

**MINISTERIUM
FÜR EIN
LEBENSWEERTES
ÖSTERREICH**

bmlfuwgv.at

**GRANULARES
BELEBTSCHLAMM-
VERFAHREN IN
KONTINUIERLICH
DURCHFLOSSENEN
BELEBUNGSANLAGEN
ENDBERICHT**



IMPRESSUM



Medieninhaber und Herausgeber:
BUNDESMINISTERIUM
FÜR LAND- UND FORSTWIRTSCHAFT,
UMWELT UND WASSERWIRTSCHAFT
Stubenring 1, 1010 Wien
www.bmlfuw.gv.at

Text und Redaktion DI Lydia Jahn, DI Dr. Heidemarie Schaar, DI Dr. Karl Svardal, DI Dr. Jörg Krampe

Gestaltungskonzept: WIEN NORD Werbeagentur

Alle Rechte vorbehalten.
Wien, 31.7.2017



Original wurde gedruckt von: Zentrale Kopierstelle des BMLFUW,
UW-Nr. 907, nach der Richtlinie „Druckerzeugnisse“ des
Österreichischen Umweltzeichens.

INHALTSVERZEICHNIS

IMPRESSUM.....	2
ABKÜRZUNGSVERZEICHNIS	6
EXECUTIVE SUMMARY	7
1 EINLEITUNG	10
1.1 MOTIVATION	10
1.2 PROJEKTZIELE.....	11
1.3 SPEZIFISCHE FRAGESTELLUNGEN	12
1.5 AUFBAU DES ENDBERICHTES	13
2 STAND DER WISSENSCHAFT UND TECHNIK.....	14
2.1 MERKMALE AEROB GRANULIERTER BIOMASSE.....	14
2.1.1 DEFINITION	14
2.1.2 ABSETZVERHALTEN.....	14
2.2 BIOLOGISCHE GRUNDLAGEN.....	16
2.2.1 STRUKTURELLE ANORDNUNG DER MIKROORGANISMEN.....	16
2.2.2 METABOLISMUS UND STOFFWECHSELPROZESSE	16
2.2.2.1 Substratspeichernde Organismen.....	16
2.2.2.2 Simultane Stickstoffentfernung	19
2.2.4 N ₂ O-EMISSIONEN.....	20
2.2.5 SCHLAMMPRODUKTION	21
2.2.6 EXTRAZELLULÄRE POLYMERE SUBSTANZEN (EPS)	21
2.2.6.1 Definition und Funktion von EPS.....	21
2.2.6.2 EPS in flockigem und granuliertem Schlamm.....	22
2.3 SELEKTIONSMECHANISMEN ZUR GRANULIERUNG	23
2.3.1 ALLGEMEINES.....	23
2.3.2 HYDRAULISCHE SELEKTION	24
2.3.2.1 Selektion über die Sedimentation des Schlammes.....	24
2.3.2.2 Weitere Möglichkeiten der Selektion	24
2.3.3 BIOLOGISCHE SELEKTION	24
2.3.3.1 Plug-flow Beschickung.....	25
2.3.3.2 Kurzzeitige Beschickung mit anaerobem Mischen.....	25
2.3.3.3 Anaerob-aerobe Beschickung	25
2.3.3.4 Stoßweise Beschickung (pulse-feed)	26
2.4 ERFAHRUNGEN ZUR BETRIEBSWEISE.....	26
2.4.1 ZYKLUSEINTEILUNG	26
2.4.2 BELASTUNG	26
2.4.3 SCHLAMMALTER.....	27
2.5 AGS IN KONTINUIERLICH DURCHFLOSSENEN BELEBUNGSANLAGE	27
3 MATERIAL UND METHODEN.....	29
3.1 VERSUCHSAUFBAU.....	29
3.1.1 SBR	29
3.1.1 KONTINUIERLICH DURCHFLOSSENER VERSUCHSAUFBAU	29
3.1.2 PROZESSSTEUERUNG.....	31
3.2 VERSUCHSBETRIEB	32
3.2.1 VORBEREITUNG DES ABWASSERS.....	32
3.2.2 KONTROLLE UND WARTUNG	32
3.3 BERECHNUNGSGRUNDLAGEN.....	34
3.3.1 BERECHNUNG EINER FRACHT	34
3.3.2 BELASTUNG	34
3.3.3 SCHLAMMALTER.....	35
3.3.4 WIRKUNGSGRAD.....	35

INHALT

3.3.5	SCHLAMMINDEX	35
3.3.6	SCHLAMMVOLUMENVERHÄLTNISSE	36
3.4	N ₂ O-MESSUNGEN	36
3.4.1	N ₂ O-MESSUNG IN DER GASPHASE ÜBER GC-MS (STICHPROBEN)	36
3.4.2	N ₂ O-MIKROSENSOR (MESSUNG IN DER FLÜSSIGPHASE)	36
3.5	EPS-EXTRAKTION	38
3.5.1	METHODEN UND GRENZEN DER EPS-EXTRAKTION	38
3.5.2	GEWÄHLTE METHODE ZUR EPS-EXTRAKTION	39
4	SBR-VERSUCHSBETRIEB	41
4.1	ÜBERSICHT DER VERSUCHSPHASEN	41
4.2	VERSUCHSPHASE 1	43
4.2.1	VERSUCHSBESCHREIBUNG	43
4.2.2	SCHLAMMSTRUKTUR UND ABSETZVERHALTEN	44
4.2.3	PARTIKELGRÖßENVERTEILUNG	48
4.2.4	REINIGUNGSLEISTUNG	49
4.2.5	ZUSAMMENFASSUNG DER VERSUCHSERGEBNISSE	51
4.3	VERSUCHSPHASE 2	52
4.3.1	VERSUCHSBESCHREIBUNG	52
4.3.2	SCHLAMMSTRUKTUR UND ABSETZVERHALTEN	53
4.3.3	REINIGUNGSLEISTUNG	57
4.3.4	ZUSAMMENFASSUNG DER VERSUCHSERGEBNISSE	59
4.4	VERSUCHSPHASE 3	59
4.4.1	VERSUCHSBESCHREIBUNG	59
4.4.2	SCHLAMMSTRUKTUR UND ABSETZVERHALTEN	61
4.4.3	REINIGUNGSLEISTUNG	63
4.4.4	ZUSAMMENFASSUNG DER VERSUCHSERGEBNISSE	65
4.5	VERSUCHSPHASE 4	66
4.5.1	VERSUCHSBESCHREIBUNG	66
4.5.2	EINFABRPHASE	66
4.5.2.1	Versuchsbedingungen	66
4.5.1	REAKTOR 1- DURCHGEHEND AEROBE BEDINGUNGEN	69
4.5.2	REAKTOR 2- ALTERNIERENDE BELÜFTUNG	73
4.5.3	MOLEKULARBIOLOGISCHE UNTERSUCHUNGEN	77
4.5.4	ZUSAMMENFASSUNG DER VERSUCHSERGEBNISSE	79
4.6	BEMESSUNGSBEISPIEL	80
5	KONTINUIERLICH DURCHFLOSSENENER VERSUCHSBETRIEB	85
5.1	ÜBERSICHT DER VERSUCHSPHASEN	85
5.3	VERSUCHSPHASE 1	87
5.3.1	VERSUCHSBESCHREIBUNG	87
5.3.2	SCHLAMMSTRUKTUR UND ABSETZVERHALTEN	88
5.3.3	REINIGUNGSLEISTUNG	92
5.3.4	ZUSAMMENFASSUNG DER VERSUCHSERGEBNISSE	94
5.4	VERSUCHSPHASE 2	94
5.4.1	VERSUCHSBESCHREIBUNG	94
5.4.1	SCHLAMMSTRUKTUR UND ABSETZVERHALTEN	96
5.4.2	REINIGUNGSLEISTUNG	98
5.4.3	ZUSAMMENFASSUNG DER VERSUCHSERGEBNISSE	100
5.5	VERSUCHSPHASE 3	101
5.5.1	VERSUCHSBESCHREIBUNG	101
5.5.2	SCHLAMMSTRUKTUR UND ABSETZVERHALTEN	102
5.5.3	REINIGUNGSLEISTUNG	104
5.5.4	ZUSAMMENFASSUNG DER VERSUCHSERGEBNISSE	106
6	ANAEROBE ABBAUVERSUCHE	108
6.1	KONTINUIERLICH BESCHICKTE FAULVERSUCHE	108

INHALT

6.1.1	VERSUCHSDURCHFÜHRUNG.....	108
6.1.2	ERGEBNISSE DER VERSUCHE	109
6.2	BATCHVERSUCH.....	110
6.2.1	VERSUCHSDURCHFÜHRUNG.....	110
6.2.2	ERGEBNISSE DER BATCHVERSUCHE.....	110
6.3	AUSWERTUNG UND DISKUSSION.....	111
6.4	UNTERSUCHUNGEN DER EPS	112
7	N2O-EMISSIONEN	115
7.1	HINTERGRUND	115
7.2	BELÜFTUNG MIT KONSTANT AEROBEN BEDINGUNGEN.....	115
7.3	ALTERNIERENDE BELÜFTUNG	117
7.4	VERGLEICHSMESSUNG.....	121
7.5	ZUSAMMENFASSUNG DER ERGEBNISSE.....	122
8	ZUSAMMENFASSUNG	124
8.1	SBR-BETRIEB	124
8.2	KONTINUIERLICH DURCHFLOSSENER VERSUCHSBETRIEB	127
8.3	WEITERGEHENDE UNTERSUCHUNGEN	128
9	REFERENZEN.....	130
10	TABELLENVERZEICHNIS.....	135
11	ABBILDUNGSVERZEICHNIS.....	136

ABKÜRZUNGSVERZEICHNIS

ADP/ATP	Adenosintriphosphat, Adenosindiphosphat
AOB	Ammonium oxidierende Bakterien
CSB	Chemischer Sauerstoffbedarf
dPAO, dGAO	denitrifizierende PAO bzw. GAO
EM	Emission
EPS	Extrazelluläre polymere Substanzen
EX	Extinktion
GAO	Glykogen akkumulierende Organismen
Ges.N.	Gesamtstickstoff
Ges.P.	Gesamtstickstoff
HRT	Hydraulische Verweilzeit
ISV	Schlammindex
Konti	Kontinuierlich durchflossene Anlage
NH ₄ -N	Ammonium-Stickstoff
NOB	Nitrit oxidierende Bakterien
NO ₂ -N	Nitrit-Stickstoff
NO ₃ -N	Nitrat-Stickstoff
NO _x -N	Nitrit-Stickstoff und Nitrat-Stickstoff
oTS	organischer Trockensubstanzgehalt
PAO	Phosphat akkumulierende Organismen
PO ₄ -P	Phosphat-Phosphor
PS	Polysacchariden
PN	Proteinen
SBR	Sequencing Batch Reactor
SV	Schlammvolumen
TS	Trockensubstanzgehalt
v _{s,min}	minimale Absetzgeschwindigkeit
PHA	Poly-Hydroxyalkanoate
PHB	Polyhydroxybutyrate
PHV	Polyhydroxyvalerate

EXECUTIVE SUMMARY

Problemstellung

Die Abwasserreinigung mit aerob granuliertem Schlamm gilt als vielversprechende Technologie zur Überwindung der begrenzten Absetzbarkeit von flockigem Belebtschlamm, wobei die Biomasse durch eine geeignete Betriebsführung zur Bildung kompakter Granula angeregt wird. Das Verfahren ist bisher wenig erprobt und hat in Österreich noch keine praktische Anwendung bei der biologischen Abwasserreinigung gefunden. Obwohl weltweit eine zunehmende Anzahl großtechnischer Anlagen nach dieser Verfahrensweise in Betrieb sind - hierbei vor allem konzipiert nach dem Nereda-Verfahren - beschränkt sich die Anwendung lediglich auf SBR-Anlagen. Im Vergleich zu den kontinuierlich durchflossenen Belebungsanlagen, ist jedoch die Anzahl dieser SBR-Anlagen in Österreich eher gering. Praxistaugliche Betriebsweisen für kontinuierlich durchflossenen Anlagenkonstellationen sind noch nicht beschrieben. Der Ansatz der vorliegenden Arbeit beruht daher auf der Erprobung einer Strategie zur Granulierung von Belebtschlamm in einer kontinuierlich durchflossenen Versuchsanordnung mit dem Ziel das Verfahren für den Großteil der österreichischen Kläranlagen zugänglich zu machen.

Neben der Weiterentwicklung des Verfahrens zum Einsatz aerob granulierter Schlämme in kontinuierlich durchflossenen Belebungsanlagen gibt es noch weitere bedeutende Fragestellungen, die im Rahmen bisheriger Publikationen nicht ausreichend erörtert wurden. Aus wirtschaftlicher Sicht sind hierbei die Biogasproduktion und das Entwässerungsverhalten als wesentliche Faktoren für die kostengünstige Betriebsweise einer Kläranlage anzusehen. Die kompakte Struktur und die veränderte mikrobiologische Zusammensetzung der aerob granulierten Biomasse geben zudem Anlass, die N_2O -Produktion während der biologischen Abwasserreinigung detaillierter zu betrachten. Bestrebungen der österreichischen Wasserwirtschaft zur Senkung der klimarelevanten Lachgasemissionen sollten auch für dieses Verfahren berücksichtigt werden.

Zielsetzung

Im Labormaßstab galt es die Eignung des Verfahrens für eine kontinuierlich durchflossene Versuchsanordnung und für SBR-Anlagen zu untersuchen, wobei für die Übertragbarkeit der Ergebnisse überwiegend reales Abwasser verwendet wurde. Das Ziel der Untersuchungen im SBR war es, grundlegende Erkenntnisse über die aerob granuliert Biomasse zu erarbeiten und die Biomasse hinsichtlich ihrer strukturellen Eigenschaften sowie dem Absetzverhalten zu vergleichen. Für die kontinuierlich durchflossene Anlage war es das Ziel die räumliche Entkopplung der Phasen in Hinblick auf die Beibehaltung der Anforderungen an die Granulierung des Schlammes umzusetzen. Neben der Beschreibung des Verlaufs und der Dauer der Granulierung galt es für beide Anlagenkonzepte, Faktoren zu finden, die die Granulierung bzw. die Stabilität des Verfahrens beeinflussen. Vor dem Hintergrund einer praxistauglichen Bewertung des Verfahrens ergab sich ein weiterer Arbeitsschwerpunkt im Vergleich der Ergebnisse der Reinigungsleistung der Versuchsanlagen mit den allgemeinen Anforderungen an die Kohlenstoff- und Stickstoffelimination (Vorgaben der 1. AEVKA).

Aufgrund der geringen Anzahl wissenschaftlicher Publikationen zur anaeroben Stabilisierung aerob granulierter Schlämme und der dabei zu erwartenden Methanproduktion und Abbaubarkeit lag eine weitere Zielstellung in der Charakterisierung des Faulverhaltens. Hierbei galt es zu überprüfen, ob vor allem durch die von den Bakterien gebildete EPS, die zur Bildung der kompakten Granulastruktur beiträgt, eine Verschlechterung im Entwässerungs- und Abbauverhalten zu erwarten ist. Das vordergründige Ziel der N_2O -Untersuchungen war es den Verlauf der Emissionen über einen Reinigungszyklus zu beschreiben sowie Zusammenhänge zwischen den Betriebsbedingungen zu finden.

Vorgehensweise

Über einen Zeitraum von zwei Jahren wurden drei labortechnische Anlagen betreut und Versuche zur Granulierung durchgeführt. Im Rahmen der kontinuierlich durchflossenen Versuche wurden die bekannten Anforderungen an die Granulierung, d. h. die Anwendung einer anaeroben Beschickung sowie die Selektion der Biomasse, mit einer gleichzeitigen räumlichen Trennung der periodisch ablaufenden Reinigungsphasen umgesetzt. Für den Versuchsaufbau wurde ein anaerober und ein aerob-anoxischen Reaktor sowie ein verhältnismäßig kleines Nachklärbecken gewählt. Die beiden kontinuierlich und diskontinuierlich beschickten Anlagenkonzepte wurden parallel zueinander betrieben. Nachfolgend ist der Umfang der Untersuchungen aufgeführt.

- Durchgehende Untersuchungen zur *Beurteilung des Absetzverhaltens*, tägliche Messung der Schlammvolumenverhältnisse, zweimal wöchentlich Bestimmung des ISV, wöchentliche Anfertigung von Mikroskopaufnahmen, periodische Messungen der Partikelgrößenverteilungen Messungen der Absetzgeschwindigkeit
- *Untersuchungen zum Abbauverhalten* über kontinuierlich beschickte Faulreaktoren und anaerobe Batchversuche, Betreuung von Referenzreaktoren sowie Versuche zum Entwässerungsverhalten über Zentrifugentests, begleitende Untersuchungen der EPS über Fluoreszenzmessungen zur Bestimmung der Tryptophankonzentration
- *Lachgasuntersuchungen* mit Beprobung der Abluft sowie Nährstoffkonzentrationen in Reaktor sowie dem Einsatz einer Unisense Sonde zur Bestimmung der N₂O Signal in der Flüssigphase, Berechnung der Emissionsfaktoren
- Ermittlung der *Reinigungsleistung* über die Beprobung der Zulauf und Abläufe auf relevanter Abwasserparameter, Beprobung der Schwebstoffe im Ablauf

Ergebnisse

Für die Versuche im SBR konnte das Absetzverhalten und die Struktur der Biomasse gut beschrieben und realistische Werte für den ISV und die Schlammvolumenverhältnisse, die mit realem Abwasser möglich sind, ermittelt werden. Die SBR-Versuche bestätigen die bisherigen Veröffentlichungen, dass eine Anwendung der aerob granulierten Biomasse für diese Betriebsweise sinnvoll ist, wenn anaerobe Bedingungen während der Beschickung sowie eine ausreichende Selektion der Biomasse eingehalten werden. Die deutlich höhere Absetzgeschwindigkeit ermöglicht kürzere Absetzzeiten für die Schlammtrennung. Das Schlammvolumen der aerob granulierten Biomasse war teilweise bereits nach 10 min erreicht bei einem Schlammindex von bis zu 60 ml/g. Üblicherweise werden für SBR-Anlagen Absetzzeiten von einer Stunde gewählt. Für den Betrieb eines SBR mit aerob granulierter Biomasse bedeutet eine Verkürzung der Absetzzeit auch eine insgesamt kürzere Zykluszeit, was in der Folge eine Reduktion des erforderlichen Beckenvolumens bei der Planung einer neuen Anlage bzw. eine Erhöhung der Kapazität bestehender Anlagen bedeutet. Aufgrund der besseren Absetzeigenschaften ist es zudem möglich die TS-Konzentrationen auf bis zu 8 g/L zu erhöhen, wodurch sich eine Steigerung der hydraulischen und organischen Belastung ergibt. Die mit den gewählten Annahmen errechneten Einsparungen bezüglich des Beckenvolumens ergeben sich mit 17,3%. Eine Stickstoffentfernung von über 70%, wie sie nach der 1. AEVka gefordert wird, konnte für beide Anlage unter Anwendung einer alternierenden bzw. intermittierenden Belüftung erreicht werden. Nachteilig für das Verfahren sind die stellenweise sehr hohen Schwebstoff-Konzentrationen im Ablauf anzusehen, die die Einplanung einer Nachbehandlungsstufe erfordern.

Mit dem Betrieb der kontinuierlich durchflossenen Anlage war es erstmals möglich, eine Biomasse anzureichern, die überwiegend aus kompakten Granula mit einer Größe von über 200 µm bestand. Hierbei muss angemerkt werden, dass kommunales Abwasser für die Beschickung und herkömmlicher Belebtschlamm als Impfschlamm für die Versuche verwendet wurden, während die bisher veröffentlichten Studien die Ver-

wendung von bereits granuliertem Schlamm und synthetischem Abwasser beschreiben. Anhand der mikroskopischen Bilder zeigte sich, dass die Biomasse aus der kontinuierlich betriebenen Anlage eine kompakte Struktur ähnlich der Biomasse aus dem SBR aufwies, jedoch insgesamt kleiner war. Verschiedene Ursachen kommen für die unterschiedlichen Partikelgrößen und Absetzeigenschaften in Betracht. Eine Ursache für kleinere Granula kann die Einwirkung von Scherkräften, verursacht durch den Einsatz der Rührer in dem anaeroben sowie aerob-anoxischen Reaktor, sein. Ein deutlicher Zusammenhang wurde zwischen dem Absetzverhalten und dem Auftreten von Nitrat im Ablauf der ersten Stufe gesehen, sodass hieraus abgeleitet werden kann, dass die Einhaltung ausreichend anaerober Bedingungen unbedingt erforderlich ist.

Die Ergebnisse der anaeroben Versuche ergaben eine gute Abbaubarkeit der CSB- und oTS-Fracht von eingedicktem granuliertem Schlamm. Die spezifische Gasproduktion von eingedicktem granuliertem und flockigen Schlamm lagen mit 245 und 263 ml CH₄/g oTS in der gleichen Größenordnung. Dennoch ergaben die Versuche ein verschlechtertes Entwässerungsverhalten des granulierten Faulschlammes im Vergleich zum ausgefaulten flockigen Belebtschlamm, wobei ein erhöhter EPS-Gehalt und hohe PO₄-P-Konzentrationen im Zentrat als Ursache in Frage kommen. Als Ergebnisse der N₂O-Untersuchungen kann festgehalten werden, dass erhöhte Emissionen in Verbindung mit hohen Nitrit-Konzentrationen auftreten. Überdies zeigte sich ein Zusammenhang zwischen den Emissionen und der Schlammbelastung. Die Emissionsfaktoren unter durchgehend aeroben Bedingungen während der belüfteten Phase ergaben sich zwischen 0,54 und 4,8%.

Resümee

Im Rahmen des Projektes konnte gezeigt werden, dass eine stabile Granulierung von belebten Schlämmen in der SBR-Betriebsweise möglich ist. In begleitenden Untersuchungen zum anaeroben Abbauverhalten wurde trotz der kompakten Schlammstruktur keine negative Beeinträchtigung der spezifischen Gasproduktion festgestellt. Nachteilig sind die hohen Schwebstoffkonzentrationen im Ablauf zu bewerten, die eine Nachbehandlung zwingend erforderlich machen.

Für die kontinuierlich durchflossene Versuchsanlage konnte nur eine zeitweise Granulierung des Schlammes erreicht werden, die nicht so signifikant ausgeprägt war, wie bei den SBR-Versuchen. Als Ursache hierfür kommt der erforderliche Einsatz von Rührern und Pumpen in Betracht. Die in den Untersuchungen gewonnenen Informationen für die kontinuierlich durchflossene Versuchsanordnung können als Grundlage für eine weitere Entwicklung des Verfahrens angesehen werden.

1 EINLEITUNG

1.1 MOTIVATION

Das Belebtschlammverfahren ist das weltweit am häufigsten eingesetzte Verfahren für die biologische Abwasserreinigung. In den vergangenen Jahrzehnten hat sich dieses, sowohl in kontinuierlicher als auch diskontinuierlicher Betriebsweise, durchgesetzt. Kernstück der Reinigung sind mikrobiologische Stoffwechselprozesse, bei denen organische Verunreinigungen aus dem Abwasser entfernt werden. Die beteiligten Mikroorganismen liegen hierbei in einem Flockenverband, der als Belebtschlamm bezeichnet wird vor. Bei kontinuierlich durchflossenen Belebungsanlagen wird der Belebtschlamm in einem separaten Nachklärbecken vom gereinigten Abwasser getrennt. Bei SBR-Anlagen (Sequencing Batch Reactor) erfolgt nach der biologischen Reinigung, die Schlammabtrennung in einer beruhigten Phase am Ende des Reinigungszyklus, ohne dass ein separates Becken benötigt wird. Für die Schlammabtrennung ist das Absetzverhalten und die Konzentration des Belebtschlammes von besonderer Bedeutung. Das Absetzverhalten unterliegt verschiedenen Einflussfaktoren. Vor allem das Wachstum fadenförmiger Organismen ist dafür bekannt, die Absetzeigenschaften negativ zu beeinträchtigen. Die Absetzgeschwindigkeiten von flockigem Belebtschlamm werden mit ca. 8-10 m/h angegeben.

Biologischen Abwasserreinigungsanlagen sind Grenzen im Hinblick auf ihre hydraulische sowie stoffliche Belastung gesetzt. Werden diese Auslegungsgrenzen erreicht oder überschritten, sind unter Umständen bauliche Erweiterungen der Kläranlagen notwendig. Meist wird eine Vergrößerung oder Erweiterung der Belebungs- bzw. Nachklärbecken gefordert. Eine Möglichkeit die Reinigungskapazität einer Kläranlage ohne bauliche Aufwendungen zu erweitern, ergibt sich über die Erhöhung der Biomassekonzentration. Bei höheren Schlammkonzentrationen kommt es jedoch dazu, dass sich die absetzende Biomasse gegenseitig behindert und sich geringere Absetzgeschwindigkeiten einstellen, wodurch ein höheres Volumen für die Schlammabtrennung in der Nachklärung erforderlich wird. Schwerpunkt verschiedener Forschungsarbeiten ist es, den flockigen Belebtschlamm in seiner Struktur so zu optimieren, dass sich eine kompakte und dichte Biomasse mit hohen Absetzgeschwindigkeiten bildet. Ausgezeichnete Absetzeigenschaften wurden bei aerob granulierter Biomasse beobachtet. Die strukturellen Eigenschaften des aerob granulierten Schlammes ermöglichen es, dass erforderliche Volumen für die Nachklärung zu reduzieren und gleichzeitig die biologische Stufe mit höheren Schlammkonzentrationen zu betreiben. Mit dem Einsatz aerob granulierter Biomasse können deutlich kompaktere Abwasserreinigungsanlagen geplant werden. Vor allem in Ballungsräumen, in denen oft kein Platz für eine Erweiterung der bestehenden Kläranlagen vorhanden ist, stellt das Verfahren der Abwasserreinigung mit aerob granulierter Biomasse eine attraktive und kostengünstige Lösung dar. Aktuell steigt die Zahl der geplanten und im Bau befindlichen SBR-Anlagen, basierend auf dem patentierten Nereda-Verfahren mit aerob granulierter Biomasse, weltweit an.

Die Erfahrungen zum Betrieb von aerob granulierter Biomasse beziehen sich bisher auf diskontinuierlich beschickte SBR-Anlagen. Hierbei erfolgt die biologische Abwasserreinigung in einem Reinigungszyklus, der jeweils eine Abwassercharge behandelt. SBR-Anlagen haben den Vorteil, dass sich, aufgrund der schubweisen Beschickung und der darauffolgenden biologischen Reinigung, Phasen mit unterschiedlichen Sauerstoff- und Substratkonzentration ergeben. Diese Bedingungen fördern das Wachstum spezialisierter Organismen, welche die Granulierung begünstigen. Darüber hinaus wird die Granulierung über die Anwendung kurzer Absetzzeiten gefördert. Diese bewirken das Ausschwemmen langsam sedimentierbarer Biomasse, während Belebtschlamm mit guten Absetzeigenschaften gezielt im System gehalten wird.

Der Einsatz von aerob granulierter Biomasse auf kommunalen Kläranlagen ist noch weitgehend neu. Zahlreiche Fragestellungen ergeben sich in Hinblick auf die großtechnische Anwendung des Verfahrens sowie die wirtschaftlichen Auswirkungen auf den Kläranlagenbetrieb. Lediglich vereinzelte Studien fokussieren die Auswirkungen der aerob granulierten Biomasse auf die Schlammbehandlung. Aufgrund der strukturel-

len Unterschiede zum flockigen Belebtschlamm sind mögliche Auswirkungen auf die anaerobe Abbaubarkeit zu berücksichtigen. Den Hintergrund bilden energetische und wirtschaftliche Aspekte, welche die Energierückgewinnung aus der Gasproduktion sowie die Kosten für die Klärschlammwässerung und -entsorgung betreffen. Aus diesen Gründen wird im gegenständlichen Projekt der anaerobe Abbau- sowie das Entwässerungsverhalten von aerob granuliertem Schlamm untersucht und bewertet.

Ein weiterer Untersuchungsschwerpunkt des Projektes bilden die Lachgas-Emissionen aus dem Prozess der Abwasserreinigung mit aerob granulierter Biomasse. Lachgas (N_2O) ist als Treibhausgas in seiner Wirksamkeit ca. 300-mal stärker als CO_2 und Thema aktueller Diskussionen zum Klimaschutz. Neben der Senkung der N_2O -Emissionen aus der Landwirtschaft wird zunehmend der Ausstoß aus den Prozessen der Abwasserreinigung betrachtet. Ziel ist hierbei, geeignete Maßnahmen zur Minimierung der N_2O -Emissionen über angepasste Betriebsweisen zu erarbeiten. Lediglich vereinzelte Publikationen berichten über N_2O -Emissionen aus dem granulierten Belebtschlammverfahren, sodass hier Bedarf an weiteren detaillierten Untersuchungen gegeben ist.

Trotz der zahlreichen Publikationen über die Granulierung und Reinigung mit aerob granulierter Biomasse im SBR, sind lediglich wenige Studien über kontinuierlich durchflossene Belebungsanlagen veröffentlicht. Eine erfolgreiche Etablierung der aerob granulierten Biomasse in großtechnische Anlagen ist bisher nicht dokumentiert und stellt aufgrund der ausgesprochen guten Absetzeigenschaften einen erstrebenswerten Meilenstein dar. Da der Großteil der Kläranlagen in Österreich als kontinuierlich durchflossene Belebungsanlagen konzipiert ist, ergibt sich die Fragestellung, welche Betriebsbedingungen für die Granulierung in dieser Verfahrensweise erforderlich sind und ob die Vorzüge des Verfahrens denen des SBR-Betriebes entsprechen.

1.2 PROJEKTZIELE

Die Untersuchungen im Projekt „KontiGran“ thematisieren die Abwasserreinigung mit aerob granulierter Biomasse im SBR sowie in einer kontinuierlich durchflossenen Verfahrensweise. Die einzelnen Schwerpunkte sind im Nachfolgenden aufgeführt.

SBR-Betrieb

- Beschreibung des Verlaufs der Granulierung, Dokumentation zur Veränderung der Schlammstruktur und des Absetzverhaltens, Dauer der Inbetriebnahme
- Beurteilung von Schlammstruktur/Absetzverhalten und Reinigungsleistung bei unterschiedlichen Belastungen
- Bewertung der Ablaufqualität sowie des Schwebstoffabtriebes in Hinblick auf die gesetzlich vorgeschriebenen Überwachungswerten
- Optimierung der Reinigungsleistung (Stickstoff-, Kohlenstoff- und Phosphatentfernung) über die Anpassung der Sauerstoffregelung und Zykloseinteilung

Kontinuierlich durchflossene Betriebsweise

- Übertragung der bekannten Verfahrensweise zur Granulierung auf eine kontinuierlich durchflossene Versuchsanordnung mit anaerobem Selektor, biologischer Stufe und Nachklärbecken
- Anpassung des anaeroben Volumens in der ersten Stufe

EINLEITUNG

- Optimierung der Stickstoffentfernung über die Belüftung
- Erprobung und Gegenüberstellung unterschiedlicher Betriebsweisen
- Optimierung des Prozesses mit dem Ziel bestmöglicher Ergebnisse der Reinigungsleistung über die Anpassung der Betriebseinstellungen für die einzelnen Beckenkomponenten, beispielsweise die Art der Beschickung und der Verlauf der O₂-Konzentration

1.3 SPEZIFISCHE FRAGESTELLUNGEN

Die im Projekt bearbeiteten spezifischen Fragestellungen werden im Folgenden kurz zusammengefasst.

SBR-Betrieb

- In welchem Zeitraum ist mit einer Granulierung zu rechnen?
- Wie verändert sich die Struktur der Biomasse und die Absetzeigenschaften?
- Welche Faktoren beeinflussen die Struktur der Biomasse?
- Welche Reinigungsleistung ist mit aerob granuliertem Schlamm möglich?

Kontinuierlicher Betrieb

- Unter welchen Rahmenbedingungen kann die Granulierung in einer kontinuierlich durchflossenen Belebungsanlage erreicht werden?
- Welches Absetzverhalten der Biomasse ist langfristig möglich?
- Welche Reinigungsleistung ergibt sich mit aerob granuliertem Schlamm?

Anaerobe Faulversuche

- Ergeben sich aufgrund der kompakten Struktur bzw. eines erhöhten EPS-Gehaltes Einschränkungen für die Abbaubarkeit des aerob granulierten Schlammes?
- In welcher Größenordnung liegt die spezifische Gasproduktion und die Abbaubarkeit von aerob granulierter Biomasse?
- Ist aufgrund der kompakten Struktur von aerob granuliertem Schlamm mit einem eingeschränkten Entwässerungsverhalten zu rechnen?

Lachgas

- Wie hoch sind die Emissionsfaktoren aus dem SBR mit aerob granulierter Biomasse im Vergleich zum Betrieb von konventionellen Abwasserreinigungsanlagen?
- Welche Parameter haben den größten Einfluss auf die N₂O-Produktion?
- Welchen Einfluss hat die Belastung und Belüftungsregelung auf die N₂O-Emissionen?

1.4 BERICHTSZEITRAUM

Der Berichtszeitraum dieses Endberichtes erstreckt sich vom Projektstart im März 2015 bis zum Projektende im Juli 2017.

1.5 AUFBAU DES ENDBERICHTES

Im vorliegenden Endbericht werden die Tätigkeiten und gewonnenen Erkenntnisse aus dem Forschungsprojekt beschrieben. Kapitel 1 bietet eine Einleitung in die Thematik der aerob granulierten Schlämme. Im Kapitel 2 werden grundlegende Informationen sowie der Stand der Wissenschaft und Technik von aerob granuliertem Schlämmen zusammengefasst. Die während der Projektbearbeitung verwendeten Materialien sowie Methoden werden in Kapitel 3 erläutert. Der Inhalt bezieht sich auf den verwendeten Versuchsaufbau sowie die angewandte Messmethodik. Die Einstellungen und die Messergebnisse der Versuchsphasen für den SBR-Betrieb werden in Kapitel 4 dargestellt. Kapitel 5 bezieht sich auf die Versuche in der kontinuierlich durchflossenen Versuchsanlage. Die Ergebnisse der anaeroben Versuche und Entwässerbarkeit sowie die Ergebnisse der EPS-Extraktion werden im Kapitel 6 zusammengefasst. Kapitel 7 befasst sich mit den Lachgas-Emissionen aus den in Laboranlagen mit aerob granulierter Biomasse. Eine abschließende Zusammenfassung der gewonnenen Erkenntnisse aus dem Versuchsbetrieb ist in Kapitel 8 aufgeführt.

2 STAND DER WISSENSCHAFT UND TECHNIK

2.1 MERKMALE AEROB GRANULierter BIOMASSE

2.1.1 DEFINITION

In zwei Workshops (München 2004/ Delft 2006) wurden Definitionen für aerob granuliert Biomasse (aerobic granular sludge, AGS) erarbeitet, die eine Abgrenzung der Biomasse vom herkömmlichen Belebtschlamm ermöglichen. AGS besteht demnach aus suspendierten Biofilmaggregaten (Zusammenschluss von Mikroorganismen), die sich ohne den Einsatz von Trägermaterialien bilden und nicht unter reduzierter Scherbeanspruchung koagulieren. Zudem setzt AGS wesentlich schneller ab als herkömmlicher Belebtschlamm (Bathe *et al.* 2005). Ein weiteres Kriterium für AGS ist eine minimale Partikelgröße von mindestens 0,2 mm, wobei der erforderliche Anteil dieser Partikelgröße nicht definiert ist. Seit dem zweiten Workshop (September 2006, Delft) wird die Siebung der granulierten Biomasse als eine Methode anerkannt, um AGS aus dem Belebtschlamm zu gewinnen.

2.1.2 ABSETZVERHALTEN

Das Absetzverhalten des Belebtschlammes geht als wesentlicher Parameter für die Bemessung der Nachklärbecken ein (DWA, 2016). Ein wesentliches Ziel der Anwendung von AGS ist, dass Absetzverhalten der Biomasse zu verbessern und eine schnellere Trennung vom gereinigten Abwasser zu ermöglichen. Eine gängige Methode zur Kontrolle des Absetzverhaltens von Belebtschlamm ist die Bestimmung des Schlammindex (ISV). Der ISV gibt das Volumen [mL] an, das ein Gramm Biomasse nach einer Absetzzeit von 30 min einnimmt. Der ISV liegt für Belebtschlamm in einem Bereich von 90 bis 150 mL/g und kann neben den Betriebsbedingungen stark von gewerblichen Einflüssen (Zulaufbeschaffenheit) abhängen. Eine weitere Methode zur Beurteilung des Absetzverhaltens bietet die Bestimmung der Verhältnisse der Schlammvolumen nach 5, 10 und 30 min Absetzzeit. Liegt das SV_5/SV_{30} - bzw. SV_{10}/SV_{30} -Verhältnis nahe 1, nimmt die Biomasse bereits nach 5 bzw. 10 min Absetzzeit ein vergleichbares Schlammvolumen ein, wie sich nach 30 min Absetzzeit ergeben würde.

Die Absetzgeschwindigkeit kann nach dem Gesetz von Stokes berechnet werden. Hierbei gehen vor allem Größe und Dichte der Partikel in die Berechnung ein. Zum einen zeichnet sich AGS durch deutlich größere Durchmesser aus, zum anderen wird häufig über eine erhöhte Dichte von AGS berichtet. Su und Yu (2005) untersuchten den Zusammenhang zwischen der Absetzgeschwindigkeit und der Dichte von AGS. In den Untersuchungen konnte eine Erhöhung der Absetzgeschwindigkeit von 8,9 m/h auf 33,2 m/h innerhalb von 46 Tagen beobachtet werden, während im gleichen Zeitraum die Dichte der Biomasse von 1,006 g/cm³ auf 1,020 g/cm³ zunahm. Die höhere Dichte von AGS resultiert nicht nur aus der kompakten Struktur, sondern auch aus mineralischen Ausfällungen im Inneren der Biomasse (Ren *et al.* 2008; Winkler *et al.* 2013). Fällprodukte im Inneren von AGS resultieren aus erhöhten pH-Werten und Phosphatkonzentrationen, welche sich aus Prozessen der Rücklösung der biologischen Phosphatentfernung ergeben. Die starke Erhöhung des pH-Wertes erfolgt aufgrund der Aufnahme von Essigsäure oder Säurekomponenten durch PAO und GAO. Angela *et al.* (2011) untersuchten die Zusammensetzung chemischer Ausfällungen innerhalb der granulierten Biomasse und fanden überwiegend Hydroxylapatit. Huang *et al.* (2015) berichteten über Ausfällungen von Eisenphosphat in AGS. Tabelle 1 fasst Literaturangaben zu ISV, Absetzgeschwindigkeiten und Durchmessern von AGS im Vergleich zu flockigem Belebtschlamm zusammen.

TABELLE 1: LITERATURANGABEN ZU ISV, ABSETZGESCHWINDIGKEIT UND DURCHMESSER VON AGS

Literaturangaben	ISV [mL/g]	Absetzgeschw. [m/h]	Durchmesser [mm]
Arrojo et al. (2004)	60	20	0,25-4,0
Su and Yu (2005)	30,8	36,6	1,24
Zheng et al. (2005)	23	18-31	0,5-1,2
Ni et al. (2009)	35	18-40	0,2-0,8
Rosman et al. (2014)	20	61	2,0
Long et al. (2014)	67	43,8	1,58
Flockiger Belebtschlamm	90-150	7-10	< 0,2

Die in der Tabelle 1 aufgeführten Angaben zum ISV beziehen sich auf Studien, bei denen synthetisches Abwassers verwendet wurde und somit sehr niedrige ISV erreicht werden konnten. Synthetisches Abwasser beinhaltet zumeist leicht verfügbare Kohlenstoffverbindungen, welche sehr gut von den Organismen aufgenommen werden können. Für die Bewertung der Eignung des Verfahrens für die Reinigung von kommunalem Abwasser sind Studien zu berücksichtigen, die reales Abwasser verwendeten. De Kreuk et al. (2010) untersuchten den Einfluss von partikulären und gelösten Abwasserinhaltsstoffen auf die Stickstoffentfernung und Struktur von AGS. Mit der Verwendung von partikulären Abwasserinhaltsstoffen konnte ein höherer ISV beobachtet werden. Die Autoren erklären diese Beobachtung damit, dass während der anaeroben Phase keine vollständige Hydrolyse und Aufnahme der komplexen Abwasserinhaltsstoffe stattfindet. Das lediglich adsorbierte Substrat verursacht in der nachfolgend aeroben Phase ein unregelmäßiges aerobes Wachstum und in der Folge ein verringertes Absetzverhalten. Zudem können die Auswüchse unter Scherbeanspruchung abbrechen und die Konzentration an Schwebstoffen im Ablauf erhöhen. In der nachfolgenden Tabelle 2 sind Erfahrungswerte zum ISV von AGS aufgeführt, die bei Verwendung von kommunalen Abwasser erreicht wurden.

TABELLE 2: ISV BEI VERWENDUNG VON KOMMUNALEM ABWASSER BZW. ABWASSER MIT PARTIKULÄREN INHALTSSTOFFEN

Literaturangaben	ISV	Bemerkung
Li et al. (2014)	47,1 mL/g	Großtechnische Anlage: 40 min anaerobes Beschicken, Durchmesser ca. 0,5 mm (70% industrielles Abwasser)
Pronk et al. (2015b)	45,0 mL/g	Nereda-Reaktor, 60 min anaerobes Beschicken
De Kreuk et al. (2006)	38 mL/g	10 min Absetzzeit, keine Angabe zu anaeroben Zeit
De Kreuk et al. (2010)	36 → 59 mL/g	Erhöhter ISV bei Umstellung auf Stärke, 60 min anaerobes Beschicken
Wagner et al. (2015)	58 ± 5 mL/g	90 min anaerobe Beschickung
Schwarzenbeck et al. (2004)	30- 40 mL/g	Mälzerei-Abwasser (Industrieabwasser)

2.2 BIOLOGISCHE GRUNDLAGEN

2.2.1 STRUKTURELLE ANORDNUNG DER MIKROORGANISMEN

Eine Besonderheit von AGS ist, dass sich mit zunehmender Größe der Biomasse Zonen mit unterschiedlichen Sauerstoff- und Substratkonzentrationen ausbilden. Im folgenden Abschnitt soll der Zusammenhang zwischen mikrobiologischen Stoffwechselprozessen und der strukturbedingten Verteilung von Zonen mit unterschiedlicher Sauerstoff- und Substratverfügbarkeit erklärt werden. Die Verteilung von aeroben, anoxischen und anaeroben Zonen innerhalb der Biomasse ermöglicht die Ansiedlung unterschiedlicher Bakteriengruppen. Abbildung 1 veranschaulicht die Struktur von AGS im Vergleich zu flockigem Belebtschlamm, sowie die Anordnung relevanter Mikroorganismen. Während der aerobe Außenbereich überwiegend mit Nitrifikanten und heterotrophen Organismen besiedelt ist, befinden sich in darunterliegenden anoxisch-anaeroben Zonen, denitrifizierende sowie Phosphat und Glykogen akkumulierende Organismen. Entsprechend dem Substrat- und Sauerstoffgradienten gestaltet sich auch die Verteilung der Stickstofffraktionen. Das durch Nitrifikanten am Außenbereich gebildete Nitrat diffundiert in das Innere der granulierten Biomasse und wird dort denitrifiziert. Hieraus ergibt sich, dass nitrifizierende als auch denitrifizierende Prozesse gleichzeitig ablaufen. Diese Eigenschaft wird als simultane Stickstoffentfernung bezeichnet und gilt als charakteristisch für Biofilme und AGS.

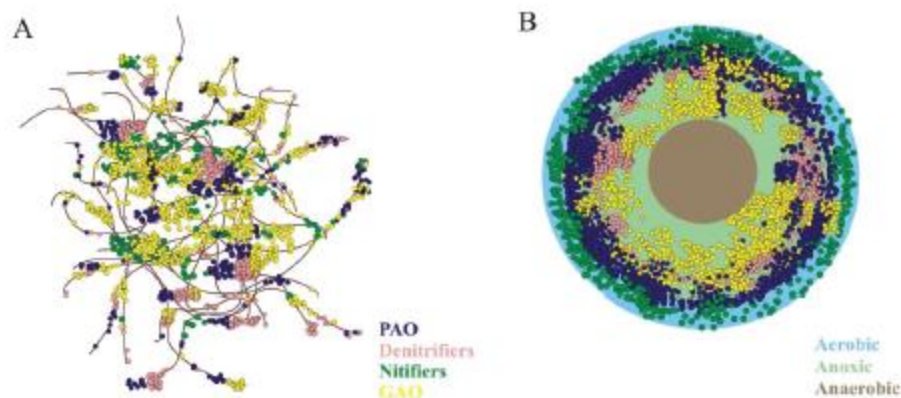


Abbildung 1: Strukturelle Unterschiede von flockiger (links) und aerob granulierter Biomasse (rechts) (Winkler 2012)

2.2.2 METABOLISMUS UND STOFFWECHSELPROZESSE

2.2.2.1 SUBSTRATSPEICHERNDE ORGANISMEN

Substratspeichernde Organismen sind für die Bildung und den langfristig stabilen Betrieb von AGS bedeutend. Für die Ansiedlung von substratspeichernden Organismen wird dabei der Wechsel zwischen aeroben und anaeroben Bedingungen benötigt. Die für die Abwasserreinigung am bedeutendsten substratspeichernde Organismen sind Phosphat und Glykogen akkumulierende Organismen. Im nachfolgenden Abschnitt werden die Stoffwechselprozesse sowie die Anforderungen dieser Organismen näher erläutert.

Phosphat akkumulierende Organismen (PAO)

Das im Abwasser enthaltene Phosphat liegt zum Großteil als Ortho-Phosphat, anorganisches Poly-Phosphat sowie organisch gebundenes Phosphat vor. Die an der Abwasserreinigung beteiligten Organismen benötigen für ihr Wachstum und den Aufbau von Biomasse neben Kohlenstoff und Stickstoff auch Phosphor. Über diesen Weg wird bereits ein geringer Anteil des Phosphats aus dem Abwasser entfernt. Phosphat ak-

kumulierende Organismen (kurz: PAO, *Candidatus Accumulibacter phosphatis*) sind unter bestimmten Bedingungen in der Lage mehr Phosphat aufzunehmen als für ihr Wachstum benötigt wird. Voraussetzung für diese sogenannte Luxusaufnahme von Phosphat ist der Wechsel von aeroben und anaeroben Phasen.

Abbildung 2 veranschaulicht das Prinzip der biologischen Phosphataufnahme. Fermentative Bakterien bauen CSB-Verbindungen des Zulaufs zu Acetat und Propionat ab. PAO können diese Abbauprodukte unter anaeroben Bedingungen, d. h. bei Abwesenheit von Elektronenakzeptoren (O_2 , NO_3-N) aufnehmen und diese in energiereiche zellinterne Poly-Hydroxyalkanoate (PHA) umwandeln. PHA sind u.a. Polyhydroxybutyrate (PHB) und Polyhydroxyvalerate (PHV). Gleichzeitig wird Glykogen über eine Glykolyse umgewandelt und ATP und NADH produziert (van Loosdrecht *et al.* 1997; Mino *et al.* 1998). In der Zelle wird bei gleichzeitiger ATP-Hydrolyse und ADP-Produktion, Acetat zu acetyl-CoA aktiviert. Für die Acetat-Umwandlung zu PHA wird NADH benötigt, welches aus der Umwandlung von Glykogen gewonnen wird. Ein Teil des ATPs, welches für die Assimilation von Acetat benötigt wird, wird über die Spaltung von Polyphosphaten bereitgestellt und führt zur Rücklösung von Ortho-Phosphat (Wentzel *et al.* 1985). Wenn das Glykogen aufgebraucht ist, stoppt die Acetat-Aufnahme und gleichzeitig die P-Rücklösung.

Unter aeroben Bedingungen verwenden PAOs Sauerstoff als Elektronenakzeptor. Dabei wird Ortho-Phosphat aus dem Medium aufgenommen und die Poly-P-Reserve innerhalb der Zelle wieder aufgefüllt. Das im Vorfeld gespeicherte PHA wird als Energiequelle verwendet, um die Glykogenreserven wiederherzustellen, ATP zu generieren sowie neue Biomasse zu produzieren. Falls die Glykogenreserven nicht vollständig wiederhergestellt werden können, führt dies zu Problemen in der nachfolgenden anaeroben Phase, weil kein ausreichendes Reduktionspotential (NADPH) für die Glykolyse von Glykogen verfügbar ist. Befindet sich der Energiebedarf der Zellen im Gleichgewicht, ist die Phosphataufnahme während der aeroben Phase immer höher als die Rücklösung während der anaeroben Phase. Das von der Biomasse aus der Flüssigkeit aufgenommene Phosphat wird über den Überschussschlamm entfernt.

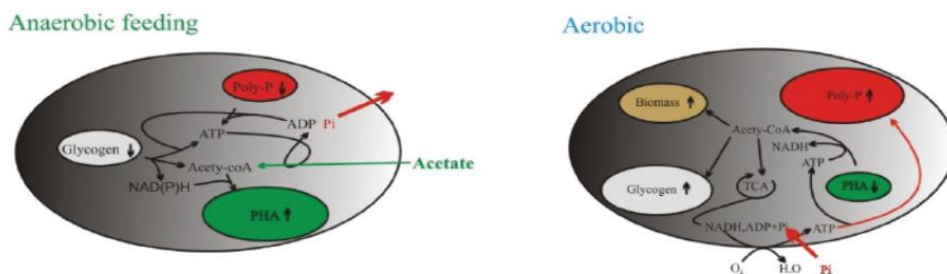


Abbildung 2: Anaerobe Umwandlung von Acetat und Glykogen zu PHA und der aerobe Metabolismus von Phosphat akkumulierenden Bakterien (Winkler 2012)

Die Phosphatentfernung hängt von der Abwasserbeschaffenheit, der Konzentration von Phosphat akkumulierenden Organismen, der Temperatur sowie vom Schlammalter ab. Überschreitet das Schlammalter mehr als 30 Tage, wird nicht ausreichend Biomasse aus dem System entfernt, um die Phosphatkonzentration im Ablauf niedrig zu halten (de Kreuk *et al.* 2007). Da Phosphat nur mit der Biomasse aus dem Abwasser entfernt werden kann, führen hohe Schlammalter zu einer unzureichenden Phosphatentfernung. Zudem berichten de Kreuk *et al.* (2007), dass bei Belastungen niedriger als $1,3 \text{ gCSB}/(\text{m}^3\text{-d})$ die Phosphatentfernung abnimmt. Die Ursache dafür ergibt sich aus einer verringerten Konzentration an akkumuliertem PHA. Weiters verursacht weniger PHA ein geringeres Biomassenwachstum und demzufolge ein hohes Schlammalter. Eine verminderte biologische Phosphatentfernung wird bei hohen Salzkonzentrationen berichtet (van den Akker *et al.* (2015)). Temperaturen über $18 \text{ }^\circ\text{C}$ gelten als günstig für eine biologische Phosphatentfernung. Yagci *et al.* (2003) untersuchten die CSB-Aufnahme und Phosphatrücklösung von AGS mit unterschiedlichen P/CSB-Verhältnissen (0,05 bis 0,15). Eine höhere Phosphatrücklösung von 0,4 bis $0,46 \text{ mg P}/\text{mg CSB}$

ergab sich bei höheren P/CSB-Verhältnissen. Die Acetat-Aufnahme während der anaeroben Phase lag bei 240 mg CSB/(L·h).

Glykogen akkumulierende Organismen (GAO)

Neben PAOs sind weitere Organismen in der Lage organische Kohlenstoffverbindungen während der anaeroben Phase zu speichern. Diese Organismen werden als Glykogen akkumulierende Organismen (GAO) bezeichnet. Abbildung 3 zeigt den aeroben Metabolismus von GAOs sowie die anaerobe Umwandlung von Acetat und Glykogen zu PHA. GAOs bevorzugen dabei das gleiche Substrat wie PAOs, ohne eine erhöhte Phosphatentfernung zu bewerkstelligen. Um die biologische Phosphatentfernung zu fördern, sind demnach Betriebsbedingungen gefragt, die das Wachstum von PAOs begünstigen. Bassin *et al.* (2012b) und Winkler *et al.* (2011) beobachteten einen Wachstumsvorteil von GAO gegenüber PAO bei höheren Temperaturen. In Folge wurde eine Abnahme der Phosphatentfernung verzeichnet. Eine Maßnahme zur Sicherstellung der Phosphatentfernung zeigte sich in der gezielten Entnahme von GAO-haltigem Schlamm, der aufgrund einer geringeren Dichte im oberen Bereich des Schlammbettes liegt.

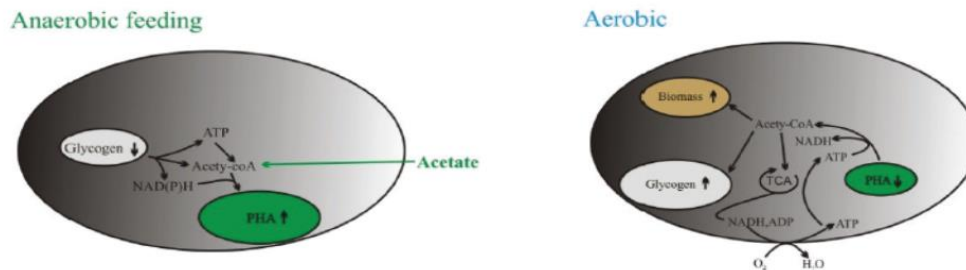


Abbildung 3: Anaerobe Umwandlung von Acetat und Glykogen zu PHA und der aerobe Metabolismus von Glykogen akkumulierenden Bakterien (Winkler 2012)

Denitrifizierende PAO und GAO

PAO und GAO können neben Sauerstoff auch Nitrat und Nitrit als Elektronenakzeptoren verwenden, wodurch die Denitrifikation (Reduktion von Nitrat zu elementarem Stickstoff) möglich wird. Dann wird in der Literatur von denitrifizierenden PAO bzw. GAO gesprochen (dPAO, dGAO) (Bassin *et al.* 2012b). Ergebnisse zahlreicher Untersuchungen zeigen, dass zwei wesentliche Gruppen von PAO in Belebungsanlagen zu finden sind. PAO (Gruppe I) können Nitrat und Nitrit als Elektronenakzeptoren verwenden, während PAO (Gruppe II) lediglich Nitrit als Elektronenakzeptoren nutzen. Flowers *et al.* (2009) stellten fest, dass PAO der Gruppe II dominieren. Bassin *et al.* (2012b) berichten, dass ein hoher Anteil von Phosphat unter anoxischen Bedingungen aufgenommen wird. Die anoxische Phosphataufnahme war noch höher, als Nitrit hinzugegeben wurde. Der Anteil an PAOs, welcher Nitrat bzw. Nitrit denitrifizieren und gleichzeitig Phosphat aufnehmen hängt von der Verteilung der aeroben und anoxischen Zonen innerhalb der Granula sowie der Verfügbarkeit von Nitrit und Nitrat ab. Denitrifizierende GAO übernehmen ebenso die Denitrifikation, wobei hauptsächlich Nitrat und nur ein geringer Teil von Nitrit reduziert wird. Es besteht demnach eine Symbiose zwischen PAO und GAO, indem GAOs Nitrit für PAOs (Gruppe I) bereitstellen. Winkler *et al.* (2011) berichten, dass strikt aerobe PAOs, welche nur Sauerstoff verwenden, im äußeren Bereich der granulierten Biomasse zu finden sind, während fakultativ aerobe PAO, auch im Inneren wachsen und Sauerstoff, Nitrat als auch Nitrit verwenden. Abbildung 4 zeigt das Schema der Nitrifikation und Denitrifikation in AGS mit Beteiligung von denitrifizierenden PAO und GAO.

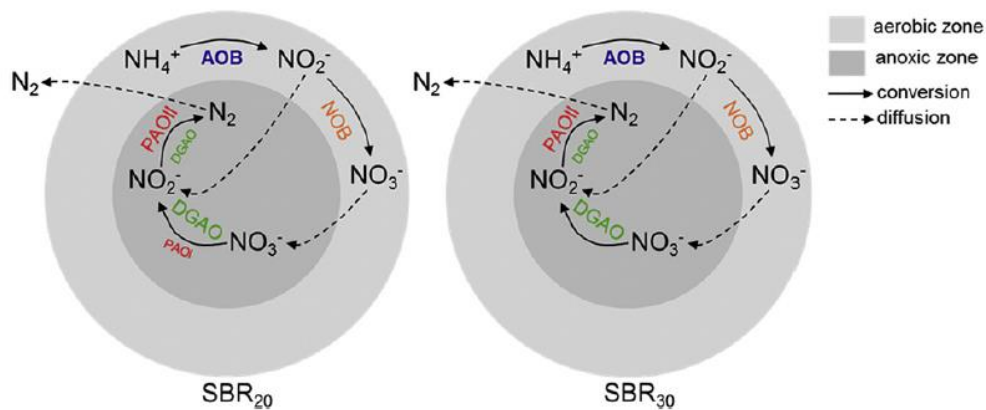


Abbildung 4: Schema der Nitrifikation und Denitrifikation in aerob granuliertem Schlamm (Bassin et al. 2012b)

2.2.2.2 SIMULTANE STICKSTOFFENTFERNUNG

Bei der simultanen Stickstoffentfernung (SND) laufen nitrifizierende und denitrifizierende Prozesse parallel ab. Die Denitrifikation wird im Wesentlichen von der Konzentration und Verteilung der Mikroorganismen bestimmt. Weiteren Einfluss hat die Betriebsweise des Reaktors, vor allem die Belüftung und Belastung des Reaktors sowie die Beschaffenheit des Abwassers (C/N-Verhältnis). Zudem beeinflusst die Sauerstoffdiffusion, in Abhängigkeit von der Partikelgröße, die Verteilung von aerob und anoxischen Zonen entscheidend. Die wichtigsten Faktoren für die Denitrifikation sind daher das Vorhandensein von anoxischen Zonen innerhalb der Granula, die Verfügbarkeit von organischem Kohlenstoff und die Anwesenheit von denitrifizierenden Organismen innerhalb der anoxischen Zonen.

Das Ausmaß der SND kann über den Gehalt des denitrifizierten Nitrates [g] zur Menge an nitrifiziertem Ammonium bestimmt werden. Formel 1 zeigt die Berechnung der SND.

$$\text{SND} = \frac{\text{NO}_x\text{-N}_{\text{denitrifiziert}}}{\text{NH}_4\text{-N}_{\text{nitrifiziert}}} \quad [\text{Formel 1}]$$

Simulationsergebnisse von de Kreuk *et al.* (2007) ergaben, dass bei einem Durchmesser der Granula größer als 1,4 mm, sowohl die Stickstoff- als auch die Phosphatentfernung abnimmt. Ab dieser Korngröße ist die Oberfläche für den Sauerstofftransport und damit für die Umwandlungsprozesse begrenzt. Dies führt zu einer verminderten Nitrifikation und Phosphataufnahme. De Kreuk *et al.* (2007) berichten, dass bei einer Schlammbelastung größer als 1,9 kgCSB/(m³·d), die Konzentration der Ammoniumoxidierer nicht ausreichend ist, um die gesamte zugeführte Ammoniumfracht zu nitrifizieren. Die Ergebnisse der Simulationen und die Versuche zeigen, dass der optimale Durchmesser für die Nährstoffentfernung zwischen 1,2 und 1,4 mm liegt.

2.2.4 N₂O-EMISSIONEN

N₂O wird während der biologischen Abwasserbehandlung vor allem bei der Stickstoffentfernung produziert. Abbildung 5 zeigt relevante Entstehungspfade von N₂O während der biologischen Abwasserreinigung. Für ein besseres Verständnis werden im Folgenden unterschiedliche bisher bekannte Produktionswege beschrieben.

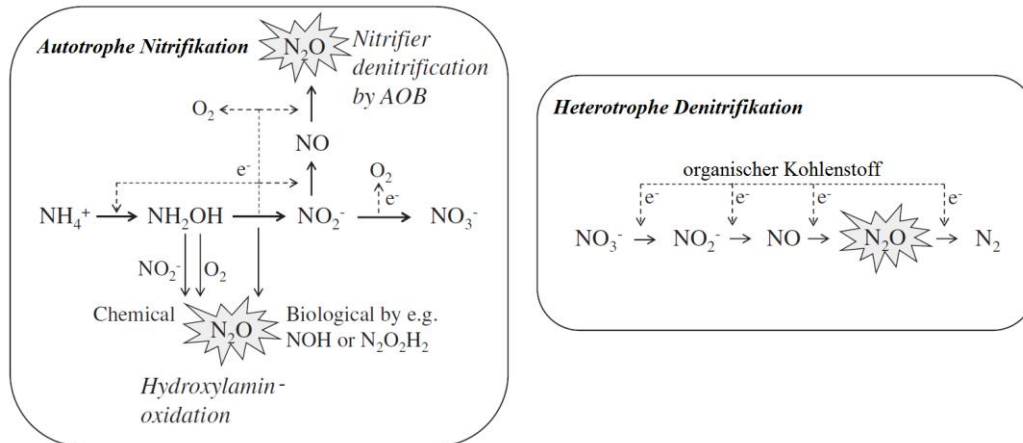


Abbildung 5: Schema relevanter N₂O-Produktionswege in der biologischen Abwasserbehandlung (Wunderlin et al. 2012).

Biologische Oxidation von Hydroxylamin

Bei der Nitrifikation wird Ammonium zu Hydroxylamin und in einem weiteren Schritt zu Nitrit oxidiert. Hierbei wird vermutet, dass die nicht vollständige Hydroxylamin-Oxidation für die Entstehung von N₂O verantwortlich ist. Da die Aktivität der Hydroxylamin-Oxidase an die Ammonium-Konzentration angepasst wird, begünstigen bei diesem Entstehungspfad hohe NH₄-N- und NO₂-N-Konzentrationen die vermehrte N₂O-Produktion.

Nitrifikanten-Denitrifikation

Als weiteren Entstehungsweg für N₂O wird die Nitrifikanten-Denitrifikation genannt. AOB können unter Sauerstoffmangel einen Teil der Elektronen nicht mehr vom Nitrit auf den Sauerstoff übertragen und produzieren daher nicht nur NO₂-N als Endprodukt, sondern auch N₂O, NO und N₂. Zudem besteht die Möglichkeit, dass eine unvollständige Denitrifikation bei hohen N/CSB-Verhältnissen (CSB-Mangel) und niedrigen O₂-Konzentrationen auftritt und vermehrt N₂O emittiert wird.

Denitrifikation

An der Denitrifikation und dem Umsatz von Nitrat zu Stickstoff (NO₃⁻ → NO₂⁻ → 2NO → N₂O → N₂) sind verschiedene Enzyme beteiligt, wobei als Zwischenprodukte NO und N₂O gebildet werden. Da die N₂O-Reduktase empfindlich gegenüber Sauerstoff ist, kann die Anwesenheit von Sauerstoff während der Denitrifikation die N₂O-Bildung begünstigen.

Chemodenitrifikation

Dieser Entstehungsweg beruht auf der chemischen Reaktion von Hydroxylamin mit Nitrit, wobei N₂O und NO freigesetzt werden. Aufgrund der Anreicherung von Hydroxylamin, dient dieses als Elektronendonator

für die Nitritreduktase. Nitrit wird hierbei zu NO und N₂O umgewandelt. Dieser Pfad wurde bisher lediglich bei sehr hohen Nitritkonzentrationen beobachtet.

Dissimilatorische Nitrat-Ammonifikation

Einige Organismen reduzieren NO₃⁻ zu NO₂⁻ und dann zu NH₄⁺. Dies wird durch ein niedriges Redoxpotential, dem Vorliegen von NO₃⁻ und schnell abbaubarem Kohlenstoff sowie durch hohe H₂S-Konzentrationen begünstigt. Der Anteil dieses Entstehungsweges an der gesamten N₂O-Produktion ist eher gering.

Die komplexen Entstehungspfade von N₂O während der biologischen Abwasserreinigung verdeutlichen die Schwierigkeit den Einfluss einzelner Faktoren auf die N₂O-Bildung zu quantifizieren. Ein bisher deutlicher Zusammenhang konnte zwischen der Belastung und der N₂O-Produktion gefunden werden. Handlungsempfehlungen für eine Verringerung der N₂O-Emissionen umfassen eine gute Stickstoffentfernung mit ausreichender Sauerstoffversorgung der biologischen Stufe sowie der Gewährleistung von anoxischen Bedingungen während der Denitrifikation (Parravicini *et al.* 2015).

2.2.5 SCHLAMMPRODUKTION

Die Stoffwechselprozesse der Mikroorganismen sind an ihr Wachstum gekoppelt, sodass bei der biologischen Abwasserreinigung Biomasse produziert wird. Der Zuwachs von Biomasse wird als Schlammproduktion bezeichnet. Dieser Biomassenzuwachs wird üblicherweise in Bezug zur zugeführten CSB- oder BSB₅-Fracht angegeben. Die Schlammproduktion variiert für unterschiedliche Systeme in Abhängigkeit von den Organismen, dem Schlammalter und der Temperatur. Die Wachstumsrate ist für die Organismen individuell, wobei die niedrigste Wachstumsrate für das erforderliche Schlammalter berücksichtigt werden muss.

Ni and Yu (2008) berichten, dass die heterotrophe Wachstumsrate in AGS niedriger ist als in flockigem Schlamm. Dies ist eher auf das überwiegend heterotrophe Wachstum auf PHB, als auf direkt verfügbares lösliches Substrat zurückzuführen. Die heterotrophe Wachstumsrate auf PHB beträgt demnach 0,043 h⁻¹. Muda *et al.* (2011) ermittelten für AGS eine Schlammproduktion von 0,24 bis 0,41 gTS/gCSB, wobei mit zunehmendem Schlammalter die Schlammproduktion abnimmt. De Kreuk *et al.* (2010) geben eine Schlammproduktion für AGS mit 0,33 gCSB/gCSB an. Die Autoren begründen die geringe Schlammproduktion zudem mit einem deutlich höherem Schlammalter der granulierten Biomasse.

2.2.6 EXTRAZELLULÄRE POLYMERE SUBSTANZEN (EPS)

2.2.6.1 DEFINITION UND FUNKTION VON EPS

Zahlreichen Studien belegen, dass EPS ein wesentlicher Faktor, für die Bildung von aerob granulierten Schlämmen ist. EPS (extrazelluläre polymere Substanzen) können als gel-artiges hydratisiertes Sekret beschrieben werden, welches von den Mikroorganismen gebildet wird (Wingender *et al.* 2012). Es besteht hauptsächlich aus Polysacchariden (PS) und Proteinen (PN), sowie Glykoproteinen, Nukleinsäuren und Phosphorlipiden. Die EPS-Beschaffenheit sowie -Produktion erfolgt in Abhängigkeit verschiedener Faktoren, wie der Substratbeschaffenheit, Belastung, hydraulischen Verweilzeit und der Scherrate. Eine vermehrte EPS-Produktion wurde u.a. unter erhöhten Stressbedingungen, wie hoher Turbulenz und Hungerphasen beobachtet (Bossier & Verstraete 1996). Weitere Untersuchungen zeigten einen Einfluss des Schlammalters auf die Produktion von EPS.

Die im Belebtschlamm befindlichen Organismen synthetisieren unterschiedliche Arten an EPS. Neben ungeladener EPS, gibt es EPS mit anionischen sowie kationischen Mehrfachbindungen (Sutherland 2001).

Die Bindung zwischen EPS und den zweiwertigen Kationen, wie Ca^{2+} und Mg^{2+} , gilt als eine der wichtigsten intermolekularen Wechselwirkungen zur Aufrechterhaltung der mikrobiellen Aggregation (Mayer *et al.* 1999). EPS außerhalb der Zellen können in gebundene EPS (Scheiden, Kapsel Polymere, Gele) und lösliche EPS (lösliche Makromoleküle, Kolloide und Schleime) unterteilt werden (Nielsen & Jahn 1999). Gebundene EPS liegen eng an den Zellen, während lösliche EPS lediglich schwach an die Zellen gebunden oder gelöst sind. Die Struktur der gebundenen EPS kann als ein Zwei-Schichten-Modell veranschaulicht werden (Nielsen & Jahn 1999). Die innere Schicht besteht aus eng gebundenen EPS (TB-EPS, tightly bound = festgebunden), die mit der Zelloberfläche in Kontakt steht. Der äußere Bereich umfasst eine locker gebundene EPS-Schicht (LB-EPS, loosely bound = locker gebunden) ohne deutliche Abgrenzung. Der Anteil der LB-EPS in mikrobiellen Aggregaten ist immer kleiner als die der TB-EPS (Sheng *et al.* 2006).

EPS beeinflussen die physikalisch-chemischen Eigenschaften mikrobieller Aggregate, speziell die Struktur, Oberflächenladung, Flockungs- und Absetzeigenschaften, das Entwässerungsverhalten und die Adsorptionsfähigkeit. EPS verbinden Bakterienzellen durch komplexe netzartige Strukturen mit hohem Wasseranteil und schützen die Zellen gegen Entwässerung (Wingender *et al.* 1999). Die gebildete EPS umschließt die negativ geladene Oberfläche der Bakterienzellen, verringert in der Folge die Oberflächenladung und Hydrophobizität der Zelle und begünstigt somit die Agglomeration des Schlammes. Mehrwertige Kationen fördern hierbei die Bildung von Mehrfachbindungen, die die Stabilität der Flockenverbände erhöhen. Neben der Bildung stabiler Flockenverbände, besitzt die EPS eine Schutzfunktion gegenüber biotischen und abiotischen Umweltfaktoren (Sutherland 2001; Liu *et al.* 2004b). In Gegenwart von toxischen Substanzen (bspw. Schwermetallen) werden die Zellen von der gebildeten EPS geschützt (Fang *et al.* 2002). Zudem können organische Abwasserinhaltsstoffe an die EPS-Matrix adsorbiert werden (Nielsen & Jahn 1999).

