



DIPLOMARBEIT
Master Thesis

Belüftungsstrategien für Anlagen mit aerob granuliertem Schlamm

ausgeführt zum Zwecke der Erlangung des akademischen Grades
eines Diplom-Ingenieurs

unter der Leitung von

Univ. Prof. Jörg Krampe
DI Lydia Jahn

E 226

Institut für Wassergüte, Ressourcenmanagement und Abfallwirtschaft

eingereicht an der Technischen Universität Wien
Fakultät für Bauingenieurwesen

von

David Devaquet, BSc.

1328470

18 Rue Bouvart, L-7519 Mersch

Danksagung

An dieser Stelle möchte ich mich bei all denjenigen bedanken, die mich während der Anfertigung meiner Diplomarbeit unterstützt und motiviert haben.

Ein besonderer Dank gebührt meinen Betreuern Univ. Prof. Dipl.-Ing. Dr.-Ing. **Jörg Krampe** und Dipl.-Ing. **Lydia Jahn** für die exzellente Betreuung, konstruktiven Kritiken und die hilfreichen Anregungen bei der Durchführung der Laborversuche und der Erstellung der Diplomarbeit.

Ebenfalls möchte ich mich bei Dipl.-Ing. Dr.techn. **Ernis Saracevic** und Dipl.-Ing. **Zdravka Saracevic** für die Unterstützung bei der Laborarbeit bedanken.

Meiner langjährigen Freundin **Elisabeth Beckers** MAS bedanke ich mich herzlich für den emotionalen Rückhalt und die Unterstützung während der Dauer meines gesamten Studiums.

Abschließend möchte ich mich noch bei meiner Familie und meinen Schwiegereltern bedanken, die mir mein Studium durch ihre Unterstützung ermöglicht haben.

Kurzfassung

Aerob granuliert Biomasse (AGS) wird heute erfolgreich in SBR-Anlagen als NEREDA[®] - Verfahren eingesetzt, um kommunale und industrielle Abwässer zu reinigen. Die kompakte Struktur und die erhöhte Dichte des granulierten Schlammes führen zu verbesserten Absetzeigenschaften. Eine weitere Besonderheit von Anlagen mit AGS ist die Möglichkeit der simultanen Stickstoffentfernung (SND). Aufgrund der Ausbildung einzelner Zonen, mit unterschiedlichen Sauerstoff- und Nährstoffgradienten, werden die Prozesse nicht mehr über die Gegebenheiten im äußeren Medium bestimmt, sondern von den vorherrschenden Eigenschaften der verschiedenen Zonen definiert. Neben Stickstoffverbindungen siedeln sich auch Phosphatakkumulierende-Organismen (PAOs) innerhalb der Granula an, so dass auch die Möglichkeit der biologischen Phosphorentfernung gegeben ist (Winkler et al., 2012).

Die Belüftung hat einen wesentlichen Einfluss auf das Wachstumsverhalten der verschiedenen Mikroorganismen innerhalb eines Granula. Ist der Sauerstoffgehalt im äußeren Medium zu hoch kann dieser bis in die anaerobe Zone vordringen und das Wachstum von denitrifizierenden und phosphatakkumulierenden Organismen beeinflussen, wodurch die Nährstoffentfernung behindert wird (Lochmatter et al., 2013). In dieser Diplomarbeit werden verschiedene Belüftungsstrategien in zwei SBR-Anlagen und einer kontinuierlich durchflossenen Anlage untersucht und ausgewertet. Ziel der Arbeit ist die Erprobung verschiedener Belüftungsstrategien im SBR-Betrieb und Optimierung der Einstellungen hinsichtlich einer möglichst hohen Nährstoffelimination bei gleichzeitig kompakter und dichter Struktur der Granula. Des Weiteren werden die Erkenntnisse aus dem SBR-Betrieb genutzt um den Betrieb in einer kontinuierlich durchflossenen Anlage zu erproben.

Um den Einfluss der Belüftung auf AGS zu untersuchen wurden zwei SBR-Anlagen und eine kontinuierlich durchflossene Anlage betrieben. Eine SBR-Anlage wurde intermittierend belüftet und die andere wurde so belüftet, dass sich ein konstanter Sauerstoffgehalt einstellte. Die kontinuierlich durchflossene Anlage wurde so betrieben, dass die Bedingungen aus dem SBR-Betrieb möglichst genau nachgestellt werden konnten. Über den Zeitraum von 125 Tagen wurden werktäglich Proben entnommen, die Anlagen überwacht und die wichtigsten Parameter möglichst kontinuierlich aufgezeichnet. Eine werktägliche Betreuung der Anlage war dabei notwendig. Die 125 Tage wurden in 4 Phasen mit unterschiedlichen Einstellungsparametern aufgeteilt, dabei wurden Ergebnisse aus der vorherigen Phase zur Optimierung der nächsten Phase genutzt, um die Reinigungsleistung sowie die Absetzeigenschaften zu verbessern.

Für diese Untersuchungen wurde in den ersten 106 Tagen aufbereitetes Abwasser der TU-Wien verwendet, um einen möglichst repräsentativen Zufluss einer kommunalen Anlage zu generieren. Ein Schlammvolumenindex von unter 50 [ml/g] und Schlammvolumenverhältnissen SV_5/SV_{30} nahe 1 konnten in den ersten 30 Tagen bei den SBR-Anlagen gemessen werden. Die hohe Selektion mit einer Absetzzeit von 2 [min] hat dazu geführt, dass nur die dichten Partikel im SBR-System gehalten wurden. Nachteilig hat sich diese Selektion jedoch auf den TS-Gehalt ausgewirkt, weil durch hohe Schwebstoffkonzentrationen im Ablauf viel Biomasse verloren gegangen war und die Stickstoffentfernung und Phosphorentfernung beeinträchtigt wurde. Mit der gewählten Belüftungseinstellung konnte keine konstante Nitrifikation und Denitrifikation gewährleistet werden, wodurch die Ges.N.-Entfernung stetig abnahm und hohe Schwankungen aufwies.

Erst mit der Erhöhung der anaeroben Beschickungsdauer um 30 [min] wurde eine Ges.N-Entfernung, bei beiden SBRs, von über 70 [%] erreicht. De Kreuk et al. (2005a) und Wagner et al. (2015) haben bereits gezeigt, dass sich eine längere Beschickungszeit positiv auf die Ausbildung der anoxischen Schicht innerhalb der Granula auswirkt und sich dadurch auch die Denitrifikation und biologische Phosphatentfernung erhöht. In den letzten zwei Phasen wurden im SBR2 mit intermittierender Belüftung und der kontinuierlich durchflossenen Anlage Fäden festgestellt, welche die Absetzeigenschaften des Belebtschlamm maßgeblich verschlechterten.

Es war nicht möglich eine Granulierung in der kontinuierlich durchflossenen Anlage aufrecht zu halten oder zu fördern. Die Schlammvolumenverhältnisse lagen größtenteils über 1,5 und der SVI zwischen 80 und 140 [ml/g]. In den letzten beiden Phasen lag die Ges.N-Entfernung auch hier bei über 70 [%]. Für den Betrieb von AGS in einer kontinuierlich durchflossenen Anlage müssen weitere Untersuchungen unternommen werden um den betrieb mit AGS zu ermöglichen.

Abstract

These days, aerobic granulated sludge (AGS) is used with success in SBR-reactors with the NEREDA[®] process to clean wastewater on a municipal and industrial level. The compact structure and the higher density of the granulated sludge leads to improved settling properties. Another particularity of plants with AGS is the possibility of a simultaneous nitrification denitrification (SND). Due to the development of individual zones with various oxygen and nutrient gradients, the processes are no longer determined by the circumstances in the exterior medium, but are defined by the predominant properties of the different zones. Besides nitrogen compounds phosphate accumulating organisms (PAOs) deposit within the granule, so that the possibility of a biological phosphate removal is given as well (Winkler et al., 2012).

The aeration strategy has a significant influence at the growth behaviour of the various microorganisms within a granule. If the oxygen level in the exterior medium is too high, the oxygen can penetrate in the anaerobic zone and influence the growth of denitrifying and phosphate accumulating organisms, whereby the nutrient removal is impeded (Lochmatter et al., 2013). In this master thesis are analysed and evaluated different aeration strategies based on similar studies of AGS in SBR-reactors. The objective of this thesis is the testing of various aeration strategies in the SBR-operation and the optimization of the settings in terms of a high nutrient removal with, simultaneously, a compact and dense structure of the granules. Furthermore, the findings of the SBR-operation are used to put to test the operation in a continuous flow reactor.

