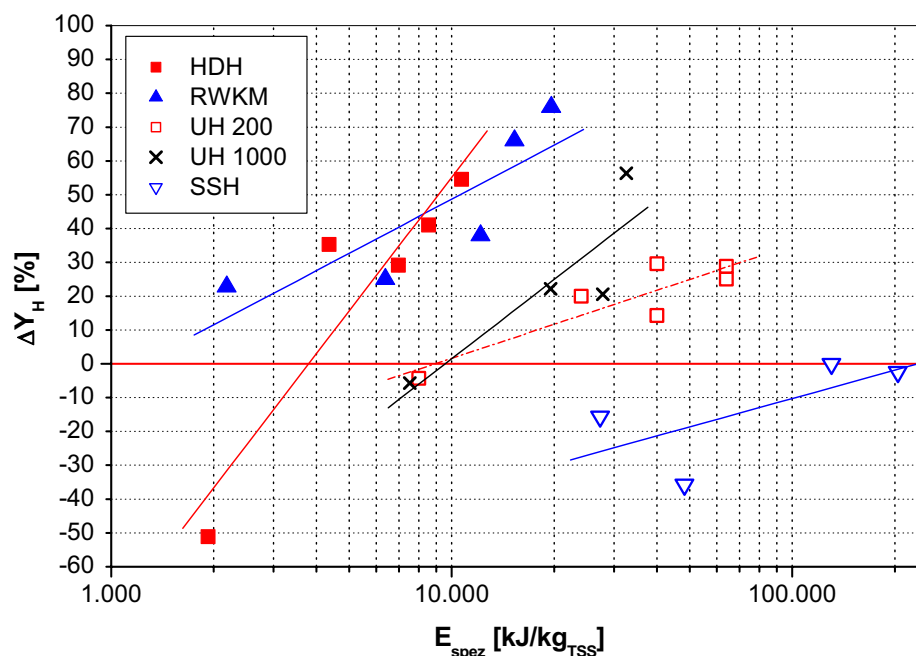


Abbildung 6-7: Veränderung des heterotrophen Ausbeutekoeffizienten ΔY_H in Abhängigkeit vom spezifischen Energieeintrag und vom verwendeten Aufschlussgerät

Beim Scherspalthomogenisator wurde in allen Versuchen der Ausbeutekoeffizient erhöht, resultierend in einem negativem Wert für ΔY_H . Jedoch war auch hier mit steigendem spezifischem Energieeintrag die Erhöhung des Ausbeutekoeffizienten geringer. Auch mit dem Hochdruckhomogenisator wurde durch den geringsten spezifischen Energieeintrag der Ausbeutekoeffizient des mechanisch beanspruchten Schlammes im Vergleich zum unbehandelten Schlamm um über 50 % erhöht, in allen anderen Versuchen wurde er jedoch deutlich reduziert.

Der spezifische Energieeintrag ist zwar eine gute Größe, um unterschiedliche Geräte hinsichtlich ihrer Energieeffizienz vergleichen zu können, er sagt jedoch nichts darüber aus, wie sich die Beanspruchung auf die im Schlamm enthaltenen Feststoffe und Mikroorganismen ausgewirkt hat. Hierfür sind die Aufschlussgradmessungen besser geeignet. Deswegen ist in den Abbildungen 6-8 und 6-9 die Änderung des Ausbeutekoeffizienten als Funktion des Aufschlussgrades A_{CSB} bzw. A_S dargestellt.

Die Darstellung der Reduzierung des Ausbeutekoeffizienten in Abhängigkeit von der CSB-Freisetzung (Abbildung 6-8) zeigt einen tendenziellen Zusammenhang zwischen Aufschlussgrad und Änderung des Ausbeutekoeffizient hinsichtlich zunehmender Reduzierung der Ausbeute mit steigender CSB-Freisetzung. Dabei ist es offenbar egal, mit welchem Gerät der Schlamm beansprucht wurde.

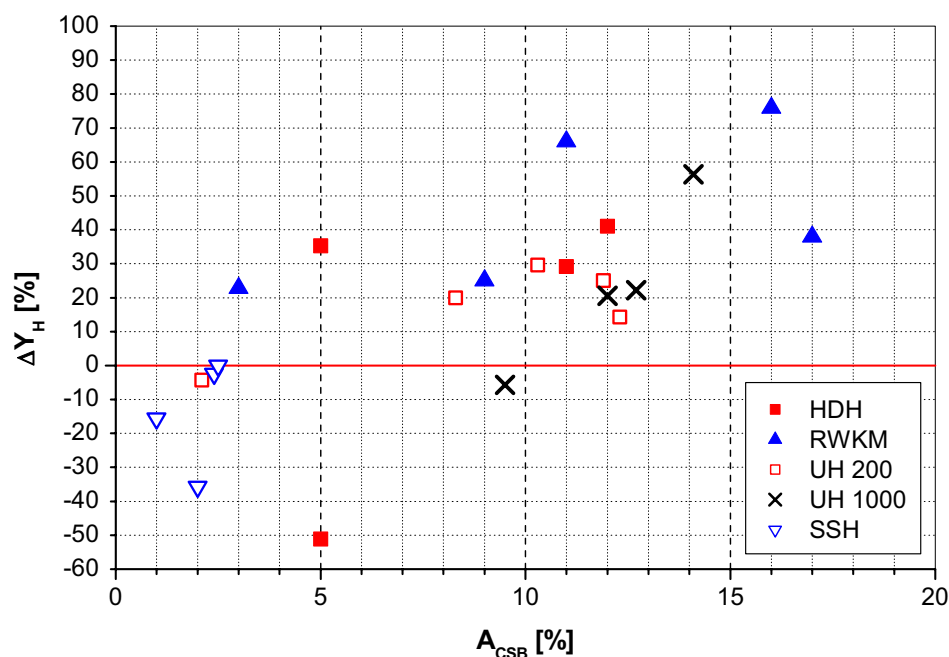


Abbildung 6-8: Veränderung des heterotropen Ausbeutekoeffizienten ΔY_H in Abhängigkeit vom Aufschlussgrad A_{CSB} für verschiedene Aufschlussgeräte

Ähnlich verhält sich der Zusammenhang zwischen dem Aufschlussgrad A_S und der Reduzierung des Ausbeutekoeffizienten. Auch hier gilt qualitativ, je höher der Aufschlussgrad A_S ist, umso stärker ist die Reduzierung des Ausbeutekoeffizienten, unabhängig vom verwendeten Gerät.

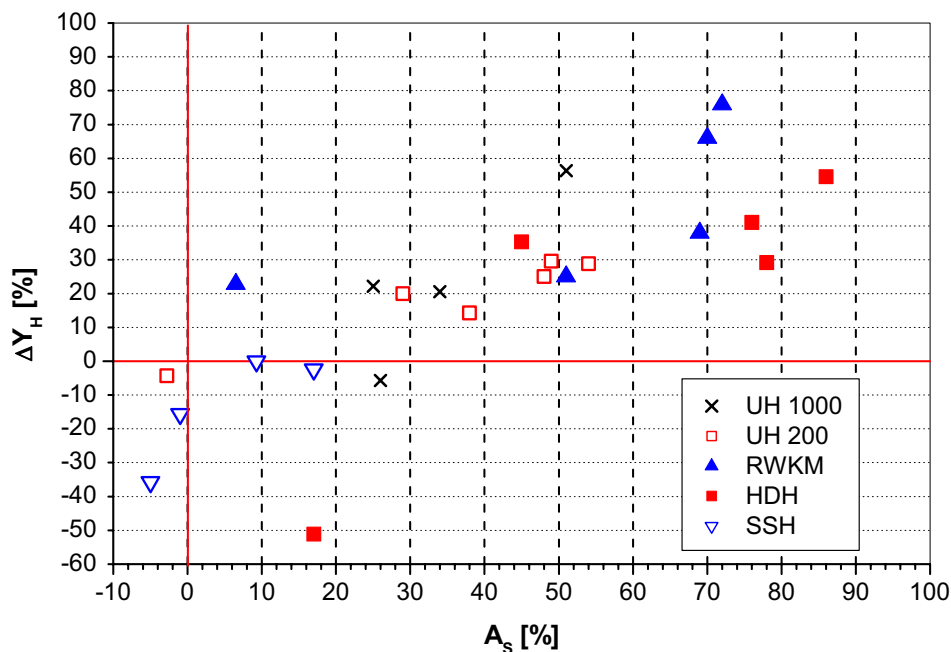


Abbildung 6-9: Veränderung des heterotropen Ausbeutekoeffizienten ΔY_H in Abhängigkeit vom Aufschlussgrad A_S für verschiedene Aufschlussgeräte

Auf Grund der starken Streuung der Messdaten ist eine quantitative Aussage über eine mögliche Reduzierung des Ausbeutekoeffizienten bei einem bestimmten Aufschlussgrad A_S oder A_{CSB} jedoch nicht möglich. Dies ist ein systematisches Problem. Auf Grund der Biodiversität der eingesetzten Schlämme konnten die einzelnen Versuche nicht mit einem absolut einheitlichen Versuchsmaterial durchgeführt werden, so dass eine absolute Reproduzierbarkeit nicht realisierbar war. Es konnte jedoch qualitativ gezeigt werden, dass mit Hilfe mechanischer Beanspruchungen der heterotrophe Ausbeutekoeffizient von Klärschlämmen deutlich abgesenkt werden kann. Somit ist eine Verminderung des Biomassewachstums unter Beibehaltung des Substratabbaus möglich. Zudem zeigt sich, dass eine reine Flockenzerstörung ohne Zellschädigung, wie sie mit dem Scherspalthomogenisator erreicht wird, nicht ausreichend ist, um den Ausbeutekoeffizienten abzusenken.

6.1.3 Biologische Abbaubarkeit des freigesetzten CSB

Neben der Beurteilung des Einflusses einer mechanischen Beanspruchung auf die Biomasseausbeute kann mit Hilfe der Respirationsmessungen auch die biologische Abbaubarkeit organischer Substanzen getestet werden [Spanjers, H. et al., 1998]. Durch die mechanische Schlammbehandlung werden zum Einen die Stoffwechselaktivitäten der Schlämme verändert. Dies kann evtl. zu einer schlechteren Abbauleistung führen. Zum Anderen werden auch organische Zellinhaltsstoffe

freigesetzt, welche unter Umständen nur bedingt während der Versuchsdauer wieder biologisch abbaubar sind.

Durch die mechanische Beanspruchung wurden, mit Ausnahme des Scherspalthomogenisators, zwischen 20 und 180 % des zugegebenen CSB zusätzlich als CSB in Form organischer Zellinhaltsstoffe freigesetzt, d.h. in einigen Versuchen wurde mehr CSB durch den Aufschluss in Lösung gebracht als durch das Extrasubstrat zusätzlich zugegeben wurde. Dadurch erhöhte sich im selben Maße die CSB-Beladung der behandelten Schlämme während der Respirationsmessung. Beim Scherspalthomogenisator lag dieser Wert auf Grund der sehr geringen CSB-Freisetzung nur zwischen 6 und 19 %. Bezieht man die in der Versuchsdauer abgebaute Menge an CSB (nach Gleichung 4.13) auf den zu Versuchsbeginn insgesamt zur Verfügung stehenden CSB, so kann man die Abbaubarkeit des zu Versuchsbeginn zur Verfügung gestandenen CSB bestimmen:

$$\text{Abbau} = \frac{\text{CSB}_{\text{aufgenommen}}}{\text{CSB}_{\text{verfügbar}}} \quad \text{Glg. 6.1}$$

Dabei entspricht für den unbehandelten Schlamm $\text{CSB}_{\text{verfügbar,unbeh}}$ dem durch das Extrasubstrat zugegebenen CSB (siehe Seite 33). Im mechanisch beanspruchten Schlamm ist $\text{CSB}_{\text{verfügbar,beh}}$ die Summe aus dem CSB des Extrasubstrats und dem durch den Aufschluss freigesetzten CSB:

$$\text{CSB}_{\text{verfügbar,beh}} = \text{CSB}_{\text{Substrat}} + \text{CSB}_{\text{beh}} \quad \text{Glg. 6.2}$$

Der CSB-Abbau in den einzelnen Versuchen ist, nach Aufschlussgeräten geordnet, in Abbildung 6-10 dargestellt. Während von den unbehandelten Schlämmen das zur Verfügung stehende Substrat zu mindestens 90 % abgebaut wurde, war in den behandelten Schlämmen der Abbau des Gemisches aus Extrasubstrat und freigesetztem CSB, wiederum mit Ausnahme des Scherspalthomogenisators, deutlich geringer. Die feststoffspezifische Substratbeladung ist in allen Versuchen unter $0,2 \text{ g}_{\text{CSB}}/\text{g}_{\text{VSS}}$ gehalten worden. Dies entspricht nach Spérandio und Paul einer Substratlimitierung [Spérandio, M. and Paul, E., 2000]. Somit ist der schlechtere CSB-Abbau in den behandelten Schlämmen nicht auf ein Substratüberangebot zurückzuführen, sondern auf die schlechtere Abbaubarkeit des Gemisches aus durch den Aufschluss freigesetzten Substrats und zugegebenem Extrasubstrat.

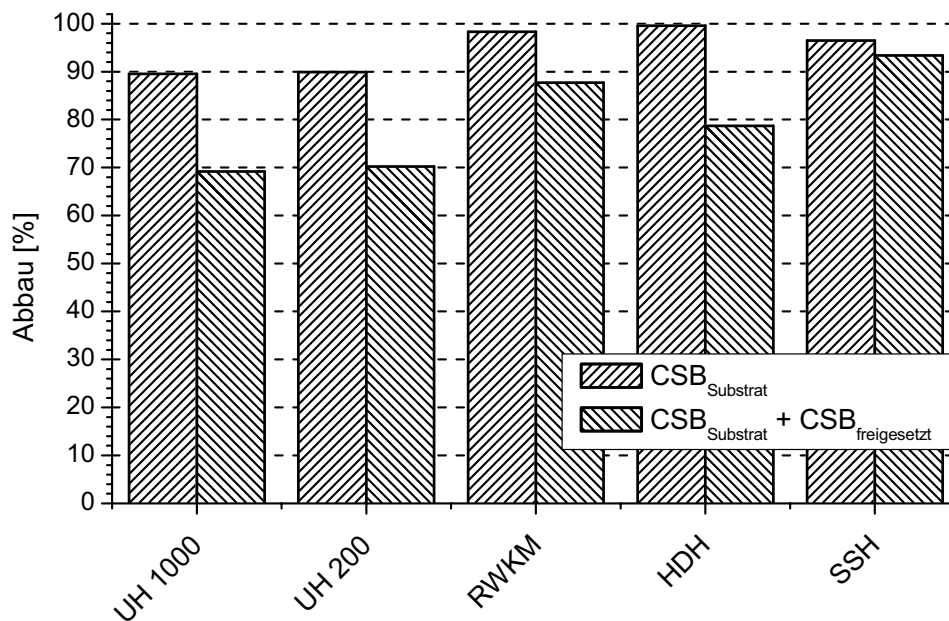


Abbildung 6-10: CSB-Abbaugrade des zugegebenen Extrasubstrats in der unbehandelten Kontrolle und des Gemisches aus Extrasubstrat und freigesetztem CSB im behandelten Schlamm

Unter der Annahme, dass auch im beanspruchten Schlamm die gleiche Menge an zugegebenem Extrasubstrat abgebaut wird wie im unbehandelten Schlamm, kann der Anteil des durch den Aufschluss freigesetzten, während der Versuchszeit nicht abgebauten CSB bestimmt werden:

$$CSB_{n,abgebaut} = CSB_{t2,beh} - CSB_{t2,unbeh} \quad [mg/l] \quad \text{Glg. 6.3}$$

Dabei ist $CSB_{t2,beh}$ die CSB-Konzentration im behandelten Schlamm am Ende des Versuchs (vergleiche Abbildung 4-5) und $CSB_{t2,unbeh}$ die entsprechende Konzentration im unbehandelten Schlamm. In Abbildung 6-11 ist die Menge an nicht abgebautem CSB als Funktion des insgesamt freigesetzten CSB dargestellt. Es ist erkennbar, dass z.T. weniger als 50 % des freigesetzten CSB in der Versuchsdauer abgebaut wurden. Wobei der mit der Rührwerkskugelmühle freigesetzte CSB deutlich besser abbaubar war, als z.B. der durch einen Aufschluss mit dem Hochdruckhomogenisator freigesetzte CSB. Dies kann daran begründet liegen, dass die Rührwerkskugelmühle im Gegensatz zu den anderen Geräten im Betrieb gekühlt wurde, so dass keine zusätzliche thermische Beanspruchung des Schlammes und somit z.B. auch keine Denaturierung freigesetzter Proteine auftreten konnte.

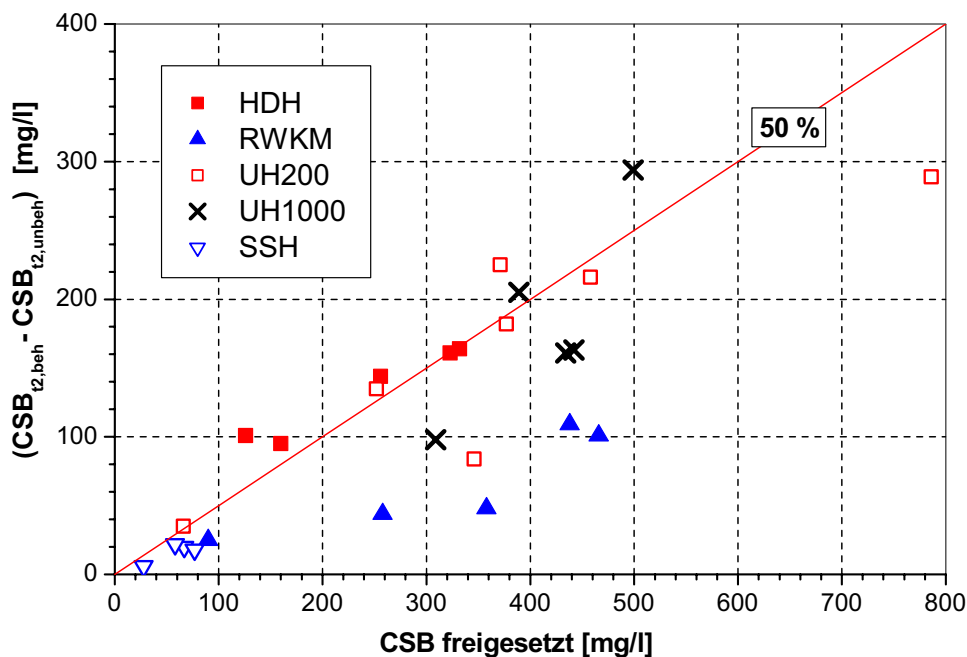


Abbildung 6-11: Nicht abgebauter freigesetzter CSB in Abhängigkeit vom freigesetzten CSB nach der mechanischen Beanspruchung

Aufbauend auf diesen Ergebnissen muss davon ausgegangen werden, dass es durch eine mechanische Behandlung der Schlämme bei der biologischen Abwasserreinigung in einer Kläranlage zu einer Verschlechterung der CSB-Reinigungsleistung und somit zu einer Erhöhung der CSB-Konzentration im Ablauf der Kläranlagen kommen kann. In den hier dargestellten Respirationsversuchen wurden jedoch immer 100 % des Schlammes mechanisch behandelt. Inwiefern sich eine teilweise Behandlung und anschließende Mischung des behandelten Schlammes mit unbehandeltem Schlamm und somit eine Verdünnung des freigesetzten CSB auf den CSB-Abbau auswirkt, kann mit Hilfe der hier diskutierten Ergebnisse nicht beurteilt werden. In Kapitel 6.2.2.1 werden hierzu nähere Betrachtungen an Hand der Ergebnisse der kontinuierlich betriebenen Kläranlage durchgeführt.

6.2 Beeinflussung der biologischen Abwasserreinigung

Mit Hilfe der in Kapitel 4.4 beschriebenen Laborkläranlagen wurde der Einfluss mechanischer Beanspruchungen auf die Überschussschlammproduktion und auf verschiedene wichtige Betriebsgrößen wie z.B. auf die Ablaufqualität und auf die Schlammigenschaften bei der biologischen Abwasserreinigung untersucht. Im Folgenden wird zunächst gesondert der Einfluss der Beanspruchung auf die Schlammproduktion dargestellt, bevor in Kapitel 6.2.2 die Auswirkungen der mechanischen Beanspruchung auf den Gesamtprozess dargestellt werden. Sämtliche

in Kapitel 6.2 diskutierten Ergebnisse sind im Anhang in Tabellenform zusammengefasst.