Die EPS in mikrobiellen Aggregaten haben viele Bindungsstellen für die Adsorption von Metallen und organischen Stoffen, wie Aromaten, Aliphaten und Kohlenhydraten (Flemming & Leis 2002). Zudem wird der EPS eine sehr hohe Bindungskapazität aufgrund der hohen Anzahl von Carboxyl- und Hydroxylgruppen zugeschrieben (Flemming & Leis 2002). Die Art der in den EPS enthaltenen Hauptkomplexbildnern sowie die Anzahl der Querverbindungen beeinflusst dabei die Stabilität des gebildeten Gelkomplexes (Lin *et al.* 2010). Die Anwesenheit mehrwertiger Ionen und Querverbindungen verringert die biologische Abbaubarkeit. Leenen (1996) zeigte, dass Ba-Ca-EPS nicht biologisch abbaubar sind, wohingegen Sawabe *et al.* (1995) über eine einfache Abbaubarkeit von EPS mit Na-Verbindungen berichteten. EPS gilt aufgrund der Mehrfachbindungen im Allgemeinen als schwer biologisch abbaubar (Kopp 2001).

Einige Studien untersuchten die Auswirkungen des EPS-Gehaltes und deren Zusammensetzung auf die Entwässerbarkeit (Li & Yang 2007). Die Entwässerung dient dazu, den Wassergehalt und das Schlammvolumen, das letztendlich entsorgt werden muss, zu reduzieren. Kopp (2001) beschreibt die EPS als einen kritischen Parameter für die Schlammmentwässerung. Die Theorie über eine verschlechterte Entwässerbarkeit bei erhöhten EPS-Gehalten wird von Houghton and Stephenson (2002) sowie Jin *et al.* (2004) unterstützt.

2.2.6.2 EPS IN FLOCKIGEM UND GRANULIERTEM SCHLAMM

Zahlreiche Untersuchungen zu EPS aus Biofilmen und AGS zeigen im Vergleich zum flockigen Belebtschlamm deutliche Unterschiede im Gehalt und der Zusammensetzung von EPS (Liu *et al.* 2004b; McSwain *et al.* 2005; Wang *et al.* 2006a; Zhang *et al.* 2007; Adav & Lee 2008a; Adav *et al.* 2008; Wingender *et al.* 2012; Wei *et al.* 2015). Die Ergebnisse der Untersuchungen verdeutlichen die Bedeutung der EPS für die Agglomeration des Schlammes, wobei mit zunehmender Granulierung erhöhte EPS-Gehalte festgestellt wurden. Vor allem tiefere Schichten der aerob granulierten Biomasse sind mit EPS angereichert (Winkler 2012). Wang *et al.* (2005) berichteten, dass der EPS-Gehalt im Inneren von aerob granulierten Schlämmen etwa viermal größer ist als in den äußeren Schichten. Im Weiteren wurde mit den Untersuchungen ein erhöhter Proteingehalt festgestellt, wodurch die Bedeutung der EPS für die Granulierung und Strukturierung deutlich wird.

Wang *et al.* (2005) und Wang *et al.* (2007) untersuchten die Abbaubarkeit der EPS von aerob granulierten Schlamm und fanden, dass EPS der äußeren Schichten, im Gegensatz zu EPS aus den inneren Schichten, nicht abbaubar waren. In späteren Untersuchungen zur Abbaubarkeit der EPS berichten Wang *et al.* (2007), dass ca. 75% der EPS abbaubar ist. Dabei kann EPS die nach 20 Tagen ohne Beschickung vorhanden ist, als nicht abbaubar betrachtet werden. Ein Großteil der EPS war bereits nach 10 Tagen abgebaut (50% PN, 30% PS). Diese Ergebnisse passen zu Untersuchungen von Lapidou and Rittmann (2002) überein, wobei auch hier bestimmte Teile der EPS nicht durch Mikroorganismen abgebaut werden konnten. Im Zusammenhang mit der biologischen Abbaubarkeit der EPS von aerob granulierten Schlämmen, während der anaeroben Behandlung sind potentielle Auswirkungen auf den Gas- und Methanertrag (Energieausbeute) sowie Entsorgungskosten möglich.

Die spezifische Zusammensetzung der EPS ist abhängig von den dominierenden Organismen (Liu *et al.* 2004a). Bisher ist jedoch nicht gänzlich geklärt, welche Organismen an der EPS-Produktion beteiligt sind. Seviour *et al.* (2012) berichten, dass verschiedene Bakterien die genetische Information zur Biosynthese von Alginaten (eine Form der EPS) besitzen, jedoch die Umweltfaktoren, die diese Produktion anregen, noch nicht vollständig verstanden sind. Seviour *et al.* (2010) berichten über ein komplexes Polysaccharid, welches im Nachfolgenden als Granulan bezeichnet wird (Seviour *et al.* 2011). Granulan wurde vor allem in Systemen mit biologischer Phosphatentfernung gefunden, sodass für dessen Bildung speziell „*Candidatus Competibacter phosphatis*“ vermutet wird. Remminghorst and Rehm (2006) berichten, dass Alginate vor allem von *Pseudomonas* und *Azotobacter* gebildet werden. Adav *et al.* (2009) fanden *Zoogloea resiniphila* in AGS, welche sich unter hohen organischen Belastungen gebildet hatten. Es ist daher anzunehmen, dass auch *Zoogloea* spp. zur vermehrten EPS-Produktion beiträgt. Weiters wiesen Liu *et al.* (2010) *Thauera* spp. in mit Acetat beschickten granuliertem Schlamm nach und vermuten hierbei einen Zusammenhang mit der Granulierung.

Analytische Bestimmungen zur Beschaffenheit der EPS konzentrieren sich auf das Verhältnis von Proteinen (PN) und Polysacchariden (PS). Adav and Lee (2008a) ermittelten für EPS aus flockigem Belebtschlamm ein PN/PS-Verhältnis von 0,9; wobei die aus granuliertem Belebtschlamm extrahierte EPS ein PN/PS-Verhältnis von 3,4-6,2 aufwies. Während der Granulierung stellte Zhang *et al.* (2007) eine Zunahme des PN/PS-Verhältnisses von 2,3 auf 4,9 fest. Ähnliche PN/PS-Verhältnisse von 6,5 bis 7,9 berichten McSwain *et al.* (2005). Die Untersuchungen ergaben einen erhöhten Anteil an Proteinen mit zunehmender Granulierung, sodass angenommen werden kann, dass ein höheres Verhältnis von Proteinen zu Polysacchariden die Zell zu Zell Adhäsion und Granulierung begünstigt.

Einerseits gilt die EPS als bedeutend für den Granulationsprozess (Lu *et al.* 2012), andererseits sehen einige Autoren bei längerem Reinigungsbetrieb einen Zusammenhang zwischen erhöhten EPS-Konzentrationen und dem Zerfall der Granula (Chen *et al.* 2014). Hierbei liegt die Hypothese nahe, dass die EPS die Poren der granulierten Biomasse verstopft und somit der Nährstofftransport ins Innere begrenzt ist. In der Folge kommt es zum Absterben von Bakterienzellen in den inneren Schichten der Biomasse und im weiteren Verlauf zum Zerfall.

2.3 SELEKTIONSMECHANISMEN ZUR GRANULIERUNG

2.3.1 ALLGEMEINES

Die aerobe Granulierung wird nach heutigem Wissensstand durch zwei wesentliche Bedingungen induziert. Dies ist zum einen die **Anwendung kurzer Absetzzeiten** und die damit verbundene Trennung von schnell und langsam sedimentierbarer Biomasse. Zum anderen ermöglicht eine **anaerobe Beschickung** die Granulierung durch die Ansiedlung langsam wachsender substratspeichernder Organismen. Im folgenden Abschnitt werden Erkenntnisse zu unterschiedlichen Betriebsweisen der Beschickung und Selektion, die mit

verschiedenen Studien publiziert wurden, zusammengefasst. Dieses Kapitel soll die Bandbreite an Möglichkeiten für den Betrieb von Anlagen mit AGS aufzeigen.

2.3.2 HYDRAULISCHE SELEKTION

2.3.2.1 SELEKTION ÜBER DIE SEDIMENTATION DES SCHLAMMES

Die Selektion über die Sedimentation des Schlammбетtes ist die am häufigsten verwendete Methode für den Austrag flockiger Biomasse. Dabei entscheidet die minimale Absetzgeschwindigkeit über das Ausmaß der ausgeschwemmten Schlammartikel. Die minimale Absetzgeschwindigkeit berechnet sich aus der Sedimentationshöhe L und der vorgegebenen Absetzzeit t [Einheit: m/h]. Die minimale Absetzgeschwindigkeit kann neben der Absetzzeit über das Austauschverhältnis variiert werden, wenn sich dabei der Füllstand und die Sedimentationshöhe ändert. Das Austauschverhältnis gibt an, wie viel Prozent des gefüllten Reaktorvolumens pro Zyklus ausgetauscht werden. Je höher die minimale Absetzgeschwindigkeit ist, desto höher ist der Anteil an ausgewaschener Biomasse. Der Austrag von flockiger Biomasse während der Einfahrphase ist erwünscht, um schneller sedimentierbare Biomasse gezielt im System anzureichern. Um eine schnelle Granulierung zu erreichen, muss somit die minimale Absetzgeschwindigkeit $v_{s,\min}$ höher sein als die Absetzgeschwindigkeit des flockigen Schlammes.

$$v_{s,\min} = \frac{L}{t} \quad \text{[Gleichung 1]}$$

Wang *et al.* (2006b) berichten, dass ein $v_{s,\min}$ kleiner als 4 m/h für eine aerobe Granulierung nicht ausreicht und das Wachstum von flockiger Biomasse fördert. Dies bedeutet, wenn ein SBR mit einem niedrigeren $v_{s,\min}$ als die Absetzgeschwindigkeit von konventionellem Schlamm betrieben wird, kein effektiver Austrag an Biomasse erfolgen kann.

2.3.2.2 WEITERE MÖGLICHKEITEN DER SELEKTION

Derlon *et al.* (2016) untersuchten die Selektion des Schlammes über Anwendung unterschiedlicher Aufströmgeschwindigkeiten während der Beschickung (Einlass von unten). Der Reaktor wurde dabei mit konstantem Füllstand betrieben. Der Schlamm wies während der gesamten Betriebszeit einen hohen Anteil an flockigem Belebtschlamm auf und erreichte einen ISV von 80 ml/g. Eine kontinuierliche Ausschwemmung von Biomasse bei Aufströmgeschwindigkeiten größer 5,9 m/h führte insgesamt zu niedrigeren Absetzgeschwindigkeiten, verursachte jedoch ein geringes Schlammalter und eine verschlechterte Ablaufqualität. Bei Aufströmgeschwindigkeiten von 16 m/h bestand der Schlamm hauptsächlich aus großen und runden Granula ($d > 0,63$ mm) mit einer lockeren Oberfläche, während bei 1 m/h der Schlamm von kleinen Granula dominiert wurde ($0,25 < d < 0,63$ mm). Insgesamt sollte bei der anaeroben Beschickung eine niedrige Aufströmgeschwindigkeit angewendet werden, um ausreichend Biomasse zurückzuhalten und eine effiziente Substratentfernung zu gewährleisten. Eine weitere Möglichkeit zur Selektion der Biomasse bildet der Einsatz von Hydrozyklonen. Hydrozyklone werden üblicherweise zur Trennung von definierten Partikelgrößen aus Suspensionen angewendet. Erste Untersuchungen zum Einsatz von Hydrozyklonen für die Selektion der Biomasse zur Granulierung stammen von Sandino *et al.* (2016) und Ford *et al.* (2016).

2.3.3 BIOLOGISCHE SELEKTION

Für die Dauer der anaeroben Beschickung der SBR-Anlagen werden üblicherweise 60 bis 90 min angegeben (Pronk *et al.* 2015b). Ausschlaggebend hierbei ist, dass die zugeführte CSB-Fracht von der Biomasse während anaerober Bedingungen vollständig aufgenommen werden kann. Ein Übertrag von CSB in die belüftete Phase kann zum Wachstum fadenförmiger Bakterien führen (van der Akker *et al.* 2014). Für die

Granulierung hat sich die Zuführung von Abwasser unter anaeroben Bedingungen bewährt, wobei die Substratzufuhr unterschiedlich erfolgen kann. Die in verschiedenen Studien erprobten Möglichkeiten der Beschickung werden im Folgenden beschrieben.

2.3.3.1 PLUG-FLOW BESCHICKUNG

Bei der plug-flow Beschickung (oder auch Pfropfenströmung) liegt der Schlamm am Reaktorboden und wird nicht gerührt. Die Biomasse ist somit bei einer Beschickung, von unten durch dieses Schlammbett, hohen Substratkonzentrationen ausgesetzt (de Kreuk & van Loosdrecht 2004). Diese Betriebsweise wirkt sich besonders günstig auf die Ansiedlung substratspeichernder Organismen aus, da sich anaerobe Bedingungen im abgesetzten Schlammbett auch einstellen, wenn in der darüber liegenden Flüssigphase Nitrat vorhanden ist. Zudem kann mit der plug-flow Beschickung auf den Einsatz eines Rührers verzichtet und somit Energie eingespart werden. Diese Betriebsweise wird als die geeignetste Variante angesehen, um die, von den substratspeichernden Organismen bevorzugten anaeroben Milieubedingungen, zu gewährleisten. Um eine gleichmäßige Versorgung des Schlammbettes mit Abwasser sicherzustellen, können Anlagen mit einem perforierten Reaktorboden ausgestattet werden. Die plug-flow Beschickung wird beispielsweise in Nereda-Anlagen angewendet (Pronk *et al.* 2015b).

2.3.3.2 KURZZEITIGE BESCHICKUNG MIT ANAEROBEM MISCHEN

Rocktäschel *et al.* (2013) verglichen eine plug-flow Beschickung ohne Rühren und eine kurzzeitige Beschickung mit einem anschließenden Rühren unter anaeroben Bedingungen. Der Autor argumentiert, dass bei einem anaeroben Mischen die Biomasse über einen längeren Zeitraum in Kontakt mit dem Substrat steht und somit eine bessere CSB-Aufnahme stattfindet. Dennoch werden die Konzentrationen im Reaktor durch das Rühren ver gleichmäßigt, sodass eventuell unzureichend entferntes Nitrat die Gewährleistung anaerober Bedingungen einschränkt. Mit dem anaeroben Mischen konnte eine vergleichbare gute Granulierung erreicht werden, auch wenn die Biomasse deutlich kleiner war als im Referenzversuch mit reiner plug-flow Beschickung ohne anschließendem Rühren. Weiters wurde von einer besseren Stickstoffentfernung berichtet, wobei angenommen wird, dass die größere spezifische Oberfläche der Biomasse höhere Umsatzraten ermöglicht. Ein weiterer Vorteil des anaeroben Mischens ist, dass die Reaktorgeometrie vernachlässigbar wird. Rocktäschel *et al.* (2013) stellten fest, dass bei dem Betrieb eines Reaktors mit niedrigem Höhe/Durchmesser (H/D)-Verhältnis ein heterogenes Strömungsmuster im Schlammbett entstehen kann und die abgesetzte Biomasse unzureichend mit dem Substrat in Kontakt kommt. In der Folge kann die CSB-Aufnahme unzureichend sein und leicht verfügbarer CSB auch noch während der belüfteten Phase vorliegen. Die Ergebnisse lassen vermuten, dass ein häufig berichteter hoher Substratgradient, welcher sich aus der plug-flow Beschickung durch das abgesetzte Schlammbett ergibt, für die Granulierung nicht zwingend erforderlich ist. Das anaerobe Mischen ist somit als Alternative zur plug-flow Beschickung zu betrachten, wobei jedoch für die kurzzeitige Beschickung eine großtechnische Lösung, durch entsprechend große Pumpen, gefunden werden muss.

2.3.3.3 ANAEROB-AEROBE BESCHICKUNG

Thwaites *et al.* (2017) verglichen eine komplett anaerobe Beschickung mit einer geteilten Beschickung unter anaeroben und aeroben Bedingungen. Hintergrund hierbei ist, dass nicht alle Anlagen die Möglichkeit für eine anaerobe Beschickung mit gleichzeitigem Dekantieren besitzen, wie es in Nereda-Anlagen umgesetzt wird. Der Autor argumentiert dabei, dass die Verwendung einer geteilten anaerob-aeroben Beschickung die erforderliche anaerobe Beschickungsdauer verkürzt und somit die Gesamtzyklusdauer effektiv reduziert werden kann. Dadurch werden gleichzeitig eine Erhöhung der hydraulischen Belastung und die Bildung einer stabilen aerob granulierten Biomasse möglich. Die Beschickung teilte sich hier in 20 min anaerobe und 40 min aeroben Bedingungen auf. Mit der Studie konnte gezeigt werden, dass mit einer geteil-

ten anaerob-aeroben Beschickung, unter niedriger Belastung ($0,76 \text{ kgCSB}/(\text{m}^3\cdot\text{d})$), ein vergleichbares Absetzverhalten und eine ähnliche Schlammstruktur wie bei einer rein anaeroben Beschickung mit einer Belastung von $1,15 \text{ kgCSB}/(\text{m}^3\cdot\text{d})$ erzielt werden kann. Vergleichbare Untersuchungen wurden von McSwain *et al.* (2004) durchgeführt, wobei die Granula, die unter einer geteilten anaerob-aeroben Beschickung mit synthetischem Abwasser erzeugt wurden, weniger dicht und unregelmäßiger waren und relativ viele fadenförmige Auswüchse an der Oberfläche aufwiesen. Thwaites *et al.* (2017) begründet die strukturellen Unterschiede der Schlämme aus beiden Studien damit, dass die von ihnen angewendete Schlammbelastung im Vergleich zu den Untersuchungen von McSwain *et al.* (2004) deutlich niedriger lag und ein stabiler Betrieb unter den geteilten Beschickungsbedingungen lediglich mit geringen Schlammbelastungen realisiert werden kann.

2.3.3.4 STOßWEISE BESCHICKUNG (PULSE-FEED)

Chen *et al.* (2013a) untersuchten die Auswirkungen einer schubweisen Beschickung (pulse-feed) mit abwechselnden aeroben und anoxischen Phasen. Die schubweise Beschickung von Substrat mit wechselnden aeroben Phasen reduzierte die Verfügbarkeit von Kohlenstoffverbindungen, sodass das schnelle Wachstum von heterotrophen Bakterien auf der Oberfläche der Granula begrenzt und eine bessere Stabilität der Biomasse erreicht wurde. Denitrifikation im Inneren der Granula führt zu einer Verdichtung der Biomasse und fördert die Stabilität der Granula.

2.4 ERFAHRUNGEN ZUR BETRIEBSWEISE

2.4.1 ZYKLUSEINTEILUNG

Pronk *et al.* (2015b) publizierten erste Erfahrungen zum Betrieb einer Nereda-Anlage mit AGS. Hierbei wurden ein Trockenwetter und ein Regenwetterzyklus mit jeweils 390 min bzw. 180 min angewendet. Neben dem Betrieb mit festen Zykluszeiten besteht die Möglichkeit einer dynamischen Zykluseinteilung. Über eine UV-Vis-Sonde kann beispielsweise die Dauer der anaeroben Phase überwacht und die Aufnahme der CSB-Fracht sichergestellt werden. Die Dauer der aeroben Phase wird im Wesentlichen über die Prozesse der Nitrifikation und Phosphataufnahme bestimmt. Hierbei kann auf den pH-Wert und die O_2 -Zehrung zurückgegriffen werden. Die dynamische Zykluseinteilung erfordert einen hohen Aufwand an Regelungstechnik und Kontrolle. Für großtechnische Anlagen empfiehlt sich daher die Anwendung konstanter Zeiten für die Trocken- und Regenwetterzyklen.

2.4.2 BELASTUNG

Die dem biologischen System zugeführte Substratfracht wird üblicherweise als Raum- bzw. Schlammbelastung angegeben. Das Einhalten einer optimalen Belastung wird zur Vermeidung des Wachstums fadenförmiger Bakterien empfohlen. Fadenförmige Organismen besitzen gegenüber runden Bakterien eine größere spezifische Oberfläche und somit einen Wachstumsvorteil bei Substratmangel bzw. Überschuss (Knoop & Kunst 1998). Fadenförmige Bakterien können die Flockenbildung und die Absetzbarkeit des Belebtschlammes stark beeinflussen und einen erhöhten Schlammabtrieb sowie eine Verschlechterung der Ablaufqualität verursachen.

Zahlreiche Studien untersuchten die Auswirkungen der Belastung während der Inbetriebnahme von aerob granulierten Schlämmen. Literaturangaben zu CSB-Raumbelastungen, bei denen ein stabiler Betrieb möglich war, umfassen einen Bereich von 1 bis $15 \text{ kgCSB}/(\text{m}^3\cdot\text{d})$ (Moy *et al.* 2002). Untersuchungen von Kim *et al.* (2008) sowie Li *et al.* (2008) zeigten, dass die organische Belastung die Morphologie und Struktur des Schlammes sowie die Dauer der Granulierung beeinflussen. Eine Erhöhung der Belastung führte zu einer schnelleren Bildung großer, weniger dichter Granula. Der Versuch mit der höchsten Belastung zeigte

die geringste Artenvielfalt, während der Reaktor mit der niedrigsten Belastung eine hohe Vielfalt an Bakterien aufwies. Moy *et al.* (2002) verwendeten aerobe Granula für die Behandlung hoch belasteter Abwässer, wobei die schrittweise Erhöhung der Raumbelastung von 6 auf 15 kgCSB/(m³·d) keine Beeinträchtigung der Granulabildung zeigte. Da die TS-Gehalte in den Versuchen der einzelnen Studien variieren, bietet sich der Vergleich der Schlammbelastungen mit Bezug zum TS-Gehalt an. Pronk *et al.* (2015b) berichten von einer Schlammbelastung mit 0,1 kg CSB/(kgTS·d).

2.4.3 SCHLAMMALTER

Wie bei allen biologischen Prozessen ist auch bei dem Betrieb von aerob granulierter Biomasse die Einhaltung eines minimalen Schlammalters zu berücksichtigen. Aufgrund der langsamen Wachstumsrate von PAO, werden im Vergleich zu flockigem Belebtschlamm höhere Schlammalter benötigt. Der Schlammabzug ist zudem erforderlich um gezielt alte bzw. sehr große Granula aus dem System zu entfernen sowie die Granulagröße zu kontrollieren. Für den großtechnischen Betrieb werden Schlammalter von 20 bis 38 Tage berichtet (Pronk *et al.* 2015b). Sheng *et al.* (2010) wendeten ein Schlammalter von 10 Tagen an, Zhu *et al.* (2013) führten ihren Versuchsbetrieb mit 10 bis 15 Tagen Schlammalter durch.

2.5 AGS IN KONTINUIERLICH DURCHFLOSSENEN BELEBUNGSANLAGE

Bisher berichten wenige Veröffentlichungen über die Granulierung bzw. den Einsatz von aerob granulierter Biomasse in kontinuierlich durchflossenen Systemen. Eine kombinierte Betriebsweise zwischen einem SBR und einem kontinuierlich durchflossenen Belebungsbecken wurde auf der Kläranlage Frielas (Portugal) umgesetzt. Hierbei wird granulierter Überschussschlamm aus einem SBR (Nereda) in ein bestehendes kontinuierlich durchflossenes Belebungsbecken überführt (Niermans *et al.* 2009).

Einige Veröffentlichungen berichten über den Einsatz von Membranen zur Trennung der Biomasse in kontinuierlich durchflossenen Versuchsanordnungen. Der Einsatz von Membranen erfordert jedoch einen hohen Reinigungs- und Wartungsaufwand und ist daher als kompliziert zu betrachten. Beispielsweise verwendeten Liu *et al.* (2012) für die Bildung aerob granulierter Biomasse einen Membranbioreaktor mit dynamischer Membran. Die Selektion des Schlammes erfolgte hierbei nicht über die Sedimentationsgeschwindigkeit, sondern über die Partikelgröße, wobei der Schlamm in einer separaten Stufe gesiebt wurde. Der kultivierte Schlamm wies eine lockere Struktur mit einer Partikelgröße von etwa 0,1- 1,0 mm auf. Die Absetzgeschwindigkeiten erreichten 15 bis 25 m/h. In dieser Studie wurde synthetisches Abwasser verwendet.

Corsino *et al.* (2016a) berichteten von Versuchen zum Betrieb einer kontinuierlich durchflossenen Versuchsanlage und dem Rückhalt der Biomasse über den Einsatz einer Membran. Der Reaktor umfasste fünf identische Reaktionsräume, die in Auf- bzw. Abtriegsströmung durchflossenen wurden und zur Ausbildung hoher Scherkräfte dienten. Die Untersuchungen zeigten, dass mit dieser Betriebsweise die Struktur der bereits granulierten Biomasse nicht stabil war und ein Zerfall der Granula eintrat. Die Struktur der granulierten Biomasse konnte nur erhalten werden, indem auf eine diskontinuierliche Betriebsweise umgestellt wurde. Corsino *et al.* (2016b) schlussfolgerten hieraus, dass die wechselnde Beschickung für die Ausbildung von Phasen mit unterschiedlicher Substratverfügbarkeit sogenannte feast- und famine-Phasen unverzichtbar ist.

Li *et al.* (2015) konstruierten einen Reverse-Flow-Baffled Reaktor (RFBR) für Versuche zur aeroben Granulierung. Die Beschickung wurde über Steuerventile periodisch zwischen den beiden Enden des Reaktors geschaltet. Während der ersten Hälfte des Experiments (2 h) durchfloss das Abwasser den Reaktor von rechts nach links und wurde in der zweiten Betriebsphase von links nach rechts geleitet. Hierdurch ergaben sich periodische fest- und famine-Phasen, die eine erfolgreiche Granulierung des Schlammes mit einer hohen Sinkgeschwindigkeiten sowie einen niedrigen Schlammindex von 33 mL/g ermöglichten.

Li *et al.* (2016) berichten über den Betrieb eines kontinuierlich durchflossenen Versuchsaufbaus mit aerob granuliertem Schlamm und erhöhter biologischer Phosphor-Entfernung. Der Versuchsaufbau umfasste einen anaeroben Reaktor mit 6 L sowie einen aeroben Reaktor mit 9 L. Die Nachklärung und Schlammtrennung wurde über einen Reaktor in Form eines Rohres realisiert. Das Volumen der Nachklärung betrug lediglich 125 ml und somit etwa 0,8% des Gesamtvolumens (15 L). Das Rücklaufschlammverhältnis lag bei 50%. Die Beschickung war 2,5 L/h, die hydraulische Verweilzeit betrug 6 h einschließlich 2,4 h anaerob und 3,6 h aerober Verweilzeit. Die O₂-Konzentration im aeroben Reaktor lag zwischen 2,0-5,0 mg/L. Die Granula zeichneten sich durch Partikelgrößen von ca. 600 µm und einer lockeren Struktur mit einem Schlammindex von ca. 20 mL/g aus. Es ist zu berücksichtigen, dass für diese Versuche synthetisches Abwasser verwendet und als Impfschlamm bereits granulierter Schlamm aus einem SBR entnommen wurde.

Über eine Granulierung von flockigem Belebtschlamm im kontinuierlich durchflossenen Betrieb wird von Chen *et al.* (2013b) berichtet. In dieser Studie wird jedoch keine anaerobe Phase verwendet. Es wird vermutet, dass die Granulierung lediglich durch erhöhte Scherkräfte sowie mit Hilfe fadenförmiger Bakterien erfolgte. Insgesamt kann festgehalten werden, dass die bisher verfügbaren Studien zum kontinuierlich durchflossenen Betrieb auf der Verwendung von aerob granuliertem Schlamm als Inokulum beruhen und bei allen stets synthetisches Abwasser als Zulaufmedium benutzt wurde.

3 MATERIAL UND METHODEN

3.1 VERSUCHSAUFBAU

3.1.1 SBR

Alle Versuche wurden im von der Emde Technikum der TU Wien durchgeführt. Für die Untersuchungen zur Granulierung im SBR wurde während der ersten zwei Versuchsphasen ein Reaktor aus Plexiglas mit einem Gesamtvolumen von 8 L genutzt. In den darauffolgenden Versuchen wurde ein zweiter Reaktor mit identischem Aufbau verwendet. Die Reaktoren besaßen einen Durchmesser von 14 cm sowie eine Höhe von 80 cm. Abbildung 6 zeigt die Versuchsanordnung der SBR. Für die Einstellungen der einzelnen Zyklusphasen wurde eine Siemens Logo Steuerung genutzt, die den automatisierten Betrieb von Pumpen, Abzug (Schlauchquetschventil) und Belüftung ermöglichte. Das verwendete Abwasser wurde für die Versuche in einem Vorlagebehälter bereitgestellt. Die Beschickung der SBR erfolgte durch das abgesetzte Schlammbett der Reaktoren über eine Schlauchquetschpumpe (Fa. Ismatec). Durch die Beschickung erhöhte sich der Füllstand des Reaktors von 4 L auf 6 bzw. 7 L. Ab der zweiten Versuchsphase wurde eine Sauerstoffsonde zur Regelung der Belüftung sowie eine kombinierte pH-/Redoxsonde verwendet. Die Sauerstoffsonde ermöglichte die Einstellung vorgegebener O_2 -Konzentrationen über die Vorgabe von Minimal- und Maximalwerten sowie die fortlaufende Aufzeichnung der Daten. Nach Ende der belüfteten Phase sowie der eingestellten Absetzzeit öffnete sich ein zeitgesteuertes Schlauchquetschventil. Überstehender Ablauf floss im freien Gefälle aus dem Reaktor, wobei ein Ausgangsvolumen von 4 L zurückgehalten wurde. Nach dem Schließen des Ventils startete der Zyklus erneut mit einer anaeroben Beschickung.

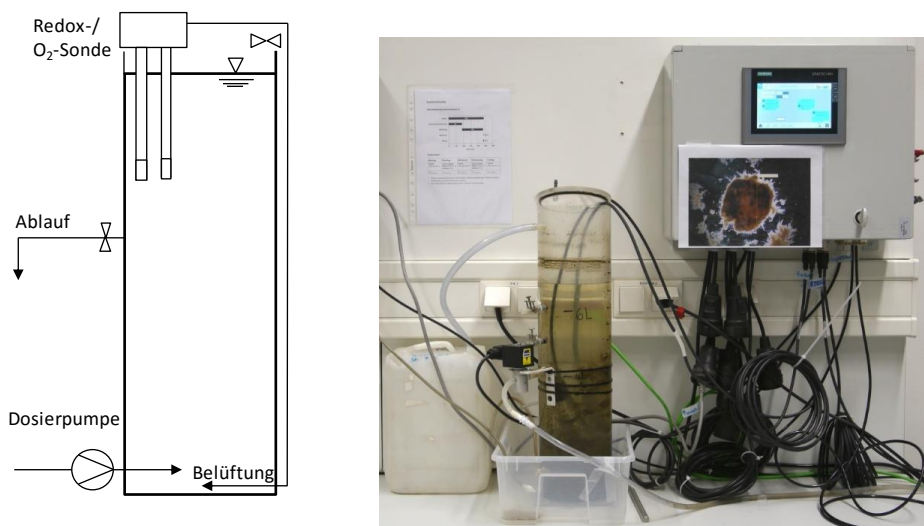


Abbildung 6: Versuchsaufbau eines SBR

3.1.1 KONTINUIERLICH DURCHFLOSSENER VERSUCHSAUFBAU

Im Gegensatz zum SBR wurde die kontinuierlich durchflossenen Versuchsanlage durchgehend mit Abwasser beschickt. Die täglich zugeführte Abwassermenge umfasste 40 bis 80 L und wurde in einem Vorlagebehälter (220 L) bereitgestellt. Der Aufbau der kontinuierlich durchflossenen Versuchsanlage umfasste hintereinander geschaltete räumlich getrennte Reaktoren. Ziel war es Bedingungen zu schaffen, die denen in den SBR-Zyklusphasen entsprechen (Sauerstoffkonzentration und Substratverfügbarkeit). Alle verwendeten Reaktoren waren aus Plexiglas gefertigt. Der Versuchsaufbau umfasste einen anaeroben Reaktor, einen Belebungsreaktor sowie ein separates Nachklärbecken. Der Aufbau und die Funktionsweise der einzelnen

Reaktoren wird im Folgenden erläutert. Der schematische Versuchsaufbau sowie die verwendete Versuchsanordnung im Technikum der TU Wien wird in Abbildung 7 gezeigt.

Anaerober Reaktor

Der anaerobe Reaktor diente der Umsetzung von Bedingungen, entsprechend der anaeroben Beschickung im SBR. In den anaeroben Reaktor wird dabei gleichzeitig Zulauf (Abwasser) und Rücklaufschlamm aus der Nachklärung gepumpt. Der Reaktor ist für die durchgehende Durchmischung des Schlammes mit einem Rührer ausgestattet. In verschiedenen Reaktorhöhen sind Auslässe angebracht, wodurch der Schlamm im freien Gefälle in den nachstehenden aeroben Reaktor überlaufen kann. Im Rahmen der Untersuchungen wurden unterschiedlichen Füllstände und Durchflusszeiten untersucht. Die erprobten Volumina umfassten 4,0 bis 9,7 L. Die anaerobe Stufe wurde im späteren Versuchsbetrieb durch einen horizontal durchflossenen Rohrreaktor in Form eines Schlauches ergänzt um eine plug-flow (Pfropfenströmung) zu erzeugen. Das Volumen dieses Rohrreaktors betrug 2,5 L.

Aerob-anoxischer Reaktor

Der Durchmesser des aeroben Reaktors betrug 33 cm mit einer Höhe von 80 cm. Das Füllvolumen umfasste 30-52 L (35- 62 cm Füllstand). Ein Rührer mit zwei Propellerrührblättern sorgte für die kontinuierliche Durchmischung des Schlammes. Der Reaktor war mit einer Sauerstoffsonde für die Regelung der Belüftung, sowie einer pH-/Redoxsonde ausgestattet. Die Belüftung des Schlammes erfolgte intermittierend durch einen am Boden befindlichen Ausströmer. Der Ablauf gelangte im freien Gefälle zur Nachklärung.

Nachklärung

Die Nachklärung dient der Trennung des Belebtschlammes vom gereinigtem Abwasser und der Rückführung in den anaeroben Reaktor. Für den Betrieb von SBR-Anlagen mit aerob granulierter Biomasse wird die Selektion von langsam und schnell sedimentierbaren Schlammflocken über die Einstellung kurzer Absetzzeiten realisiert. Dies ist bei einem kontinuierlichen Zulauf nicht möglich, sodass für ein gezieltes Auswaschen feiner Schlammartikel die Erhöhung der hydraulischen Belastung der Nachklärung gewählt wurde. Um die hydraulische Belastung der Nachklärung zu erhöhen wurde während der ersten Versuchsphase der Ablauf der Nachklärung in einem nachgeschalteten Pufferbehälter mit 8 L Volumen zwischen gespeichert und von dort mit einer Schlauchquetschpumpe in den Zulauf der Nachklärung rezirkuliert. Später wurde für die Erhöhung der Selektion das Volumen des Reaktors reduziert. Aus der Nachklärung wird der abgesetzte und eingedickte Schlamm über eine Schlauchquetschpumpe in den anaeroben Reaktor zurückgeführt.

Sammelbehälter für Schwebstoffe

Ein der Nachklärung nachgeschalteter Reaktor diente der Erfassung der über den Ablauf ausgeschwemmten Biomasse. In diesem Sedimentationstank sammelte sich der Schwebstoffabtrieb, der für die Berechnung von Schlammalter und Schlammproduktion erforderlich ist.

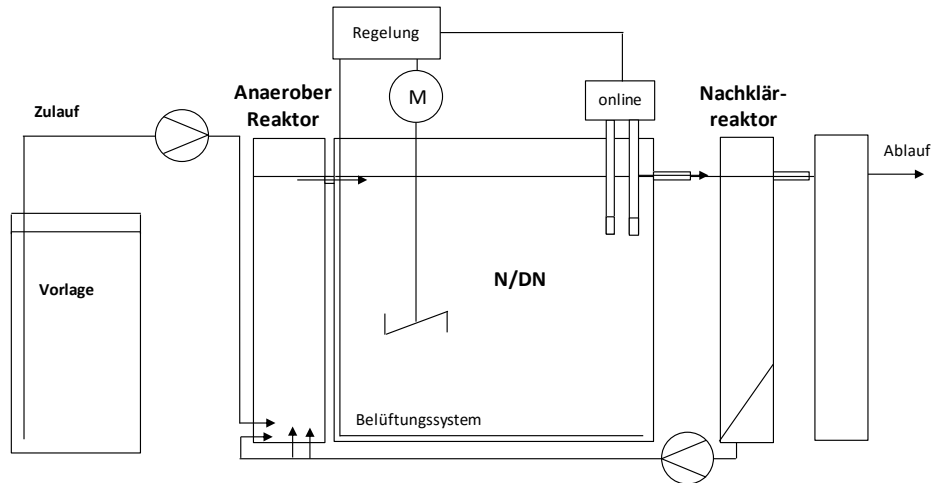


Abbildung 7: Schema des kontinuierlich durchflossenen Versuchsaufbaus



Abbildung 8: Kontinuierlich durchflossener Versuchsaufbau

3.1.2 PROZESSSTEUERUNG

Die Prozesssteuerung der Versuche erfolgte über eine speicherprogrammierbare Steuerung (Siemens Logo). Vor allem SBR-Anlagen benötigen durch die unterschiedlichen Zyklen eine zeitliche Steuerung der Anlagenteile. Das Programm bietet hierbei die Möglichkeit die Regelung von Pumpen, Ventilen und der Belüftung übersichtlich in einer grafischen Oberfläche darzustellen und ermöglicht gleichzeitig eine einfache Handhabung bei der zeitlichen Einteilung der Zykluszeiten. Abbildung 9 zeigt einen Screenshot der Software mit der verwendeten Steuerung.

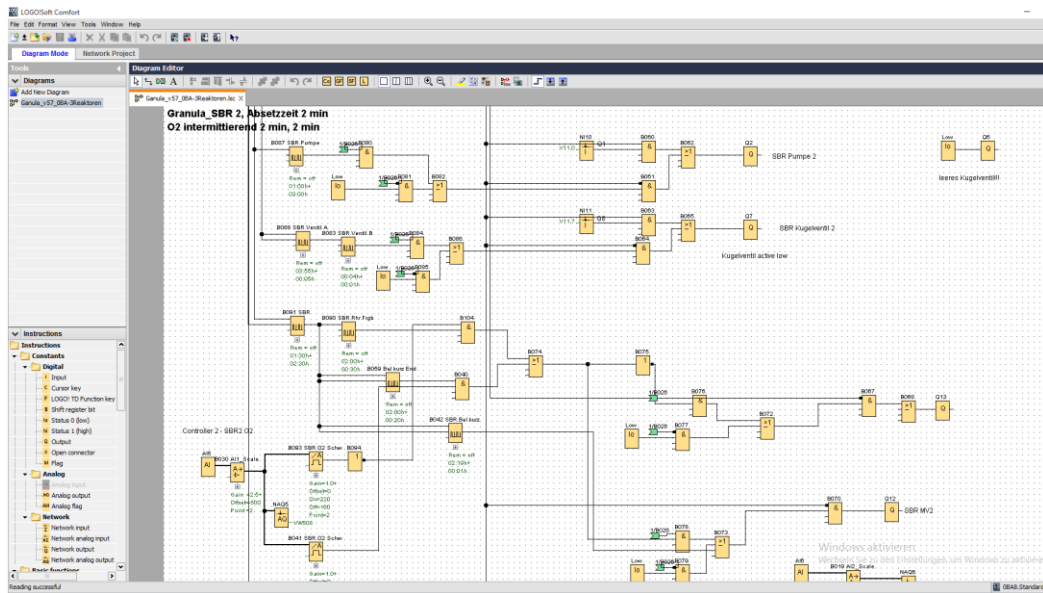


Abbildung 9: Screenshot des Programms zur Steuerung der Komponenten der Versuchsanlagen

3.2 VERSUCHSBETRIEB

3.2.1 VORBEREITUNG DES ABWASSERS

Für die erste Versuchsphase (SBR) wurde kommunales Abwasser aus dem Ablauf der Vorklärung einer nahegelegenen kommunalen Kläranlage verwendet. Ab der zweiten Versuchsphase stand Abwasser aus einem Gebäude der Technischen Universität Wien für die Beschickung zur Verfügung. Bei der Zusammensetzung des Abwassers überwog der Anteil an Abwasser aus den Toiletten mit einem geringen Grauwasseranteil. Die Beschaffenheit des Hausabwassers wies starke Schwankungen im Tagesgang auf. Aufgrund dessen wurde die für die Versuche benötigte Menge in einer 220 L Tonne gespeichert und für die Beschickung aufbereitet. Das unverdünnte Hausabwasser umfasste hohe Ges.N.-Konzentrationen im Bereich von 100-200 mg/L. Die Ges.N.-Konzentration korrelierte hierbei gut mit der Leitfähigkeit. Um Abwasser mit einer der kommunalen Beschaffenheit üblichen Ges.N.-Konzentration zu gewährleisten, wurde Leitungswasser entsprechend der gemessenen Leitfähigkeit zugegeben. Diese Verdünnung führte zur Verringerung der CSB-Konzentrationen, sodass Kohlenstoff in Form von Zucker für ein ausgeglichenes Nährstoffverhältnis extern zugemischt wurde. Neben der Kohlenstoffdosierung erfolgte die Aufstockung der Ges.P.-Konzentration über die Dosierung von K_2HPO_4 . Jede vorbereitete Abwassercharge wurde auf die Parameter CSB, Ges.N. Ges.P. sowie NH_4-N und PO_4-P beprobt und analysiert.

3.2.2 KONTROLLE UND WARTUNG

Die tägliche Versuchsbetreuung umfasste die Vorbereitung des Hausabwassers entsprechend einer üblichen kommunalen Beschaffenheit sowie die Beprobung der Zu- und Abläufe der Reaktoren und der Schlämme. Die Betreuung der Versuchsanlagen umfasste zudem das Reinigen der Sonden, Reaktorwände und Schläuche. Die Überprüfung der Sonden mit einer kalibrierten Handsonde erfolgte täglich. In regelmäßigen Abständen wurden die Sonden kalibriert. Zudem wurde täglich das Schlammvolumen bei Absetzzeiten von 5, 10 und 30 min gemessen.

3.2.3 CHEMISCHE ABWASSERPARAMETER

Tabelle 3 fasst die verwendeten DIN Vorschriften für analytische Bestimmung der Abwasser- und Schlammproben zusammen.

TABELLE 3: DIN VORSCHRIFTEN FÜR DIE ANALYTISCHE BESTIMMUNG RELEVANTER PARAMETER

Analytische Bestimmung	Bezeichnung	DIN Vorschrift
CSB	Chemischer Sauerstoffbedarf	DIN 38409-43 und DIN ISO 15705
NH₄-N	Ammonium-Stickstoff	DIN EN ISO 11732
NO_x-N	Nitrat-Stickstoff	DIN EN ISO 13395
NO₂-N	Nitrit-Stickstoff	DIN EN ISO 13395
PO₄-P	Ortho-Phosphat	DIN EN ISO 6878
Ges.P.	Gesamt-Phosphor	DIN EN ISO 6878
Ges.N.	Gesamt-Stickstoff	DIN EN ISO 11905-1
TS	Trockensubstanz	DIN 38409-1
oTS	Organische Trockensubstanz	DIN 38409-1; DEV H1 Glühtemperatur 550°C

3.2.4 MIKROSKOPISCHE UNTERSUCHUNGEN

Für die mikroskopische Schlammuntersuchung wurde ein Mikroskop der Fa. Leica mit 200 µm, 10 µm und 5 µm Objektiven verwendet.

3.2.5 PARTIKELGRÖßENVERTEILUNG

Abbildung 10 zeigt das für die Bestimmung der Partikelgrößenverteilung verwendete Laser-Beugungs Messgerät, einen Mastersizer 2000 (Fa. Malvern). Die Messung der Partikelgrößenverteilung beruht auf dem Prinzip der Laserdiffraktometrie. Ein Laserdiffraktometer besteht aus einer Lichtquelle (Laser) und einem Linsensystem, um den schmalen Laserstrahl aufzuweiten. Die zuvor mit Ultraschall in Wasser dispergierten Partikel werden einzeln durch die Messzelle gepumpt und vom Laserstrahl beleuchtet. Dabei entstehen je nach Partikelform und Größe verschiedene Beugungsmuster. Eine Fourierlinse bündelt die Strahlen für ein Detektorsystem. Die so durch Bestrahlung der Partikel entstandenen Beugungsmuster werden detektiert und über eine Software die Partikelgrößenverteilung sowie Formfaktoren und einige statistische Kennzahlen berechnet. Die errechneten Partikelgrößen werden als Verteilungskurve angegeben (Keck 2009).

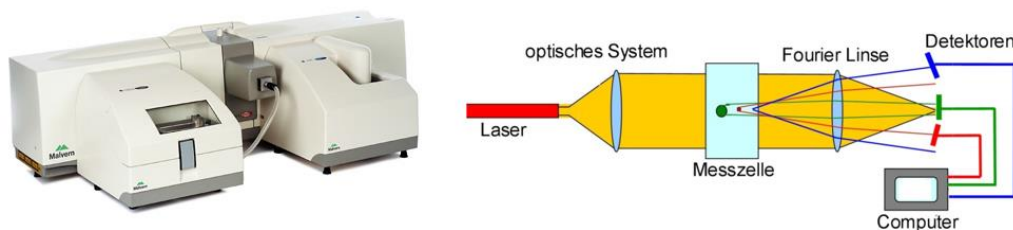


Abbildung 10: Mastersizer 2000, Messbereich 0,02-2.000 µm (Fa. Malvern)

3.3 BERECHNUNGSGRUNDLAGEN

3.3.1 BERECHNUNG EINER FRACHT

Die Berechnung einer Zu- und Ablauffracht erfolgt über die Konzentrationen im Zulauf- bzw. Ablauf [g/L] und den dazugehörigen Durchflussmengen [L/d]. Die Berechnung einer CSB-Zulauffracht kann nachfolgender Formel erfolgen.

$$B_{d,CSB,in} = C_{CSB} \cdot Q_{d,zu}$$

– $B_{d,CSB}$ tägliche CSB-Fracht [gCSB/d]

– C_{CSB} CSB-Konzentration [gCSB/L]

– $Q_{d,zu}$ Zulaufmenge [L/d]

3.3.2 BELASTUNG

Die Belastung kann als Schlamm- oder Raumbelastung angegeben werden. Die **Raumbelastung** bezeichnet das Verhältnis einer täglich zugeführten BSB₅- bzw. CSB-Fracht zum Belebungsbeckenvolumen. Die **Schlammbelastung** berücksichtigt bei der täglich zugeführten BSB₅- bzw. CSB-Fracht den in den Belebungsbecken vorhandenen TS-Gehalt der Biomasse. Die Berechnung beider Parameter kann entsprechend den nachfolgenden Gleichungen erfolgen.

$$B_{R,CSB} = (C_{CSB} \cdot Q_{d,zu}) / V_{BB}$$

– $B_{R,CSB}$ CSB-Raumbelastung [gCSB/(m³ d)]

– C_{CSB} CSB-Konzentration [gCSB/L]

– $Q_{d,zu}$ Zulaufmenge [L/d]

– V_{BB} Volumen des Belebungsbeckens [m³]

$$B_{TS,CSB} = (C_{CSB} \cdot Q_{d,zu}) / (V_{BB} \cdot TS_{BB})$$

– $B_{R,CSB}$ CSB-Raumbelastung [gCSB/(m³ d)]

– C_{CSB} CSB-Konzentration [gCSB/L]

– $Q_{d,zu}$ Zulaufmenge [L/d]

– V_{BB} Volumen des Belebungsbeckens [m³]

– TS_{BB} TS-Gehalt im Belebungsbecken [g/L]

3.3.3 SCHLAMMALTER

Das Schlammalter t_{TS} gibt an, wie lange der Schlamm theoretisch im System einer biologischen Anlage verbleibt, bevor er als Überschussschlamm abgeführt wird. Das Schlammalter errechnet sich aus dem Verhältnis der im Becken befindlichen Masse an Belebtschlamm zur täglich mit dem Überschussschlamm abgezogenen und dem Austrag von Belebtschlamm in Form von Schwebstoffen über den Ablauf.

$$t_{TS} = \frac{V_{BB} \cdot TS_{BB}}{(Q_{\ddot{U}S} \cdot TS_{\ddot{U}S}) + (Q_{Ab} \cdot SS)}$$

- V_{BB} Volumen des Belebungsbeckens [m^3]
- TS_{BB} TS-Gehalt im Belebungsbecken [kg/m^3]
- Q_{Ab} Zulaufmenge [m^3/d]
- $TS_{\ddot{U}S}$ TS-Gehalt im Überschussschlamm [kg/m^3]
- $Q_{\ddot{U}S}$ abgezogene Überschussschlammmenge [m^3/d]
- SS Schwebstoffkonzentration im Ablauf [g/m^3]

3.3.4 WIRKUNGSGRAD

Eine Entfernung errechnet sich aus der Differenz einer dem System zugeführten Konzentration oder Fracht zu der im Ablauf befindlichen Konzentration oder Fracht bezogen auf die zugeführte Konzentration oder Fracht. Die Entfernung für relevante Parameter (CSB, Ges.N., Ges.P.) kann entsprechend der folgenden Formel berechnet werden und wird üblicherweise in Prozent angegeben.

$$Entfernung = \frac{C_{ZU} - C_{Ab}}{C_{ZU}}$$

- C_{ZU} Zulaufkonzentration [mg/L]
- C_{Ab} Zulaufkonzentration [mg/L]

3.3.5 SCHLAMMINDEX

Der Schlammindex (ISV) gibt das Volumen an, dass 1 g Schlamm nach einer Absetzzeit von 30 min einnimmt und berechnet sich aus dem Schlammvolumen und TS-Gehalt. Belebtschlamm weist üblicherweise einen ISV von bis 100 ml/g auf. Eine mäßige Eindickfähigkeit ergibt sich mit Werten von 100 bis 150 ml/g, ein ISV größer 150 ml/g deutet auf einen Blähschlamm.

$$ISV = \frac{SV_{30}}{TS_{BB}}$$

- SV_{30} Schlammvolumen nach 30 min Absetzzeit [ml]
- TS_{BB} TS-Gehalt im Belebungsbecken [g/L]

3.3.6 SCHLAMMVOLUMENVERHÄLTNISSE

Das Schlammvolumen (SV) nach 5 bzw. 10 min Absetzzeit wurde ins Verhältnis zum Schlammvolumen nach 30 min Absetzzeit gesetzt und somit ein Parameter ermittelt, der einen Vergleich zwischen den Absetzgeschwindigkeiten der Schlammproben ermöglicht.

3.4 N₂O-MESSUNGEN

3.4.1 N₂O-MESSUNG IN DER GASPHASE ÜBER GC-MS (STICHPROBEN)

Im Rahmen des Projektes wurden die Gasproben im analytischen Labor des Instituts für Wassergüte, Ressourcenmanagement und Abfallwirtschaft an der TU Wien mittels Gaschromatographie-Massenspektrometrie (GC-MS) auf N₂O untersucht. Dafür wurde ein GC-MS Gerät mit einer Porapak-Säule (ID 0,32 mm und Länge ca. 30 m) verwendet.

Für die N₂O-Messung mit GC-MS wurden Abluftproben des SBR bzw. des Belebungsbeckens der kontinuierlichen Anlage in 20 mL Headspace-Gasflaschen gefüllt. Die Flaschen wurden im Vorfeld mit Butylsepten und Bördelkappen mit einer Krimpzange fest verschlossen und danach mit einer Vakuumpumpe (~0,5 bar) evakuiert. Die Abluftproben wurden in die verschlossenen und evakuierten Headspace-Gasflaschen mittels einer gasdichten Glasspritze injiziert. Eine direkte Einbringung der Abluftproben mittels Spritze in den GC war aufgrund der Intensität der Probenahme und der hohen Anzahl der Proben nicht durchführbar. Die Dosiermenge der Probe wurde mit 10 ml festgelegt. Die mit den Abluftproben gefüllten Headspace-Gasflaschen wurden sofort analysiert oder in einem Thermoschrank bei 20 °C bis zur Analyse aufbewahrt. Nach der Probenahme wurde darauf geachtet, dass die Gasflaschen keinen großen Temperaturschwankungen ausgesetzt waren.

Im Rahmen der Entwicklung der GC-MS-Messmethodik für N₂O in Abluftstichproben wurde eine Qualitätssicherung durchgeführt. Kalibrierung und Validierung waren die wichtigsten Bestandteile dieser Qualitätssicherung. Nach der erfolgreichen Durchführung konnte die Methodik in die Routine-Analytik des I-WAG-Labors aufgenommen werden. Für die Validierung der GC-MS-Messmethodik für N₂O nach DIN 32645 wurden Gasproben mit einem N₂O-Gehalt zwischen 0,5 und 40 ppmv verwendet. Es wurden die Validierungsparameter Nachweis- und Bestimmungsgrenze sowie die Standardabweichung bestimmt. Die Gasproben wurden aus Gasflaschen mit Prüfgasmischungen entnommen und mit GC-MS gemessen. Dabei soll erwähnt werden, dass fertige Prüfgasmischungen verwendet wurden. Außerdem wurden zur Überprüfung des Nullpunktes N₂O-Proben analysiert. Nach DIN 32645 errechnet sich eine Nachweisgrenze (NWG) von 0,50 ppmv, eine Bestimmungsgrenze (BG) von 1,00 ppmv und die Standardabweichung von 0,56 ppmv. Es ist zu beachten, dass diese Werte noch niedriger liegen (NWG = 0,25 ppmv, BG = 0,50 ppmv), wenn das in der Chromatographie übliche „Signal/Rausch“-Verhältnis (S/N) betrachtet wird (Kromidas 2011).

3.4.2 N₂O-MIKROSENSOR (MESSUNG IN DER FLÜSSIGPHASE)

Die Produktion und Emission von N₂O aus Prozessen der biologischen Abwasserreinigung kann aufgrund der guten Löslichkeit von Lachgas getrennt voneinander erfolgen. Wird N₂O während der Denitrifikation gebildet, so erfolgt dessen Emission erst durch Ausstrippen mit Einsetzen der Belüftung. Für ein besseres Verständnis zur Bildung von N₂O in AGS ist daher neben der N₂O-Messung in der Gasphase (Abluft), auch die Lachgas-Messung in der Flüssigphase relevant. Dies betrifft vor allem nicht belüftete anaerobe bzw.

anoxische Phasen. Für die N_2O -Messung in der Flüssigphase wurde daher ein N_2O -Mikrosensor der Firma Unisense A/S verwendet. Der Sensor wurde bereits in einem vorherigen Projekt des Institutes zur Untersuchung der Produktion und Emission von N_2O auf kommunalen Kläranlagen eingesetzt (Relako). Der Einsatz des Sensors bietet die Möglichkeit parallel zu Messungen der Abluft, den Verlauf der N_2O -Konzentrationen in der Flüssigphase zu erfassen. Die Messung erfolgt amperometrisch. An der Kathode erfolgt die Umsetzung von N_2O unter Verbrauch eines Elektrolyten, wobei der verursachte Stromverbrauch linear zum N_2O -Partialdruck und der N_2O -Konzentration berechnet wird. Abbildung 11 zeigt den Sensor und die dazugehörige Monometerkonsole. Nach Angaben des Herstellers besteht in einem Bereich von 0 bis 2,5% Vol N_2O ein linearer Zusammenhang zwischen dem Signal des N_2O -Mikrosensors und dem N_2O -Partialdruck. Der Sensor weist eine Bestimmungsgrenze von 0,1 μM auf (4,4 $\mu g N_2O/L$).



Abbildung 11: N_2O -Mikrosensor (rechts) und Monometerkonsole (links) (Parravicini et al. 2015)

Da der Sensor empfindlich gegenüber Turbulenzen ist, wurde um eine gleichmäßige Anströmung zu gewährleisten während der Untersuchungen eine konstante Schlammmenge von 300 ml/h aus dem Reaktor gepumpt und die Messung in einem separaten Behälter mit einem Volumen ca. 5 ml durchgeführt. Vor dem Einsatz des N_2O -Sensors erfolgte dessen Überprüfung mit einer 5 Punkt-Kalibration und definierten N_2O -Standardlösungen. Dafür wurde der N_2O -Sensor in eine dicht verschlossene Glasflasche eingebracht, die 1 L deionisiertes Wasser beinhaltete. In einer Glaseprouvette wurde eine N_2O gesättigten Stammlösung hergestellt, indem ca. 10 mL deionisiertes Wasser für 4 Minuten mit einem 100%em N_2O -Prüfgas belüftet wurden. Aus dieser Stammlösung wurden mit einer Pipette definierte Mengen entnommen und unterschiedliche Kalibrationskonzentrationen in der Kalibrationsflasche eingestellt. Die Mischung des Inhaltes der Kalibrationsflasche erfolgte mit Hilfe eines Magnetrührers.

Abbildung 12 zeigt Beispiele für Kalibrationskurven im Deionat für unterschiedliche Versuchstage. Für den Einsatz des N_2O -Mikrosensors ist bekannt, dass die Temperatur einen großen Einfluss auf die Messung besitzt. Da die Kalibration und Messung im selben Labor bei gleichen Temperaturen stattfand, kann dieser Einfluss jedoch vernachlässigt werden. Die Berücksichtigung eines Temperaturkoeffizienten wird erforderlich, wenn Temperaturunterschiede zwischen dem Kalibrations- und Messmedium vorliegen.

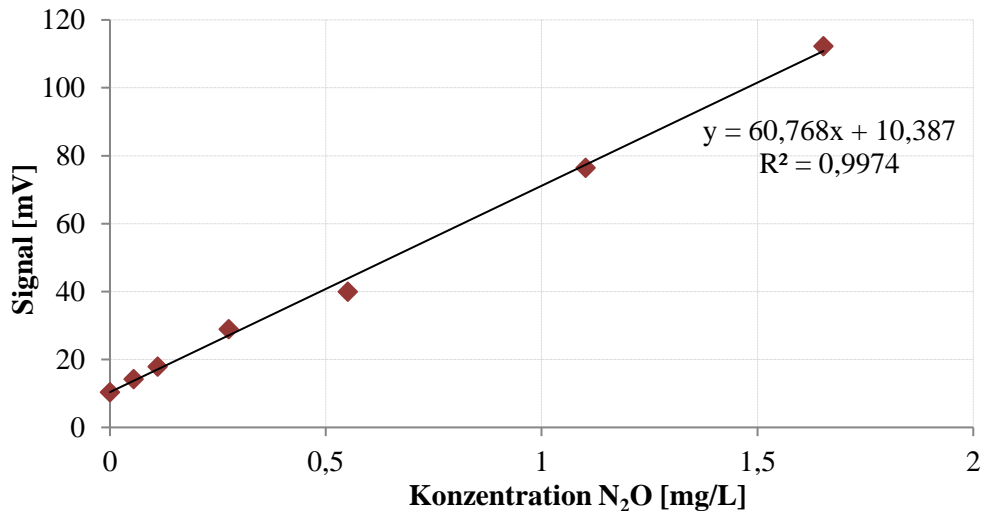


Abbildung 12: Kalibration des N₂O-Sensors vor der Messung (Versuchsphase 3, Versuchstag 157)

3.5 EPS-EXTRAKTION

3.5.1 METHODEN UND GRENZEN DER EPS-EXTRAKTION

Das Vorgehen während der EPS-Extraktion und die chemische Analyse haben großen Einfluss auf den ermittelten EPS-Gehalt und dessen Zusammensetzung. Bei der Extraktion gilt es, eine größtmögliche Auflösung der EPS zu erreichen, ohne die Bakterienzellwände zu zerstören (Lyse). Eine Lyse der Bakterienzellen kann ein verfälschtes Ergebnis der EPS durch Beimischungen von Zellinhalt verursachen. Die Stabilisierung der Zellwände ist daher erforderlich, um Verfälschungen durch den Zellinhalt der Bakterien auszuschließen. Das Extraktionsverfahren gestaltet sich komplex und anspruchsvoll. Obwohl zahlreiche Extraktionsverfahren mit der Verwendung verschiedener Chemikalien wie bspw. EDTA, Formamid, Formaldehyd und NaOH in der Literatur beschrieben werden (Liu & Fang 2002; Wang *et al.* 2005; Adav & Lee 2008b; Pan *et al.* 2010), gibt es bis jetzt kein einheitliches Verfahren für die EPS-Extraktion. Im Nachfolgenden werden unterschiedliche Vorgehensweisen für die EPS-Extraktion erläutert.

Extraktionsverfahren können in physikalische und chemische Verfahren klassifiziert werden. Weiters sind Kombinationen von physikalischen und chemischen Methoden möglich. Physikalische Extraktionsverfahren nutzen äußere Kräfte, wie bspw. Ultraschall, Zentrifugation oder Hitze um die EPS von den Zellen zu lösen. Chemische Extraktionsverfahren beruhen auf der Zugabe von Chemikalien, die die Bindung zwischen den EPS und den Zellen beeinflusst und zur Auflösung der EPS führt. Erfahrungsgemäß ist die Effizienz physikalischer Extraktionsverfahren niedriger als die der chemischen Verfahren. Jedoch verursacht die Anwendung von Chemikalien, entweder während der Extraktion selbst oder in der nachfolgenden EPS-Analyse, häufig Probleme. Die alkalische Behandlung kann die Zelllyse sowie die Hydrolyse von Makromolekülen verursachen.

Liu and Fang (2002) verwendeten für die Stabilisierung der Zellwände Formaldehyd und Formamid. In einem weiteren Schritt erfolgte die Auflösung der EPS durch NaOH, wobei die pH-Erhöhung die Dissoziation der Säuregruppen fördert. Aufgrund der kompakten Schlammstruktur konnte mit dieser Vorgehensweise kein ausreichender Aufschluss der granulierten Biomasse erreicht werden. Ein oft verwendetes Verfahren für die EPS-Extraktion, das sich auch für aerob granuliertem Schlamm als geeignet erwiesen hat, findet sich in Adav and Lee (2008b). Dieses Verfahren umfasst eine Ultraschall-Vorbehandlung mit anschließender Verwendung von Formamid, um die Zellwände zu stabilisieren sowie der Zugabe von NaOH, um

Huminsäuren zu lösen. In einem abschließenden Schritt wird die EPS durch Zentrifugation und Filtration (0,2 µm) abgetrennt und steht für weitere Untersuchungen zur Verfügung.

Für weitere Untersuchungen zur Zusammensetzung der extrahierten EPS hat sich in Studien verschiedener Autoren die dreidimensionalen EEM-Fluoreszenzspektroskopie als geeignet erwiesen (ADAV und Lee, 2008; Pan et al, 2003; Pan et al 2010; Sheng und Yu, 2006; Wei et al, 2015). EPS enthalten große Mengen an aromatischen Strukturen und ungesättigten Fettsäuren mit verschiedenen Arten von funktionellen Gruppen, die Fluoreszenzeigenschaften aufweisen. Proteine und Huminstoffe sind die wichtigsten Gruppen, die durch Fluoreszenzspektroskopie betrachtet werden können, während die Signale von Kohlenhydraten niedrig sind. Die Fluoreszenz wird mit bestimmter Emissionswellenlänge stets im Winkel von 90° gemessen. Die Anregungsstrahlung soll dabei nicht miterfasst werden. Um Reste des Anregungslichtes (Streulicht) auszublenden, wird dem Fluorimeter üblicherweise ein Emissionsmonochromator vorgeschaltet. Adav and Lee (2008a) verwendeten ebenfalls das Verfahren der Floreszenzspektrometrie zur Charakterisierung der in der EPS enthaltenen Stoffgruppen. Dabei wurden drei Peaks festgestellt, deren Klassifizierung nach Veröffentlichungen von Sheng and Yu (2006) erfolgte. Der erste Peak bei einer Wellenlänge von Extinktion/Emission (Ex/Em) 220- 230 nm/340- 350 nm entspricht dem Bereich der aromatischen Proteine. Ein zweiter Peak wurde bei einer Wellenlänge von Ex/Em 270- 280 nm/340- 350 nm festgestellt und zeigt die Anwesenheit löslicher mikrobiologischer Nebenprodukte. Huminsäuren traten bei einer Wellenlänge von Ex/Em 330- 340 nm/420- 430 nm in Erscheinung. Mit dem Verfahren ist eine Abschätzung von Konzentrationen sowie die Abbildung von Verteilungen verschiedener Stoffgruppen möglich. Jedoch erlaubt das Fluoreszenzspektrum lediglich Abschätzungen zwischen dem Gehalt einer spezifischen Stoffgruppe und dem verursachten Peak in der Matrix. Die Methode bietet keine quantitativen Aussagen über enthaltene Stoffkonzentrationen.

3.5.2 GEWÄHLTE METHODE ZUR EPS-EXTRAKTION

Die von den Bakterien produzierte EPS wurde nach einem Verfahren von Adav and Lee (2008b) extrahiert. Abbildung 13 zeigt den Ablauf der einzelnen Teilschritte für die gewählte EPS-Extraktion. Hierfür wurde Schlamm vor der Untersuchung dreimal mit destilliertem Wasser gewaschen. Für jede Probe wurde eine Dreifach-Bestimmung angewendet. Das Probenvolumen betrug 10 ml. Für einen ausreichenden Aufschluss der Schlammstruktur wurden die Proben in einem Ultraschallbad vorbehandelt. Anschließend wurde 0,06 ml Formaldehyd (36,5%) dosiert und für eine Stunde einwirken lassen. Die Proben wurden während der Einwirkzeiten bei 4 °C gelagert. Nach der Einwirkzeit wurden 4 ml NaOH (1n) zugegeben. Nach 3 Stunden Einwirkzeit wurden die Proben zentrifugiert (10 min bei 10.000 g) und die überstehende Matrix durch einen Filter (0,2 µm) abgetrennt. Das abgetrennte Filtrat enthält die gelösten Bestandteile der EPS und wurde für weitere Untersuchungen zur Zusammensetzung verwendet.

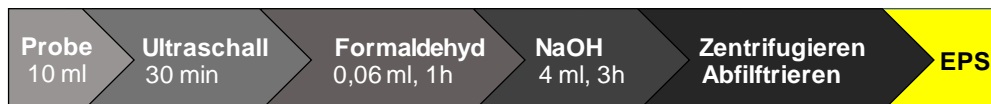


Abbildung 13: Vorgehensweise der EPS-Extraktion

Das Fluoreszenzspektrum der extrahierten Matrix (EM/EX) wurde über ein Aqualog Fluoreszenz-Absorptionsspektrometer der Fa. HORIBA ermittelt (Abbildung 14). Die Messung der Fluoreszenz-Matrix ermöglicht Aussagen zur quantitativen Verteilung von Stoffgruppen. Das Spektrometer erfasst hier gleichzeitig die Absorptions- und Fluoreszenzspektren der Anregungs-Emissions-Matrix (EEM). Im Falle der untersuchten Proben lag der Schwerpunkt auf der Beurteilung des Proteinanteils. Proteine können in einem Bereich von EM/EX 280/340 nm erfasst werden.

MATERIAL UND METHODEN

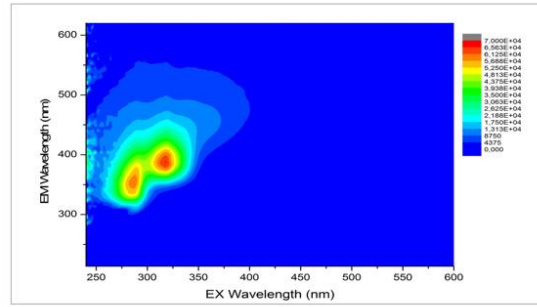
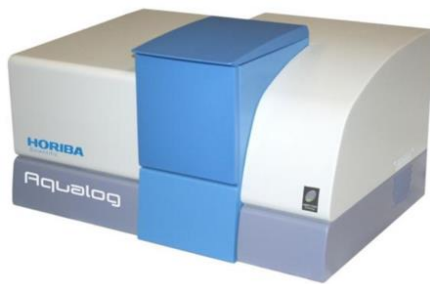


Abbildung 14: Aqualog Fluoreszenz-Absorptionsspektrometer (Fa. HORIBA), Beispiel für ein Fluoreszenz Absorptionsspektrum

4 SBR-VERSUCHSBETRIEB

4.1 ÜBERSICHT DER VERSUCHSPHASEN

Die Untersuchungen zum Betrieb von SBR mit aerob granuliertem Schlamm unterteilen sich in 4 Versuchsphasen. Im Folgenden werden die wesentlichen Ziele sowie Betriebsbedingungen der jeweiligen Versuchsphase zusammengefasst.