To analyse the influence of the aeration at the AGS, two SBR-reactors and one continuous flow reactor have been operated. One of the SBR-reactors was aerated intermittently, the other one was aerated in such a way that a constant oxygen level was set. The continuous flow reactor was operated in such a way that the conditions of the SBR-operation could be reproduced as closely as possible. Over a 125 days' period, samples were taken daily, the reactors were supervised and the main parameters continuously recorded. A daily supervision of the setup was thereby necessary. The 125 days were divided into 4 phases with different operating parameters. Results of the previous phase were thereby used for the optimization of the next phase to improve the cleaning performance as well as the settling properties of the AGS.

For these tests, wastewater of the TU-Vienna was used in the first 106 days to generate a representative inflow of a municipal reactor. Good settling properties with SV_5/SV_{30} -Ratios near 1 and an SVI below 50 [ml/g] could be measured in the first 30 days. The high selection with a settling time of 2 [min] lead to dense particles in the SBR-system. However, this selection had a negative impact on the TS-content because a lot of biomass got lost. With the selected aeration strategy, no constant nitrification and denitrification could be ensured, whereby the removal of the nitrogen was steadily decreasing and showed high fluctuations.

With the increase of the anaerobic feeding time by 30 [min] was it possible to achieve a Tot.N-removal of more than 70 [%] for the SBRs. De Kreuk et al. (2005a) and Wagner et al. (2015) have already shown that a longer charging time has a positive effect on the formation of the anoxic layer within the granules, thereby also increasing denitrification and biological phosphate removal. In the last two phases, filamentous bacteria were dominant in the SBR2 with intermittent aeration and the continuously flowing system, which significantly depreciated the sedimentation properties of the activated sludge

It was not possible to maintain or promote granulation in the continuous flow system. The sludge volume ratios were for the most part above 1.5 and the SVI was between 80 and 140 [ml / g]. In the last two phases, the Tot.N-removal was over 70 [%]. For the operation of AGS in a continuously flowing plant, further investigations must be undertaken.

Inhaltsverzeichnis

1	Einleitung.....	1
1.1	Hintergrund	1
1.2	Vorzüge und Nachteile des Verfahrens	1
1.3	Zielsetzung und Fragestellung	2
1.4	Forschungsbedarf für kontinuierlich durchflossene Anlage	3
2	Stand der Forschung zu AGS	4
2.1	Historische Entwicklung von AGS	4
2.2	Prozess der Granulierung	5
2.3	Einflussfaktoren auf die Granulierung und den Betrieb mit AGS.....	6
2.3.1	Art und Zusammensetzung des Abwassers und die organische Belastung	6
2.3.2	Hydraulische Scherspannung	7
2.3.3	Hydraulische Verweilzeit und die Absetzzeit	7
2.4	Mikrobiologische Prozesse	8
2.4.1	Aufbau der Granula	8
2.4.2	Stickstoffentfernung.....	8
2.4.3	Phosphatentfernung	10
2.4.4	CSB- und Nährstoffentfernung.....	11
2.5	Verfahrenstechnische Grundlagen für den SBR-Betrieb.....	12
2.5.1	Allgemeiner SBR-Betrieb	12
2.5.2	Schlamm- und reaktorspezifische Parameter	13
3	Material und Methodik	17
3.1	Versuchsaufbau	17
3.1.1	SBR.....	17
3.1.2	Kontinuierlich durchflossene Anlage	18
3.2	Betrieb der Versuchsanlagen.....	20
3.2.1	Aufbereitung des Abwassers.....	20
3.2.2	Wartung und Kontrolle der Anlagen, Probenentnahme.....	21
3.3	Berechnungsgrundlagen.....	22
4	Darstellung der Ergebnisse.....	24
4.1	SBR-Anlagen.....	24
4.1.1	Betriebseinstellungen.....	24
4.1.2	Abwasserbeschaffenheit	25
4.1.3	Schlammvolumen und Absetzverhalten	26
4.1.4	Raumbelastung, Schlammbelastung und Schlammalter	30
4.1.5	Kohlenstoff- und Stickstoffentfernung.....	33

4.1.6	Phosphorentfernung	37
4.2	Kontinuierlich durchflossene Anlage	38
4.2.1	Betriebseinstellungen.....	38
4.2.2	Abwasserbeschaffenheit	39
4.2.3	Schlammvolumen und Absetzverhalten	39
4.2.4	Raumbelastung, Schlammbelastung und Schlammalter	41
4.2.5	Kohlenstoff- und Stickstoffentfernung.....	44
4.2.6	Phosphorentfernung	46
5	Interpretation & Diskussion der Ergebnisse	49
5.1	Einfluss der Belüftung auf die Stickstoffentfernung und die Absetzbarkeit	49
5.2	Kontinuierlich durchflossener Versuchsbetrieb	51
5.3	Einfluss der Belüftung auf BioP.	52
6	Schlussfolgerung und Ausblick	53
7	Quellen und Verzeichnisse	55
7.1	Literaturverzeichnis	55
7.2	Abbildungsverzeichnis	59
7.3	Tabellenverzeichnis	60
7.4	Formelverzeichnis.....	60

Abkürzungsverzeichnis und Anmerkungen

Abkürzungsverzeichnis:

AB	= Anaerobes Becken
AGS	= Aerob granulierter Schlamm
AOBs	= Ammonium oxidierende Organismen
BB	= Belebungsbecken
$B_{d,CSB}$	= Tägliche CSB-Fracht
$B_{R,CSB}$	= Raumbelastung
$B_{TS,CSB}$	= Schlammbelastung
CSB	= Chemischer Sauerstoffbedarf
EPS	= Extrazelluläre polymere Substanzen
GAOs	= Glykogen akkumulierende Organismen
Ges.N/Ges.P	= Gesamtstickstoff/Gesamtposphor
Granula	= aerob granulierte Biomasse
HRT	= Hydraulische Verweilzeit (hydraulic retention time)
Konti	= Kontinuierlich durchflossenen Belebungsanlage
NOBs	= Nitrit oxidierende Bakterien
oTS	= organische Trockensubstanz
PAOs	= Phosphat akkumulierende Organismen
SBR	= Sequencing Batch Reaktor
SND	= Simultane Nitrifikation und Denitrifikation
SVI	= Schlammvolumenindex
TS	= Trockensubstanz
t_{TS}	= Schlammalter
ÜSS	= Überschussschlamm
$V_{Reaktor}$	= Reaktorvolumen

Anmerkungen:

- In dieser Diplomarbeit wird der Begriff „Denitrifikanten“ verwendet. Denitrifikanten sind Bakterien, die keine eigenständige Gruppe von Mikroorganismen bilden. Es sind dieselben (heterotrophen) C-abbauenden Mikroorganismen, welche auch im Belebungsverfahren zur CSB-Reduktion beitragen. Somit steht dieser Begriff nur für den jeweiligen Umsetzungsprozess der Mikroorganismen unter anoxischen Bedingungen.
- Der Begriff „anoxisch“ wird für Milieubedingungen ohne Sauerstoff aber mit Nitrat verwendet. Dabei kann es aber auch vorkommen, dass in anaeroben Phasen zeitweise Nitrat vorhanden ist und dieses zunächst denitrifiziert wird bis sich anaerobe Bedingungen einstellen.

1 Einleitung

1.1 Hintergrund

Im Rahmen des Forschungsprojekts zum Thema „Granulares Belebtschlammverfahren in kontinuierlich durchflossenen Belebungsanlagen“ soll diese Diplomarbeit der Gewinnung von neuen Erkenntnissen zum Einfluss der Belüftung auf die aerob granuliert Biomasse und der Reinigungsleistung dienen.

Die Absetzeigenschaften von Belebtschlämmen in Kläranlagen mit einer weitergehenden Nährstoffelimination sind entscheidend für die Leistungsfähigkeit einer Kläranlage. Das Absetzverhalten der Biomasse bestimmt das erforderliche Volumen für die Schlammabtrennung und somit die Größe der Nachklärbecken. Die Steigerung der Trennleistung in den Sedimentationsbecken führt zu einer Verbesserung der Reinigungsleistung, einer Reduzierung der Investitionskosten und einer Reduzierung des benötigten Volumens des Sedimentationsbeckens. Durch die erhöhte Absetzgeschwindigkeit kann, bei gleicher Absetzzeit, mehr Biomasse im System gehalten werden, weil sich die einzelnen Schlammartikel bei der Sedimentation nicht gegenseitig behindern.