6.2.1 Überschussschlammproduktion bei mechanischer Beanspruchung

Vor den einzelnen Versuchsläufen wurde jeweils die Vergleichbarkeit der Schlammproduktion der einzelnen Anlagen überprüft. Dazu wurden die Anlagen ohne mechanische Beanspruchung parallel betrieben, bis sich in den Anlagen konstante und gleiche Feststoffgehalte eingestellt hatten. Anschließend wurden die Überschussschlammproduktionen ohne mechanische Beanspruchung über einen Zeitraum von mindestens einem Schlammalter bilanziert. Die Unterschiede in der Überschussschlammproduktion der parallel betriebenen, unbehandelten Anlagen waren dabei maximal 7 %.

6.2.1.1 Einfluss von Stressfrequenz und spezifischem Energieeintrag

In den aufgeführten Versuchen wurden als Parameter der mechanischen Schlammbeanspruchung die Behandlungsfrequenz und der spezifische Energieeintrag variiert. Die Versuche wurden mit dem Ultraschallhomogenisator UH 1000 durchgeführt.

Variation der Stressfrequenz bei konstantem E_{spez}

In den Versuchen 1, 2, 3 und 10 (siehe Tabelle 5-2) wurde der Schlamm jeweils mit einem spezifischen Energieeintrag von ca. 30.000 kJ/kg_{TSS} beansprucht. Die im Wochenmittel täglich beanspruchte Schlammmenge wurde zwischen 10 und 40 % des gesamten Anlagenvolumens variiert. Durch die mechanische Beanspruchung wurden dabei mittlere CSB-Aufschlussgrade zwischen 9,7 und 14,0 % erreicht (siehe Tabelle 6-2). Da die Feststoffgehalte in den Anlagen über den Versuchszeitraum leichten Schwankungen unterlagen und somit auch die bei der Behandlung eingebrachte spezifische Energie an den einzelnen Tagen um einige 1000 kJ/kg_{TSS} nach oben und unten vom Mittelwert abwichen, zeigen auch die CSB-Freisetzen starke Schwankungen. Sie sind jedoch in den vier Versuchen in ähnlichen Größenordnungen. Damit konnten in den einzelnen Versuchen durch die mechanische Beanspruchung offenbar nennenswerte und vergleichbare Zellschädigungen hervorgerufen werden. Zudem konnte in Kapitel 6.1.2 gezeigt werden, dass bei einem spezifischen Energieeintrag von 30.000 kJ/kg_{TSS} mit dem UH 1000 eine deutliche Reduzierung des heterotrophen Ausbeutekoeffizienten erzielt werden kann. Somit waren zwei wichtige Voraussetzungen für eine Reduzierung der Überschussschlammproduktion erfüllt [Salhi, M. *et al.*, 2003], [Camacho, P. *et al.*, 2004], so dass eine Reduzierung der Überschussschlammproduktion zu erwarten ist.

Tabelle 6-2: Über der jeweiligen Versuchsdauer gemittelter spezifischer Energieeintrag und damit erzielte mittlere Aufschlussgrade A_{CSB} mit Standardabweichung

Versuch	1	2	3	10
$E_{\text{spez,mittel}} [\text{kJ/kg}_{\text{TSS}}]$	31.300	31.800	30.800	30.900
$A_{\text{CSB}} [\%]$	$11,4 \pm 3,6$	$9,7 \pm 4,4$	$14,0 \pm 3,1$	$13,3 \pm 3,4$

In den Abbildungen 6-12 und 6-13 ist für die Versuche 1 und 2 die nach Gleichung 4.18 berechnete Produktion organischer Feststoffe, als Funktion des CSB-Abbaus, berechnet nach Gleichung 4.20 bzw. 4.21, dargestellt. Diese Versuche wurden, im Gegensatz zu Versuch 3 und Versuch 10, ohne eine vorgeschaltete Denitrifikation durchgeführt. Mit den gewählten Behandlungsparametern der mechanischen Schlammbeanspruchung konnte in beiden Fällen eine deutliche Reduzierung der Überschussschlammproduktion erzielt werden, erkennbar an den geringeren Steigungen der Messdaten der behandelten Anlagen. Im Versuch 2 kam es direkt nach Beginn der mechanischen Beanspruchung in der behandelten Anlage zunächst sogar zu einer "Vernichtung" von Feststoffen. Dies zeigt sich in den negativen Werten der Schlammproduktion am Anfang.

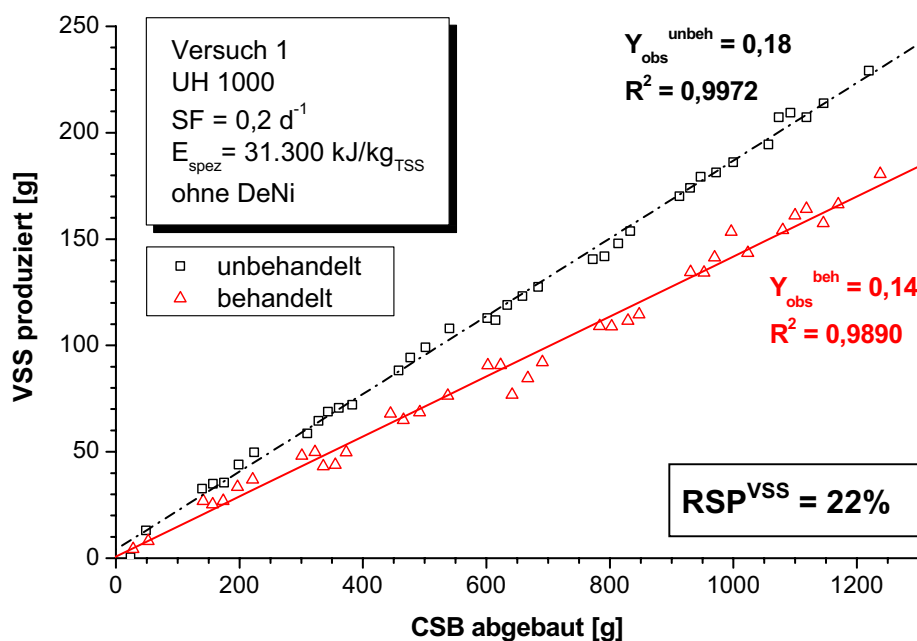


Abbildung 6-12: Überschussschlammproduktion von VSS als Funktion des CSB-Abbaus, mit und ohne mechanische Beanspruchung in Versuch 1

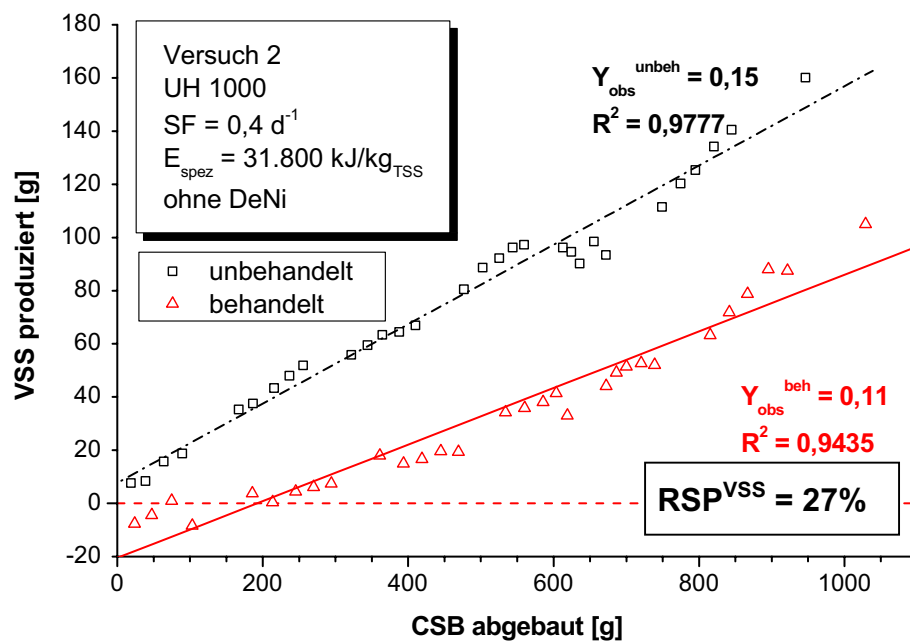


Abbildung 6-13: Überschussschlammproduktion von VSS als Funktion des CSB-Abbaus, mit und ohne mechanische Beanspruchung in Versuch 2

Die Steigung der Linearisierung der Messdaten entspricht der in den einzelnen Versuchen gemessenen Schlammausbeute Y_{obs} . Die Linearisierung wird dabei im Gegensatz zu Gleichung 4.17 nicht durch den Ursprung und den Endwert der Messdaten gezwungen, da nur so die Steigung der Kurve auch der aktuellen mittleren Schlammproduktion beim Abbau des im Abwasser enthaltenen CSB entspricht. Anderenfalls wäre die Steigung der Kurve die über den gesamten Zeitraum erzielte mittlere Schlammausbeute.

In Tabelle 6-3 sind die in den Versuchen 1, 2, 3 und 10 erzielten Überschussschlammproduktionen und die daraus berechneten Reduzierungen der Schlammproduktion zusammengefasst. In allen Versuchen wurde durch die mechanische Beanspruchung eine Reduzierung der Feststoffproduktion erzielt.

Tabelle 6-3: Mit konstantem $E_{spez} \approx 31.000 \text{ kJ/kg}_{TSS}$ und variierter Stressfrequenz erzielte Schlammproduktionen Y_{obs} und berechnete Reduzierung der Überschussschlammproduktion

SF [d ⁻¹]	Versuch	TSS			VSS		
		Y_{obs}^{unbeh} [g _{TSS} /g _{CSB}]	Y_{obs}^{beh} [g _{TSS} /g _{CSB}]	RSP^{TSS} [%]	Y_{obs}^{unbeh} [g _{TSS} /g _{CSB}]	Y_{obs}^{beh} [g _{TSS} /g _{CSB}]	RSP^{VSS} [%]
0,1	3	0,39	0,25	36	0,31	0,20	35
0,1	10	0,27	0,22	19	0,23	0,18	22
0,2	1	0,21	0,16	24	0,18	0,14	22
0,4	2	0,18	0,13	28	0,15	0,11	27

Betrachtet man nur die Versuche 1, 2 und 10, so bewirkt bei gleichem spezifischen Energieeintrag eine Erhöhung der Behandlungsfrequenz eine weitergehende Reduzierung der gebildeten VSS - Menge. In Versuch 3 wurde jedoch mit den gleichen Behandlungsparametern wie in Versuch 10 eine über 50 % höhere Reduzierung der Überschussschlammproduktion erzielt als in Versuch 10. Die Reduzierung der Überschussschlammproduktion war in diesem Versuch auch höher als in den Versuchen mit der höheren Behandlungsfrequenz. Dies widerspricht der oben getroffenen Annahme. Die Überschussschlammproduktion in der unbehandelten Anlage war in Versuch 3 für TSS um über 40 % und für VSS um 35 % höher als in der unbehandelten Anlage in Versuch 10. Die Schlammproduktionen in den behandelten Anlagen waren jedoch in der gleichen Größenordnung. Somit ist durch die deutlich höhere Feststoffproduktion der Kontrollanlage die rechnerisch stärkere Reduzierung der Überschussschlammproduktion begründet.

Dies zeigt sehr gut ein generelles Problem bei allen durchgeführten Versuchen auf. Da eine Reduzierung der Überschussschlammproduktion immer nur im Vergleich mit einem unbehandelten System quantifiziert werden kann, sind die Ergebnisse nicht nur vom Einfluss der Beanspruchung auf das Schlammwachstum der behandelten Anlage abhängig, sondern auch von der Effizienz der unbehandelten Kontrollanlage. Diese kann, wie auch schon bei den Messungen des Ausbeutekoeffizienten gezeigt, bei biologischen Systemen, trotz ähnlicher Rahmenbedingungen, wie z.B. der Abwasserzusammensetzung, sehr unterschiedlich sein. Quantitative Aussagen über den unterschiedlichen Einfluss der verschiedenen Beanspruchungsparameter mit absoluten Zahlenwerten zur Änderung der Überschussschlammproduktion sind somit nur möglich, wenn die verschiedenen Versuche parallel zur gleichen Kontrollanlage liefen. Versuche, die mit unterschiedlichen Kontrollanlagen verglichen werden, sind in erster Linie qualitativ zu bewerten.

Variation des spezifischen Energieeintrags bei konstanter Stressfrequenz

Im Vergleich zu Versuch 1 wurde in Versuch 4 bei gleicher Stressfrequenz von $0,2 \text{ d}^{-1}$ der spezifische Energieeintrag auf $17.000 \text{ kJ/Kg}_{\text{TSS}}$ abgesenkt. Mit diesem Energieeintrag wurde jedoch im Schnitt immer noch ein CSB-Aufschlussgrad von 8,9 % bewirkt. Trotz des deutlich abgesenkten spezifischen Energieeintrags konnte die Reduzierung der Überschussschlammproduktion auf 41 % für TSS bzw. 42 % für VSS gesteigert und damit im Vergleich zu Versuch 1 nahezu verdoppelt werden. Auch hier stellt sich jedoch das Problem, dass die unbehandelten Vergleichsanlagen sehr unterschiedliche Überschussschlammproduktionen aufwiesen. Zu Versuchsbeginn befanden sich in den Versuchen in der behandelten und in der unbehandelten Anlage jeweils die gleichen Schlämme mit vergleichbaren Überschussschlammproduktionen. Da sich die Kontrollanlagen der beiden Versuche deutlich in ihrer Überschussschlammproduktion unterschieden, müssen somit

auch in den behandelten Anlagen unterschiedliche Schlämme enthalten gewesen sein, die offenbar unterschiedlich stark durch die mechanische Behandlung beeinflusst wurden. Dies zeigt sich auch an den vergleichbaren CSB - Freisetzungen trotz des halbierten spezifischen Energieeintrags.

Beanspruchung mit einem konstanten Produkt von $SF * E_{spez}$

In Tabelle 6-4 sind die gemessenen Überschussschlammproduktionen der vier Versuche mit einem konstantem Produkt aus spezifischem Energieeintrag und Behandlungsfrequenz von ca. 3.000 kJ/(kg_{TSS}*d) dargestellt. Die Versuche 3 und 4 wurden parallel betrieben, d.h. sie beziehen sich auf die gleiche unbehandelte Kontrollanlage. Somit sind die hier erzielten Werte ohne Einschränkungen vergleichbar. Unter Berücksichtigung der eingangs erwähnten allgemeinen Schwankung in der Überschussschlammproduktion zwischen den Anlagen wurde mit beiden Versuchseinstellungen eine vergleichbare Reduzierung der Überschussschlammproduktion erzielt. Die Unterschiede zwischen Versuch 3 und Versuch 10 wurden bereits weiter oben diskutiert. In Versuch 9 wurde täglich ein sehr hoher spezifischer Energieeintrag auf ein vergleichsweise geringes Beanspruchungsvolumen von nur 5 % des Anlagenvolumens eingebracht. In diesem Volumen wurde durch den hohen Energieeintrag eine entsprechend hohe CSB-Freisetzung erzielt. Der mittlere Aufschlussgrad betrug 20 %. Trotz des starken Aufschlusses wurde in dieser Anlage eine leichte Erhöhung der Schlammproduktion gemessen. Diese liegt jedoch im Bereich der oben aufgeführten allgemeinen Abweichungen zwischen den Anlagen von 7 %. Somit hatte diese Kombination von Beanspruchungsparametern keinen eindeutigen Einfluss auf die Überschussschlammproduktion. Offenbar wurde die starke Schlammveränderung im behandelten Teilvolumen vom unbehandelten Restvolumen der Kläranlage so weit abgeschwächt, dass sich im Gesamtsystem keine Änderung der Schlammproduktion ergab.

Tabelle 6-4: Mit $E_{spez} * SF \approx 3.000 \text{ kJ}/(\text{kg}_{\text{TSS}} * \text{d})$ erzielte Schlammproduktionen Y_{obs} und berechnete Änderung der Überschussschlammproduktion

SF [d ⁻¹]	E_{spez} [kJ/kg _{TSS}]	Versuch	TSS			VSS		
			$Y_{\text{obs}}^{\text{unbeh}}$ [g _{TSS} /g _{CSB}]	$Y_{\text{obs}}^{\text{beh}}$ [g _{TSS} /g _{CSB}]	RSP^{TSS} [%]	$Y_{\text{obs}}^{\text{unbeh}}$ [g _{TSS} /g _{CSB}]	$Y_{\text{obs}}^{\text{beh}}$ [g _{TSS} /g _{CSB}]	RSP^{VSS} [%]
0,1	30.800	3	0,39	0,25	36	0,31	0,20	35
0,2	17.000	4	0,39	0,23	41	0,31	0,18	42
0,05	53.000	9	0,25	0,27	- 8	0,20	0,21	- 5
0,1	30.900	10	0,27	0,22	19	0,23	0,18	22

Niedrigenergetischer Aufschluss

In Versuch 8 wurde der tägliche spezifische Energieeintrag auf $800 \text{ kJ}/(\text{kg}_{\text{TSS}} \cdot \text{d})$ abgesenkt. Durch die niedrigenergetische Beanspruchung des Schlammes mit nur $2.000 \text{ kJ}/\text{kg}_{\text{TSS}}$ wurde nur noch ein Aufschlussgrad A_{CSB} von im Mittel 4 % erwirkt. Abbildung 6-14 zeigt die Überschussschlammproduktion von VSS als Funktion des CSB-Abbaus der behandelten und der unbehandelten Anlage dieses Versuchs. Durch die niedrigenergetische Beanspruchung wurde die Überschussschlammproduktion in der behandelten Anlage stark angeregt. Anstelle einer Reduzierung der Schlammproduktion wurde mit den gewählten Versuchsparametern eine *Erhöhung der Produktion* von TSS um 28 % und von VSS um 30 % bewirkt.

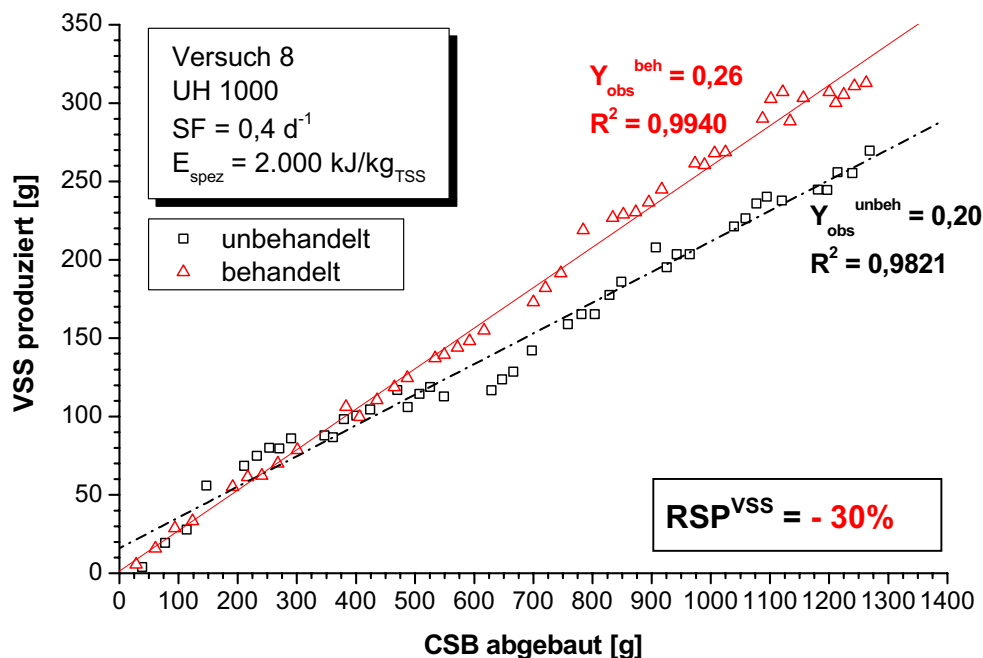


Abbildung 6-14: Überschussschlammproduktion von VSS als Funktion des CSB-Abbaus, mit und ohne mechanische Beanspruchung in Versuch 8

Dies deckt sich mit den Untersuchungen zum Einfluss der mechanischen Beanspruchung auf den heterotrophen Ausbeutekoeffizienten. Auch hier wurde durch eine niedrigenergetische Beanspruchung des Schlammes ohne adäquate Inaktivierung oder Zellschädigung eine Verstärkung des Wachstum der heterotrophen Biomasse erzielt. Durch einen geringen spezifischen Energieeintrag wurde lediglich eine Zerstörung der Flockenstruktur bewirkt, so dass durch die Reduzierung

der Flockengröße die Versorgung der in den Flocken enthaltenen Mikroorganismen mit Nährstoffen und Sauerstoff begünstigt wurde. Eine gleichzeitige Beeinträchtigung der einzelnen Organismen fand jedoch nicht statt. Dadurch wurde in der Gesamtbilanz das Biomassewachstum offenbar begünstigt.