VERSUCHSPHASE 1

- Dauer und Verlauf der Granulierung, Beurteilung der Schlammstruktur und Zusammensetzung der Biomasse bei der Verwendung von kommunalem Abwasser
- Erfahrungswerte zu ISV und Absetzverhalten bei realistischen (praxistauglichen) Betriebsbedingungen
- Bewertung der Reinigungsleistung für die Parameter CSB, $\text{NH}_4\text{-N}$, Ges.N., Ges.P.
- Verlauf der Nährstoffkonzentration über einen Reinigungszyklus
- Zykluszeit 3 h, 60 min anaerobe Beschickung mit kommunalem Abwasser
- $v_{s,\text{min}}$ 1,4 bis 8,6 m/h, Belastung: 0,35 gCSB/(gTS·d), alternierende Belüftungsregelung

VERSUCHSPHASE 2

- Dauer und Verlauf der Granulierung, Beurteilung der Schlammstruktur und Zusammensetzung der Biomasse bei Verwendung von synthetischem Abwasser
- Beurteilung des Einflusses partikulärer Stoffe im Zulauf
- Bewertung der Reinigungsleistung für CSB, $\text{NH}_4\text{-N}$, Ges.N., Ges.P.
- Zykluszeit 4 h, 90 min anaerobe Beschickung mit synthetischem Abwasser
- $v_{s,\text{min}}$ 1,4 bis 6,6 m/h, Belastung: 0,32 gCSB/(gTS·d), Belüftungsgrenzen bei 1,8 mg und 2,2 mg/L

VERSUCHSPHASE 3

- Einfluss der Absetzzeit auf die Schwebstoffkonzentrationen im Ablauf, sowie auf den ISV bei 60 und 90 min anaerobe Beschickungsdauer
- Auswirkungen der Dauer der anaeroben Beschickung auf den ISV, die Schwebstoffe und die Reinigungsleistung bei unterschiedlichen Absetzzeiten von 2 bis 10 min
- Bewertung der Reinigungsleistung für die Parameter CSB, $\text{NH}_4\text{-N}$, Ges.N., Ges.P.

SBR-VERSUCHSBETRIEB

- Zykluszeit 4 h, Beschickung mit kommunalem und synthetischem Abwasser
- $v_{s,\min}$ 0,4 bis 7,0 m/h, Belastung: 0,34 gCSB/(gTS·d), Belüftungsgrenzen bei 1,8 mg und 2,2 mg/L

VERSUCHSPHASE 4

- Parallelbetrieb von zwei SBR-Anlagen
- Einfluss der Austauschverhältnisse und $v_{s,\min}$ auf das Absetzverhalten
- Bewertung der Reinigungsleistung für die Parameter CSB, NH₄-N, Ges.N., Ges.P.
- Zykluszeit 4 h bei 90 min anaerobe Beschickung mit kommunalem Abwasser
- Vergleich der Stickstoffentfernung und Ges.P-Entfernung zwischen einer durchgehend aeroben Belüftungsphase (2 mgO₂/L) und einer alternierenden Belüftungsregelung

4.2 VERSUCHSPHASE 1

4.2.1 VERSUCHSBESCHREIBUNG

Die Versuchsphase 1 umfasste einen Zeitraum von 243 Tagen. Der SBR wurde zu Versuchsbeginn mit Belebtschlamm einer kommunalen Kläranlage befüllt. Der Zyklus wurde zu Beginn entsprechend Erfahrungswerten aus der Literatur unterteilt. Die Zyklusdauer umfasste 3 Stunden mit einer anaeroben Beschickungsphase für die Dauer von 60 min. Die belüftete Phase umfasste je nach Dauer der gewählten Absetzzeit 110 bis 114 min. Die Absetzzeit lag zwischen 1 und 5 min. Die Dauer des Klarwasserabzuges umfasste während der gesamten Versuchsphase 5 min. Das Austauschverhältnis lag im Durchschnitt bei 34%, die mittlere hydraulische Aufenthaltszeit im Reaktor betrug ca. 8,9 Stunden.

Für die Beschickung wurde kommunales Abwasser aus dem Ablauf der Vorklärung einer kommunalen Kläranlage verwendet. Tabelle 4 zeigt die Beschaffenheit des verwendeten Abwassers. Das Abwasser zeigte im Mittel ein N/CSB-Verhältnis von 0,115 sowie ein P/CSB-Verhältnis von 0,024. Die Raum- bzw. Schlammbelastung schwankt in Abhängigkeit von der Zulaufkonzentration des verwendeten Abwassers und dem TS-Gehalt im Reaktor. Die Raumbelastung lag im Mittel bei 1,0 gCSB/(L·d), die durchschnittliche Schlammbelastung betrug 0,36 gCSB/(gTS·d).

TABELLE 4: MEDIAN, MITTEL-, MINIMUM- UND MAXIMALWERTE RELEVANTER PARAMETER DES VERWENDETEN ABWASSERS WÄHREND DER VERSUCHSPHASE 1

	CSB [mg/L]	PO₄-P [mg/L]	NH₄-N [mg/L]	Ges.P. [mg/L]	Ges.N. [mg/L]
Mittelwert	388	6,3	32,7	9,4	44,7
Median	398	6,6	34,0	9,4	45,5
Minimum	60	1,5	5,1	2,5	9,2
Maximum	896	13,5	54,4	21,9	85,8

Sturm und Irvine (2008) argumentierten, dass hohe Belüftungsintensitäten zu vermehrten Partikelkollisionen führen und somit die Bildung dichter Schlammstrukturen begünstigt wird. Eine hohe Scherbeanspruchung wirkt sich demnach, vor allem während der Inbetriebnahme, vorteilhaft auf die Bildung kompakter Schlammstrukturen aus. Aufgrund dieser Annahme wurde die aerobe Phase zu Beginn der Versuchsphase 1 durchgehend belüftet. Zum Ende der belüfteten Phase stellten sich somit O₂-Konzentrationen in einem Bereich von 4 bis 6 mg/L ein. Aufgrund der hohen O₂-Konzentrationen konnte in den ersten Wochen (bis Versuchstag 53) lediglich eine Ges.N.-Entfernung von ca. 43% erreicht werden. Ab Versuchstag 53 wurde daher von einer durchgehenden auf eine alternierende Belüftung umgestellt, mit dem Ziel das anoxische Volumen im Reaktor zu erhöhen und mehr Stickstoff zu entfernen. Die belüftete Phase unterteilte sich in 15 min durchgängiges Belüften zu Beginn der aeroben Phase und einem anschließenden alternierenden Belüftungsintervall (5 min an/5 min Pause). Abbildung 15 zeigt einen typischen Verlauf der O₂-Konzentration im SBR an Versuchstag 72.

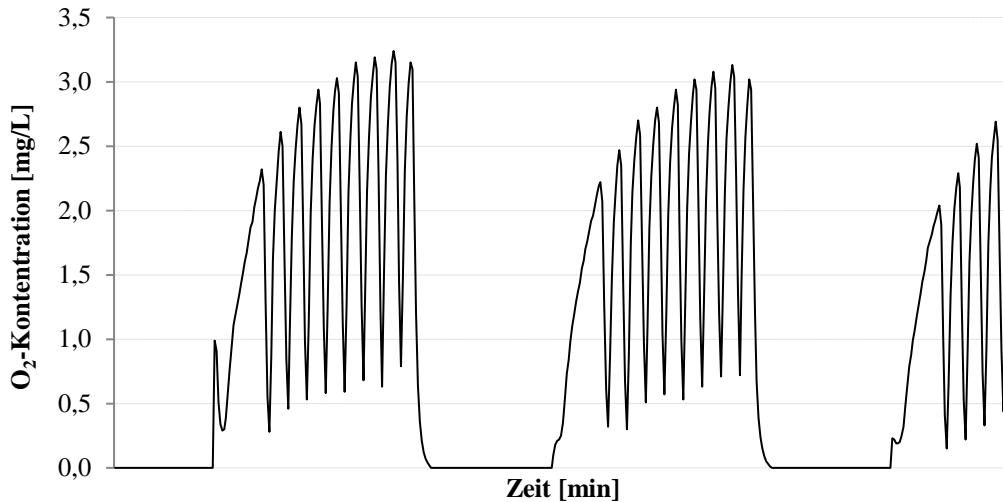
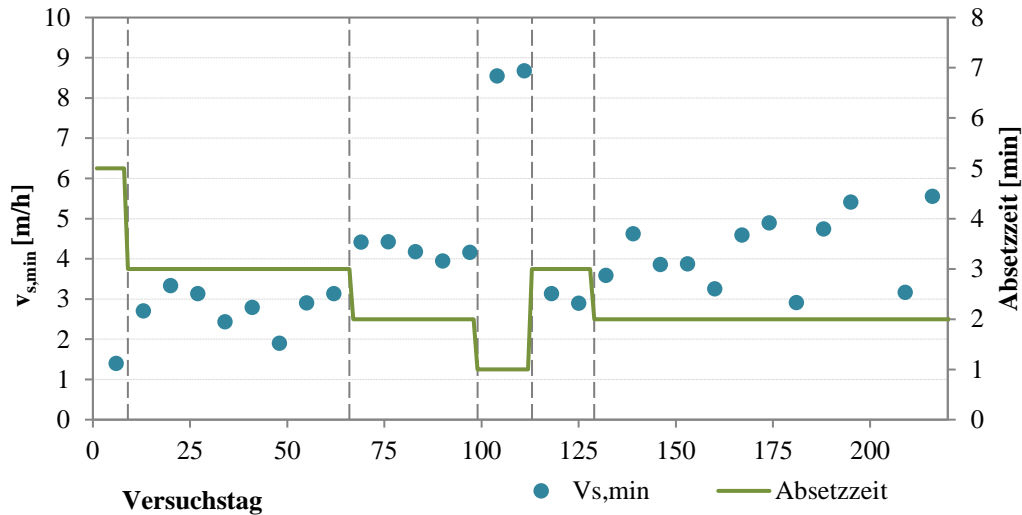
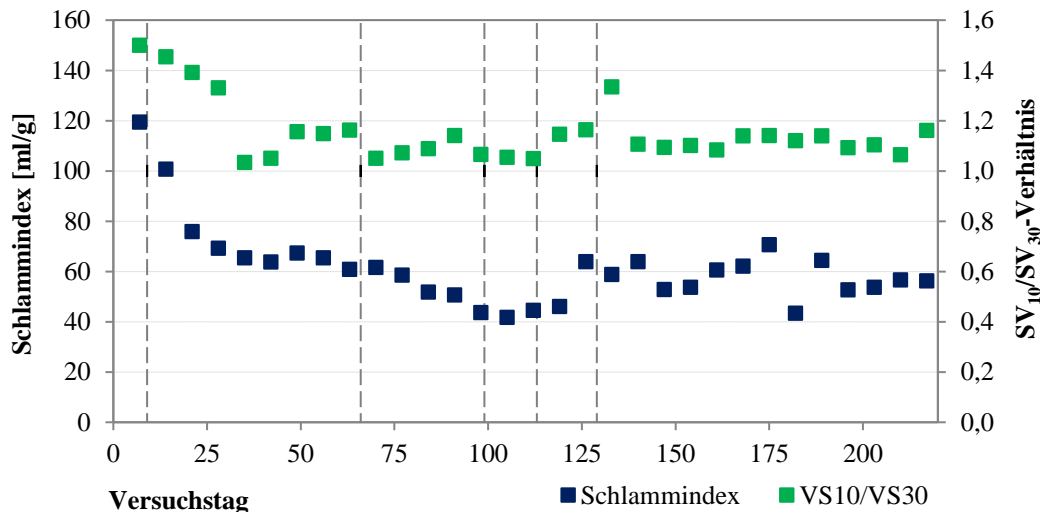


Abbildung 15: Beispiel für den Verlauf der O_2 -Konzentration im SBR an Versuchstag 72

4.2.2 SCHLAMMSTRUKTUR UND ABSETZVERHALTEN

Abbildung 17 zeigt den Verlauf des ISV sowie das SV_{10}/SV_{30} -Verhältnis während der Versuchsphase 1. Der Impfschlamm wies einen ISV von ca. 110 ml/g auf. Während der Inbetriebnahme wurde schrittweise die Absetzzeit reduziert und dadurch die minimale Absetzgeschwindigkeit ($v_{s,min}$) des Schlammes erhöht (Abbildung 16). Mit den kurzen Absetzzeiten wurde gezielt langsam sedimentierbare Biomasse ausgewaschen und die Bildung der Granula gefördert. Eine Absetzzeit von 3 min (Versuchstag 9 bis 65) entsprach dabei einem $v_{s,min}$ von 2,7 m/h. Innerhalb von 34 Tagen konnte so der ISV auf 65 ml/g gesenkt werden. Erst eine weitere Verkürzung der Absetzzeit auf 2 min (Versuchstag 66) und ein $v_{s,min}$ von ca. 4,2 m/h ergaben eine weitere Senkung des ISV auf 44 ml/g (Versuchstag 92). An Versuchstag 99 wurde die Absetzzeit auf 1 min gesenkt ($v_{s,min}$ 8,5 m/h). Dies führte zu einem starken Austrag von flockiger Biomasse, sodass der ISV für die nächsten 14 Tage bei durchschnittlich 43 ml/g gehalten werden konnte. Das SV_{10}/SV_{30} -Verhältnis lag im gleichen Zeitraum bei 1,05. Unter diesen Bedingungen wurde eine starke Abnahme im TS-Gehalt verzeichnet. Um diesem starkem Verlust von Biomasse entgegenzusteuern, wurde die Absetzzeit daher wieder auf 3 min erhöht und für den weiteren Versuchsbetrieb bei 2 bis 3 min gehalten. Dies entsprach einem mittleren $v_{s,min}$ von 4,2 m/h. Mit diesen Einstellungen ergab sich von Versuchstag 120 bis 225 ein mittlerer ISV von 64 ml/g. Auffällig ist, dass obwohl die angewendete minimale Absetzgeschwindigkeit für die Zeiträume von Versuchstag 66 bis 98 sowie von Versuchstag 129 bis 220 mit ca. 4,2 m/h gleich war, im ersten Zeitraum ein niedrigerer Schlammindeks erreicht wurde als im darauffolgenden Betrieb. Der in der Versuchsphase 1 ermittelte Schlammindeks lag zwischen 40 ml/g und 80 ml/g. Erfahrungswerte zum Schlammindeks von aerob granulierten Schlämmen in Studien mit kommunalem Abwasser liegen im Bereich von 45 ml/g bis 59 ml/g (Pronk et al. (2015), De Kreuk et al. (2010), Wagner et al. (2014)). Der in der vorliegenden Untersuchung gemessene Schlammindeks liegt somit im Bereich der Literaturangaben für aerob granulierten Schlamm.

Abbildung 16: Verlauf von $v_{s,min}$ und Absetzzeit während der Versuchsphase IAbbildung 17: Verlauf des ISV und der SV_{10}/SV_{30} -Verhältnisse während der Versuchsphase I

Die Biomasse wurde wöchentlich unter dem Mikroskop betrachtet und die optische Erscheinung des Schlammes sowie das Auftreten markanter Organismen beurteilt. Abbildung 18 zeigt ausgewählte Mikroskopaufnahmen des Schlammes über den Versuchszeitraum. Der zu Versuchsbeginn verwendete Belebtschlamm wies eine unregelmäßige, lose Struktur mit einzelnen Fäden an der Oberfläche der Flocken auf. Nach ca. 3 Wochen waren bereits deutlich kompaktere Schlammstrukturen und eine Verdichtung der Biomasse zu erkennen. Das mikroskopische Bild zeigte eine durchgehend hohe Artenvielfalt an Ciliaten (festsitzend, freischwimmend und kriechend). Diese Ciliaten (*Vorticella* spp., *Epistylis* spp.) sind für die Entfernung von partikulären Abwasserinhaltsstoffen von Bedeutung. Das erhöhte Auftreten festsitzender Ciliaten (Abbildung 18, Mitte, rechts), vor allem an der Oberfläche der granulierten Biomasse, ist charakteristisch für eine gute Sauerstoffversorgung und ein hohes Schlammalter. Zum Ende der Versuchsphase I wurde ein erhöhtes Auftreten von Nematoden, die ebenso für ein hohes Schlammalter charakteristisch sind, beobachtet. Weiters konnte ein hohes Aufkommen an Zoogloea spp. festgestellt werden. Die Struktur der Biomasse war ständigen Änderungen unterlegen. Die fransigen, sternförmigen Auswüchse an der Oberfläche des Schlammes (Abbildung 18, Mitte, links) entstanden vermutlich in Folge einer kurzfristig hohen Schlammbelastung (0,82 gCSB/(gTS·d)) an Versuchstag 38. Durch die erhöhte Schlammbelastung wird bei der Verwendung von kommunalem Abwasser auch verstärkt partikuläres Substrat zugeführt. Dabei kann

nicht das gesamte partikuläre Material während der anaeroben Phase hydrolysiert und aufgenommen werden. Ein Teil dieses partikulären CSB wird zunächst lediglich an die Oberfläche der Granula adsorbiert und erst in der aeroben Phase hydrolysiert. Durch diese stellenweise, oberflächliche Anlagerung von Substrat an die Granula wird der regelmäßige Zuwachs gestört und fördert eine sternförmige Erscheinung der Biomasse. Diese unregelmäßige Form wurde von Pronk *et al.* (2015a) und de Kreuk *et al.* (2010) bei der Reinigung von kommunalem Abwasser mit partikulären Verbindungen beschrieben. Ein weiterer negativer Effekt ist, dass unter Scherbeanspruchung diese Auswüchse abbrechen und dadurch erhöhte Schwebstoffkonzentration im Ablauf verursachen können.

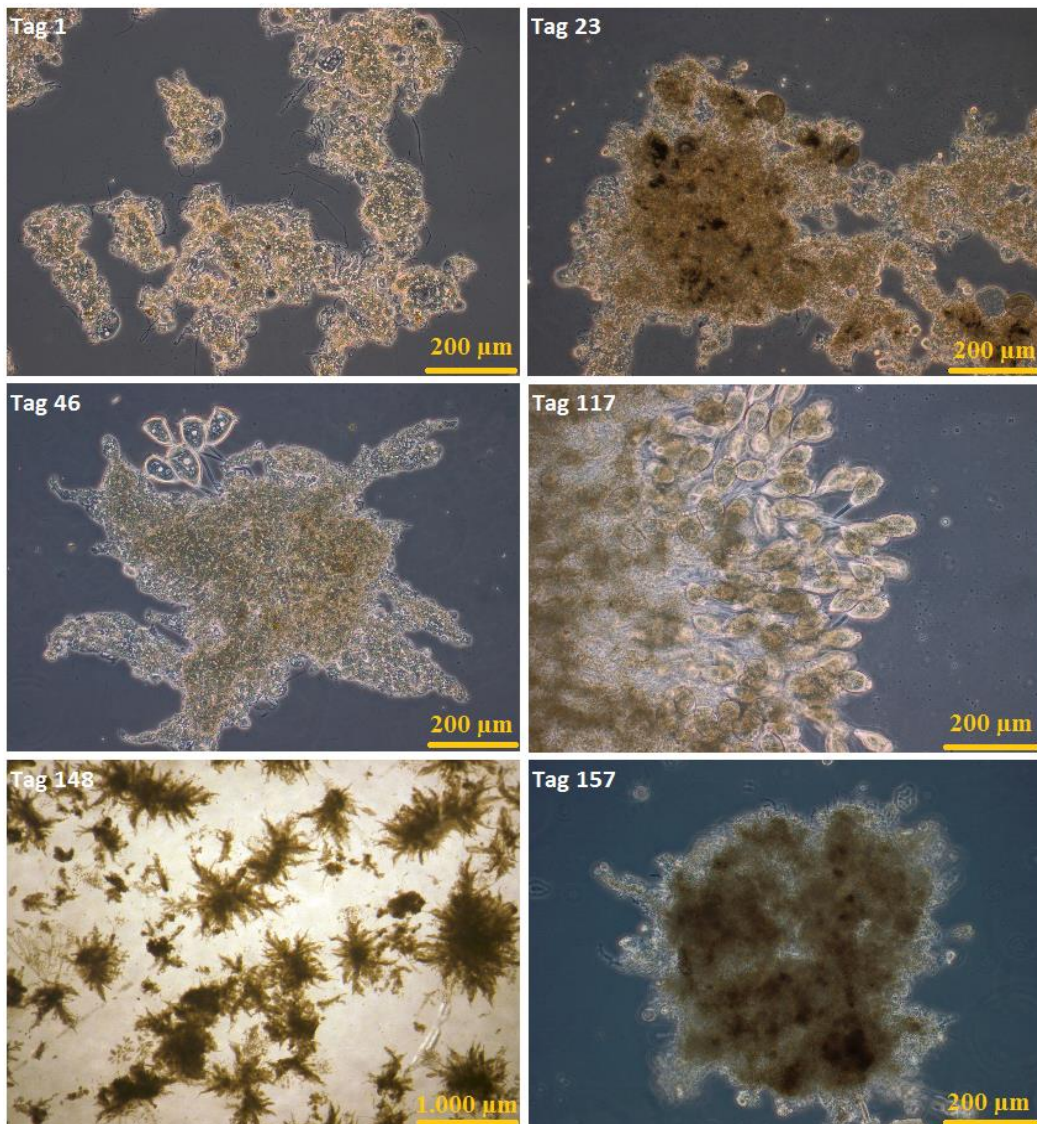


Abbildung 18: Mikroskopische Aufnahmen der aerob granulierten Biomasse während der Versuchsphase 1

Thwaites (2017) untersuchte das Auftreten fadenförmiger Organismen in aerob granuliertem und flockigem Schlämmen, die mit demselben Abwasser beschickt wurden (mikroskopische Auszählung der Platten verteilt über ein Jahr). Abbildung 19 zeigt die Verteilung von fadenförmigen Organismen in einem flockigem sowie einem granuliertem Schlamm. Hierbei konnten generell weniger Fäden in aerob granuliertem als im flockigem Schlamm beobachtet werden. Während im flockigem Schlamm ein mittleres Auftreten von *Nostocoida limicola*, Typ 021N und Typ 1851 beobachtet wurde, konnten diese Organismen nur gelegentlich in aerob granuliertem Schlamm nachgewiesen werden. Die mikroskopischen Aufnahmen der Versuchsphase 1 zeigen ebenso ein sehr geringes Auftreten von Fäden. Die anaerobe Beschickung zu Beginn eines Zyklus wirkt als Selektor und gegen die Entwicklung von fadenförmigen Organismen.

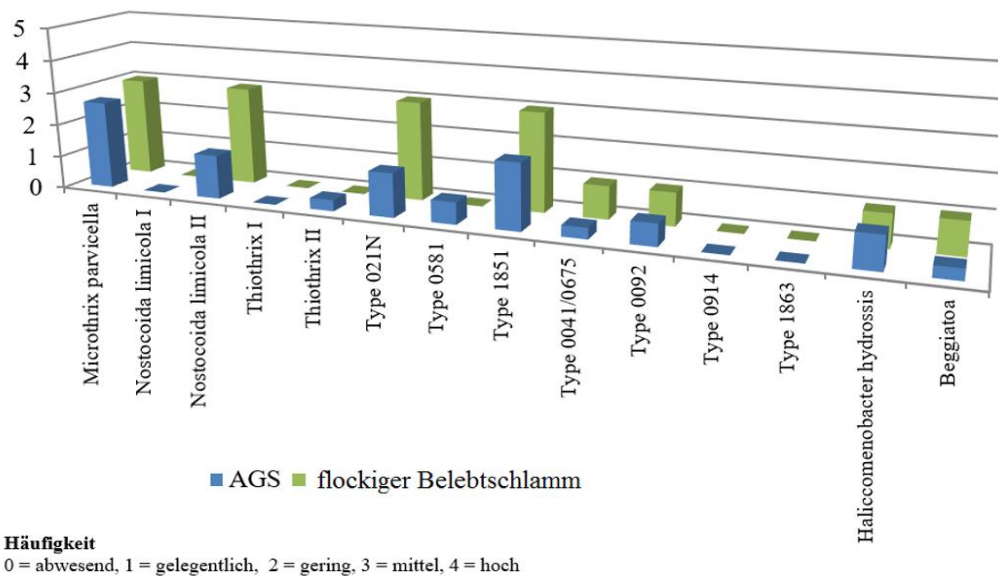


Abbildung 19: Häufigkeiten relevanter fadenförmiger Organismen in aerob granuliertem Schlamm und flockigem Schlamm (Thwaites, 2017)

Thwaites (2017) untersuchte zusätzlich das Auftreten höherer Organismen in aerob granuliertem sowie flockigem Schlamm (Abbildung 20). Die Auszählungen ergaben, dass im granulierten Schlamm das Auftreten von festsitzenden Ciliaten und Rotaria deutlich stärker ausgeprägt war, als im flockigen Schlamm. Im Gegensatz dazu wurden Flagellaten deutlich weniger beobachtet. Diese Beobachtung konnte auch in den Untersuchungen der ersten Versuchsphase bestätigt werden. Es ergibt sich, dass mit Einsetzen der Granulierung weniger Schwebstoffe aus dem Zulauf in die Flocken aufgenommen werden und somit die Konzentration an abfiltrierbaren Stoffen steigt. Auch in dieser Studie wurden eine zum Teil massenhafte Entwicklung von Glocken- und Rädertierchen beobachtet (Abbildung 20, rechts). Erhöhte Schwebstoffkonzentrationen und ein höheres Schlammalter der aerob granulierten Biomasse fördern das Wachstum verschiedener Gruppen von Ciliaten. Li *et al.* (2013) untersuchten das Auftreten von Glocken- und Rädertierchen in aerob granulierter Biomasse, die mit kommunalem Abwasser beschickt wurde und beobachteten eine wechselnde Abfolge in der Besiedlung der Granula mit Glockentierchen, deren massives Wachstum, sowie der Rückgang dieser Organismen mit einem gleichzeitig erhöhtem Auftreten von Rotaria. Moussa *et al.* (2005) berichten, dass Rotaria eine längere Verdopplungszeit als Vorticella aufweisen (6-45 Tagen) und somit ein höheres Schlammalter benötigen, um sich durchsetzen zu können. Rotaria können daher ein Auftreten von Glockentierchen durch die Reduktion des Substratangebotes reduzieren.

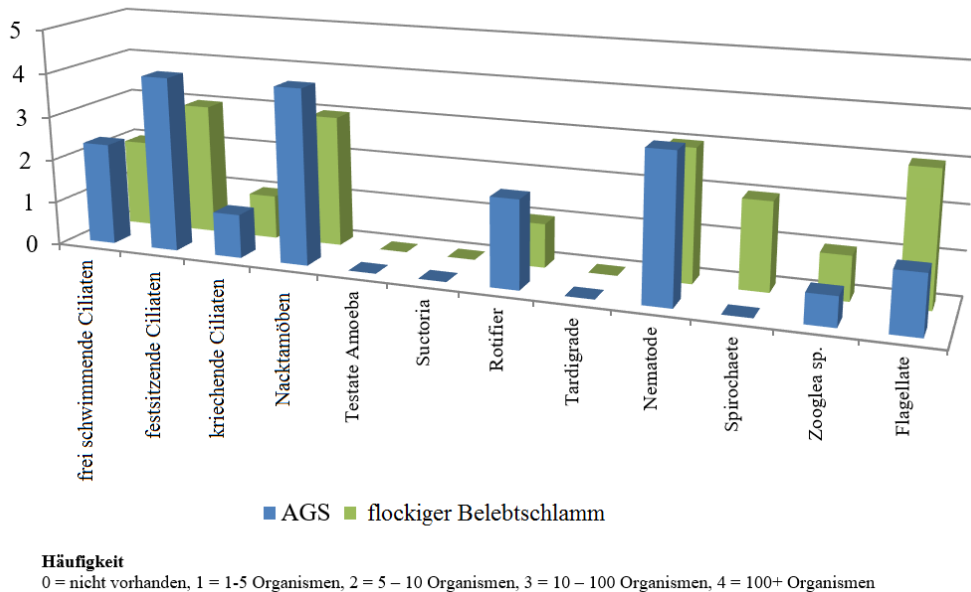


Abbildung 20: Häufigkeiten höherer Organismen in aerob granuliertem Schlamm und flockigem Schlamm (Thwaites, 2017)

Bisher ist der Einfluss von festsitzenden Ciliaten auf das Absetzverhalten der aerob granulierten Biomasse nicht gänzlich geklärt. Während der Versuchsphase 1 wurde die Absetzgeschwindigkeit der Biomasse untersucht. Hierzu wurde eine Schlammprobe entnommen und einzelne Granula unter dem Mikroskop ausgemessen. Anschließend wurden die Granula in einem Standzylinder über eine definierte Höhe sedimentiert und die Absetzgeschwindigkeit errechnet. Granula ohne Bewuchs von Glocken- und Rädertierchen besaßen gegenüber jenen Granula mit Bewuchs eine deutlich höhere Absetzgeschwindigkeit. Untersuchungen zum Absetzverhalten bestätigen die Aussage, dass der Aufwuchs von Ciliaten (u.a. Glockentierchen, Roratia) eine Reduktion der Absetzgeschwindigkeit zur Folge hat. Bei einem Durchmesser von 1,3 mm ergab sich bei einem Granula mit regelmäßiger Oberfläche eine Absetzgeschwindigkeit von 23 m/h. Ein Bewuchs mit Glockentierchen reduzierte die Absetzgeschwindigkeit auf ca. 17 m/h (Abbildung 21).

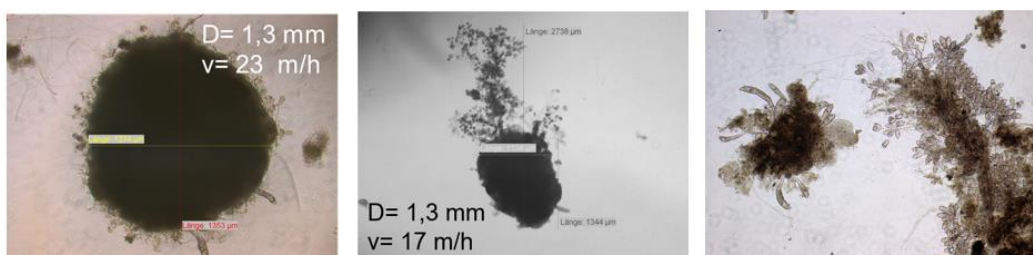


Abbildung 21: Absetzgeschwindigkeit von Granula ohne (links) und mit festsitzenden Ciliaten (Mitte) sowie die massenhafte Entwicklung von Rädertierchen und Glockentierchen (rechts)

4.2.3 PARTIKELGRÖßENVERTEILUNG

Abbildung 22 zeigt die Partikelgrößenverteilungen eines flockigen Vergleichsschlammes und des aerob granulierten Belebtschlammes aus dem SBR. Der granuliertem Schlamm wurde an Versuchstag 186 aus dem Reaktor entnommen und wies zum Zeitpunkt der Entnahme einen ISV von 63 ml/g und ein SV_{10}/SV_{30} -Verhältnis von 1,14 auf. Die Partikelgrößenverteilung zeigt, dass ca. 50% der Biomasse des flockigen Belebtschlammes kleiner als 235 μm waren. Im Vergleich dazu waren ca. 50% der Partikel der granulierten

Schlammprobe größer als 845 μm und lediglich 10% der Biomasse kleiner als 453 μm . Diese Messung veranschaulicht die Unterschiede der Partikelgrößen zwischen flockigem und granuliertem Schlamm. Dennoch lag auch nach längerem Versuchsbetrieb ein hoher Anteil an flockiger Biomasse in der Schlammsuspension des SBR vor. Pronk *et al.* (2015b) als auch Wagner *et al.* (2015) berichten, dass bei der Verwendung aerob granulierten Schlämme für die Reinigung von kommunalem Abwasser mit partikulären Stoffen immer ein Anteil an flockiger Biomasse im System erhalten bleibt. Der flockige Anteil resultiert aus Schwebstoffen des Zulaufs, abgetrennten Partikeln der granulierten Biomasse und aus Biomassenwachstum aus dem zugeführten polymeren Substrat (de Kreuk *et al.* 2010).

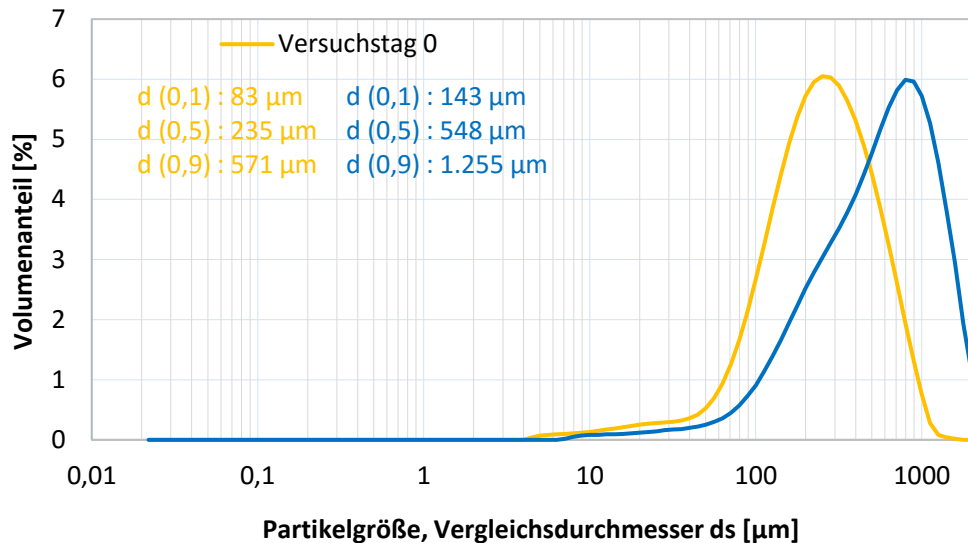


Abbildung 22: Partikelgrößenverteilung eines flockigen und eines aerob granulierten Schlammes (Tag 186)

4.2.4 REINIGUNGSLEISTUNG

Abbildung 23 zeigt einen Reinigungszyklus mit einem typischen Verlauf der Nährstoffkonzentrationen über die Zykluszeit, gemessen an Versuchstag 122. Dargestellt ist die anaerobe Beschickung mit einer anschließenden Belüftungsphase. Die Beschickung erfolgte als plug-flow, von unten durch das Schlammbett des Reaktors. Für die Probenahme während der anaeroben Beschickung wurde der Reaktorinhalt gemischt. In den ersten 20 min der anaeroben Beschickung wurde daher das verbliebene Nitrat aus dem vorangegangenen Zyklus vollständig denitrifiziert. Während der anaeroben Beschickung erhöhte sich die $\text{NH}_4\text{-N}$ -Konzentration durch die Zufuhr von Abwasser auf 11,3 mg/L. Gleichzeitig erhöhte sich die $\text{PO}_4\text{-P}$ -Konzentration durch die Beschickung, als auch durch eine Rücklösung von Phosphat aus dem vorangegangenen Zyklus. Die Phosphatrücklösung betrug 17 mg/L. Das Verhältnis zwischen rückgelöstem Phosphat und aufgenommenem CSB lag somit bei 0,18 mgP/mgCSB. Das maximal mögliche Verhältnis von rückgelöstem Phosphat zu aufgenommenem CSB beträgt 0,4 mgP/mgCSB und ist abhängig von der Konzentration an Phosphat akkumulierenden Organismen (PAO), als auch von der Verfügbarkeit des zugeführten CSB. Mit dem Einsetzen der Belüftung wurden 2,5 bis 3,7 mg $\text{NH}_4\text{-N}/(\text{gTS}\cdot\text{h})$ umgesetzt und 8,0 mg $\text{PO}_4\text{-P}/(\text{gTS}\cdot\text{h})$ aufgenommen.

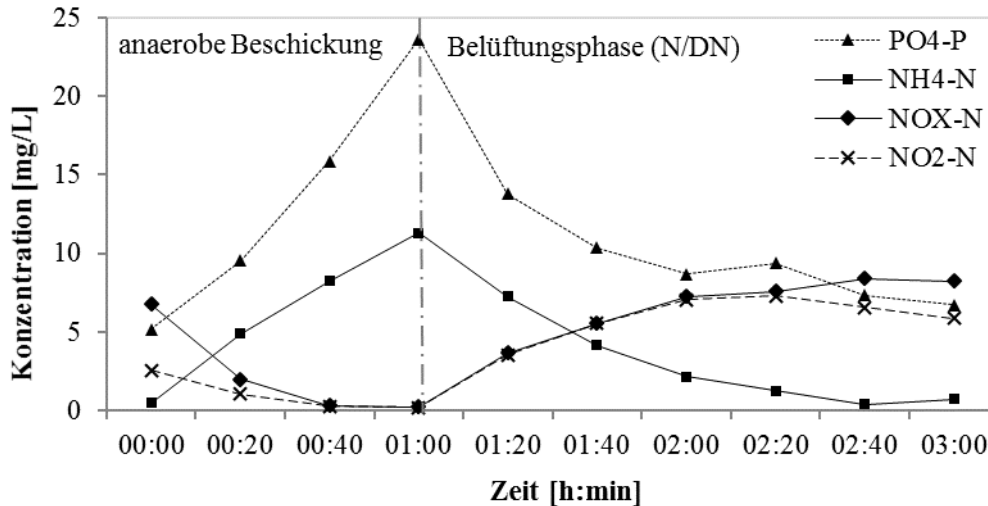


Abbildung 23: Verlauf der Nährstoffkonzentrationen über einen Reinigungszyklus an Versuchstag 122 [N: Nitrifikation, DN: Denitrifikation]

Die CSB-Konzentration im Ablauf des Reaktors lag während der Versuchsphase 1 im Durchschnitt bei 45 mg/L und ergab somit eine CSB-Entfernung von 71,5 bis 98,7%. Die durchschnittliche Entfernung lag bei 88,3%. Die Schwebstoffe im Ablauf wurden als CSB miterfasst. Die CSB-Belastung während der anaeroben Phase betrug im Mittel 46,3 mgCSB/(gTS·h). Abbildung 24 zeigt die erreichten Entfernungen während der Versuchsphase 1 für die Parameter Ges.P., Ges.N. und NH₄-N unter Berücksichtigung der Stickstoffschlammbelastung. Die NH₄-N-Entfernung war erheblichen Schwankungen unterworfen. Beispielsweise konnte eine Abnahme der NH₄-N-Entfernung von 93% auf 69% nach Reduktion der Absetzzeit (von 3 min auf 2 min) an Versuchstag 66 festgestellt werden, obwohl die Stickstoffbelastung nicht wesentlich erhöht wurde. Die Umstellung der Absetzzeit auf 1 min führte zu einer Abnahme im TS-Gehalt und zu einem Einbruch in der NH₄-N-Entfernung, obwohl die Stickstoffbelastung nur geringfügig erhöht wurde. Es wird vermutet, dass die Zunahme der Granulagröße zur Verkleinerung der spezifischen aeroben Oberfläche führt. In diesem Zusammenhang verringert sich das aerobe Volumen für die Nitrifikation. Mit der Erhöhung der Absetzzeit auf 3 min konnte wieder eine fast vollständige Nitrifikation erreicht werden. Eine sehr geringe NH₄-N-Entfernung trat im letzten Drittel des Versuchsbetriebes auf. Die unvollständige Nitrifikation in diesem Zeitraum ist auf eine erhöhte Stickstoff-Schlammbelastung und einen Ausfall der Belüftung zurückzuführen. Die durchschnittliche NH₄-N-Entfernung lag bei 82,6%. Die Nitrifikationsrate betrug 3,3-3,7 mgNH₄-N/(gTS·h). Die Sofortatmung lag zwischen 24 und 36 mgO₂/h. Der pH-Wert im Reaktor lag im Durchschnitt bei 7,56.

Durch die zeitliche Steuerung der Belüftungsintervalle war es nicht möglich einen konstanten Sauerstoffbereich vorzugeben. In Abhängigkeit von der Zulaufkraft ergaben sich aufgrund einer geringeren Zehrung zum Ende der belüfteten Phase erhöhte O₂-Konzentrationen. Die Ges.N.-Entfernung hängt neben der Schlammbelastung auch von der O₂-Konzentration ab, wobei der Durchmesser der Granula und die O₂-Konzentration im Medium die Verteilung von aeroben und anoxischen Zonen bestimmt. Eine Zunahme der Ges.N.-Entfernung konnte bis zum Versuchstag 100 beobachtet werden. Diese Beobachtung steht im Zusammenhang mit einer insgesamt Vergrößerung der Schlammstrukturen. Dadurch bilden sich anoxische Zonen innerhalb der Granula, die eine simultane Stickstoffentfernung, d. h. Nitrifikation mit gleichzeitiger Denitrifikation ermöglichen. Die Stickstoffentfernung erreichte nur zwischen den Versuchstagen 132 und 147 einen Werte von über 70%. Im letzten Drittel von Versuchsphase 1 wurde deutlich, dass die Stickstoffentfernung aufgrund der unvollständigen Nitrifikation begrenzt war. Die biologische Ges.P.-Entfernung nahm bis zum Tag 100 zu und korreliert daher mit der Ges.N.-Entfernung. Es kann angenommen werden, dass eine unzureichende Stickstoffentfernung und erhöhte NO_x-N-Konzentrationen zu Beginn eines neuen Reinigungszyklus, den Prozess der biologischen Phosphatentfernung stark beeinträchtigten. In die-

sem Zusammenhang ist eine verringerte biologische Phosphatentfernung erklärbar. Die biologische Phosphatentfernung erreichte im Mittel 56% ($\pm 15\%$). Für eine gute biologische Phosphatentfernung muss eine weitergehende Stickstoffentfernung angestrebt werden.

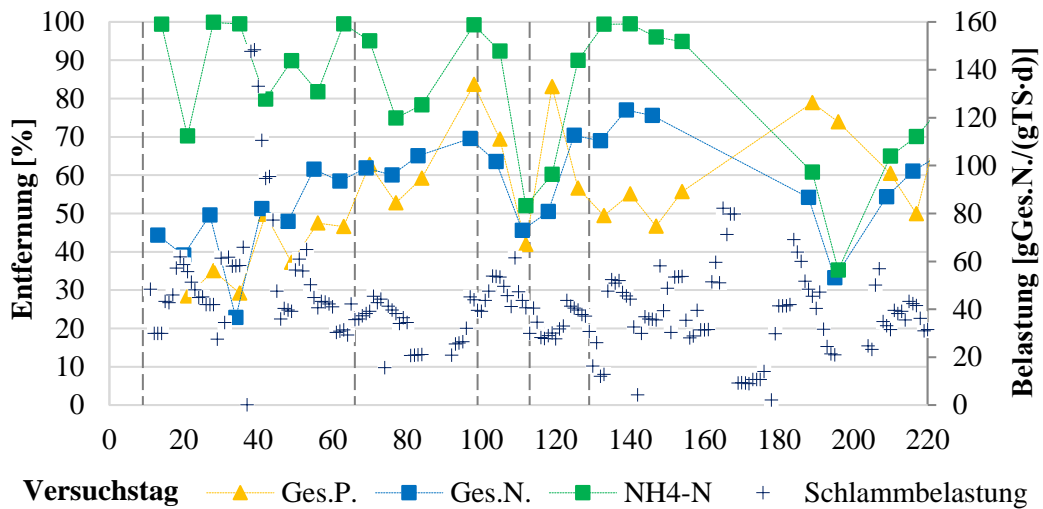


Abbildung 24: Verlauf der $\text{NH}_4\text{-N}$ -, Ges.N.- und Ges.P.-Entfernung sowie Ges.N.-Schlammbelastung während der Versuchsphase 1

4.2.5 ZUSAMMENFASSUNG DER VERSUCHSERGEBNISSE

Mit den in Versuchsphase 1 angewendeten Betriebseinstellungen (3 Stunden Zykluszeit, 60 min anaerobe Beschickung) konnte innerhalb von ca. 3 Wochen eine Granulierung erreicht werden. Dies zeigte sich, neben einer Veränderung in der Schlammstruktur, in einer Abnahme des ISV von ca. 120 auf 44 ml/g. Eine weitere Senkung des ISV konnte mit den angewendeten Betriebseinstellungen nicht erreicht werden. Die minimale Absetzgeschwindigkeit $v_{s,\min}$ von durchschnittlich 4,2 m/h ermöglichte eine gute Selektion der Biomasse und Bildung der Granula. Eine minimale Absetzgeschwindigkeit von größer 8,0 m/h führte zu einem hohen Austrag der Biomasse und Einbruch der Reinigungsleistung. Unter Berücksichtigung einer Inbetriebnahme von 4 Wochen, lag der ISV über den gesamten Versuchszeitraum bei durchschnittlich 61 ml/g. Der ISV liegt somit im Bereich vergleichbarer Studien, die ebenfalls kommunales Abwasser bzw. Abwasser mit partikulärem Abwasserinhaltsstoffen verwendeten. Das $\text{SV}_{10}/\text{SV}_{30}$ -Verhältnis ergab sich zum Ende der Versuchsphase zwischen 1,06 und 1,14. Dies bedeutet, dass die Biomasse bereits nach 10 min zu ca. 90% das Endschlammvolumen erreichte. Die Messungen der Partikelgrößenverteilung zeigte, dass ca. 50% der Biomasse größer als 500 μm war. Die Absetzgeschwindigkeit verschlechterte sich mit dem Auftreten von Ciliaten. Es konnte eine hohe Anzahl festsitzender Ciliaten an der Granuloberfläche festgestellt werden. Granulierte Biomasse mit einer regelmäßigen Oberfläche erreichte Absetzgeschwindigkeiten von 23 m/h, während vor allem koloniebildende Glockentierchen die Absetzgeschwindigkeit deutlich reduzierten. Die Belüftung erfolgte während der Versuchsphase alternierend. Die Auswertung der Reinigungsleistung der ersten Versuchsphase ergab eine mittlere CSB- und Ges.N.-Entfernung von 88,3 bzw. 58,7%. Die geringe $\text{NH}_4\text{-N}$ -Entfernung von 82,6% war durch eine insgesamt zu kurze Belüftungszeit bedingt. Die Ges.P.-Entfernung korrelierte mit der Ges.N.-Entfernung und betrug im Mittel 56%. Bis zum Tag 90 nach Inbetriebnahme des SBR wurde Schlamm lediglich für die Bestimmung des TS-Gehaltes entnommen. Da die durchgeführten Untersuchungen keine Beprobung der Schwebstoffe umfassten, können für diese Versuchsphase keine Aussagen hinsichtlich des Schlammalters und der Schlammproduktion getroffen werden.

4.3 VERSUCHSPHASE 2

4.3.1 VERSUCHSBESCHREIBUNG

Die Versuchsphase 2 umfasste einen Zeitraum von 79 Tagen. Als Impfschlamm wurde Belebtschlamm einer nahegelegenen Kläranlage verwendet. In dieser Versuchsphase wurde eine Zykluszeit von 4 Stunden sowie eine anaerobe Beschickungsphase für die Dauer von 90 min angewendet. Die Absetzzeit wurde in den ersten 16 Tagen schrittweise von 7 auf 3 min gesenkt. Die Dauer der belüfteten Phase lag zwischen 138 und 142 min. Das Austauschverhältnis während der Versuchsphase 2 lag im Mittel bei 41%, die mittlere hydraulische Verweilzeit im SBR betrug 9,7 Stunden. Der pH-Wert lag während der belüfteten Phase im Mittel bei 7,83; die minimale Absetzgeschwindigkeit $v_{s,min}$ während Versuchsphase 2 lag mit Ausnahme der ersten beiden Versuchswochen zwischen 5,3 und 6,5 m/h.

Während Versuchsphase 2 wurde Abwasser aus einem Gebäude der Technischen Universität Wien verwendet. Aufgrund der hohen Ges.N.-Konzentrationen von über 100 mg/L wurde das Abwasser verdünnt und mit Kohlenstoff in Form von Glukose aufgestockt. Aufgrund eines geringen Abwasseranfalls während der Weihnachtsferien wurde für drei Wochen auf die Verwendung von synthetischem Abwasser mit Zugabe von Glukose, Harnstoff sowie KH_2PO_4 zurückgegriffen. Tabelle 5 zeigt die Beschaffenheit des verwendeten Abwassers. Das Abwasser zeigte im Mittel ein N/CSB-Verhältnis von 0,105 sowie ein P/CSB-Verhältnis von 0,018. Die Raum- bzw. Schlammbelastung resultierte aus der Zulaufkonzentration sowie dem TS-Gehalt im Reaktor und lagen im Mittel bei 1 gCSB/(L·d) und 0,33 gCSB/(gTS·d).

TABELLE 5: MEDIAN, MITTEL-, MINIMUM- UND MAXIMALWERTE RELEVANTER PARAMETER DES VERWENDETEN ABWASSERS WÄHREND DER VERSUCHSPHASE 2

	CSB [mg/L]	PO₄-P [mg/L]	NH₄-N [mg/L]	Ges.P. [mg/L]	Ges.N. [mg/L]
Mittelwert	472	7,3	28,6	10,9	54,2
Median	414	4,2	22,7	7,9	51,5
Minimum	185	0,0	6,6	4,1	23,0
Maximum	1.283	23,1	82,9	30,3	119,7

Abbildung 25 zeigt die Raum- und Schlammbelastung des Reaktors während Versuchsphase 2. Die Schlammbelastung schwankte bis zum Versuchstag 35 zwischen 0,12 und 0,6 gCSB/(gTS·d), während im weiteren Verlauf die Belastung, bis auf zwei Ausnahmen um Versuchstag 50 und 70, bei ca. 0,2 gCSB/(gTS·d) lag.

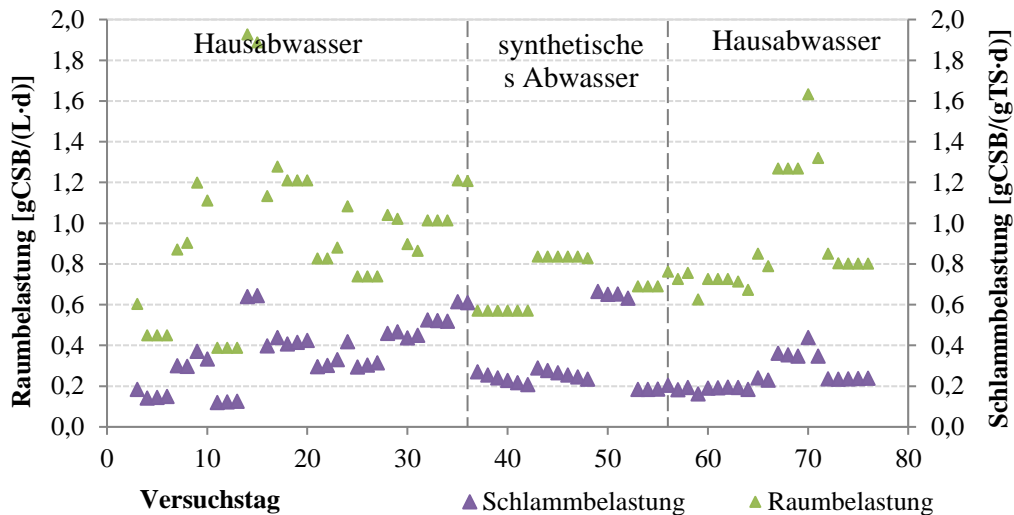


Abbildung 25: Verlauf der Raum- und Schlammbelastung während der Versuchsphase 2

Für die Belüftung während der Versuchsphase 2 wurde eine O_2 -Sonde verwendet. Die Sauerstoffkonzentration während der aeroben Phase wurde durch eine Regelung der Belüftung zwischen 2,0 und 2,8 mgO_2/L gehalten. Ab Versuchstag 65 wurden diese Regelgrenzen der Belüftung auf 1,8 und 2,2 mgO_2/L reduziert. Abbildung 26 zeigt einen typischen Verlauf der O_2 -Konzentration im SBR an Versuchstag 74.

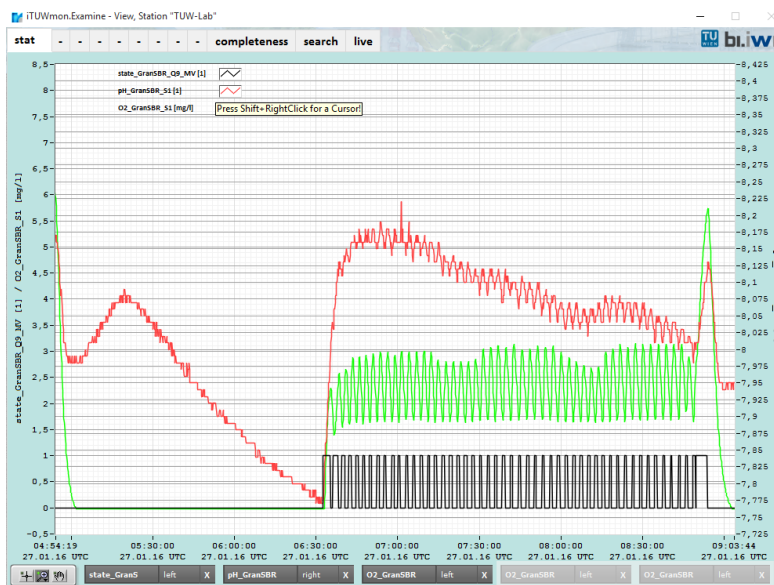


Abbildung 26: Verlauf der O_2 -Konzentrationen (in grün), Belüftung (schwarz) und pH-Wert (rot) des SBR an Versuchstag 74

4.3.2 SCHLAMMSTRUKTUR UND ABSETZVERHALTEN

Abbildung 27 und Abbildung 28 zeigen den Verlauf des ISV sowie das SV_{10}/SV_{30} -Verhältnis während der Versuchsphase 2. Der ISV des Impfschlammes betrug zu Versuchsbeginn 80 ml/g und erreichte an Versuchstag 30 bereits einen Wert von 41 ml/g . Die SV_{10}/SV_{30} - und SV_5/SV_{30} -Verhältnisse lagen zu diesem Zeitpunkt bei 1,06 sowie 1,21. Sheng *et al.* (2010) berichten, dass eine schnellere Granulierung mit einem Schlamm erreicht werden kann, der bereits gute strukturelle Eigenschaften sowie einen niedrigeren ISV aufweist. Nach der Inbetriebnahme lag $v_{s,min}$ relativ konstant zwischen 5,3 und 6,6 m/h . Von Versuchstag

36 bis 56 wurde aufgrund der Weihnachtsferien auf die Verwendung von synthetischem Abwasser zurückgegriffen. Messungen des ISV an Versuchstag 37 und 51 ergaben Werte von 30 ml/g sowie 36 ml/g. Eine Erhöhung des Schlammindex ergab sich ab Versuchstag 49 bis 56 auf ca. 51 ml/g, obwohl auch hier synthetisches Abwasser verwendet wurde. Eine Ursache kann in der erhöhten Schlammbelastung zwischen den Versuchstagen 49 bis 52 mit ca. 0,6 gCSB/(gTS·d) gesehen werden. Ab Versuchstag 57 wurde erneut auf kommunales Abwasser umgestellt. Der ISV lag ab Versuchstag 60 im Mittel bei 43 ml/g. Die Schlammbelastung betrug in diesem Zeitraum durchschnittlich bei 0,25 gCSB/(gTS·d). Die SV_{10}/SV_{30} - und SV_5/SV_{30} -Verhältnisse lagen im Mittel bei 1,09 sowie 1,17. Der niedrige ISV in dieser Versuchsphase verdeutlicht den positiven Einfluss von gut löslichem CSB auf das Absetzverhalten der aerob granulierten Biomasse.

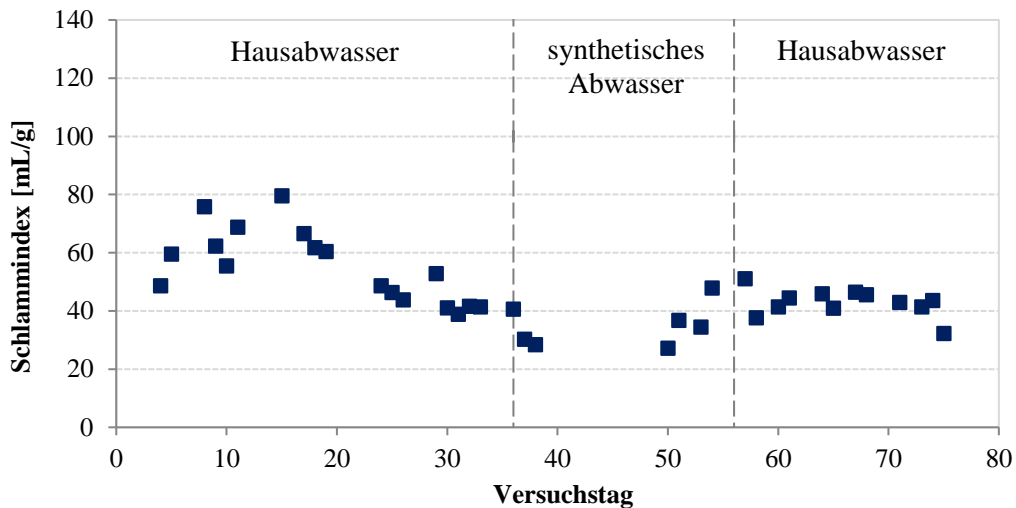


Abbildung 27: Verlauf des ISV während der Versuchsphase 2

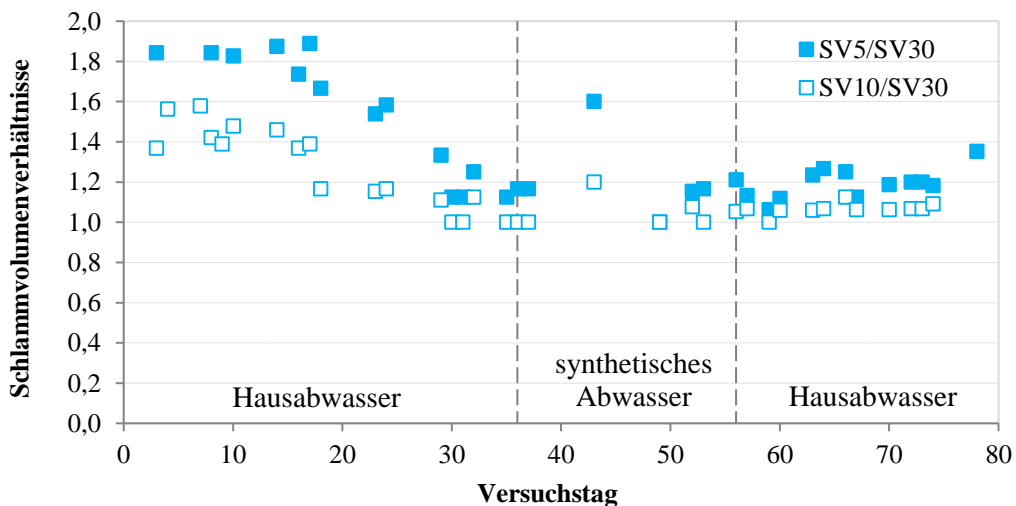


Abbildung 28: Verlauf der SV_5/SV_{30} - und SV_{10}/SV_{30} -Verhältnisse während der Versuchsphase 2

An Versuchstag 58 wurde die Partikelgrößenverteilung des granulierten Schlammes nach der Beschickung sowie am Ende eines Zykluses gemessen (Abbildung 29). Der ISV betrug zum Zeitpunkt der Entnahme 43 ml/g. Die Messung ergab, dass für den Schlamm nach der Beschickung ca. 50% der Schlammpartikel einen Vergleichsdurchmesser größer als 738 μm aufwiesen und lediglich 10% einen Partikeldurchmesser kleiner als 145 μm hatten. Dieser Vergleichsdurchmesser wurde als Sauterdurchmesser berechnet, er ist der Durchmesser einer Vergleichskugel mit gleichem Volumen wie es vermessene, unregelmäßig geformte

Schlammpartikel aufweisen. Im Gegensatz dazu zeigte die Messung für die entnommene Probe am Zyklusende, dass ca. 50% der Partikel einen Durchmesser größer als 850 μm aufwiesen und lediglich 10% kleiner als 450 μm waren. Das bedeutet, dass der granulierten Schlamm nach der Beschickung einen deutlich höheren Anteil kleiner Partikel, aufgrund der Beschickung von neuem Abwassers, umfasste. Eine Referenzmessung mit flockigem Belebtschlamm verdeutlicht die insgesamt, durch die Granulierung verursachte, Verschiebung der Partikelgrößen.

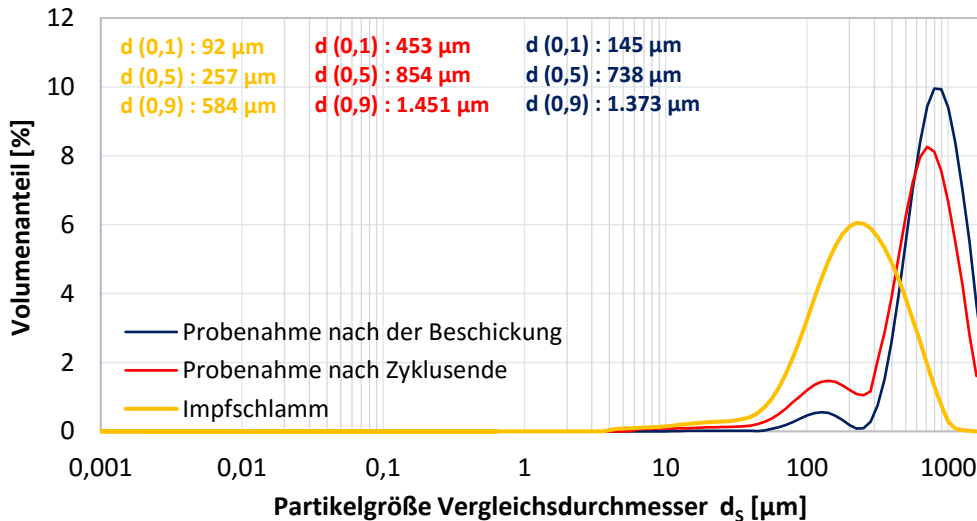


Abbildung 29: Partikelgrößenverteilung eines flockigen Schlammes sowie eines granulierten Schlammes (Tag 58)

Die nachfolgende Abbildung 30 zeigt die Entwicklung der Schlammstruktur während der Versuchsphase 2. Nach 36 Tagen besaß der Schlamm eine sehr kompakte und dichte Struktur. Der niedrige ISV während dieser Versuchsphase kann auf eine sehr gleichmäßige Belastung des Schlammes zurückgeführt werden. Zudem wird vermutet, dass die vorübergehende Verwendung von synthetischem Abwasser ohne partikuläre Stoffe eine regelmäßige Granulierung begünstigt hat. Weiters war aufgrund der fehlenden Schwebstoffe im Zulauf das Wachstum von koloniebildenden Ciliaten (Glockentierchen) nicht so stark ausgeprägt wie in Versuchsphase 1. Nach der Umstellung von synthetischem auf Abwasser aus dem Gebäude konnte erneut ein Anstieg an flockiger Biomasse beobachtet werden (Abbildung 30, links unten). Die Ergebnisse der Versuchsphase 1 und 2 verdeutlichen den Einfluss partikulärer Abwasserinhaltsstoffe auf die Struktur und das Absetzverhalten der granulierten Biomasse. Zudem kann angenommen werden, dass der niedrige ISV des Impfeschlamm einen positiven Einfluss auf die Granulierung hatte.

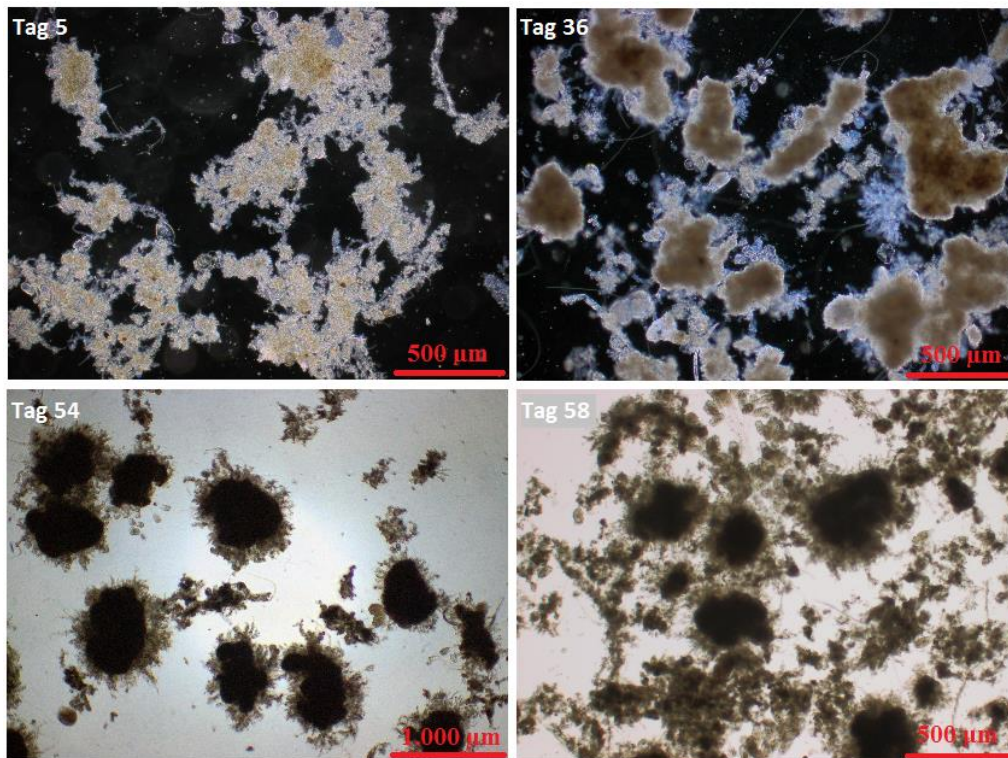


Abbildung 30: Mikroskopische Aufnahmen des aerob granulierten Schlammes während Versuchsphase 2

Die Ergebnisse der Versuchsphase 2 stehen im Einklang mit publizierten Studien zum Einfluss der Abwasserbeschaffenheit auf das Absetzverhalten von aerob granulierter Biomasse. Pronk *et al.* (2015b) untersuchten die Auswirkungen verschiedener Kohlenstoffquellen und Bedingungen während der Beschickung (aerob/anaerob) auf die Granulierung. Wie mit Abbildung 31 veranschaulicht wird, kann ein regelmäßiges Wachstum der Granula bei der Verwendung von Abwasser mit leicht abbaubarem, gelöstem Substrat erreicht werden. Hierbei kommt es während der anaeroben Beschickung zur vollständigen Substrataufnahme und Bildung von Speicherstoffen über den gesamten Bereich der Granula. Während der belüfteten Phase ist dabei kein CSB mehr in der gelösten Phase vorhanden, es kommt zu einem regelmäßigen Zuwachs der Biomasse unter Verwendung der internen Speicherstoffe. Im Gegensatz dazu ist bei der Verwendung von polymeren Substraten, die Diffusion in die Granula von der Hydrolyse abhängig. Aufgrund einer geringen Hydrolyse kann die Substratdiffusion ins Innere der Granula begrenzt sein, sodass die Hydrolyse des Substrates erst während der aeroben Phase erfolgt. Hierdurch kommt es zu einem aeroben Wachstum während der Belüftungsphase. Die Struktur der Biomasse kennzeichnet sich dabei durch einen kompakten Kern mit flockiger und unregelmäßiger Oberfläche.

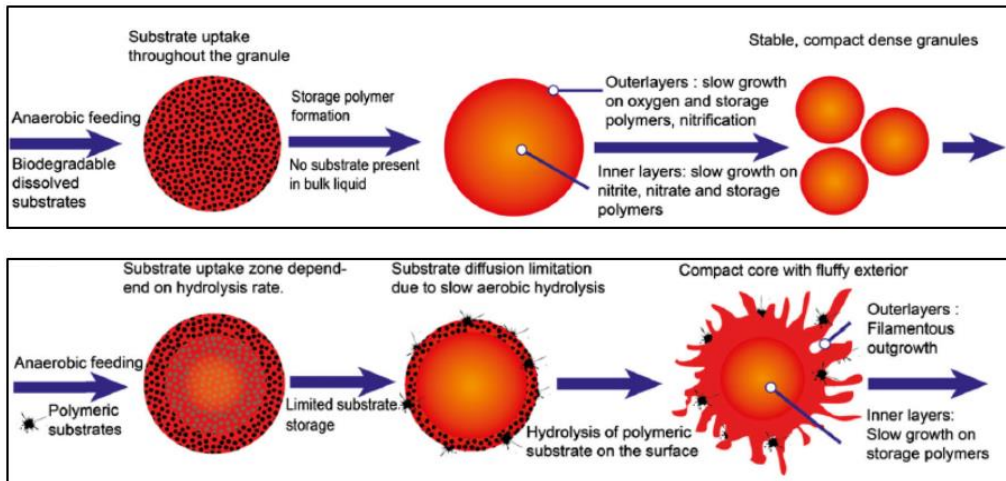


Abbildung 31: Wirkung verschiedener Kohlenstoffquellen auf die Struktur der granulierten Biomasse, oben: anaerobe Beschickung mit biologisch abbaubarem gelöstem Substrat, unten: anaerobe Beschickung mit polymerem Substrat und unvollständiger Hydrolyse (Pronk et al. 2015a)

4.3.3 REINIGUNGSLEISTUNG

Abbildung 32 zeigt den Verlauf der Nährstoffkonzentrationen über einen Reinigungszyklus. Auffällig sind die hohen $\text{NO}_2\text{-N}$ -Konzentrationen. Während in der ersten Messung eine $\text{NO}_2\text{-N}$ -Konzentration von bis zu 4,25 mg/L festgestellt wurde, ergab sich die höchste $\text{NO}_2\text{-N}$ -Konzentration in der zweiten Messung zu 6,9 mg/L, diese nahm bis zum Ende der Belüftung lediglich auf 4,4 mg/L. Dabei ergaben sich $\text{NH}_4\text{-N}$ -Entfernungsraten von 5,0 bzw. 1,73 mg $\text{NH}_4\text{-N}/(\text{gTS}\cdot\text{h})$. Die niedrigere Entfernung an Versuchstag 57 ist dabei vermutlich auf die hohen $\text{NO}_2\text{-N}$ -Konzentrationen zurückzuführen.