Aerob granuliert Biomasse eignet sich, aufgrund des kompakten Zusammenschlusses von nitrifizierenden, denitrifizierenden und Phosphat entfernenden Organismen, zur simultanen Stickstoffentfernung. Über die Granula verteilt ergeben sich Zonen mit unterschiedlichen Substrat- und Sauerstoffgradienten. Aerobe, anoxische und anaerobe Zonen bieten hierbei Wachstumsbedingungen für verschiedene an der Abwasserreinigung beteiligte Mikroorganismen.

Nitrifikanten und heterotrophen Organismen befinden sich dabei im aeroben Außenbereich, wohingegen sich Denitrifikanten und Phosphat entfernende Bakterien in den darunterliegenden anoxischen und anaeroben Zonen ansiedeln. Basierend auf diesem Aufbau ergeben sich verschiedene Substrat- und Sauerstoffgradienten, wodurch der Stickstoff in den Zonen in unterschiedlichen Fraktionen vorliegt. Im Außenbereich wird durch die Nitrifikation Nitrat gebildet, welches ins Innere diffundiert und dort denitrifiziert wird. Diese Prozesse laufen gleichzeitig ab, wodurch eine simultane Stickstoffentfernung möglich ist. Im Inneren stellen sich anaerobe Bedingungen ein, die unter anderem die biologische Phosphatentfernung ermöglichen.

1.2 Vorzüge und Nachteile des Verfahrens

Aerob granuliert Biomasse bietet aufgrund ihrer kompakten Struktur und dem Zusammenschluss verschiedener Bakteriengruppen gleich mehrere Vorteile:

- Durch den kompakten Zusammenschluss von verschiedenen Bakteriengruppen kann simultan nitrifiziert, denitrifiziert und Phosphat entfernt werden. In herkömmlichen Belebungsanlagen müssen diese Prozesse räumlich und zeitlich getrennt werden. Hierdurch können sich Einsparungen für den Bau separater Becken bzw. Kaskaden ergeben.
- Aufgrund der kompakten Struktur und der hohen Dichte der Granula können Absetzbecken um bis zu 80 [%] kleiner dimensioniert werden als bei herkömmlichen Belebungsanlagen üblich (Pronk et al., 2015).
- Angesichts des hohen TS-Gehalts im Reaktorraum können hohe volumetrische Belastungen gefahren werden.

- Durch die gute Sauerstoffaufnahme und die gute Nährstoffentfernung bei der Verwendung von AGS können im Vergleich zu herkömmlichen Belebungsanlagen 58-63 [%] des Energieverbrauchs eingespart werden (Pronk et al., 2015).
- Hinsichtlich der kompakten Struktur mit hoher Dichte und einer schützenden EPS-Matrix weisen die Granula eine erhöhte Resistenz gegenüber toxischen Einwirkungen auf (Bassin et al., 2011).

Durch die Verwendung von AGS ergeben sich einige Nachteile:

- Die Größe der einzelnen Granula spielt, in Bezug auf die Ausbildung der einzelnen Zonen und den unterschiedlichen Bakterien die sich darin ansiedeln, bei der Reinigungsleistung eine wesentliche Rolle. Aus diesem Grund muss der Betrieb sowie die Schlammparameter vermehrt überwacht werden.
- Die Granulierung erfordert eine gewisse Einlaufzeit um die geforderten Entfernungen erreichen zu können.
- Bei dem Betrieb mit einem kontinuierlichen Sauerstoffgehalt ist die Ausbildung der anaeroben Zone, innerhalb der Granula, für die Denitrifikation und die Phosphorentfernung besonders wichtig.
- Vereinzelt berichten Studien über erhöhte Schwebstoffkonzentrationen im Ablauf, sodass eine weitere Reinigungsstufe bspw. ein Sandfilter nachgeschaltet werden muss.

1.3 Zielsetzung und Fragestellung

Ziel der Diplomarbeit ist die Erprobung und Optimierung von verschiedenen Belüftungsstrategien für zwei SBR-Anlagen mit granuliertem Schlamm und die Granulierung an einer kontinuierlich durchflossenen Anlage. Die erste SBR-Anlage (SBR1) wurde so belüftet, dass sich durchgehend aerobe Bedingungen während der belüfteten Phase einstellen. Die Überwachung und Steuerung der Belüftung erfolgte mit einer Sauerstoffsonde im Reaktorraum. Die zweite SBR-Anlage (SBR2) wurde mit einer intermittierenden Belüftung ohne Sonde betrieben.

Die Optimierung der Belüftungseinstellungen erfolgt aufgrund von Probenahmen und deren Analyse auf CSB, Stickstoff- und Phosphorverbindungen, TS- und oTS-Gehalt sowie der täglichen Messung der Schlammvolumina nach 5, 10 und 30 [Min].

Die unterschiedlichen Belüftungsstrategien und Betriebsweisen wurden hinsichtlich der Kohlenstoff- und Stickstoffelimination sowie der Effizienz der biologischen Phosphatentfernung untersucht. Die Ergebnisse aus den Versuchsanlagen wurden hierbei mit Literaturangaben verglichen und dargestellt.

Folgende Schwerpunkte wurden in dieser Diplomarbeit gesetzt:

- Wie ist der Einfluss der Belüftung auf die Stickstoffelimination und wie kann diese optimiert werden um eine höhere Abbauleistung mit AGS im SBR-Betrieb zu erreichen?
- Welchen Einfluss hat die Belüftungsstrategie auf die Granulierung und die Absetzbarkeit von aerob granuliertem Schlamm (AGS)?
- Können die Strategien aus dem SBR-Betrieb erfolgreich auf die kontinuierlich durchflossene Anlage angewendet werden?

- Wie wirkt sich die Belüftungsstrategie auf die biologische Phosphatentfernung aus?

1.4 Forschungsbedarf für kontinuierlich durchflossene Anlage

Im Gegensatz zur SBR-Anlage unterliegt eine kontinuierlich durchflossene Anlage keinem festen Reinigungszyklus. Das Abwasser wird in räumlich getrennten Kaskaden oder Becken, mit spezifischen Milieubedingungen, physikalisch, chemisch und biologisch gereinigt.

Es gibt wenige Untersuchungen von kontinuierlich durchflossenen Anlagen unter Verwendung von aerob granulierter Biomasse. Einige Untersuchungen verwenden Membranen zur Trennung und Selektion der Biomasse. Corsino et al. (2016) haben versucht ähnliche Bedingungen wie im SBR-Betrieb in einer kontinuierlich durchflossenen Anlage zu generieren. Die gesamte Anlage wurde in verschiedene Reaktorräume unterteilt, die jeweils abwechselnd mit einer Auf- bzw. Abwärtsströmung durchflossen wurden. Dadurch sollten die Scherkräfte, die in einem SBR-Reaktor über die Belüftung erzeugt werden, auch in dieser Anlage hergestellt werden. Der Rückhalt der Biomasse wurde mit einer Membran erreicht. In der ersten Phase wurde der Reaktor kontinuierlich beschickt. Dies führte zum Zerfall der Granula und zum Wachstum fadenförmiger Bakterien. Erst mit einer intermittierenden Beschickung konnten Zonen mit unterschiedlicher Substratverfügbarkeit hergestellt werden, wodurch die Granulierung aufrechterhalten werden konnte. Durch das Fehlen der hydraulischen Selektion war die Neubildung von Granula sehr eingeschränkt.

Li et al. (2016) versuchten gezielt phosphorentfernende Granula in einer kontinuierlich durchflossenen Anlage zu erzeugen. Die Granula wurden erst in einem SBR-Reaktor erzeugt und dann in eine kontinuierliche Anlage eingebracht. Dabei hat sich die Entfernung des CSBs und des Phosphors von 98 auf 78 [%] und von 99 auf 64 [%] reduziert. Die Struktur der Granula wurde flockiger und war nicht mehr so dicht. Der Durchmesser hatte sich von 950 auf 600 [μm] reduziert. Nach 24 Tagen der Inbetriebnahme konnten erneut Entfernungen von 95 [%] erreicht werden. Die Struktur der Granula verbesserte sich dabei jedoch nicht.

In einer Kläranlage in Frielas (Portugal) wurden AGS aus einer NEREDA[®] SBR-Anlage, welche als Überschussschlamm entnommen wurden, in einer kontinuierlich durchflossenen Anlage überführt (Giesen et al., 2013). Diese Kombination aus SBR und kontinuierlicher Belebungsanlage konnte unter verschiedensten Zuflussbedingungen sicher und effizient betrieben werden.

Li et al. (2015) verwendete einen neuartigen Reverse-Flow-Baffled Reactor (RFBR) um hohe Mengen an kommunalen Abwässern mit AGS zu reinigen. Durch die periodische Beschickung an den Enden des Reaktors und der wechselnden Durchströmung (Wechsel alle 2 Stunden) konnten Perioden mit hoher und niedriger Substratverfügbarkeit hergestellt werden. Die Anlage wurde in mehrere Sektoren unterteilt, so dass die Absetzzeit und damit auch die Selektion kontrolliert werden konnte. Nach 135 Tagen konnte ein SVI von 35 [ml/g] gemessen werden.