6.2.1.2 Gerätevergleich

Die bisher diskutierten Versuche wurden alle mit dem Ultraschallhomogenisator UIP 1000 durchgeführt. Wie in Kapitel 5.2.2 aufgeführt, wurden die Behandlungsparameter aus Versuch 1 auch als Parameter für je einen Versuch mit der Rührwerkskugelmühle und dem Hochdruckhomogenisator gewählt.

Während mit dem UH 1000 mit dem spezifischen Energieeintrag von ca. 30.00 kJ/kg_{TSS} ein mittlerer A_{CSB} von 11,4 % erzielt wurde, wurde mit den gleichen Parametern mit der Rührwerkskugelmühle ein mittlerer CSB-Aufschlussgrad von 14,2 % erzielt, mit dem Hochdruckhomogenisator ein Aufschlussgrad von 20,6 %. In Tabelle 6-5 sind die mit den unterschiedlichen Geräten erzielten Reduzierungen der Überschussschlammproduktion zusammengefasst. Mit der Rührwerkskugelmühle konnte im Vergleich zum Ultraschallhomogenisator die Reduzierung der Überschussschlammproduktion hinsichtlich einer Akkumulation von TSS um über 50 % und für VSS um über 70 % auf $RSP^{TSS} = 36 \%$ bzw. $RSP^{VSS} = 39 \%$ gesteigert werden. Mit dem Hochdruckhomogenisator konnte im Vergleich zum Ultraschallhomogenisator die Reduzierung der Schlammproduktion sogar auf 72 % der TSS - Produktion bzw. 70 % für die VSS - Produktion erhöht und damit verdreifacht werden. Der Hochdruckhomogenisator ist somit bei den gewählten Beanspruchungsbedingungen unter energetischen Gesichtspunkten im Vergleich zu den anderen Geräten das geeignetste Aufschlussgerät.

Tabelle 6-5: Mit verschiedenen Aufschlussgeräten erzielte Reduzierung der Überschussschlammproduktion bei gleichem $E_{spez} \approx 30.000 \text{ kJ/kg}_{TSS}$ und $SF = 0,2 \text{ d}^{-1}$

Gerät	Versuch	TSS			VSS		
		Y_{obs}^{unbeh}	Y_{obs}^{beh}	RSP^{TSS}	Y_{obs}^{unbeh}	Y_{obs}^{beh}	RSP^{VSS}
		[g _{TSS} /g _{CSB}]	[g _{TSS} /g _{CSB}]	[%]	[g _{TSS} /g _{CSB}]	[g _{TSS} /g _{CSB}]	[%]
UH	1	0,21	0,16	24	0,18	0,14	22
RWKM	5	0,39	0,25	36	0,31	0,19	39
HDH	7	0,25	0,07	72	0,2	0,06	70

6.2.1.3 Einfluss des Schlammalters

In Versuch 6 wurden die Kontrollanlage und die Anlage mit mechanischer Schlammbehandlung als Membranbelebungsanlagen mit einem Schlammalter vor der Behandlung von $t_{TSS,0} = 55$ d betrieben. Der Feststoffgehalt im Schlamm der beiden Anlagen hatte sich dadurch auf über $8,5 \text{ g}_{TSS}/\text{l}$ erhöht. Der Schlamm wurde mit dem Ultraschallhomogenisator mit den gleichen Beanspruchungsparametern wie in Versuch 4 behandelt. Dieser konnte in der behandelten Anlage jedoch nicht dauerhaft gehalten werden. Durch die Behandlung und durch eine zu Beginn des Versuches stattgefundenen, versehentlich zu starke Schlammmentnahme sank der Feststoffgehalt in der behandelten Anlage über weite Strecken auf ca. $6 \text{ g}_{TSS}/\text{l}$. Der mittlere spezifische Energieeintrag von $16.000 \text{ kJ/kg}_{TSS}$ bewirkte einen durchschnittlichen CSB-Aufschlussgrad von 7 %. Trotz des höheren Feststoffgehaltes des Schlammes ist dies etwas niedriger als der in Versuch 4 mit gleichem spezifischem Energieeintrag und einer mittleren Feststoffkonzentration von $2,6 \text{ g}_{TSS}/\text{l}$ erzielte Aufschlussgrad von knapp 9 %. Während in Versuch 4 mit den gewählten Parametern eine Reduzierung der Überschussschlammproduktion von rund 40 % erzielt wurde, konnten mit den gleichen Behandlungsparametern mit der Membranbelebungsanlage die Überschussschlammproduktion um fast 70 % reduziert werden (siehe Tabelle 6-6). Dabei wurden der behandelten Anlage während des gesamten Versuchszeitraums von 82 Tagen lediglich Feststoffe zur Probenanalyse entnommen. Zur Regulierung des Feststoffgehaltes im System mussten auf Grund des niedrigen TSS - Gehaltes nur einmal zu Beginn und an zwei weiteren Tagen jeweils etwas mehr als 1 Liter Schlamm entnommen werden.

Tabelle 6-6: Mit $E_{spez} \approx 16.000 \text{ kJ/kg}_{TSS}$ und $SF = 0,2 \text{ d}^{-1}$ bei zu Beginn der Beanspruchung verschiedenen Schlammaltern $t_{TSS,0}$ erzielte Überschussschlammproduktionen, Beanspruchung mit Ultraschall

Versuch	$t_{TSS,0}$ [d]	TSS			VSS		
		Y_{obs}^{unbeh}	Y_{obs}^{beh}	RSP^{TSS}	Y_{obs}^{unbeh}	Y_{obs}^{beh}	RSP^{VSS}
		[$\text{g}_{TSS}/\text{g}_{CSB}$]	[$\text{g}_{TSS}/\text{g}_{CSB}$]	[%]	[$\text{g}_{TSS}/\text{g}_{CSB}$]	[$\text{g}_{TSS}/\text{g}_{CSB}$]	[%]
4	11	0,39	0,23	41	0,31	0,18	42
6	55	0,19	0,06	68	0,15	0,05	67

6.2.1.4 Einfluss einer vorgeschalteten Eindickung

In den Versuchen 11 und 12 wurde der Schlamm vor der mechanischen Behandlung mit einer Becherzentrifuge eingedickt. Dadurch wurde die Feststoffkonzentration der Schlämme von ca. $1,7 \text{ g}_{TSS}/\text{l}$ auf ungefähr $8,5 \text{ g}_{TSS}/\text{l}$ erhöht. Diese Versuche liefen parallel zu Versuch 10 und hatten somit alle die gleiche Anlage als unbehandelte Kontrolle. Dadurch sind in diesem Fall die Werte der Feststoffproduktion und der Reduzierung der Überschussschlammproduktion ohne die weiter oben beschriebenen Einschränkungen untereinander vergleichbar.

Durch die Eindickung vor der Behandlung wurde der Zellaufschluss deutlich effektiver. In Versuch 11 wurde bei gleichem spezifischem Energieeintrag wie in Versuch 10 von rund 30.000 kJ/kg_{TSS} eine mittlere CSB-Freisetzung von 30 % erzielt (Versuch 10: $A_{CSB} = 13,3 \%$, siehe Tabelle 6-2). Obwohl der spezifische Energieeintrag in Versuch 12 nur bei ca. einem Fünftel des spezifischen Energieeintrags von Versuch 10 lag, konnte eine vergleichbare mittlere CSB-Freisetzung von 11,1 % erreicht werden.

Durch die Eindickung konnte bei gleichem spezifischem Energieeintrag in Versuch 11 im Vergleich zu Versuch 10 die Reduzierung der Überschussschlammproduktion von rund 20 % ohne Eindickung auf über 30 % gesteigert werden (siehe Tabelle 6-7). In Versuch 12 wurde der gleiche volumenbezogene Energieeintrag wie in Versuch 10 verwendet. Durch die erhöhte Feststoffkonzentration nach der Eindickung konnte der spezifische Energieeintrag auf ca. 6.000 kJ/kg_{TSS} gesenkt werden. Dennoch wurde eine vergleichbare Reduzierung der Feststoffproduktion erzielt. Somit ist eine Eindickung des Schlammes vor der Behandlung ein geeignetes Mittel, den spezifischen Energiebedarf für die Behandlung deutlich zu senken. Durch die Eindickung konnte der spezifische Energieeintrag einer Behandlung zum Erreichen einer vergleichbaren Reduzierung der Schlammproduktion ohne Eindickung im gleichem Maße gesenkt werden, wie der Schlamm durch die Behandlung aufkonzentriert wurde.

Tabelle 6-7: Überschussschlammproduktion bei Behandlung mit Ultraschall ohne (Versuch 10) und mit (Versuche 11, 12) Eindickung der Schlämme vor der Behandlung

Versuch	E_{spez} [kJ/kg _{TSS}]	E_{Vol} [kJ/l]	TSS			VSS		
			Y_{obs}^{unbeh} [g _{TSS} /g _{CSB}]	Y_{obs}^{beh} [g _{TSS} /g _{CSB}]	RSP^{TSS} [%]	Y_{obs}^{unbeh} [g _{TSS} /g _{CSB}]	Y_{obs}^{beh} [g _{TSS} /g _{CSB}]	RSP^{VSS} [%]
10	30.900	59	0,27	0,22	19	0,23	0,18	22
11	29.000	260	0,27	0,18	33	0,23	0,15	35
12	6.300	58	0,27	0,23	15	0,23	0,19	17

6.2.2 Prozessqualität

Im letzten Kapitel wurde gezeigt, dass durch eine mechanische Schlammbeanspruchung eine deutliche Reduzierung der Überschussschlammproduktion erzielt werden kann. Für den Gesamtprozess der biologischen Abwasserreinigung ist es jedoch auch wichtig, dass durch die Beanspruchung die Reinigungsleistung der Anlage und somit die Ablaufqualität sowie die Schlammigenschaften nicht negativ verändert werden. Deshalb wurden in den einzelnen Versuchen auch die in Kapitel 4.4.4 beschriebenen Prozessgrößen der biologischen Abwasserreinigung überwacht. Im Folgenden wird zunächst der Einfluss der mechanischen Schlammbehandlung auf die Reinigungsleistung und die Ablaufqualität dargestellt. Anschließend wird der Einfluss auf die Schlammigenschaften aufgezeigt.

6.2.2.1 Reinigungsleistung und Ablaufqualität

Der Einfluss der mechanischen Beanspruchung auf die Reinigungsleistung der Kläranlage und auf die Qualität des Ablaufs wurden sowohl im membranfiltrierten Ablauf der Laborkläranlagen überwacht als auch in Stichproben an Überständen von sedimentierten Schlämmen. Durch diese Stichproben kann ein Eindruck gegeben werden, wie sich eine mechanische Schlammbehandlung auf die Ablaufqualität einer Kläranlage mit einem Sedimentationsbecken zur Nachklärung auswirkt.

CSB

Durch die mechanische Schlammbeanspruchung wurden im behandelten Volumen verstärkt Zellinhaltsstoffe in Lösung gebracht, gemessen als A_{CSB} . Da diese anschließend wieder in die Kläranlage zurückgegeben wurden, erhöhte sich die CSB - Belastung der behandelten Kläranlagen, wie in Abbildung 6-15 gezeigt, je nach gewählten Beanspruchungsparametern zwischen 3,5 und 14 %.

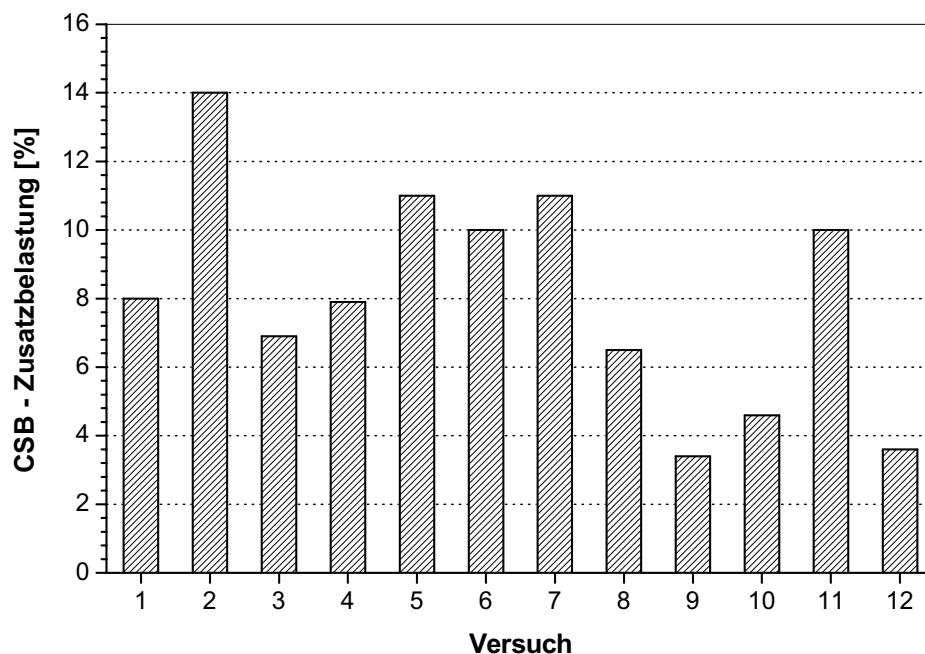


Abbildung 6-15: Durch die mechanische Schlammbelastung hervorgerufenen CSB - Zusatzbelastung der Anlagen in Prozent der Reinigungsleistung der Anlagen

Trotz der erhöhten Belastung der Anlagen mit gelöstem CSB wurde, wie in Abbildung 6-16 gezeigt, in den meisten Versuchen unter Berücksichtigung der starken Schwankungen der Ablaufkonzentrationen keine Erhöhung der CSB - Konzentration im Ablauf der Membranen gemessen. Lediglich in Versuch 6 (Betriebsführung mit erhöhtem Schlammalter) und in Versuch 11 (Beanspruchung von eingedicktem Schlamm mit $E_{spez} = 29.000 \text{ kJ/kg}_{TSS}$ und $SF = 0,1 \text{ d}^{-1}$) wurde die

CSB - Ablaufkonzentration durch die mechanische Beanspruchung deutlich erhöht. In den meisten Versuchen lag die mittlere CSB - Ablaufkonzentration der behandelten Anlagen im Rahmen der Standardabweichung sogar leicht niedriger als die der unbehandelten Anlagen. Aufbauend auf den Abbauwerten von gelöstem CSB während der Respirationmessungen wurde in Kapitel 6.1.3 angenommen, dass durch die mechanische Beanspruchung die CSB - Ablaufqualität der Kläranlagen evtl. verschlechtert wird. Diese Überlegung kann mit den hier dargestellten Ergebnissen nicht bestätigt werden. Dies kann durch das im Verhältnis zum gesamten Anlagenvolumen geringe Beanspruchungsvolumen erklärt werden. Nach Rückgabe dieses Teilvolumens in die Anlagen tritt eine deutliche Verdünnung ein. Dadurch verringert sich die Konzentration an freigesetztem CSB, was offenbar einen schnelleren biologischen Abbau der freigesetzten organischen Zellinhaltsstoffe ermöglichte.

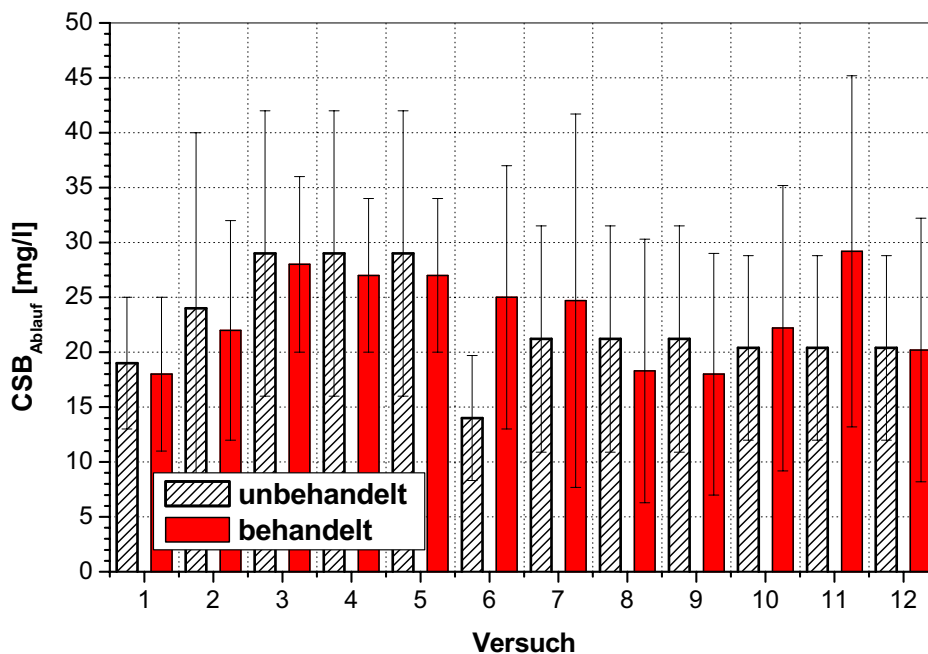


Abbildung 6-16: Mittlere CSB_{gelöst} - Konzentrationen und Standardabweichungen im membranfiltrierten Ablauf der Kläranlagen

Die prozentuale CSB - Reinigungsleistung der Kläranlagen wurde durch die mechanische Beanspruchung und die erhöhte CSB - Belastung der behandelten Anlagen, wiederum mit Ausnahme der Versuche 6 und 11, ebenfalls nicht negativ verändert (siehe Abbildung 6-17). In den Versuchen 6 und 11 lag der mittlere CSB - Abbaugrad jedoch immer noch bei über 95 % und auch die mittlere CSB - Ablaufkonzentration lag in allen Versuchen unter 30 mg/l.

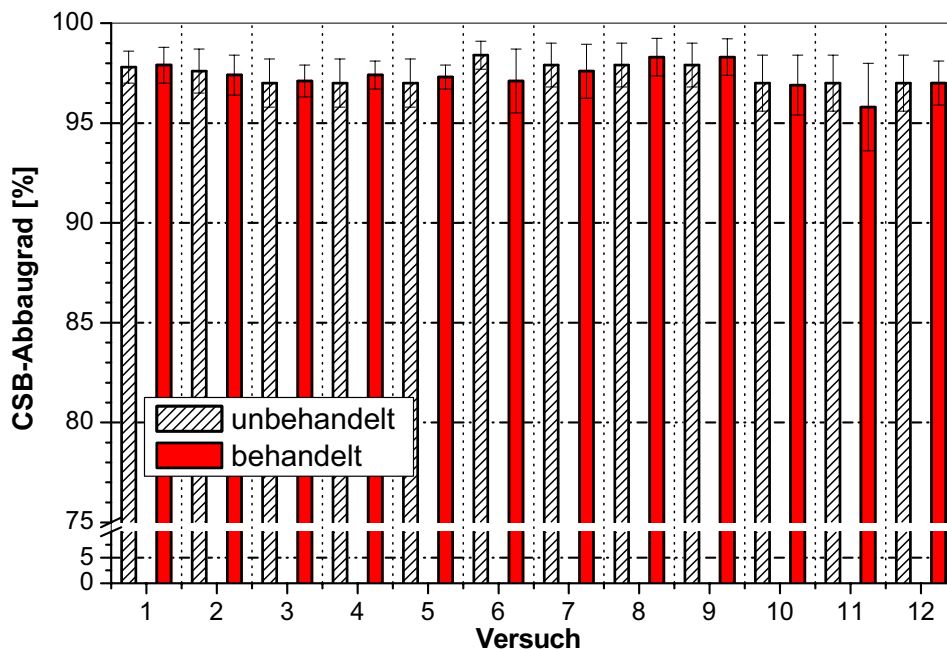


Abbildung 6-17: Mittlere CSB - Abbaugrade mit Standardabweichungen der behandelten und unbehandelten Anlagen

Somit kann festgehalten werden, dass durch die mechanische Schlammbeanspruchung an den eingesetzten Laborkläranlagen keine Verschlechterung der CSB - Reinigungsleistung hinsichtlich des gelösten CSB bewirkt wurde. Die in dieser Arbeit verwendeten Kläranlagen waren jedoch mit Membranen zur Feststoffabtrennung ausgestattet. Die bisher diskutierten Werte beziehen sich nur auf den gelösten CSB im Ablauf der Membranen. Im Folgenden wird deshalb noch der Einfluss der mechanischen Beanspruchung auf die CSB_{total} - Konzentration im Überstand sedimentierter Schlämme diskutiert. Wie in Kapitel 6.1.1.1 beschrieben, wird durch eine mechanische Beanspruchung ein hoher Anteil sehr feiner, eventuell nicht absetzbarer, Partikel erzeugt. Dadurch kann die CSB_{total} - Konzentration im Ablauf einer Nachklärung mit Sedimentationsbecken erhöht werden. Dies wurde am Überstand aussedimentierter Schlämme in den Versuchen 3 - 5 und 7 - 9 untersucht. Die mittleren CSB_{total} - Konzentrationen und die Standardabweichungen der Messungen sind in Abbildung 6-18 dargestellt. Im Gegensatz zu den membranfiltrierten Abläufen wurden durch die mechanische Beanspruchung die CSB_{total} - Konzentrationen in den Überständen der sedimentierten Schlämme um zum Teil über 100 % erhöht. Auch die Schwankungsbreite der Werte der einzelnen Messungen nahm durch die mechanische Beanspruchung deutlich zu. Somit ist bei einem Einsatz mechanischer Schlammbeanspruchungen auf Anlagen mit einer sedimentativen Feststoffabtrennung als negativer Nebeneffekt der Beanspruchung eine Erhöhung der CSB - Ablaufkonzentration in Betracht zu ziehen. Eine direkte Übertragung der hier diskutierten Ergebnisse auf die Bedingungen auf

einer Großanlage ist jedoch nicht möglich. Durch die Membranen wurde eine Selektion aggregierter Mikroorganismen, wie sie in Anlagen mit Absetzbecken stattfindet, unterdrückt. Die Schlämme der Laboranlagen hatten einen hohen Anteil feinpartikulärer Feststoffe, Mikroflocken und einzelner Mikroorganismen, wodurch die durch den Aufschluss zusätzlich entstandenen feinpartikulären Stoffe nur schlecht wieder in größere Aggregate eingebunden werden konnte.