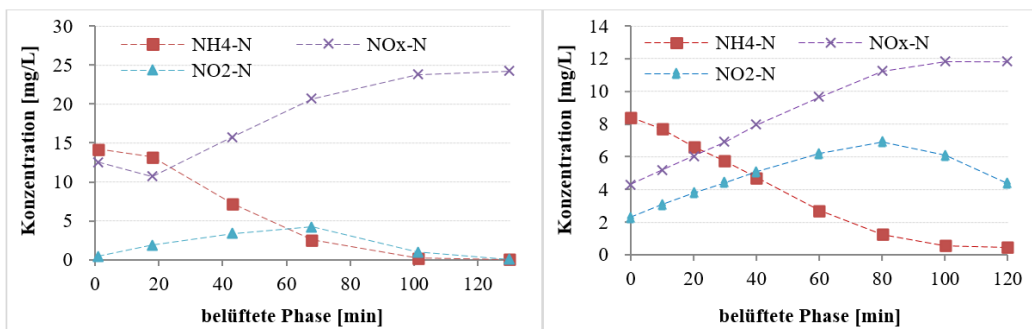


Abbildung 32: Verlauf der Nährstoffkonzentrationen über eine belüftete Phase (links Versuchstag 16, rechts: Versuchstag 57)

Häufig werden während der Inbetriebnahme von AGS erhöhte $\text{NO}_2\text{-N}$ -Konzentrationen berichtet (van den Akker et al. 2015). Untersuchungen von Bassin et al. (2011b) als auch Winkler et al. (2013a) zur Verteilung nitrifizierender Organismen in aerob granulierter Biomasse zeigten ähnlich hohe Anteile an Nitrospira und Nitrosomonas. In flockigem Belebtschlamm sind Nitrospira, aufgrund einer langsamen Wachstumsrate, deutlich weniger vertreten als Nitrosomonas. Die Ursache liegt in einer geringen Toleranz von Nitrospira gegenüber hohen O_2 -Konzentrationen, sodass die limitierte O_2 -Diffusion innerhalb der granulierten Biomasse bessere Bedingungen für das Wachstum von Nitrospira bietet. Zudem fanden Winkler et al. (2013a) im Gegensatz zu Schlamm aus konventionellen Belebungsanlagen Nitrobacter als dominierende NOB. Weissbrodt et al. (2012) dagegen berichten eine höhere Anwesenheit von Nitrospira als von Nitrobacter.

Winkler et al. (2015) berichten, dass in AGS das Wachstum von NOB unabhängig von der Nitritversorgung durch AOB erfolgt. Für diese Beobachtung kommen zwei mögliche Erklärungen in Betracht. Die erste Theorie basiert auf einer zusätzlichen Nitritproduktion durch eine partielle Denitrifikation durch heterotrophe Organismen. Wie im Vorfeld bereits erwähnt wurde, umfasst aerob granuliert Biomasse verschiedene denitrifizierende PAOs (dPAOs) sowie denitrifizierende GAOs (dGAOs), die in der Lage sind NO_3^- zu NO_2^- zu reduzieren und die Verfügbarkeit von Nitrit zu erhöhen. Weiters ist bekannt, dass *Nitrobacter* nicht obligat autotroph sind und daher nicht an die Energiegewinnung aus der Nitritoxidation (lithoautotrophes Wachstum) gebunden sind. *Nitrobacter* können heterotroph bspw. auf Acetat oder Pyruvat als Elektronendonator zurückgreifen und Sauerstoff (aerobe Wachstum) sowie Nitrat als Elektronenakzeptoren (Dissimilatorische Nitratreduktion) nutzen. Abbildung 33 stellt die Theorien zur Entstehung von zusätzlichem Nitrit in AGS dar.

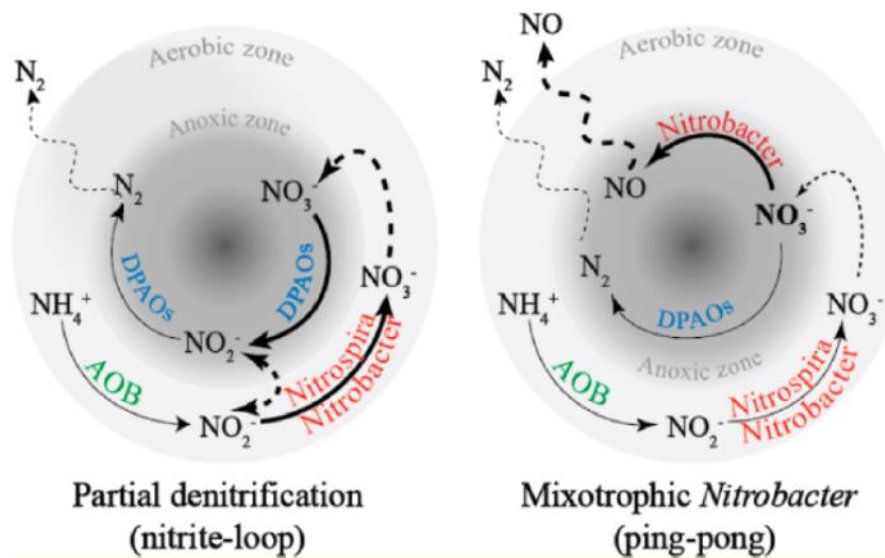


Abbildung 33: Entstehungspfade für zusätzliches Nitrit in aerob granulierter Biomasse (Winkler et al. 2015)

Abbildung 34 zeigt die Entfernung für die relevanten Abwasserparameter. Die CSB-Ablaufkonzentration lag während der Versuche im Mittel bei 47 mg/L (± 19 mg/L). Die niedrigste CSB-Entfernung wurde in der Woche von Versuchstag 36 bis 42 mit 79% festgestellt und ist vermutlich aufgrund der veränderten Beschaffenheit des Abwassers und einer Adaptierung der Biomasse an die Kohlenstoffquelle aufgetreten. Von Versuchstag 50 bis 54 betrug die Raum- und Schlammbelastung 2,4 gCSB/(L·d) und 0,6 gCSB/(gTS·d). Trotz der hohen CSB-Belastung konnte eine Reinigungsleistung von 97,5% erreicht werden.

Die $\text{NH}_4\text{-N}$ -Entfernung lag während der Versuchsphase zwischen 92,6% und 99,9%. Eine Ausnahme bildete auch hier die Woche von Versuchstag 36 bis 42 mit lediglich 89%. An Versuchstag 69 wurde die Belüftung auf 1,8 und 2,2 mg/L als untere und obere Grenze für die Sauerstoffregelung umgestellt. Daraufhin kam es ab Versuchstag 71 bis zum Ende der Versuchsphase zu einer Erhöhung der $\text{NH}_4\text{-N}$ -Konzentration im Ablauf. Bei der Verwendung von Abwasser aus dem Gebäude der TU-Wien lag die Ges.N.-Entfernung bis zum Versuchstag 35 bei durchschnittlich 63%. Die ersten zwei Wochen nach Umstellung auf synthetisches Abwasser reduzierte sich die Ges.N.-Entfernung auf ca. 50%. Eine reduzierte Stickstoffentfernung ist hier ebenfalls aufgrund der veränderten Abwasserbeschaffenheit zu vermuten. In der dritten Woche nach Umstellung auf synthetisches Abwasser konnte eine Ges.N.-Entfernung von 83% erreicht werden, diese lag im weiteren Verlauf von Versuchsphase 2 bei 74%. Die unvollständige $\text{NH}_4\text{-N}$ -Entfernung in den letzten Versuchstagen limitierte die Ges.N.-Entfernung. Die Ges.P.-Entfernung lag bei der Verwendung von Abwasser aus dem Gebäude bis zum Versuchstag 35 bei durchschnittlich 88%. Mit der Umstellung auf synthetisches Abwasser nahm die Entfernung auf 36-43% ab, anschließend wurden erneut 71% ermittelt und

reduzierte sich bis zum Ende der Versuchsphase bis auf 18%. Die insgesamt höhere Entfernung von $\text{NH}_4\text{-N}$ und Ges.N. im Vergleich zu Versuchsphase 1 ist zum einen auf die längere Zyklus- und Belüftungszeit, zum anderen auf die verwendete O_2 -Regelung zurückzuführen.

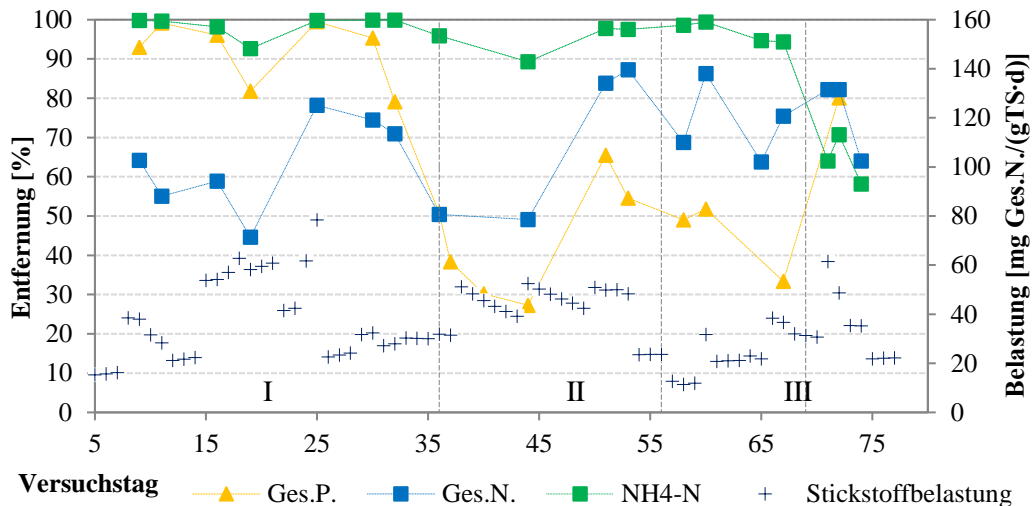


Abbildung 34: Verlauf der $\text{NH}_4\text{-N}$ -, Ges.N.- und Ges.P.-Entfernung sowie Ges.N.-Schlammbelastung während der Versuchsphase 2 [I: Abwasser aus dem Gebäude, II: synthetisches Abwasser, III: Abwasser aus dem Gebäude]

4.3.4 ZUSAMMENFASSUNG DER VERSUCHSERGEBNISSE

Die Versuchsphase 2 umfasste eine Zyklusdauer von 4 Stunden mit einer 90-minütigen anaeroben Beschickung. Die Ergebnisse der Versuchsphase 2 verdeutlichen den positiven Effekt von synthetischem Abwasser ohne partikuläre Abwasserinhaltsstoffe auf die Schlammstruktur und das Absetzverhalten von aerob granulierter Biomasse. In den Versuchen wurde ein ISV sowie ein $\text{SV}_{10}/\text{SV}_{30}$ -Verhältnis von ca. 42 ml/g sowie kleiner 1,1 erreicht. Die Ergebnisse des ISV entsprechen den Literaturangaben für Studien, die synthetisches Abwasser verwendeten. Zudem wird vermutet, dass ein niedriger ISV des verwendeten Impfschlammes die Granulierung wesentlich begünstigt. Die Mikroskopaufnahmen zeigen eine sehr kompakte Struktur der Granula, wobei ca. 50% der Partikel eine Größe über 740 bzw. 850 μm aufwiesen. Aufgrund der guten Absetzeigenschaften konnte eine minimale Absetzgeschwindigkeit von ca. 6 m/h über die gesamte Dauer der Versuchsphase angewendet werden, ohne dass ein erhöhter Austrag an Schlamm auftrat. Der TS-Gehalt im Reaktor lag im Durchschnitt bei 3,1 g/L. Die zum Teil erhöhten $\text{NO}_2\text{-N}$ -Konzentrationen im Verlauf eines Zyklus sind auf die veränderte Biomassenzusammensetzung zurückzuführen. Die Schlamm- und Raumbelastung betrug in dieser Versuchsphase im Mittel 0,33 gCSB/(gTS·d) und 1,0 gCSB/(L·d). Die CSB-Entfernung ergab sich mit durchschnittlich 88,7%. Mit der Zyklusdauer von 4 Stunden konnte $\text{NH}_4\text{-N}$ weitgehend entfernt werden. Die Belüftung erfolgte während der aeroben Phase zwischen 2,0 und 2,8 mgO_2/L . Die Ges.N.-Entfernung lag zwischen 44 und 87%, wobei die Denitrifikation hauptsächlich in den anoxischen Zonen der Biomasse erfolgte (simultane Stickstoffentfernung). Die Ges.P.-Entfernung ergab sich zwischen 39 und 99%.

4.4 VERSUCHSPHASE 3

4.4.1 VERSUCHSBESCHREIBUNG

Die Versuchsphase 3 umfasste einen Zeitraum von 254 Tagen. Als Impfschlamm wurden 2 Liter eines bereits granulierten Schlammes aus Versuchsphase 2 sowie 2 L Belebtschlamm einer nahegelegenen Kläranlage verwendet. Der SBR wurde während der aeroben Phase mit Hilfe einer Sonde auf O_2 -Konzentrationen

von ca. 2 mg/L belüftet. Während der Belüftungsphase lagen somit konstant aerobe Bedingungen im Reaktor vor. Abbildung 35 zeigt einen typischen Verlauf der O₂-Konzentration über einen Reinigungszyklus. Von Versuchstag 70 bis 100 wurden die Versuche aufgrund eines technischen Defekts und eines hohen Verlustes von Biomasse nicht ausgewertet. Die Versuchsphase 3 wurde in 5 Abschnitte unterteilt, um die Auswirkungen unterschiedlicher Absetzzeiten, die Dauer der anaeroben Beschickung sowie den Einfluss des Beschickungsmediums zu untersuchen. Tabelle 6 zeigt die Einteilung der Versuchsabschnitte, die Dauer und Ziele der angewendeten Maßnahmen.

TABELLE 6: VERSUCHSABSCHNITTE DER VERSUCHSPHASE 3

Abschnitt	Dauer	Maßnahme und Ziel
I	1-70	Inbetriebnahme mit zum Teil aerob granuliertem und flockigem Belebtschlamm, Absetzzeit 2 min, Abwasser aus dem Gebäude
II	100-130	Erhöhung der Absetzzeit auf 10 min, Abwasser aus dem Gebäude Ziel: Reduktion der Schwebstoffe im Ablauf
III	131-151	Erhöhung der anaeroben Beschickung von 60 auf 90 min, Abwasser aus dem Gebäude Ziel: Weitergehende Hydrolyse des zugeführten Substrates zur Optimierung der Ges.N.-Entfernung
IV	152-223	Umstellung auf synthetisches Abwasser Ziel: Effekt des Einflusses partikulärer Stoffe
V	224-272	Umstellung auf kommunales Abwasser Ziel: Effekt des Einflusses partikulärer Stoffe

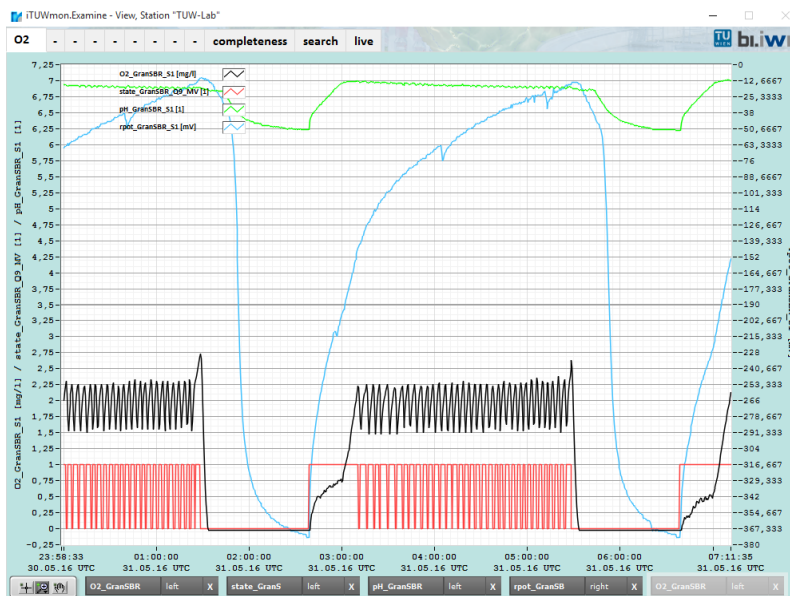


Abbildung 35: Verlauf der O₂-Konzentration (schwarz), Redox-Potential (blau) und pH-Wert (grün) an Versuchstag 93

Tabelle 7 fasst die Herkunft sowie die durchschnittliche Beschaffenheit des Abwassers der jeweiligen Versuchsabschnitte zusammen. Das N/CSB-Verhältnis lag im Durchschnitt zwischen 0,07 und 0,11. Das mittlere P/CSB-Verhältnis ergab sich für jeden Versuchsabschnitt zwischen 0,021 und 0,039.

TABELLE 7: MITTELWERTE RELEVANTER PARAMETER DES VERWENDETEN ABWASSERS WÄHREND DER VERSUCHSABSCHNITTE

Abschnitt	Abwasserart	CSB [mg/L]	PO ₄ -P [mg/L]	NH ₄ -N [mg/L]	Ges.P. [mg/L]	Ges.N. [mg/L]
1	Gebäude der TU	330	5,5	21,6	7,9	37,8
2	Gebäude der TU	530	9,0	27,3	11,3	48,9
3	Gebäude der TU	480	9,2	10,6	10,8	34,7
4	synthetisch	418	15,3	18,9	16,7	42,5
5	kommunal	502	11,5	36,3	13,7	49,7

4.4.2 SCHLAMMSTRUKTUR UND ABSETZVERHALTEN

Abbildung 37 zeigt den Verlauf des TS-Gehaltes sowie der Schwebstoffe im Ablauf des Reaktors. Der mittlere ISV betrug zu Versuchsbeginn 80 ml/g und erreichte an Versuchstag 28 einen minimalen Wert von 67 ml/g. Bis Versuchstag 39 konnte eine Zunahme im TS-Gehalt verzeichnet werden. In der Woche von 43 bis 49 wurde $v_{s,min}$ auf 7,0 m/h; was zu einer Abnahme des TS-Gehaltes führte. Die SV₁₀/SV₃₀- und SV₅/SV₃₀-Verhältnisse lagen zu diesem Zeitpunkt bei 1,02 bis 1,14. Nach der Inbetriebnahme wurde ein $v_{s,min}$ zwischen 4,1 und 6,7 m/h eingestellt. Zum Ende des ersten Versuchsabschnittes wurden Schwebstoff-Konzentrationen von 60 bis 90 mg/L festgestellt. Gleichzeitig konnte eine Abnahme im TS-Gehalt auf ca. 2 g/L verzeichnet werden. Aufgrund einer Störung an Tag 70 kam es zu einem starken Verlust an Biomasse, sodass die Versuche für einen Zeitraum von Tag 70 bis 100 nicht ausgewertet wurden.

Mit dem Versuchsabschnitt 2 wurde die Absetzzeit auf 10 min verlängert. Mit dieser Maßnahme war es möglich, die Schwebstoff-Konzentrationen kontinuierlich auf ca. 30 mg/L zu senken. Hierbei wird vermutet, dass mit dem stärkeren Rückhalt flockiger Biomasse, auch zunehmend mehr Schwebstoffe an die Flocken adsorbiert werden konnten. Diese Beobachtung korreliert mit einer Erhöhung des SV₁₀/SV₃₀-Verhältnisses von ca. 1,2 auf 1,4. Der ISV stieg gleichzeitig auf 77 ml/g. Der TS-Gehalt lag weiterhin zwischen 1,5 und 2,0 g/L.

Eine Erhöhung des TS-Gehaltes ergab sich mit der Verlängerung der anaeroben Beschickung von 60 auf 90 min in Versuchsabschnitt 3. Die Raumbelastung wurde dadurch von 0,7 auf 1,0 gCSB/(L·d) erhöht. Die Umstellung resultierte in einer Zunahme des TS-Gehaltes auf 3,7 g/L. Gleichzeitig nahm die Schlammbelastung von 0,46 auf 0,26 gCSB/(gTS·d) ab. Die minimale Absetzgeschwindigkeit lag bei 0,7 bis 0,8 m/h. Die Schwebstoff-Konzentrationen konnten auf unter 10 mg/L. Die Ergebnisse dieses Versuchsabschnittes stehen im Einklang mit Aussagen von Wagner *et al.* (2015), wobei eine Verlängerung der anaeroben Phase zur Bildung kompakter Granula mit einem besseren Absetzverhalten führte. Auch in der vorliegenden Studie resultierte die Verlängerung der anaeroben Beschickung in einer Zunahme des TS-Gehaltes mit gleichzeitiger Abnahme der Schwebstoffe im Ablauf. Anhand der Ergebnisse wird deutlich, dass die dauerhafte Anwendung kurzer Absetzzeiten (bzw. hohes $v_{s,min}$) und somit eines hohen Selektionsdruckes für Anlagen mit aerob granulierter Biomasse für die Reinigung von kommunalem Abwasser nicht möglich ist. Für den erfolgreichen Betrieb ist daher die Senkung des Selektionsdruckes bzw. die Anpassung der Betriebsbedingungen nach der Einfahrphase zu berücksichtigen.

Eine kurzzeitige Abnahme im TS-Gehalt konnte mit der Umstellung auf synthetisches Abwasser ab Versuchstag 152 beobachtet werden. Der TS-Gehalt erhöhte sich danach auf 4,7 g/L. Der ISV erreichte zunächst einen Wert von 61 ml/g, stieg jedoch ab Versuchstag 200 erneut an. In diesem Zusammenhang konnte ein verstärktes Wachstum fadenförmiger Organismen beobachtet werden (Abbildung 38). An den Versuchstagen 199 und 205 wurden erhöhte CSB-Konzentrationen von 66 und 193 mg/L nach Ende der anaeroben Beschickung bzw. zu Beginn der aeroben Phase im Reaktor gemessen. Die unvollständige CSB-

Aufnahme kann das Wachstum fadenförmiger Organismen fördern. Das Wachstum trat bei Schlammbelastungen von 0,19 und 0,27 gCSB/(gTS·d) auf. Die kompakte Struktur der Granula war durch das Wachstum der Fäden wenig beeinflusst, vielmehr konnte ein Auswachsen der Fäden aus den Granulas heraus beobachtet werden. Mit dem Wachstum der Fäden erhöhte sich der ISV von 68 auf 78 ml/g. Das SV_{10}/SV_{30} -Verhältnis stieg ebenso von 1,35 auf 1,84. In Systemen, in denen abwechselnd hohe Substratkonzentrationen auftreten, wie in plug-flow-Reaktoren oder SBR-Systemen, sollten Fadenbakterien idealerweise aufgrund ihrer niedrigeren Wachstumsrate gegenüber flockigen Bakterien unterdrückt werden. Auf diese Weise ist ein Wechsel von feast und famine-Bedingungen (Vorhandensein und Abwesenheit von organischem Substrat im flüssigen Medien) anzuwenden, um die Bildung von aerob granulierter Biomasse zu fördern. Eine Erklärung für das übermäßige Wachstum fadenförmiger Mikroorganismen trotz wechselnder Substratkonzentrationen basiert auf der diffusionsbasierten Theorie. Dieses besagt, dass ein Herauswachsen fadenförmiger Organismen aus den Granulas aufgrund einer Substrat- und oder Sauerstofflimitierung verursacht sein kann. Eine Ursache des Herauswachsens der Fäden kann der größere Durchmesser (> 1 mm) und eine dadurch begrenzte Diffusion ins Innere der Granula sein.

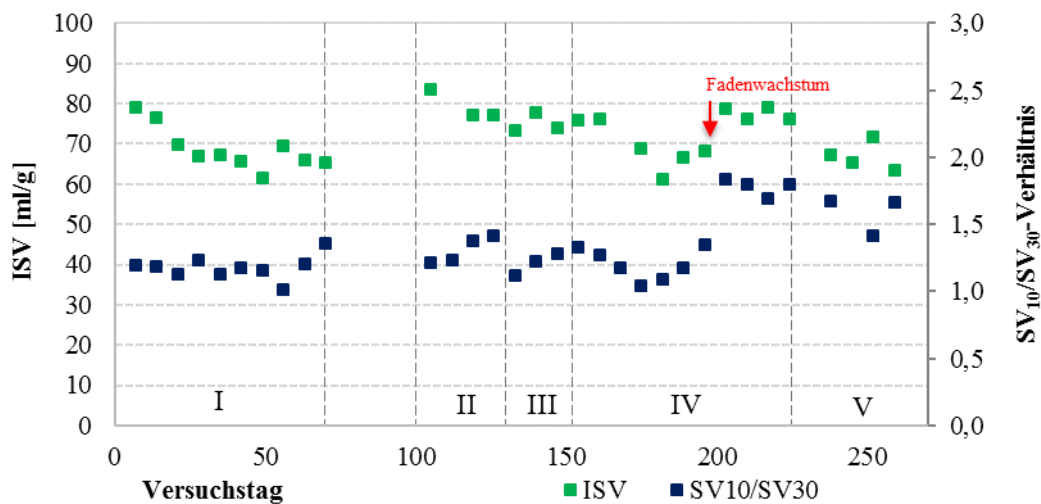


Abbildung 36: Verlauf des ISV und der SV_{10}/SV_{30} -Verhältnisse während der Versuchsphase 3

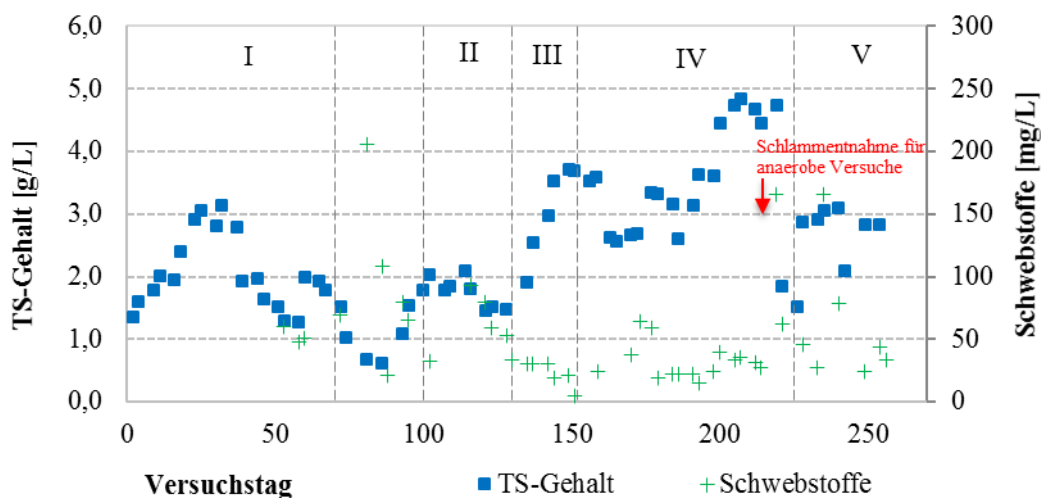


Abbildung 37: Verlauf des TS-Gehaltes im Reaktor und Schwebstoff-Konzentration im Ablauf

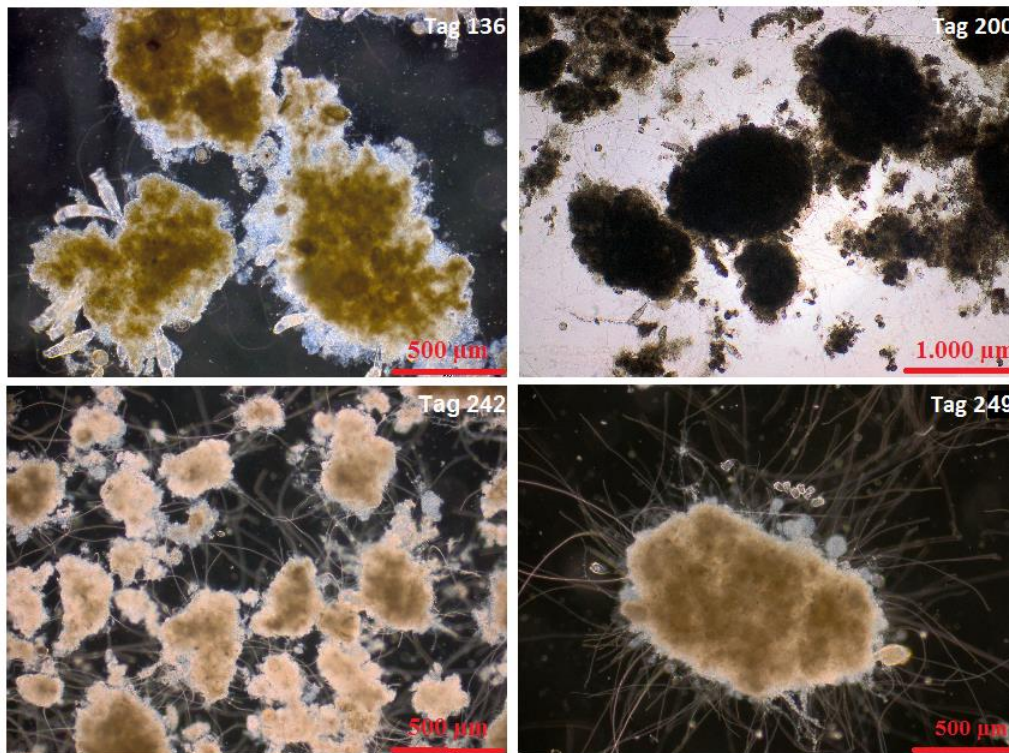


Abbildung 38: Mikroskopaufnahmen der aerob granulierten Biomasse während der Versuchsphase 3

4.4.3 REINIGUNGSLEISTUNG

Die CSB-Entfernung während der Versuchsphase 3 schwankte zwischen 83% und 100% und erreichte im Mittel 92%. Abbildung 39 zeigt den Verlauf der Entfernung für die Parameter $\text{NH}_4\text{-N}$, Ges.N. und Ges.P. sowie die Stickstoffschlammbelastung. Die belüftete Phase war durchgehend aerob mit O_2 -Konzentrationen von 1,5 bis 2,2 mg/L. Die Stickstoffentfernung erfolgte somit lediglich in den anoxischen Zonen der Biomasse (simultane Stickstoffentfernung).

Die gemessenen $\text{NH}_4\text{-N}$ -Entfernungsraten während der Versuchsphase 3 betragen mit Einsetzen der Belüftung 1,53 und 2,52 $\text{mgNH}_4\text{-N}/(\text{gTS}\cdot\text{h})$. Die $\text{NH}_4\text{-N}$ -Entfernung nahm bedingt durch eine Stickstoffschlammbelastung größer 50 $\text{mgGes.N.}/(\text{gTS}\cdot\text{d})$ gegen Ende des ersten Versuchsabschnittes sowie während Versuchsabschnitt 2 bis auf 68% ab. Im zweiten Versuchsabschnitt lag die Ges.N.-Entfernung mit einem N/CSB-Verhältnis von 0,093 zwischen 59 und 70%. Die Ges.P.-Entfernung lag im gleichen Zeitraum zwischen 30 und 35%. Mit der Erhöhung der anaeroben Beschickungszeit auf 90 min und einem durchschnittlichen N/CSB-Verhältnis von 0,072 konnte in Versuchsabschnitt 3 eine Stickstoffentfernung von 74 bis 82% erreicht werden. Es ist anzunehmen, dass die längere anaerobe Phase zu einer effizienteren Hydrolyse und Aufnahme des zugeführten Substrates (CSB) durch GAO und PAO geführt hat und somit die höhere Stickstoffentfernung begünstigte. $\text{NH}_4\text{-N}$ konnte während der Versuchsabschnitte 3 bis 5 vollständig entfernt werden. Mit der Umstellung der Beschickung auf synthetisches Abwasser ab Versuchsabschnitt 4 ergab sich eine schlagartige Abnahme in der Stickstoffentfernung auf unter ca. 37%. Diese Beobachtung korreliert mit einer Abnahme der Ges.P.-Entfernung auf unter 10%. Im Verlauf des Versuchsabschnittes konnte eine erneute Erhöhung der Stickstoffentfernung auf über 70% gesehen werden. Der Einbruch in der Entfernung ist auf eine veränderte Abwasserbeschaffenheit zurückzuführen. Diese Theorie erklärt auch die reduzierte Phosphatentfernung. Ähnliche Beobachtungen berichten Cech und Hartman (1993) wobei eine Abnahme des rückgelösten Phosphates zum aufgenommenem Substrat nach der Umstellung von Glukose auf Acetat festgestellt wurde.

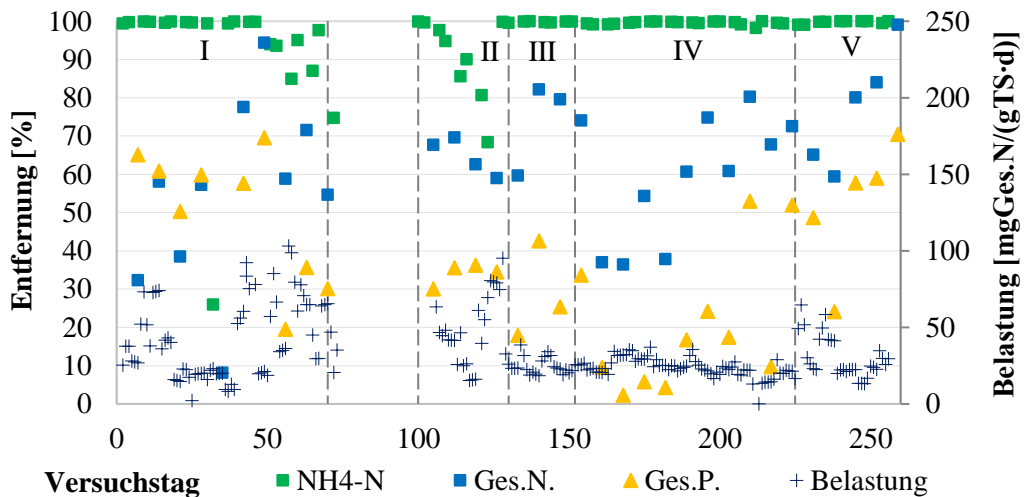


Abbildung 39: Verlauf der $\text{NH}_4\text{-N}$, Ges.N. und Ges.P.-Entfernung sowie Schlammbelastung während der Versuchsphase 3

An den Versuchstagen 232, 234 und 239 wurden Batchtests zu Ermittlung der CSB-Aufnahmerate unter anaeroben Bedingungen durchgeführt. Für die Versuche wurde 1 L granulierter Schlamm aus dem SBR entnommen und die CSB-Konzentration auf ca. 160 mg/L aufgestockt. Für die Aufstockung wurde eine 10 g/L Zuckerlösung verwendet. Der Schlamm wurde für eine Stunde gerührt und anschließend die CSB-Konzentration gemessen. Die CSB-Aufnahmeraten wurden zwischen 124 und 145 mg/(L·h) berechnet. Hierbei muss berücksichtigt werden, dass bei der Aufnahme nicht zwischen CSB-Speicherung durch PAO/GAO und der Adsorption an die Biomasse unterschieden werden kann.

An Versuchstag 255 wurde der Batchtest unter Verwendung von Acetat wiederholt. Dafür wurde 1 L granulierter Schlamm mit Acetat auf eine CSB-Konzentration von 187 mg/L aufgestockt. Die Entfernungsrate ergab für diesen Versuch lediglich 68 mg/(L·h). Es ist anzunehmen, dass die niedrigere Entfernungsrate im Vergleich zu den vorangegangenen Untersuchungen aus den unterschiedlichen CSB-Quellen resultiert. Aus den Ergebnissen lässt sich ableiten, dass Zucker eher von GAOs aufgenommen wird. Obwohl im Versuch mit der Aufstockung von Acetat eine niedrigere CSB-Aufnahmerate festgestellt wurde, konnte dennoch eine höhere Phosphatrücklösung (ca. 18 mg/L) gemessen werden. Das Verhältnis zwischen rückgelöstem Phosphat und aufgenommenem CSB lag bei 0,26 mgP/mgCSB. Bassin *et al.* (2012a) berichten, dass die anoxische Phosphataufnahme im Verhältnis zur gesamten Phosphataufnahme zwischen 0,6 und 0,8 liegt. Dieses Verhältnis unterstreicht die Bedeutung der anoxischen Phosphataufnahme für die gesamte Phosphatentfernung. Die anoxische Phosphataufnahme erfolgt über denitrifizierende PAOs und GAOs.

Im Folgenden wurde die anoxische Phosphataufnahme für den Testansatz (Tag 255) untersucht und die Nitrat- (NaNO_3) und Nitritkonzentrationen (NaNO_2) aufgestockt. Über einen Zeitraum von einer Stunde wurden die Aufnahme des rückgelösten Phosphates und gleichzeitig die Reduktion von $\text{NO}_3\text{-N}$ bzw. $\text{NO}_2\text{-N}$ gemessen. Hierbei ergaben sich anoxische Phosphataufnahmen von 0,8 mgP/mg $\text{NO}_3\text{-N}$ sowie 1,2 mgP/mg $\text{NO}_2\text{-N}$. Bassin *et al.* (2012a) berichten, dass die anoxische Phosphataufnahme mit Nitrat als Elektronenakzeptor im Vergleich zur Aufnahme über Nitrit deutlich höher war. Die Autoren ermittelten eine anoxische Phosphataufnahmerate über Nitrat zwischen 2,7 und 3,1 mgP/(goTS·h). Das Ergebnis der Messung an Versuchstag 255 lag mit 2,9 mgP/(goTS·h) im Bereich der Literaturangaben. Für die anoxische Phosphataufnahme über Nitrit wurde ein höherer Wert mit 3,8 mgP/(goTS·h) bestimmt. Im Gegensatz dazu, ermittelten Bassin *et al.* (2012a) eine geringere anoxische Phosphataufnahme über Nitrit mit 1,2 bis 2,2 mgP/(goTS·h). Als Ursache wird eine Hemmung der Phosphataufnahme durch eine zu hohe $\text{NO}_x\text{-N}$ -Konzentration (20-30 mgN/L) vermutet. Die $\text{NO}_x\text{-N}$ -Konzentration im verwendeten Testansatz lag im Vergleich dazu bei 7 mg/L.

4.4.4 ZUSAMMENFASSUNG DER VERSUCHSERGEBNISSE

Die Versuchsphase 3 umfasste eine Zyklusdauer von 4 Stunden mit einer 60-, später 90-minütigen, anaeroben Beschickung. Mit den Einstellungen der Versuchsphase konnte ein ISV zwischen 60 und 80 ml/g erreicht werden. Das SV_{10}/SV_{30} -Verhältnis lag nach einer Inbetriebnahme von 4 Wochen bei durchschnittlich 1,16. Hohe Schwebstoff-Konzentrationen von 60 bis 90 mg/L zum Ende von Versuchsabschnitt 1 ergaben sich bei einer Absetzzeit von 2 min, was einem $v_{s,min}$ von ca. 5 m/h entsprach. Eine Senkung der Schwebstoffe war mit der Erhöhung der Absetzzeit auf 10 min möglich ($v_{s,min}$ ca. 1 m/h). Die Ergebnisse der Versuchsphase haben gezeigt, dass eine Anpassung der Betriebsbedingungen nach erfolgreicher Einfahrphase erfolgen muss und flockige Biomasse eine wesentliche Rolle für den Rückhalt suspendierte Schwebstoffe spielt. Die Erhöhung der anaeroben Beschickung von 60 auf 90 min führte zu einem Anstieg des TS-Gehaltes. Als Erklärung kann eine weitergehende Hydrolyse und Speicherung von Substrat angesehen werden, welche einen kompakten Zuwachs der Biomasse fördert. Mit einer verlängerten anaeroben Beschickung konnte gleichzeitig eine Stickstoffentfernung von mehr als 70% erreicht werden. Die belüftete Phase war dabei durchgehend aerob mit O_2 -Konzentrationen zwischen 1,5 und 2,2 mg/L. Die Ges.P.-Entfernung korrelierte während der Versuchsphase mit der Stickstoffentfernung und lag im Durchschnitt bei 30%. Die CSB-Entfernung ergab im Mittel 92% bei einer Schlammbelastung von 0,34 gCSB/(gTS·d). Stickstoffschlammbelastungen größer 50 mgGes.N./(gTS·d) führten zu einer unvollständigen NH_4 -N-Entfernung. Die NH_4 -N-Entfernung war im Durchschnitt 96,3%. Die Entfernung nahm mit der Umstellung auf synthetisches Abwasser ab. Mit der Verwendung von synthetischem Abwasser bildeten sich große Granula mit Durchmessern über 1 mm. Das Auftreten fadenförmiger Bakterien an der Oberfläche der granulierten Biomasse kann aufgrund einer begrenzten Diffusion in das Innere der Biomasse angesehen werden.

4.5 VERSUCHSPHASE 4

4.5.1 VERSUCHSBESCHREIBUNG

Die Versuchsphase 4 umfasste einen Zeitraum von 245 Tagen, wobei zwei Reaktoren parallel betrieben und somit unterschiedliche Fragestellungen untersucht wurden. Während der Einfahrphase wurden Auswirkungen der Absetzzeit und Austauschverhältnisse sowie der minimalen Absetzgeschwindigkeit auf den Verlauf der Granulierung untersucht. Im weiteren Verlauf der Versuchsphase 4 war die Beschickung (Austauschverhältnis, Belastung und $v_{s,min}$) für beide Reaktoren ident. Der Schwerpunkt dieser Untersuchungen lag in den Auswirkungen von verschiedenen Strategien der Belüftungsregelung auf die Stickstoffentfernung. Reaktor 1 wurde hierbei mit konstant aeroben Bedingungen während der belüfteten Phase und Reaktor 2 mit einer alternierenden Belüftung betrieben. Für die Beschickung beider Reaktoren wurde kommunales Abwasser einer nahegelegenen Kläranlage verwendet. Die im folgenden Abschnitt beschriebenen Untersuchungen umfassten einen Zeitraum von 92 Tagen. Tabelle 8 zeigt die Beschaffenheit des verwendeten Abwassers. Die mittleren N/CSB- und P/CSB-Verhältnisse lagen bei ca. 0,13 und 0,022. Im nachfolgenden Kapitel werden die Ergebnisse der Einfahrphase sowie des Versuchsbetriebes mit unterschiedlichen Belüftungseinstellungen dargestellt.

TABELLE 8: MEDIAN, MITTEL-, MINIMUM- UND MAXIMALWERTE RELEVANTER PARAMETER DES VERWENDETEN ABWASSERS WÄHREND DER VERSUCHSPHASE 4

	CSB	PO₄-P	NH₄-N	Ges.P.	Ges.N.
	[mg/L]	[mg/L]	[mg/L]	[mg/L]	[mg/L]
Mittelwert	447	5,1	39,9	8,8	61,3
Minimum	173	1,3	9,3	4,1	21,3
Maximum	1088	13,5	138,9	19,6	152,5
Mittelwert	439	5,0	40,3	8,4	60,7
Minimum	173	1,3	9,4	4,1	22,4
Maximum	687	10,2	138,9	13,1	152,5

4.5.2 EINFahrPHASE

4.5.2.1 VERSUCHSBEDINGUNGEN

Für die Inbetriebnahme beider SBR wurde ein Zyklus mit einer Gesamtdauer von 4 Stunden gewählt, der eine 60 min lange anaerobe Beschickung und anschließend 30 min anaerobe Pause beinhaltet. Die Absetzzeit wurde schrittweise von 6 auf 2 min gesenkt. Die Dauer des Klarwasserabzuges umfasste 5 min. Die Belüftungsphase betrug 139 bis 143 min. Die Einstellung der Belüftungsregelung der zwei Reaktoren war ident. Diese Regelung erfolgte zwischen O₂-Konzentrationen von 1,8 bis 2,2 mg/L. Schlammstruktur und Absetzverhalten

Tabelle 9 zeigt die einzelnen Versuchsabschnitte der SBR mit den unterschiedlichen Absetzzeiten, Austauschverhältnissen und minimalen Absetzgeschwindigkeiten. Im ersten Versuchsabschnitt wurde die Absetzzeit von 6 auf 4 min verkürzt. Das mittlere $v_{s,min}$ ergab sich mit 1,8 m/h (SBR 1) und 2,1 m/h (SBR 2). Im darauffolgenden Versuchsabschnitt 2 wurde die Absetzzeit weiter auf 3 min gesenkt. Die Austauschverhältnisse lagen dadurch bei 41% (SBR 1) und 30% (SBR 2), welche in unterschiedliche $v_{s,min}$ von 4 m/h (SBR 1) und 2,4 m/h (SBR 2) resultierten. Eine weitere Reduktion der Absetzzeit auf 2 min fand in Versuchsabschnitt 3 statt und ergab mit Austauschverhältnissen von 32 bis 34% für beide SBR ein durchschnittliches $v_{s,min}$ von 4 m/h.

TABELLE 9: VERSUCHSABSCHNITTE MIT MITTLEREN AUSTAUSCHVERHÄLTNISSEN UND ABSETZZEITEN

Abschnitt	Absetzzeit [min]	Zeitraum [d]	Austauschverhältnis		min. Absetzgeschw.	
			SBR 1 [%]	SBR 2 [%]	SBR 1 [m/h]	SBR 2 [m/h]
I	4-6	20	37,7	34,7	2,1	1,8
II	3,0	39	41,5	29,7	4,0	2,4
III	2,0	18	34,6	32,4	4,4	4,0

Abbildung 40 zeigt den Verlauf der ISV für die einzelnen Versuchsabschnitte. Während Versuchsabschnitt 1 konnte innerhalb von 28 Tagen für beide Reaktoren unter nahezu gleichen Bedingungen ein ISV von 54 ml/g (SBR 1) und 57 ml/g (SBR 2) erreicht werden.

Ab Versuchsabschnitt 2 wird deutlich, dass SBR 1 mit dem höheren $v_{s,min}$ von 4 m/h einen niedrigeren ISV erreichte. Dennoch wurde für beide Reaktoren ab der 5. bzw. 6. Versuchswoche eine Erhöhung im ISV festgestellt. Ab Versuchstag 45 lagen die ISV bei ca. 60 ml/g. Für Reaktor 2 ergab sich an Versuchstag 59 ein ISV von ca. 70 ml/g, vermutlich da aufgrund des niedrigeren $v_{s,min}$ mehr flockige Biomasse im System zurück gehalten wurden. Mit Umstellung der Absetzzeit von 3 auf 2 min wurde für Reaktor 2 $v_{s,min}$ von 2,4 auf 4,0 m/h erhöht. Dies führte zu einer sprunghaften Abnahme des ISV, wahrscheinlich bedingt durch einen erhöhten Austrag feiner Schlammflocken. Für SBR 1 wurde ebenso eine Abnahme des ISV 59 auf 50 ml/g verzeichnet. Dennoch trat im weiteren Versuchsbetrieb trotz gleichem $v_{s,min}$ erneut eine Erhöhung im ISV für beide Anlagen auf. Als Erklärung wird der Zuwachs von Ciliaten auf der Granulooberfläche gesehen, der den Strömungswiderstand erhöht und eine Reduktion der Absetzgeschwindigkeit verursacht. Für SBR 1 lag das SV_{10}/SV_{30} -Verhältnis in Versuchsabschnitt 2 bei 1,26 und in Versuchsabschnitt 3 bei durchschnittlich 1,12. Für SBR 2 konnte in Versuchsabschnitt 2 ein mittleres SV_{10}/SV_{30} -Verhältnis von 1,32 und in Versuchsabschnitt 3 von 1,28 erreicht werden. SBR 1 wurde generell mit einem höheren Austauschverhältnis und $v_{s,min}$ betrieben als SBR 2. Hierbei kann angenommen werden, dass dem geringeren SV_{10}/SV_{30} -Verhältnis ein stärkerer Austrag von flockiger Biomasse zugrunde liegt.

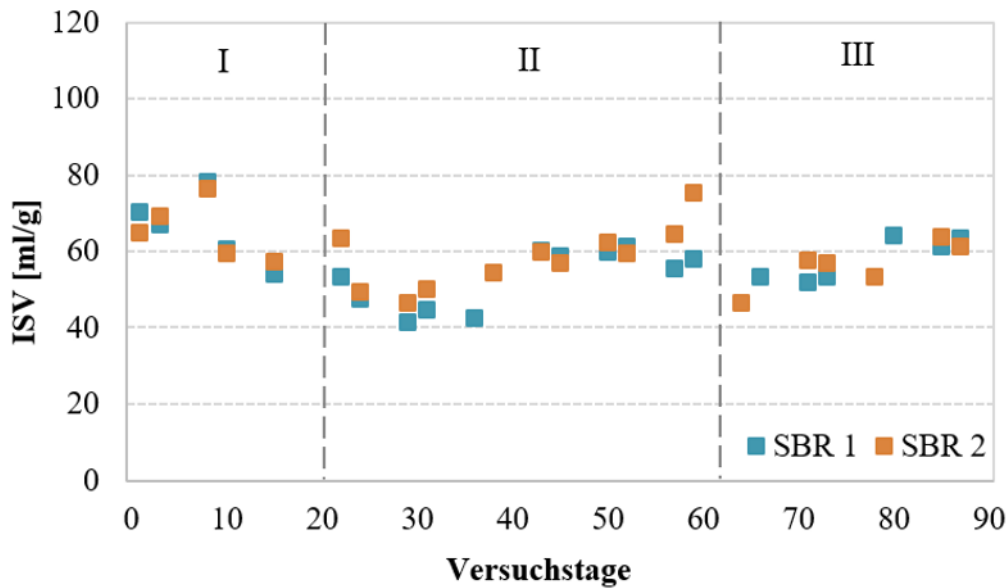


Abbildung 40: Verlauf des ISV beider SBR während der Versuchsphase 4

Für SBR 1 wurde am Ende des Versuchsabschnitt 3 festgestellt, dass der Energieeintrag der Belüftung nicht ausreichte den Schlamm vollständig zu durchmischen. Dies hatte zur Folge, dass ein Teil der granulierten Biomasse am Boden des Reaktors lag und während jeder neuen Beschickung bevorzugt mit Substrat versorgt wurde. Diese Granula in SBR 1 wuchsen dadurch im Vergleich zu SBR 2 deutlich größer und kompakter. Zudem wurde eine massive Entwicklung festsitzender Ciliaten auf der Oberfläche dieser Granula festgestellt.

Anhand der Ergebnisse wird deutlich, dass es mit einem niedrigen $v_{s,min}$ nicht dauerhaft möglich ist den ISV unter 60 ml/g zu halten. Während ein $v_{s,min}$ von ca. 4 m/h einen ISV von 60 ml/g ermöglicht. Die Ergebnisse einer Studie von Gao *et al.* (2011) zeigen, dass eine schnelle Granulierung unter Verwendung kurzer Absetzzeiten möglich ist. Der Autor argumentiert, dass die Absetzzeit im Vergleich zur Belastung und Scherrate den größten Einfluss auf die Granulierung besitzt. Zudem zeigten die Granula, die mit einer kurzen Absetzzeit erzeugt wurden, ein besseres Absetzverhalten. Auch in diesen Untersuchungen erreichte SBR 1 einen niedrigeren Schlammindex als SBR 2. Jedoch konnte für beide Reaktoren ein Anstieg des ISV nach der Inbetriebnahme festgestellt werden. Qin *et al.* (2004) untersuchten die aerobe Granulierung unter Anwendung unterschiedlicher minimaler Absetzgeschwindigkeiten und einem konstanten Austauschverhältnis von 50%. Die vorgegebenen minimalen Absetzgeschwindigkeiten lagen dabei in einem Bereich von 2 bis 10 m/h. Dabei konnte mit zunehmender Absetzgeschwindigkeit ein erhöhter Anteil an granulierter Biomasse mit größeren Durchmessern festgestellt werden. Weiters berichten Wang *et al.* (2006b), dass bei $v_{s,min}$ kleiner als 4 m/h eine Granulierung nicht ermöglicht ist und viel mehr das Wachstum suspendierter Biomasse fördert. Die Ergebnisse für SBR 2 belegen jedoch, dass auch mit einem $v_{s,min}$ von 2,4 m/h ein niedriger ISV erreicht werden kann. In einer von Wang *et al.* (2006b) veröffentlichten Arbeit über den Einfluss des Austauschverhältnisses auf die Dauer der Granulierung, wurde bei Austauschverhältnissen von 20 und 40% eine beginnende Granulierung nach 20 und 12 Tagen gesehen. Diese Ergebnisse stehen im Einklang mit der beobachteten Granulierungsdauer während der Versuchsphase 4. Insgesamt kann festgehalten werden, dass die untersuchten Austauschverhältnisse von 30 bis 41% und $v_{s,min}$ von 1,8 bis 4,0 m/h lediglich geringfügige Auswirkungen auf den Verlauf des ISV haben. Einer Publikation von Pronk *et al.* (2015b) kann entnommen werden, dass großtechnische Nereda-Anlagen mit Austauschverhältnissen zwischen 30 und 40% betrieben werden (Trockenwetterbedingungen).

4.5.1 REAKTOR 1- DURCHGEHEND AEROBE BEDINGUNGEN

Die Einstellungen der Belüftungsregelung für SBR 1 gewährleistete während der belüfteten Phase durchgehend aerobe Bedingungen (Dauer 139 bis 143 min). Die Belüftung erfolgte bis Versuchstag 200 zwischen 1,8 und 2,2 mg/L. An Versuchstag 200 wurden die Belüftungsgrenzen auf 1,6 und 1,8 mg/L reduziert. Abbildung 41 stellt zwei typische Verläufe der O₂-Konzentrationen für die gewählte Belüftungsregelung dar. Die Zyklusdauer wurde an Versuchstag 110 von 4 auf 6 Stunden erhöht, wobei zunächst eine 60-minütige anaerobe Beschickung und anschließend eine 30-minütige anaerobe Pause angewendet wurde. Im späteren Verlauf wurde die anaerobe Beschickung auf 80 min verlängert mit einer 10-minütigen anaeroben Pause.

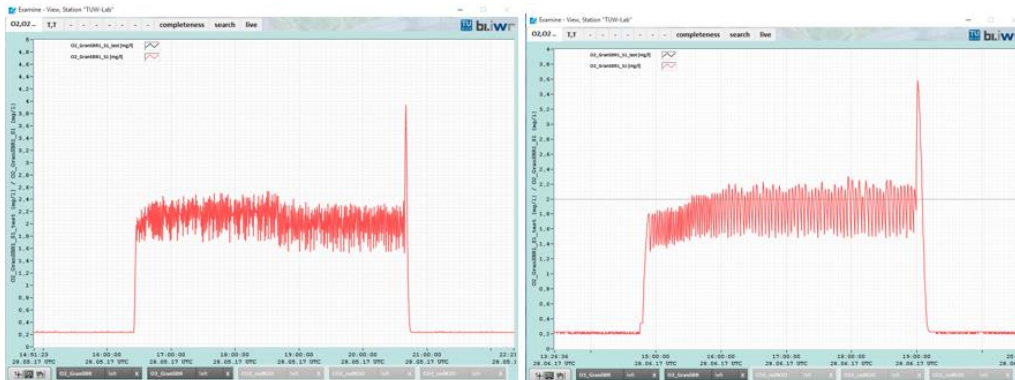


Abbildung 41: O₂-Konzentrationen bis Versuchstag 200 (links); O₂-Konzentrationen ab Versuchstag 200 (rechts)

Abbildung 42 und Abbildung 43 zeigen den Verlauf des ISV sowie die NO_x-N-Konzentrationen im Ablauf des Reaktors und die gemessenen Schlammvolumenverhältnisse. Anhand der Abbildung wird ersichtlich, dass es ab Versuchstag 88 zu einem starken Anstieg der NO_x-N-Konzentrationen mit einem gleichzeitigen Anstieg des ISV kam. Von Versuchstag 95 bis 121 lag das N/CSB-Verhältnis im Mittel bei 0,15; sodass eine CSB-Limitierung als Ursache für die unzureichende Stickstoffentfernung und die hohen NO_x-N-Konzentrationen anzusehen ist. Die gemessenen NO_x-N-Konzentrationen lagen an Versuchstag 120 bei ca. 40 mg/L, während der ISV auf 95 ml/g anstieg.

Durch den plug-flow Betrieb (ohne Rühren) kommt es während der anaeroben Beschickung zu einer Schichtung des Reaktorinhaltes, bei der sich das Schlammbett am Reaktorboden befindet und mit neuem Zulauf durchströmt wird, während Klarwasser des vorangegangenen Zyklus darüber liegt. Wird Nitrat während der aerob-anoxischen Phase unzureichend entfernt, kann während der anaeroben Beschickung lediglich der Teil an Nitrat denitrifiziert werden, der mit dem Schlammbett in Kontakt steht. Zudem ist anzunehmen, dass sich aufgrund sehr hoher NO_x-N-Konzentrationen während der Beschickung, keine ausreichend anaeroben Bedingungen im Schlammbett ergeben, die für das Wachstum substratspeichernder Organismen erforderlich sind. Trotz des höheren ISV in diesem Versuchsabschnitt zeigten die Mikroskopaufnahmen weiterhin kompakte Granula. Auch das SV₅/SV₃₀- sowie SV₁₀/SV₃₀-Verhältnis lag bei ca. 1,1. Dieses Ergebnis bedeutet, dass granulierte Biomasse mit kompakter Struktur und hoher Absetzgeschwindigkeit, gleichzeitig einen hohen ISV aufweisen kann (größer 60 ml/g).

Um die Stickstoffentfernung zu erhöhen wurden verschiedene Einstellungen für eine gezielte Denitrifikation untersucht. Durch die Anwendung einer Impulsbelüftung wurde versucht das Schlammbett während der anaeroben Beschickung in Mischung zu bringen und durch den Kontakt der Biomasse mit dem Überstand eine höhere Denitrifikation zu erreichen. Während der ersten 30 min der anaeroben Phase wurde in einem Abstand von 5 min der Reaktorinhalt mit einer Impulsbelüftung (Dauer 1 s) gemischt. Die Beprobung der NO_x-N-Konzentrationen zu Beginn und Ende der Denitrifikationsphase ergab lediglich Ges.N.-

Entfernungen von 5% (SBR 1) und 7% (SBR 2). Die geringe Ges.N.-Entfernung ist wahrscheinlich auf unzureichende anoxische Bedingungen zurückzuführen. Trotz der sehr kurzen Stoßbelüftung stieg die O_2 -Konzentration im Reaktor von 0 auf ca. 0,6 mg/L. Zudem konnte beobachtet werden, dass das Schlammbett nicht vollständig in Mischung gebracht wurde. Eine Verlängerung der Belüftung hätte zu einer weiteren Erhöhung der O_2 -Konzentration und aeroben Bedingungen geführt.

Eine weitere Möglichkeit das Nitrat aus dem Überstand zu entfernen, ist die Rezirkulation von Überstand durch das Schlammbett. Die Rezirkulation erfolgte dabei über eine separate Pumpe für einen Zeitraum von 30 min (gleichzeitig mit der Beschickungspumpe). Nach Abschalten der Pumpe läuft die Beschickung mit Zulauf weiter, sodass anaerobe Bedingungen gewährleistet werden. Diese Möglichkeit der Rezirkulation besteht auch bei großtechnischen Nereda-Anlagen. Mit der Anwendung der internen Rezirkulation war es möglich die NO_x -N-Konzentrationen im Ablauf des Reaktors zu reduzieren. Gleichzeitig konnte eine Abnahme des ISV festgestellt werden. Mit dem Beginn der Rezirkulation trat eine Erhöhung der SV_5/SV_{30} - und SV_{10}/SV_{30} -Verhältnisse auf. Es wird vermutet, dass granuliert Biomasse in die Rezirkulation gelang und die kompakte Struktur durch das Pumpen gestört wurde.

Ab Versuchstag 120 konnte eine massenhafte Entwicklung von Arcella in der granulierten Biomasse beobachtet werden. Das Auftreten von Arcella ist für hohe Schlammalter und O_2 -Konzentrationen typisch und führte zu einer Abnahme der Trockensubstanz, da vermehrt Biomasse ausgeschwemmt wurde. Dies erforderte die Auffüllung von Belebtschlamm an Versuchstag 169. Die Erhöhung der Absetzzeit ab Versuchstag 191 auf 10 min führte zu einem Anstieg im ISV von ca. 40 auf 65 ml/g. Die minimale Absetzgeschwindigkeit lag bei 0,8 m/h. Es wird vermutet, dass mehr flockige Biomasse im Reaktor angereichert wurde und den ISV erhöhte. Ebenso konnte ein Anstieg der SV_5/SV_{30} - und SV_{10}/SV_{30} -Verhältnisse auf ca. 1,5 und 1,2 festgestellt werden. Die Untersuchungen untermauern die bisherigen Ergebnisse, dass unter günstigen Bedingungen, d. h. mit einer ausreichend anaeroben Beschickung und Selektion der Biomasse ein ISV von 60 bis 70 ml/g realisierbar ist.

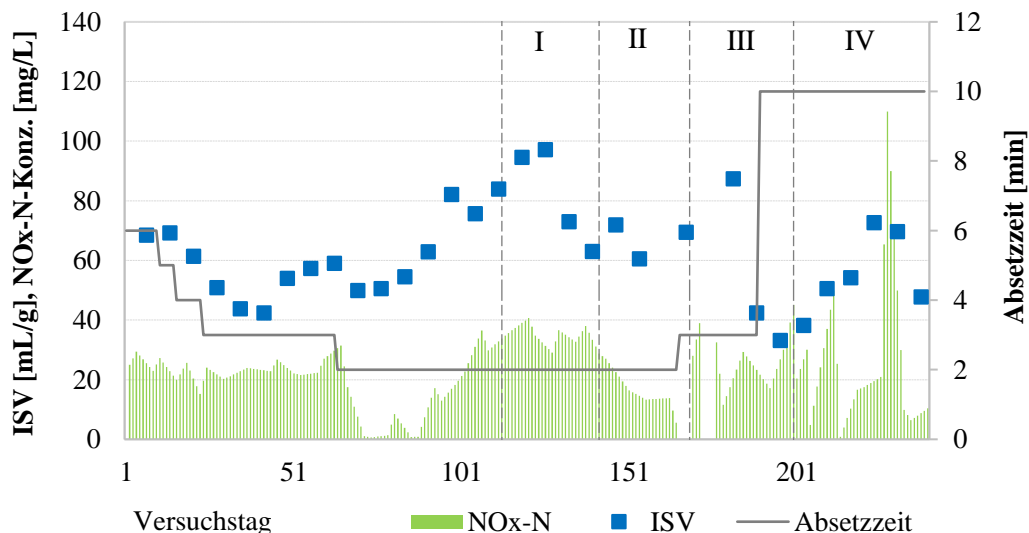


Abbildung 42: Verlauf des ISV, der NO_x -N-Konzentration und Absetzzeit während der Versuchsphase 4 [I: Zykluszeit von 4 auf 6 Stunden, II: Rezirkulation von Ablauf, III: Zufuhr von Belebtschlamm, IV: Senkung der Belüftungsgrenzen]

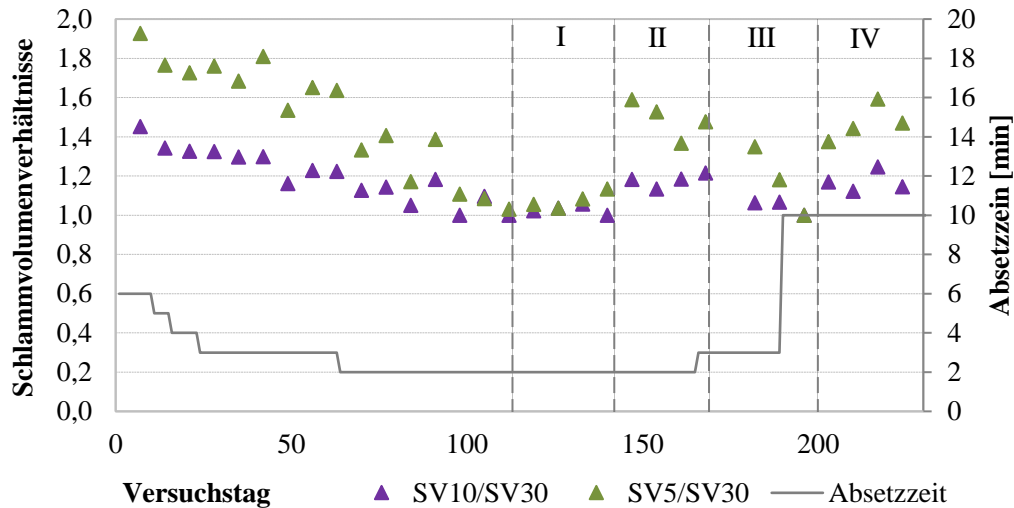


Abbildung 43: Verlauf der SV_5/SV_{30} - und SV_{10}/SV_{30} -Verhältnisse während der Versuchsphase 4 [I: Zykluszeit von 4 auf 6 Stunden, II: Rezirkulation von Ablauf, III: Zufuhr von Belebtschlamm, IV: Senkung der Belüftungsgrenzen]

Abbildung 44 zeigt die Entwicklung des TS-Gehaltes über den Versuchszeitraum mit den dazugehörigen Schwebstoff-Konzentrationen im Ablauf. Für SBR 1 konnte zunächst eine Zunahme des TS-Gehaltes auf 4,9 g/L beobachtet werden, wobei dieser nach der Umstellung der Absetzzeit auf 3 min in einem Bereich von 3 bis 4 g/L schwankte. Das Schlammalter in diesem Versuchsabschnitt lag bei 22 bis 28 Tagen. Mit der Umstellung auf eine Absetzzeit von 2 min ergaben sich zeitweise Schwebstoff-Konzentrationen von 130 bis 200 mg/L, wodurch das Schlammalter vorübergehend auf 5 bis 12 Tage abnahm. Aufgrund der hohen Schwebstoff-Konzentrationen (bis zu 100 mg/L) im Ablauf des SBR, schwankte der TS-Gehalt bei einer Absetzzeit von 2 min um ca. 1,3 g/L (Abbildung 44). Biomasse wurde lediglich für die Beprobung des TS-Gehaltes entnommen und kein Überschussschlamm abgezogen. Es ergab sich daher, dass die flockige Biomasse, die regelmäßig ausgeschwemmt wurde ein geringes Schlammalter und die granulierten Biomasse mit hoher Absetzgeschwindigkeit gleichzeitig ein hohes Schlammalter aufwiesen.

An Versuchstag 183 wurde zudem die Absetzzeit auf 10 min erhöht. Ziel war es mehr Biomasse im System zu halten und dadurch eine aktive Entnahme von Überschussschlamm für die Einstellung eines definierten Schlammalters zu ermöglichen. Die Entnahme von Schlamm erfolgte dabei während der belüfteten Phase, sodass das Schlammalter für die gesamte Biomasse gleich war. Durch die Anwendung der höheren Absetzzeit konnten weniger Schwebstoffe im Ablauf gemessen werden. Die Schwebstoff-Konzentrationen lagen zwischen 13 und 54 mg/L. Der TS-Gehalt im Reaktor stieg mit der längeren Absetzzeit auf erneut 3 g/L. Die Schlammproduktion während der Versuchsphase ergab sich im Mittel zu 0,2 gTS/gCSB.

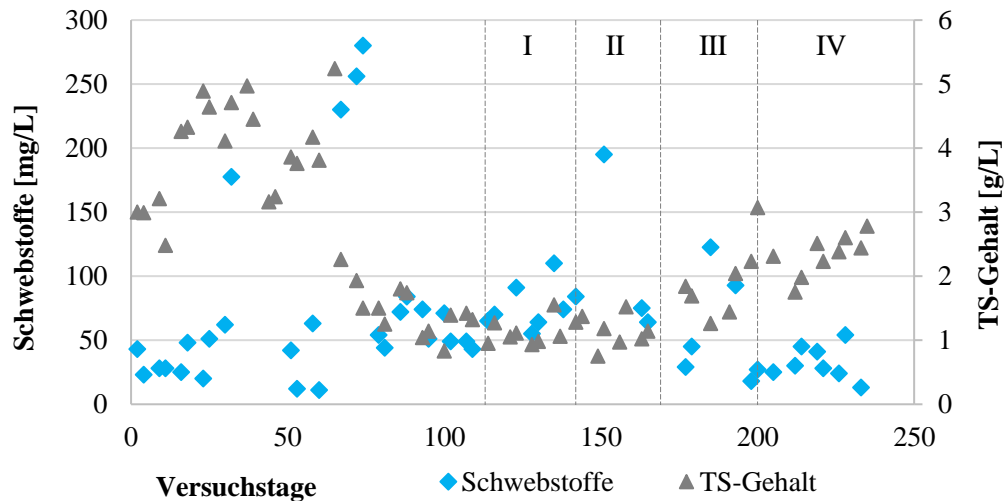


Abbildung 44: Verlauf des TS-Gehaltes und der Schwebstoffe im Ablauf für SBR 1 während der Versuchsphase 4 [I: Zykluszeit von 4 auf 6 Stunden, II: Rezirkulation von Ablauf, III: Zufuhr von Belebtschlamm, IV: Senkung der Belüftungsgrenzen]

Abbildung 45 zeigt die CSB- und Ges.P.-Entfernung sowie das Schlammalter für Reaktor 1 während der Versuchsphase 4. Die Schlammbelastung lag im Mittel bei $0,32 \text{ gCSB}/(\text{gTS}\cdot\text{d})$. Die CSB-Entfernung von SBR 1 lag im Durchschnitt bei 92,9% (Min: 84,3% und Max: 100%). Bis zum Versuchstag 77 lag die Phosphatentfernung zwischen 70 und 83% und nahm bis zum Versuchstag 147 wieder stetig ab. In diesem Zeitraum kam es zu einem Anstieg des Schlammalters auf 30 Tage, wobei die verringerte Phosphatentfernung auf das hohe Schlammalter zurückzuführen ist. Zudem kann die Abnahme der Phosphatentfernung auf die höheren $\text{NO}_x\text{-N}$ -Konzentrationen und unzureichende anaerobe Bedingungen während der Beschickung zurückgeführt werden.