Studien, welche AGS in einem kontinuierlich durchflossenen System verwendeten hatten meist keinen Erfolg oder mussten AGS aus einer SBR-Anlage zuführen. Der Großteil der Kläranlagen in Österreich sind als kontinuierlich durchflossene Anlagen konzipiert. Aus diesem Grund ist die Untersuchung von AGS in einem kontinuierlich durchflossenen System ein wesentlicher Teil dieser Diplomarbeit.

2 Stand der Forschung zu AGS

2.1 Historische Entwicklung von AGS

Das Belebtschlammverfahren wurde 1914 in England entwickelt und anschließend großtechnisch umgesetzt (Jentsch, 2013). Im Laufe der Jahre wurde das Verfahren weiterentwickelt und verbessert. Im "klassischen" Belebtschlammverfahren wird Schlamm, welcher aktive Mikroorganismen beinhaltet, genutzt um Abwasser von gelöstem Kohlenstoff-, Stickstoff- und Phosphorverbindungen zu reinigen (Gujer, 2013). Heute zählt dieses Verfahren zu den meist verwendeten Verfahren in der Abwasserreinigung.

Erst in den 1990er Jahren wurde aerob granuliert Biomasse in einem aufwärts durchströmten Schlammbedreaktor beobachtet (Mishima et al., 1991). Die technische Universität in München und die technische Universität in Delft haben 1997 zum ersten Mal ein Verfahren entwickelt, das es ermöglicht, aerob granuliert Biomasse zu erzeugen (Winkler, 2012). Dieses Verfahren wurde später unter dem Namen Nereda[®] patentiert, um simultan N und P in einem Reaktor zu entfernen (De Kreuk et al., 2005). Beun et al. (1999) beschrieben die Bildung granulierter Biomasse in SBR-Anlagen unter Verwendung einer aeroben Beschickungsphase und kurzen Absetzzeiten. Bei Verwendung einer aeroben Beschickung konnte, nach der Senkung der Sauerstoffkonzentration, der Zerfall der granulierten Biomasse beobachtet werden. De Kreuk und van Loosdrecht (2004) fanden heraus, dass die Verwendung einer anaeroben Beschickungsphase einen positiven Effekt auf die Stabilität der Granula hat.

In dem ersten Workshop zur aerob granulierten Biomasse wurde 2004 in München eine erste Definition für AGS definiert (Bathe et al., 2005). Laut dieser Definition ist aerob granuliert Biomasse ein Zusammenschluss von Mikroorganismen, die nicht unter Scherbeanspruchung koagulieren und sich wesentlich besser absetzen als herkömmlicher Belebtschlamm (De Kreuk et al., 2005a).

Im September 2006 fand ein zweiter Workshop in Delft statt, in dem die Definition der granulierten Biomasse erweitert wurde. Zu den oben genannten Kriterien wurden drei weitere Kriterien elaboriert. Die erste Definition besagt, dass sich die aerob granuliert Biomasse wesentlich besser absetzt als herkömmlicher Belebtschlamm. Das Absetzverhalten wird normalerweise als Schlammindex angegeben. Dieser besagt, welches Volumen 1 [g] Schlamm nach 30 [min] einnimmt. Wird das Volumen der Absetzzeit nach 10 [min] mit der nach 30 [min] verglichen, so ergibt sich nach Schwarzenbeck et al. (2004) eine gute Aussage über die Granulierung des Belebtschlamm. Die zweite Definition besagt, dass die minimale Partikelgröße eines Granulas mindestens 0.2 [mm] betragen muss. Dieses Kriterium kann jedoch, je nach Art der Granula entfallen, falls die anderen Kriterien die Granula betreffend eingehalten werden. Drittens wird die Siebung der granulierten Biomasse als akzeptierte Methode festgelegt, um aerob granuliert Biomasse aus den dafür vorgesehenen Anlagen zu gewinnen. Dies setzt jedoch voraus, dass die Granula eine Mindestgröße, in Bezug auf die Partikelzusammensetzung, aufweisen (Lopez et al., 2011).

Heute gibt es eine Vielzahl von einschlägigen Untersuchungen zu aerob granuliertem Belebtschlamm in SBR-Reaktoren, jedoch nur sehr wenige Erfahrungen im Bereich der aeroben Granulierung in kontinuierlich durchflossenen Anlagen. SBR-Anlagen mit AGS werden derzeit nur unter dem NEREDA-Verfahren[®] großtechnisch umgesetzt.

2.2 Prozess der Granulierung

Unterschiedliche Mikroorganismen sind in den Prozess der Granulierung involviert. Wesentlich für den Prozess der Granulierung sind Phasen unterschiedlicher Substratverfügbarkeit. Eine anaerobe Beschickungsphase mit der Zufuhr von leicht abbaubarem Substrat (feast-Phase) ermöglicht die Ansiedlung von Mikroorganismen, die zur Speicherung von Kohlenstoffverbindungen fähig sind. Folgt eine Phase mit geringer Substratverfügbarkeit, so greifen die substratspeichernden Organismen auf interne Speicherstoffe zurück (famine-Phase). Substratspeichernde Organismen sind in diesem Fall Phosphat speichernde Organismen (PAOs) sowie Glykogen speichernde Organismen (GAOs). PAOs nutzen in dieser Hungerphase die gespeicherten Polyphosphate und GAOs das gespeicherte Glykogen als Energiequelle. Für den Granulierungsprozess sind diese Wechselbedingungen wesentlich.

Ein weiterer wichtiger Faktor im Prozess der Granulierung ist die erhöhte Produktion an extrazellulären polymeren Substanzen (EPS). Die EPS kann als ein von den Organismen gebildetes Sekret angesehen werden und besteht hauptsächlich aus Proteinen und Polysacchariden. Die Bildung der EPS dient der Zusammenlagerung der Zellen, dem Erhalt der mikrobiologischen Kultur und der Resistenz gegenüber äußeren Belastungen sowie Stresseinwirkungen (Czaczyk et al., 2007). Winkler et al. (2012) beschreiben, dass die EPS sich vor allem in den tieferen Schichten der Granula absetzt und zur kompakten Struktur beiträgt.

Die Absetzzeit ist ein weiterer wichtiger Faktor für die Selektion gut sedimentierbarer Biomasse. Durch ausreichend kurze Absetzzeiten kann dichte und kompakte Biomasse im System gehalten werden, während langsam absinkende Schlammflocken aus dem System der SBR-Anlage ausgeschwemmt werden (De Kreuk et al., 2005a).

Die Verweilzeit des Schlammes im Reaktor (Schlammalter) bestimmt die Dauer, in der Mikroorganismen auf bestehende Schlammpartikel aufwachsen können. In der Abbildung 1 ist die Schichtbildung eines Granulas dargestellt. Mit höherer Verweilzeit kann mehr Biomasse auf den bestehenden Partikeln aufwachsen und somit den Durchmesser der Granula zu erhöhen. Die Anlagerung kann über die van der Waals Kräfte oder elektrostatische Anziehung erfolgen. Die Biomasse selbst dient dabei als Träger für den Aufwuchs weiterer Biomasse. Dieses Prinzip der Anlagerung ähnelt dem des suspendierten Biofilms. Die Biomasse dient dabei als Grenzfläche für den Aufwuchs weiterer Biomasse.