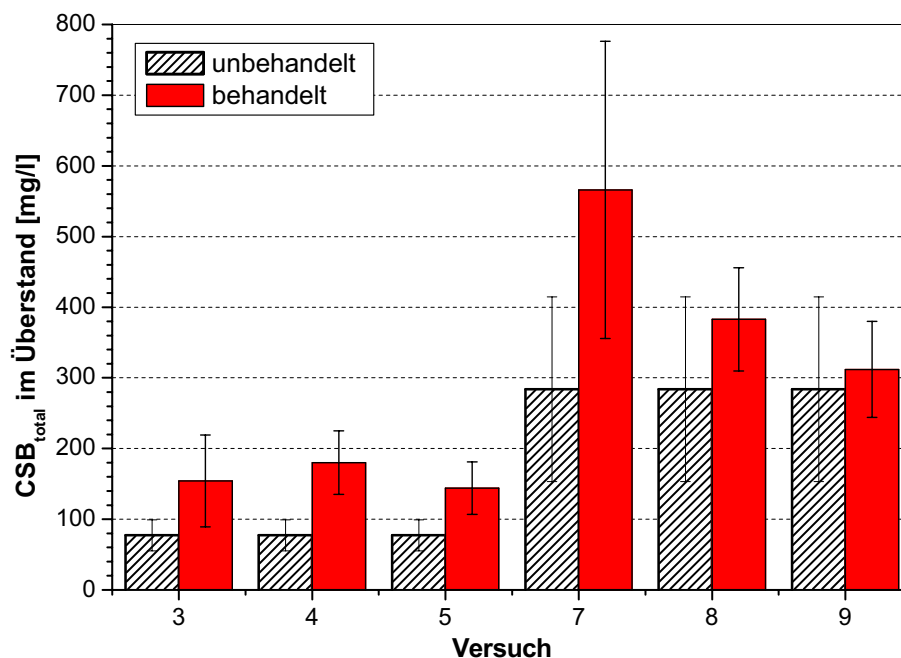


Abbildung 6-18: Mittlere CSB_{total} - Konzentration im Überstand von für 30 Minuten sedimentierten Schlämmen mit Standardabweichung der Messwerte

Dass eine solche Rückbindung feinpartikulärer Partikel in die Flockenmatrix möglich ist, zeigen die Ergebnisse zur Trübungsmessung im Überstand, die im Folgenden diskutiert werden. Somit ist zu erwarten, dass sich auf einer Großanlage mit Absetzbecken und gut ausgebildeter Flockenstruktur die mechanische Beanspruchung weniger stark auf die CSB_{total} - Konzentration im Ablauf auswirken wird.

Trübung

Abbildung 6-19 zeigt die gemessenen Trübungen der Überstände von für 30 Minuten sedimentierten Schlämmen der behandelten und unbehandelten Anlagen der Versuche 3, 4 und 5. Da diese parallel betrieben wurden, gab es für die drei Versuche nur eine unbehandelte Kontrollanlage.

Die Trübung des Überstandes der unbehandelten Anlage ist über den beobachteten Zeitraum konstant auf einem Niveau von ca. 10 NTU. Die Trübungen der Überstände der behandelten Anlagen liegen deutlich höher. Offenbar wurde durch die mechanische Beanspruchung der Anteil feinpartikulärer Feststoffe im

Schlammwasser erhöht, so dass sich eine stärkere Trübung des Schlammwassers ergab. Die Probennahme für die Trübungsmessung wurde dabei immer vor der mechanischen Behandlung der Schlämme durchgeführt. Die starken Schwankungen bei Anlage 3 sind damit zu erklären, dass in diesem Versuch der Schlamm nicht täglich, sondern nur alle zwei Tage mechanisch beansprucht wurde. An den Tagen nach einer mechanischer Beanspruchung war die Trübung des Schlammwassers deutlich erhöht. Nach Tagen ohne Beanspruchung hatte sie wieder das Niveau eines unbehandelten Schlammes. Somit werden die durch die Beanspruchung entstandenen feinpartikulären Feststoffe mit der Zeit offenbar wieder in die Flockenmatrix eingebunden oder lysiert und biologisch abgebaut, so dass die Trübung abnimmt.

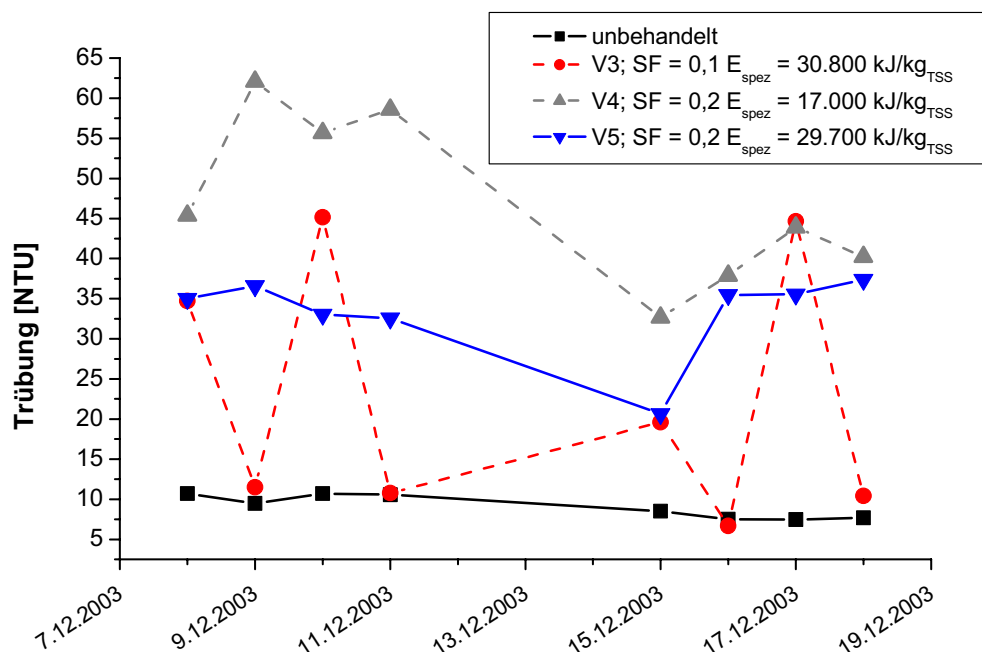


Abbildung 6-19: Trübung der Überstände von für 30 Minuten sedimentierten Schlämmen, Versuche 3, 4 und 5

Bei dem Betrieb einer mechanischen Schlammbeanspruchung auf einer Kläranlage mit sedimentativer Feststoffabtrennung ist somit durch die Beanspruchung unter Umständen mit einer verstärkten Trübung des Ablaufs zu rechnen. Die Ergebnisse aus Versuch 3 zeigen jedoch, dass diese Trübung nur ein kurzfristiger Effekt ist. Bei ausreichend langer Aufenthaltszeit des behandelten Überstandes im Belebungsbecken können die, die Trübung verursachenden, Feinpartikel wieder in die Flockenmatrix mit eingebunden werden.

Weiter oben wurde bereits die Erhöhung des CSB_{total} im Überstand der aussedimentierten Schlämme durch die mechanische Beanspruchung diskutiert. In Abbildung 6-20 ist die CSB_{total} -Konzentration mit den Ergebnissen der Trübungs-

messung korreliert. Es zeigt sich ein eindeutiger Zusammenhang zwischen der Zunahme des CSB_{total} und der Zunahme der Trübung des Überstandes. Je höher die Trübung des Überstandes ist, um so höher ist auch die Konzentration an CSB_{total} .

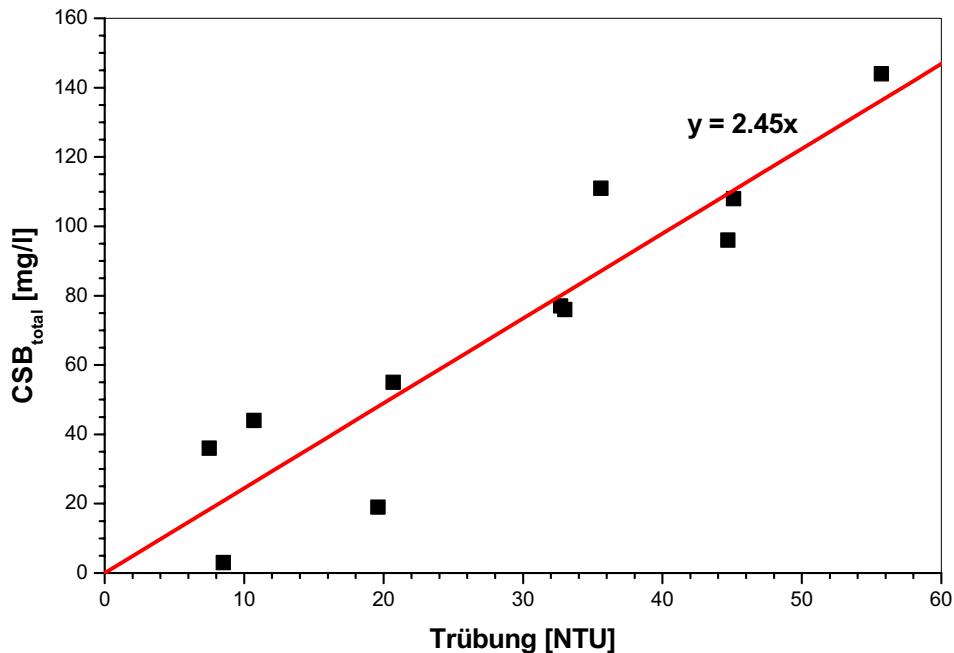


Abbildung 6-20: Zusammenhang zwischen Trübung und CSB_{total} im Überstand aussedimentierter Schlämme

Da die durch die mechanische Beanspruchung hervorgerufene Trübung ein zeitlich begrenzter Effekt ist, kann durch eine geeignete Prozessführung auch die damit korrelierende CSB_{total} - Konzentration im Ablauf minimiert werden. Dazu ist die Aufenthaltszeit des behandelten Schlammvolumens im Belebungsbecken ausreichend hoch zu wählen. Die Aufenthaltszeit des aufgeschlossenen Schlammes kann z.B. erhöht werden, indem der Schlamm nach der Beanspruchung, falls vorhanden, im vorgeschalteten Denitrifikationsbecken zugegeben wird.

Stickstoff

In den Versuchen 3 - 5 und 7 - 12 wurden die Kläranlagen mit einer vorgeschalteten Denitrifikation betrieben. Um den Einfluss der mechanischen Schlammbehandlung auf die Stickstoffelimination bestimmen zu können, wurden in diesen Versuchen regelmäßig die Gesamtstickstoff- und die Ammoniumstickstoff- Konzentrationen im Abwasser und im Ablauf der Anlagen bestimmt.

In Abbildung 6-21 und Abbildung 6-22 sind die mittlere Gesamtstickstoff - Konzentration im Ablauf der Anlagen und, darauf aufbauend, der Abbaugrad des mit dem Abwasser eingebrachten Gesamtstickstoffs dargestellt. Mit Ausnahme von

Darstellung der Ergebnisse

Versuch 3 ($E_{spez} = 30.000 \text{ kJ/kg}_{TSS}$, $SF = 0,1 \text{ d}^{-1}$, $RSP^{VSS} = 35 \%$) wurde in allen Versuchen die mittlere Ablaufkonzentration durch die mechanische Beanspruchung leicht erhöht.

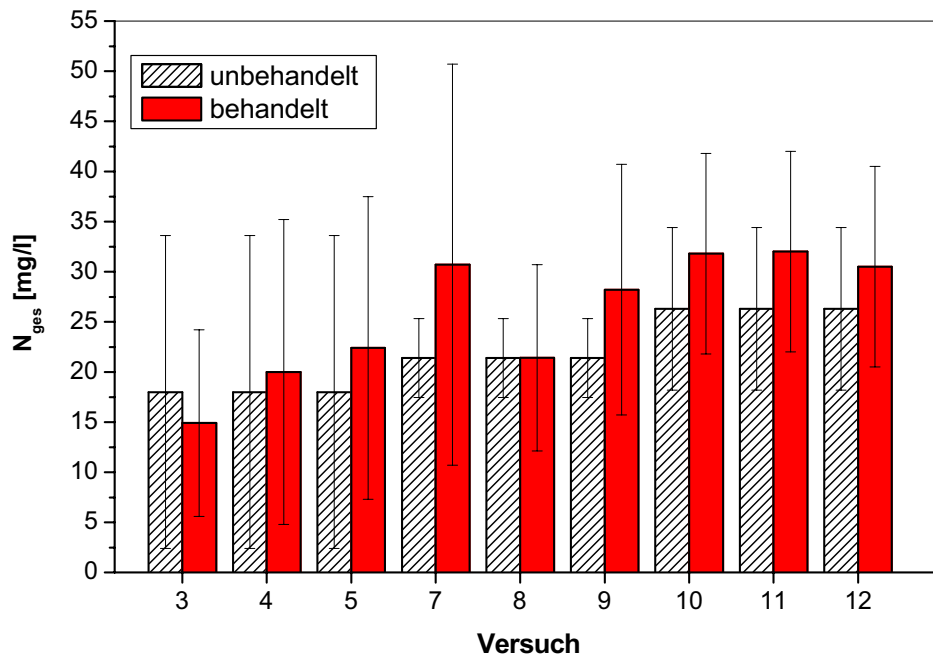


Abbildung 6-21: Mittlere Gesamtstickstoff - Konzentration im Ablauf der Kläranlagen mit Standardabweichung der Messwerte

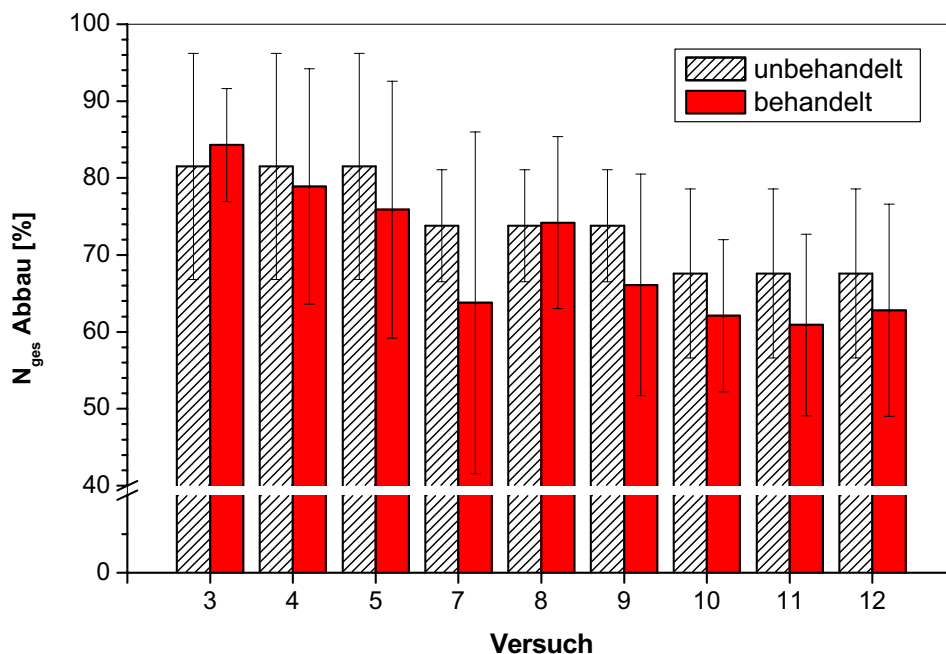


Abbildung 6-22: Mittlere Abbaugrade des mit dem Abwasser zugeführten Gesamtstickstoffs und Standardabweichung der Messwerte

Die Änderungen der Ablaufkonzentrationen und auch der Abbaugrade, sind jedoch im Vergleich zur Standardabweichung der Messwerte gering. Zudem bewirkte die mechanische Beanspruchung eine stärkere Schwankung der Ablaufkonzentrationen, erkennbar an den höheren Standardabweichungen der Messwerte. Auf Grund der erhöhten Ablaufkonzentrationen waren die Abbaugrade des Gesamtstickstoffs in den mechanisch behandelten Schlämmen ebenfalls etwas niedriger als in den unbehandelten Kontrollanlagen. Durch eine mechanische Schlammbehandlung kann es also unter Umständen zu einer Erhöhung der Gesamtstickstoffkonzentration im Ablauf einer Kläranlage kommen.

Wie beim Gesamtstickstoff wurden in den meisten Versuchen durch die mechanische Beanspruchung auch die Ammoniumstickstoff - Konzentration im Ablauf der Anlagen erhöht und die Abbaugrade verschlechtert (siehe Abbildung 6-23 und Abbildung 6-24). Auffällig sind die in den Versuchen 3 - 5 im Vergleich zu den anderen Versuchen sehr hohen Ablaufkonzentrationen und dadurch bedingt die niedrigeren Abbaugrade, sowohl in den behandelten als auch in den unbehandelten Anlagen. In diesen Versuchen schwankten die Messwerte sehr stark. Die maximalen Ablaufkonzentrationen bei diesen Versuchen waren zum Teil um mehr als 150 % über der mittleren Ablaufkonzentration. Eine eindeutige Erklärung für diese starken Schwankungen kann mit den vorliegenden Daten nicht gegeben werden.