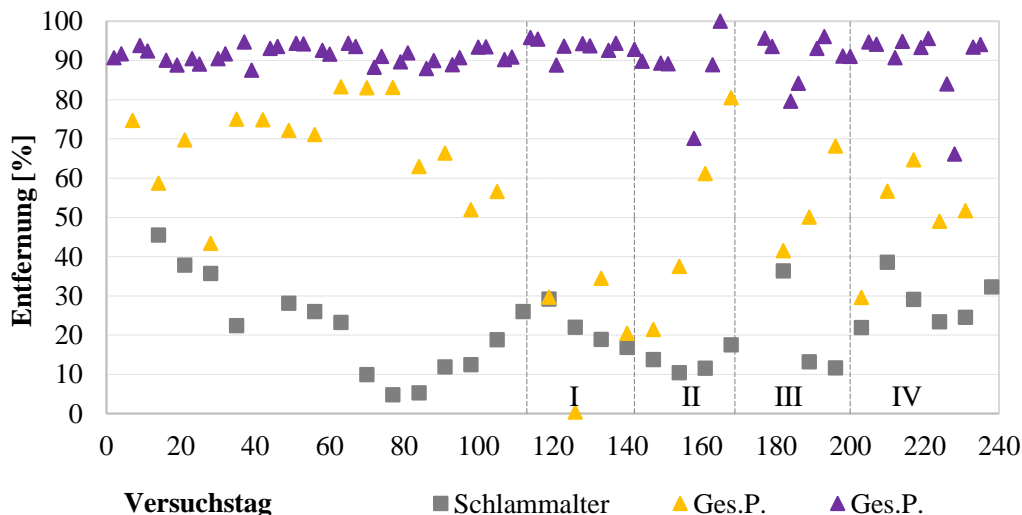


Abbildung 45: Verlauf der CSB- und Ges.P.-Entfernung und Schlammalter für SBR 1 während der Versuchsphase 4 [I: Zykluszeit von 4 auf 6 Stunden, II: Rezirkulation von Ablauf, III: Zufuhr von Belebtschlamm, IV: Senkung der Belüftungsgrenzen]

Die nachfolgende Abbildung 46 zeigt die $\text{NH}_4\text{-N}$ - sowie die Ges.N.-Entfernung für die Versuchsphase 4 in Zusammenhang mit der Stickstoffschlammbelastung. Das Diagramm veranschaulicht, dass für SBR 1 eine vollständige $\text{NH}_4\text{-N}$ -Entfernung nicht durchgehend erreicht werden konnte, was auf eine zeitweise erhöhte Stickstoffbelastung und das Wachstum von *Arcella* zurückzuführen war. Eine verringerte $\text{NH}_4\text{-N}$ - und Ges.N.-Entfernung für SBR 1 traten an Versuchstag 29 bei einer Schlammbelastung von ca.

60 mgGes.N./gTS·d) auf. Ein Einbruch der $\text{NH}_4\text{-N}$ -Entfernung ergab sich zudem an Versuchstag 63 nach der Umstellung der Absetzzeit von 3 auf 2 min. Die Reduktion der Absetzzeit führte zu einem Verlust von Biomasse, wodurch die Schlammbelastung vorübergehend auf 100 mgGes.N./gTS·d) anstieg. Zudem wird vermutet, dass die Entwicklung von Ciliaten eine Abnahme der Nitrifikationsleistung verursachte. Die $\text{NH}_4\text{-N}$ - und Ges.N.-Entfernung nahm auf jeweils 50% ab. Die Ges.N.-Entfernung lag für SBR 1 mit ein paar wenigen Ausnahmen bis zum Versuchstag 67 zwischen 50 und 60%. Für die Auswertung muss berücksichtigt werden, dass die Belüftung von SBR zwischen 1,8 und 2,2 mg O_2 /L erfolgte und während der belüfteten Phase durchgehend aerobe Bedingungen im Reaktor vorlagen. Die Denitrifikation erfolgte somit hauptsächlich in den anoxischen Zonen der Biomasse. An Versuchstag 200 wurde die O_2 -Konzentration durch geänderte Belüftungsgrenzen reduziert.

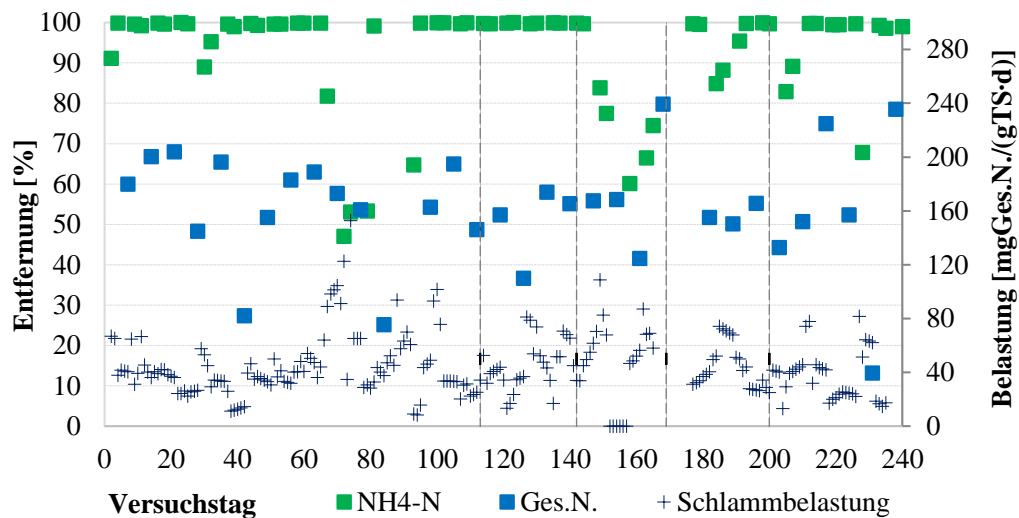


Abbildung 46: Verlauf der $\text{NH}_4\text{-N}$ - und Ges.N.-Entfernung und Stickstoffschlammbelastung für SBR 1 während der Versuchsphase 4

4.5.2 REAKTOR 2- ALTERNIERENDE BELÜFTUNG

Die Belüftungsregelung für SBR 2 erfolgte alternierend, wobei die Belüftung für 5 min auf eine O_2 -Konzentration von 2 mg/L mit einer anschließenden Belüftungspause von 5 min erfolgte. Die Belüftung gewährleistete somit anoxische Bedingungen im Medium sowie eine Vergrößerung der anoxischen Zonen innerhalb der granulierten Biomasse. Abbildung 41 stellt einen typischen Verlauf für die O_2 -Konzentration des Reaktors 2 dar. An Versuchstag 110 wurde die Dauer eines Zyklus von 4 auf 6 Stunden erhöht. Der Zyklus umfasste dabei eine 60-minütige anaerobe Beschickung mit einer anschließend 30-minütigen anaeroben Pause. Im späteren Verlauf wurde die anaerobe Beschickung auf 80 min, mit einer anschließenden 10-minütigen anaeroben Pause verlängert.

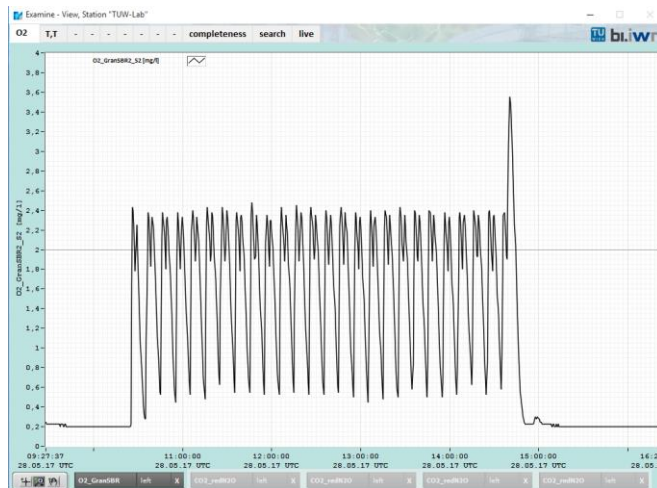


Abbildung 47: O_2 -Konzentrationen bis Versuchstag 189 (alternierend Belüftung)

Abbildung 42 und Abbildung 43 zeigen den Verlauf des ISV, der NO_x -N-Konzentrationen im Ablauf und die gemessenen Schlammvolumenverhältnisse des Reaktors 1. Auch für SBR 2 ergab sich eine Erhöhung des ISV und der NO_x -N-Konzentrationen ab Versuchstag 100. Während das SV_{10}/SV_{30} -Verhältnis für den Versuchszeitraum zwischen 1,1 und 1,2 lag, trat für das SV_5/SV_{30} -Verhältnis eine Erhöhung auf 1,6 bis 1,7 auf.

Der Schlamm wurde an Versuchstag 92 auf beide Reaktoren aufgeteilt. Dabei ergab sich eine Abnahme der Schlammvolumenverhältnisse. Bei geringen TS-Gehalten kann ein schnelleres Absetzen beobachtet werden als bei hohen TS-Gehalten, da sich die Biomasse während des Absetzvorganges weniger stark gegenseitig behindert. Der Einsatz der Rezirkulation resultierte auch für SBR 2 in einer Erhöhung der SV_5/SV_{30} - und SV_{10}/SV_{30} -Verhältnisse auf ca. 1,6 und 1,2. Nach Erhöhung der Absetzzeit auf 10 min konnte das SV_5/SV_{30} - und das SV_{10}/SV_{30} -Verhältnis wieder auf 1,1 und 1,2 gesenkt werden. Hierbei wird vermutet, dass weniger flockige Biomasse aus dem Reaktor ausgetragen wurde und mehr Schwebstoffe in die Flocken eingebunden werden konnte. Bei einer hohen Ausschwemmung hingegen, liegt überwiegend granuläre Biomasse vor, die nicht genügend Oberfläche für die Adsorption von Schwebstoffen aufweist. Diese Beobachtung verdeutlicht, dass die flockige Biomasse einen hohen Beitrag zum Rückhalt von Schwebstoffen liefert.

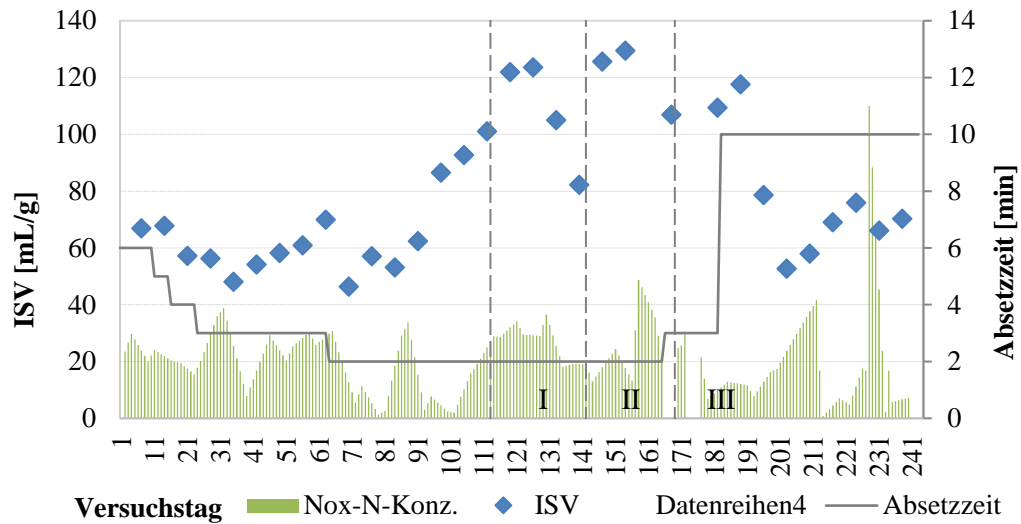


Abbildung 48: Verlauf des ISV, NO_x-N-Konzentration und Absetzzeit während der Versuchsphase 4 [I: Aufteilung der Reaktoren, II: Rezirkulation von Ablauf, III: Zufuhr von Belebtschlamm]

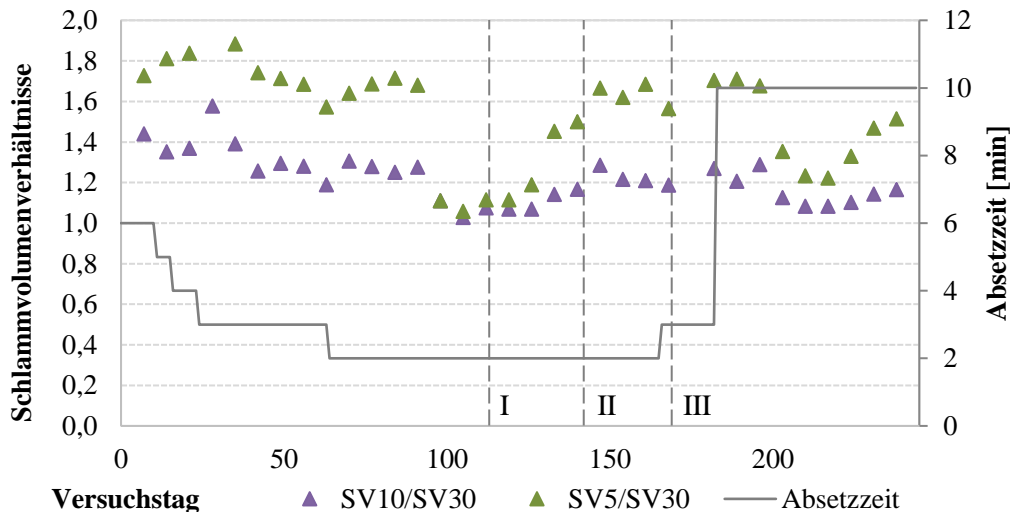


Abbildung 49: Verlauf der SV₅/SV₃₀-, SV₁₀/SV₃₀-Verhältnisse und Absetzzeit während der Versuchsphase 4 [I: Aufteilung der Reaktoren, II: Rezirkulation von Ablauf, III: Zufuhr von Belebtschlamm]

Abbildung 50 zeigt den Verlauf der TS-Gehalte und die Schwebstoff-Konzentrationen im Ablauf von SBR 2 während der Versuchsphase 4. Der TS-Gehalt nahm innerhalb von 25 Tagen auf 6,1 g/L zu. Eine Abnahme des TS-Gehaltes ergab sich in Folge der Umstellung der Absetzzeit auf 3 min und anschließend 2 min. Wie auch für Reaktor 1, schwankte der TS-Gehalt von Versuchstag 95 bis 163 um 1,2 g/L. Mit der Umstellung auf eine Absetzzeit von 2 min ergaben sich zeitweise Schwebstoff-Konzentrationen von 130 bis 200 mg/L im Ablauf, wodurch das Schlammalter vorübergehend auf 5 bis 12 Tage abnahm. Biomasse wurde überwiegend in Form von Schwebstoffen über den Ablauf aus den Reaktoren ausgetragen. Eine aktive Entnahme von Schlamm erfolgte lediglich für die Beprobung. Das Schlammalter für SBR 2 ergab sich ein Schlammalter von 18 bis 35 Tagen. Die Schlammproduktion lag wie bei SBR 1 bei 0,20 gTS/gCSB.

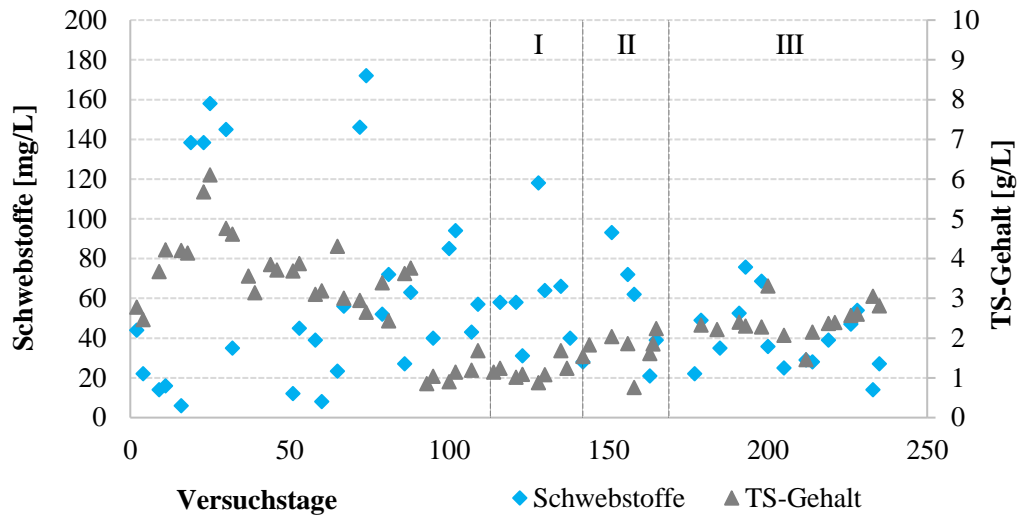


Abbildung 50: Verlauf des TS-Gehaltes und der Schwebstoffe im Ablauf für SBR 2 [I: Aufteilung der Reaktoren, II: Rezirkulation von Ablauf, III: Zufuhr von Belebtschlamm]

In der nachfolgenden Abbildung 51 sind die CSB- und Ges.P.-Entfernungen sowie das Schlammalter für SBR 2 während der Versuchsphase 4 dargestellt. Die Schlammbelastung während der Versuchsphase 4 lag im Mittel bei 0,25 gCSB/(gTS·d). Die CSB-Entfernung von SBR 2 erreichte im Durchschnitt bei 91,0% (Min: 66,1% und Max: 100%). Ebenso wie für Reaktor 1 nahm die Ges.P.-Entfernung bis zum Versuchstag 147 stetig ab. Auch hier ist die Abnahme auf die höheren $\text{NO}_x\text{-N}$ -Konzentrationen sowie auf das höhere Schlammalter der granulierten Biomasse zurückzuführen. Ein temperaturbedingter Rückgang der Phosphatentfernung kann auf die Konkurrenz zwischen PAO und GAO zurückgeführt werden (Bassin *et al.* 2012b). GAO besitzen demnach bei Temperaturen von 30 °C gegenüber PAO einen Wachstumsvorteil. Die Temperatur an Versuchstag 233 lag bei 28,7 °C.

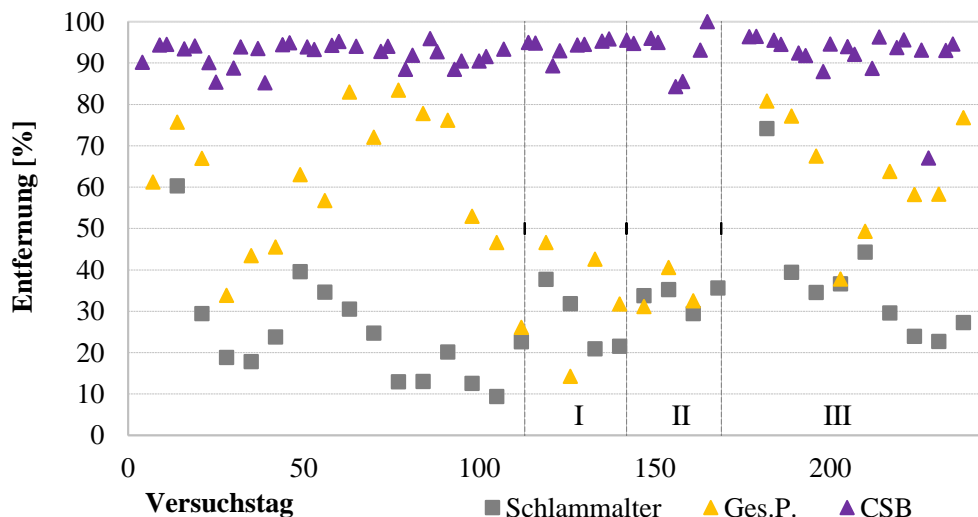


Abbildung 51: Verlauf der CSB-, Ges.P.-Entfernung und Schlammalter während der Versuchsphase 4 [I: Aufteilung der Reaktoren, II: Rezirkulation von Ablauf, III: Zufuhr von Belebtschlamm]

Abbildung 64 zeigt $\text{NH}_4\text{-N}$ - und Ges.N.-Entfernung und die Stickstoffschlammbelastung während der Versuchsphase 4. Mit den gewählten Belüftungseinstellungen konnte während der Versuchsphase 4 eine durchgehende vollständige $\text{NH}_4\text{-N}$ -Entfernung verzeichnet werden. Die Stickstoffentfernung stieg bis zum Versuchstag 240 auf ca. 90%. Zwischen den Versuchstagen 140 bis 250 lag die Ges.N.-Entfernung mit ein paar

wenigen Ausnahmen über 70%. Eine geringe Ges.N.-Entfernung von unter 70% trat bei Schlammbelastungen von über 60 mgGesN/(gTS·d).

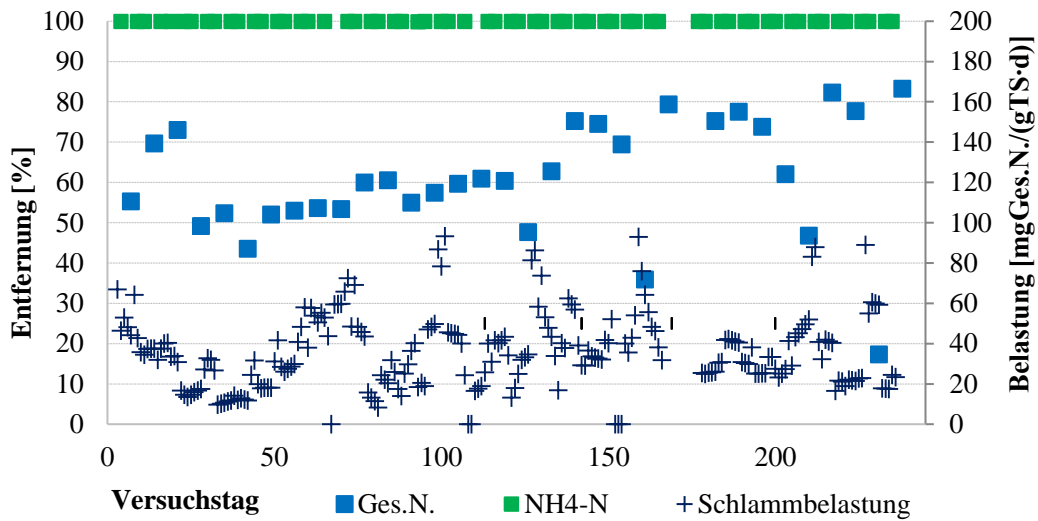


Abbildung 52: Verlauf der $\text{NH}_4\text{-N}$ - und Ges.N.-Entfernung und Stickstoffschlammbelastung während der Versuchsphase 4

4.5.3 MOLEKULARBIOLOGISCHE UNTERSUCHUNGEN

Tabelle 10 zeigt die Beschaffenheit der aerob granuliertem Schlämme aus dem SBR-Anlagen. Die Schlämme für am Ende eines Zyklus entnommen. Das CSB/oTS-Verhältnis lag bei 1,45 (SBR 1) und 1,54 (SBR 2). Das oTS/TS-Verhältnis für SBR 1 und 2 ergab sich mit 80 und 81 %.

TABELLE 10: BESCHAFFENHEIT DER SCHLÄMME AUS DER SBR-ANLAGEN

Reaktor	CSB [mg/L]	Ges.N. [mg/L]	Ges.P. [mg/L]	TS [g/L]	oTS [g/L]
SBR 1	3.235	66,0	221,8	2,77	2,21
SBR 2	3.312	78,8	231,0	2,63	2,14

Aerob granuliert Biomasse aus den Versuchsanlagen wurde auf die mikrobiologische Zusammensetzung im molekularbiologischen Labor des Institutes untersucht. Die im Vorfeld extrahierte DNA wurde über eine PCR-Analyse (Polymerase-Kettenreaktion, englisch: polymerase chain reaction, PCR) untersucht. Das Verfahren beruht darauf, die Erbsubstanz DNS mit Hilfe des Enzyms DNA-Polymerase in vitro zu vervielfältigen. Die Sequenzierung wurde mit Illumina MiSeq Sequenzer nach Illumina 16S Metagenomic Sequencing Library Vorbereitungsprotokoll (mit Nextera XT Indizes) durchgeführt. Jede Probe hat die Analyse um 80.000 bis 100.000 Mal durchlaufen. Aus diesen Läufen wurden die Ergebnisse mit schlechter Qualität verworfen. Die Ergebnisse der Analyse umfassten Informationen zu Phylum, Klasse, Ordnung, Familie und Gattung. Diese taxonomischen Informationen können verwendet werden, um die Biozönose in einer getesteten Probe genauer zu bestimmen.

Abbildung 53 und Abbildung 54 zeigen die Verteilung der 50% am häufigsten nachgewiesenen Organismen in den Schlammproben. Für SBR 1 und 2 war der dominante Organismus Thauera mit 9,6% (SBR 1) und 16,5% (SBR 2). Das Aufkommen von Thauera wird häufig für aerob granuliertem Schlämme berichtet (Li et al. 2008; Zhao et al. 2013). Li et al. (2008) berichten, dass Organismen wie Pseudomonas, Zoogloea and Flavobacterium, typische flockenbildende Bakterien sind und bekannt für ihre Eigenschaft gelartige extrazelluläre Polymeren zu produzieren. Die Fähigkeit Zellen miteinander verbinden, ist auch für granuliertem Biomasse von Bedeutung, sodass hierfür ein höheres Auftreten dieser Organismen berichtet wird.

Auffällig ist der Nachweis von Sphaerotilus und Thiothrix im granulierten Schlamm der SBR-Anlagen, obwohl die mikroskopischen Aufnahmen keine Fäden erkennen ließen. Es wird vermutet, dass die Fäden innerhalb der Granula eingebettet waren. Häufig wird berichtet, dass Fadenbakterien ein Gerüst für die Granula bilden (Figueroa *et al.* 2015).

Dies ist zum Beispiel für Sphaerotilus möglich. Diese Mikroorganismen sind gelegentlich bekannt für Anlagen mit Nährstoffmangel. Bestimmte fadenförmige Organismen wie Sphaerotilus sind in der Lage, relativ hohe Konzentrationen von Substrat zu assimilieren und dabei PHA zu synthetisieren. Im Gegensatz dazu kann Thiothrix, bei der Behandlung von kommunalen und industriellen Abwasser mit und ohne Nährstoffentfernung identifiziert werden. Der Organismus tritt bei Abwässern auf, die reich an reduzierten Schwefelverbindungen sind, bei Nährstoffmangel oder in Anlagen mit geringer Schlammbelastung. Diese Bakterien sind in der Lage Schwefel-Granulat und PHA zu speichern und haben eine schnelle Nährstoffaufnahme unter Nährstoffmangel.

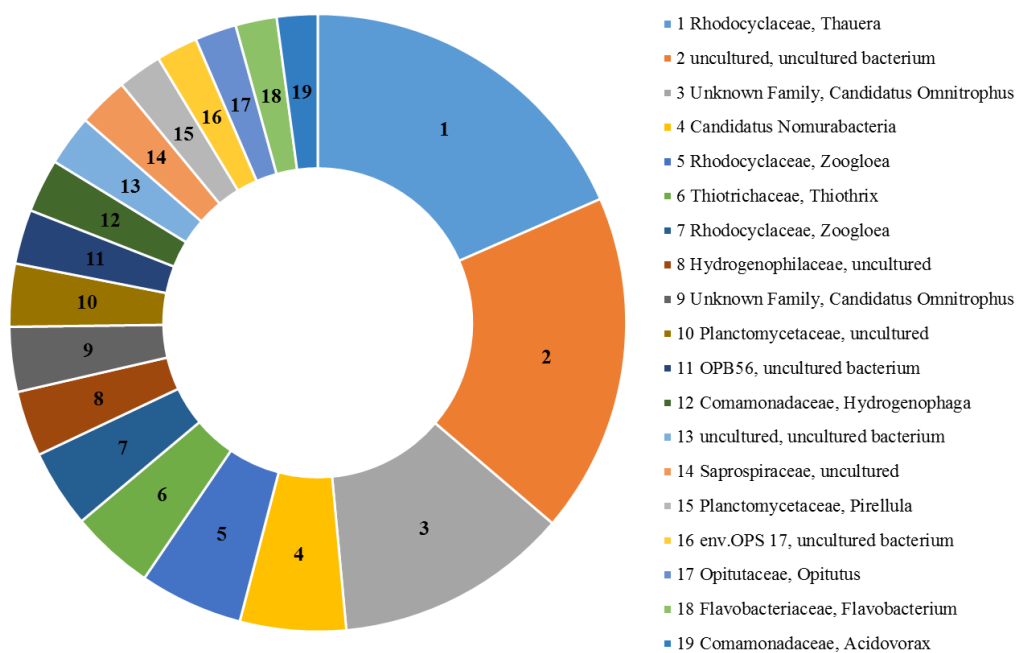


Abbildung 53: Verteilung der 50% am häufigsten Organismen im granulierten Schlamm aus SBR 1

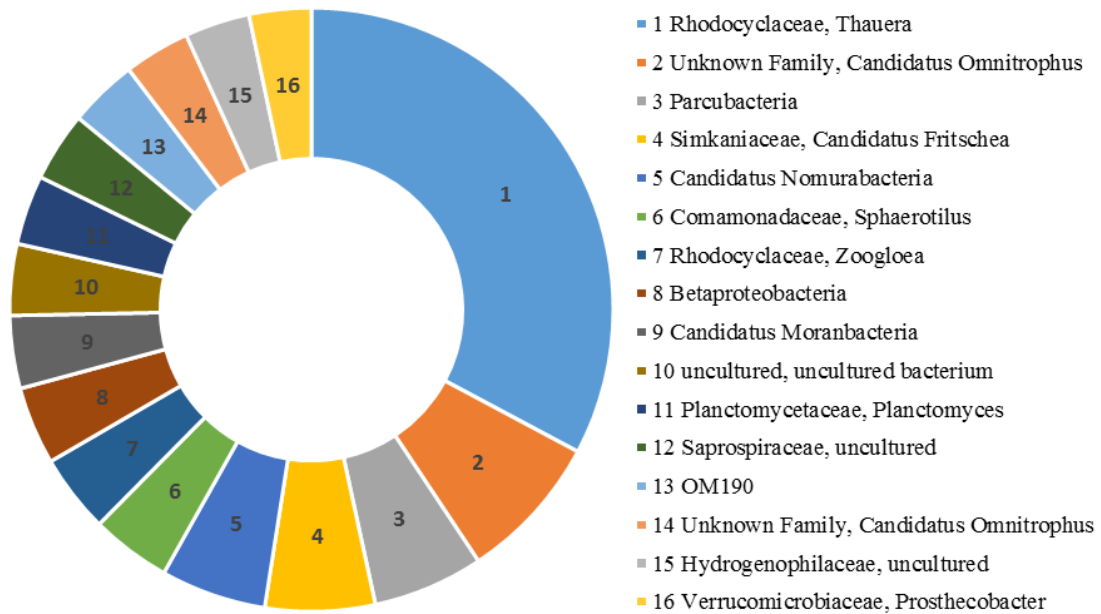


Abbildung 54: Verteilung der 50% am häufigsten Organismen im granulierten Schlamm aus SBR 2

4.5.4 ZUSAMMENFASSUNG DER VERSUCHSERGEBNISSE

Für die Inbetriebnahme wurden unterschiedlichen Austauschverhältnisse und Absetzgeschwindigkeiten angewendet. Die Austauschverhältnisse lagen hierbei bei 41% (SBR 1) und 30% (SBR 2). Bei der Umstellung des SBR auf ein höheres $v_{s,min}$ von 4 m/h und Austauschverhältnis ergab sich eine stärkere Abnahme des ISV sowie der SV_5/SV_{30} - und SV_{10}/SV_{30} -Verhältnisse. Dennoch wurde für beide Reaktoren ab der 5. bzw. 6. Versuchswoche eine Erhöhung im ISV festgestellt. Ab Versuchstag 45 lagen die ISV bei ca. 60 ml/g. Für Reaktor 2 ergab sich an Versuchstag 59 ein ISV von ca. 70 ml/g, vermutlich da aufgrund des niedrigeren $v_{s,min}$ mehr flockige Biomasse im System zurück gehalten wurden. Einer Publikation von Pronk *et al.* (2015b) kann entnommen werden, dass großtechnische Nereda-Anlage mit Austauschverhältnissen zwischen 30 und 40% betrieben werden (Trockenwetterbedingungen).

Mit der Versuchsphase wurde eine Zyklusdauer von 6 Stunden erprobt. Die Versuche zeigten einen eindeutigen Einfluss von Nitrat auf den ISV. Hohe NO_x -N-Konzentrationen führten dabei zu einem Anstieg im ISV, während die Schlammvolumenverhältnisse wenig beeinflusst waren. Mit der Rezirkulation von Klarwasser zum Schlammbett war es möglich die NO_x -N-Konzentrationen effektiv zu senken und einen niedrigen ISV zu erreichen. Die Rezirkulation führte zu einem Anstieg der SV_5/SV_{30} - und SV_{10}/SV_{30} -Verhältnisse, woraus gefolgert werden kann, dass das Pumpen einen negativen Effekt auf das Absetzverhalten der Biomasse besitzt.

Die CSB-Entfernung lag im Durchschnitt bei 92,9% (SBR 1) und 91,0% (SBR 2). Die Schlammbelastung während der Versuchsphase 4 ergab sich im Mittel zu 0,32 gTS/(gCSB·d) und 0,25 gTS/(gCSB·d). Mit den durchgehend aeroben Bedingungen während der belüfteten Phase konnte eine Ges.N.-Entfernung von 50 bis 60% erreicht werden. Eine Ges.N.-Entfernung von über 70% war lediglich mit einer alternierenden Belüftung möglich. Während mit SBR 2 eine vollständige NH_4 -N-Entfernung erreicht wurde, ergab sich für SBR 1 ein Rückgang der NH_4 -N-Entfernung bei Schlammbelastungen von 60 mgGes.N./((gTS·d). Der Betrieb von SBR 1 war durch ein massives Wachstum von Arcella beeinträchtigt.

4.6 BEMESSUNGSBEISPIEL

Im folgenden Kapitel sollen die Unterschiede im erforderlichen Beckenvolumen für einen SBR mit aerob granulierter Biomasse sowie mit flockigem Belebtschlamm dargestellt werden. Die Berechnungen basieren hierbei auf den in den Versuchen ermittelten realistischen ISV für granulierten Schlamm (70 ml/g) sowie auf eine verkürzte Absetzzeit von 30 min. Die nachfolgende Bemessung erfolgte nach DWA Merkblatt M 210 unter Berücksichtigung des Bemessungsbeispiels.

Fiktive Gemeinde	8.000 EW
Abwasseranfall bei Trockenwetter	1.500 m ³ /d
	62,5 m ³ /h
Zulauf bei erhöhtem Fremdwasserzufluss	180 m ³ /h

TABELLE 11: ANNAHMEN FÜR ZULAUFKONZENTRATIONEN UND -FRACHTEN

Parameter	Fracht [kg/d]	Konzentration [mg/L]
BSB₅	480	320
TS	560	373
TKN	88	59
P	16	11

TS/BSB → 1,17

Aerobe Schlammstabilisierung 25 d

Überwachungswerte

S_{anorg.,ÜW} 17,7 mg/L

C_{P,ÜW} 2 mg/L

Berechnungsschritte

Bemessungsbeispiel

SBR mit AGS

Berechnung der Prozessparameter

S_{NO₃,AN} 10 mg/L 10 mg/L

S_{org,N} 2 mg/L 2 mg/L

Zu nitrifizierender Stickstoff

	44,2 mg/L	44,2 mg/L
	34,2 mg/L	34,2 mg/L
$S_{NO_3,D}/C_{BSB,ZB}$	0,11	0,1069
$\dot{U}_{S_C,BSB}$	0,975 kgTS/kgBSB	0,975 kgTS/kgBSB
$\dot{U}_{S_d,C}$	468 kg TS/d	468 kg TS/d

Phosphatelimination

$C_{P,AN}$	1 mg/L	1 mg/L
$X_{P,Bio}/C_{BSB,ZB}$	0,01	0,01
$X_{P,BM}/C_{BSB,ZB}$	0,005	0,005
$X_{P,Bio}$	3,2 mg/L	3,2 mg/L
$X_{P,BM}$	1,6 mg/L	1,6 mg/L
$X_{P,F\ddot{a}ll}$	5,2 mg/L	5,2 mg/L
$\dot{U}_{S_d,P}$	67,4 kg/d	67,4 kg/d
\dot{U}_{S_d}	535,4 kg/d	535,4 kg/d
$M_{TS,BB}$	13.386 kg	13.386 kg

Festlegung der Prozessgestaltung

Anzahl der Becken	2	2
-------------------	---	---

Zyklus und Bemessungsparameter

t_z	8 h	7,5 h
t_{BioP}	0,5 h	1 h
t_{Sed}	1 h	0,5 h
t_{Ab}	1 h	0,5 h
ISV	120 ml/g	70 ml/g

Ermittlung der Reaktionszeit

t_R	5,5 h	5,5 h
-------	-------	-------

Nitrifikations- und Denitrifikationszeit

V_D/V_{BB}	0,37	0,37
t_D	2,0 h	2,0 h
t_N	3,5 h	3,5 h

Erforderliche Masse an Schlamm

$M_{TS,R}$	19.471 kg	18.254 kg
TS-Gehalt (gewählt)	5 g/L	6 g/L

Beckenvolumen

V_{\min} (je Becken)	1.947 m ³	1.521 m ³
Delta V_{\max}	720 m ³	675 m ³
V_R	2.667 m ³	2.196 m ³
f_A	0,270	0,307

TSR	3,65 kg/m ³	4,16 kg/m ³
-----	------------------------	------------------------

Abmessung

D	25 m	25 m
$H_{w,0}$	5,5 m	5,5 m
$H_{w,e}$	4,02 m	3,81 m

Dekantierleistung	720 m ³ /h	1350 m ³ /h
-------------------	-----------------------	------------------------

Berechnungen für den TW Zufluss

Delta V_{TW}	250 m ³	234,38 m ³
$V_{R,TW}$	2.197 m ³	1.756 m ³
$f_{A,TW}$	0,11	0,13
$TS_{R,TW}$	4,43	5,20 kg/m ³

$H_{w,0,TW}$	4,53 m	4,40 m
--------------	--------	--------

Dauer des Klarwasserabzug bei TW	0,35 h	0,17 h
----------------------------------	--------	--------

Nachweis der hinreichende Klarwasserhöhe

Relative Endschlamm Spiegelhöhe

$h_{s,e}$	0,44	0,29
-----------	------	------

Anfangssinkgeschwindigkeit

$v_{s,0}$	2,14 m/h	3,80 m/h
-----------	----------	----------

Verlaufparameter der Schlamm Spiegel

Alpha	0,694 h ⁻¹	0,974 h ⁻¹ 0
-------	-----------------------	----------------------------

Klarwasserhöhe allg.

t (Dekantierbeginn)	1 h	1 h
---------------------	-----	-----

SBR-VERSUCHSBETRIEB

t (Dekantierende)	2 h	2 h
Flockungszeit t_{Flock}	10 min 0,167 h	10 min 0,167 h
$H_{S(1h)}$	4,14 m	3,79 m
$H_{S(2h)}$	3,28 m	2,69 m
$H_{KW(1h)}$	1,36 m	1,71 m
$H_{KW(2h)}$	0,74 m	1,12 m
Relative Endschlamm Spiegelhöhe		
$h_{s,e,TW}$	0,53	0,36
Anfangsgeschwindigkeit		
$v_{S,0,TW}$	1,68 m/h	2,75 m/h
Verlaufparameter der Schlamm Spiegel		
Alpha TW	0,79 h ⁻¹	0,98 h ⁻¹
Klarwasserhöhe für die Zeitpunkte		
t	1 h	1 h
t	1,35 h	1,17 h
$H_{S(1h)}$	3,51 m	3,05 m
$H_{S(2h)}$	3,25 m	2,87 m
$H_{KW(1h)}$	1,02 m	1,34 m
$H_{KW(2h)}$	0,77 m	0,94 m
Nachweis der Denitrifikation		
$S_{NO_3,AN}$	5,0 mg/L	5,9 mg/L
Nachweis zur vermehrten BioP		
V_D/V_{BB} (neu)	0,423	0,467

Fall 2 unterliegt der Annahme des Einsatzes von aerob granuliertem Biomasse für die Reinigung des Abwassers einer fiktiven Gemeinde mit 8.000 EW. Die Annahme berücksichtigt hierbei einen ISV von 70 ml/g sowie eine notwendige Absetzzeit von 30 min. Das erforderliche Beckenvolumen errechnet sich daher mit 2.200 m³. Das Beckenvolumen für die unter Fall 1 verwendeten Annahmen (ISV von 120 ml/g,

Absetzzeit 1 h) resultiert in ein erforderliches Beckenvolumen von 2.670 m³. Die entspricht einem Einsparpotential bezüglich der Beckengröße von 17,3%.

5 KONTINUIERLICH DURCHFLOSSENENER VERSUCHSBETRIEB

5.1 ÜBERSICHT DER VERSUCHSPHASEN

Der Literatur zu aerob granuliertem Schlamm ist zu entnehmen, dass für eine Granulierung anaerobe Bedingungen während der Beschickung erforderlich sind. Die Art der Beschickung kann unterschiedlich erfolgen. Rocktäschel *et al.* (2013) berichten von einer Granulierung in Versuchen mit einer plug-flow Beschickung als auch mit einem anaerobem Mischen. Anhand dieser Ergebnisse kann vermutet werden, dass ein plug-flow Betrieb für die Granulierung nicht zwingend erforderlich ist. Für den Versuchsbetrieb der kontinuierlich durchflossenen Anlage wurden daher zwei Arten der Beschickung gewählt. Zum einem, ein geteilt anaerobes Volumen mit einem schlauchförmigen Reaktor, geführt als plug-flow Reaktor, mit einem nachgeschalteten durchmischten Reaktor, sowie ein vollständig gemischter Anaerobreaktor. Als weitere Bedingung für die Granulierung wird die Selektion von Biomasse genannt. Der Austrag flockiger Schlammartikel kann dabei über eine höhere hydraulische Belastung der Nachklärung erfolgen. Im Fall der Versuche wurde für die Nachklärung ein Reaktor mit kleinem Volumen gewählt. Die Untersuchungen zur Granulierung in einer kontinuierlich durchflossenen Versuchsanlage unterteilen sich in drei Versuchsphasen. Im Folgenden werden die wesentlichen Betriebseinstellungen der jeweiligen Versuchsphasen zusammengefasst.

VERSUCHSPHASE 1

- Plug-flow Reaktor mit 2,4 L (anaerob), gerührter anaerober Reaktor mit einem Volumen von 6,4 L und aerobes Volumen von 39,3 L
- HRT: 3,0 h (anaerob), Aufenthaltszeit vergleichbar mit anaerober Zeit im SBR
- Beurteilung der Granulierung und Veränderung der Partikelgrößen, Beschreibung der Schlammstruktur und des Absetzverhaltens
- Bewertung der Reinigungsleistung für CSB, NH₄-N, Ges.N., Ges.P.
- Belastung: 0,36 gCSB/(gTS·d), kommunales Abwasser, intermittierende Belüftung
- mittlere Schlammvolumenbeschickung: 235 L/(m²·h)

VERSUCHSPHASE 2

- Vollständig gerührter Anaerob-Reaktor mit 9,7 L und aerob-anoxisches Volumen von 39,3 L
- HRT: 1,6 und 3,0 h (anaerob), Aufenthaltszeit vergleichbar mit anaerober Zeit im SBR
- Beurteilung der Schlammstruktur und Zusammensetzung der Biomasse, sowie des ISV und Absetzverhaltens
- Bewertung der Reinigungsleistung für CSB, NH₄-N, Ges.N., Ges.P.
- Belastung: 0,19 gCSB/(gTS·d), synthetisches Abwasser, intermittierende Belüftung

- mittlere Schlammvolumenbeschickung: $237 \text{ L}/(\text{m}^2 \cdot \text{h})$

VERSUCHSPHASE 3

- Gerührter anaerob Reaktor mit 9,7 L und aerob-anoxisches Volumen von 52 L
- HRT: 2,0 und 1,8 h (anaerob)
- Beurteilung der Schlammstruktur und Zusammensetzung der Biomasse, sowie des ISV und Absetzverhaltens
- Bewertung der Reinigungsleistung für CSB, $\text{NH}_4\text{-N}$, Ges.N., Ges.P.
- Belastung: $0,29 \text{ gCSB}/(\text{gTS} \cdot \text{d})$, Abwasser der TU Wien, alternierende Belüftung
- Selektion über Rezirkulation von Ablauf in die Nachklärung, Erhöhung der Schlammvolumenbeschickung q_{SV} auf $737 \text{ m}^3/(\text{L} \cdot \text{h})$

5.3 VERSUCHSPHASE 1

5.3.1 VERSUCHSBESCHREIBUNG

Abbildung 55 zeigt die Versuchsanordnung der kontinuierlich durchflossenen Anlage während der Versuchsphase 1. Die anaerobe Stufe wurde in zwei Reaktionsräume unterteilt und bestand aus einem horizontal durchflossenen Rohrreaktor mit einem Volumen von 2,4 L und einem gerührten Reaktor (6,4 L Volumen). Mit dem Rohrreaktor wurde ein horizontal durchflossener plug-flow Betrieb nachgestellt. Diese Betriebsweise wurde gewählt, um die Biomasse hohen Substratkonzentration auszusetzen, wie es auch bei der Beschickung im SBR erfolgt. Der gerührte anaerobe Reaktor diente zudem als Ausgleich und Puffer, um einen Übertrag von CSB, bedingt durch eine unvollständige Aufnahme (bspw. bei Belastungsschwankungen) in den aerob-anoxischen Reaktor sowie auch Schlammablagerungen zu vermeiden. Das Verhältnis des anaeroben Volumens zum Gesamtvolumen betrug ca. 18% und war mit dem Verhältnis der anaeroben Beschickungsdauer zur Gesamtzykluszeit im SBR vergleichbar (20-25%). Die Nachklärung umfasste ein Volumen von 2,3 L. Der Schwebstoffabtrieb wurde über einen nachgeschalteten Sammelbehälter erfasst und hierbei einmal wöchentlich der TS-Gehalt analysiert. Täglich wurden durchschnittlich 44 L zur Versuchsanlage gepumpt. Die hydraulische Verweilzeit in der anaeroben Stufe lag bei 3,0 h. Das Rücklaufschlammverhältnis wurde mit 1,6 eingestellt. Die mittlere Schlammvolumenbeschickung betrug $235 \text{ L}/(\text{m}^2 \cdot \text{h})$. Die maßgebende Größe für die konstruktive Gestaltung der Nachklärung ist die Oberflächenbeschickung q_A . Diese betrug $0,6 \text{ m/h}$ und erhöhte sich durch das verbesserte Absetzverhalten bis zum Versuchsende auf $1,8 \text{ m/h}$. Der Zeitraum der Versuche umfasste 121 Tage.

Die Reaktionsräume waren wie folgt aufgeteilt:

- ein anaerobes Volumen von 2,4 L (Rohrreaktor),
- ein anaerobes Volumen von 6,4 L (Reaktor mit Rührer),
- ein intermittierend belüftetes Volumen von 39,3 L (Reaktor mit Rührer),
- Nachklärung mit 2,3 L,
- Schlamm-sammelbehälter (9,7 L).

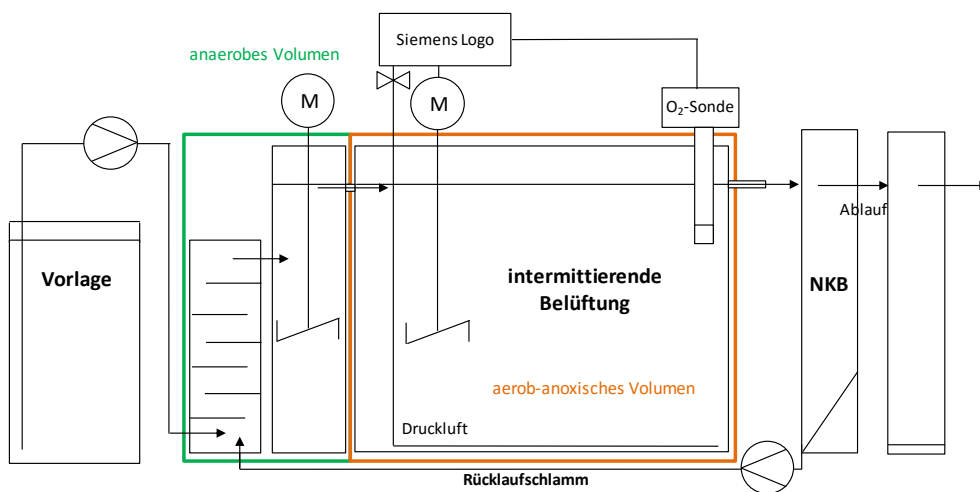


Abbildung 55: Versuchsanordnung der kontinuierlich durchflossenen Anlage während Versuchsphase 1

Abbildung 56 zeigt zwei Verläufe der O₂-Konzentrationen entsprechend der gewählten Belüftungsregelung. Die Belüftung erfolgte intermittierend mit Belüftungsgrenzen von 2 mg/L und 3 mg/L. Das Belüftungsintervall betrug 40 min. Anschließend folgte eine 20-minütige Belüftungspause für die Denitrifikation. An Versuchstag 54 wurden die Dauer der Belüftungsphase und des Pausenintervalls auf jeweils 30 min umgestellt.

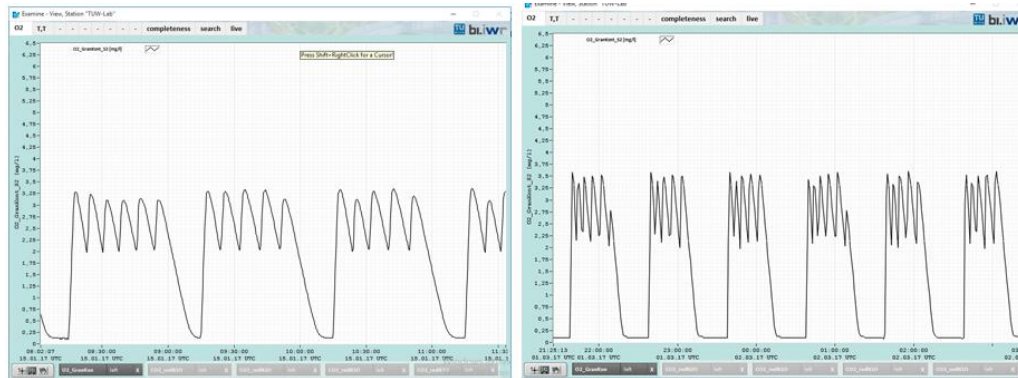


Abbildung 56: Verlauf der O₂-Konzentration für die Versuchsphase (links 40/20min bis Versuchstag 54, rechts 30/30min ab Versuchstag 54)

Für die Versuchsphase 1 wurde vorgeklärtes kommunales Abwasser einer nahegelegenen Kläranlage verwendet. Die Beschaffenheit des Abwassers ist in Tabelle 12 zusammenfasst. Die mittleren N/CSB- sowie das P/CSB-Verhältnisse ergaben sich mit 0,12 und 0,02. Die Ges.P.-Konzentration betrug ca. 11,8 mg/L. Die Schlammbelastung wurde in Anlehnung an die SBR-Versuche mit im Mittel 0,36 gCSB/(gTS·d) eingestellt, die Raumbelastung lag im Durchschnitt bei 0,7 gCSB/(L·d).

TABELLE 12: ZUSAMMENSETZUNG DES VERWENDETEN KOMMUNALEN ABWASSERS WÄHREND DER VERSUCHSPHASE 1

	CSB	PO ₄ -P	NH ₄ -N	Ges.P.	Ges.N.
	[mg/L]	[mg/L]	[mg/L]	[mg/L]	[mg/L]
Mittelwert	560	7,2	30,0	11,8	59,1
Median	503	6,2	27,2	10,5	55,5
Minimum	173	2,6	2,1	5,6	34,7
Maximum	1790	18,5	55,4	24,8	119,7

5.3.2 SCHLAMMSTRUKTUR UND ABSETZVERHALTEN

Die nachfolgende Abbildung 57 zeigt den Verlauf der SV₅/SV₃₀- und SV₁₀/SV₃₀-Verhältnisse für die Versuchsphase 1. Für beide Parameter konnte eine Abnahme über den Versuchszeitraum festgestellt werden. Während das SV₅/SV₃₀-Verhältnis zu Versuchsbeginn bei ca. 2,5 lag, konnte das Verhältnis bis zum Ende der Versuchsphase auf ca. 1,5 gesenkt werden. Ein vergleichbarer Verlauf ergab sich für das SV₁₀/SV₃₀-Verhältnis, wobei eine stetige Abnahme von ca. 1,6 auf 1,2 möglich war. Dieser Wert liegt geringfügig über den SV₁₀/SV₃₀-Verhältnissen für die SBR-Versuche, wo Verhältnisse zwischen 1,05 und 1,1 erreicht wurden.

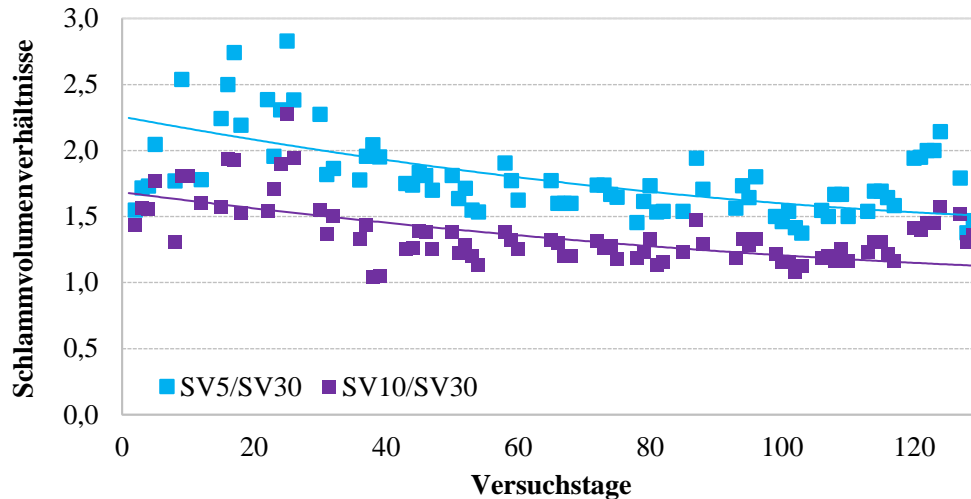


Abbildung 57: Verlauf der SV₅/SV₃₀- und SV₁₀/SV₃₀-Verhältnisse während der Versuchsphase 1

Abbildung 58 stellt den Verlauf des ISV mit den gemessenen NO_x-N-Konzentrationen im Ablauf der anaeroben Stufe dar. Der ISV lag zu Versuchsbeginn bei ca. 100 bis 140 ml/g. Zwischen den Versuchstagen 44 und 74 pendelte sich der ISV auf 90 und 80 ml/g ein. Von Versuchstag 74 bis 79 kam es zu einem sprunghaften Anstieg des ISV von 85 auf 102 ml/g. Zu diesem Zeitpunkt wurden erhöhte NO_x-N-Konzentrationen (6,4 mg/L) im Ablauf der anaeroben Stufe festgestellt. Zwischen den Versuchstagen 109 und 114 traten ebenso erhöhte NO_x-N-Konzentrationen von 7,6 und 9,0 mg/L auf, wobei gleichzeitig ein Anstieg des ISV auf über 100 ml/g festgestellt wurde. Die Ergebnisse der Versuchsphase 1 veranschaulichen die Bedeutung der anaeroben Stufe. Das Auftreten von Nitrat war direkt an eine Verschlechterung des ISV gekoppelt.

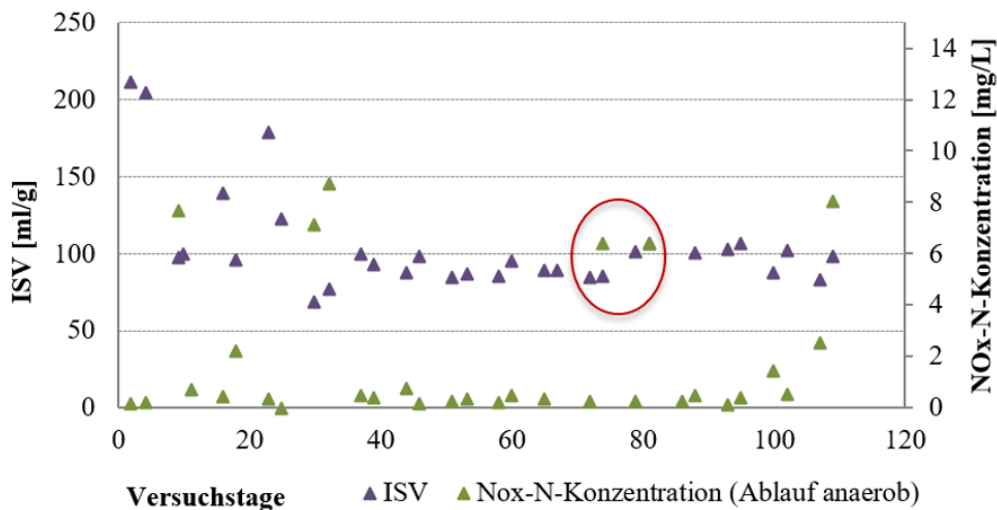


Abbildung 58: Verlauf des ISV und der NO_x-N-Konzentrationen im Ablauf der anaeroben Stufe

Abbildung 59 zeigt die Schwebstoff-Konzentrationen im Ablauf der kontinuierlichen Versuchsanlage. Die Konzentrationen schwankten dabei von 35 bis 227 mg/L und verdeutlichen, dass mit dem Betrieb der Nachklärung eine gute Trennung des Schlammes möglich war. Ab Versuchstag 104 wurde der Schlamm aus dem nachgeschalteten Sammelbehälter zurück geleert, um die Biomasse im System zu halten.

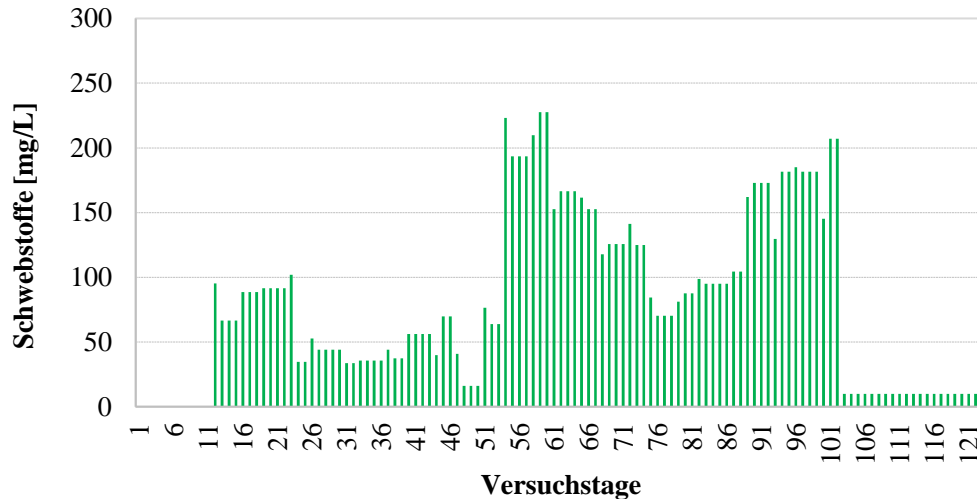


Abbildung 59: Verlauf der Schwebstoff-Konzentration im Ablauf der kontinuierlichen Versuchsanlage

Abbildung 60 zeigt Mikroskopaufnahmen des Schlammes während der Versuchsphase 1. Mit den gewählten Versuchsbedingungen konnte im Vergleich zur Beschaffenheit des verwendeten Impfschlammes deutlich größere und kompaktere Strukturen, ähnlich wie im SBR-Betrieb, erzeugt werden. Es wurde zudem ein erhöhtes Auftreten von Zoogloea festgestellt, was häufig für aerob granulierten Schlämme beobachtet wird. Das Auftreten festsitzender Ciliaten war im Vergleich zu der granulierten Biomasse aus den SBR-Anlagen weniger stark ausgeprägt. Dennoch konnten vereinzelte Kolonien von Glockentierchen und auch Rädertierchen an der Oberfläche der Granula beobachtet werden.

An Versuchstag 102 wurde Schlamm aus der kontinuierlich durchflossenen Anlage und dem SBR entnommen und die Partikelgrößenverteilungen gemessen. In der Abbildung 61 sind die gemessenen Partikelgrößen im Vergleich zu einem flockigen Belebtschlamm dargestellt. Die größten Strukturen konnten für den aerob granulierten Schlamm aus dem SBR festgestellt werden. Hierbei waren etwa 50% der Partikel größer als 450 μm und lediglich 10% kleiner als 146 μm . Für den aerob granulierten Schlamm aus der kontinuierlich durchflossenen Anlage lagen ca. 50% der Partikel mit einer Größe von über 300 μm vor, wobei lediglich 10% kleiner als 110 μm waren. Die Messung verdeutlicht eine im Vergleich zum flockigen Belebtschlamm insgesamt Vergrößerung der Schlammstrukturen der aerob granulierten Biomasse. Bei der Probe mit flockigen Belebtschlamm waren ca. 90% der Partikel kleiner als 400 μm . Laut der Definition von aerob granuliertem Schlamm wird eine Größe von mehr als 200 μm vorausgesetzt. Die Messung der Partikelgrößenverteilung veranschaulicht, dass mit den gewählten Versuchseinstellungen mehr als 50% der Biomasse granuliert werden konnte.

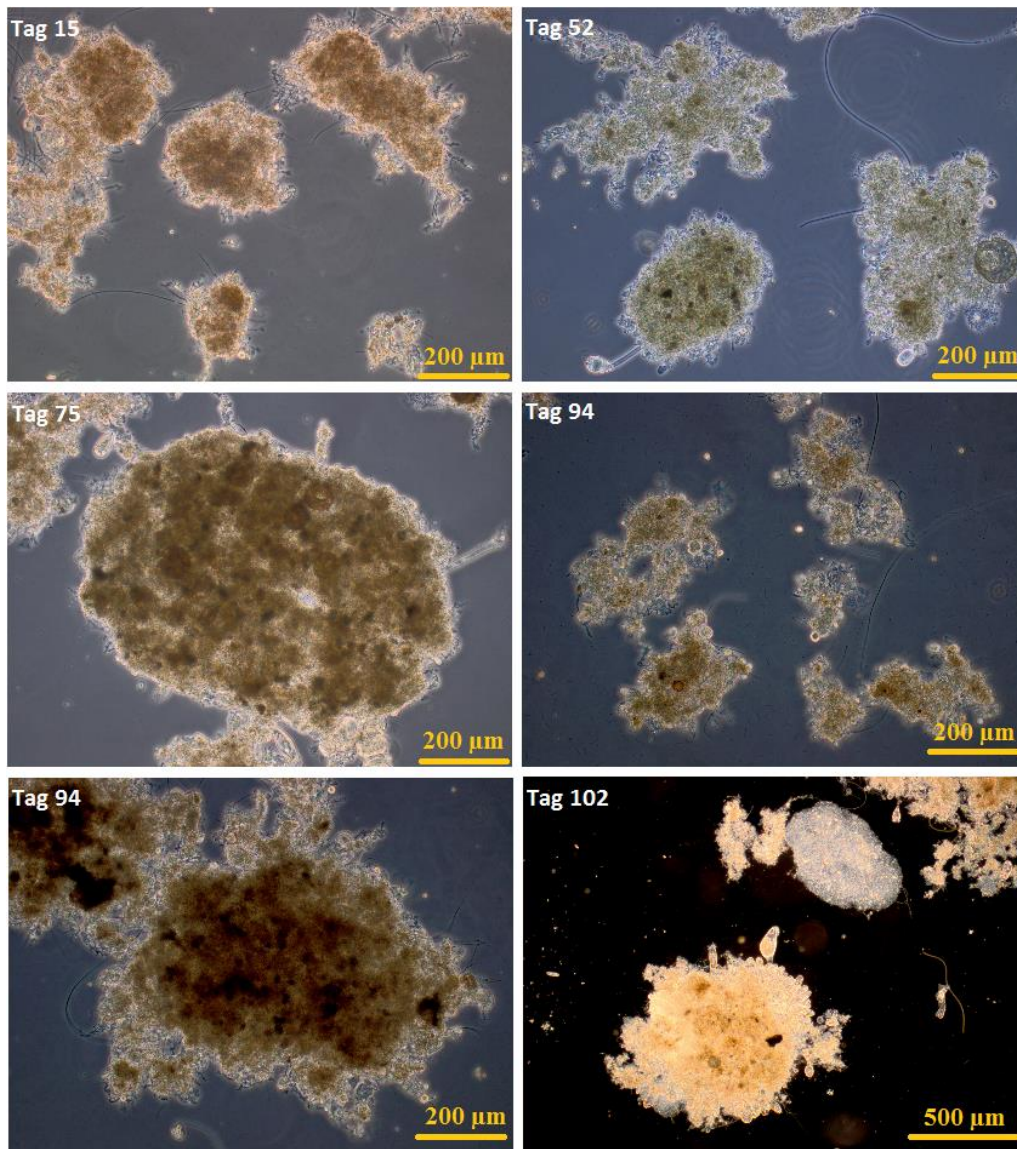


Abbildung 60: Mikroskopische Aufnahmen des Schlammes während der Versuchsphase I

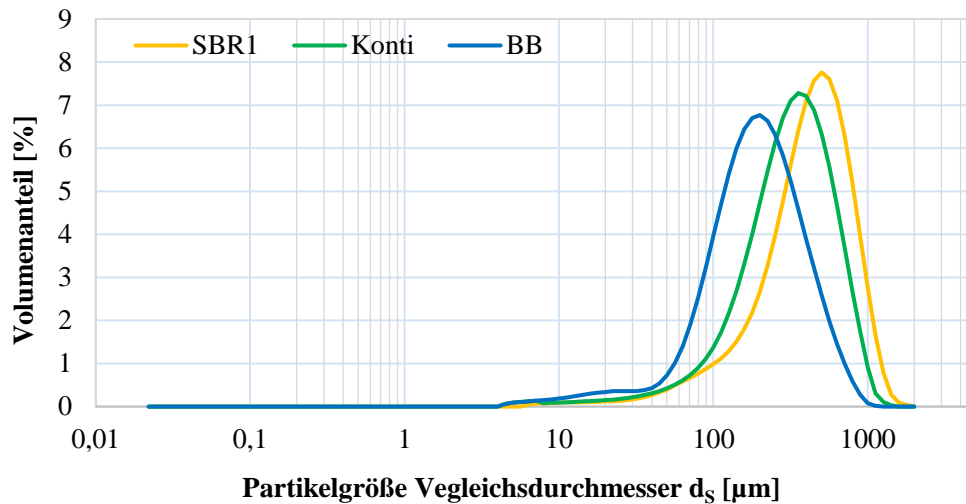


Abbildung 61: Partikelgrößenverteilung des Schlammes aus der kontinuierlich durchflossenen Versuchsanordnung (Versuchstag 102) im Vergleich mit granuliertem Schlamm aus dem SBR und flockigen Belebtschlamm

5.3.3 REINIGUNGSLEISTUNG

Die Bedeutung der anaeroben Stufe liegt darin, den substratspeichernden Organismen bevorzugte Wachstumsbedingungen zu bieten. In der anaeroben Stufe kommt es zu einer Adsorption und Aufnahme von zugeführtem Substrat (CSB), wobei der CSB möglichst weitgehend aufgenommen werden soll, um ein aerobes Wachstum zu vermeiden. Die CSB-Zu- und Ablaufkonzentrationen zur anaeroben Stufe werden in Abbildung 62 dargestellt. Die CSB-Ablaufkonzentrationen lagen im Durchschnitt bei 47 mg/L. Anhand der Zu- und Ablaufwerte ergab sich eine CSB-Reduktion von durchschnittlich 76%. Abbildung 63 zeigt die Messungen der Ges.P.-Konzentrationen im Zu- und Ablauf sowie die $\text{NO}_x\text{-N}$ -Ablaufkonzentration der anaeroben Stufe. Hierbei ergaben sich Phosphatrücklösung von bis 24 mg/L. Das Auftreten von $\text{NO}_x\text{-N}$ an einzelnen Versuchstagen bedeutet, dass keine anaeroben Bedingungen sichergestellt werden konnten. In diesem Zusammenhang keine bzw. verringerte Phosphatrücklösung beobachtet werden.