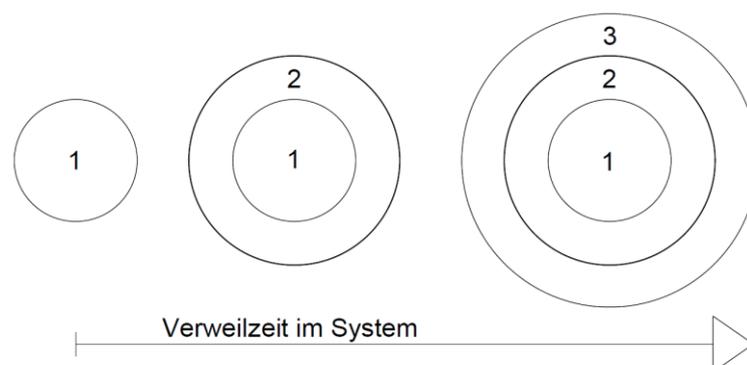


Abbildung 1: Schichtbildung eines Granulas in Abhängigkeit der Verweilzeit in der Anlage

Fadenförmige Bakterien beeinträchtigen die kompakte Struktur und führen zu schlechten Absetzeigenschaften von Belebtschlamm. Aus diesem Grund müssen Anlage so betrieben werden, dass das Wachstum dieser Bakteriengruppe vermieden wird. Auf

Grundlage der Substrataufnahmerate beschreiben Chudoba et al. (1973), ein selektives Verfahren für die Selektion der Mikroorganismen in einem belüfteten System. Eine hohe Anzahl von Substratgradienten im gesamten Reaktor verhindert das Wachstum von fadenförmigen Bakterien und fördert gleichzeitig das Wachstum von flockenförmigen Bakteriengruppen, welche bei der Formung eines Granulas eine wesentliche Rolle spielen. Der SBR Betrieb bietet diese Bedingungen und eignet sich daher zur Bildung kompakter Schlammstrukturen ohne fadenförmige Bakterien. Kontinuierlich betriebene Anlagen weisen meist einen geringen Substratgradienten auf und fördern somit das Wachstum von fadenförmigen Bakterien. Dies kann durch den Einsatz aerober und anaerober Selektoren als separate Kaskaden vermieden werden.

In der Tabelle 1 sind Granuladurchmesser dargestellt, die in SBR-Anlagen gemessen werden konnten. De Kreuk et al. (2005a) konnten mit verschiedenen Belüftungseinstellungen Durchmesser von 0,4 bis zu 1,8 [mm] erreichen. Pronk et al. (2015) berichten von Durchmessern von 0,2 [mm] in einer großtechnischen SBR-Anlage mit dem NEREDA-Verfahren[®]. Fang-Yuan et al. (2015) hatten Durchmesser von 1,3 [mm] gemessen. Dennoch muss berücksichtigt werden, dass granuliert Biomasse immer eine hohe Bandbreite von Partikelgrößen umfasst. Selbst bei sehr gut granulierter Biomasse wird, unter Verwendung von kommunalem Abwasser, immer ein flockiger Anteil vorhanden sein. (Pronk et al. 2015)

Tabelle 1: Durchmesser von Granula in SBR-Anlagen

Literatur	Granuladurchmesser [mm]
De Kreuk et al., 2005a	1.1-1.6 ; 0.4-1.8
Pronk et al., 2015	0,2
Fang-Yuan et al., 2015	1,3

2.3 Einflussfaktoren auf die Granulierung und den Betrieb mit AGS

Zahlreiche Faktoren tragen unterschiedlich stark zur Granulierung des Schlammes bei. Wichtige Einflussfaktoren dabei sind die Zusammensetzung des Abwassers, die Nährstoffbelastung, die Belüftungsstrategie, die Sedimentationszeit, die Art des Reaktors und die Reinigungsstrategie (Beun et al., 1999; De Kreuk et al., 2005; McSwain et al., 2004; Wilén et al., 2008).

2.3.1 Art und Zusammensetzung des Abwassers und die organische Belastung

In einer Studie von Tay et al. (2002) wurde der Einfluss von Glukose und Acetat als Kohlenstoffquelle auf die Bildung von AGS verglichen. Die Vielfalt der Mikroorganismen in einem AGS hängt stark von der Art des Substrates ab. Eine hohe organische Belastung beschleunigt die Bildung von großen Granula, jedoch ist die Struktur weniger kompakt und weist daher eine geringere Dichte auf. Eine geringe organische Belastung hingegen führt zu kleinen, aber dafür dichten Granula (Tay et al., 2002; Adav et al., 2010).

Der Großteil der Studien verwendet synthetisches Abwasser in ihren Untersuchungen. Für großtechnische Umsetzungen sind jedoch nur Untersuchungen mit der Verwendung von kommunalen oder entsprechend aufbereiteten Abwässern relevant. Diese Studien mit synthetischem Abwasser verwenden zudem meist festgelegte konstante Konzentrationen. Entsprechend dem Tagesgang sowie bei Regenereignissen sind jedoch Schwankungen in den Konzentrationen von kommunalem Abwasser gegeben.

Ein kommunales Abwasser weist eine Zusammensetzung von C: N: P von etwa 100: 20: 5 auf (Koppe et al., 1999). Der Nährstoffbedarf der Bakterien im aeroben Prozess liegt bei einem Verhältnis von 100(BSB₅): 5(N): 1(P) und für den anaeroben Prozess bei 100: 0,5: 0,1 (Draxler, 2007). Das Verhältnis der BSB₅-Fracht zur N-Fracht ist in einem häuslichen Abwasser somit um einiges höher als die tatsächlich von den Bakterien benötigte Menge. Dieser Überschuss an Stickstoff muss durch verschiedenste biologische und physikalische Verfahren entfernt werden, damit keine Schädigung der Gewässer stattfinden kann.

2.3.2 Hydraulische Scherspannung

Die Scherbeanspruchung, die aus den aufsteigenden Luftblasen resultiert, spielt eine wichtige Rolle bei der Granulierung. Die Turbulenz führt zu Partikelkollisionen und der Verdichtung und Abrundung der Biomasse. Ist die Scherbeanspruchung zu groß, können die Granula wieder zerstört werden. Tritt eine zu geringe Scherbeanspruchung auf, so kann dies zum Wachstum von fadenförmigen Bakterien mit schlechteren Absetzeigenschaften führen (Zhu et al., 2013). Scherbeanspruchung kann zudem durch Rühren und Pumpen verursacht werden. Der Effekt von Rührern auf granuliert Biomasse ist bisher noch nicht umfassend beschrieben. Auch Auswirkungen der Scherbeanspruchung durch Pumpen ist bis dato unbekannt.

2.3.3 Hydraulische Verweilzeit und die Absetzzeit

Die hydraulische Verweilzeit resultiert aus dem Verhältnis des in eine Anlage zugeführten Volumenstroms zum Anlagenvolumen. Bei SBR-Anlagen steht die HRT im Verhältnis zu der Zyklusdauer. Diese bestimmt die Anzahl der Zyklen, die an einem Tag durchgeführt werden können und damit auch die Anzahl der Selektionen. Durch die regelmäßigen Selektionen werden schnell sedimentierbare Schlammpartikel und dichte Granula im System behalten und Schwebstoffe ausgewaschen. Hierbei muss berücksichtigt werden, dass nicht zu viel Biomasse über diesen Prozess verloren geht. Eine unzureichende Selektion führt hingegen zur Ansammlung von langsam sedimentierbarer Biomasse; deswegen ist es wichtig eine optimale Absetzzeit zu wählen.

In SBR-Anlagen mit aerob granulierter Biomasse wurden erfolgreich hydraulische Aufenthaltszeiten von 5,6 [std] (De Kreuk et al., 2005b) bis 17 [std] (Pronk et al., 2015) angewendet. Die Tabelle 2 zeigt Literaturangaben zu verwendeten HRT in SBR-Anlagen.

Tabelle 2: Hydraulische Aufenthaltszeit in SBR-Anlagen

Literatur	HRT [std]
Pan et al., 2004	1,0 - 24
De Kreuk et al., 2005b	5,6
Mosquera-Corral et al., 2005	5,8
Chiu et al., 2006	8
Mc Swain et al., 2008	12
Lochmatter et al., 2013	6
Rosman et al., 2014	6,0 - 24
Pronk et al., 2015	17
Dong et al., 2016	9

2.4 Mikrobiologische Prozesse

2.4.1 Aufbau der Granula

Winkler et al. (2015) beschreiben die Verteilung der Bakterien in flockigem Belebtschlamm und AGS. In der Abbildung 2 (links) ist die Verteilung der Bakteriengruppen innerhalb der Flocke dargestellt. Die Struktur ist weitgehend offen, wobei sich einzelne Bakterienverbände bildeten, die auch fadenförmigen Bakterien miteinschließen. In der Abbildung 2 (rechts) ist der Aufbau eines Granulas dargestellt. In konventionellen Anlagen mit flockigem Belebtschlamm müssen die äußeren Bedingungen den bevorzugten Milieubedingungen der spezifischen Bakteriengruppen entsprechen. Dies erfolgt meist durch eine zeitliche (SBR) oder räumliche Trennung (Becken, Kaskaden). Bei granularem Belebtschlamm ist dies aufgrund der kompakten Struktur und der unterschiedlichen Zonen, in denen sich verschiedene Mikroorganismen je nach vorherrschenden Bedingungen ansiedeln nur eingeschränkt erforderlich, da aerob, anoxische sowie anaerobe Bedingungen gleichzeitig gegeben sind. Im äußeren Bereich der Granula ist die Sauerstoffkonzentration hoch, weshalb dort nitrifizierende Bakteriengruppen wachsen, welche Sauerstoff für die Energiegewinnung nutzen. Die darunterliegenden Zonen sind jeweils anoxisch und anaerob. In diesen Zonen wachsen denitrifizierende Bakteriengruppen, PAOs und GAOs.