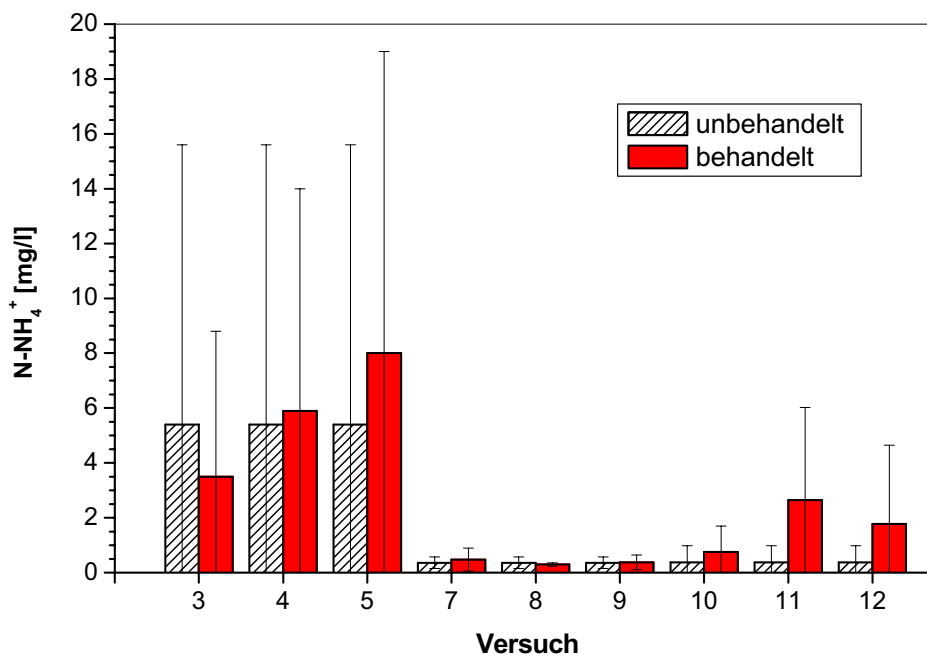


Abbildung 6-23: Mittlere Ammoniumstickstoff - Konzentration im Ablauf der Kläranlagen und Standardabweichung der Messwerte

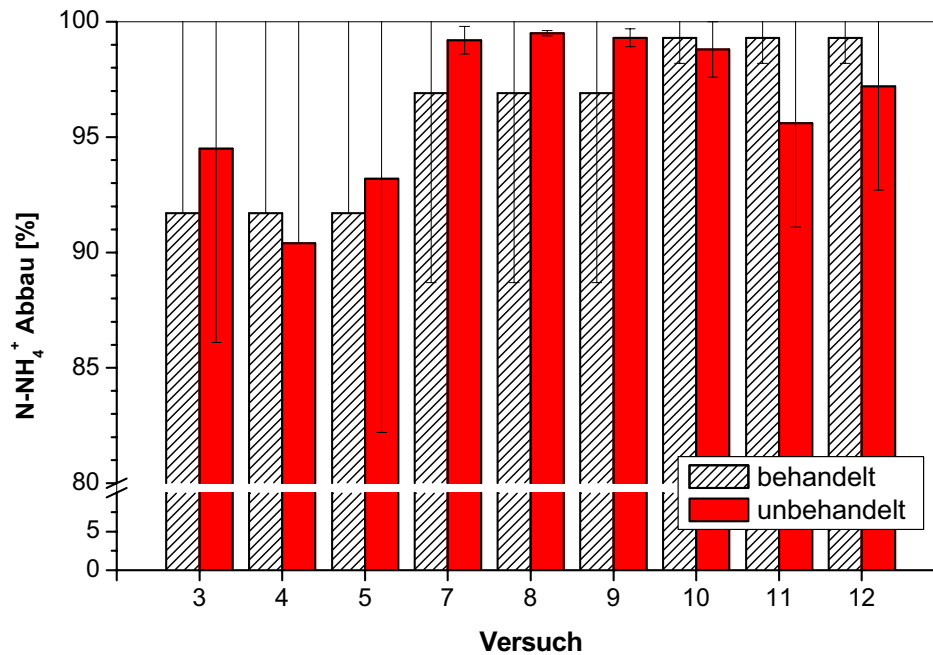


Abbildung 6-24: Mittlere Abbaugrade des mit dem Abwasser eingebrachten Ammoniumstickstoffs und Standardabweichung der Messwerte

Die Elimination des Ammoniumstickstoffs ist ein Maß für die Nitrifikationskapazität eines Schlammes. Wie bereits in mehreren anderen Untersuchungen zur Reduzierung der Überschussschlammproduktion mit verschiedenen Verfahren gezeigt wurde (siehe Tabelle 3-1), senkt auch eine mechanische Schlammbeanspruchung die Nitrifikationskapazität der biologischen Abwasserreinigung. Welcher der in Kapitel 4.4.4.1 aufgeführten Faktoren mit Einfluss auf die Stickstoffelimination für die Verschlechterung der Nitrifikation verantwortlich ist, konnte in den hier durchgeführten Messungen nicht genauer geklärt werden.

Gesamtphosphat

Auch wenn die Kläranlagen nicht auf eine biologische P - Elimination ausgelegt und betrieben worden sind, wurde in den Versuchen 7, 8 und 9 dennoch die Gesamtphosphat - Konzentration in neun Stichproben im Abwasser und im Ablauf der Membranen gemessen. Die Ergebnisse sind in Abbildung 6-25 dargestellt. In Versuch 7 und Versuch 9 wurde die mittlere Ablaufkonzentration durch die mechanische Schlammbeanspruchung erhöht, in Versuch 8 hingegen war sie in der behandelten Anlage niedriger als in der unbehandelten Anlage. Wie schon bei den Ablaufwerten für CSB und Stickstoff schwankten die einzelnen Tageswerte sehr stark um den Mittelwert, die Standardabweichungen betragen bis zu 70 % des Mittelwertes. Die mittlere Zulaufkonzentration des Abwassers betrug für alle Anlagen 6,2 mg/l.

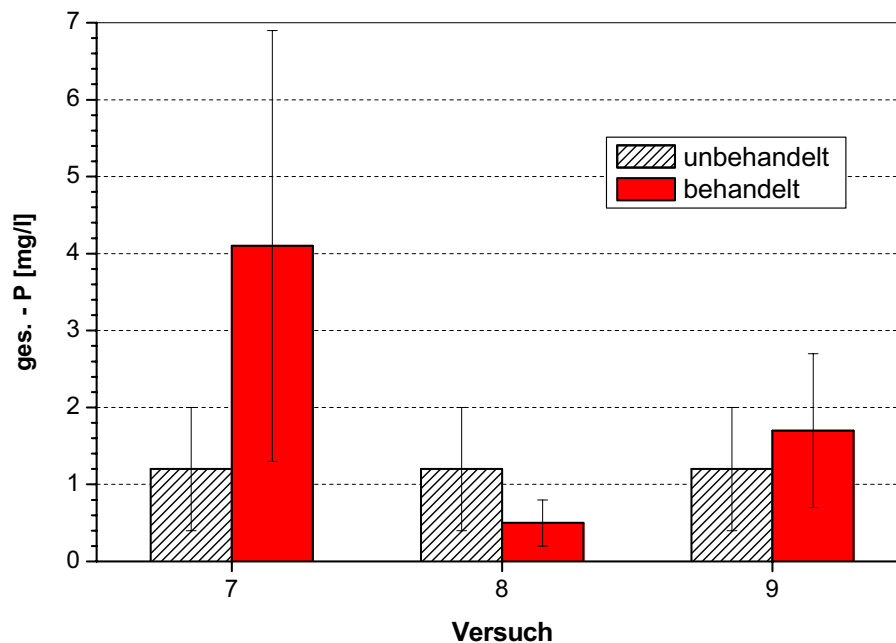


Abbildung 6-25: Mittlere Konzentration Gesamtposphat im Membranablauf der Kläranlagen und Standardabweichung der Messwerte

Durch die niedrigenergetische Beanspruchung mit entsprechend geringer CSB - Freisetzung von nur 4 % in Versuch 8 wurde die P - Elimination leicht verbessert. Auf Grund der geringen Zellzerstörung wurden in diesem Versuch nur sehr wenig Zellinhaltsstoffe, und damit auch in den Zellen gespeicherte Phosphatverbindungen, in Lösung gebracht. Zudem war die Überschussschlammproduktion in Versuch 8 deutlich erhöht, was einen vermehrten Schlammabzug zur Folge hatte. Bei der biologischen P - Elimination erfolgt die Entfernung von gelöstem Phosphor nur über eine Einlagerung in speziellen Bakterien und einer anschließenden Schlammentnahme. Eine Phosphoraufnahme der Bakterien erfolgt dabei nur im aeroben Milieu, im anaeroben Milieu erfolgt eine Phosphatrücklösung. Durch die niedrigenergetische Beanspruchung wurde eine Flockenzerstörung bewirkt. Dadurch können die inneren Bereiche der Flocken besser mit Sauerstoff versorgt werden, wodurch mehr Mikroorganismen an der P - Elimination beteiligt werden können. Der erhöhte Schlammabzug und die Flockenzerstörung ohne Zellzerstörung können somit die verbesserte P - Elimination in diesem Versuch erklären. Die hohen Aufschlussgrade in den Versuchen 7 und 9 ($A_{CSB} = 20 \%$; Tabelle A- 1 im Anhang) führten zu einer erhöhten Freisetzung von Phosphatverbindungen. Dadurch wurden die Anlagen verstärkt mit Phosphor belastet, in Versuch 9 mit dem geringen beanspruchten Volumen von nur 5 % des Anlagenvolumens jedoch nicht so stark wie in Versuch 7 mit einem behandelten Volumen von 20 % des Anlagenvolumens. In Versuch 7 wurde die dem System entnommene Schlammmenge auf Grund der geringen Überschussschlammproduktion um fast 70 % abgesenkt. Zusammen mit der erhöhten P - Rückbelastung führte dies offenbar zu einer deut-

lichen Verschlechterung der P - Elimination. In Versuch 9 waren die Überschuss-schlammproduktion und damit die Schlammmentnahmen der behandelten und un-behandelten Anlagen annähernd gleich. Dies führte somit zu einer geringeren Erhöhung der Ablaufkonzentration von Gesamtphosphat gegenüber Versuch 7.

6.2.2.2 Schlammqualität

Absetzeigenschaften

In den Versuchen 1 bis 6 und 10 bis 12 wurden die Schlammvolumenindices der mechanisch beanspruchten Schlämme und der unbeanspruchten Schlämme ge-messen. Die Mittelwerte dieser Messungen und die Standardabweichung der Messwerte sind in Abbildung 6-26 dargestellt.

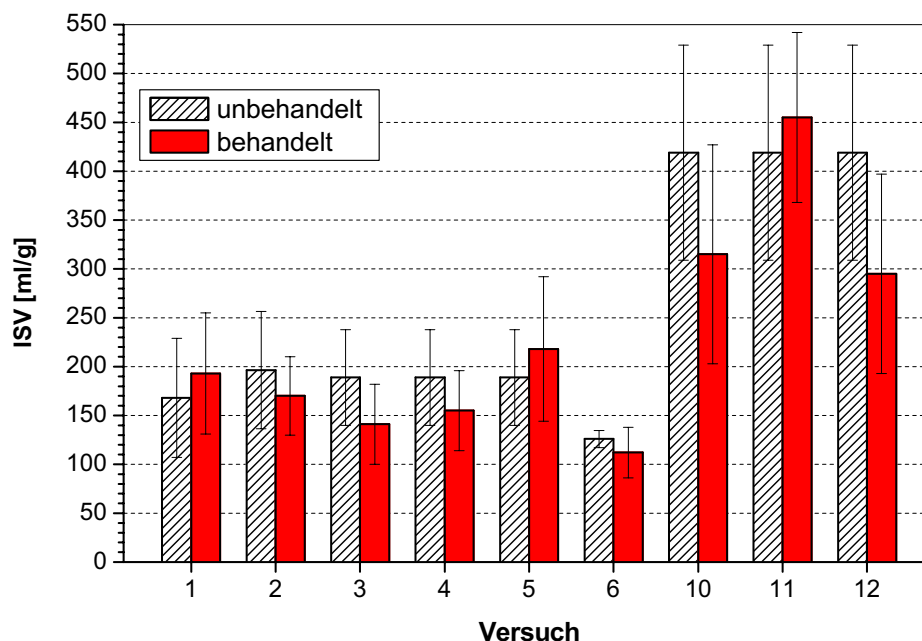


Abbildung 6-26: Mittlere Schlammvolumenindices und Standardabweichung der Messwerte behandelter und unbehandelter Schlämme

In den meisten Versuchen wurde durch die mechanische Beanspruchung der Schlammvolumenindex leicht abgesenkt. Dies deckt sich mit den in Tabelle 3-1 dargestellten Beobachtungen anderer Autoren. In drei Versuchen wurde der Schlammvolumenindex durch die Beanspruchung allerdings etwas erhöht. Die Unterschiede zwischen den Schlammvolumenindices der behandelten und der unbehandelten Schlämme waren jedoch meist deutlich geringer als die Schwankungen der täglichen Messwerte, so dass statistische Einflüsse nicht ausgeschlossen werden können. Insgesamt ist jedoch eher mit einer Verringerung des Schlammvolumens nach der Sedimentation zu rechnen, wie auch schon von anderen Autoren berichtet.

Auffällig an den dargestellten Messdaten ist, dass in den Versuchen 10, 11 und 12 die Schlammvolumenindices sowohl der unbehandelten als auch der mechanisch beanspruchten Schlämme um zum Teil mehr als 100 % höher waren als in den Versuchen 1 bis 6. Diese Schlämme waren sehr schlecht absetzbar. In diesen Versuchen gab es im Schlamm eine hohe Anzahl fadenförmig wachsender Organismen und Würmer. Diese sind eine Hauptursache für schlechte Absetzeigenschaften von Schlämmen, da sie die Bildung großvolumiger Flocken mit schlechten Absetzeigenschaften begünstigen [Jenkins, D. *et al.*, 1984], [Wanner, J. and Grau, P., 1989]. In den Versuchen 10 und 12 konnte durch die mechanische Beanspruchung der Schlammvolumenindex von allen Versuchen am deutlichsten reduziert werden. Hier hat sich die Zerstörung der großvolumigen Flocken durch die mechanische Beanspruchung positiv auf das Absetzverhalten ausgewirkt. In Versuch 11 hingegen wurde beim ohnehin schon schlecht absetzbaren Schlamm durch die mechanische Beanspruchung noch eine weitere, wenn auch im Vergleich zur Schwankungsbreite der Messwerte nur geringe, Erhöhung des Schlammvolumenindex bewirkt. In diesem Versuch wurde durch die Beanspruchung (Schlamm eingedickt, $E_{spez} = 29.000 \text{ kJ/kg}_{TSS}$) jedoch auch die stärkste Veränderung der Schlammstruktur erzielt, der Aufschlussgrad A_{CSB} lag bei 20 %. Dies kann dazu geführt haben, dass die bei den Versuchen 10 und 12 dargestellten positiven Effekte durch eine sehr starke Reduzierung der mittleren Partikelgröße abgeschwächt wurden. Da die Sinkgeschwindigkeit von Partikeln im Schwerfeld proportional zum Quadrat der Partikelgröße ist, führt eine zu starke Zerkleinerung der Schlammflocken zu einer erheblich verminderten Sinkgeschwindigkeit und damit zu schlechteren Absetzeigenschaften.

Konditionierungsmittelbedarf und kapillare Fließzeit (CST)

Es ist bekannt, dass eine mechanische Behandlung von Überschussschlämmen vor der Faulung den Konditionierungsmittelbedarf sowohl der behandelten Überschussschlämme als auch der anschließend ausgefaulten Schlämme erhöht [Kopp, J. *et al.*, 1997]. Dies wird auf den durch die mechanische Vorbehandlung bewirkten erhöhten Anteil feinputikulärer Feststoffe im Faulschlamm zurückgeführt. Auch im mechanisch beanspruchten Überschussschlamm sind deutlich mehr Feinpartikel, wie Partikelgrößenanalysen an behandelten Schlämmen (siehe Kapitel 6.1.1.1) und die Trübungsmessungen (siehe Abbildung 6-19) gezeigt haben. Somit ist für eine optimale Konditionierung der behandelten Schlämme ebenfalls ein erhöhter Bedarf an Konditionierungsmittel zu erwarten. Dies wird durch die in Abbildung 6-27 dargestellten Ergebnisse bestätigt. In den Versuchen 3, 4 und 5 wurden Schlammproben mit FeCl_3 konditioniert. Durch die mechanische Beanspruchung stieg die Menge an FeCl_3 , die zum Erreichen einer optimalen Schlammkonditionierung nötig war, um ca. 25 % an.

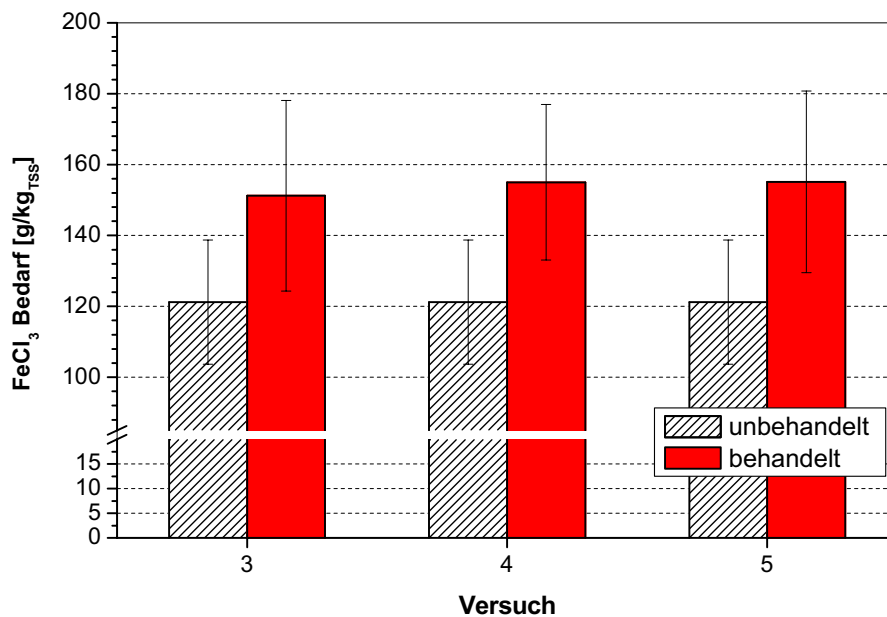


Abbildung 6-27: Feststoffspezifischer Bedarf an Konditionierungsmittel zum Erreichen neutraler Oberflächenladungen der Partikel

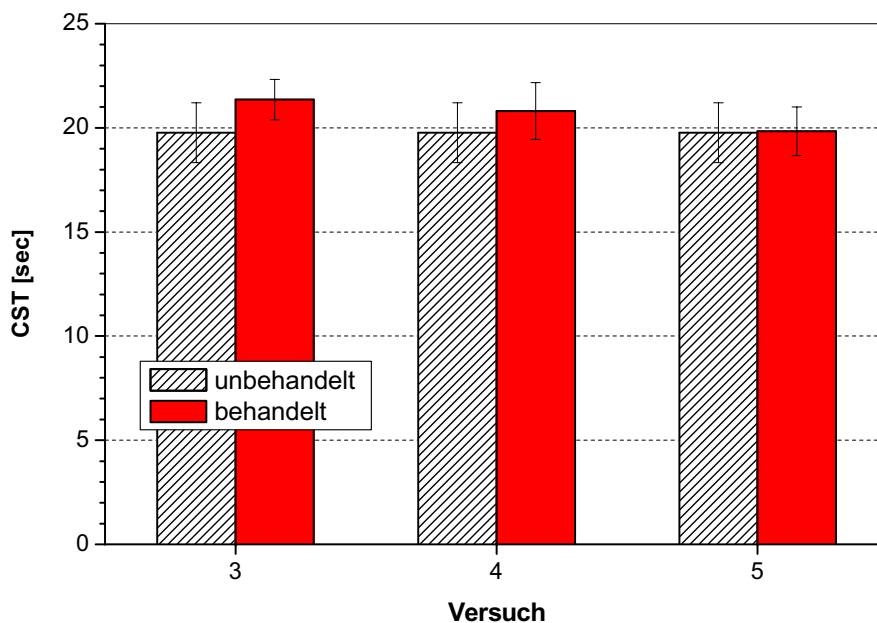


Abbildung 6-28: Kapillare Fließzeit CST konditionierter Schlämme

Nach der Konditionierung wurde die kapillare Fließzeit der Schlämme gemessen. Chu *et al.* haben bei mit Ultraschall behandelten Schlämmen mit zunehmendem Energieeintrag eine Erhöhung der kapillaren Fließzeit um bis zu 250 % gemessen [Chu, C. P. *et al.*, 2001]. Diese Messungen wurden jedoch an nichtkonditionierten Schlämmen durchgeführt. Die kapillare Fließzeit der hier untersuchten konditionierten Schlämme wird durch eine mechanische Beanspruchung vor der Konditio-

nierung nur leicht erhöht. In Versuch 5 waren die Fließzeiten des behandelten und des unbehandelten Schlammes sogar gleich. Dies deutet auf ähnliche Wasserabgabeeigenschaften der konditionierten behandelten und unbehandelten Schlämme hin.

6.3 Modellierung der Ergebnisse der Kläranlage

6.3.1 Bestimmung der Abwasserparameter

Wie in Kapitel 4.5.1 beschrieben, mussten bei der Modellierung des Einflusses der mechanischen Beanspruchung auf die Überschussschlammproduktion zunächst die Abwasserzusammensetzung und die biologischen Parameter ermittelt werden. Dazu wurden die Modellparameter so variiert, dass die Messdaten der unbehandelten Anlagen optimal wiedergegeben werden konnten.