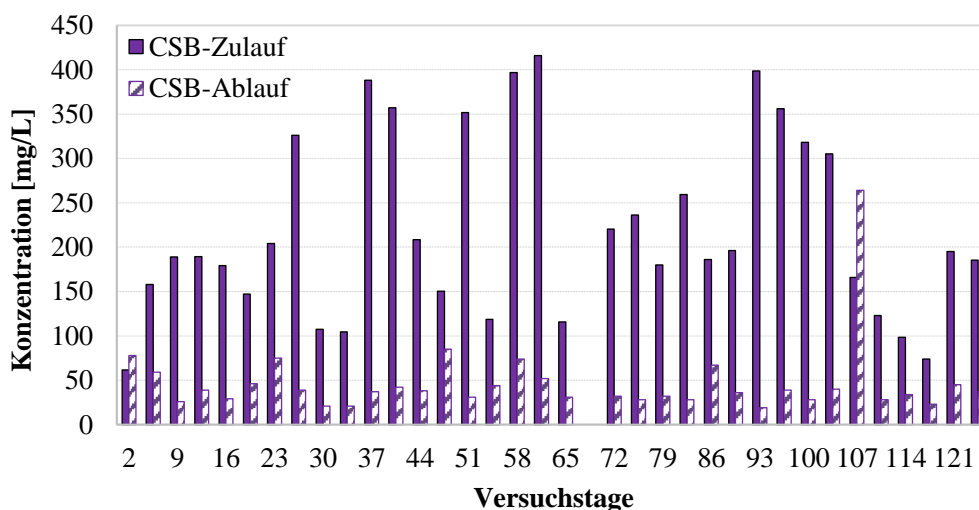


Abbildung 62: CSB-Zulauf- und Ablaufkonzentration der anaeroben Stufe

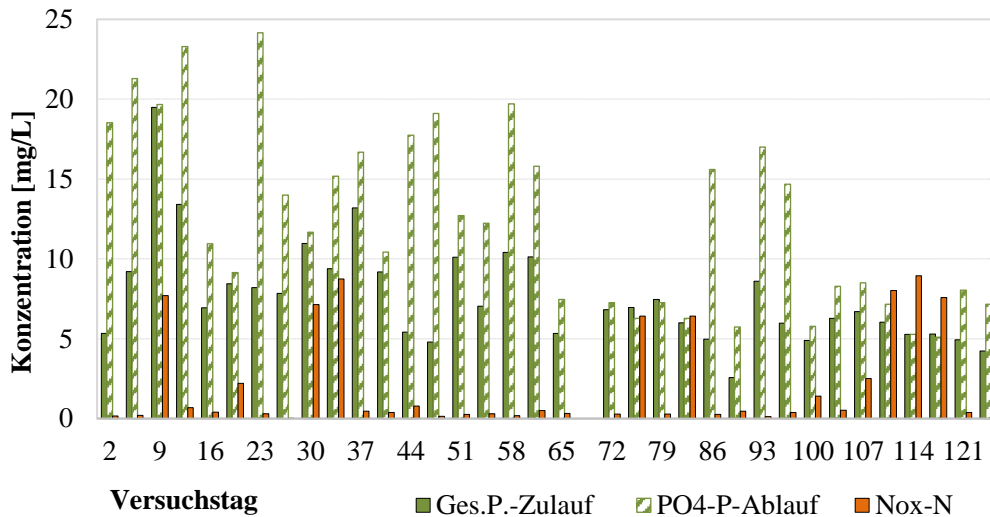


Abbildung 63: Ges.P.-Zulauf- sowie PO₄-P- und NO₃-N-Ablaufkonzentrationen der anaeroben Stufe

Im Folgenden wird die Reinigungsleistung bzw. Entfernung der relevanten Abwasserparameter beschrieben. Die CSB-Entfernung während der Versuchsphase 1 lag zwischen 87,1 und 97,8%. Im Durchschnitt ergab sich die CSB-Entfernung mit 95,3%. Die nachfolgende Abbildung 64 zeigt die wöchentlichen Entfernungen für die Parameter NH₄-N, Ges.N. und Ges.P. Während der Versuchsphase wurde eine vollständige NH₄-N-Entfernung erreicht. Die Ges.N.-Entfernung lag mit ein paar wenigen Ausnahmen bei ca. 80%. Die Ergebnisse zeigen eine Korrelation zwischen der Ges.N.- und Ges.P.-Entfernung. Beispielsweise wurde an den Versuchstagen 77, 112 und 119 eine verringerte Ges.N.- und gleichzeitig eine verringerte Ges.P.-Entfernung verzeichnet. Die Ges.P.-Entfernung lag an den übrigen Versuchstagen zwischen 43 und 80%. Über den Schlammstammbehälter wurde der Schwebstoffaustrag ermittelt und für die Berechnung des Schlammalters verwendet. Das Schlammalter ergab sich zwischen 16 und 66 Tagen.

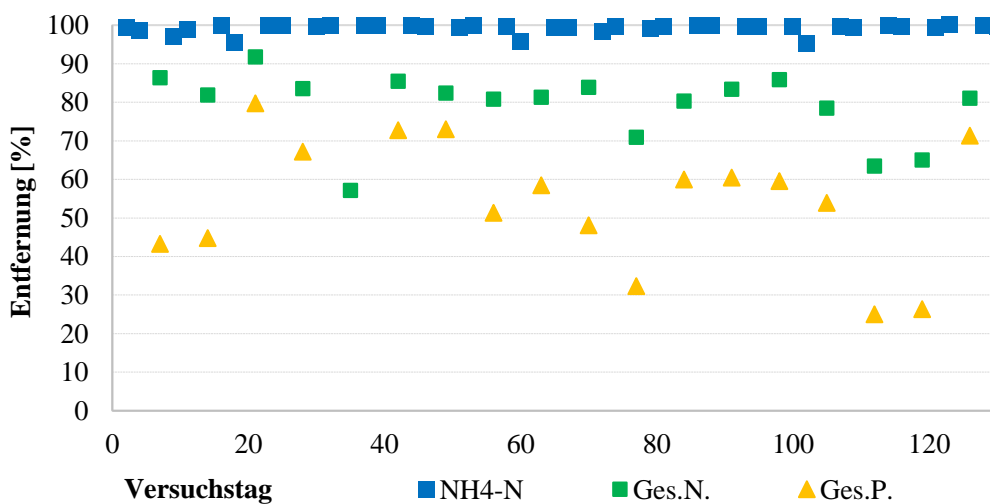


Abbildung 64: Verlauf der NH₄-N-, Ges.N.- und Ges.P.-Entfernungen berechnet für je eine Woche [%]

5.3.4 ZUSAMMENFASSUNG DER VERSUCHSERGEBNISSE

Die Schlammbelastung wurde in Anlehnung an die SBR-Versuche mit im Mittel 0,36 gCSB/(gTS·d) eingestellt, die Raumbelastung lag im Durchschnitt bei 0,7 gCSB/(L·d). Bis auf wenige Ausnahmen wurde die CSB-Konzentration nach der anaeroben Stufe auf unter 50 mg/L gesenkt. Die mikroskopischen Aufnahmen des Schlammes während der Versuchsphase 1 zeigen zahlreiche große und kompakte Schlammteilchen in einer sonst weitgehend flockigen Biomasse. Die Ergebnisse sind als positiv zu bewerten, da es erstmal gelungen ist, eine Granulierung in einer kontinuierlich durchflossenen Versuchsanlage zu erreichen, wobei Belebtschlamm einer kommunalen Kläranlage als Impfschlamm sowie kommunales Abwasser für die Beschickung verwendet wurden. Die Partikelgrößenverteilung verdeutlicht die Verschiebung des Belebtschlammes hin zu granulierten Biomasse. Das Ergebnis dieser Messung veranschaulicht, dass nunmehr 28% der Biomasse kleiner als 200 µm war. Die granulierten Biomasse war insgesamt kleiner als in den SBR-Anlagen. Mit dem gewählten Nachklärbecken und einer Schlammvolumenbeschickung von 235 L/(m²·h) konnte ein hoher Austrag von flockiger Biomasse erreicht werden. Die Schwebstoff-Konzentrationen lagen teilweise über 200 mg/L. Während das SV₅/SV₃₀-Verhältnis zu Versuchsbeginn bei ca. 2,5 lag; konnte das Verhältnis bis zum Ende der Versuchsphase auf ca. 1,5 gesenkt werden. Ein vergleichbarer Verlauf ergab sich für das SV₁₀/SV₃₀-Verhältnis, wobei eine Abnahme von ca. 1,6 auf 1,2 möglich war. Der ISV konnte mit den gewählten Einstellungen erfolgreich auf 85 ml/g gesenkt werden und lag damit jedoch über den ISV für die SBR-Anlagen. Hierbei ist der Einfluss von Rührer und Pumpen zu berücksichtigen. Anhand der Ergebnisse zeigte sich eine negative Beeinträchtigung des ISV, wenn in der ersten Stufe keine anaeroben Bedingungen gegeben waren, d. h. Nitrat vorlag. Diese Beobachtung verdeutlicht, die Notwendigkeit der Gewährleistung anaerober Bedingungen während der Beschickung für die Granulierung. Der ISV konnte nicht konstant niedrig gehalten werden. Die CSB- und Ges.N.-Entfernung lagen im Durchschnitt bei 95,3% und 77,1% und waren mit den Ergebnissen der SBR-Betriebsweise vergleichbar. Die Ges.P.-Entfernung lag überwiegend zwischen 43 und 80% und weist auf eine hohe Aktivität von Phosphat akkumulierenden Organismen hin, deren Anwesenheit eine wesentliche Voraussetzung für die Granulierung bildet.

5.4 VERSUCHSPHASE 2

5.4.1 VERSUCHSBESCHREIBUNG

Die Dauer der Versuchsphase 2 umfasste 65 Tage. Die Anlage wurde zu Versuchsbeginn mit Belebtschlamm einer nahegelegenen Kläranlage befüllt. In dieser Versuchsphase wurde die Anlage mit synthetischem Abwasser beschickt. In regelmäßigen Abständen erfolgte die Dosierung einer Spurenstofflösung. In dieser Versuchsphase wurde ein vollständig gerührter anaerober Reaktor verwendet. Das Verhältnis des anaeroben Volumens zum Gesamtvolumen betrug ca. 20%. Das Volumen des aerob-anoxischen Reaktors war 39,3 L. Es wurde die gleiche Nachklärung wie in Versuchsphase 1 verwendet. Das Rücklaufschlammverhältnis lag bis zu Versuchstag 39 bei 2,2 und wurde an Versuchstag 46 auf 1,3 reduziert. Die mittlere Schlammvolumenbeschickung lag bei 237 L/(m²·h). Die Flächenbeschickung der Nachklärung lag zu Versuchsbeginn bei 0,6 m/h und an Versuchsende bei 1,4 m/h.

Die Reaktionsräume waren wie folgt aufgeteilt:

- ein anaerobes Volumen von 9,7 L (Reaktor mit Rührer),
- ein intermittierend belüftetes Volumen von 39,3 L (Reaktor mit Rührer),
- Nachklärung mit 2,3 L
- Schlamm-sammelbehälter (9,7 L).

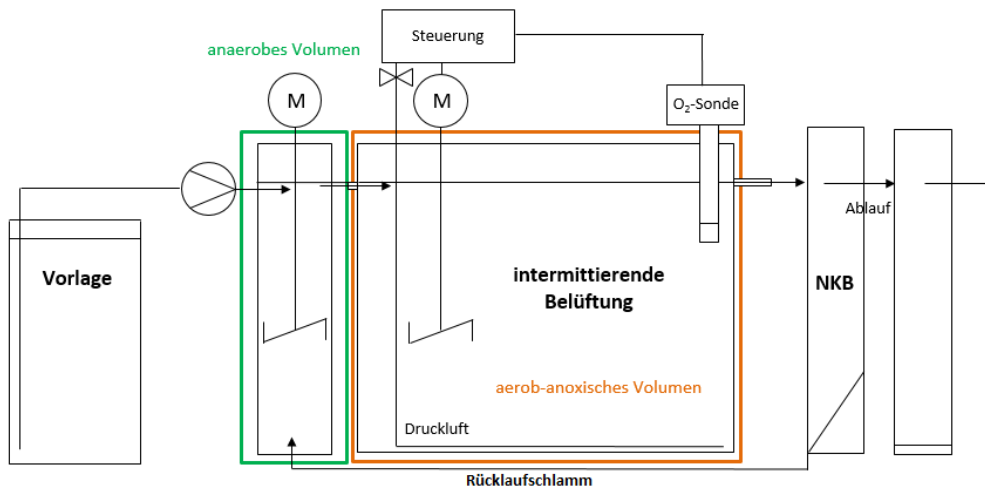


Abbildung 65: Versuchsanordnung der kontinuierlich durchflossenen Anlage während Versuchsphase 2

Abbildung 66 zeigt den Verlauf der O_2 -Konzentration für die kontinuierlich durchflossene Versuchsanlage. Die Belüftung erfolgte für einen Zeitraum von 40 min zwischen 2 und 3 mg/L. In der darauffolgenden unbelüfteten Phase von 20 min nahm die O_2 -Konzentration bis auf 0,0 mg/L ab. An Versuchstag 54 wurde der Zeitraum der Belüftung von 40 auf 20 min verkürzt. Der pH-Wert lag im Mittel bei 6,9.

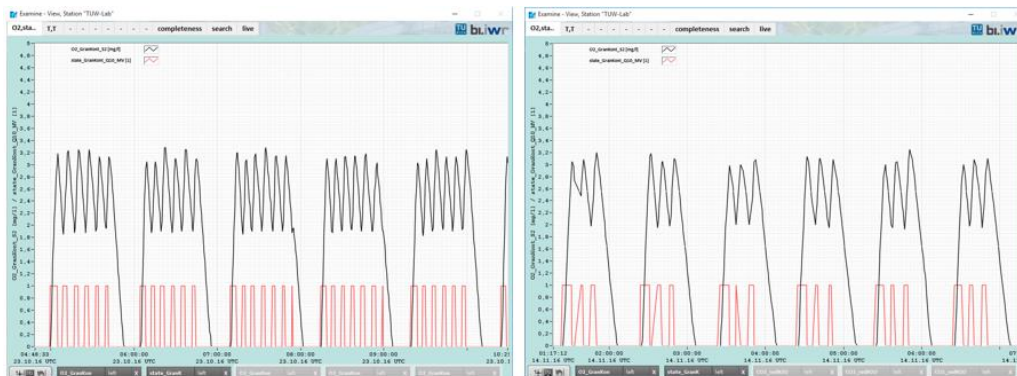


Abbildung 66: Verlauf der O_2 -Konz. für die kontinuierlich durchflossene Versuchsanlage 2

Die nachfolgende Tabelle 13 zeigt die Zusammensetzung des synthetischen Abwassers für die Versuchsphase 2. Die mittleren N/CSB- sowie P/CSB-Verhältnisse ergaben sich mit 0,10 und 0,04. Die Ges.P.-Konzentration betrug ca. 18,6 mg/L. Die resultierende Schlammbelastung lag mit im Mittel bei 0,19 gCSB/(gTS·d) deutlich niedriger als in Versuchsphase 1, die Raumbelastung lag im Durchschnitt bei 0,5 gCSB/(L·d).

TABELLE 13: ZUSAMMENSETZUNG DES VERWENDETEN SYNTHETISCHEN ABWASSER WÄHREND DER VERSUCHSPHASE 2

	CSB	PO ₄ -P	NH ₄ -N	Ges.P.	Ges.N.
	[mg/L]	[mg/L]	[mg/L]	[mg/L]	[mg/L]
Mittelwert	458	16,7	18,9	18,6	46,3
Median	455	17,1	20,4	18,9	46,5
Minimum	127	5,6	1,1	7,3	18,8
Maximum	566	21,0	33,7	24,3	55,6

5.4.1 SCHLAMMSTRUKTUR UND ABSETZVERHALTEN

Abbildung 67 und Abbildung 68 zeigen den Verlauf des ISV sowie der SV_5/SV_{30} - und SV_{10}/SV_{30} -Verhältnisse während der Versuchsphase 2. Der ISV betrug zu Beginn der Versuche ca. 130 ml/g und nahm innerhalb von 11 Tagen auf 66 ml/g ab. Im gleichen Zeitraum sank das SV_{10}/SV_{30} -Verhältnis von 1,8 auf 1,5. Bis zum Versuchstag 32 blieb der ISV zwischen 60 und 80 ml/g mit einem SV_{10}/SV_{30} -Verhältnis von ca. 1,4. Eine weitere Abnahme des ISV auf 42 ml/g konnte bis Versuchstag 46 verzeichnet werden. Im darauffolgenden Versuchsbetrieb nahm der ISV erneut auf 83 ml/g zu. Auch das SV_{10}/SV_{30} -Verhältnis erhöhte sich auf 1,7. Eine Erhöhung des SV_{10}/SV_{30} -Verhältnis an Versuchstag 58 resultierte in Folge des Wachstums von Fadenbakterien.

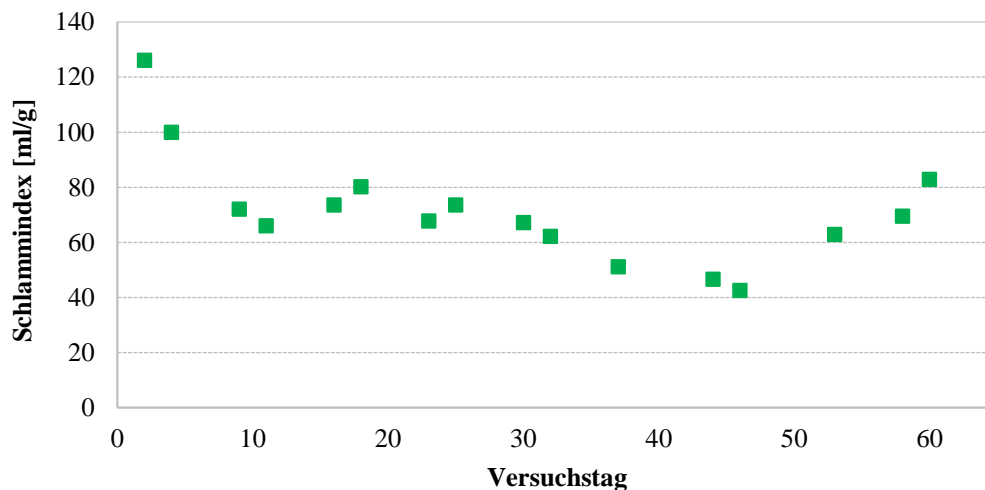


Abbildung 67: Verlauf des ISV während der Versuchsphase 2

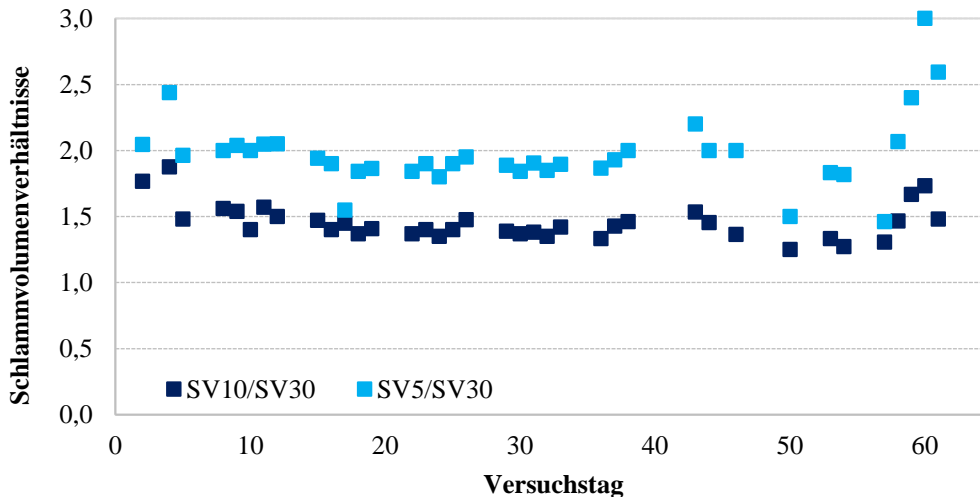


Abbildung 68: Verlauf der SV_5/SV_{30} - SV_{10}/SV_{30} -Verhältnisse während der Versuchsphase 2

In der nachfolgenden Abbildung 69 werden die Schwebstoff-Konzentrationen im Ablauf der kontinuierlichen Versuchsanlage dargestellt. Die Konzentrationen lagen bis zum Versuchstag 18 zwischen 32 und 200 mg/L. Ab Versuchstag 19 wurden aufgrund des besseren Absetzverhaltens weniger Schwebstoffe ausgetragen. Die Schwebstoff-Konzentrationen schwankten bis zum Ende der Versuchsphase zwischen 8 und 25 mg/L.

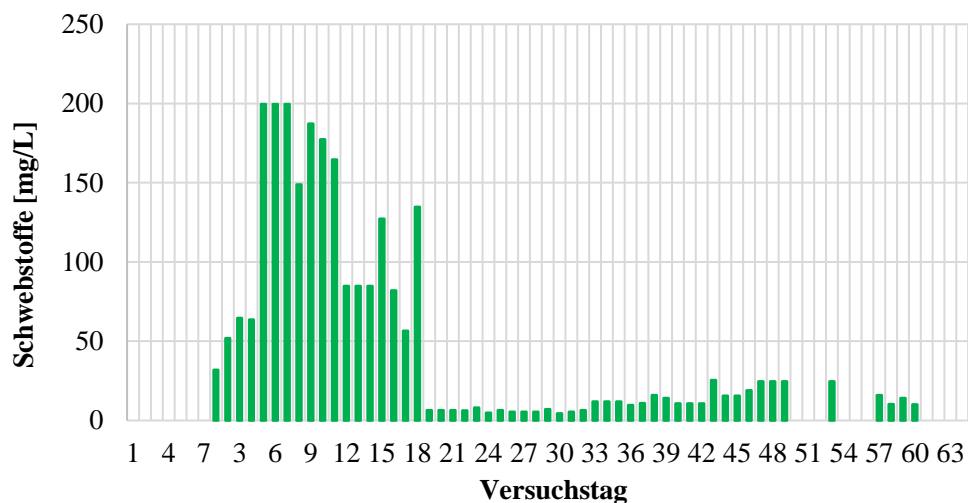


Abbildung 69: Schwebstoff-Konzentration im Ablauf der kontinuierlichen Versuchsanlage

Abbildung 70 zeigt mikroskopische Aufnahmen von Schlamm der kontinuierlich durchflossenen Versuchsanlage. Im Verlauf der Inbetriebnahme bildeten sich zahlreiche kompakte Granula heraus, die jedoch geringe Durchmesser von ca. 200 bis 400 μm aufwiesen. Die Entwicklung festsitzender Ciliaten, wie in der vorangegangenen Versuchsphase beobachtet wurde, trat in diesen Untersuchungen mit Verwendung von synthetischem Abwasser nicht in Erscheinung. Insgesamt konnte ein hoher Anteil feiner Biomasse gesehen werden, was sich auch in einem relativ hohen SV_{10}/SV_{30} -Verhältnis von ca. 1,4 widerspiegelte. Ab Versuchstag 40 konnte eine starke Entwicklung von Arcella festgestellt werden. Das Auftreten von Arcella wird bei guter Sauerstoffversorgung und hohem Schlammalter beobachtet. Es wird vermutet, dass die runde Form der Organismen mit Größen bis zu 200 μm ein Beschweren der Biomasse verursacht hat und daher ab Versuchstag 40 die weitere Abnahme des ISV an das Auftreten der Organismen gekoppelt ist. Ab Versuchstag 55 wurde zudem ein erhöhtes Aufkommen fadenförmiger Organismen beobachtet, die eine Erhöhung des Index brachten.

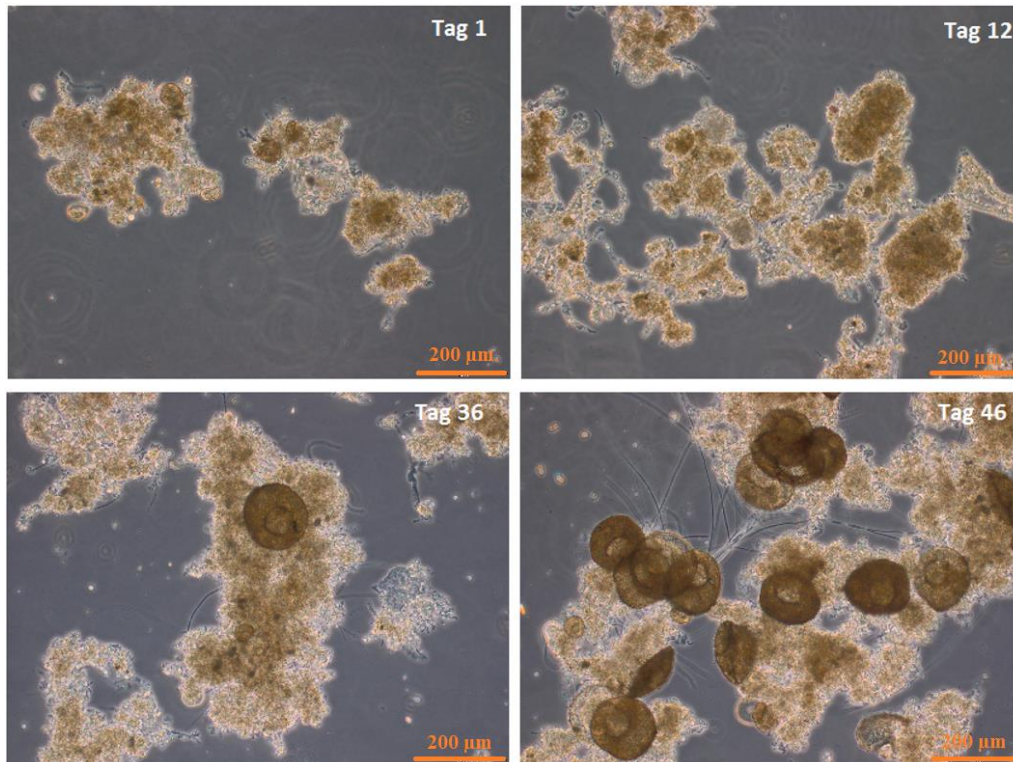


Abbildung 70: Mikroskopische Aufnahmen des Schlammes während der Versuchsphase 2

5.4.2 REINIGUNGSLEISTUNG

Die CSB-Reduktion in der anaeroben Stufe lag im Mittel bei 77%. Die Ablaufkonzentrationen lagen dabei überwiegend zwischen 13 und 67 mg/L. Abbildung 72 zeigt vereinzelte Messungen der Ges.P.-Konzentrationen im Zu- und Ablauf der anaeroben Stufe sowie die $\text{NO}_x\text{-N}$ -Ablaufkonzentration. Die $\text{NO}_x\text{-N}$ -Konzentrationen im Ablauf lag bis zum Versuchstag 46 unter 1 mg/L, sodass angenommen werden kann, dass in der ersten Stufe anaerobe Bedingungen vorlagen. Die Phosphatrücklösung war vor allem in den ersten zwei Wochen stark ausgeprägt mit einer Rücklösung auf 30 bis 47 mg/L. In den darauffolgenden Wochen nahm die Phosphatrücklösung während der anaeroben Phase geringfügig ab. Eine Ursache kann hierbei neben einer Erhöhung des Schlammalters, in der Beschaffenheit des Abwassers gesehen werden. Da in dieser Versuchsphase synthetisches Abwasser mit Zitronensäure und Zucker als Kohlenstoffquelle verwendet wurde, ist es möglich, dass Glykogen akkumulierende Organismen gegenüber Phosphat akkumulierende Organismen bevorzugt waren. Ab Versuchstag 51 wurde im Ablauf der ersten Stufe Nitrat gemessen, sodass ab diesem Zeitpunkt keine anaeroben Bedingungen gegen waren. In diesem Zusammenhang, dass keine anaeroben Bedingungen für substratspeichernde Organismen vorlagen, ist auch eine Erhöhung des ISV wahrscheinlich. Ein Übertrag von gelöstem CSB in die aerobe Stufe konnte an Versuchstag 65 mit einer Ablauf-Konzentration von 123 mg/L gesehen werden.

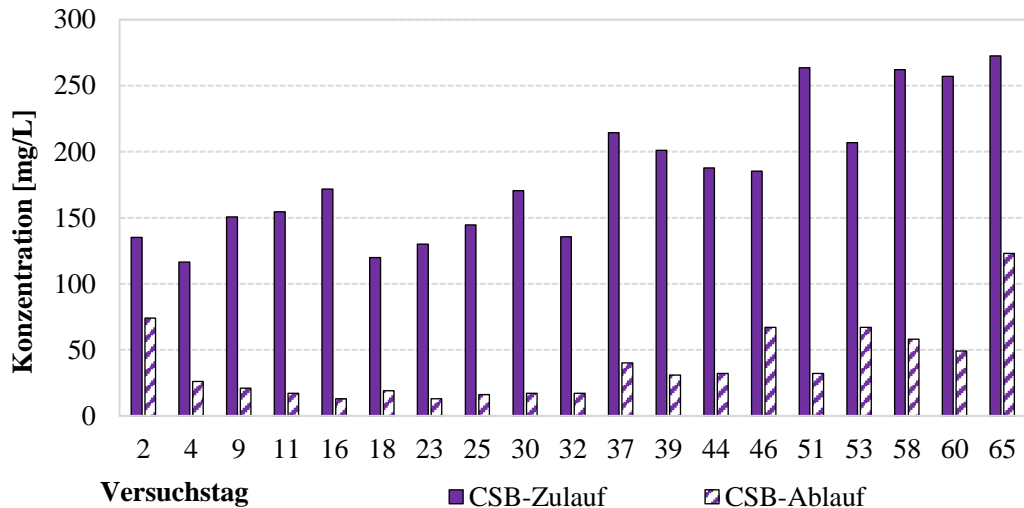


Abbildung 71: Verlauf der CSB-Zu- und Ablaufkonzentrationen während der Versuchsphase 2

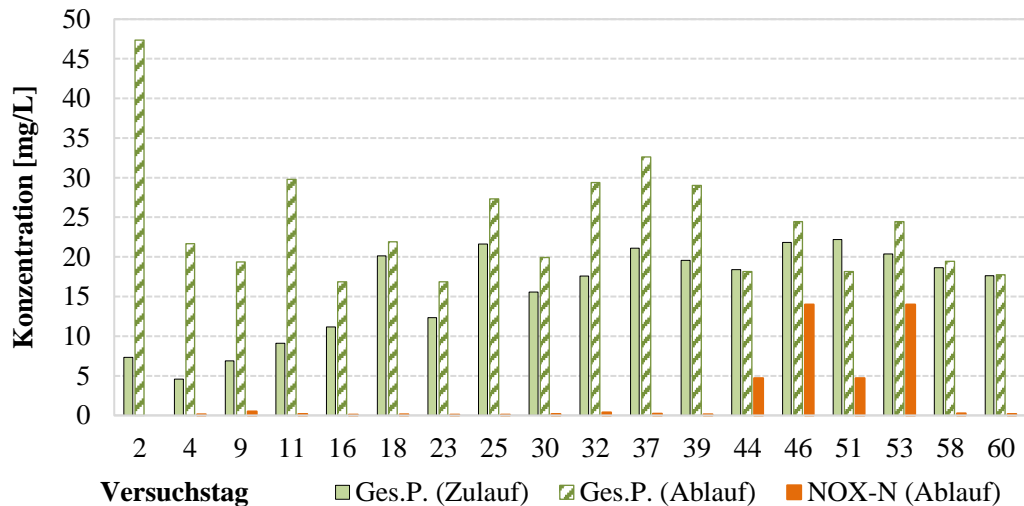


Abbildung 72: Verlauf der Zu- und Ablaufkonzentration für Ges.P. und NO₃-N während der Versuchsphase 2

Das nachfolgende Diagramm zeigt den Verlauf der Reinigungsleistung der Gesamtanlage für die Parameter NH₄-N, Ges.N. und Ges.P. Die CSB-Entfernung erreichte im Durchschnitt 92,9%. NH₄-N wurde während der gesamten Versuchsphase vollständig entfernt. Die Ges.N.-Entfernung lag im Bereich von 68,6 bis 82,9% und im Mittel bei 79,1%. Für die Entfernung des Ges.P. ergab sich mit 90,3 bis 0% eine signifikante Abnahme über den Versuchszeitraum. Die Ursache für die starke Abnahme der Ges.P.-Entfernung ist in einem Schlammalter von über 30 Tagen und der Verwendung von synthetischem Abwasser zu sehen. Insgesamt wurden lediglich 18,6% des Gesamt-Phosphors entfernt.

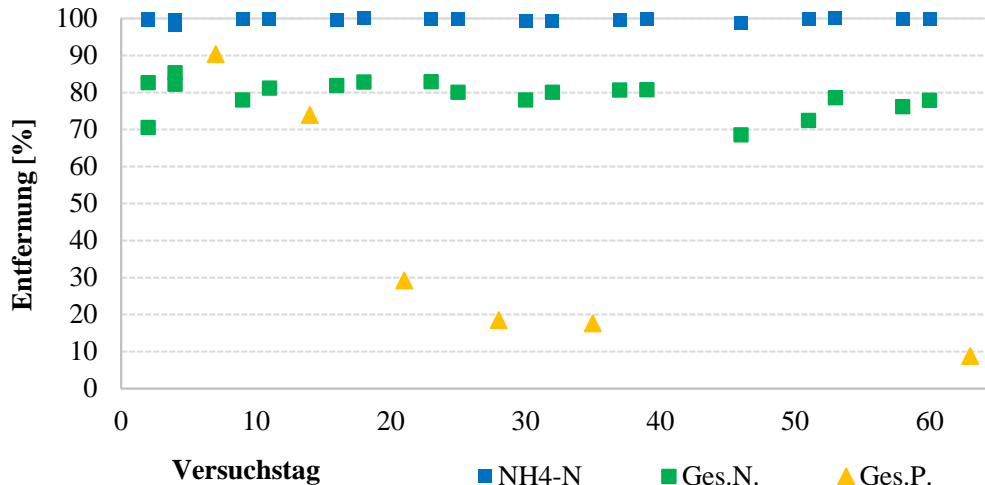


Abbildung 73: Entfernungen für die Parameter $\text{NH}_4\text{-N}$, Ges.N. und Ges.P. [%] während der Versuchsphase 2

5.4.3 ZUSAMMENFASSUNG DER VERSUCHSERGEBNISSE

In dieser Versuchsphase wurde ein vollständig gerührter anaerober Reaktor sowie synthetisches Abwasser verwendet. Die Belastung lag im Durchschnitt bei $0,19 \text{ gCSB}/(\text{gTS}\cdot\text{d})$. Die Schlammvolumenbeschickung der Nachklärung ergab sich mit $237 \text{ L}/(\text{m}^2\cdot\text{h})$ und führte zu einem Austrag von flockiger Biomasse mit Schwebstoff-Konzentrationen im Ablauf von 100 bis 200 mg/L. Während der anaeroben Phase wurde CSB weitestgehend adsorbiert bzw. gespeichert, sodass die Ablauf-Konzentrationen auf unter 50 mg/L gesenkt wurden. Die zu Versuchsbeginn erhöhte Phosphatrücklösung deutet auf die Aktivität Phosphat akkumulierende Bakterien hin. Eine Abnahme der Phosphatentfernung über den Verlauf der Versuche kann auf die Verwendung von synthetischem Abwasser zurückgeführt werden. In dieser Versuchsphase konnte der ISV auf ca. 60 bis 80 ml/g, stellenweise sogar auf unter 60 ml/g gesenkt werden. Die Ergebnisse zeigen, dass mit der Verwendung von synthetischem Abwasser deutlich bessere Absetzeigenschaften erreichbar sind. Die Schlammvolumenverhältnisse konnte mit den gewählten Einstellungen auf 1,8 ($\text{SV}_5/\text{SV}_{30}$) und 1,3 ($\text{SV}_{10}/\text{SV}_{30}$) gesenkt werden. Ab Versuchstag 40 war der Versuchsbetrieb durch das massive Wachstum von Arcella beeinträchtigt. Ein Vergleich der mikroskopischen Bilder von Versuchsphase 1 und 2 zeigten, dass mit dem geteilten plug-flow Betrieb eine kompaktere Schlammstruktur erzielt werden konnte. Mit den gewählten Betriebsbedingungen konnte eine gute CSB- und Ges.N.-Entfernung von im Mittel 92,9 und 79,1% erreicht werden. $\text{NH}_4\text{-N}$ wurde zu 99,6% entfernt.

5.5 VERSUCHSPHASE 3

5.5.1 VERSUCHSBESCHREIBUNG

Die Dauer der Versuchsphase 3 umfasste einen Zeitraum von 66 Tagen. Die Anlage wurde zu Versuchsbeginn mit Belebtschlamm einer nahegelegenen kommunalen Kläranlage befüllt. Der anaerobe Reaktor war mit einem Rührer ausgestattet und wurde zu Beginn der Versuche mit einem Volumen von 5 L betrieben. Die hydraulische Verweilzeit lag somit bei 2,0 h. Nach 27 Tagen Versuchsbetrieb wurde das anaerobe Volumen auf 9,7 L erhöht und die anaerobe Aufenthaltszeit auf 3,8 h verlängert. Das Rücklaufschlamm-verhältnis lag bis zum Versuchstag 44 bei 1,6 und wurde dann auf 2,0 eingestellt. Das Volumen der aeroben Stufe betrug 52 L. Das Verhältnis des anaeroben Volumens zum Gesamtvolumen betrug somit 8,6 bzw. 15,5%. Die Selektion der Biomasse in Richtung großer, schnell sedimentierbarer Flocken erfolgte durch eine stärkere hydraulische Belastung des Nachklärreaktors mit Ausschwemmung leichter flockiger Biomasse. Dazu wurde mit einem Ablaufvolumenstrom von 4,2 L/h über eine Pumpe zurück in die Nachklärung zirkuliert. Die Schlammvolumenbeschickung ergab sich daher mit 737 L/(m²·h) und lag somit deutlich über den Vorgaben für horizontal und vertikal durchströmten Nachklärbecken von 500 bis 650 L/(m²·h).

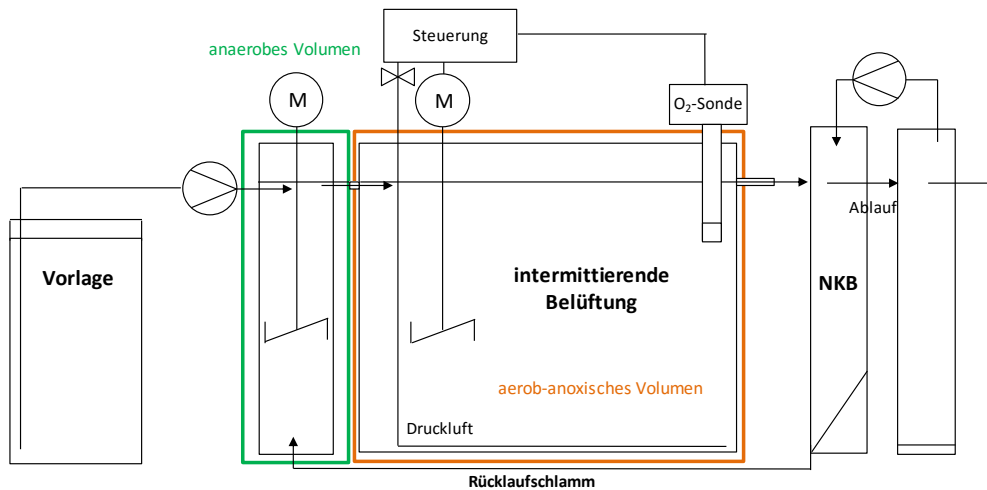


Abbildung 74: Versuchsanordnung kontinuierlich durchflossener Aufbau während Versuchsphase 3

Die Belüftung des Belebungsbeckens erfolgte intermittierend. In der 20 min langen belüfteten Phase erhöhte sich die O₂-Konzentration auf ca. 6,0 mg/L. In der anschließend unbelüfteten Phase von 40 min nahm die O₂-Konzentration bis auf 0,5 mg/L ab.

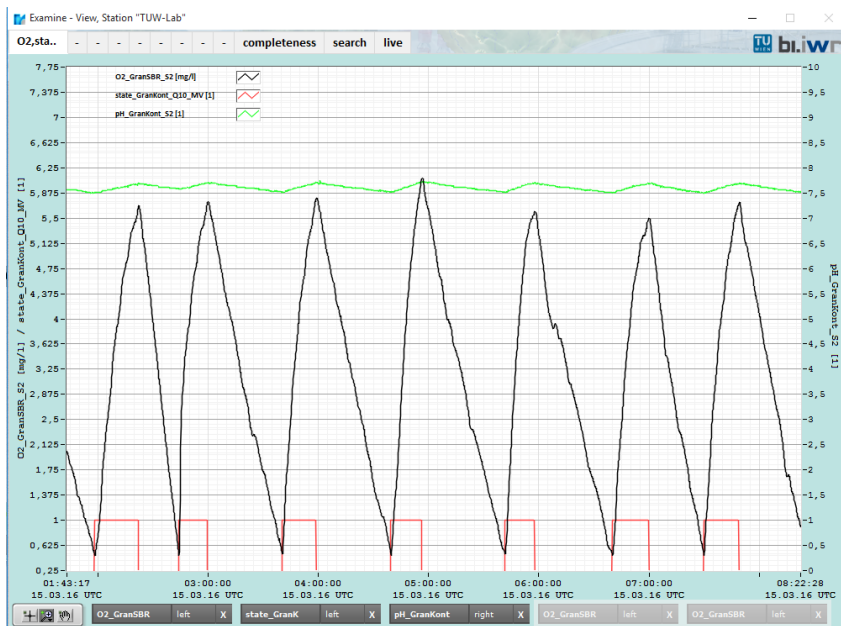


Abbildung 75: Verlauf der O₂-Konzentration und des pH-Wertes im Belebungsbecken der kontinuierlich durchflossenen Anlage

Die nachfolgende Tabelle 14 zeigt die Zusammensetzung des verwendeten Abwassers aus dem Gebäude der TU Wien während der Versuchsphase 3. Die CSB- und Ges.N.-Konzentrationen lagen im Durchschnitt bei 465 mg/L und 42 mg/L. Das N/CSB- sowie das P/CSB-Verhältnis ergaben sich im Mittel zu 0,09 und 0,02. Die Ges.P.-Konzentration betrug im Durchschnitt 7,6 mg/L. Die mittlere Schlammbelastung lag bei 0,29 gCSB/(gTS·d).

TABELLE 14: ZUSAMMENSETZUNG DES VERWENDETEN ABWASSERS WÄHREND DER VERSUCHSPHASE 3

	CSB [mg/L]	PO ₄ -P [mg/L]	NH ₄ -N [mg/L]	Ges.P. [mg/L]	Ges.N. [mg/L]
Minimum	242	1,5	1,8	4,6	13,9
Maximum	860	9,0	50,1	14,3	70,9
Mittelwert	465	4,3	22,3	7,6	41,9
Median	423	3,8	23,2	7,5	41,0

5.5.2 SCHLAMMSTRUKTUR UND ABSETZVERHALTEN

Abbildung 76 und Abbildung 77 zeigen den zeitlichen Verlauf des ISV sowie der SV₅/SV₃₀- und SV₁₀/SV₃₀-Verhältnisse. Der Schlammindex nahm in den ersten 30 Tagen von 108 auf 71 ml/g ab. Im gleichen Zeitraum sank das SV₁₀/SV₃₀-Verhältnis von 1,7 auf 1,3. Während der Einfahrphase konnte eine starke Abnahme im TS-Gehalt von 3,25 g/L auf 0,5 g/L beobachtet werden. Durch den geringen TS-Gehalt war die Schlammbelastung um den Versuchstag 30 erhöht, sodass es zu einem Anstieg im Verhältnis von SV₁₀/SV₃₀-Verhältnis kam. An Versuchstag 27 wurde das anaerobe Volumen von 5 L auf 9,7 L erhöht. Daraufhin erhöhte sich der TS-Gehalt auf 1,0- 1,5 g/L. Diese Beobachtung korreliert mit den Erfahrungen aus dem SBR-Betrieb, wobei die Verlängerung der anaeroben Phase in eine Erhöhung des TS-Gehaltes resultierte. Der ISV lag bis zum Ende der Versuchsphase 3 zwischen 71 und 95 ml/g. Bis zum Ende dieser Versuchsphase sank das SV₁₀/SV₃₀-Verhältnis weiter auf 1,2. Die Schwebstoffkonzentrationen lagen zwischen 37 und 161 mg/L.

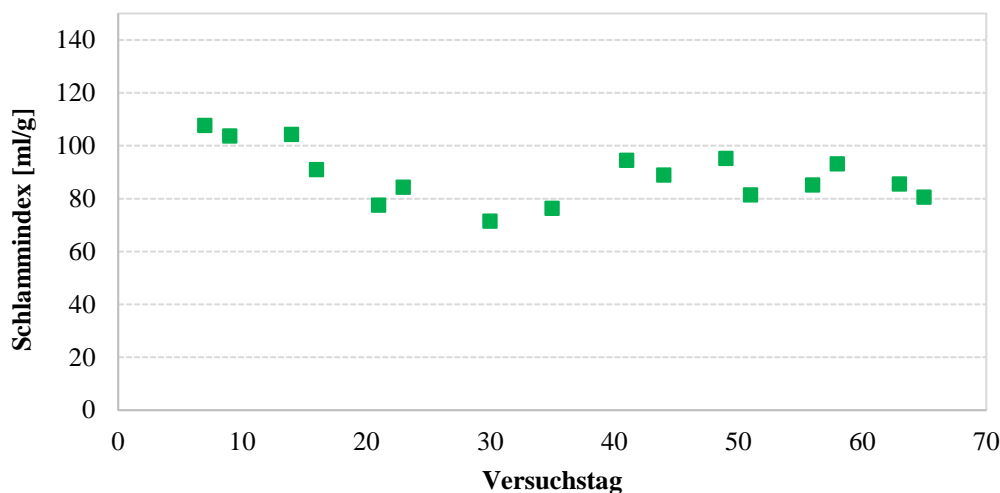
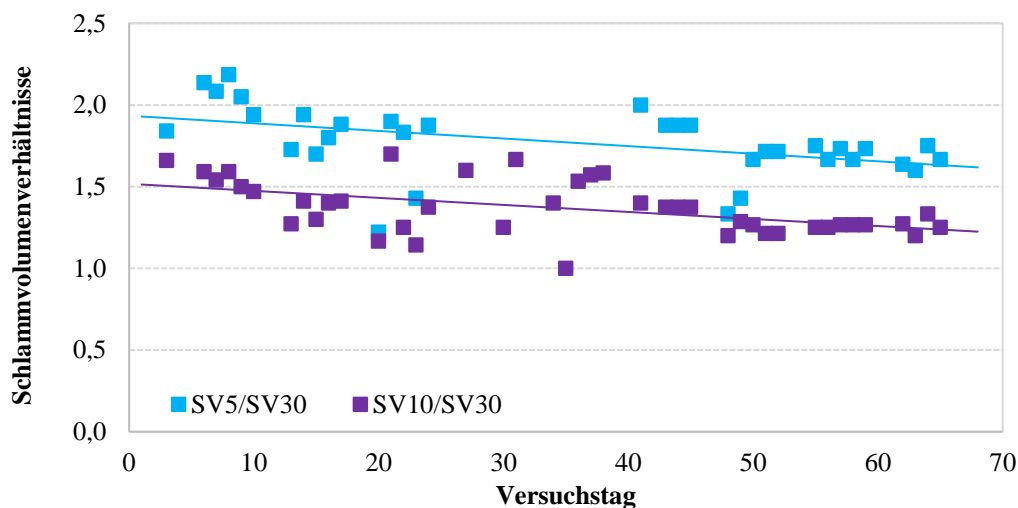


Abbildung 76: Verlauf des ISV während der Versuchsphase 3

Abbildung 77: Verlauf des SV_5/SV_{30} - und SV_{10}/SV_{30} -Verhältnisse während der Versuchsphase 3

In Abbildung 78 sind Mikroskopaufnahmen des Schlammes während der Versuchsphase 3 dargestellt. Der verwendete Belebtschlamm zeigte zu Versuchsbeginn eine lockere und unregelmäßige Struktur, mit jedoch zum Teil kompakten Schlammstrukturen. Die mikroskopischen Aufnahmen zeigen bereits nach wenigen Tagen zum Teil große und kompakte Schlammstrukturen (vgl. Tag 38), jedoch hatte gleichzeitig der überwiegende Anteil der Biomasse eine flockige Struktur (Versuchstag 57). Anhand der mikroskopischen Aufnahmen konnte um die Biomasse herum ein hohes Aufkommen von Zoogloea gesehen werden. Dieser Organismus ist charakteristisch für die Bildung granulierten Schlämme. Die Biomasse zeigte ein hohes Aufkommen an festsitzenden Ciliaten (Glockentierchen, Sauginfusorien). Zum Ende der Versuchsphase 3 ergaben sich Schwierigkeiten durch das übermäßige Wachstum von Oligochaeta (Wenigborster). Es kann angenommen werden, dass die relativ warmen Temperaturen der Laborräume (durchgängig über 20 °C) deren Wachstum förderten. In Zusammenhang mit dem Auftreten der Wenigborster konnte eine Abnahme der Biomasse beobachtet werden (Versuchstag 57), was sich nachteilig auf den Versuchsbetrieb auswirkte. Eine geeignete Maßnahme zur Bekämpfung der Organismen war die regelmäßige Zugabe von Pantelmin (Wirkstoff: Mebendazol). Negative Auswirkungen auf die restliche Biomasse durch die Zugabe des Medikamentes konnten nicht beobachtet werden.

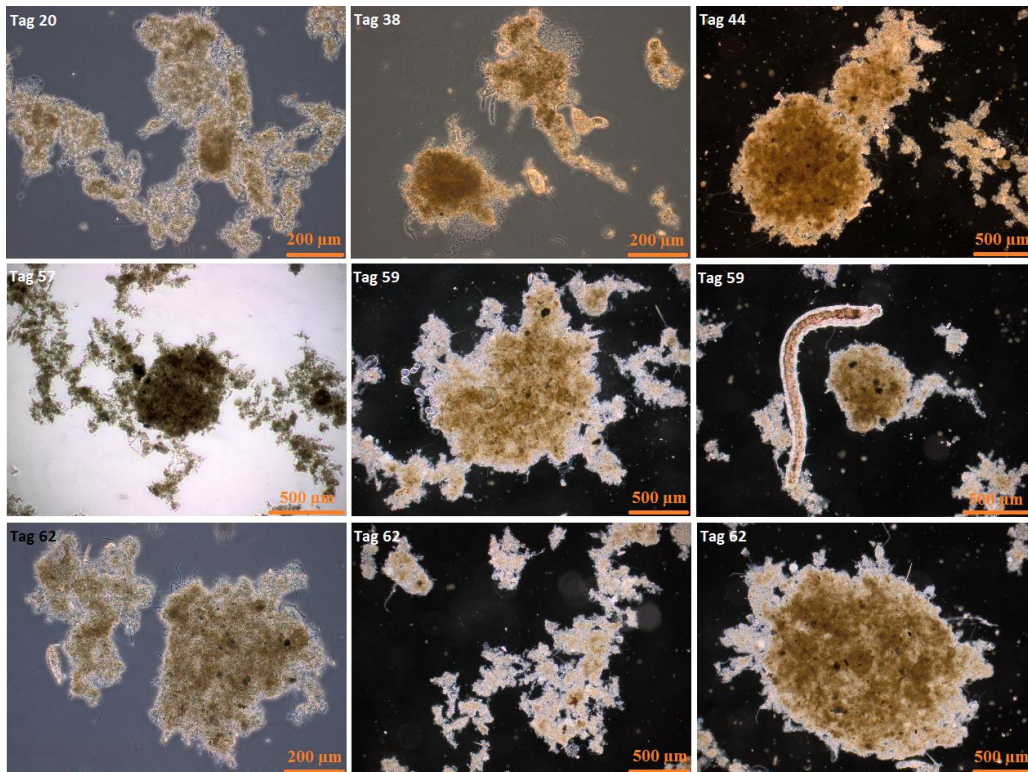


Abbildung 78: Mikroskopaufnahmen des Schlammes während der Versuchsphase 3

5.5.3 REINIGUNGSLEISTUNG

Abbildung 79 zeigt vereinzelte Messungen der Ges.P.-Konzentrationen im Zu- und Ablauf der anaeroben Stufe sowie die $\text{NO}_x\text{-N}$ -Ablaufkonzentration. Die $\text{NO}_x\text{-N}$ -Konzentration lag mit Ausnahme von Versuchstag 49 unter 1 mg/L, sodass angenommen werden kann, dass in der ersten Stufe anaerobe Bedingungen gegeben waren. Die CSB-Aufnahme unter anaeroben Bedingungen lag zwischen 77 und 91%. Der Ablauf des anaeroben Reaktors wies zumeist CSB-Konzentrationen von unter 60 mg/L auf. Ein Vergleich der Zu- und Ablaufkonzentration zeigt eine Rücklösung von Phosphat um bis zu 17 mg/L.

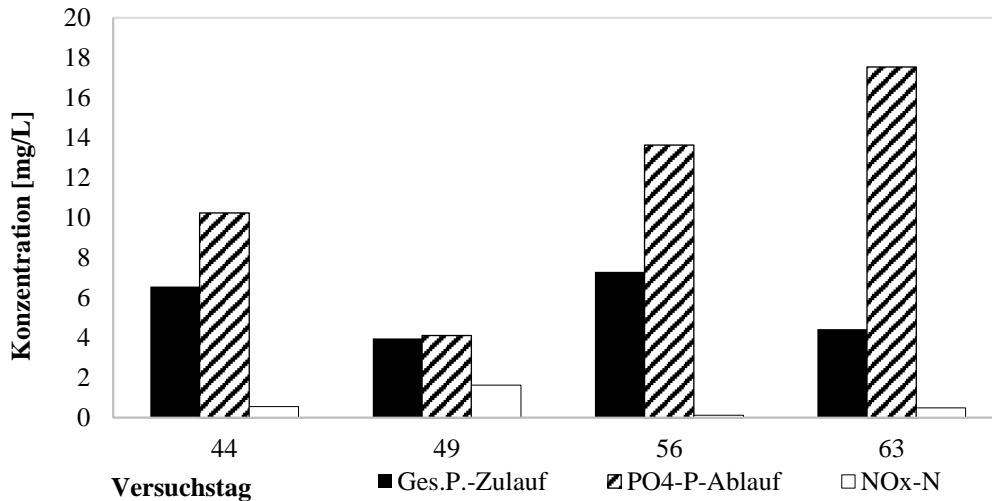


Abbildung 79: Ges.P.-Zulauf- sowie PO₄-P und NO_x-N-Ablaufkonzentration der anaeroben Stufe

Abbildung 80 zeigt die entfernte Phosphatfracht über die Versuchsphase 3. Die höchsten Entfernungen konnte zu Versuchsbeginn festgestellt werden. An den Versuchstagen 23 und 42 wurde im Ablauf eine starke Phosphatrücklösung (negative Phosphatentfernung) mit Konzentrationen von 19 und 27 mg/L festgestellt. Hierbei wird vermutet, dass die Rücklösung durch das verwendete Abwasser verursacht wurde. Da das Abwasser aus einem internen Kanalstrang der TU Wien stammte, ist es möglich, dass eine Charge mit Chemikalien, wie sie für die Reinigung verwendet werden, versetzt war. An Versuchstag 23 konnte zudem eine starke Abnahme im Redoxpotential nach Umstellung auf einen neuen Zulauf verzeichnet werden (Abbildung 81, links). Dies bekräftigt die Vermutung, dass der verwendete Zulauf mit einem starken Oxidationsmittel (eventuell ein Desinfektions-/Reinigungsmittel) verunreinigt war. An den Versuchstagen 23 bis 29 kam es dadurch zu einer starken Abnahme des TS-Gehaltes. Eine erhöhte Phosphatrücklösung trat an Versuchstag 42 auf, wobei die mikroskopischen Aufnahmen dieses Tages ebenfalls eine Auflösung der Schlammstruktur hindeuten (Abbildung 81, rechts).

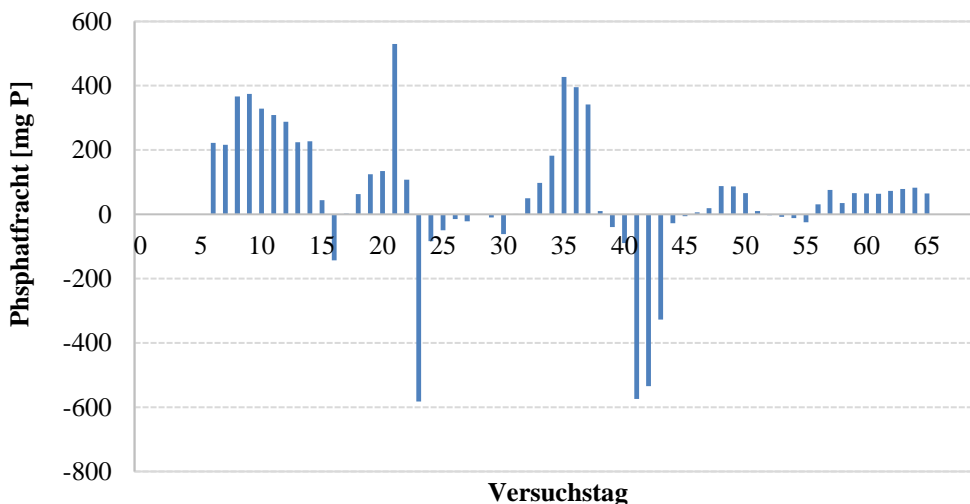


Abbildung 80: Verlauf der täglich entfernten Phosphatfracht während der Versuchsphase 3

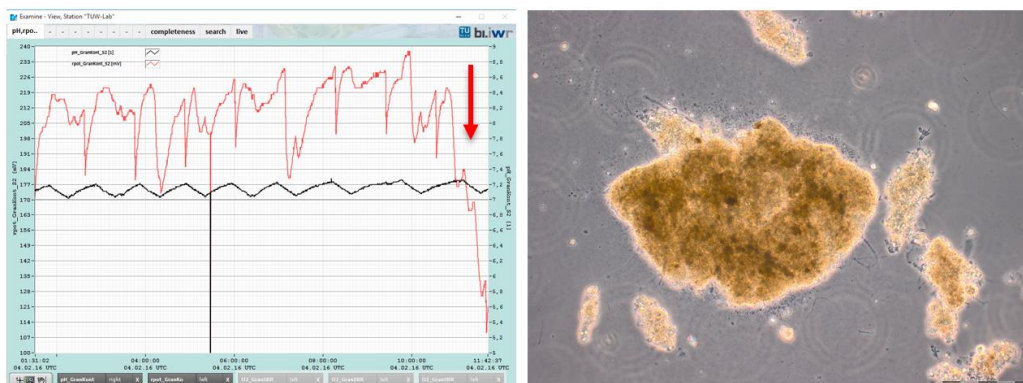


Abbildung 81: Verlauf des Redoxpotentials (rot) und pH-Wertes (schwarz) an Versuchstag 23 (links) und Biomasse mit sich auflösender Schlammflocke an Versuchstag 42 (rechts)

Abbildung 1 zeigt den Verlauf der Entfernung für die Parameter CSB, Ges.N. und Ges.P. berechnet für je eine Woche. Die CSB-Entfernung schwankte zwischen 80,6 und 97,9%. Im Mittel lag die CSB-Entfernung bei 91%. Die Ges.N.-Entfernung lag im Bereich von 45 bis 76,8% und im Mittel bei 61,4%. Für die Entfernung des Ges.P. ergaben sich ausgeprägte Schwankungen zwischen 0 und 71%. Insgesamt wurden 19% zugeführten Phosphatfracht entfernt.

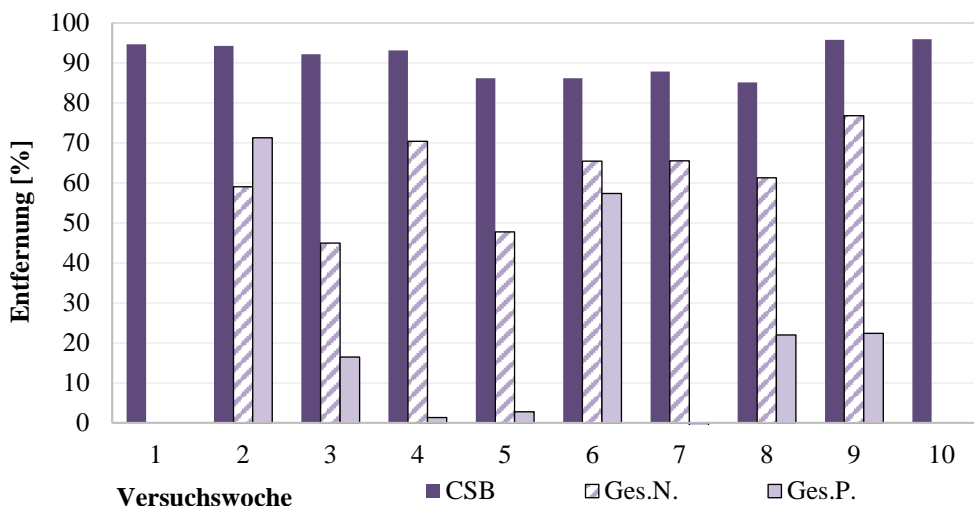


Abbildung 82: Entfernungen für die Parameter CSB, Ges.N. und Ges.P., berechnet für je eine Woche [%]

5.5.4 ZUSAMMENFASSUNG DER VERSUCHSERGEBNISSE

In der Versuchsphase wurde eine gezielte Selektion der Biomasse über eine höhere hydraulische Belastung der Nachklärung angestrebt. Innerhalb von 30 Tagen war es möglich den ISV auf von 108 auf 71 ml/g zu senken. Das SV_{10}/SV_{30} -Verhältnis reduzierte sich von 1,7 auf 1,3; das SV_5/SV_{30} -Verhältnis sank von 2,1 auf 1,6. Anhand der mikroskopischen Bilder sowie dem ISV und der SV_{10}/SV_{30} -Verhältnisse konnte eine kompaktere Schlammstruktur im Vergleich zum Impfschlamm erkannt werden. Deutlich sichtbar war die Bildung einzelner Granula mit Größen über 200 µm, wobei dennoch der überwiegende Anteil als flockiger Belebtschlamm vorlag. Ein hoher Anteil flockiger Biomasse wird auch für SBR-Anlagen mit aerob granuliertem Schlamm berichtet, die mit kommunalem Abwasser beschickt werden (Pronk *et al.* 2015b). Eine komplett granulierte Biomasse ist daher auch für kontinuierlich durchflossene Belebungsanlagen nicht realisierbar. Trotz der guten Eigenschaften des Schlammes nach Inbetriebnahme war es nicht möglich den ISV dau-

erhaft niedrig zu halten, sodass dieser zum Ende der Versuchsphase im Mittel bei 87 ml/g lag. Mit der Beschickung ergab sich eine mittlere Schlammbelastung von 0,29 gCSB/(gTS·d). Die CSB-Belastung schwankte zwischen 86,2 und 95,9%. Die Ges.N.-Entfernung lag im Mittel bei 61%. Die Versuchsphase war durch das Wachstum der Wenigborster beeinträchtigt sowie durch die vermutlich mit Chemikalien verunreinigten Abwassercharge aus dem Gebäude.

6 ANAEROBE ABBAUVERSUCHE

6.1 KONTINUIERLICH BESCHICKTE FAULVERSUCHE

6.1.1 VERSUCHSDURCHFÜHRUNG

Für die Untersuchungen zum Faulverhalten der aerob granulierten Schlämme wurden drei identische Versuchsreaktoren mit einem Volumen von 525 ml betrieben. Die Faultemperatur wurde durch ein Thermostatbad auf 37 °C ($\pm 2^\circ$ C) eingestellt. Reaktor 1 wurde mit eingedicktem flockigem Belebtschlamm einer kommunalen Kläranlage beschickt und diente als Referenzversuch. Die für die Reaktoren 2 und 3 verwendeten granulierten Schlämme stammten aus einem Labor SBR. Alle Schlämme wurden vor der Zugabe auf einen Feststoffgehalt von 4 bis 5% eingedickt. Die Beschickung erfolgte an 5 von 7 Tagen. Die hydraulische Verweilzeit (HRT) betrug 25 d. Aufgrund der geringen Beschickungsmenge wurde lediglich einmal pro Woche Faulschlamm entnommen und auf die Parameter CSB, TS sowie oTS beprobt. Das produzierte Gas wurde in gasdichten Zylindern gesammelt und einmal wöchentlich entleert, wobei der Methangehalt im Gas über einen Gasanalysator (GFM-Serie) gemessen wurde. Die CSB-Bilanz wurde zur Überprüfung der analysierten Parameter und der Gasmengenmessung erstellt.

Tabelle 15 zeigt die mittleren oTS/TS- sowie CSB/oTS-Verhältnisse der Schlämme, die während der Faulversuche dosiert wurden. Der verwendete granulierten Schlamm für Reaktor 2 wurde während der Versuchsphase 1 entnommen, in dieser Phase wurde der Labor SBR mit kommunalem Abwasser beschickt. Reaktor 3 wurde mit granuliertem Schlamm aus der Versuchsphase 2 beschickt. Die Beschickung des SBR erfolgte zu diesem Zeitpunkt mit Abwasser aus dem Gebäude der TU, wobei CSB in Form von Zucker und Zitronensäure aufgestockt wurde. Die Zusammensetzung der Schlämme zeigte mit einem fortgeschrittenem Granulierungsgrad ein erhöhtes oTS/TS-Verhältnis. Der granulierten Schlamm für Reaktor 3 besaß ein oTS/TS-Verhältnis von 90,5%. Gleichzeitig lag das CSB/oTS-Verhältnis mit 1,36 deutlich niedriger als im flockigem Schlamm. Die Unterschiede in der Beschaffenheit der Schlämme für Reaktor 2 und 3 sind wahrscheinlich auf die unterschiedlichen Beschickungsmedien zurückzuführen. Tabelle 15 zeigt zudem die Partikelgrößenverteilungen der Schlämme (vor Eindickung), welche mit einem Laserbeugungsanalysator (Malvern Mastersizer 2000) analysiert wurden. Der flockige Belebtschlamm für Reaktor 1 wies die kleinsten Partikelgrößen auf, wobei 50% der Partikel kleiner als 240 μm waren. Während 50% der Partikel des für Reaktor 2 verwendeten Schlammes größer als 550 μm waren, umfassten 50% der Schlammpartikel von Reaktor 3 einen Durchmesser von größer als 850 μm . Der granulierten Schlamm für Reaktor 3 zeigte dabei den stärkeren Granulierungsgrad im Vergleich zu Schlamm für Reaktor 2 aus.

TABELLE 15: MITTLERE OTS/TS- UND CSB/OTS-VERHÄLTNISSE DER DOSIERTEN SCHLÄMME SOWIE DIE PARTIKELGRÖßENVERTEILUNG

Reaktor	Dosierter Schlamm	oTS/TS	CSB/oTS	d(0,1) [μm]	d(0,5) [μm]	d(0,9) [μm]
1	Flockiger Schlamm	70,6 \pm 4,9	1,49	83	235	571
2	granulierter Schlamm	82,7 \pm 1,0	1,47	143	548	1.255
3	granulierter Schlamm	90,5 \pm 0,7	1,36	453	854	1.451

Zum Vergleich des Entwässerungsverhaltens wurden die entnommenen Faulschlammproben mit einer Laborzentrifuge bei 20.000 g (14.000 Umdrehungen pro Minute) für 10 Minuten entwässert. Der abtrennbare Überstand wurde nach dem Zentrifugieren entfernt, gewogen und auf die Nährstoffe $\text{NH}_4\text{-N}$ und $\text{PO}_4\text{-P}$ beprobt. Zudem wurde der Feststoffgehalt im verbliebenen Rückstand bestimmt.

6.1.2 ERGEBNISSE DER VERSUCHE

Tabelle 16 fasst die wesentlichen Ergebnisse der Faulversuche zusammen. Die CSB-Bilanzgüte lag für alle Reaktoren unter 10%. Der berechnete oTS-Abbau von 46% sowie die Gasproduktion für flockigen Belebtschlamm (Reaktor 1) entspricht den Literaturwerten. Der biologische Abbau von Überschussschlamm hängt vom Schlammalter ab und liegt erfahrungsgemäß in einem Bereich zwischen 30 und 40%, während eine Gasproduktion von 250 bis 300 ml/goTS erwartet werden kann (Rosenwinkel *et al.* 2015). Reaktor 2 erreichte eine um 7,2% höhere Methanproduktion. Darüber hinaus wurde eine CSB- sowie oTS-Entfernung von ca. 51% festgestellt. Der höchste Abbau wurde mit Reaktor 3 erreicht, die absolute Differenz des Abbaus im Vergleich zu Reaktor 1 betrug 12,1% (CSB) bzw. 14% (oTS).