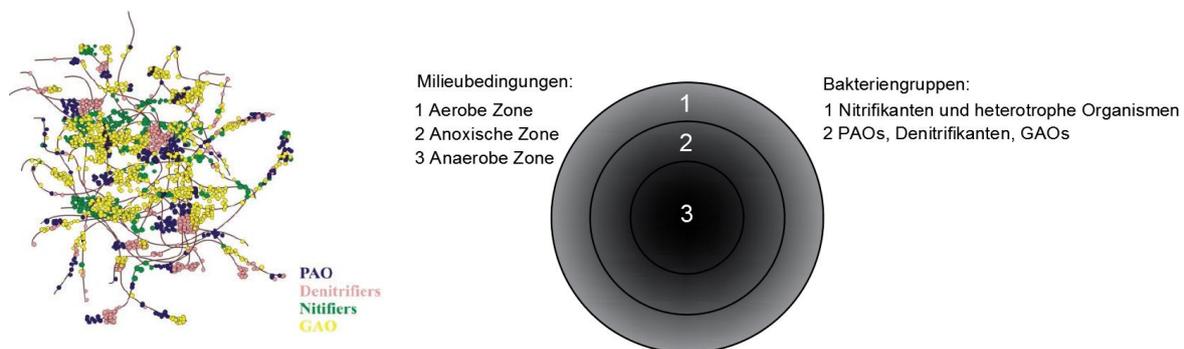


Abbildung 2: Aufbau von flockigem Belebtschlamm (links), Aufbau der Zonen eines Granulas (rechts) (Winkler et al., 2015)

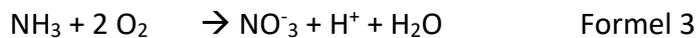
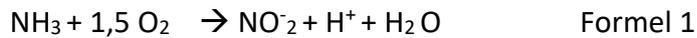
2.4.2 Stickstoffentfernung

2.4.2.1 Nitrifikation

Im Zulauf der Kläranlage liegt Stickstoff hauptsächlich als organisch gebundener Stickstoff (org.-N) und Ammonium-Stickstoff ($\text{NH}_4\text{-N}$) vor. Im Verlauf der biologischen Reinigung wird Nitrit-Stickstoff ($\text{NO}_2\text{-N}$) und Nitrat-Stickstoff ($\text{NO}_3\text{-N}$) gebildet. Je nach pH-Wert liegt der Stickstoff als Ammonium (NH_4) oder als Ammoniak ($\text{NH}_3\text{-N}$) vor.

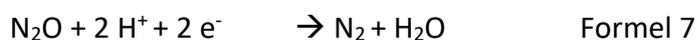
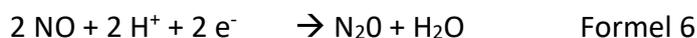
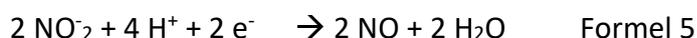
Diese biologische Stickstoffoxidation ist immer (chemolitho)autotroph, weil Kohlendioxid als Kohlenstoffquelle für den Katabolismus verwendet wird. Dieser Prozess gliedert sich in zwei Stufen. In der ersten Stufe (Nitritation) nehmen Ammonium oxidierende Bakterien (AOBs) Ammoniak aus dem Abwasser auf und oxidieren es zu Nitrit-Ionen, die wieder nach außen abgegeben werden. In der zweiten Stufe (Nitratation) nehmen Nitrit oxidierende Bakterien (NOBs) die im ersten Schritt entstandenen Nitrit-Ionen auf und oxidieren diese zu Nitrat-Ionen. Diese beiden Prozesse benötigen viel Sauerstoff, deshalb muss ein aerobes Milieu vorliegen. Für die Oxidation von 1 [g] Ammonium zu Nitrat werden circa 4,3 [mg] O_2 benötigt (Aust, 2006). Beispiele für Bakteriengruppen mit der Fähigkeit zur

Nitrifikation sind Nitrosomonas (1.Stufe), Nitrospira (1. und 2. Stufe), Nitrosococcus (1. und 2. Stufe) und Nitrobacter (2. Stufe). Im Folgenden sind die Formel für die einzelnen Schritte der Nitrifikation dargestellt.



2.4.2.2 Denitrifikation

Der bei der Nitrifikation entstandene Nitratstickstoff ($\text{NO}_3\text{-N}$) muss über die Denitrifikation in unbedenkliche Endprodukte umgewandelt werden. Die Bakteriengruppen, welche Nitrat-Stickstoff in molekularen Stickstoff (N_2) umwandeln, werden Denitrifikanten genannt. Die Denitrifikation kann von verschiedenen aeroben Bakterien durchgeführt werden, wenn anoxische Bedingungen vorliegen. Dieser Prozess wird auch als anaerobe Atmung oder Nitratatmung bezeichnet. Die Denitrifikation wird von heterotrophen Organismen durchgeführt, so dass Nitrat als Oxidationsmittel für den Energiestoffwechsel herangezogen wird. Heterotrophe Organismen sind, anders als autotrophe Organismen, auf organische Stoffe als Energiequelle angewiesen. Für die Denitrifikation muss neben dem Nitrat auch ein geeignetes Substrat als Kohlenstoffquelle zu Verfügung stehen. Der Kohlenstoffbedarf für die Denitrifikation liegt bei 2,9 [kgCSB] für 1 [kg NO_3] (Schreff, 2013). Bakteriengruppen, welche die Denitrifikation beherrschen, sind Paracoccus denitrificans (autotroph), Thiobacillus denitrificans (autotroph) und Pseudomonas stutzeri (heterotroph).



2.4.2.3 Nitritakkumulation

In Untersuchungen mit AGS wurden immer wieder erhöhte Nitritkonzentrationen im Ablauf festgestellt. Winkler et al. (2015) beschreiben zwei mögliche Theorien zu erhöhten Nitritkonzentrationen, welche vor allem in der Phase der Inbetriebnahme auftreten können. In der Abbildung 3 sind die zwei Hypothesen zur Nitritanreicherung beschrieben. Anders als bei herkömmlichen Belebungsanlagen sind nicht Nitrospira die dominanten NOBs sondern die Nitrobacter. Nitrobacter sind nicht obligat autotroph und somit nicht an die Nitrooxidation gebunden. Die ersten zwei Schritte sind für beide Pfade gleich. Es wird Ammonium über die AOBs zu Nitrit oxidiert. Im zweiten Schritt wird Nitrit durch NOBs oxidiert. Im dritten Schritt unterscheiden sich beide Theorien. Die ping-pong Theorie (A) besagt, dass die NOBs Acetate als Energiequelle verwenden und nicht Nitrit. Dadurch reichert sich das Nitrit weiter an und wird nicht verbraucht. Die Nitritschleifentheorie (B) besagt, dass denitrifizierende PAOs und GAOs das gebildete Nitrat wieder in Nitrit reduzieren und somit den Gehalt an Nitrit ansteigen lassen.

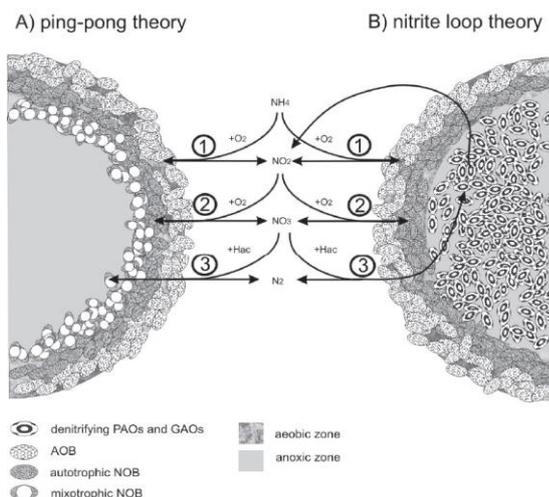


Abbildung 3: Nitritakkumulation: A) ping-pong Theorie und B) nitrite loop Theorie (Winkler et al., 2015)

2.4.3 Phosphatentfernung

Chemische Phosphorelimination

Phosphorverbindungen liegen im Abwasser als Orthophosphat ($\text{PO}_4\text{-P}$), organisch gebundener Phosphor (org.P) und Gesamtphosphor (Ges.P) vor. Die Phosphatentfernung aus dem Abwasser erfolgt heute meist chemisch. Dabei werden mehrwertige Metall-Kationen hinzugegeben, um mit den Phosphat-Anionen eine unlösliche Verbindung einzugehen. Das gefällte Phosphat lagert sich zusammen mit dem Fällungsprodukt im Schlamm ab und kann so aus der Anlage abgeführt werden. Heute werden aus wirtschaftlichen Gründen meist Metalle als Fällmittel eingesetzt, weil diese in der Industrie als Restprodukte billig zu erwerben sind.