Abbildung 6-29 zeigt einen Vergleich der im Versuch ermittelten Schlammproduktion mit der über das Modell nach Anpassung der Parameter berechneten Schlammproduktion. Dargestellt sind die Daten aus Versuch 1. Mit Hilfe des verwendeten Modells können die Versuchsdaten gut beschrieben werden.

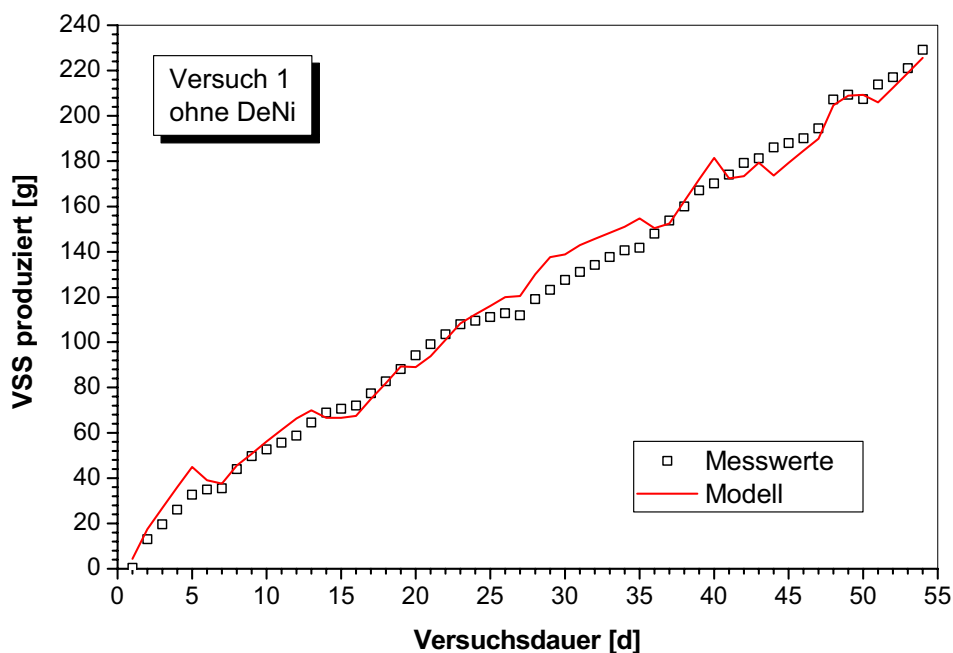


Abbildung 6-29: Vergleich der gemessenen und der im Modell bestimmten Überschussschlammproduktion in der Kontrollanlage von Versuch 1

Versuch 1 wurde ohne vorgeschaltete Denitrifikation durchgeführt. Die Versuche mit Denitrifikation konnten durch das Modell ebenfalls gut abgebildet werden. Die an einigen Tagen auftretenden leichten Abweichungen zwischen Modell- und Versuchsdaten können durch Schwankungen in der Abwasserzusammensetzung

erklärt werden. Für das Modell wurde für die gesamte Versuchsdauer eine einheitliche Zusammensetzung des Abwassers angenommen, d.h. das Verhältnis von S_S , X_S , X_H und X_I wurde nicht variiert. Im zugeführten Abwasser kann die Zusammensetzung von einem Tag auf den nächsten jedoch deutlich schwanken, so dass es zu Abweichungen zwischen der tatsächlich produzierten und der mit dem Modell berechneten Überschussschlammproduktion kommen kann.

Die über eine Anpassung der Modellparameter an die Messdaten der unbehandelten Anlagen ermittelten Abwasserzusammensetzungen und die biologischen Parameter der Schlämme sind für die einzelnen Versuche in Tabelle 6-8 zusammengefasst. Die Versuche 3 - 5, 7 - 9 und 10 - 12 wurden jeweils parallel durchgeführt, so dass hier jeweils die gleichen Abwasserzusammensetzungen und biologischen Parameter gelten.

Tabelle 6-8: Mit Hilfe der Daten der unbehandelten Kläranlagen im Modell ermittelte Abwasserzusammensetzung und biologische Parameter des Schlammes

Versuch	Abwasser				biologische Parameter			
	S_S [%]	X_S [%]	X_H [%]	X_I [%]	b [d^{-1}]	Y_H	f_{XI}	$k_{D,H}$ [d^{-1}]
1	65	28	6	1	0,8	0,55	0,2	0,2
2	65	18	16	1	0,22			0,2
3 - 5	59	32	8	1	0,19			0,2
6	65	22	12	1	0,1			0,2
7 - 9	59	38	2	1	1			0,1
10 - 12	66	25	7	2	1			0,1

Dem verwendeten Abwasser wurde vor der Benutzung ein Gemisch aus Natriumacetat, Fleischextrakt und Pepton zugegeben. Dies entsprach ca. 50 % des anschließenden gesamten CSB - Gehalts des Abwassers. Da diese Substrate überwiegend leicht biologisch abbaubar sind, wurde durch die Zugabe der Anteil an S_S stark erhöht. Während verschiedene Autoren für vorgeklärtes Abwasser einen Anteil leicht abbaubarer gelöster Inhaltsstoffe S_S am Gesamt - CSB des Abwassers von 12 - 33 % angeben [Ekama, G. A. *et al.*, 1986], [Sollfrank, U. and Gujer, W., 1991], [Henze, M., 1992], wurde durch die Zugabe des Extrasubstrats der Anteil des leicht abbaubaren gelösten Substrats in den hier diskutierten Versuchen auf 59 - 66 % erhöht. Dieser Wert ergab sich aus der Anpassung der Parameter des verwendeten Modells an die jeweiligen Messwerte. Das Abwasser wurde dabei nicht explizit über entsprechende Bestimmungsmethoden hinsichtlich seiner Zusammensetzung charakterisiert. Da der Anteil an S_S stark erhöht wurde, liegen die prozentualen Anteile der übrigen Fraktionen zum Teil deutlich unter den in der Literatur aufgeführten Werten. Vor allem der Anteil inerter Feststoffe X_I ist mit 1 bis 2 % niedriger als z.B. von Sollfrank (9 %) oder Henze (11 %) angegeben. In Kapitel 6.1 wurden die Ergebnisse aus der Respirationsmessung, die mit Schlämmen der Braunschweiger Kläranlage durchgeführt wurden, diskutiert. Mit Schlamm aus dieser Kläranlage wurden auch die Laborkläranlagen vor den

einzelnen Versuchen angeimpft. Der im Modell für Y_H verwendete Wert von 0,55 ist der Mittelwert aus den mit der Respirationsmessung an den unbehandelten Schlämmen gemessenen Werten. Dies ist im Bereich der im ASM 1 zitierten Literaturwerte von 0,46 - 0,69 [Henze, M. *et al.*, 1987]. Der Anteil inerter Feststoffe f_{XI} , die bei der Autolyse der Mikroorganismen anfallen, ist im ASM 1 mit 0,2 angegeben und wurde übernommen. Die Autolysekonstante $k_{D,H}$, die ein Maß für den Zellzerfall im System darstellt, wurde genauso als Anpassungsgröße variiert, wie die Hydrolysekonstante b komplexerer Substrate. Während die Autolysekonstante in allen Versuchen vergleichbar war, wurden bei den Hydrolysekonstanten starke Unterschiede festgestellt. Die vom Autor des verwendeten Modells angegebenen Werte für diesen Koeffizienten liegen, wie die hier ermittelten Werte, jedoch ebenfalls zwischen 0,05 und 1 d⁻¹.

6.3.2 Einfluss der Behandlung auf Y_H und einzelne ρ

Das verwendete Modell zur Bestimmung des Einflusses von äußerem Stress auf die Überschussschlammproduktion bietet mehrere Ansätze zur Erklärung einer Veränderung der Schlammproduktion. Über das Modell kann eine Transformation der einzelnen Schlamminhaltsstoffe in leicht abbaubare, gelöste Substrate simuliert werden. Dazu wurden, wie in Kapitel 4.5.2 beschrieben, für die einzelnen Schlammbestandteile Transformationsparameter ρ_x eingeführt. Abbildung 6-30 zeigt die in Versuch 1 in der mechanisch beanspruchten Anlage gemessenen und die über eine Variation der einzelnen Parameter ρ_x berechneten Überschussschlammproduktionen.

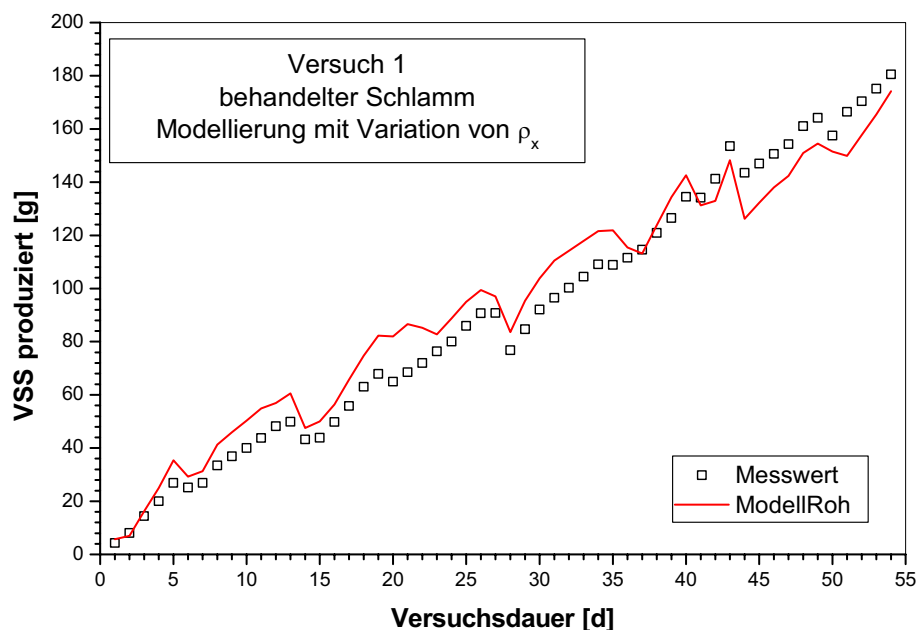


Abbildung 6-30: Vergleich der gemessenen und mit dem Modell bestimmten Überschussschlammproduktion in der behandelten Anlage in Versuch 1, Modellierung nur mit Variation von ρ_x

Darstellung der Ergebnisse

Die Messdaten der behandelten Anlage konnten hierbei etwas schlechter dargestellt werden, als dies bei der unbehandelten Anlage der Fall war. Der prinzipielle Verlauf der Messdaten wird jedoch gut wieder gegeben.

Im linken Bereich von Tabelle 6-9 sind die über eine Anpassung der Modelldaten an die Messdaten ermittelten Transformationsparameter und die Summe der Fehlerquadrate zwischen den Messdaten und den modellierten Daten zusammengefasst. In fast allen Versuchen musste mindestens einer der Transformationsparameter zu 100 % gesetzt werden, um die Messdaten mit Hilfe des Modells darstellen zu können. Eine Transformation von 100 % bedeutet, dass der entsprechende Teil des Schlammes vollständig in leicht abbaubares, gelöstes Substrat überführt wurde. Dies kann mit Hilfe einer mechanischen Schlammbeanspruchung in der Praxis jedoch nicht erreicht werden. In den durchgeführten Versuchen betrug der maximale CSB - Freisetzungsgrad lediglich 30 %. Dieser kann als Maß für die Umsetzung der im Schlamm enthaltenen Feststoffe in gelöstes Substrat angesehen werden. Dass das freigesetzte Substrat zudem nicht komplett innerhalb von 24 Stunden abbaubar ist, was im Modell als Maß für leichte biologische Abbaubarkeit gesetzt ist, haben die Respirationmessungen gezeigt (siehe Kapitel 6.1.3). Es ist ebenfalls nicht anzunehmen, dass alleine durch die mechanische Beanspruchung eine vollständige Umwandlung von schwer abbaubaren, gelösten oder partikulären Abwasserinhaltsstoffen in leicht abbaubares Substrat bewirkt werden kann. Somit kann über eine mechanische Schlammbehandlung ein Transformationsparameter ρ_x von 100 % nicht erreicht werden. Eine ausschließliche Transformation der Schlamminhaltsstoffe in gelöstes, leicht abbaubares Substrat stellt demnach keine hinreichende Erklärung für eine Reduzierung der Überschussschlammproduktion mit Hilfe mechanischer Beanspruchung dar. Aus diesem Grund wurde im Weiteren auch der Ausbeutekoeffizient Y_H mit variiert.

Tabelle 6-9: Transformationsparameter ρ_x mit und ohne Variation des Ausbeutekoeffizienten Y_H mit Abweichung der Modellierung von den Messdaten und Vergleich der gemessenen und der mit dem Modell berechneten RSP

Versuch	Nur Variation von ρ_x , $Y_H = 0,55$				Variation von ρ_x und Y_H				
	ρ_H	ρ_S	ρ_I	Fehler	ρ_H	ρ_S	ρ_I	Y_H	Fehler
1	100	100	1	100	0	0	0	0,43	80
2	100	100	5	59	0	0	0	0,12	42
3	100	100	25	753	0	0	0	0,29	531
4	45	100	0	146	0	0	0	0,36	134
5	100	100	14	149	0	0	0	0,33	114
6	100	100	4	2238	0	0	0	0,07	55
7	100	100	100	395	9	25	0	0,24	110
8	0	0	0	842	0	0	0	0,61	76
9	18	20	0	70	24	16	0	0,554	70
10	70	100	0	141	0	0	0	0,45	141
11	28	100	100	241	40	25	0	0,43	167
12	61	70	0	148	1	80	0	0,47	148

Abbildung 6-31 zeigt die so berechnete Überschussschlammproduktion im Vergleich zu den Messdaten aus Versuch 1. Eine optimale Anpassung der Modellwerte an die Messdaten konnte in dem dargestellten Versuch durch eine Absenkung des heterotrophen Ausbeutekoeffizienten von 0,55 auf 0,43 erzielt werden. Die Transformationsparameter waren alle Null.

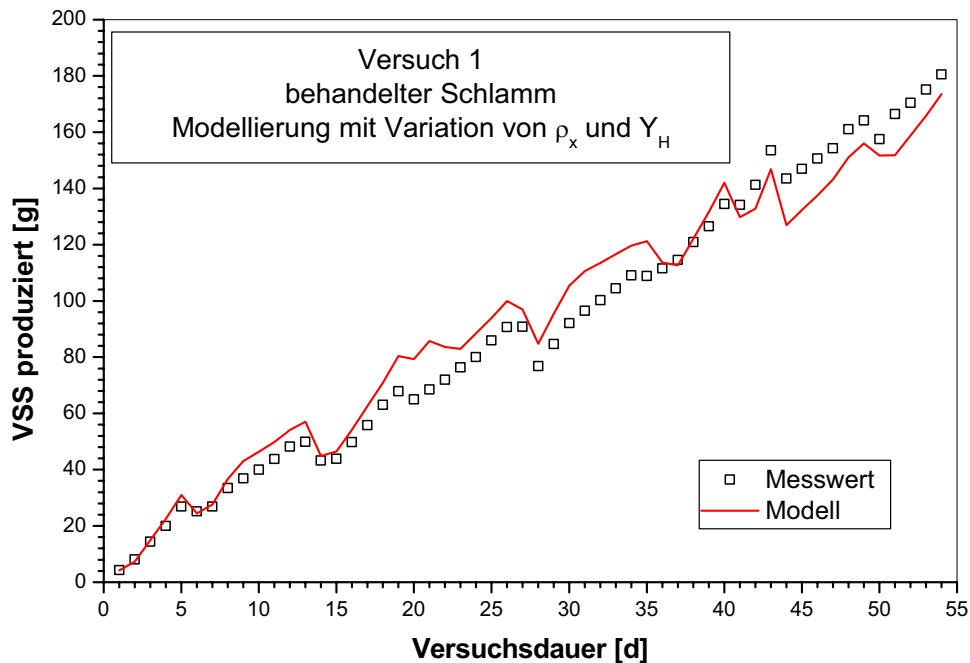


Abbildung 6-31: Vergleich der gemessenen und mit dem Modell bestimmten Überschussschlammproduktion in der behandelten Anlage in Versuch 1, Modellierung mit Variation aller ρ_x und Y_H

In allen durchgeführten Versuchen konnte durch eine Berücksichtigung des Ausbeutekoeffizienten eine bessere Übereinstimmung der Messwerte und der Modellierung erzielt werden als durch eine alleinige Variation der Transformationsparameter, erkennbar an den niedrigeren Fehlerwerten (siehe Tabelle 6-9). Dabei konnte in den meisten Fällen allein durch eine Absenkung des Ausbeutekoeffizienten eine optimale Übereinstimmung der Messdaten und der Modellierung erzielt werden. Lediglich in den Versuchen mit hohen Aufschlussgraden A_{CSB} führte eine kombinierte Variation sowohl des Ausbeutekoeffizienten als auch der Transformationsparameter zu einer besseren Übereinstimmung als eine alleinige Anpassung des Ausbeutekoeffizienten.

Somit ist der heterotrophe Ausbeutekoeffizient Y_H der entscheidende Parameter für eine Reduzierung der Überschussschlammproduktion mit Hilfe mechanischer Beanspruchungen. Wie auch schon die Respirationmessungen gezeigt haben, kann durch eine mechanische Schlammbeanspruchung der Ausbeutekoeffizient der heterotrophen Mikroorganismen deutlich abgesenkt werden, ohne das dafür

CSB - Freisetzungsgrade von wesentlich mehr als 15 % nötig sind. Wie jedoch auch durch die Respirationmessungen gezeigt wurde, ist eine gewisse Zellschädigung und damit verbunden eine Inaktivierung und eine Freisetzung von Zellinhaltsstoffen erforderlich. Eine mechanische Beanspruchung, die nur eine Flockenzerstörung bewirkt, ist für eine Reduzierung des Ausbeutekoeffizienten hingegen nicht ausreichend sondern kann im Gegenteil sogar zu einer Erhöhung des Ausbeutekoeffizienten führen. Dies bestätigt auch Versuch 8, indem nur ein sehr geringer spezifischer Energieeintrag verwendet wurde, so dass es nicht zu einer nennenswerten Zellschädigung gekommen ist. In diesem Versuch wurde durch die niedrigenergetische Beanspruchung das Schlammwachstum stark angeregt.

7 Beurteilung der Ergebnisse

Mit Hilfe der in dieser Arbeit verwendeten Zellaufschlussgeräte konnte in Abhängigkeit des spezifischen Energieeintrages eine Veränderung der strukturellen Beschaffenheit der in den Schlämmen enthaltenen Feststoffen erzielt werden. Dies war sowohl über eine deutliche Abnahme der mittleren Partikelgröße der Schlämme als auch über eine Aufschlussgradmessung quantifizierbar, wobei mit dem Scherspalthomogenisator lediglich eine Zerstörung der im Schlamm suspendierten Flocken, jedoch nicht der darin enthaltenen Mikroorganismen erzielt werden konnte. Diese Veränderungen des Schlammes hatten auf unterschiedliche Weise Einfluss auf die Überschussschlammproduktion und auf die allgemeine Prozessqualität einer biologischen Abwasserreinigung.

Es konnte gezeigt werden, dass das Prinzip der Respirationmessung geeignet ist, den Einfluss von mechanischen Beanspruchungen auf den heterotrophen Ausbeutekoeffizienten zu bestimmen, einem wichtigen Parameter der Überschussschlammproduktion. In Abhängigkeit vom verwendeten Beanspruchungsgerät führte eine Erhöhung des spezifischen Energieeintrags zu einer verstärkten Reduzierung des Ausbeutekoeffizienten. Da der Ausbeutekoeffizient das Biomassewachstum ins Verhältnis zum Substratverbrauch setzt, konnte somit gezeigt werden, dass durch eine mechanische Schlammbeanspruchung das Wachstum von heterotrophen Mikroorganismen eingeschränkt werden kann, ohne dass dadurch der Substratverbrauch reduziert wird. Im Gegensatz zu den anderen verwendeten Geräten wurde durch eine Behandlung des Schlammes mit Hilfe des Scherspalthomogenisators der Ausbeutekoeffizient erhöht, was gleichbedeutend mit einem verstärkten Wachstum der Mikroorganismen ist. Mit diesem Gerät konnte durch den spezifischen Energieeintrag nur eine Zerstörung der Flockenstruktur, nicht jedoch eine deutliche Inaktivierung der im Schlamm enthaltenen Mikroorganismen oder eine Freisetzung von Zellinhaltsstoffen erzielt werden. Eine reine Flockenzerstörung ohne eine Schädigung der im Schlamm enthaltenen Mikroorganismen ist somit nicht geeignet, den heterotrophen Ausbeutekoeffizienten zu reduzieren. Die Reduzierung des Ausbeutekoeffizienten war, unabhängig vom verwendeten Gerät, proportional sowohl zum Aufschlussgrad A_S als auch A_{CSB} , wenn auch mit sehr starken Streuungen, so dass ein quantitativer Zusammenhang mit den durchgeführten Versuchen nicht eindeutig dargestellt werden kann.