TABELLE 16: ERGEBNISSE DER FAULVERSUCHE MIT AEROB GRANULIERTEM SCHLAMM UND FLOCKIGEM BELEBTSCHLAMM

	Einheit	Reaktor 1	Reaktor 2	Reaktor 3
Versuchsdauer	[d]	36	36	21
oTS-Abbau	[%]	45,9	51,1	59,9
CSB-Abbau	[%]	47,5	50,9	59,6
Methanproduktion (oTS)	[ml/goTS]	245	263	285
Methanproduktion (CSB)	[ml/gCSB]	166	178	209

Die Untersuchungen zur Entwässerbarkeit wurden einmal pro Woche mit aus den Reaktoren 1 und 2 entnommenem Schlamm durchgeführt. Abbildung 1 zeigt die TS-Gehalte nach der Zentrifugation für den flockigen und granulierten Faulschlamm. Hierbei ergaben sich deutliche Unterschiede. Der Feststoffgehalt im entwässerten Faulschlamm aus Reaktor 1 lag zwischen 8,6 und 9,4%; während nach der Entwässerung des ausgefaulten granulierten Schlammes aus Reaktor 2 der Feststoffgehalt lediglich 6,0 bis 6,6% erreichte.

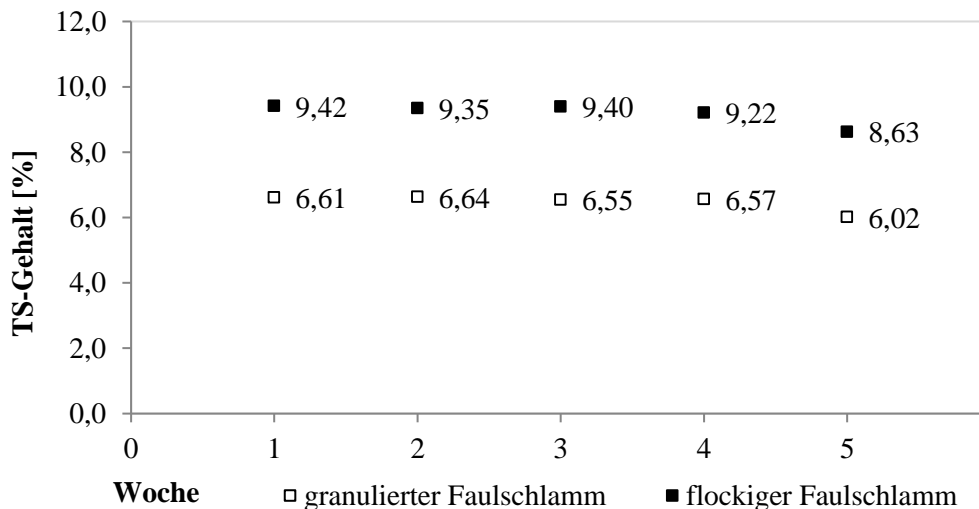


Abbildung 83: TS-Gehalte der entwässerten Faulschlämme (Reaktor 1 und 2) nach Zentrifugation (20.000 g)

6.2 BATCHVERSUCH

6.2.1 VERSUCHSDURCHFÜHRUNG

Für die Durchführung der Batchversuche wurden Glasflaschen mit einem Volumen von 525 ml verwendet. Die Glasgefäße wurden für den Versuch in einem temperierten Wasserbad mit 37 °C platziert. Die Gasfassung erfolgte über ein graduiertes Gassammelrohr. Der vorbereitete Versuchsansatz bestand aus einem Faulschlamm mit dem das zu untersuchende Substrat vermischt wurde. Tabelle 17 zeigt die analytische Beschaffenheit der Schlämme. Jeder Versuchsansatz umfasste 450 g Faulschlamm einer nahegelegenen Kläranlage. Für Topf 1 wurde kein Substrat dosiert, sondern lediglich die Gasproduktion des verwendeten Faulschlammes ermittelt. Topf 2 und 3 erhielten 51,2 g eines eingedickten flockigen Belebtschlammes und 50,6 g eines eingedickten granulierten Schlammes. Für die Dosierung wurde ein empfohlenes Verhältnis von maximal 50% der oTS-Fracht des Substrates zur oTS-Fracht des Impfschlammes berücksichtigt (VDI 4630).

TABELLE 17: ANALYTIK DER ZU UNTERSUCHENDEN SCHLÄMME UND DES IMPFSCHLAMMES

Schlamm	CSB-Konz.	TS-Konz.	oTS-Konz.	CSB/oTS	oTS/TS
	[g/kg]	[g/L]	[g/L]	[-]	[-]
Impfschlamm	28,4	33,2	19,4	1,46	0,59
Flockiger Belebtschlamm	39,4	42,7	29,6	1,33	0,69
Granulierter Schlamm	48,3	42,5	36,5	1,32	0,86

6.2.2 ERGEBNISSE DER BATCHVERSUCHE

Abbildung 84 zeigt die Summenkurven der Gasentwicklung für die jeweiligen Versuchsansätze über einen Zeitraum von 18 Tagen. Topf 3 mit der Zugabe von granuliertem Belebtschlamm brachte die höchste Gasproduktion. Aus dem Faulschlamm ohne Substratzugabe konnte eine Gasentwicklung von 175 ml gemessen werden, welche für die Ermittlung der spezifischen Gasproduktion subtrahiert wurde.

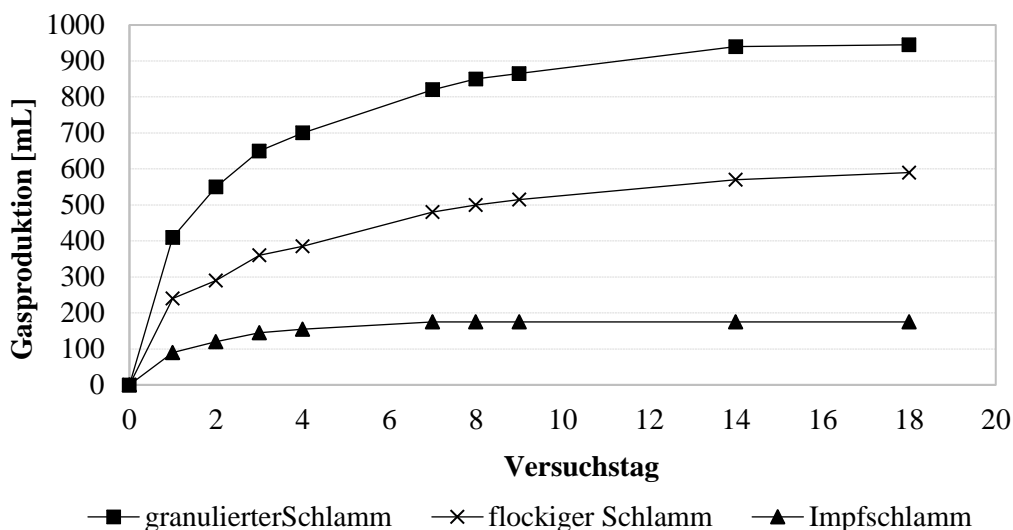


Abbildung 84: Summenkurve der Gasproduktion für drei Versuchsansätze

Die Ergebnisse der spezifischen Gasproduktion aus den Batchversuchen sind in Tabelle 18 zusammengefasst. Unter Berücksichtigung des gemessenen Methangehaltes im Gas wurde eine spezifische Methanproduktion von 149 und 201 ml/gCSB errechnet.

TABELLE 18: ERGEBNISSE DER BATCH-VERSUCHE

	Einheit	Flockiger Schlamm	Granulierter Schlamm
Versuchsdauer	[d]	18	18
Methanproduktion (oTS)	[ml/goTS]	198	266
Methanproduktion (CSB)	[ml/gCSB]	149	201

6.3 AUSWERTUNG UND DISKUSSION

Ziel der Untersuchungen war es festzustellen, ob die Struktur der aerob granulierten Schlämme einen Einfluss auf die Abbaubarkeit und das Entwässerungsverhalten besitzen. Hierzu wurde zunächst die Zusammensetzung der Schlämme betrachtet. Die untersuchten granulierten Schlämme wiesen vor der anaeroben Behandlung einen erhöhten oTS-Gehalt im Vergleich zum flockigem Schlamm auf. Die oTS/TS-Verhältnisse lagen dabei zwischen 82,7 und 90,5%. Demgegenüber betrug das oTS/CSB-Verhältnis hingegen lediglich 1,33 (flockiger Schlamm 1,46). Der erhöhte oTS-Gehalt führte zu einem erhöhten oTS-Abbau. Während für den flockigen Schlamm der CSB-Abbau über dem oTS-Abbau lag (Reaktor 1), war der oTS- und CSB-Abbau für den granulierten Schlamm mit 51 und 60% etwa gleich hoch.

Die Ergebnisse der kontinuierlichen Versuche sowie der Batchversuche ergaben eine höhere spezifische Gasproduktion für den untersuchten aerob granulierten Schlamm im Vergleich zu flockigem Belebtschlamm. Während des kontinuierlichen Faulversuches wurde dabei 27% mehr Gas produziert. Für den Batchversuch ergab sich eine ca. 40% höhere Gasproduktion. Bisher sind nur wenige Veröffentlichungen über das Faulverhalten von aerob granuliertem Schlamm verfügbar. Die Ergebnisse der ermittelten spezifischen Gasproduktion dieser Studie stimmen gut mit einer Literaturangabe von Val del Rio *et al.* (2011) überein. Die Autoren untersuchten unter vergleichbaren Bedingungen die anaerobe Abbaubarkeit von aerob granuliertem Schlamm, welcher mit synthetischem Abwasser (ähnliche Beschaffenheit, wie ein kommunales Abwasser) beschickt wurde. In den anaeroben Abbauprodukten wurde eine spezifische Gasproduktion von 243 mlCH₄/goTS bzw. 170 mlCH₄/gCSB ermittelt. Der Abbau betrug dabei 49%. Weitere Untersuchungen stammen von Hogendoorn (2013), der die oTS-Entfernung von aerob granuliertem Überschussschlamm aus einem Nereda-Verfahren untersuchte (Kläranlage Epe). Der oTS-Abbau ergab bei einer hydraulischen Verweilzeit von 12 und 20 Tagen ca. 42,5%. Palmeiro-Sánchez *et al.* (2013) verglichen die Abbaubarkeit von aerob granuliertem und flockigem Schlamm unter salzhaltigen Bedingungen. In dieser Studie wurde ebenso eine höhere Abbaubarkeit des granulierten Schlamms mit 32% im Vergleich zu einem flockigen Schlamm mit 27% ermittelt. Der insgesamt verringerte Abbau dieser Studie ist auf den erhöhten Salzgehalt zurückzuführen. Insgesamt können Ursachen für unterschiedliche Gasproduktionen variabel sein. Einfluss besitzt vor allem die Beschaffenheit des im Vorfeld gereinigten Abwassers, sowie das Schlammalter und die Bedingungen während der Faulversuche.

Zwei mögliche Hypothesen können betrachtet werden, um die erhöhte spezifische Gasproduktion der granulierten Schlämme zu erklären. Wang *et al.* (2006a) berichten über einen erhöhten Gehalt an extrazellulären polymeren Substanzen in aerob granulierten Schlämmen. Die EPS in mikrobiellen Aggregate besitzen zahlreiche Stellen für die Adsorption von Metallen sowie organischen Stoffen, wie Aromaten, Aliphaten und Kohlenhydraten (Flemming und Leis, 2002). Aufgrund der hohen Anzahl von Carboxyl- und Hydroxylgruppen wird der EPS eine sehr hohe Bindungskapazität zugeschrieben (Flemming & Leis 2002). Auch Wei *et al.* (2015) fanden eine hohe Absorptionsrate der EPS. Es kann daher angenommen werden, dass die höhere

spezifische Gasproduktion aufgrund einer verstärkten Aufnahme von organischen Substanzen in die EPS verursacht wird. Die ermittelte deutlich höhere Abbaubarkeit dieser Studie verstärkt diese Hypothese. Zahlreiche Studien über die Zusammensetzung der EPS berichten über einen erhöhten Proteingehalt im Vergleich zur EPS aus flockigem Belebtschlamm (Zhang *et al.* 2007; Adav *et al.* 2008). Beim anaeroben Umsatz von Proteinen ergibt sich ein CH_4 -Gehalt von 71%, der geringfügig höher liegt als für den Abbau von Fett und Kohlenhydraten (68 und 50%) (ATV DVWK M 363).

Die Untersuchungen zum Entwässerungsverhalten ergaben einen niedrigeren TS-Gehalt für den zentrifugierten Faulschlamm aus dem Reaktor, der mit aerob granuliertem Schlamm beschickt wurde. Anhand dieser Ergebnisse kann ein verschlechtertes Entwässerungsverhalten des granulierten Faulschlammes vermutet werden. Die Ursachen dafür sind in dem erhöhten EPS-Gehalt zu suchen. Kopp (2001) berichtet, dass die EPS die Entwässerbarkeit deutlich beeinträchtigt. Houghton (2002) berichten zudem, dass erhöhte Phosphatkonzentrationen einen negativen Einfluss auf das Entwässerungsverhalten besitzen. Die $\text{PO}_4\text{-P}$ -Konzentration im Zentrat des entwässerten granulierten Faulschlammes lag bei 396 mg/L. Im Vergleich dazu war die $\text{PO}_4\text{-P}$ -Konzentration im Zentrat des flockigen Faulschlammes mit 143 mg/L deutlich niedriger. Die biologische Phosphatentfernung während der Reinigung mit aerob granulierten Schlämmen ist verantwortlich für eine erhöhte Phosphataufnahme unter aeroben Bedingungen. Bei der Faulung geht das gespeicherte Phosphat wieder in Lösung. Hohe $\text{PO}_4\text{-P}$ -Konzentrationen in einem vergleichsweise kleinen Volumen sind attraktiv für Technologien zur Phosphorrückgewinnung. Die Rückgewinnung von Phosphor aus Klärschlamm gewinnt vor dem Hintergrund begrenzter natürlicher Mineralvorkommen zunehmend an Bedeutung. Die Ergebnisse zum Faulverhalten zeigen, dass mit zunehmendem Granulierungsgrad die Abbaubarkeit während der anaeroben Schlammbehandlung nicht beeinträchtigt ist. Viel mehr konnte eine erhöhte spezifische Methanproduktion festgestellt werden. Die Ergebnisse deuten jedoch auf ein verschlechtertes Entwässerungsverhalten hin und sind über großtechnische Entwässerungsversuche zu bestätigen. Auswirkungen auf die zu entsorgende Schlammmenge können anhand der Ergebnisse nicht abgeschätzt werden.

6.4 UNTERSUCHUNGEN DER EPS

Die Funktion der EPS die Biomasse zu schützen und eine Agglomeration des Schlammes zu ermöglichen, kann sich, wie bereits erläutert, nachteilig auf die Abbaubarkeit und Entwässerung auswirken. Ziel der Untersuchungen war es daher die EPS-Konzentrationen der aerob granulierten Schlämme mit denen eines flockigen Belebtschlammes zu vergleichen. Für die Extraktion der EPS wurde eine Methode gewählt, die sich auf die Ermittlung der Tryptophankonzentration stützt. Da Tryptophan ein charakteristisches Protein der EPS ist, wird den Untersuchungen die Theorie zugrunde gelegt, dass mit zunehmender EPS-Konzentration auch mehr Tryptophan nachgewiesen werden kann. Die Ermittlung der Tryptophan-Konzentration erfolgte über eine Fluoreszenzmessung. Im Folgenden werden die Ergebnisse aus den Untersuchungen zum Tryptophan-Gehalt der granulierten Biomasse zusammengefasst. Am Beispiel von zwei Messungen soll die Vorgehensweise nachvollziehbar erläutert werden. Die Extraktion der EPS erfolgte unter Anwendung der in Kapitel 3.5 beschriebenen Methode.

Die nachfolgenden Abbildung 85 zeigt vier gemessenen Fluoreszenzspektren einer extrahierten EPS entnommen aus SBR 1 an Versuchstag 67 (Versuchsphase 4). Zunächst wurde das Fluoreszenzspektren der extrahierten EPS ohne weitere Aufstockung erfasst (Abbildung 85, links oben). Anschließend wurden die EPS mit definierten Tryptophan-Konzentrationen aufgestockt (0,5 bis 2,0 mg/L) und die Fluoreszenzspektren erneut gemessen. Dadurch ergab sich eine Erhöhung der Signale bei einer Extinktionswellenlänge von 273 nm und Emissionswellenlänge von 347 nm.

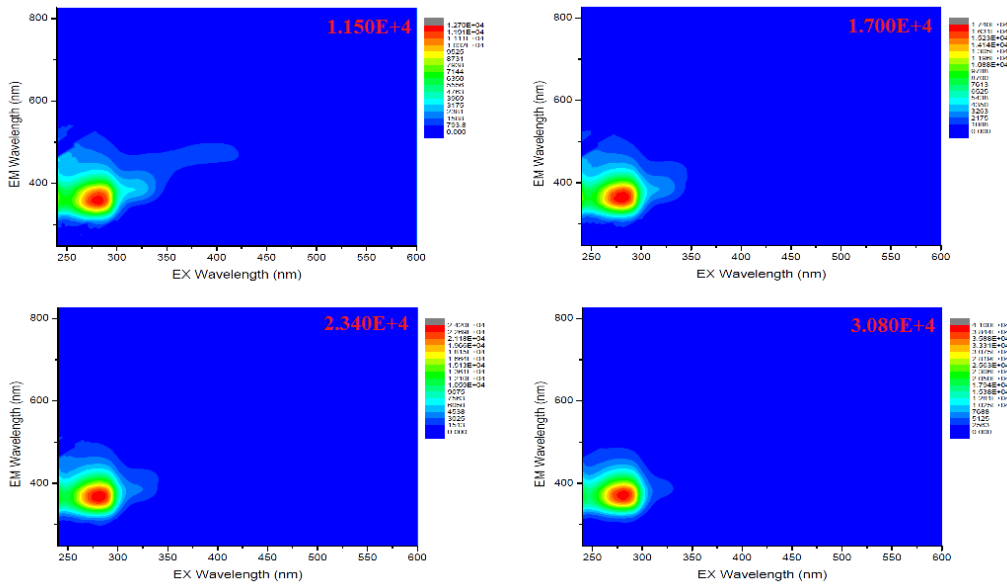


Abbildung 85: Fluoreszenzspektren für unbehandelte EPS und EPS mit aufgestockten Tryptophankonzentrationen (von links oben nach rechts unten: EPS ohne Tryptophan, Aufstockung um 0,5 mg/L, Aufstockung um 1,0 mg/L, Aufstockung um 1,5 mg/L)

Abbildung 86 zeigt eine Gegenüberstellung der gemessenen EEM Signale und der aufgestockten Tryptophankonzentrationen. Hierbei wurde jeweils eine Doppelbestimmung durchgeführt. Die gemessenen Signale zeigen eine lineare Korrelation zu den aufgestockten Tryptophankonzentrationen mit einem Bestimmtheitsmaß von ca. 0,99. Über diesen linearen Zusammenhang war es möglich, die Tryptophankonzentration in der extrahierten Ausgangsprobe zurück zu rechnen und auf den oTS-Gehalt der Probe zu beziehen. Der errechnete Wert ergab sich mit 1,7 mgTry/goTS.

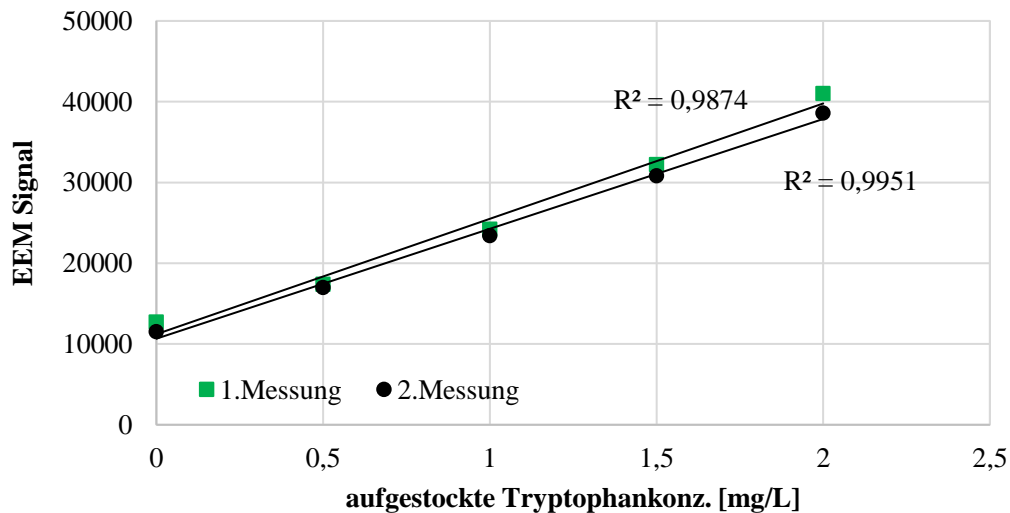


Abbildung 86: Korrelation der gemessenen EEM Signale für aufgestockte Tryptophankonzentrationen der EPS (SBR 1)

Nach der gleichen Vorgehensweise wurde die Probe von SBR 2 (Versuchstag 67) behandelt. Die Abbildung 87 zeigt die gemessenen Fluoreszenzspektren der extrahierten EPS. Die EEM Signale für die unbehandelte Probe sowie mit aufgestockten Tryptophankonzentrationen lagen dabei bei einer Extinktionswellenlänge von 273 nm und Emissionswellenlänge von 347 nm zwischen $2.640 \cdot 10^4$ sowie $4.450 \cdot 10^4$.

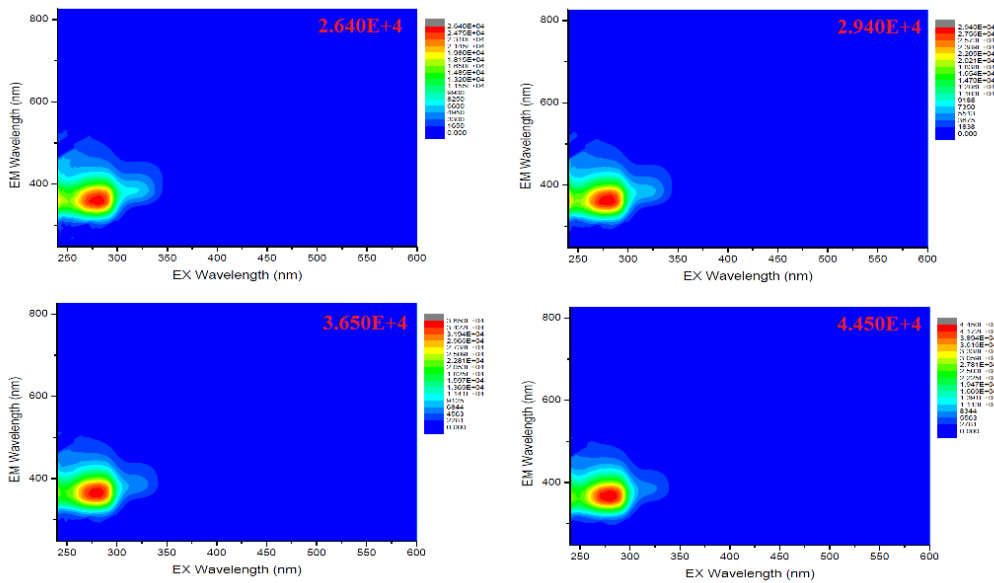


Abbildung 87: Fluoreszenzspektren für unbehandelte EPS und EPS mit aufgestockten Tryptophankonzentrationen (von links oben nach rechts unten: EPS ohne Tryptophan, Aufstockung um 0,5 mg/L, Aufstockung um 1,0 mg/L, Aufstockung um 1,5 mg/L)

Wie in Abbildung 88 dargestellt ist, zeigen die gemessenen EEM Signale und die aufgestockten Tryptophankonzentrationen auch bei dieser Messung eine lineare Korrelation. Hierbei wurde ebenfalls eine Doppelbestimmung durchgeführt, wobei für beide Messreihen ein Bestimmtheitsmaß von ca. 0,99 erreicht wurde. Der lineare Zusammenhang erlaubte es auch hier anhand der EEM Signale den Tryptophangehalt der extrahierten Ausgangsprobe zu bestimmen und auf den oTS-Gehalt der Probe zu beziehen. Der errechnete Wert lag für diese Probe bei 2,5 mgTry/goTS.

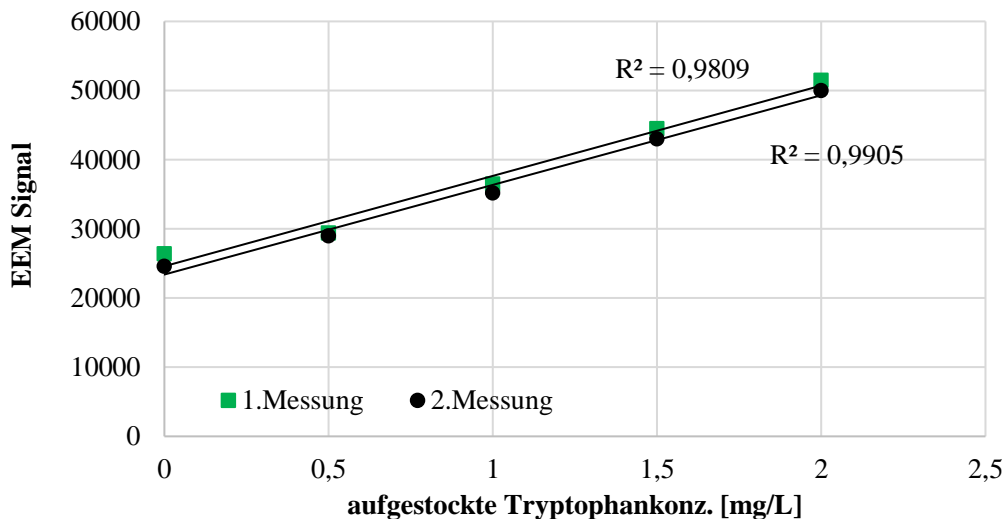


Abbildung 88: Korrelation der gemessenen EEM Signale für aufgestockte Tryptophankonzentrationen der EPS (SBR 2)

Tabelle 19 gibt einen Überblick zu den ermittelten Tryptophan-Gehalten der extrahierten EPS aus den granulierten Schlämmen sowie aus einem flockigen Belebtschlamm. Die Untersuchungen fanden im Zeitraum der Inbetriebnahme der SBR statt. Eine deutliche Erhöhung des Tryptophan-Gehaltes von 1,94 auf 3,25 (SBR 1) und 4,36 mg/goTS (SBR 2) ergab sich nach 16 Tagen Versuchsbetrieb. In diesem Zusammenhang

wird eine erhöhte EPS-Produktion vermutet. An den Versuchstagen 30 und 67 wurden erneut geringere Konzentrationen gemessen. Diese Beobachtung steht in Einklang mit einer Studie von Corsino *et al.* (2016c), wobei sich der Proteingehalt mit den Inbetriebnahme einer granulierten Schlammes aufgrund der neuen Betriebsparameter zunächst erhöhte und im Anschluss auf den Ausgangswert zurückging. Eine Abnahme der EPS-Konzentration nach den zunächst erhöhten Konzentrationen während der Inbetriebnahme erklärt der Autor damit, dass durch den zu Beginn der Granulierung erhöhten Austrag von Biomasse mehr Substrat für die Bakterien zur Verfügung steht. Durch den Überschuss an organischem Substrat produzieren die Bakterien weniger Speicherstoffe, sodass der Proteingehalt sinkt. Es bleibt zu berücksichtigen, dass die EPS verschiedene Proteine umfasst und das untersuchte Tryptophan nur ein Bestandteil ist.

TABELLE 19: EEM SIGNALE BEI UNTERSCHIEDLICHEN AUFSTOCKUNGEN DER EXTRAHIERTEN EPS MIT TRYPTOPHAN SOWIE DIE ERRECHNETE TRYPTOPHAN-KONZENTRATION [MG/G OTS], MITTELWERTE BEI MEHRFACHBESTIMMUNG

Probe	Tag	Probe (x)	x + 0,5 [mgTry/L]	x + 1,0 mg [Try/L]	Try-Konz. [mg/g oTS]
Belebtschlamm	0	8.950	16.500	23.300	1,94
SBR (VP 3)		5.808	11.042	15.713	3,87
SBR 1 (VP 4)	16	11.900	18.400	25.200	3,25
SBR 1 (VP 4)	30	7.880	13.550	18.600	2,48
SBR 1 (VP 4)	67	12.700	17.400	24.200	1,68
SBR 2 (VP 4)	16	13.550	18.800	23.200	4,36
SBR 2 (VP 4)	30	7.820	15.200	21.900	1,64
SBR 2 (VP 4)	67	26.400	29.400	36.500	2,54

7 N₂O-EMISSIONEN

7.1 HINTERGRUND

Lachgas (N₂O) entsteht als Nebenprodukt der biologischen Abwasserreinigung, wobei die Entstehungswege und Einflussfaktoren noch Gegenstand der Forschung sind. Die Bestrebungen die N₂O-Emissionen aus Anlagen der biologischen Abwasserreinigung zu senken, sollten auch für neuartige Verfahren, wie der Abwasserreinigung mit aerob granuliertem Schlamm, im Vorfeld berücksichtigt werden. Aufgrund der veränderten biologischen Zusammensetzung der granulierten Biomasse im Vergleich zu flockigem Belebtschlamm sowie den Milieubedingungen ähnlich eines Biofilmes, können Auswirkung auf die Produktion von N₂O gegeben sein. Es ist bekannt, dass N₂O hauptsächlich während der Nitrifikation gebildet wird. Im folgenden Kapitel sind die Untersuchungen zu den N₂O-Emissionen für unterschiedliche Belüftungsstrategien dargestellt.

7.2 BELÜFTUNG MIT KONSTANT AEROBEN BEDINGUNGEN

Während der Versuchsphase 3 wurden N₂O-Emissionen aus dem SBR mit aerob granulierter Biomasse und konstant aeroben Bedingungen während der belüfteten Phase untersucht. Abbildung 89 zeigt die Emissionsfaktoren, berechnet zur abgebauten NH₄-N-Fracht und den zugehörigen CSB-Schlamm-belastungen. Die Emissionsfaktoren ergaben sich dabei zwischen 0,54 und 4,8% bei CSB-Schlamm-belastungen zwischen 0,13 und 0,42 gCSB/(gTS·d). Anhand der Ergebnisse wird deutlich, dass höhere Belastungen in einen Anstieg der Emissionen resultierten. Die ermittelte Ergebnisse der Datenpunkte 4, 5 und 2 passen gut zu ermittelten Emissionsfaktoren aus dem Projekt ReLaKo (Parravicini *et al.* 2015), wo bei Schlammbelastungen von 0,03 bis 0,19 gCSB/(gTS·d) Emissionsfaktoren von 0 bis 1,5 % (N₂O-N/N_{Zulauf}) errechnet wurden. Höhere Emissionsfaktoren dieser Untersuchungen, wie bei Datenpunkt 6, ergaben sich bei einem erhöhten Auftreten von Nitrit. Die höchste NO₂-N-Konzentration bei dieser Messung lag bei 2,43 mg/L. In den Versu-

chen 1 bis 5 konnten niedrigere NO₂-N-Konzentration von kleiner 2,0 mg/L gemessen werden. Die Ergebnisse zeigen, dass die Schlammbelastung und das Auftreten von Nitrit einen erheblichen Einfluss auf die N₂O-Emissionen besitzen.

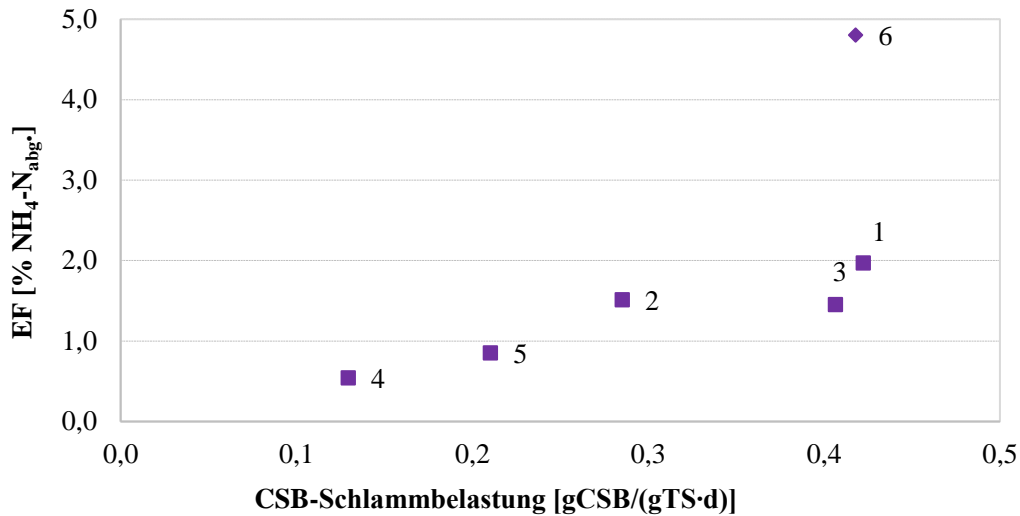


Abbildung 89: Emissionsfaktoren (EF) [%NH₄-N_{abgebaut}] zur Ges.N.-Schlammbelastung

In anderen Studien wurde ein Zusammenhang zwischen der Stickstoffentfernung und der N₂O-Emissionen gefunden. Parravicini *et al.* (2015) berichten, dass die N₂O-Emissionen von kommunalen Kläranlagen niedriger sind, wenn mehr Stickstoff entfernt wird. Diese Korrelation wurde in der vorliegenden Studie nicht gefunden. Eine Ursache hierfür können die unterschiedlichen Bedingungen der Laborversuche sein. Im Gegensatz zu Belebungsbecken, ergeben sich mit dem Betrieb von Laborreaktoren Unterschiede in der Sauerstoffzufuhr. Es ist davon auszugehen, dass aufgrund der im Verhältnis zum Gesamtvolumen kleine Reaktorhöhe, mehr N₂O ausgestrippt wird und daher der günstige Einfluss einer weitergehenden Stickstoffentfernung weniger deutlich in Erscheinung tritt.

Ein Zusammenhang wurde zwischen dem Maß der simultanen Stickstoffentfernung und der Emissionsfaktoren gefunden (Abbildung 90). Mit zunehmender simultanen Stickstoffentfernung wurde höhere Emissionen gemessen. Im Gegensatz zu Anlagen die eine strikte Trennung zwischen aeroben und anoxischen Bereichen berücksichtigen, laufen bei der simultanen Stickstoffentfernung die Prozesse der Nitrifikation und Denitrifikation gleichzeitig ab. Zhang *et al.* (2015) berichten, dass bei einer simultanen Stickstoffentfernung die Hauptquelle für N₂O-Emission die Nitrifikanten-Denitrifikation ist. Es wird spekuliert, dass bei der vollständig aeroben SND aufgrund der Anwesenheit spezifischer Bakterien mehr N₂O emittiert als bei der anoxisch-aerobe SND.

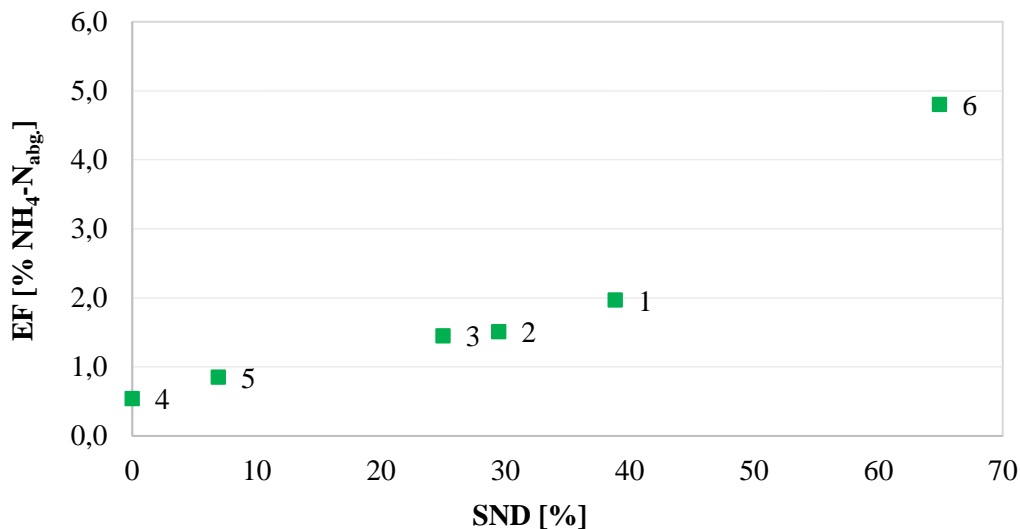


Abbildung 90: Emissionsfaktoren (EF) [%NH₄-N_{abgebaut}] zur simultanen Stickstoffentfernung [%]

7.3 ALTERNIERENDE BELÜFTUNG

Abbildung 91 zeigt den Verlauf der gemessenen N₂O-Konzentrationen in der Abluft des SBR sowie das Signal der Unisense Sonde in der Flüssigphase. Der Füllstand des Reaktors lag während der Messung bei 5,5 L. Das Austauschverhältnis betrug 27%. Die CSB- und Ges.N.-Schlammbelastung ergaben sich mit 27,4 mgCSB/(gTS·Zyklus) sowie 10,6 mgGes.N./(gTS·Zyklus). Mit dem Einsetzen der Belüftung und Nitrifikation konnte ein Anstieg im Signal der Unisense Sonde von ca. 10 mV auf 24 mV beobachtet werden. Die N₂O-Konzentrationen in der Abluft stiegen auf 59 ppm (Minute 90) an. Der Reaktor wurde alternierend belüftet, mit einem Belüftungsintervall von 5 min (O₂-Konz. ca. 2 mg/L) und einer 5 min Belüftungspause. Die O₂-Konzentration sank während der Belüftungspause auf ca. 0,35 mg/L.

In der nachfolgenden Abbildung 92 sind die N₂O-Konzentrationen in der Abluft und der Verlauf der Nährstoffkonzentrationen dargestellt. Die NH₄-N-Entfernung erreichte über den Reinigungszyklus 99,8%, die Ges.N.-Entfernung lag bei 29,8%. Die geringe Entfernung war hierbei auf das ungünstige N/CSB-Verhältnis von 0,38 zurückzuführen. Die NH₄-N-Entfernungsrates betrug 3,3 mgNH₄-N/(gTS·h). Die höchste NO₂-N-Konzentration wurde in der 134ten Minute mit 1,06 mg/L gemessen. Die Abnahme der N₂O-Konzentration in der Abluft sowie des N₂O Signales korrelieren mit dem Unterschreiten der NH₄-N-Konzentration unter 5 mg/L sowie der gleichzeitigen Abnahme der NO₂-N-Konzentration ca. 130 min nach Beginn der Belüftung. Der errechnete Emissionsfaktor zur Ges.N.-Zulaufkraft ergab sich mit 5,0%.

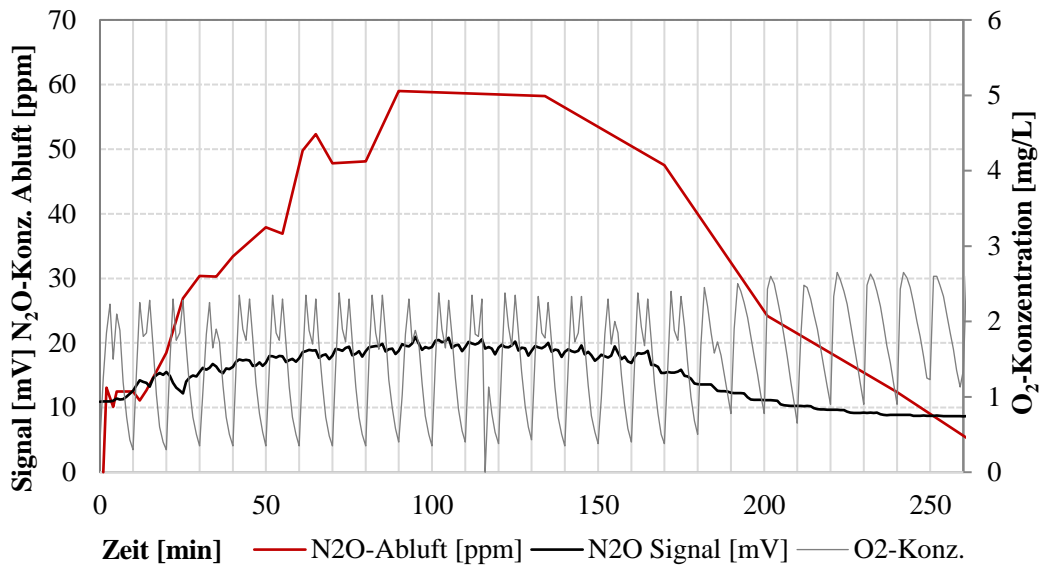


Abbildung 91: N₂O-Proben in der Abluft, das Signal der Unisense Sonde und die O₂-Konzentration an Versuchstag 157

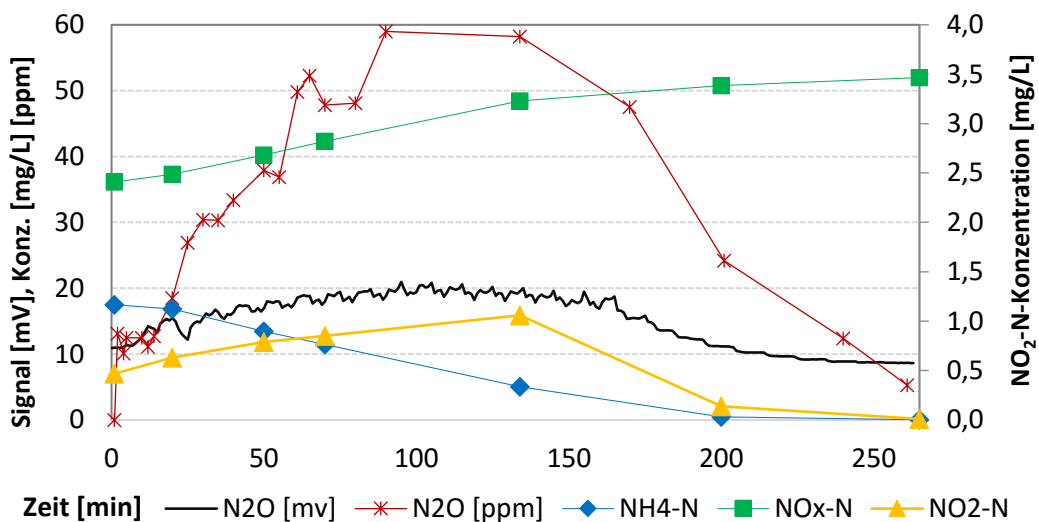


Abbildung 92: Verlauf des Signals der Unisense Sonde, N₂O-Proben in der Abluft und NH₄-N-, NO_x-N- und NO₂-N-Konzentrationen an Versuchstag 157

Das Reaktorvolumen während der Messung an Versuchstag 158 betrug 5,5 L mit einem Austauschverhältnis von 27%. Die CSB- und Ges.N.-Schlammbelastung lagen bei 31,0 mgCSB/(gTS Zyklus) sowie 11,7 mgGes.N./gTS Zyklus). Auch während dieser Messung zeigte sich eine gute Korrelation zwischen der N₂O-Konzentrationen in der Abluft sowie dem Signal der Unisense Sonde. Nach der anaeroben Beschickung konnte mit dem Einsetzen der Belüftung eine Zunahme der N₂O-Konzentration in der Abluft auf ca. 26 ppm beobachtet werden. Das Signal der Unisense Sonde stieg auf ca. 12,5 mV und sank bis zum Ende der aeroben Phase auf 6,3 mV.

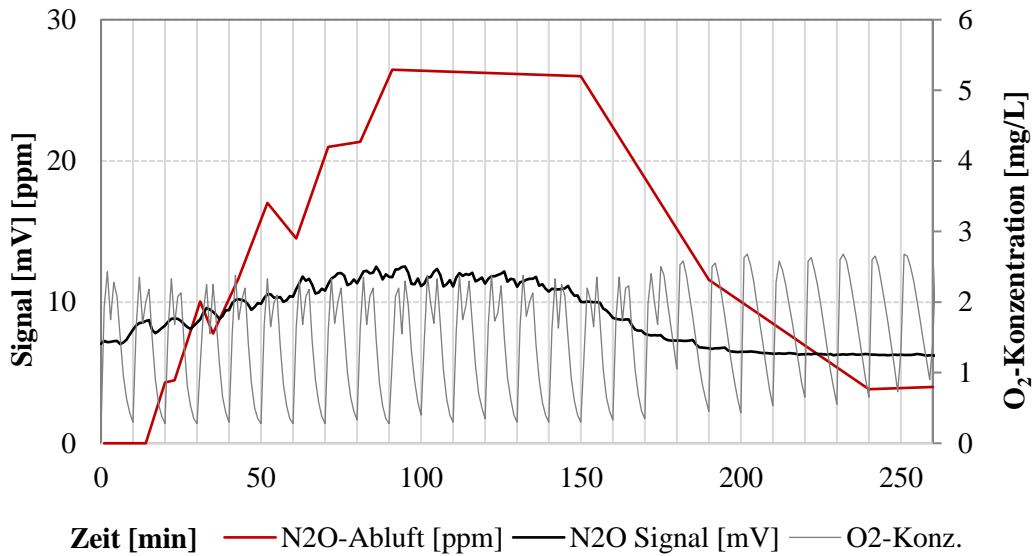


Abbildung 93: N₂O-Proben in der Abluft, das Signal der Unisense Sonde und die O₂-Konzentration an Versuchstag 158

Bei der vorliegenden Messung ergab sich eine NH₄-N-Entfernung von 98,7%, die Ges.N.-Entfernung erreichte 24,7%. Die NH₄-N-Entfernungsrates errechnete sich zu 3,6 mgNH₄-N/(gTS·h). Die höchste Nitrit-Konzentration wurde in der 92ten Minute mit 0,8 mg/L gemessen. Auch in dieser Messung konnte eine Abnahme der N₂O-Konzentration in der Abluft sowie des N₂O Signales mit dem Unterschreiten der NH₄-N-Konzentration unter 5 mg/L sowie der gleichzeitigen Abnahme der NO₂-N-Konzentration gesehen werden. Die Beobachtung verdeutlicht, dass die N₂O-Produktion an die Nitrifikation gekoppelt ist. Der errechnete Emissionsfaktor zur Ges.N.-Zulaufkraft lag bei 2,2%.

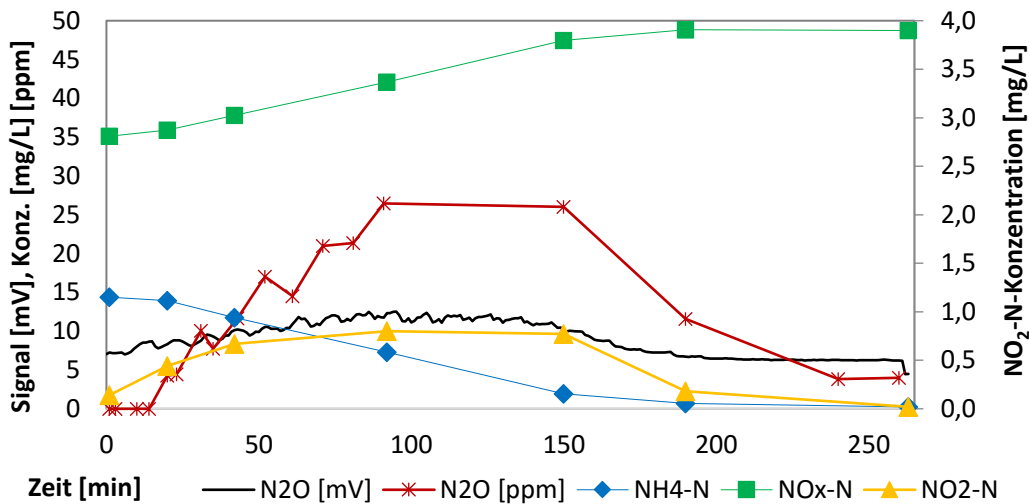


Abbildung 94: Verlauf des Signals der Unisense Sonde, N₂O-Proben in der Abluft und NH₄-N-, NO_x-N- und NO₂-N-Konzentrationen an Versuchstag 158

Eine weitere Messung mit einer alternierenden Belüftungsregelung wurden an Versuchstag 171 durchgeführt. Der Füllstand und das Austauschverhältnis entsprachen dabei den Einstellungen vorangegangener Untersuchungen. Abbildung 91 zeigt den Verlauf der gemessenen N₂O-Konzentrationen in der Abluft sowie das Signal der Unisense Sonde. In den ersten 20 min nach Einsetzen der Belüftung konnte ein Anstieg beider

Signale festgestellt werden. Das Signal der Unisense Sonde nahm dabei von ca. 5,3 auf 44 mV zu. Die N₂O-Konzentration in der Abluft stieg auf ca. 130 ppm an.

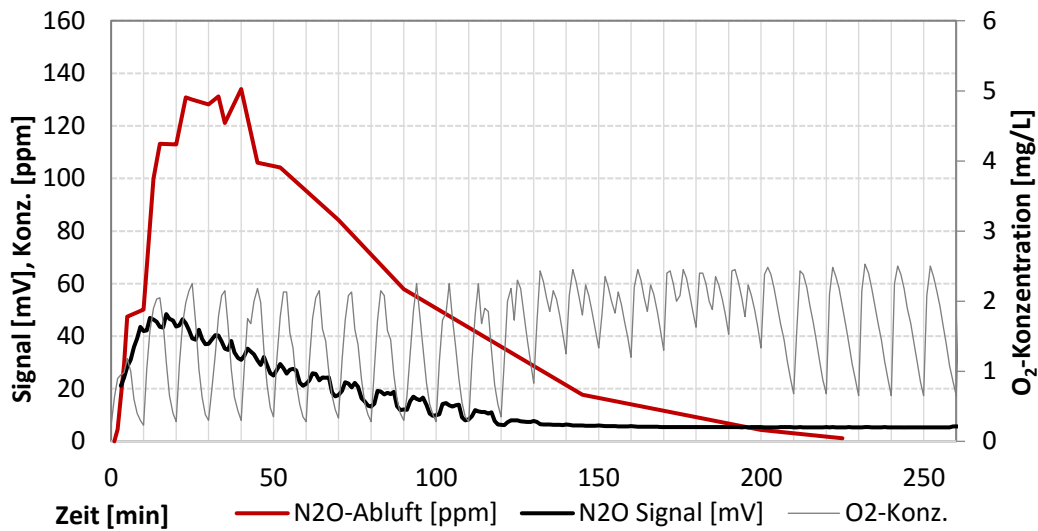


Abbildung 95: N₂O-Proben in der Abluft und Signal der Unisense Sonde an Versuchstag 171

Die nachfolgende Abbildung zeigt den Verlauf der N₂O- und der Nährstoffkonzentrationen während der Beprobung des Belüftungszyklus an Versuchstag 171. Im Gegensatz zu den vorangegangenen Messungen traten bei dieser Beprobung sowohl in der Abluft als auch in der Flüssigphase deutlich höhere N₂O-Konzentrationen auf. Es ist anzunehmen, dass die vermehrte N₂O-Produktion dabei im Zusammenhang mit erhöhten Nitrit-Konzentrationen steht, die zu Beginn der Belüftung gemessen wurden. Die NH₄-N-Ausgangskonzentration war mit denen der ersten Messungen vergleichbar (ca. 14 mg/L). Im gleichen Zeitraum konnte eine Abnahme des N₂O Signals sowie der N₂O-Konzentration in der Abluft verzeichnet werden. Die NH₄-N-Entfernungsrates lag bei 3,1 mgNH₄-N/(gTS·h). Die NH₄-N- und Ges.N.-Entfernung erreichten 98,7% und 51,8%. Mit diesen Versuchen wurde ein außerordentlich hoher Emissionsfaktor von 21% ermittelt. Während des ersten Belüftungsintervalls war es nicht möglich eine O₂-Konzentration von 2 mg/L zu erreichen. In der Folge traten NO₂-N-Konzentrationen von 4,1 mg/l auf. Die Ergebnisse verdeutlichen, dass Nitrit einen wichtigen Einfluss auf die N₂O-Produktion besitzt. Bis zur Minute 147 war Nitrit fast vollständig abgebaut und die N₂O-Konzentrationen in der Abluft bei 17,7 ppm.

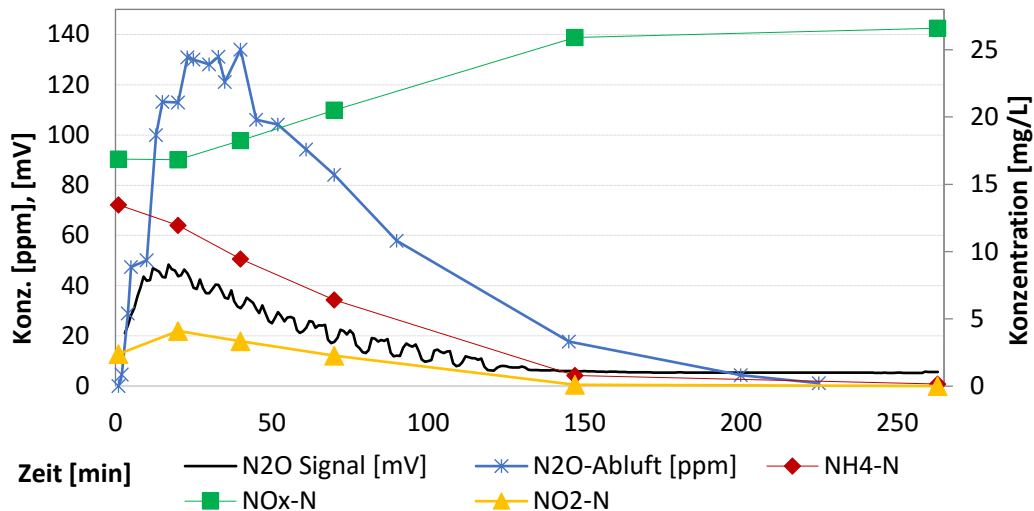


Abbildung 96: Verlauf des Signals der Unisense Sonde, N₂O-Proben in der Abluft und NH₄-N-, NO_x-N- und NO₂-N-Konzentrationen an Versuchstag 171

7.4 VERGLEICHSMESSUNG

An Versuchstag 265 der Versuchsphase 4 wurden die N₂O-Emissionen für SBR 1 und 2 gemessen. Ziel war es die N₂O-Emissionen aus den Reaktoren mit unterschiedlichen Belüftungseinstellungen unter ähnlichen Versuchsbedingungen zu vergleichen. Die Reaktoren wurden hierbei mit demselben Zulauf beschickt. Die Schlammbelastungen lagen für SBR 1 und 2 bei 0,1 gCSB/(gTS·d). Die Temperatur betrug in beiden Reaktoren 25,6 °C. Der Durchfluss der Belüftung war für SBR 1 und 2 jeweils 3 L/min.

Abbildung 97 und Abbildung 98 zeigen den Verlauf der N₂O-Emissionen in der Abluft und die Nährstoffkonzentrationen über den belüfteten Zyklus beider Reaktoren. Die höchsten Emissionen wurden zu Beginn der Versuche gemessen. Mit dem Einsetzen der Belüftung in Minute 1 stieg die N₂O-Konzentration in der Abluft auf 55 ppm (SBR 1) und 70 ppm (SBR 2). Die NH₄-N-Konzentrationen waren zu Versuchsbeginn mit 7,5 und 7,9 mg/L annähernd gleich. Die Emissionsfaktoren ergaben sich für SBR 1 und SBR 2 mit 3,2 und 1,6% (N₂O/gGes.N_{zu}). Die unterschiedlichen Emissionsfaktoren können auf die unterschiedlichen NO₂-N-Konzentrationen zu Beginn der Belüftung zurückgeführt werden. Während die NO₂-N-Konzentration für SBR 2 beim Einsetzen der Belüftung bei 1,46 mg/L lag, konnte für SBR 1 eine NO₂-N-Konzentration von 2,56 mg/L gemessen werden, welche bis zu 21 min weiter auf 3,88 mg/L anstieg.

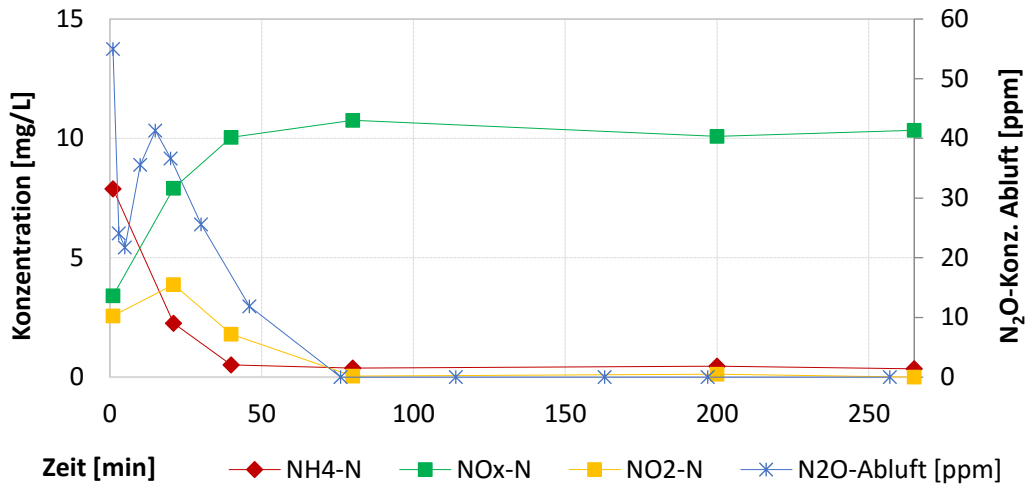


Abbildung 97: Verlauf der N₂O-Emissionen in der Abluft und der Nährstoffkonzentrationen während der belüfteten Phase von SBR 1

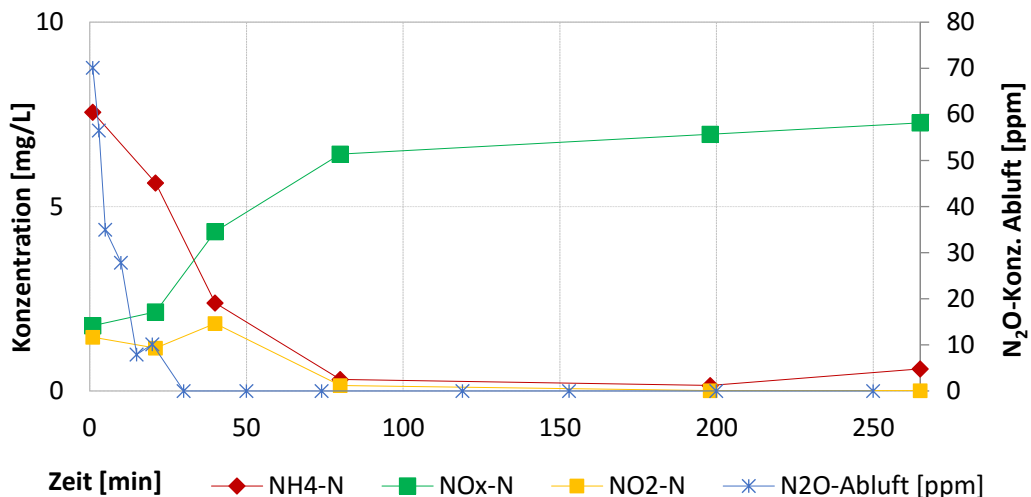


Abbildung 98: Verlauf der N₂O-Emissionen in der Abluft und der Nährstoffkonzentrationen während der belüfteten Zyklus von SBR 2

7.5 ZUSAMMENFASSUNG DER ERGEBNISSE

Die Ergebnisse der Untersuchungen zeigen, dass erhöhte Emissionen in Verbindung mit hohen Nitrit-Konzentrationen auftreten. Dabei ist zu berücksichtigen, dass Nitrit zum einen, einen direkten Einfluss auf die AOB haben kann, als auch ein Zeichen für die hohe Aktivität der AOB ist. Zudem wurde ein Zusammenhang zwischen den Emissionen und der Schlammbelastung gefunden. Die Emissionsfaktoren unter durchgehend aeroben Bedingungen während der belüfteten Phase ergaben sich dabei zwischen 0,54 und 4,8% bei CSB-Schlammbelastungen zwischen 0,13 und 0,42 gCSB/(gTS·d). Vereinzelt thematisieren die Emissionen von klimarelevantem Lachgas aus Anlagen mit AGS. Die Untersuchungen beziehen sich hierbei überwiegend auf Laborversuche mit der Verwendung von synthetischem Abwasser. Die Literaturangaben weisen eine starke Bandbreite auf, welche vor allem aus den unterschiedlichen Betriebsbedingungen resultiert. Die Gegenüberstellung von Emissionsfaktoren aus unterschiedlichen Veröffentlichungen ist in Tabelle 20 aufgeführt. Der Emissionsfaktor wird dabei als prozentualer Anteil der emittierten N₂O-Fracht zur Gesamtstickstoffzulaufkraft oder als prozentualer zur entfernten Gesamtstickstoffzulaufkraft angegeben.

TABELLE 20: LITERATURANGABEN ZU N₂O-EMISSIONSFAKTOREN AUS ANLAGEN MIT AGS UND KOMMUNALEN BELEBUNGSANLAGEN

Referenz	Emissionsfaktor [%]	Bemerkung
Lochmatter et al. (2013)	1,0-9,0	Synthetisches Abwasser
van den Akker et al. (2015)	2,3- 6,8	Abwasser mit hohem Salzgehalt
Castro-Barros et al. (2015)	2,0	Synthetisches Abwasser
Quan et al. (2012)	2,2- 8,2	Synthetisches Abwasser
Gao et al. (2016)	2,72 ±0,52	Synthetisches Abwasser
Zhang et al. (2015)	7,0-21,9 ¹⁾	Synthetisches Abwasser
Parravicini et al. (2015)	0,002-1,52 (Median 0,16%)	Kommunales Abwasser Kommunaler Belebtschlamm

[¹⁾ Emissionsfaktor bezogen auf die entfernte Stickstofffracht, ²⁾ Emissionsfaktor bezogen auf die zugeführte Stickstofffracht]

Auf Basis der bisherigen Studien konnten Faktoren identifiziert werden, die die N₂O-Produktion begünstigen. Quan *et al.* (2012) berichteten, dass mit einer niedrigeren Belüftungsrate sowie mit einem niedrigeren C/N-Verhältnis, d. h. unter CSB-Mangel, mehr N₂O gebildet wird. Die Autoren berichten zudem, dass erhöhte N₂O-Emissionen durch eine strukturbedingte (bei Granulas mit sehr großem Durchmesser) partielle Denitrifikation verursacht sein können. Für die Untersuchungen wurde synthetisches Abwasser mit unterschiedlichen N/CSB-Verhältnissen verwendet. Der Anteil an emittiertem Lachgas zum zugeführten Stickstoff (Emissionsfaktor) lag unter optimalen Betriebsbedingungen (hohe Belüftungsrate, N/CSB-Verhältnis) bei 2,2%. Ungünstige Bedingungen mit niedriger Belüftungsrate und wenig Kohlenstoff ergaben einen Emissionsfaktor von 8,2%. Die Ergebnisse der vorliegenden Studie liegen somit im Bereich dieser Literaturangabe.

Lochmatter et al. (2013) untersuchten die Auswirkungen unterschiedlicher Belüftungsstrategien auf die Stickstoffentfernung und N₂O-Emissionen von aerob granuliertem Schlamm. Die N₂O-Konzentration wurde während einer Headspace-Gasrezirkulation sowie bei Belüftung mit abwechselnd hohen und niedrigen O₂-Konzentrationen gemessen. Die Emissionen waren sehr unterschiedlich für die verschiedenen Betriebsstrategien und unterschiedlichen CSB-Frachten. Die höchsten Emissionen wurden mit der niedrigsten CSB-Belastung von 1,6 gCSB/(L·d) und mit alternierenden O₂-Konzentration gemessen, wobei 9% der Stickstofffracht den Reaktor in Form von N₂O verließ. Demgegenüber traten bei höheren CSB-Belastungen von 2,1 und 2,4 gCSB/(L·d), N₂O-Emissionen von 2,1 und 1,0% auf. Mit einer Headspace-Gasrückführung war kein klarer Trend über die Auswirkungen der CSB-Belastung zu erkennen. Die N₂O-Emissionen betragen hierbei 7,3%; 3,0% und 4,8% der Stickstoffbelastung bei Belastungen von 1,6; 2,1 und 2,4 gCSB/(L·d).

Erhöhte Emissionen wurden zudem festgestellt, als die Belüftung auf ca. 1 mg/L reduziert wurde (van den Akker et al. (2015)). Einen Anstieg im N₂O-Gehalt der Abluft fanden van den Akker et al. (2015) beim Übergang der anaeroben Beschickung zur belüfteten Phase. In diesem Zeitraum ist die verstärkte N₂O-Produktion auf die einsetzende Nitrifikation zurückzuführen. Diese stehen dabei mit einer erhöhten Sauerstoffzehrung in Verbindung, die während der ersten belüfteten Minuten eine geringe O₂-Konzentration verursacht. Zeitgleich kann das Auftreten von Nitrit aufgrund einer unvollständigen Nitrifikation die N₂O-Bildung begünstigen. Während der anaeroben Phase wurde über eine Abnahme der gelösten N₂O-Konzentrationen berichtet. Die N₂O-Emissionen waren am niedrigsten, wenn im Ablauf die NO₂-Konzentration sehr niedrig bzw. nicht messbar war und eine mittlere O₂-Konzentration von größer 1,8 mg/L eingehalten wurde. Allerdings sind niedrige O₂-Konzentrationen erforderlich, um eine maximale Stickstoffentfernung zu erreichen. Damit ist ein Kompromiss zwischen Stickstoffentfernung und N₂O-Emission zu finden.

8 ZUSAMMENFASSUNG

8.1 SBR-BETRIEB

Im Rahmen des Projektes wurden grundlegende Erkenntnisse zur Granulierung und dem Verhalten aerob granulierter Biomasse bei der biologischen Abwasserreinigung erarbeitet. Mit den unterschiedlichen Versuchsphasen war es möglich den Verlauf und die Dauer der Granulierung von flockiger Biomasse hin zu aerob granuliertem Schlamm sowie die erforderlichen Rahmenbedingungen zu beschreiben. Die Untersuchungen ergaben, dass mit den für die SBR-Anlagen gewählten Einstellungen in jeder der vier Versuchsphasen eine Granulierung innerhalb von 20 bis 28 Tagen erreicht werden konnte. Der Zyklus war dabei stets in eine anaerobe Beschickung und belüftete Phase unterteilt mit Zykluszeiten von 3 bis 6 Stunden. Die Austauschverhältnisse lagen zwischen 30 und 40% und somit in einem üblichen Bereich für SBR-Anlagen (DWA, 2010). Die Raum- und Schlammbelastungen während der Versuche umfassten 0,5 bis 1,0 gCSB/(L·d) sowie 0,25 bis 0,35 gCSB/(gTS·d).

Ein wesentliches Ziel der Untersuchungen war es, die Schlammstruktur und das Absetzverhalten der aerob granulierten Biomasse mit konventionellem Belebtschlamm zu vergleichen und Auswirkungen der Betriebsweise auf die Struktur abzuleiten. Die mikroskopischen Aufnahmen sowie die Messungen der Partikelgrößenverteilung zeigten im Verlauf der Inbetriebnahme eine deutliche Veränderung der Biomasse hinzu kompakten dichten Aggregaten mit Partikelgrößen von zum Teil über 1 mm. Dennoch umfasste die aerob granuliert Biomasse immer auch einen Anteil an flockiger Biomasse, welcher aus Schwebstoffen des Zulaufs, abgetrennten Partikeln der granulierten Biomasse und aus Biomassenwachstum aus dem zugeführten polymeren Substrat resultiert. Charakteristisch für die aerob granuliert Biomasse zeigte sich ein erhöhtes Auftreten festsitzender Ciliaten und ein geringes Auftreten fadenförmigen Organismen. Im Zusammenhang mit der kompakten Schlammstruktur konnten die Absetzeigenschaften deutlich verbessert werden. Der ISV wurde erfolgreich auf bis zu 60 ml/g gesenkt und blieb auch während längerem Versuchsbetrieb stabil in diesem niedrigen Bereich. Das SV_{10}/SV_{30} -Verhältnis der granulierten Biomasse betrug 1,0 bis 1,1; wobei im Vergleich dazu flockiger Belebtschlamm meist ein SV_{10}/SV_{30} -Verhältnis von etwa 1,5 bis 1,8 aufweist. Dies bedeutet, dass die granuliert Biomasse bereits nach 10 min Absetzzeit, 90 bis 100% ihres Schlammvolumens erreicht hat. Das SV_5/SV_{30} -Verhältnis lag bei 1,2 bis 1,4. Die Untersuchungen zum Absetzverhalten der aerob granulierten Biomasse ergaben Absetzgeschwindigkeiten von bis zu 23 m/h, wohingegen für konventionellen Belebtschlamm ein Bereich von 7 bis 10 m/h angegeben wird. Mit den Versuchen konnte ein Einfluss der Abwasserbeschaffenheit auf die Struktur der granulierten Biomasse erkannt werden. Lediglich während der Versuchsphase 2 und der Verwendung von synthetischem Abwasser sowie Abwasser aus dem Gebäude der TU war es möglich über einen längeren Zeitraum einen deutlich niedrigeren ISV von ca. 40 ml/g zu halten. Die Ergebnisse der Versuche verdeutlichen, dass der ISV der aerob granulierten Biomasse, wie er bei der Reinigung von kommunalem Abwasser möglich ist, höher liegt als die publizierten Erfahrungswerte, die mit synthetischem Abwasser ermittelt wurden.