Biologische Phosphorelimination

Anders als bei der chemischen Phosphorelimination werden bei dem biologischen Verfahren keine Stoffe hinzugefügt. Außer Kohlenstoff und Stickstoff benötigen die Bakterien Phosphor zum Aufbau der Biomasse. Auf diese Weise wird bereits ein geringer Anteil aus dem Abwasser entfernt. Meist liegt aber wesentlich mehr Phosphor im Abwasser vor als die Bakterien benötigen, weshalb dieser Prozess alleine nicht ausreicht.

Polyphosphat-akkumulierende Organismen (PAOs) sind in der Lage, bei einem Wechsel von anaeroben und aeroben Bedingungen mehr Phosphor einzulagern als für ihr Wachstum benötigt wird. Dieser Prozess wird als Luxusaufnahme bezeichnet. Während der anaeroben Phase lagern die Organismen leicht verfügbares Substrat in ihre Zellen ein. Die für diesen Vorgang benötigte Energie wird aus der Rücklösung von Phosphat gewonnen. Durch diese Rücklösung steigt die Phosphatkonzentration während den anaeroben Phasen im Reaktor an. Folgt danach eine aerobe Phase, werden die eingelagerten Stoffe wieder verbraucht und Phosphor wird verstärkt eingelagert. Somit sinkt der Phosphorgehalt während der aeroben Phasen. Da die PAOs mehr Phosphat einlagern als abgegeben wird ein Teil davon aus dem Abwasser entfernt.

Neben den PAOs können sich auch GAOs in der granulierten Biomasse ansiedeln. GAOs entfernen dabei aber kein Phosphor und stehen in direkter Konkurrenz zu den PAOs, welche aber kein Phosphat aus dem Abwasser entfernen (Winkler et al., 2011).

2.4.4 CSB- und Nährstoffentfernung

In Österreich gibt die Richtlinie 91/271/EWG vor, wieviel CSB, BSB₅, P und N aus dem Abwasser abgebaut werden muss. Nachfolgend werden die geforderten Reinigungsziele für die CSB-, BSB₅- und Nährstoffentfernung aufgelistet (Ministerium für ein lebenswertes Österreich, 2016):

- BSB₅: Entfernung von 70-90 [%]
- CSB: 75 [%]
- N und P: 75 [%] (bei einem Gebietsnachweis)

Der chemische Sauerstoffbedarf (CSB) ist ein wichtiger Summenparameter für die Überwachung der organischen Belastung. Er gibt den umgerechneten Wert der Masse an Oxidationsmittel (Kaliumdichromat) an, der für die Oxidation der Abwasserinhaltsstoffe nötig ist. Dabei werden sowohl organische als auch anorganische Verbindungen oxidiert. Deshalb wird für die Charakterisierung der Abbaubarkeit von Abwässern meist ein Verhältnis des CSB zum BSB₅ herangezogen. Der biologische Sauerstoffbedarf (BSB₅) ist die Masse an gelöstem Sauerstoff, der von spezifischen Mikroorganismen unter Laborbedingungen in 5 [Tage] oxidiert wird. Der Wert ist wesentlich kleiner als der CSB-Wert, weil die chemische Oxidation effektiver ist als die biologische Oxidation. Ein gut abbaubares Abwasser weist ein Verhältnis (CSB/BSB₅) von etwa 1,5 auf (Wiley et al., 2012).

Organische Stickstoffverbindungen liegen im Abwasser in verschiedenen Fraktionen vor. Die Entfernung von Ammoniak als Fischgift und Nitrat als Nährstoff ist von Bedeutung, weil diese im Gewässer zu einer schädlichen Wirkung auf die Ökologie beitragen würden. In der Tabelle 3 sind Stickstoffentfernungen von 60 bis 95 [%] in SBR-Anlagen mit AGS erreicht worden.

Tabelle 3: Stickstoffentfernungen in SBR-Anlagen mit AGS

Literatur	Ges.N-Entfernung [%]
De Kreuk et al., 2005a	34 ; 98 ; 94
Lochmutter et al., 2013	60; 61; 78
Fang et al., 2015	95
Fang-Yuan et al., 2015	90

In der Tabelle 4 sind die Ergebnisse, der biologischen Phosphatentfernung, aus Studien mit AGS in SBR-Anlagen dargestellt. Die biologische Phosphatentfernung konnte eine Entfernung von über 90 [%] bei diesen Studien aufweisen (De Kreuk et al., 2005a; Pronk et al., 2015; Lochmutter et al., 2013; Dong et al., 2016).

Tabelle 4: Biologische Phosphatentfernung in SBR-Anlagen mit AGS

Literatur	BioP-Entfernung [%]
De Kreuk et al., 2005a	95; 97
Pronk et al., 2015	90
Lochmutter et al., 2013	90; 96; 94
Dong et al., 2016	95; 98

2.5 Verfahrenstechnische Grundlagen für den SBR-Betrieb

2.5.1 Allgemeiner SBR-Betrieb

Das Verfahren des Sequencing-Batch-Reaktors (SBR) wurde 1914 zum ersten Mal als Befüllungs- und Entleerungssystem eingesetzt. Mit der technischen Entwicklung in den 1950er und 1960er Jahren wurde diese Technologie wieder aufgegriffen und weiterentwickelt. Heute werden die Systeme vor allem in Europa und China, aber auch in den USA eingesetzt, um industrielles und kommunales Abwasser zu reinigen (Holtsinger et al., 1999).

Das Verfahren ist eine Variante des Belebtschlammverfahrens. Im Gegensatz zu kontinuierlich durchflossenen Belebungsanlagen, in denen das Abwasser in verschiedenen Becken gereinigt wird, erfolgt die biologische Reinigung in SBR-Anlagen in einem Reaktor in hintereinander geschalteten Phasen. Der SBR wird sequenziell mit einem definierten Abwasservolumen beschickt und dann über einen definierten Zeitraum behandelt. Dieser Zyklus gliedert sich üblicherweise in eine Beschickungsphase, eine Belüftungsphase, eine Absetzphase und eine Abzugsphase. Dabei kann die Belüftungsphase auch intermittierend betrieben und jeweils eine Durchmischung in den verschiedenen Phasen integriert werden.

SBR-Reaktoren haben sich für Verfahren mit granuliertem Schlamm als geeignet erwiesen. Im Folgenden wird die Betriebsweise für einen Granula SBR (GSBR) beschrieben. In der Abbildung 4 ist der Ablauf eines Zyklus schematisch dargestellt. In einem ersten Schritt wird Abwasser über 60 bis 90 [min] in den Reaktor beschickt. Die anaeroben Milieubedingungen in dieser Phase fördern die langsam wachsende substratspeichernden Organismen (PAOs, GAOs) im Inneren der Granula (De Kreuk et al., 2005a).