Im Rahmen der Respirationmessungen konnte ebenfalls gezeigt werden, dass die durch die mechanische Schlammbeanspruchung freigesetzten organischen Zellinhaltsstoffe nicht vollständig leicht biologisch abbaubar sind. In den durchgeführten Versuchen wurden nach 20 bis 24 Stunden Abbaugrade der freigesetzten Zellinhaltsstoffe von zum Teil unter 50 % gemessen.

Da mit einer mechanischen Schlammbeanspruchung neben einer Freisetzung von organischen Zellinhaltsstoffen auch eine Reduzierung des heterotrophen Ausbeutekoeffizienten bewirkt werden kann, waren zwei wichtige Kriterien für eine Reduzierung der Überschussschlammproduktion bei der biologischen Abwasserreinigung erfüllt.

Bei den mit der Laborkläranlage durchgeführten kontinuierlichen Versuchen konnte mit den gewählten Einstellungen und Geräten eine Reduzierung der Überschussschlammproduktion um bis zu 70 % erzielt werden. Dabei hat sich gezeigt, dass das täglich mechanisch zu behandelnde Schlammvolumen mindestens 10 % des Anlagenvolumens betragen sollte. Versuchseinstellungen mit einem geringeren Beanspruchungsvolumen konnten trotz extremer Beanspruchungsbedingungen keine Reduzierung der Schlammproduktion bewirken. Ebenfalls sollte die Beanspruchungsintensität eine Mindestgrenze nicht unterschreiten. Eine Schlammbeanspruchung mit einem spezifischen Energieeintrag von nur 2.000 kJ/kg_{TSS} hat trotz ausreichenden Beanspruchungsvolumens zu einer deutlichen Erhöhung der Überschussschlammproduktion geführt. Wie schon bei den diskontinuierlich betriebenen Respirationsmessungen gezeigt werden konnte, führt eine Schlammbeanspruchung, die vorwiegend eine Flockenzerstörung ohne nennenswerte Zellschädigung bewirkt, zu einer Erhöhung des Biomassewachstums. Dies führt offenbar auch im kontinuierlichen Betrieb einer Kläranlage zu einer Erhöhung der Überschussschlammproduktion.

Ein eindeutiger Zusammenhang zwischen der Beanspruchungsfrequenz, der Beanspruchungsintensität und der Überschussschlammproduktion konnte, bedingt durch die zum Teil sehr langen Versuche von bis zu über 100 Tagen und die zusätzlich benötigten Vorlaufzeiten von ebenfalls mehreren Wochen sowie der damit verbundenen geringen Anzahl an Versuchen, mit den durchgeführten Versuchen nicht aufgezeigt werden.

Im Vergleich der verwendeten Aufschlussgeräte hat sich der Hochdruckhomogenisator als am energieeffizientesten herausgestellt. Mit diesem Gerät konnte die höchste Reduzierung der Überschussschlammproduktion erzielt werden. Die Rührwerkskugelmühle war im Vergleich zum Hochdruckhomogenisator schlechter geeignet, jedoch immer noch deutlich besser als der verwendete Ultraschallhomogenisator. Da in Hochdruckhomogenisatoren die zu behandelnde Suspension durch einen engen Spalt gefördert werden muss, sind sie relativ verstopfungsanfällig und für den Einsatz auf einer Kläranlage somit sehr wartungsintensiv. Deshalb stellt die Rührwerkskugelmühle für einen Einsatz außerhalb des Labormaßstabs das am besten geeignete Gerät dar.

Die mechanische Beanspruchung ist sehr energieintensiv. Eine Eindickung der Schlämme vor der mechanischen Beanspruchung stellt eine gute Möglichkeit dar, den zur Reduzierung der Überschussschlammproduktion benötigten spezifischen

Energieeintrag zu verringern. Durch eine fünffache Aufkonzentrierung der Schlämme vor der Beanspruchung konnte im Vergleich zu einer Beanspruchung ohne Eindickung der spezifische Energiebedarf im gleichen Verhältnis verringert werden, bei identischer Reduzierung der Überschussschlammproduktion. Bei gleichem spezifischem Energieeintrag kann durch die vorgeschaltete Eindickung die Reduzierung der Überschussschlammproduktion deutlich erhöht werden. Für einen wirtschaftlichen Einsatz sollten somit nicht direkt die Schlämme des Belebungsbeckens beansprucht werden, sondern die meistens ohnehin vorhandenen Eindickungsgeräte zur Aufkonzentrierung der Überschussschlämme vor der mechanischen Beanspruchung genutzt werden. Eine weitere Möglichkeit, die Reduzierung der Überschussschlammproduktion zu intensivieren, bietet die Kombination einer Membranbelebungsanlage mit deutlich erhöhtem Schlammalter mit einer mechanischen Schlammbeanspruchung. Im Vergleich zu einem konventionellen Betrieb des Belebungsbeckens mit Schlammaltern unter 20 Tagen und einer integrierten Schlammbeanspruchung konnte die Reduzierung der Überschussschlammproduktion um über 50 % gesteigert werden.

Während bei den Respirationmessungen festgestellt wurde, dass ein großer Teil der durch die mechanische Beanspruchung freigesetzten, gelösten organischen Zellinhaltsstoffe innerhalb von 20 bis 24 Stunden nicht biologisch abgebaut werden konnte, wurde bei den kontinuierlichen Versuchen mit den Kläranlagen in den meisten Fällen keine durch die Schlammbehandlung bewirkte Erhöhung der CSB-Konzentration im Ablauf der Anlagen festgestellt. Da die verwendeten Anlagen mit Membranen zur Klärschlammabtrennung ausgestattet waren, gilt dieses jedoch nur für den gelösten CSB. Im Vergleich zu den Respirationmessungen, bei denen 100 % des Schlammes mechanisch beansprucht wurden, wurden bei den Versuchen an den Kläranlagen täglich maximal 40 % des Anlagenvolumens mechanisch behandelt, so dass es nach Rückgabe des beanspruchten Volumens zu einer Verdünnung des behandelten Volumens in der Anlage kam. Dies hat offenbar den biologischen Abbau der freigesetzten gelösten Zellinhaltsstoffe begünstigt.

Durch die mechanische Beanspruchung wird die Trübung des Schlammwassers, bedingt durch feinpartikuläre Feststoffpartikel, stark erhöht. Da diese feinen Partikel durch eine sedimentative Trennung in einem Absetzbecken nicht abgeschieden werden können, besteht die Gefahr, dass durch die mechanische Schlammbeanspruchung der CSB_{total} im Ablauf eines Sedimentationsbeckens erhöht wird. Dies konnte mit Hilfe von Sedimentationsversuchen bestätigt werden. Die Erhöhung der Trübung stellt jedoch nur einen zeitlich begrenzten, umkehrbaren Effekt dar. Durch eine geeignete Prozessführung mit ausreichend langen Aufenthaltszeiten des mechanisch beanspruchten Schlammvolumens im Belebungsbecken kann dieser Effekt minimiert werden.

Bedingt durch die Reduzierung der Partikelgröße der im Schlamm enthaltenen Feststoffe durch die mechanische Beanspruchung ist mit einem erhöhten Bedarf an Konditionierungsmittel zur Vorbereitung einer Entwässerung der Schlämme zu rechnen. An stichprobenartigen Versuchen mit Schlämmen der Laborkläranlagen wurde ein um ca. 25 % erhöhter Bedarf an FeCl_3 zur Konditionierung der Schlämme festgestellt. Das Entwässerungsverhalten, gemessen als kapillare Fließzeit, unbehandelter und mechanisch beanspruchter Schlämme war nach der Konditionierung dann jedoch annähernd gleich.

Das Absetzverhalten der Schlämme, gemessen als Schlammvolumenindex *ISV*, wurde durch die mechanische Behandlung in den meisten Versuchen leicht verbessert. Jedoch waren die Änderungen des *ISV* zumeist kleiner als die Standardabweichungen der Messreihen, so dass nur in zwei Versuchen mit einem sehr starken Wachstum fadenförmiger Mikroorganismen gesichert von einer gezielte Verbesserung des Absetzverhaltens der Schlämme durch die mechanische Beanspruchung ausgegangen werden kann.

Durch die mechanische Beanspruchung kam es in einigen Versuchen zu einer Erhöhung sowohl der Gesamtstickstoff- als auch der Ammoniumstickstoff- Konzentration im Ablauf der Kläranlagen. Sowohl die Nitrifikation als auch die Denitrifikation wurden somit in diesen Versuchen durch die mechanische Beanspruchung beeinträchtigt. Die genaue Ursache hierfür konnte mit den durchgeführten Analysen nicht herausgearbeitet werden. Zum Einen kommt es durch die vermehrte Freisetzung von Zellinhaltsstoffen zu einer erhöhten Beladung der Kläranlagen mit Stickstoff, zum Anderen kann jedoch auch eine gezielte Beeinträchtigung der Nitrifizierer und Denitrifizierer zu einer Verschlechterung der Stickstoffelimination geführt haben. Auf jeden Fall muss bei einem Einsatz einer mechanischen Beanspruchung somit sicher gestellt werden, dass die gesetzlichen Ablaufkriterien weiterhin eingehalten werden. Das Gleiche gilt auch für die P - Elimination. Eine erhöhte Rückbelastung der Kläranlagen mit freigesetzten Phosphatverbindungen und die durch die Reduzierung der Schlammproduktion bedingte verringerte Überschussschlammmentnahme können zu einer Verschlechterung der P - Elimination führen.

Die Modellierung der Versuchsergebnisse der Kläranlage hat gezeigt, dass die Absenkung des heterotrophen Ausbeutekoeffizienten einen Hauptfaktor für eine Reduzierung der Überschussschlammproduktion mit Hilfe mechanischer Schlammbehandlung darstellt. Die Freisetzung von organischen Zellinhaltsstoffen und damit eine Transformation von partikulärem Substrat in leicht abbaubares Substrat spielt nur eine untergeordnete Rolle. Dies ist auch einleuchtend, da in den einzelnen Versuchen im behandelten Volumen nur eine maximale CSB - Freisetzungsrates von 30 % erzielt wurde, und der freigesetzte CSB, wie in den Respirationmessungen gezeigt, noch dazu nicht vollständig leicht abbaubar ist. Zudem wurden maximal 40 % des Anlagenvolumens behandelt, so dass auf die Gesamt-

anlage betrachtet die Transformation der im Schlamm enthaltenen Feststoffe in leicht abbaubares Substrat nur gering war. Der Einfluss mechanischer Beanspruchungen auf den heterotrophen Ausbeutekoeffizienten ist über die Respirationsmessungen messbar. Somit stellt dieses System eine Möglichkeit dar, geeignete Beanspruchungsparameter für eine maximale Reduzierung des Ausbeutekoeffizienten und somit auch der Überschussschlammproduktion zu bestimmen. Dies sollte jedoch noch in Vergleichsmessungen zwischen einer Kläranlage mit integrierter mechanische Schlammbeanspruchung und den Respirometern bestätigt werden. Dazu müssten in der Respirationsmessung die gleichen Schlämme eingesetzt werden wie in der Kläranlage. Diese Forderung konnte in dieser Arbeit noch nicht realisiert werden, da das Volumen der Laborkläranlagen zu gering war, um die für die Respirationsmessung benötigten Schlamm-mengen zur Verfügung zu stellen.

8 Zusammenfassung

Bei der biologischen Abwasserreinigung fallen erhebliche Mengen Klärschlamm an. Da diese einen hohen Anteil organischer Inhaltsstoffe und einen hohen Wassergehalt aufweisen, stellt deren Behandlung und Entsorgung einen großen Kostenfaktor der Abwasserreinigung dar. Im Rahmen der vorliegenden Arbeit wurde der Einfluss mechanischer Beanspruchungen auf die Schlammproduktion untersucht. Dazu wurden verschiedene Geräte zur Klärschlammdeintegration verwendet. Die Untersuchung des Einflusses mechanischer Beanspruchungen auf die Schlammproduktion war in zwei Teilbereiche gegliedert.

Mit Hilfe von diskontinuierlichen Respirationsmessungen wurde der Einfluss einer mechanischen Schlammbehandlung auf den heterotrophen Ausbeutekoeffizienten der im Schlamm suspendierten Biomasse untersucht. Dieser stellt einen wichtigen Parameter der Überschussschlammproduktion dar. Es konnte gezeigt werden, dass durch eine mechanische Schlammbeanspruchung der Ausbeutekoeffizient um bis zu 75 % abgesenkt werden kann. Es zeigte sich weiterhin, dass eine reine Zerstörung der Schlammflocken ohne eine gleichzeitige Schädigung und Inaktivierung der Mikroorganismen, wie sie z.B. mit einem Scherspalthomogenisator bewirkt wurde, nicht geeignet ist, den Ausbeutekoeffizienten zu reduzieren. Es wurde im Gegensatz durch eine solche Beanspruchung eine Erhöhung des Ausbeutekoeffizienten bewirkt.

An vier parallel betriebenen Laborkläranlagen wurde in kontinuierlichen Versuchen der Einfluss der mechanischen Beanspruchung auf die Überschussschlammproduktion bei der biologischen Abwasserreinigung untersucht. Dazu wurde ein Teilstrom aus dem Belebungsbecken der Anlagen mit unterschiedlichen Beanspruchungsparametern mechanisch behandelt und anschließend zurück in das Belebungsbecken gegeben. Zudem konnte an den verwendeten Anlagen auch der Einfluss auf die allgemeine Prozessqualität bestimmt werden. Als Beanspruchungsgeräte wurden ein Ultraschallhomogenisator, ein Hochdruckhomogenisator und eine Rührwerkskugelmühle eingesetzt. Bei der mechanischen Beanspruchung wurden der spezifische Energieeintrag und die Beanspruchungshäufigkeit variiert. Durch die mechanische Beanspruchung konnte je nach gewählten Beanspruchungsparametern und Beanspruchungsgerät eine Reduzierung der Überschussschlammproduktion von bis zu 70 % erzielt werden.

Durch eine vor der Beanspruchung eingesetzte mechanische Eindickung der Schlämme konnte der zur Reduzierung der Überschussschlammproduktion notwendige spezifische Energieeintrag im Verhältnis der Eindickung gesenkt werden, so dass eine vorgeschaltete Eindickung eine gute Möglichkeit darstellt, die für die Beanspruchung benötigte Energie und damit die Betriebskosten zu reduzieren.

Auf Grund der durch die Beanspruchung bewirkten Freisetzung von Zellinhaltsstoffen kann es durch die mechanische Beanspruchung zu einer Verschlechterung der Reinigungsleistung des Prozesses kommen. Je nach gewählten Versuchsparametern wurde durch die mechanische Schlammbeanspruchung sowohl die Stickstoff- als auch die Phosphatelimination verschlechtert. Bedingt durch eine vermehrte Produktion feinpartikulärer Feststoffe durch die mechanische Beanspruchung ist evtl. mit einer Erhöhung der Trübstoffe im Ablauf und damit verbunden auch mit einer Erhöhung der CSB - Konzentration im gereinigten Abwasser zu rechnen. Dieser Effekt lässt sich jedoch durch eine geeignete Prozessführung minimieren.

Mittels einer Modellierung der in den Kläranlagen gewonnenen Daten konnte gezeigt werden, dass bei der mechanischen Schlammbeanspruchung die Veränderung des heterotrophen Ausbeutekoeffizienten der Haupteinflussparameter auf die Überschussschlammproduktion ist. Eine Transformation fester Schlamminhaltsstoffe in leicht abbaubares, gelöstes Substrat ist nur von untergeordneter Bedeutung.

Literaturverzeichnis

- 91/271/EWG (1991) *Richtlinie des Rates der europäischen Gemeinschaft vom 21. Mai 1991 über die Behandlung von kommunalem Abwasser*
- 98/15/EG (1998) *Richtlinie 98/15/EG der Kommission vom 27. Februar 1998 zur Änderung der Richtlinie 91/271/EWG*
- Abbassi, B., Dullstein, S. and Rübiger, N. (2000), minimization of excess sludge production by increased oxygen concentration in activated sludge flocs; experimental and theoretical approach *Wat. Res.* **34**(1), 139-146
- AbfAbIV (2001) *Verordnung über die umweltverträgliche Ablagerung von Siedlungsabfällen* BGBl I 2001, 305
- Abwassertechnische Vereinigung (Hrsg.) (1996), *ATV-Handbuch Klärschlamm*, Ernst & Sohn Verlag, Berlin
- AbwV (2004) *Verordnung über Anforderungen an das Einleiten von Abwässern in Gewässer - AbwV Abwasserverordnung (1)* BGBl I Nr. 28, 2004, S. 1108
- Angersbach, A., Heinz, V. and Knorr, D. (2000), Effects of pulsed electric fields on cell membranes in real food systems *Innovative Food Science & Emerging Technologies* **1**, 135-149
- ATV (Hrsg.) (1997), *ATV-Handbuch "Biologische und weitergehende Abwasserreinigung"*, Ernst & Sohn Verlag, Berlin
- ATV/VKS-Fachauschuss 3.2 (1987), Arbeitsbericht: "Maschinelle Schlammmentwässerung" *KA - Abwasser, Abfall* **34**, 559 - 571
- ATV-DVWK (Hrsg.) (2000), *ATV-DVWK Regelwerk, Arbeitsblatt ATV-DVWK-A 131*, GFA Gesellschaft zur Förderung der Abwassertechnik e.V., Hennef
- AWWA, APHA and WEF (1999), Standard Methods for the Examination of Water and Wastewater #2710 "tests on sludges" American Public Health Association, American Water Works Association, Water Environment Federation
- Baier, U. and Schmidheiny, P. (1997), Enhanced anaerobic degradation of mechanically disintegrated sludge *Wat. Sci. Tech.* **36**(11), 137-143
- Barbusinski, K. (2000), influence of floc size on activated sludge volume index *Environment Protection Engineering* **26**(1-2), 45-53
- Böhler, M. and Siegrist, H. (2003) Partial ozonation of activated sludge to reduce excess sludge, improve denitrification and control scumming and bulking, *IWA specialists conference "Biosolids 2003, wastewater sludge as a resource"*, Trondheim, Norway, IWA
- Bunge, F. (1991) *Mechanischer Zellaufschluss in Rührwerkskugelmöhlen* Technische Universität Braunschweig, Diss. VDI Verlag, Düsseldorf
- Camacho, P., Deleris, S., Geaugey, V., Ginestet, P. and Paul, E. (2002a), A comparative study between mechanical, thermal and oxidative disintegration techniques of waste activated sludge *Wat. Sci. Tech.* **46**(10), 79-88
- Camacho, P., Geaugey, V., Ginestet, P. and Paul, E. (2002b), Feasibility Study of mechanically disintegrated sludge and recycle in the activated-sludge process *Wat. Sci. Tech.* **46**(10), 97-104