Eine gute Granulierung konnte erreicht werden, wenn während der Einfahrphase die Biomasse ausreichend selektiert wurde. Um den Selektionsdruck zu beschreiben, bietet sich die Ermittlung der minimalen Absetzgeschwindigkeit an, ein Parameter, welcher die Absetzzeit und Sedimentationshöhe während der Sedimentation berücksichtigt. Wichtig ist hierbei, dass lediglich flockige Biomasse ausgeschwemmt und gleichzeitig ausreichend Schlamm im Reaktor zurückgehalten wird. Eine minimale Absetzgeschwindigkeit größer 8 m/h führte bspw. zu einem erhöhten Austrag an Biomasse und einer starken Abnahme im TS-Gehalt. Die besten Ergebnisse wurden bei minimalen Absetzgeschwindigkeiten zwischen 2 und 4 m/h erreicht. Eine minimale Absetzgeschwindigkeit von ca. 6 m/h konnte lediglich während der Versuchsphase mit synthetischem Abwasser angewendet werden, ohne dass es zu einem erhöhten Austrag an Biomasse kam. Hierfür war das ausgezeichnete Absetzverhalten der granulierten Biomasse durch die Verwendung von synthetischem Abwasser verantwortlich.

Problematisch waren die zum Teil hohen Schwebstoff-Konzentrationen im Ablauf der Reaktoren, verursacht durch einen zu hohen Selektionsdruck und dem Fehlen flockiger Biomasse. Flockige Biomasse besitzt gegenüber dem granulierten Schlamm eine größere Oberfläche für die Adsorption von Schwebstoffen. Diese Eigenschaft untermauert die Bedeutung des flockigen Anteils in der Schlammsuspension für den Rückhalt von Schwebstoffen. Nach der Einfahrphase ist daher eine Anpassung der minimalen Absetzgeschwindigkeit zu berücksichtigen, um einen geringen Anteil an flockiger Biomasse zurückzuhalten. Die insgesamt während der Versuche gemessenen Schwebstoff-Konzentrationen von 20 bis 100 mg/L verdeutlichen die Notwendigkeit einer Nachbehandlung des gereinigten Abwassers über eine Filtrationsstufe (bspw. über ein Mikrosieb oder einen Sandfilter). Zulässig gelten Konzentrationen abfiltrierbare Stoffe von bis 30 mg/L. Für die Planung sind die für Nachbehandlung entstehende Kosten und der zusätzliche Platzbedarf zu berücksichtigen.

Mit den Untersuchungen konnten weitere Faktoren identifiziert werden, die einen negativen Einfluss auf die Schlammstruktur und das Absetzverhalten der granulierten Biomasse besitzen. Die mikroskopischen Aufnahmen zeigten, dass hohe Schlammbelastungen und die vermehrte Zufuhr von partikulärem Substrat das Wachstum sternförmiger Strukturen fördert. Zudem konnte eine massive Entwicklung festsitzender Cilien beobachtet werden, die zu einer Abnahme der Absetzgeschwindigkeit führten. Die partikulären Abwasserinhaltsstoffe beeinflussen die Struktur der aerob granulierten Biomasse, indem diese während der anaeroben Phase nicht vollständig hydrolysiert und von den substratspeichernden Organismen aufgenommen werden können. Dadurch kommt es zu einem Übertrag von Substrat in die aerobe Phase und dort zu einem schnellen und unregelmäßigen Zuwachs von Biomasse. In den Versuchen brachte die Verlängerung der anaeroben Beschickung von 60 auf 90 min eine Erhöhung des TS-Gehaltes und der Bildung deutlich kompakterer Granula. Durch die Verlängerung der anaeroben Kontaktzeit kann mehr Substrat hydrolysiert und von den substratspeichernden Organismen aufgenommen werden, was im weiteren ein regelmäßiges Wachstum der Granula begünstigt. Anhand der Ergebnisse kann abgeleitet werden, dass die Erhöhung der Dauer der anaeroben Beschickung eine sinnvolle Strategie sein kann, die Bildung regelmäßiger und kompakter Granula zu fördern.

Ein relevantes Kriterium für die Evaluierung der praktischen Anwendbarkeit eines Verfahrens ist die Reinigungsleistung. Während des Versuchsbetriebes ergaben sich zum Teil sehr gute Ergebnisse für die Entfernung der relevanten Überwachungsparameter. Die CSB-Entfernung erreichte stets 85,0 bis 99,8%, sodass im Rahmen des Laborbetriebes die gesetzlichen Vorgaben für die CSB-Entfernung von 85% eingehalten werden konnten. Ammonium wurde unter konstanten Stickstoffbelastungen ausreichend entfernt und Ablaufkonzentrationen kleiner 1 mg/L sichergestellt. Weitere Analysen dienten der Ermittlung der Stickstoffentfernung. Im Rahmen der Versuche wurden unterschiedliche Belüftungsregelungen erprobt mit dem Ziel eine den gesetzlichen Vorgaben entsprechende Stickstoffentfernung zu erreichen sowie einen möglichst hohen Reinigungsgrad zu erzielen. Für die Stickstoffentfernung muss berücksichtigt werden, dass ein wesentliches Merkmal der aerob granulierten Biomasse die gleichzeitige Ausbildung von aeroben, anoxischen und anaeroben Zonen ist und sich daraus das Potential zur simultanen Stickstoffentfernung ähnlich wie im Biofilm ergibt. In diesem Punkt unterscheidet sich die aerob granuliert Biomasse vom konventionellen Belebtschlamm. Untersucht wurden durchgehend aerobe Bedingungen während der belüfteten Phase sowie eine alternierende Belüftungsregelung (kurze Belüftungs-/Pausenintervalle). Eine intermittierende Belüftung (lange Belüftungspausen) wurde mit Bedacht nicht untersucht, da hierfür der Einsatz eines Rührers erforderlich wäre und einige Publikationen einen negativen Einfluss auf die Granulastruktur berichteten.

Unter durchgehend aeroben Bedingungen während der belüfteten Phase wurden 50 bis 70% Ges.N.-Entfernung erreicht, wobei die Denitrifikation hauptsächlich innerhalb der anoxischen Zonen der Granula erfolgte. Die simultane Stickstoffentfernung wird vor allem von der Partikelgröße der Biomasse und der Sauerstoffkonzentration bzw. -Diffusion bestimmt. Während Partikel mit einem großen Durchmesser, ein ausreichend anoxisches Volumen aufweisen, ist die Ausbildung anoxischer Zonen in kleinen Granulas durch die Diffusion des Sauerstoffs begrenzt. Es ist anzunehmen, dass unter konstant aeroben Bedingungen, das anoxische

Volumen innerhalb der Granula nicht ausreichend ist, um das Nitrat entsprechend den gesetzlichen Vorgaben zu denitrifizieren.

Um eine Erhöhung der Stickstoffentfernung zu erreichen wurde eine alternierende Belüftungsregelung erprobt. Durch die Belüftungspausen und die Senkung der O₂-Konzentration im Reaktor, ergab eine insgesamt deutlich höhere Ges.N.-Entfernung von 70% bis 90%. Die Untersuchungen untermauern die bisher publizierten Ergebnisse, dass eine alternierende Belüftungsregelung eine bessere Ges.N.-Entfernung ermöglicht. Mit den Versuchen konnte zudem ein Zusammenhang zwischen hohen NO_x-N-Konzentrationen und dem Absetzverhalten der Biomasse festgestellt werden. Der Anstieg der NO_x-N-Konzentrationen verursachte eine Zunahme des ISV, während die granulierten Biomasse eine weiterhin kompakte Struktur aufwies. Als Erklärung dafür, kann eine unzureichende Ausbildung anaerober Bedingungen während der Beschickung genannt werden, wobei der Wachstumsvorteil substratspeichernder Organismen reduziert wird, die für die Bildung kompakter Granula entscheidend sind. Eine effektive Methode akkumuliertes Nitrat zu entfernen, war über die Rezirkulation von nitratreichem Überstand während der anaeroben Beschickung möglich. Mit dieser Rezirkulation konnte jedoch eine Zunahme der Schlammvolumenverhältnisse festgestellt werden, so dass ein negativer Einfluss des Pumpens auf die Schlammstruktur und das Absetzverhalten anzunehmen ist.

In den Untersuchungen konnte zudem eine Korrelation zwischen der Stickstoff- und der biologischen Phosphatentfernung gesehen werden. Eine ausreichende Stickstoffentfernung ist für die Gewährleistung anaerober Bedingungen während der Beschickung und für die biologische Phosphatentfernung bedeutend. Das Ausmaß der biologischen Phosphatentfernung hängt von mehreren Faktoren, wie dem Schlammalter, der Temperatur, der Abwasserzusammensetzung sowie dem Gehalt der Phosphat akkumulierenden Organismen ab. Die Phosphatentfernung unterlag zum Teil großen Schwankungen und erreichte bei günstigen Betriebsbedingungen zwischen 50 und 90%.

Die Ergebnisse des Laborbetriebes verdeutlichen, dass eine großtechnische Anwendung des Verfahrens von aerob granulierter Biomasse in SBR-Anlagen durchaus sinnvoll sein kann, wenn die Abwasserbeschaffenheit und Rahmenbedingungen gegeben sind. Zusammenfassend kann festgehalten werden, dass die höhere Absetzgeschwindigkeit der aerob granulierten Biomasse für großtechnische SBR-Anlagen kürzere Absetzzeiten für die Schlammtrennung ermöglicht. Üblicherweise werden für SBR-Anlagen Absetzzeiten von einer Stunde gewählt. Für den Betrieb eines SBR mit aerob granulierter Biomasse bedeutet eine Verkürzung der Absetzzeit auch eine insgesamt kürzere Zykluszeit. Aufgrund der besseren Absetzeigenschaften ist es weiter möglich die Biomassen-Konzentration zu erhöhen, wodurch sich eine Steigerung der hydraulischen Belastung ergibt. In der Folge ist mit einer Reduktion des erforderlichen Beckenvolumens bei der Planung einer neuen Anlage zu rechnen. Die mit den gewählten Annahmen errechneten Einsparungen bezüglich des Beckenvolumens ergeben sich im Wesentlichen aufgrund einer höheren hydraulischen Belastung mit 17,3%. Pronk *et al.* (2015b) berichten sogar von Einsparungen im Bereich von 33% des Beckenvolumens.

Trotz der zahlreichen im Projekt gewonnenen Erkenntnisse handelt es sich um Laborversuche, die nicht ohne weiteres eine direkte Übertragung der Ergebnisse auf einen Originalmaßstab erlauben. Vor allem der Einfluss der Reaktorgeometrie, der Scherbeanspruchung im Reaktor und der Temperatureinfluss sind für die Eignung des Verfahrens im Vorfeld über großtechnische Pilotversuche zu erproben. Eine Unsicherheit für die Umsetzung der Technologie besteht zum aktuellen Zeitpunkt in einer Vielzahl patentierter Ausführungen und Betriebsweisen der Nereda-Technologie, welche zahlreiche Variationen des Verfahrens abgedeckt. Die gewonnenen Erkenntnisse aus dem Betrieb der SBR-Anlagen bildeten eine wesentliche Basis für die Umsetzung des Verfahrens im kontinuierlichen durchflossenen Versuchsbetrieb. Zudem war es mit den ermittelten Daten möglich, die Eigenschaften der Biomasse zu vergleichen.

8.2 KONTINUIERLICH DURCHFLOSSENER VERSUCHSBETRIEB

Der zweite Teil des Projektes widmet sich der Fragestellung, unter welchen Bedingungen eine Granulierung in einer kontinuierlich durchflossenen Versuchsanordnung realisiert werden kann. Für diese Untersuchungen wurden drei Versuchsphasen durchgeführt, die die aus dem SBR-Betrieb bekannten Anforderungen für die Granulierung berücksichtigen. Bei der kontinuierlich durchflossenen Anlage wurde eine räumliche Trennung der anaeroben und aerob-anoxischen Reaktionsräume umgesetzt. Die Gestaltung und das Volumen des anaeroben Reaktors wurden für die einzelnen Versuchsphasen variiert. Das anaerobe Volumen zum gesamten Volumen umfasste dabei jeweils 18 bis 20%. Da sich in den SBR-Versuchen der Einsatz der anaeroben plug-flow Beschickung bewährt hat, wurde für die erste Versuchsphase ein geteilt anaerobes Volumen verwendet. Dieses umfasste einen horizontal durchströmten Rohrreaktor sowie einen vollständig gemischten Reaktor. In der zweiten Versuchsphase wurde lediglich ein vollständig gemischter Reaktor verwendet. Eine weitere wesentliche Voraussetzung für die Granulierung ist neben der Sicherstellung anaerober Bedingungen bei der Substratzufuhr, die ausreichende Selektion der flockigen Biomasse mit dem Ziel gut absetzbare Biomasse anzureichern. Mit dem für die Nachklärung gewählten Reaktor konnte ein Austrag feiner Partikel und somit die Selektion der Biomasse erreicht werden. Die Schlammvolumenbeschickung lag für die erste und zweite Versuchsphase bei ca. 235 L/(m²·h). In Versuchsphase 3 wurde Ablauf rezirkuliert und dadurch die Nachklärung stärker hydraulisch belastet. Die Schlammvolumenbeschickung ergab sich hierbei mit 737 L/(m²·h).

Mit dem Betrieb der kontinuierlich durchflossenen Anlage in Versuchsphase 1 war es erstmals möglich, eine Biomasse anzureichern, die überwiegend (>72 %) aus kompakten Granula mit einer Größe von über 200 µm bestand. Hierbei muss angemerkt werden, dass kommunales Abwasser für die Beschickung und herkömmlicher Belebtschlamm als Impfschlamm für die Versuche verwendet wurden, während die bisher veröffentlichten Studien die Verwendung von bereits granuliertem Schlamm und synthetischem Abwasser beschreiben. Die Dauer der Granulierung umfasste ca. 40 Tage bei Schlammbelastungen von 0,19 bis 0,36 gCSB/(gTS·d). Ziel der Untersuchungen war es, das Absetzverhalten der Biomasse zu beschreiben. Hierbei wurden dieselben Bewertungskriterien wie für die SBR-Versuche angewendet. Der ISV konnte mit den Bedingungen der Versuchsphase 1 und 2 auf bis zu 80 und 70 ml/g gesenkt werden. Die SV₅/SV₃₀- und die SV₁₀/SV₃₀-Verhältnisse lagen mit ca. 1,5 und 1,1 in einem ähnlichen Bereich wie für granulierten Schlamm aus dem SBR-Betrieb. Die mikroskopischen Aufnahmen und Partikelgrößenverteilungen zeigten deutlich, dass die Schlammsuspension neben der granulierten Biomasse auch einen hohen Anteil an flockiger Biomasse umfasste. Diese Beobachtung konnte auch für den aerob granulierten Schlamm der SBR-Anlagen festgestellt werden. Ein Vergleich der ISV des Schlammes der kontinuierlich durchflossenen Anlage mit der SBR-Anlage zeigt, dass mit dem SBR-Betrieb ein niedriger ISV erreicht werden konnte. Anhand der Ergebnisse des kontinuierlichen Versuchsbetriebes wird deutlich, dass unter den gegebenen Versuchsbedingungen die granuliert Biomasse nicht die gleichen Absetzeigenschaften ausbildet, wie es mit dem SBR-Betrieb (höhere ISV und Schlammvolumenverhältnisse) möglich war, auch wenn eine deutliche Verbesserung des Absetzverhaltens festgestellt wurde. In Versuchsphase 1 wurde mit der Verwendung von kommunalem Abwasser im Durchschnitt eine CSB-Entfernung von 95,3% erreicht. Die Ges.N.-Entfernung lag mit ein paar wenigen Ausnahmen bei ca. 80%. Die Vorgaben der 1. AEVKA würden somit eingehalten werden, auch wenn berücksichtigt werden muss, dass es sich lediglich um Laborversuche handelt. Die Ergebnisse zeigen eine Korrelation zwischen der Ges.N.- und Ges.P.-Entfernung, wobei die biologische Phosphat-Entfernung zwischen 43 und 80% erreichte und das Potential zu Einsparungen bezüglich der Fällmittel bestätigt.

Die Ergebnisse verdeutlichen die Bedeutung der anaeroben Stufe und einer ausreichenden Stickstoffentfernung. Ein erhöhtes Auftreten von Nitrat war hierbei direkt an eine Verschlechterung des ISV gekoppelt. Mit dem geteilten anaeroben Volumen und der Erprobung einer plug-flow Beschickung in einem vorgeschalteten Rohrreaktor konnten insgesamt die besten Ergebnisse erzielt werden. Hierbei wird vermutet, dass sich der hohe Substratgradient vorteilhaft auf die Granulierung auswirkt. Der Substratgradient ist im SBR-Betrieb

deutlich stärker ausgeprägt, wobei nach der Beschickung hohe Ammonium-Konzentrationen vorliegen, während bei der kontinuierlich durchflossenen Anlage, der Schlamm beim Übergang von der anaeroben Stufe in die aerob-anoxische Stufe eine Verdünnung erfährt. Corsino *et al.* (2016a) berichten, dass der aerob granuliert Schlamm nach der Überführung von einem SBR in einen Durchlaufbetrieb schnell seine Struktur verlor und sich lose und flockige Aggregate bildeten, in denen filamentöse Bakterien dominierten. Lediglich die intermittierende Beschickung ermöglichte die Beibehaltung der kompakten Struktur. Der Autor argumentiert, dass die feast- und famine-Bedingungen, die Stabilität der aerob granulierten Biomasse wesentlich begünstigten. Obwohl kein weiterer Zerfall der Biomasse auftrat, war die Bildung neuer Granula stark begrenzt.

Anhand der mikroskopischen Bilder zeigte sich, dass die Biomasse aus der kontinuierlich betriebenen Anlage eine kompakte Struktur ähnlich der Biomasse aus dem SBR aufwies, jedoch insgesamt kleiner war. Verschiedene Ursachen kommen für die unterschiedlichen Partikelgrößen und Absetzeigenschaften in Betracht. Eine Ursache für kleinere Granula kann die Einwirkung von Scherkräften, verursacht durch den Einsatz der Rührer in dem anaeroben sowie aeroben Reaktor, sein. Rocktäschel *et al.* (2013) berichteten von kleineren Granula in einem SBR, bei dem eine Beschickung mit anschließend anaerobem Mischen erfolgte, im Vergleich zu einem Reaktor, der während der Beschickung gerührt wurde. Nor Anuar *et al.* (2007) untersuchten in einer Studie die Auswirkungen von Mischern auf die Absetzbarkeit eines granulierten Schlammes. Dabei wurden unterschiedliche Rührgeschwindigkeiten und Scherraten erprobt. Die Absetzgeschwindigkeit des granulierten Schlammes reduzierte sich bei Erhöhung der Scherrate für Partikel größer als 0,6 mm von 12,3 auf 8,0 m/h. Für Partikel in der Größenklasse von 0,4 bis 0,6 mm sank die Absetzgeschwindigkeit von 12,5 auf 6,7 m/h sowie von 12,5 auf 6,4 m/h für Partikel mit 0,2 bis 0,4 mm. Die Ergebnisse verdeutlichen, dass die durch das Mischen verursachte Turbulenz und die damit verbundene Abscheidung einen erheblichen Einfluss auf das Absetzverhalten der granulierten Schlämme besitzt. Neben dem Effekt der Rührenergie auf die Struktur und Absetzverhalten der Granula ergibt sich ein weiterer negativer Einfluss durch die erforderliche Schlammförderung. Die Rückführung von Schlamm aus dem Nachklärbecken erfolgte im Versuchsbetrieb mit einer Schlauchquetschpumpe, sodass auch hier ein Einfluss vermutet werden kann. Schwierigkeiten traten im Rahmen des Versuchsbetriebes zudem durch das Wachstum von Oligochaeta sowie dem vermutlichen Eintrag eines Reinigungsmittels in das verwendete Abwasser auf. Zusammenfassend kann festgehalten werden, dass die Vorzüge des Verfahrens der granulierten Biomasse in einer kontinuierlich durchflossenen Beckenkonstellation nicht mit dem SBR-Betrieb vergleichbar sind. Es besteht weiterer Forschungsbedarf für die Optimierung des Verfahrens hinsichtlich des Einsatzes von Rührer und Pumpen. Für die großtechnische Anwendung ist zudem eine Lösung für die Selektion der Biomasse zu finden. Hierbei wäre der Einsatz eines Hydrozyklons denkbar.

8.3 WEITERGEHENDE UNTERSUCHUNGEN

Begleitend zu den Untersuchungen wurden Versuche zum anaeroben Abbauverhalten und der Entwässerbarkeit durchgeführt. Für die anaeroben Versuche ergab sich im Vorfeld die Fragestellung, ob aufgrund der kompakten Struktur bzw. dem vermutlich erhöhten EPS-Gehalt des aerob granulierten Schlammes Einschränkungen für die Abbaubarkeit zu erwarten sind und in welcher Größenordnung die spezifische Gasproduktion liegt. Zudem wurde untersucht, ob aufgrund der kompakten Struktur von aerob granuliertem Schlamm mit einem veränderten Entwässerungsverhalten zu rechnen ist. Die Ergebnisse der anaeroben Versuche ergaben eine gute Abbaubarkeit von eingedickten granuliertem Schlamm. Für die CSB- und oTS-Fracht konnte eine gute Abbaubarkeit festgestellt werden. Die spezifische Gasproduktion von eingedicktem granuliertem und flockigen Schlamm lagen mit 245 und 263 ml CH₄/g oTS in der gleichen Größenordnung. Dennoch ergaben die Versuche ein verschlechtertes Entwässerungsverhalten des granulierten Faulschlammes im Vergleich zum ausgefaulten flockigen Belebtschlamm, wobei ein erhöhter EPS-Gehalt und hohe PO₄-P-Konzentrationen im Zentrat als Ursache in Frage kommen.

ZUSAMMENFASSUNG

Ziel der Lachgasuntersuchungen war es, die Parameter zu identifizieren, die den größten Einfluss auf die N_2O -Emission besitzen und die dazugehörigen Emissionsfaktoren zu bestimmen. Die Ergebnisse der Untersuchungen zeigen, dass erhöhte Emissionen in Verbindung mit hohen Nitrit-Konzentrationen auftreten. Zudem wurde ein Zusammenhang zwischen den Emissionen und der Schlammbelastung gefunden. Die Emissionsfaktoren unter durchgehend aeroben Bedingungen während der belüfteten Phase ergaben sich zwischen 0,54 und 4,8%.

9 REFERENZEN

- Adav S. S. and Lee D. J. (2008a). Extraction of extracellular polymeric substances from aerobic granule with compact interior structure. *Journal of Hazardous Materials* **154**(1-3), 11201126.
- Adav S. S. and Lee D. J. (2008b). Extraction of extracellular polymeric substances from aerobic granule with compact interior structure. *J Hazard Mater* **154**(1-3), 1120-6.
- Adav S. S., Lee D. J. and Lai J. Y. (2009). Functional consortium from aerobic granules under high organic loading rates. *Bioresour Technol* **100**(14), 3465-70.
- Adav S. S., Lee D. J. and Tay J. H. (2008). Extracellular polymeric substances and structural stability of aerobic granule. *Water Res* **42**(6-7), 1644-50.
- Angela M., Beatrice B. and Mathieu S. (2011). Biologically induced phosphorus precipitation in aerobic granular sludge process. *Water Res* **45**(12), 3776-86.
- Arrojo B., Mosquera-Corral A., Garrido J. M. and Mendez R. (2004). Aerobic granulation with industrial wastewater in sequencing batch reactors. *Water Res* **38**(14-15), 3389-99.
- Bassin J. P., Kleerebezem R., Dezotti M. and van Loosdrecht M. C. (2012a). Measuring biomass specific ammonium, nitrite and phosphate uptake rates in aerobic granular sludge. *Chemosphere* **89**(10), 1161-8.
- Bassin J. P., Kleerebezem R., Dezotti M. and van Loosdrecht M. C. (2012b). Simultaneous nitrogen and phosphate removal in aerobic granular sludge reactors operated at different temperatures. *Water Res* **46**(12), 3805-16.
- Bassin J. P., Pronk M., Muyzer G., Kleerebezem R., Dezotti M. and van Loosdrecht M. C. (2011). Effect of elevated salt concentrations on the aerobic granular sludge process: linking microbial activity with microbial community structure. *Appl Environ Microbiol* **77**(22), 7942-53.
- Bathe S., De Kreuk M. K., McSwain B. S. and Schwarzenbeck N. (2005). *Aerobic granular sludge* London Water and Environmental Management Series (WEMS).
- Bossier P. and Verstraete W. (1996). Triggers for microbial aggregation in activated sludge? *Appl Microbiol Biotechnol* **45**(1-2), 1-6.
- Castro-Barros C. M., Daelman M. R., Mampaey K. E., van Loosdrecht M. C. and Volcke E. I. (2015). Effect of aeration regime on N(2)O emission from partial nitrification-anammox in a full-scale granular sludge reactor. *Water Res* **68**, 793-803.
- Cech J. S. and Hartman P. (1993). Competition between polyphosphate and polysaccharide accumulating bacteria in enhanced biological phosphate removal system. *Wat. Res.* **27**(7), 1219-25.
- Chen F.-Y., Liu Y.-Q., Tay J.-H. and Ning P. (2013a). Alternating anoxic/oxic condition combined with step-feeding mode for nitrogen removal in granular sequencing batch reactors (GSBRs). *Separation and Purification Technology* **105**, 63-8.
- Chen H., Ma C., Yang G. F., Wang H. Z., Yu Z. M. and Jin R. C. (2014). Floatation of flocculent and granular sludge in a high-loaded anammox reactor. *Bioresour Technol* **169**, 409-15.
- Chen X., Yuan L., Lu W., Li Y., Liu P. and Nie K. (2013b). Cultivation of aerobic granular sludge in a conventional, continuous flow, completely mixed activated sludge system. *Frontiers of Environmental Science & Engineering* **9**(2), 324-33.
- Corsino S. F., Campo R., Di Bella G., Torregrossa M. and Viviani G. (2016a). Study of aerobic granular sludge stability in a continuous-flow membrane bioreactor. *Bioresour Technol* **200**, 1055-9.
- Corsino S. F., Capodici M., Morici C., Torregrossa M. and Viviani G. (2016b). Simultaneous nitrification-denitrification for the treatment of high-strength nitrogen in hypersaline wastewater by aerobic granular sludge. *Water Res* **88**, 329-36.
- Corsino S. F., Capodici M., Torregrossa M. and Viviani G. (2016c). Fate of aerobic granular sludge in the long-term: The role of EPSs on the clogging of granular sludge porosity. *J Environ Manage* **183**(Pt 3), 541-50.
- de Kreuk M. K., Kishida N., Tsuneda S. and Loosdrecht M. C. M. (2010). Behavior of polymeric substrates in an aerobic granular sludge system. *Water Res* **44**(20), 5929-38.
- de Kreuk M. K., Picioreanu C., Hosseini M., Xavier J. B. and van Loosdrecht M. C. (2007). Kinetic model of a granular sludge SBR: influences on nutrient removal. *Biotechnol Bioeng* **97**(4), 801-15.
- de Kreuk M. K. and van Loosdrecht M. C. M. (2004). Selection of slow growing organisms as a means for improving aerobic granular sludge stability. *Water Sci Technol* **49**(11-12), 9-17.
- de Kreuk M. K. and van Loosdrecht M. C. M. (2006). Formation of aerobic granules with domestic sewage. *J Environ Eng* **132**(6), 694-7.
- Derlon N., Wagner J., da Costa R. H. and Morgenroth E. (2016). Formation of aerobic granules for the treatment of real and low-strength municipal wastewater using a sequencing batch reactor operated at constant volume. *Water Res* **105**, 341-50.

- Fang H. H. P., Xu L. C. and Chan K. Y. (2002). Effects of toxic metals and chemicals on biofilms and biocorrosion *Water Res* **36**, 4709-16.
- Figueroa M., Val del Río A., J. L. Campos J. L., Mendez R. and Mosquera-Corral A. (2015). Filamentous bacteria existence in aerobic granular reactors. *Bioprocess Biosyst Eng* **38**, 841–51.
- Flemming H. C. and Leis A. (2002). Sorption properties of biofilms. In: *Encyclopedia of environmental microbiology* Flemming HC and Bitton G (eds), pp. 2958–67.
- Flowers J. J., He S., Yilmaz S., Noguera D. R. and McMahon K. D. (2009). Denitrification capabilities of two biological phosphorus removal sludges dominated by different "Candidatus Accumulibacter" clades. *Environ Microbiol Rep* **1**(6), 583-8.
- Ford A., Rutherford B., Wett B. and Bott C. (2016). Implementing Hydrocyclones in Mainstream Process for Enhancing Biological Phosphorus Removal and Increasing Settability through Aerobic Granulation. In: *WEFTEC 2016*, New Orleans.
- Gao D., Liu L., Liang H. and Wu W. M. (2011). Comparison of four enhancement strategies for aerobic granulation in sequencing batch reactors. *J Hazard Mater* **186**(1), 320-7.
- Gao M., Yang S., Wang M. and Wang X. H. (2016). Nitrous oxide emissions from an aerobic granular sludge system treating low-strength ammonium wastewater. *J Biosci Bioeng*.
- Hogendoorn A. (2013). *Enhanced digestion and alginate-like-exopolysaccharides extraction from Nereda sludge*. Delft University of Technology Sanitary Engineering Section, Delft
- Houghton J. I. and Stephenson T. (2002). Effect of influent organic content on dewaterability. *Water Res* **36**(14).
- Huang W., Cai W., Huang H., Lei Z., Zhang Z., Tay J. H. and Lee D. J. (2015). Identification of inorganic and organic species of phosphorus and its bio-availability in nitrifying aerobic granular sludge. *Water Res* **68**, 423-31.
- Jin B., Wilén B.-M. and Lant P. (2004). Impacts of morphological, physical and chemical properties of sludge flocs on dewaterability of activated sludge. *Chemical Engineering Journal* **98**(1-2), 115-26.
- Keck C. M. (2009). Kapitel 3.1., Laserdiffraktometrie In: *Moderne Pharmazeutische Technologie* Berlin FU (ed.).
- Kim I. S., Kim S. M. and Jang A. (2008). Characterization of aerobic granules by microbial density at different COD loading rates. *Bioresour Technol* **99**(1), 18-25.
- Knoop S. and Kunst S. (1998). Influence of temperature and sludge loading on activated sludge settling, especially on *Microthrix parvicella*. *Water Sci Technol* **37**(4-5), 27-35.
- Kopp J. (2001). *Wasseranteile in Klärschlammuspensionen : Messmethode und Praxisrelevanz*. Gesellschaft zur Förderung des Institutes für Siedlungswasserwirtschaft an der Technischen Universität Braunschweig e.V.
- Kromidas S. (2011). *Validierung in der Analytik*. Wiley-VCH.
- Laspidou C. S. and Rittmann B. E. (2002). A unified theory for extracellular polymeric substances, soluble microbial products, and active and inert biomass. *Water Res* **36**, 2711–20.
- Leenen E. J. T. M. (1996). *Nitrification by artificially immobilized cells - Model and practical system*. PhD-thesis, Wageningen
- Li A. J., Yang S. F., Li X. Y. and Gu J. D. (2008). Microbial population dynamics during aerobic sludge granulation at different organic loading rates. *Water Res* **42**(13), 3552-60.
- Li D., Lv Y., Zeng H. and Zhang J. (2016). Enhanced biological phosphorus removal using granules in continuous-flow reactor. *Chemical Engineering Journal* **298**, 107-16.
- Li J., Cai A., Ding L., Sellamuthu B. and Perreault J. (2015). Aerobic sludge granulation in a Reverse Flow Baffled Reactor (RFBR) operated in continuous-flow mode for wastewater treatment. *Separation and Purification Technology* **149**, 437-44.
- Li J., Ding L. B., Cai A., Huang G. X. and Horn H. (2014). Aerobic sludge granulation in a full-scale sequencing batch reactor. *Biomed Res Int* **2014**, 268789.
- Li J., Ma L., Wei S. and Horn H. (2013). Aerobic granules dwelling vorticella and rotifers in an SBR fed with domestic wastewater. *Separation and Purification Technology* **110**, 127-31.
- Li X. Y. and Yang S. F. (2007). Influence of loosely bound extracellular polymeric substances (EPS) on the flocculation, sedimentation and dewaterability of activated sludge. *Water Res* **41**(5), 1022-30.
- Lin Y., de Kreuk M. K., van Loosdrecht M. C. and Adin A. (2010). Characterization of alginate-like exopolysaccharides isolated from aerobic granular sludge in pilot-plant. *Water Res* **44**(11), 3355-64.
- Liu H. and Fang H. H. P. (2002). Extraction of extracellular polymeric substances. *Journal of Biotechnology* **95**(3), 249-56.
- Liu H., Li Y., Yang C., Pu W., He L. and Bo F. (2012). Stable aerobic granules in continuous-flow bioreactor with self-forming dynamic membrane. *Bioresour Technol* **121**, 111-8.
- Liu Y., Yang S. F. and Tay J. H. (2004a). Improved stability of aerobic granules by selecting slow-growing nitrifying bacteria. *J Biotechnol*. **108**(2), 161-9.

- Liu Y. Q., Liu Y. and Tay J. H. (2004b). The effects of extracellular polymeric substances on the formation and stability of biogranules. *Appl Microbiol Biotechnol* **65**(2), 143-8.
- Liu Y. Q., Moy B., Kong Y. H. and Tay J. H. (2010). Formation, physical characteristics and microbial community structure of aerobic granules in a pilot-scale sequencing batch reactor for real wastewater treatment. *Enzyme Microb Technol* **46**(6), 520-5.
- Lochmatter S., Gonzalez-Gil G. and Holliger C. (2013). Optimized aeration strategies for nitrogen and phosphorus removal with aerobic granular sludge. *Water Res* **47**(16), 6187-97.
- Long B., Yang C. Z., Pu W. H., Yang J. K., Jiang G. S., Dan J. F., Li C. Y. and Liu F. B. (2014). Rapid cultivation of aerobic granular sludge in a pilot scale sequencing batch reactor. *Bioresour Technol* **166**, 57-63.
- Lu H. F., Zheng P., Ji Q. X., Zhang H. T., Ji J. Y., Wang L., Ding S., Chen T. T., Zhang J. Q., Tang C. J. and Chen J. W. (2012). The structure, density and settlability of anammox granular sludge in high-rate reactors. *Bioresour Technol* **123**, 312-7.
- Mayer C., Moritz R., Kirschner C. and Borchard W. (1999). The role of intermolecular interactions: studies on model systems for bacterial biofilms. *Int J Biol Macromol* **26**, 3-16.
- McSwain B. S., Irvine R. L., Hausner M. and Wilderer P. A. (2005). Composition and distribution of extracellular polymeric substances in aerobic flocs and granular sludge. *Appl Environ Microbiol* **71**(2), 1051-7.
- McSwain B. S., Irvine R. L. and Wilderer P. A. (2004). The effect of intermittent feeding on aerobic granule structure. *Water Sci Technol* **49**(11-12), 19-25.
- Mino T., van Loosdrecht M. and Heijnen J. (1998). Microbiology and biochemistry of the enhanced biological phosphate removal process. *Wat. Res.* **32**(11), 3193-207.
- Moussa M. S., Hooijmans C. M., Lubberding H. J., Gijzen H. J. and van Loosdrecht M. C. (2005). Modelling nitrification, heterotrophic growth and predation in activated sludge. *Water Res* **39**(20), 5080-98.
- Moy B. Y. P., Tay J. H., Toh S. K., Liu Y. and Tay S. T. L. (2002). High organic loading influences the physical characteristics of aerobic sludge granules. *Lett Appl Microbiol* **34**(6), 407-12.
- Muda K., Aris A., Salim M. R., Ibrahim Z., van Loosdrecht M. C., Ahmad A. and Nawahwi M. Z. (2011). The effect of hydraulic retention time on granular sludge biomass in treating textile wastewater. *Water Res* **45**(16), 4711-21.
- Ni B. J., Xie W. M., Liu S. G., Yu H. Q., Wang Y. Z., Wang G. and Dai X. L. (2009). Granulation of activated sludge in a pilot-scale sequencing batch reactor for the treatment of low-strength municipal wastewater. *Water Res* **43**(3), 751-61.
- Ni B. J. and Yu H. Q. (2008). Growth and storage processes in aerobic granules grown on soybean wastewater. *Biotechnol Bioeng* **100**(4), 664-72.
- Nielsen P. H. and Jahn A. (1999). Extraction of EPS. In: *Microbial extracellular polymeric substances: characterization, structure and function* Wingender J, Neu TR and Flemming H-C (eds), Springer-Verlag, Berlin Heidelberg, pp. 49-72.
- Niermans R., Giesen A., Loosdrecht M. v. and Buin B. d. (2009). Full-scale Experiences with Aerobic Granular Biomass Technology for Treatment of Urban and Industrial Wastewater *WEFTEC 2014: Session 202 through Session 209*.
- Nor Anuar A., Ujang Z., van Loosdrecht M. C. and de Kreuk M. K. (2007). Settling behaviour of aerobic granular sludge. *Water Sci Technol* **56**(7), 55-63.
- Palmeiro-Sánchez T., Val del Río A., Mosquera-Corral A., Campos J. L. and Méndez R. (2013). Comparison of the anaerobic digestion of activated and aerobic granular sludges under brackish conditions. *Chemical Engineering Journal* **231**, 449-54.
- Pan X., Liu J., Zhang Z., Chen X., Li L., Song W. and Yang J. (2010). A comparison of five extraction methods for extracellular polymeric substances (EPS) from biofilm by using threedimensional excitation-emission matrix (3DEEM) fluorescence spectroscopy. *Water SA* **36**(1), 111-6.
- Parravicini V., Valkova T., Haslinger J., Saracevic E., Winkelbauer W., Tauber J., Svardal K., Hohenblum P., Clara M., Windhofer G., Pazdernik K. and Lampert C. (2015). *ReLaKO-Reduktionspotential bei den Lachgas-Emissionen aus Kläranlagen durch Optimierung des Betriebes* Bundesministerium für Land- und Forstwirtschaft, Umwelt und Wasserwirtschaft
- Pronk M., Abbas B., Al-Zuhairy S. H., Kraan R., Kleerebezem R. and van Loosdrecht M. C. (2015a). Effect and behaviour of different substrates in relation to the formation of aerobic granular sludge. *Appl Microbiol Biotechnol* **99**(12), 5257-68.
- Pronk M., de Kreuk M. K., de Bruin B., Kamminga P., Kleerebezem R. and van Loosdrecht M. C. (2015b). Full scale performance of the aerobic granular sludge process for sewage treatment. *Water Res* **84**, 207-17.
- Qin L., Liu Y. and Tay J. H. (2004). Effect of settling time on aerobic granulation in sequencing batch reactor. *Biochem Eng J* **21**(1), 47-52.

- Quan X., Zhang M., Lawlor P. G., Yang Z. and Zhan X. (2012). Nitrous oxide emission and nutrient removal in aerobic granular sludge sequencing batch reactors. *Water Res* **46**(16), 4981-90.
- Remminghorst U. and Rehm B. H. A. (2006). Bacterial alginates: from biosynthesis to applications. *Biotechnology Letters* **28**, 1701-12.
- Ren T. T., Liu L., Sheng G. P., Liu X. W., Yu H. Q., Zhang M. C. and Zhu J. R. (2008). Calcium spatial distribution in aerobic granules and its effects on granule structure, strength and bioactivity. *Water Res* **42**(13), 3343-52.
- Rocktäschel T., Klarmann C., Helmreich B., Ochoa J., Boisson P., Sorensen K. H. and Horn H. (2013). Comparison of two different anaerobic feeding strategies to establish a stable aerobic granulated sludge bed. *Water Res* **47**(17), 6423-31.
- Rosenwinkel K. H., Kroiss. H., Dichtl. N., Seyfried C. F. and Weiland P. (2015). *Anaerobtechnik- Abwasser-, Schlamm- und Reststoffbehandlung, Biogasgewinnung*. Springer Verlag Braunschweig.
- Rosman N. H., Nor Anuar A., Chelliapan S., Md Din M. F. and Ujang Z. (2014). Characteristics and performance of aerobic granular sludge treating rubber wastewater at different hydraulic retention time. *Bioresour Technol* **161**, 155-61.
- Sandino J., Willoughby A., Houweling D., Havsteen L., Nielsen P. and Constanine T. (2016). Improved settleability in a BNR Process from Hydrocyclone induced biomass granulation In: *WEFTEC 2016*, New Orleans.
- Sawabe T., Oda Y., Shiomi Y. and Ezura Y. (1995). Alginate degradation by bacteria isolated from the gut of sea urchins and abalones. *Microbial Ecology* **30**(2), 193-202.
- Schwarzenbeck N., Erley R. and Wilderer P.A. (2004). Aerobic granular sludge in an SBR-system treating wastewater rich in particulate matter. *Water Science & Technology* **11-12** 41-6.
- Seviour T., Lampert L., Pijuan M. and Yuan Z. (2010). Structural Determination of a Key Exopolysaccharide in Mixed Culture Aerobic Sludge Granules Using NMR Spectroscopy. *Environ. Sci. Technol.* **44**(23), 8964-70.
- Seviour T., Lampert L., Pijuan M. and Yuan Z. (2011). Selectively inducing the synthesis of a key structural exopolysaccharide in aerobic granules by enriching for Candidatus "Competibacter phosphatis". *Appl Microbiol Biotechnol* **92**(6), 1297-305.
- Seviour T., Yuan Z., van Loosdrecht M. C. and Lin Y. (2012). Aerobic sludge granulation: a tale of two polysaccharides? *Water Res* **46**(15), 4803-13.
- Sheng G.-p., Li A.-j., Li X.-y. and Yu H.-q. (2010). Effects of seed sludge properties and selective biomass discharge on aerobic sludge granulation. *Chemical Engineering Journal* **160**(1), 108-14.
- Sheng G. P. and Yu H. Q. (2006). Characterization of extracellular polymeric substances of aerobic and anaerobic sludge using three-dimensional excitation and emission matrix fluorescence spectroscopy. *Water Res* **40**(6), 1233-9.
- Sheng G. P., Yu H. Q. and Li X. Y. (2006). Stability of sludge flocs under shear conditions: roles of extracellular polymeric substances (EPS). *Biotechnol Bioeng* **93**, 1095-102.
- Sturm B. S. and Irvine R. L. (2008). Dissolved oxygen as a key parameter to aerobic granule formation. *Water Sci Technol* **58**(4), 781-7.
- Su K.-Z. and Yu H.-Q. (2005). Formation and Characterization of Aerobic Granules in a Sequencing Batch Reactor Treating Soybean-Processing Wastewater. *Environ. Sci. Technol.* **Environ. Sci. Technol.**(5), 2818-27
- Sutherland I. W. (2001). Biofilm exopolysaccharides: a strong and sticky framework. *Microbiology* **147**.
- Thwaites B. J., Reeve P., Dinesh N., Short M. D. and van den Akker B. (2017). Comparison of an anaerobic feed and split anaerobic-aerobic feed on granular sludge development, performance and ecology. *Chemosphere* **172**, 408-17.
- Val del Rio A., Morales N., Isanta E., Mosquera-Corral A., Campos J. L., Steyer J. P. and Carrere H. (2011). Thermal pre-treatment of aerobic granular sludge: impact on anaerobic biodegradability. *Water Res* **45**(18), 6011-20.
- van den Akker B., Reid K., Middlemiss K. and Krampe J. (2015). Evaluation of granular sludge for secondary treatment of saline municipal sewage. *J Environ Manage* **157**, 139-45.
- van der Akker B., Reid K., Keegan A., Pfeiffer S. R. and Krampe J. (2014). Increasing sequencing batch reactor capacity using granular sludge, A study to assess whether design and operation of existing SBRs can be modified to operate with granular sludge. *Technical Papers*.
- van Loosdrecht M. C. M., Hooijmans C. M., Brdjanovic D. and Heijnen J. J. (1997). Biological phosphate removal processes. *Appl Microbiol Biotechnol* **48**(3), 289-96.
- Wagner J., Weissbrodt D. G., Manguin V., da Costa R. H., Morgenroth E. and Derlon N. (2015). Effect of particulate organic substrate on aerobic granulation and operating conditions of sequencing batch reactors. *Water Res* **85**, 158-66.

REFERENZEN

- Wang Z., Liu L., Yao J. and Cai W. (2006a). Effects of extracellular polymeric substances on aerobic granulation in sequencing batch reactors. *Chemosphere* **63**(10), 1728-35.
- Wang Z. W., Liu Y. and Tay J. H. (2005). Distribution of EPS and cell surface hydrophobicity in aerobic granules. *Appl Microbiol Biotechnol* **69**(4), 469-73.
- Wang Z. W., Liu Y. and Tay J. H. (2006b). The role of SBR mixed liquor volume exchange ratio in aerobic granulation. *Chemosphere* **62**(5), 767-71.
- Wang Z. W., Liu Y. and Tay J. H. (2007). Biodegradability of extracellular polymeric substances produced by aerobic granules. *Appl Microbiol Biotechnol* **74**(2), 462-6.
- Wei D., Wang B., Ngo H. H., Guo W., Han F., Wang X., Du B. and Wei Q. (2015). Role of extracellular polymeric substances in biosorption of dye wastewater using aerobic granular sludge. *Bioresour Technol* **185**, 14-20.
- Weissbrodt D. G., Lochmatter S., Ebrahimi S., Rossi P., Maillard J. and Holliger C. (2012). Bacterial Selection during the Formation of Early-Stage Aerobic Granules in Wastewater Treatment Systems Operated Under Wash-Out Dynamics. *Front Microbiol* **3**, 332.
- Wentzel M. C., Dold P. L., Ekama G. A. and Marais v. G. R. (1985). Kinetics of biological phosphorus release. *Water Sci Technol* **17**(11-12), 57-71.
- Wingender J., Neu T. R. and Flemming H.-C. (1999). What are Bacterial Extracellular Polymeric Substances? In: *Microbial Extracellular Polymeric Substances, Characterization, Structure and Function* Wingender J, Neu TR and Flemming H-C (eds), Springer Verlag Berlin Heidelberg, pp. 1-19.
- Wingender J., Neu T. R. and Flemming H.-C. (2012). *Microbial Extracellular Polymeric Substances: Characterization, Structure and Function*. Springer Science & Business Media.
- Winkler M. K. (2012). *Magic Granules: Segregation of biomass in aerobic granular sludge*. PhD, Delft University of Technology, Delft.
- Winkler M. K., Bassin J. P., Kleerebezem R., de Bruin L. M., van den Brand T. P. and van Loosdrecht M. C. (2011). Selective sludge removal in a segregated aerobic granular biomass system as a strategy to control PAO-GAO competition at high temperatures. *Water Res* **45**(11), 3291-9.
- Winkler M. K., Kleerebezem R., Strous M., Chandran K. and van Loosdrecht M. C. (2013). Factors influencing the density of aerobic granular sludge. *Appl Microbiol Biotechnol* **97**(16), 7459-68.
- Wunderlin P., Mohn J., Joss A., Emmenegger L. and Siegrist H. (2012). Mechanisms of N₂O production in biological wastewater treatment under nitrifying and denitrifying conditions. *Water Res* **46**(4), 1027-37.
- Yagci N., Artan N., Cokgor E. U., Randall C. W. and Orhon D. (2003). Metabolic model for acetate uptake by a mixed culture of phosphate- and glycogen-accumulating organisms under anaerobic conditions. *Biotechnol Bioeng* **84**(3), 359-73.
- Zhang F., Li P., Chen M., Wu J., Zhu N., Wu P., Chiang P. and Hu Z. (2015). Effect of operational modes on nitrogen removal and nitrous oxide emission in the process of simultaneous nitrification and denitrification. *Chemical Engineering Journal* **280**, 549-57.
- Zhang L., Feng X., Zhu N. and Chen J. (2007). Role of extracellular protein in the formation and stability of aerobic granules. *Enzyme and Microbial Technology* **41**(5), 551-7.
- Zhao Y., Huang J., Zhao H. and Yang H. (2013). Microbial community and N removal of aerobic granular sludge at high COD and N loading rates. *Bioresour Technol* **143**, 439-46.
- Zheng Y.-M., Yu H.-Q. and Sheng G.-P. (2005). Physical and chemical characteristics of granular activated sludge from a sequencing batch airlift reactor. *Process Biochemistry* **40**(2), 645-50.
- Zhu L., Yu Y., Dai X., Xu X. and Qi H. (2013). Optimization of selective sludge discharge mode for enhancing the stability of aerobic granular sludge process. *Chemical Engineering Journal* **217**(1), 442-6.

Regelblätter

DWA (2010) ATV DVWK M 363. Herkunft, Aufbereitung und Verwertung von Biogas (November 2010). DWA Deutsche Vereinigung für Wasserwirtschaft, Abwasser und Abfall e. V., ISBN-13: 978-3-936514-11-7.

DWA (2009) Merkblatt DWA-M 210 Belebungsanlagen mit Aufstaubetrieb (SBR). November 2009, DWA Deutsche Vereinigung für Wasserwirtschaft, Abwasser und Abfall e. V., Hefen 2009, ISBN: 978-3-941089-72-3.

VDI – Gesellschaft Energietechnik, 2006, VDI – Richtlinie: VDI 4630, Vergärung organischer Stoffe – Substratcharakterisierung, Probenahme, Stoffdatenerhebung, Gärversuche, VDI – Fachbereich Energiewandlung und- anwendung, Beuth Verlag, Berlin.

10 TABELLENVERZEICHNIS

Tabelle 1: Literaturangaben zu ISV, Absetzgeschwindigkeit und Durchmesser von AGS	15
Tabelle 2: ISV bei Verwendung von kommunalem Abwasser bzw. Abwasser mit partikulären Inhaltsstoffen	15
Tabelle 3: DIN Vorschriften für die analytische Bestimmung relevanter Parameter	33
Tabelle 4: Median, Mittel-, Minimum- und Maximalwerte relevanter Parameter des verwendeten Abwassers während der Versuchsphase 1	43
Tabelle 5: Median, Mittel-, Minimum- und Maximalwerte relevanter Parameter des verwendeten Abwassers während der Versuchsphase 2	52
Tabelle 6: Versuchsabschnitte der Versuchsphase 3	60
Tabelle 7: Mittelwerte relevanter Parameter des verwendeten Abwassers während der Versuchsabschnitte	61
Tabelle 8: Median, Mittel-, Minimum- und Maximalwerte relevanter Parameter des verwendeten Abwassers während der Versuchsphase 4	66
Tabelle 9: Versuchsabschnitte mit mittleren Austauschverhältnissen und Absetzzeiten	67
Tabelle 10: Beschaffenheit der Schlämme aus der SBR-Anlagen	77
Tabelle 11: Annahmen für Zulaufkonzentrationen und -frachten	80
Tabelle 12: Zusammensetzung des verwendeten kommunalen Abwassers während der Versuchsphase 1	88
Tabelle 13: Zusammensetzung des verwendeten synthetischem Abwasser während der Versuchsphase 2	96
Tabelle 14: Zusammensetzung des verwendeten Abwassers während der Versuchsphase 3	102
Tabelle 15: mittlere oTS/TS- und CSB/oTS-Verhältnisse der dosierten Schlämme sowie die Partikelgrößenverteilung	108
Tabelle 16: Ergebnisse der Faulversuche mit aerob granuliertem Schlamm und flockigem Belebtschlamm	109
Tabelle 17: Analytik der zu untersuchenden Schlämme und des Impfschlammes	110
Tabelle 18: Ergebnisse der Batch-Versuche	111
Tabelle 19: EEM Signale bei unterschiedlichen Aufstockungen der extrahierten EPS mit Tryptophan sowie die errechnete Tryptophan-Konzentration [mg/g oTS], Mittelwerte bei Mehrfachbestimmung	115
Tabelle 20: Literaturangaben zu N ₂ O-Emissionsfaktoren aus Anlagen mit AGS und kommunalen Belebungsanlagen	123

11 ABBILDUNGSVERZEICHNIS

Abbildung 1: Strukturelle Unterschiede von flockiger (links) und aerob granulierter Biomasse (rechts) (Winkler 2012).....	16
Abbildung 2: Anaerobe Umwandlung von Acetat und Glykogen zu PHA und der aerobe Metabolismus von Phosphat akkumulierenden Bakterien (Winkler 2012).....	17
Abbildung 3: Anaerobe Umwandlung von Acetat und Glykogen zu PHA und der aerobe Metabolismus von Glykogen akkumulierenden Bakterien (Winkler 2012).....	18
Abbildung 4: Schema der Nitrifikation und Denitrifikation in aerob granuliertem Schlamm (Bassin et al. 2012b).....	19
Abbildung 5: Schema relevanter N ₂ O-Produktionswege in der biologischen Abwasserbehandlung (Wunderlin et al. 2012).....	20
Abbildung 6: Versuchsaufbau eines SBR.....	29
Abbildung 7: Schema des kontinuierlich durchflossenen Versuchsaufbaus.....	31
Abbildung 8: Kontinuierlich durchflossener Versuchsaufbau.....	31
Abbildung 9: Screenshot des Programms zur Steuerung der Komponenten der Versuchsanlagen.....	32
Abbildung 10: Mastersizer 2000, Messbereich 0,02-2.000 µm (Fa. Malvern).....	33
Abbildung 11: N ₂ O-Mikrosensor (rechts) und Monometerkonsole (links) (Parravicini et al. 2015).....	37
Abbildung 12: Kalibration des N ₂ O-Sensors vor der Messung (Versuchsphase 3, Versuchstag 157).....	38
Abbildung 13: Vorgehensweise der EPS-Extraktion.....	39
Abbildung 14: Aqualog Fluoreszenz-Absorptionsspektrometer (Fa. HORIBA), Beispiel für ein Fluoreszenz Absorptionsspektrum.....	40
Abbildung 15: Beispiel für den Verlauf der O ₂ -Konzentration im SBR an Versuchstag 72.....	44
Abbildung 16: Verlauf von v _{s,min} und Absetzzeit während der Versuchsphase 1.....	45
Abbildung 17: Verlauf des ISV und der SV ₁₀ /SV ₃₀ -Verhältnisse während der Versuchsphase 1.....	45
Abbildung 18: Mikroskopische Aufnahmen der aerob granulierten Biomasse während der Versuchsphase 1.....	46
Abbildung 19: Häufigkeiten relevanter fadenförmiger Organismen in aerob granuliertem Schlamm und flockigem Schlamm (Thwaites, 2017).....	47
Abbildung 20: Häufigkeiten höherer Organismen in aerob granuliertem Schlamm und flockigem Schlamm (Thwaites, 2017).....	48
Abbildung 21: Absetzgeschwindigkeit von Granula ohne (links) und mit festsitzenden Ciliaten (Mitte) sowie die massenhafte Entwicklung von Rädertierchen und Glockentierchen (rechts).....	48
Abbildung 22: Partikelgrößenverteilung eines flockigen und eines aerob granulierten Schlamms (Tag 186).....	49
Abbildung 23: Verlauf der Nährstoffkonzentrationen über einen Reinigungszyklus an Versuchstag 122 [N: Nitrifikation, DN: Denitrifikation].....	50
Abbildung 24: Verlauf der NH ₄ -N-, Ges.N.- und Ges.P.-Entfernung sowie Ges.N.-Schlammbelastung während der Versuchsphase 1.....	51
Abbildung 25: Verlauf der Raum- und Schlammbelastung während der Versuchsphase 2.....	53
Abbildung 26: Verlauf der O ₂ -Konzentrationen (in grün), Belüftung (schwarz) und pH-Wert (rot) des SBR an Versuchstag 74.....	53
Abbildung 27: Verlauf des ISV während der Versuchsphase 2.....	54
Abbildung 28: Verlauf der SV ₅ /SV ₃₀ - und SV ₁₀ /SV ₃₀ -Verhältnisse während der Versuchsphase 2.....	54
Abbildung 29: Partikelgrößenverteilung eines flockigen Schlamms sowie eines granulierten Schlamms (Tag 58).....	55
Abbildung 30: Mikroskopische Aufnahmen des aerob granulierten Schlamms während Versuchsphase 2.....	56
Abbildung 31: Wirkung verschiedener Kohlenstoffquellen auf die Struktur der granulierten Biomasse, oben: anaerobe Beschickung mit biologisch abbaubaren gelöstem Substrat, unten: anaerobe Beschickung mit polymerem Substrat und unvollständiger Hydrolyse (Pronk et al. 2015a).....	57
Abbildung 32: Verlauf der Nährstoffkonzentrationen über eine belüftete Phase (links Versuchstag 16, rechts: Versuchstag 57).....	57
Abbildung 33: Entstehungspfade für zusätzliches Nitrit in aerob granulierter Biomasse (Winkler et al. 2015).....	58

Abbildung 34: Verlauf der $\text{NH}_4\text{-N}$ -, Ges.N.- und Ges.P.-Entfernung sowie Ges.N.-Schlammbelastung während der Versuchsphase 2 [I: Abwasser aus dem Gebäude, II: synthetisches Abwasser, III: Abwasser aus dem Gebäude]..... 59

Abbildung 35: Verlauf der O_2 -Konzentration (schwarz), Redox-Potential (blau) und pH-Wert (grün) an Versuchstag 93 60

Abbildung 36: Verlauf des ISV und der $\text{SV}_{10}/\text{SV}_{30}$ -Verhältnisse während der Versuchsphase 3 62

Abbildung 37: Verlauf des TS-Gehaltes im Reaktor und Schwebstoff-Konzentration im Ablauf 62

Abbildung 38: Mikroskopaufnahmen der aerob granulierten Biomasse während der Versuchsphase 3 63

Abbildung 39: Verlauf der $\text{NH}_4\text{-N}$, Ges.N. und Ges.P.-Entfernung sowie Schlammbelastung während der Versuchsphase 3..... 64

Abbildung 40: Verlauf des ISV beider SBR während der Versuchsphase 4..... 68

Abbildung 41: O_2 -Konzentrationen bis Versuchstag 200 (links); O_2 -Konzentrationen ab Versuchstag 200 (rechts)..... 69

Abbildung 42: Verlauf des ISV, der $\text{NO}_x\text{-N}$ -Konzentration und Absetzzeit während der Versuchsphase 4 [I: Zykluszeit von 4 auf 6 Stunden, II: Rezirkulation von Ablauf, III: Zufuhr von Belebtschamm, IV: Senkung der Belüftungsgrenzen] 70

Abbildung 43: Verlauf der $\text{SV}_5/\text{SV}_{30}$ - und $\text{SV}_{10}/\text{SV}_{30}$ -Verhältnisse während der Versuchsphase 4 [I: Zykluszeit von 4 auf 6 Stunden, II: Rezirkulation von Ablauf, III: Zufuhr von Belebtschamm, IV: Senkung der Belüftungsgrenzen] 71

Abbildung 44: Verlauf des TS-Gehaltes und der Schwebstoffe im Ablauf für SBR 1 während der Versuchsphase 4 [I: Zykluszeit von 4 auf 6 Stunden, II: Rezirkulation von Ablauf, III: Zufuhr von Belebtschamm, IV: Senkung der Belüftungsgrenzen] 72

Abbildung 45: Verlauf der CSB- und Ges.P.-Entfernung und Schlammalter für SBR 1 während der Versuchsphase 4 [I: Zykluszeit von 4 auf 6 Stunden, II: Rezirkulation von Ablauf, III: Zufuhr von Belebtschamm, IV: Senkung der Belüftungsgrenzen] 72

Abbildung 46: Verlauf der $\text{NH}_4\text{-N}$ - und Ges.N.-Entfernung und Stickstoffschlammbelastung für SBR 1 während der Versuchsphase 4 73

Abbildung 47: O_2 -Konzentrationen bis Versuchstag 189 (alternierend Belüftung)..... 74

Abbildung 48: Verlauf des ISV, $\text{NO}_x\text{-N}$ -Konzentration und Absetzzeit während der Versuchsphase 4 [I: Aufteilung der Reaktoren, II: Rezirkulation von Ablauf, III: Zufuhr von Belebtschamm]..... 75

Abbildung 49: Verlauf der $\text{SV}_5/\text{SV}_{30}$ -, $\text{SV}_{10}/\text{SV}_{30}$ -Verhältnisse und Absetzzeit während der Versuchsphase 4 [I: Aufteilung der Reaktoren, II: Rezirkulation von Ablauf, III: Zufuhr von Belebtschamm] 75

Abbildung 50: Verlauf des TS-Gehaltes und der Schwebstoffe im Ablauf für SBR 2 [I: Aufteilung der Reaktoren, II: Rezirkulation von Ablauf, III: Zufuhr von Belebtschamm] 76

Abbildung 51: Verlauf der CSB-, Ges.P.-Entfernung und Schlammalter während der Versuchsphase 4 [I: Aufteilung der Reaktoren, II: Rezirkulation von Ablauf, III: Zufuhr von Belebtschamm]..... 76

Abbildung 52: Verlauf der $\text{NH}_4\text{-N}$ - und Ges.N.-Entfernung und Stickstoffschlammbelastung während der Versuchsphase 4..... 77

Abbildung 53: Verteilung der 50% am häufigsten Organismen im granulierten Schlamm aus SBR 1 78

Abbildung 54: Verteilung der 50% am häufigsten Organismen im granulierten Schlamm aus SBR 2 79

Abbildung 55: Versuchsanordnung der kontinuierlich durchflossenen Anlage während Versuchsphase 1 ... 87

Abbildung 56: Verlauf der O_2 -Konzentration für die Versuchsphase (links 40/20min bis Versuchstag 54, rechts 30/30min ab Versuchstag 54) 88

Abbildung 57: Verlauf der $\text{SV}_5/\text{SV}_{30}$ - und $\text{SV}_{10}/\text{SV}_{30}$ -Verhältnisse während der Versuchsphase 1..... 89

Abbildung 58: Verlauf des ISV und der $\text{NO}_x\text{-N}$ -Konzentrationen im Ablauf der anaeroben Stufe 89

Abbildung 59: Verlauf der Schwebstoff-Konzentration im Ablauf der kontinuierlichen Versuchsanlage 90

Abbildung 60: Mikroskopische Aufnahmen des Schlammes während der Versuchsphase 1 91

Abbildung 61: Partikelgrößenverteilung des Schlammes aus der kontinuierlich durchflossenen Versuchsanordnung (Versuchstag 102) im Vergleich mit granuliertem Schlamm aus dem SBR und flockigen Belebtschlamm 92

Abbildung 62: CSB-Zulauf- und Ablaufkonzentration der anaeroben Stufe 92

Abbildung 63: Ges.P.-Zulauf- sowie $\text{PO}_4\text{-P}$ - und $\text{NO}_3\text{-N}$ -Ablaufkonzentrationen der anaeroben Stufe 93

Abbildung 64: Verlauf der $\text{NH}_4\text{-N}$ -, Ges.N.- und Ges.P.-Entfernungen berechnet für je eine Woche [%].... 93

Abbildung 65: Versuchsanordnung der kontinuierlich durchflossenen Anlage während Versuchsphase 2 ... 95

Abbildung 66: Verlauf der O_2 -Konz. für die kontinuierlich durchflossene Versuchsanlage 2 95

Abbildung 67: Verlauf des ISV während der Versuchsphase 2 96

Abbildung 68: Verlauf der $\text{SV}_5/\text{SV}_{30}$ - $\text{SV}_{10}/\text{SV}_{30}$ -Verhältnisse während der Versuchsphase 2..... 97

Abbildung 69: Schwebstoff-Konzentration im Ablauf der kontinuierlichen Versuchsanlage 97

ABBILDUNGSVERZEICHNIS

Abbildung 70: Mikroskopische Aufnahmen des Schlammes während der Versuchsphase 2	98
Abbildung 71: Verlauf der CSB-Zu- und Ablaufkonzentrationen während der Versuchsphase 2.....	99
Abbildung 72: Verlauf der Zu- und Ablaufkonzentration für Ges.P. und NO ₃ -N während der Versuchsphase 2.....	99
Abbildung 73: Entfernungen für die Parameter NH ₄ -N, Ges.N. und Ges.P. [%] während der Versuchsphase 2	100
Abbildung 74: Versuchsanordnung kontinuierlich durchflossener Aufbau während Versuchsphase 3.....	101
Abbildung 75: Verlauf der O ₂ -Konzentration und des pH-Wertes im Belebungsbecken der kontinuierlich durchflossenen Anlage	102
Abbildung 76: Verlauf des ISV während der Versuchsphase 3	103
Abbildung 77: Verlauf des SV ₅ /SV ₃₀ - und SV ₁₀ /SV ₃₀ -Verhältnisse während der Versuchsphase 3	103
Abbildung 78: Mikroskopaufnahmen des Schlammes während der Versuchsphase 3	104
Abbildung 79: Ges.P-Zulauf- sowie PO ₄ -P und NO _x -N-Ablaufkonzentration der anaeroben Stufe.....	105
Abbildung 80: Verlauf der täglich entfernten Phosphatfracht während der Versuchsphase 3	105
Abbildung 81: Verlauf des Redoxpotentials (rot) und pH-Wertes (schwarz) an Versuchstag 23 (links) und Biomasse mit sich auflösender Schlammflocke an Versuchstag 42 (rechts).....	106
Abbildung 82: Entfernungen für die Parameter CSB, Ges.N. und Ges.P., berechnet für je eine Woche [%]	106
Abbildung 83: TS-Gehalte der entwässerten Faulschlämme (Reaktor 1 und 2) nach Zentrifugation (20.000 g)	109
Abbildung 84: Summenkurve der Gasproduktion für drei Versuchsansätze	110
Abbildung 85: Fluoreszenzspektren für unbehandelte EPS und EPS mit aufgestockten Tryptophankonzentrationen (von links oben nach rechts unten: EPS ohne Tryptophan, Aufstockung um 0,5 mg/L, Aufstockung um 1,0 mg/L, Aufstockung um 1,5 mg/L).....	113
Abbildung 86: Korrelation der gemessenen EEM Signale für aufgestockte Tryptophankonzentrationen der EPS (SBR 1).....	113
Abbildung 87: Fluoreszenzspektren für unbehandelte EPS und EPS mit aufgestockten Tryptophankonzentrationen (von links oben nach rechts unten: EPS ohne Tryptophan, Aufstockung um 0,5 mg/L, Aufstockung um 1,0 mg/L, Aufstockung um 1,5 mg/L).....	114
Abbildung 88: Korrelation der gemessenen EEM Signale für aufgestockte Tryptophankonzentrationen der EPS (SBR 2).....	114
Abbildung 89: Emissionsfaktoren (EF) [%NH ₄ -N _{abgebaut}] zur Ges.N.-Schlammbelastung	116
Abbildung 90: Emissionsfaktoren (EF) [%NH ₄ -N _{abgebaut}] zur simultanen Stickstoffentfernung [%].....	117
Abbildung 91: N ₂ O-Proben in der Abluft, das Signal der Unisense Sonde und die O ₂ -Konzentration an Versuchstag 157	118
Abbildung 92: Verlauf des Signals der Unisense Sonde, N ₂ O-Proben in der Abluft und NH ₄ -N-, NO _x -N- und NO ₂ -N-Konzentrationen an Versuchstag 157	118
Abbildung 93: N ₂ O-Proben in der Abluft, das Signal der Unisense Sonde und die O ₂ -Konzentration an Versuchstag 158	119
Abbildung 94: Verlauf des Signals der Unisense Sonde, N ₂ O-Proben in der Abluft und NH ₄ -N-, NO _x -N- und NO ₂ -N-Konzentrationen an Versuchstag 158	119
Abbildung 95: N ₂ O-Proben in der Abluft und Signal der Unisense Sonde an Versuchstag 171	120
Abbildung 96: Verlauf des Signals der Unisense Sonde, N ₂ O-Proben in der Abluft und NH ₄ -N-, NO _x -N- und NO ₂ -N-Konzentrationen an Versuchstag 171	121
Abbildung 97: Verlauf der N ₂ O-Emissionen in der Abluft und der Nährstoffkonzentrationen während der belüfteten Phase von SBR 1	122
Abbildung 98: Verlauf der N ₂ O-Emissionen in der Abluft und der Nährstoffkonzentrationen während der belüfteten Zyklus von SBR 2	122



**MINISTERIUM
FÜR EIN
LEBENSWERTES
ÖSTERREICH**

bmlfuwgv.at

FÜR EIN LEBENSWERTES ÖSTERREICH.

UNSER ZIEL ist ein lebenswertes Österreich in einem starken Europa: mit reiner Luft, sauberem Wasser, einer vielfältigen Natur sowie sicheren, qualitativ hochwertigen und leistbaren Lebensmitteln.

Dafür schaffen wir die bestmöglichen Voraussetzungen.

WIR ARBEITEN für sichere Lebensgrundlagen, eine nachhaltige Lebensart und verlässlichen Lebensschutz.



**MINISTERIUM
FÜR EIN
LEBENSWEITERES
ÖSTERREICH**

www.bmlfuw.gv.at