- Camacho, P., Ginestet, P. and Audic, J. M. (2003) Pilot plant demonstration of reduction technology during activated sludge treatment of wastewater, *WEFTEC 2003*, Los Angeles, California
- Camacho, P., Ginestet, P. and Audic, J. M. (2004) Understanding the mechanisms of thermal disintegrating treatment in the reduction of sludge production, *IWA Conference 2004*, Marrakech, Morocco
- Canales, A., Pareilleux, A., Rols, J. L., Goma, G. and Huyard, A. (1994), Decreased sludge production strategy for domestic wastewater treatment *Wat. Sci. Tech.* **30**(8), 97-106
- Chen, G.-H., Mo, H.-K. and Liu, Y. (2002), Utilization of a metabolic uncoupler, 3,3',4',5-tetrachlorosalicylanilide (TCS) to reduce excess sludge growth in activated sludge culture *Wat. Res.* **36**(8), 2077-2083
- Chesney, J. A., Eaton, J. W. and Mahoney, J. R. (1996), Bacterial glutathione: a sacrificial defense against chlorinated compounds *Journal of Bacteriology* **178**(7), 2131-2135
- Chu, C. P., Chang, B.-V., Liao, G. S., Jean, D. S. and Lee, D. J. (2001), Observations in changes in ultrasonically treated waste-activated sludge *Wat. Res.* **35**(4), 1038-1046
- Deleris, S., Geaugey, V., Camacho, P., Debellefontaine, H. and Paul, E. (2002), Minimization of sludge production in biological processes: an alternative solution for the problem of sludge disposal *Wat. Sci. Tech.* **46**(10), 63-70
- Déleris, S., Larose, a., Geaugey, V. and Lebrun, T. (2003) Innovative strategies for the reduction of sludge production in activated sludge plant: BIOLYSIS O and BIOLYSIS E, *Biosolids 2003, Wastewater sludge as a resource*, Trondheim, Norway, IWA
- Dentel, S. K. and Abu-Orf, M. M. (1993), Application of the streaming current detector in sludge conditioner selection and control *Wat. Sci. Tech.* **28**(1), 169-179
- Diehm, B., Setzer, T. and Kapp, H. (2004), Desintegration von Rücklaufschlamm zur Verbesserung der Denitrifikation *KA - Wasserwirtschaft, Abwasser, Abfall* **51**(4), 396-403
- Dukan, S., Dadon, S. and Smulski, D. R. (1996), Hypochlorous acid activates the heat shock and soxRS system of e.coli *Appl. Environ. Microb.* **62**, 4003-4008
- Dziurla, M. A., Leroy, P., Strükmann, G. W., Salhi, M., Lee, D. U., Camacho, P., Heinz, V., Müller, J. A., Paul, E., Ginestet, P., Audic, J. M. and Block, J. C. (2004), Measurement of glutathione in activated sludges *Wat. Res.* **38**(1), 236 - 244
- Ekama, G. A., Dold, P. L. and Marais, G. v. R. (1986), Procedures for determining influent COD fractions and the maximum specific growth rate of heterotrophs in activated sludge systems *Wat. Sci. Tech.* **18**, 91-114
- Hanßen, H. (2003) Notwendige Verbrennungskapazitäten für Klärschlamm tatsächlich vorhanden?, 3. *ATV-DVWK Klärschlammstage*, Würzburg, ATV-DVWK Schriftenreihe

- Henze, M. (1992), Characterization of wastewater for modelling of activated sludge process *Wat. Sci. Tech.* **25**(6), 1-15
- Henze, M., Grady, L. C. P. J., Gujer, W., Marais, G. v. R. and Matsuo, T. (1987), Activated sludge model No. 1 *Scientific and technical reports N° 1, IAWPRC London*,
- Hermann, T. and Goldau, K. (2004), Daten zur Anlagentechnik und zu den Standorten der thermischen Klärschlamm Entsorgung in der Bundesrepublik Deutschland Berlin, Umweltbundesamt, Fachgebiet III 3.3 "Abfall, Ablagerung"
- Jenkins, D., Richard, M. G. and Neethling, J. B. (1984), Causes and control of activated sludge bulking *Wat. Pollut. Contr.* **83**, 455-472
- Jørgensen, P. E. and Kristensen, G. H. (1996) Sonication on activated sludge - increased settleability through breakup of filaments, *IAWQ 18th biennial international conference*, Singapore, International Association Water Quality 2
- Kampen, I., Nolte, A. and Schwedes, J. (2004), Auswirkungen der Zellaufschlussmethode auf die Zelltrümer von *Bacillus megaterium* *Chemie Ingenieur Technik* **76**(4), 482-484
- Karahan-Gül, Ö., Artan, N., Henze, M. and Van Loodsrecht, M. C. M. (2002), Respirometric assessment of storage yield for different substrates *Wat. Sci. Tech.* **46**(1-2), 345-352
- Kommission der Europäischen Gemeinschaften (2004), Bericht der Kommission an den Rat, das europäische Parlament, den europäischen Wirtschafts- und Sozialausschuss und den Ausschuss der Regionen zur "Durchführung der Richtlinie des Rates 91/271/EWG vom 21. Mai 1991 über die Behandlung von kommunalem Abwasser, geändert durch die Richtlinie der Kommission 98/15/EG vom 27. Februar 1998 Brüssel
- Koners, U. H., Toepfl, S., Heinz, V., Camacho, P., Ginestet, P. and Knorr, D. (2004) Application of the pulsed electric field treatment for sludge reduction on wastewater treatment plants, *2nd European Pulsed Power Symposium (EPPS)*, Shaker Verlag, Aachen
- Kopp, J., Müller, J. A., Dichtl, N. and Schwedes, J. (1997), Anaerobic digestion and dewatering characteristics of mechanically disintegrated excess sludge *Wat. Sci. Tech.* **36**(11), 129-136
- Kunz P. M., Theunert, B., Wagner, S. (1996) *Erkenntnisse und Erfahrungen aus praktischen Anwendungen der Klärschlamm-Desintegration* KA Korrespondenz Abwasser **43**(7) 1289-1298
- Kwade, A. (1996) *Autogenzerkleinerung von Kalkstein in Rührwerkskugelmøhlen* Technische Universität Braunschweig, Diss. Shaker Verlag, Aachen
- Lee, N. M. and Welander, T. (1996), Use of protozoa and metazoa for decreasing sludge production in aerobic wastewater treatment *Biotechnology Letters* **18**(4), 429 - 434
- Lehne, G. (2001) *Parameter der mechanischen Desintegration von Überschussschlämmen* Technische Universität Braunschweig, Diss. Cuvillier Verlag Göttingen

- Lishman, L. A. and Murphy, K. L. (1994), The significance of hydrolysis in microbial death and decay *Wat. Res.* **28**(11), 2417-2419
- Liu, Y. and Tay, J.-H. (2001), Strategy for minimization of excess sludge production from the activated sludge process *Biotechnology Advances* **19**, 97-107
- Löll, U. (2003) Was passiert, wenn die landwirtschaftliche Klärschlammverwertung quasi verboten wird?, 3. ATV-DVWK Klärschlammstage, Würzburg, ATV-DVWK Schriftenreihe
- Loosdrecht van, M. C. M. and Henze, M. (1999), Maintenance, endogenous respiration, lysis, decay and predation *Wat. Sci. Tech.* **39**(1), 107-118
- Low, E. W. and Chase, H. A. (1999), The effect of maintenance energy requirements on biomass production during wastewater treatment *Wat. Res.* **33**(3), 847-853
- Mason, T. J. (1999) Ultrasound in environmental protection - an overview, *Ultrasound in environmental engineering*, Hamburg, TUHH reports on sanitary engineering Vol. 25
- Mayhew, M. and Stephenson, T. (1998), Biomass yield reduction: is biochemical manipulation possible without affecting activated sludge process efficiency? *Wat. Sci. Tech.* **38**(8-9), 137-144
- Melsa, A. K. (2003) Die Klärschlammsituation in Deutschland in den Jahren 2000 - 2002, 3. ATV-DVWK Klärschlammstage, Würzburg, ATV-DVWK-Schriftenreihe
- Müller, J. (1996) *Mechanischer Klärschlammaufschluss* Technische Universität Braunschweig, Diss. Shaker Verlag
- Müller, J. A., Lehne, G., Schwedes, J., Battenberg, S., Näveke, R., Kopp, J., Dichtl, N., Scheminski, A., Krull, R. and Hempel, D. C. (1998), Disintegration of sewage sludge and influence on anaerobic digestion *Wat. Sci. Tech.* **38**(8-9), 425-433
- Nickel, K., Thiem, A. and Neis, U. (1998) Pilotversuche zur Beschleunigung des anaeroben Abbaus von Klärschlamm durch Ultraschall, *Klärschlammdeintegration - Forschung und Anwendung*, Braunschweig, Schriftenreihe des Instituts für Siedlungswasserwirtschaft, Technische Universität Braunschweig Heft 61
- Ødegaard, H. (2003) Sludge minimization strategies - an overview, *IWA specialist conference "Biosolids 2003, Wastewater Sludge as a resource"*, Trondheim, Norway, International Water Association
- Renskin, J. H. and Rulkens, W. H. (1997), Using metazoa to reduce sludge production *Wat. Sci. Tech.* **36**(11), 171-179
- Ried, A., Stapel, H., Koll, R., Schettlinger, M., Wemhöner, F., Jamann-Steinmeier, A., Miethe, M. and Brombach, A. (2002), Optimierungsmöglichkeiten beim Betrieb von Kläranlagen durch den Einsatz von Ozon *KA - Abwasser, Abfall* **49**(5), 648-661
- Rocher, M., Goma, G., Begue, A. P., Louvel, L. and Rols, J. L. (1999), Towards a reduction in excess sludge production in activated sludge process: biomass physicochemical treatment and biodegradation *Appl. Microbiol Biotechnol* **51**(6), 883-890

- Rocher, M., Roux, G., Goma, G., Pilas Begue, A., Louvel, L. and Rols, J. L. (2001), Excess sludge reduction in activated sludge process by integrating biomass alkaline heat treatment *Wat. Sci. Tech.* **44**(2-3), 437-444
- Sakai, Y., Fukase, T., Yasui, H. and Shibata, M. (1997), An activated sludge process without excess sludge production *Wat. Sci. Tech.* **36**(11), 163-170
- Salhi, M., Deleris, S., Debellefontaine, H., Ginestet, P. and Paul, E. (2003) More insights into the understanding of reduction of excess sludge production by ozone, *IWA Specialist Conference "Biosolids 2003, Wastewater sludge as a resource"*, Trondheim, Norway, International Water Association
- Schlegel, H. G. (Hrsg.) (1992), *Allgemeine Mikrobiologie*, Georg Thieme Verlag, Stuttgart
- Sievers, M., Ried, A. and Koll, R. (2004), sludge treatment by ozonation - evaluation of full scale results *Wat. Sci. Tech.* **49**(4), 247-253
- Sollfrank, U. and Gujer, W. (1991), Characterisation of domestic wastewater for mathematical modelling of the activated sludge process *Wat. Sci. Tech.* **23**, 1057-1066
- Spanjers, H., Vanrolleghem, P. A., Olsson, G., Dold, P. L. and IAWQ Task group on respiration (1998), *Respirometry in control of the activated sludge process: Principles Scientific and Technical reports series*, **7**
- Spérandio, M. and Paul, E. (2000), Estimation of biodegradable COD-fractions by combining respirometric experiments in various S0/X0 ratios *Wat. Res.* **34**(4), 1233-1246
- Stark, O. (2004), Überschussschlammreduktion auf der Kläranlage Bad König mit dem WWE-bionorm-Verfahren *KA - Abwasser, Abfall* **51**(12), 1355-1361
- Statistisches Bundesamt (Hrsg.) (1996), *Statistisches Jahrbuch 1996 für die Bundesrepublik Deutschland*, Verlag Metzler-Peschel, Wiesbaden
- Statistisches Bundesamt (2003a) Öffentliche Wasserversorgung und Abwasserbeseitigung *Fachserie 19*, Wiesbaden Reihe 2.1
- Statistisches Bundesamt (2003b) Wasserversorgung und Abwasserbeseitigung in der Industrie *Fachserie 19*, Wiesbaden Reihe 2.2
- Stender, H.-H. (2002) *Einfluss von Größe und Bauart auf die Zerkleinerung in Rührwerkskugelmöhlen* Technische Universität Braunschweig, Diss. Cuvillier Verlag, Göttingen
- Trouve, E., Urbain, V. and Manem, J. (1994), Treatment of municipal wastewater by a membrane bioreactor: results of a semi-industrial pilot scale study *Wat. Sci. Tech.* **30**(4), 151-197
- Wagner, J. and Rosenwinkel, K.-H. (2000), Sludge production in membrane bioreactor under different conditions *Wat. Sci. Tech.* **41**(10/11), 251-258
- Wanner, J. and Grau, P. (1989), Identification of filamentous microorganisms from activated sludge: a comparison between wishes, needs and possibilities *Wat. Res.* **23**(7), 883-891
- Winter, A. (2003) *Desintegrationsverfahren zur Intensivierung der Schlammfäulung - großtechnische Vergleiche* - Technische Universität Braunschweig, Diss. Schriftenreihe des Instituts für Siedlungswasserwirtschaft, Heft 70

- Woodrow, J. R. and Quirk, A. V. (1982), Evaluation of the potential of bead mills for the release of intracellular bacterial enzymes *Enzyme and microbial technology* **4**, 385-389
- Wünsch, B., Heine, W. and Neis, U. (2002) Combatting bulking sludge with ultrasound, *Ultrasound in Environmental Engineering II*, Hamburg, TUHH reports on sanitary engineering Vol. 35
- Yasui, H., Nakamura, K., Sakuma, S., Iwasaki, M. and Sakai, Y. (1996), A full-scale operation of a novel activated sludge process without excess sludge production *Wat. Sci. Tech.* **34**(3-4), 395-404
- Yasui, H. and Shibata, M. (1994), An innovative approach to reduce excess sludge production in the activated sludge process *Wat. Sci. Tech.* **30**(9), 11-20
- Yeom, I. T., Lee, K. R., Ahn, K. H. and Lee, S. H. (2002), Effects of ozone treatment on the biodegradability of sludge from municipal wastewater treatment plants *Wat. Sci. Tech.* **46**(4-5), 421-425

Tabelle A- 1: Aufschlussgrade A_{CSB} , Schlammausbeuten Y_{obs} und berechnete Reduzierung der Überschussschlammproduktion RSP der Versuche mit der Laborkläranlage

Versuch	Gerät	SF [d^{-1}]	E_{exp} [kJ/gtss]	$E_{exp} \times SF$ [kJ/(kgss $\cdot$ d)]	A_{CSB} [%]		Y_{exp} [g/g]		Y_{exp}^{obs} [g/g]		RSP [%]		Bemerkungen
					Mittelwert	Stdw	TSS	VSS	TSS	VSS	TSS	VSS	
1	UH	0,2	31.300	6.260	11,4	3,6	0,21	0,18	0,16	0,14	24	22	ohne DeNi
2	UH	0,4	31.800	12.720	9,7	4,4	0,18	0,15	0,13	0,11	28	27	ohne DeNi
3	UH	0,1	30.800	3.080	14,0	3,1	0,39	0,31	0,25	0,20	36	35	
4	UH	0,2	17.000	3.400	8,9	3,1	0,39	0,31	0,23	0,18	41	42	
5	RHWM	0,2	29.700	5.940	14,2	3,4	0,39	0,31	0,25	0,19	36	39	
6	UH	0,2	16.000	3.200	6,9	2,3	0,19	0,15	0,06	0,05	68	67	ohne DeNi, SRT = 55d
7	HQH	0,2	31.800	6.360	20,6	8,9	0,25	0,20	0,07	0,06	72	70	
8	UH	0,4	2.000	800	4,2	2,2	0,25	0,20	0,32	0,26	-28	-30	
9	UH	0,05	53.000	2.650	20,0	5,5	0,25	0,20	0,27	0,21	-8	-5	
10	UH	0,1	30.900	3.090	13,3	3,4	0,27	0,23	0,22	0,18	19	22	
11	UH	0,1	29.000	2.900	30,1	7,4	0,27	0,23	0,18	0,15	33	35	mit Eindüsung vor mech. Beanspruchung
12	UH	0,1	6.300	630	11,1	11,6	0,27	0,23	0,23	0,19	15	17	

Tabelle A- 2: CSB - Reinigungsleistung der Laborkläranlagen mit und ohne mechanische Schlammbeanspruchung

Versuch	Gerät	SF ($l \cdot h^{-1}$)	E _{exp} [kWh/gss]	CSB _{Rein} [mg/l]						CSB Abbaugrad [%]						CSB _{Rein} ^{Übersand} [mg/l]					
				unbehandelt			behandelt			unbehandelt			behandelt			unbehandelt			behandelt		
				Mittelwert	Stabw	Mittelwert	Mittelwert	Stabw	Stabw	Mittelwert	Stabw	Mittelwert	Stabw	Stabw	Stabw	Mittelwert	Stabw	Mittelwert	Stabw	Mittelwert	Stabw
1	UH	0,2	31.300	19	6	18	99	0,8	99	99	0,8	99	0,9								
2	UH	0,4	31.800	24	16	22	99	1,1	99	97	1,1	97	1,0								
3	UH	0,1	30.800	29	13	28	97	1,2	97	97	1,2	97	0,8	77	22	154	65				
4	UH	0,2	17.000	29	13	27	97	1,2	97	97	1,2	97	0,7	77	22	180	45				
5	RH/M	0,2	29.700	29	13	27	97	1,2	97	97	1,2	97	0,6	77	22	144	37				
6	UH	0,2	16.000	14	6	25	98	0,7	98	97	0,7	97	1,6								
7	HDH	0,2	31.800	21	10	25	99	1,1	99	99	1,1	99	1,4	284	131	596	210				
8	UH	0,4	2.000	21	10	18	99	1,1	99	98	1,1	98	0,9	284	131	383	73				
9	UH	0,05	53.000	21	10	18	99	1,1	99	98	1,1	98	0,9	284	131	312	68				
10	UH	0,1	30.900	20	8	22	97	1,4	97	97	1,4	97	1,5								
11	UH	0,1	29.000	20	8	29	97	1,4	96	96	1,4	96	2,2								
12	UH	0,1	6.300	20	8	20	97	1,4	97	97	1,4	97	1,1								

Tabelle A- 3: N_{ges} Abbauleistung der Laborkläranlagen mit und ohne mechanische Beanspruchung

Versuch	Gerät	SF [d ⁻¹]	E_{spez} [kJ/kg _{TSS}]	N_{ges} [mg/l]				N_{ges} Abbaugrad [%]			
				unbehandelt		behandelt		unbehandelt		behandelt	
				Mittelwert	Stabw	Mittelwert	Stabw	Mittelwert	Stabw	Mittelwert	Stabw
1	UH	0,2	31.300	ohne Denitrifikation							
2	UH	0,4	31.800								
3	UH	0,1	30.800	18	16	15	9	82	15	84	7
4	UH	0,2	17.000	18	16	20	15	82	15	79	15
5	RWKM	0,2	29.700	18	16	22	15	82	15	76	17
6	UH	0,2	16.000	ohne Denitrifikation							
7	HDH	0,2	31.800								
8	UH	0,4	2.000	21	4	21	9	74	7	74	11
9	UH	0,05	53.000	21	4	28	13	74	7	66	14
10	UH	0,1	30.900	26	8	32	10	68	11	62	10
11	UH	0,1	29.000	26	8	32	10	68	11	61	12
12	UH	0,1	6.300	26	8	31	10	68	11	63	14

Tabelle A- 4: Ammoniumstickstoff Abbauleistung der Laborkläranlagen mit und ohne mechanische Beanspruchung

Versuch	Gerät	SF [d ⁻¹]	E_{spez} [kJ/kg _{TSS}]	$N-NH_4^+$ [mg/l]				$N-NH_4^+$ Abbaugrad [%]			
				unbehandelt		behandelt		unbehandelt		behandelt	
				Mittelwert	Stabw	Mittelwert	Stabw	Mittelwert	Stabw	Mittelwert	Stabw
1	UH	0,2	31.300	ohne Denitrifikation							
2	UH	0,4	31.800								
3	UH	0,1	30.800	5,4	10,2	3,5	5,3	92	15	95	8,4
4	UH	0,2	17.000	5,4	10,2	5,9	8,1	92	15	90	13
5	RWKM	0,2	29.700	5,4	10,2	8,0	11,0	92	15	93	11
6	UH	0,2	16.000	ohne Denitrifikation							
7	HDH	0,2	31.800								
8	UH	0,4	2.000	0,36	0,21	0,47	0,42	97	8,2	99	0,6
9	UH	0,05	53.000	0,36	0,21	0,38	0,27	97	8,2	99	0,4
10	UH	0,1	30.900	0,38	0,6	0,75	0,95	99	1,1	99	1,2
11	UH	0,1	29.000	0,38	0,6	2,65	3,38	99	1,1	96	4,5
12	UH	0,1	6.300	0,38	0,6	1,78	2,87	99	1,1	97	4,5

Tabelle A- 5: Schlammvolumenindex der unbehandelten und mechanisch behandelten Schlämme der Laborkläranlagen

Versuch	Gerät	SF [d ⁻¹]	E_{spez} [kJ/kg _{TSS}]	ISV [ml/g]			
				unbehandelt		behandelt	
				Mittelwert	Stabw	Mittelwert	Stabw
1	UH	0,2	31.300	168	61	193	62
2	UH	0,4	31.800	197	60	170	40
3	UH	0,1	30.800	189	49	141	41
4	UH	0,2	17.000	189	49	155	41
5	RWKM	0,2	29.700	189	49	218	74
6	UH	0,2	16.000	126	9	112	26
10	UH	0,1	30.900	419	110	315	112
11	UH	0,1	29.000	419	110	455	87
12	UH	0,1	6.300	419	110	295	102