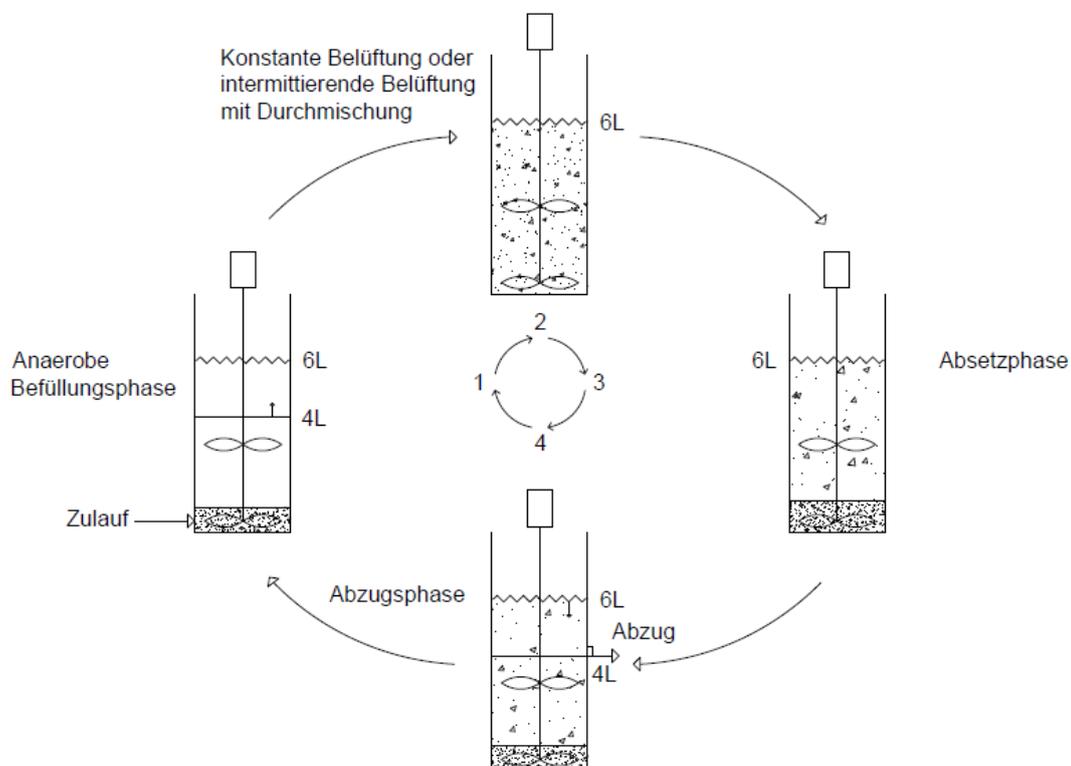


Abbildung 4: Verlauf eines Zyklus einer SBR-Anlage

Im zweiten Schritt wird belüftet, dies dient der Nitrifikation und Kohlenstoffentfernung. Die Belüftung kann hierbei nach unterschiedlichen Regelungsstrategien (Sauerstoff, Ammonium) erfolgen. Eine Möglichkeit ist der Betrieb mit konstantem niedrigem Sauerstoffgehalt und bei einer konstanten Belüftung; es ist aber auch möglich zwischen aeroben und anoxischen Phasen zu wechseln, um die Denitrifikation zu fördern.

Im dritten Schritt sedimentiert die Biomasse. Über die Dauer der Absetzphase kann bestimmt werden, welche Bakterien im Reaktorraum verbleiben sollen. Ziel ist es, langsam und schnell sedimentierbare Biomasse zu trennen. So kann bei kurzen Absetzzeiten langsam sedimentierbare Biomasse ausgeschwemmt werden, während kompakte Biomasse mit einem guten Absetzverhalten gezielt im Reaktor angereichert wird. Hierzu kann eine Selektion der Granula eingestellt werden. Idealerweise soll eine Absetzzeit gewählt werden, die es ermöglicht, aktive, dichte und größere Granula zu behalten.

Der vierte Schritt beinhaltet den Abzug der leichten Partikel. Die Dauer soll so gewählt werden, dass das gesamte Reaktorvolumen oberhalb des Abzugs abgezogen werden kann. Beim NEREDA[®] Verfahren findet der Abzug zusammen mit dem Befüllen des Reaktors statt.

2.5.2 Schlamm- und reaktorspezifische Parameter

2.5.2.1 Raumbelastung

Die Raumbelastung ist eine Schmutzfracht bezogene Bemessungsgröße. Dieser Quotient ergibt sich aus der organischen Fracht und dem Volumen des Reaktors. Somit kann die Raumbelastung als die an einem Tag anfallende Schmutzfracht pro Kubikmeter Reaktorvolumen ausgedrückt werden. In dieser Arbeit wird die organische Fracht in CSB ausgedrückt; demnach ergibt sich die Einheit $[(\text{gCSB}) / (\text{L} \cdot \text{d})]$. Mit diesem Parameter kann die Belastung des Anlagenvolumens und somit der Leistungsfähigkeit der Anlage charakterisiert werden.

In der Tabelle 5 sind Raumbelastungen dargestellt, die bei SBR-Anlagen mit AGS eingestellt wurden. Raumbelastungen von 1,6 $[\text{gCSB}/\text{L} \cdot \text{d}]$ (De Kreuk et al., 2005b; Mosquera-Corral et al., 2005) bis 2,4 $[\text{gCSB}/\text{L} \cdot \text{d}]$ (Mc Swain et al., 2008) und 3,0 $[\text{gCSB}/\text{L} \cdot \text{d}]$ (Chiu et al., 2006) wurden verwendet.

Tabelle 5: Typische Raumbelastungen in SBR-Anlagen mit AGS

Literatur	Raumbelastung $[\text{g CSB}/\text{L} \times \text{d}]$
Moy et al., 2005	2,0 - 15,0
De Kreuk et al., 2005b	1,6
Mosquera-Corral et al., 2005	1,6
Chiu et al., 2006	2,5; 3,0
Kim et al., 2008	1,76 - 2,84
Mc Swain et al., 2008	2,4
Li et al., 2008	1,5; 3,0; 4,5
Ni et al., 2009	1
Thanh et al., 2009	2,5 - 15,0
Lochmatter et al., 2013	1,6-2,4
Rosman et al., 2014	0,9; 1,8; 3,6
Pronk et al., 2015	0,1

2.5.2.2 Schlammbelastung

Die Schlammbelastung ist das Verhältnis der täglichen CSB-Fracht im Abwasser zur Biomasse. In dieser Arbeit wird die Biomasse in TS angegeben, woraus sich die Einheit [gCSB/(gTS*Tag)] ergibt. Zur Berechnung kann auch die Raumbelastung durch die TS-Konzentration an Belebtschlamm im Reaktor dividiert werden. Eine hohe Belastung ergibt sich aus wenig Biomasse bei einer hohen CSB-Fracht.

2.5.2.3 Schlammalter

Das Schlammalter ist eine weitere wichtige Bemessungsgröße und für den Betrieb einer Anlage zur biologischen Abwasserreinigung von Bedeutung. Das Schlammalter gibt an, wie lange sich der Schlamm theoretisch in einem System der Anlage aufhält, bevor er als Überschussschlamm aus der Anlage abgeführt wird. Somit ergibt sich dieser Parameter aus dem Verhältnis der im Becken angereicherten Bakterienmasse zum täglich abgezogenen Überschussschlamm. Das Schlammalter wird in [Tage] angegeben. Über diesen Parameter wird die Dauer definiert, die die Biomasse im System gehalten wird um das Abwasser zu reinigen. Ist das Schlammalter zu klein gewählt, dann wird zu viel Biomasse aus dem System ausgetragen und somit nur schlecht gereinigt. Liegt ein höheres Schlammalter vor dann können sich auch spezialisierte Organismen bilden und im System verbleiben. Nitrifikanten wachsen am langsamsten, deshalb muss um eine ausreichende Vermehrung sichergestellt werden und ein Mindestschlammalter von 7-10 [Tage] eingehalten werden. In der Tabelle 6 sind Schlammalter aufgeführt, die für aerob granulierten Schlamm angewendet wurden. Das Schlammalter für eine Belebungsanlage mit Nitrifikation, Denitrifikation und herkömmlichen Belebtschlamm beträgt circa 15 [Tage] (ATV 131, 2000).

Tabelle 6: Schlammalter in SBR-Anlagen mit AGS

Literatur	Schlammalter [Tage]
Sheng et al., 2010	10
Zhu et al., 2013	10 bis 15
Pronk et al., 2015	20 bis 38

2.5.2.4 Schlammvolumenindex

Der Schlammindex ist ein wesentliches Maß für die Absetzbarkeit von Belebtschlamm und eines der meistverwendeten Parameter, um das Absetzverhalten von Schlamm zu definieren. Der Schlammindex gibt an, welches Volumen 1 [g] Trockensubstanz Schlamm in einem [L] Wasser nach 30 [min] einnimmt. Er ergibt sich aus dem Schlammvolumen [ml/L] geteilt durch den Schlamm-trockensubstanzgehalt [g/L]. Nicht granulierter Belebtschlamm weist einen Schlammindex zwischen 80 und 120 [ml/g] auf. Bei höheren Werten liegt ein Blähschlamm vor. AGS kann Werte von unter 40 [ml/g] erreichen (Mc Swain et al., 2008).

Die Tabelle 7 zeigt SVIs die in SBR-Anlagen mit AGS erreicht wurden. Meist werden Werte zwischen 40 und 60 [ml/g] erreicht.

Tabelle 7: Schlammvolumenindex in SBR-Anlagen mit AGS

Literatur	SVI [ml/g]
Arrojo et al., 2004	60,0
Liu et al., 2005	40-130
De Kreuk et al., 2006	60,0
Mc Swain et al., 2008	33,0
Rosman et al., 2013	20,0

Vergleich von SV_5 zu SV_{30} und SV_{10} zu SV_{30}

Granulierter Belebtschlamm setzt sich wesentlich schneller ab als normaler Belebtschlamm, weshalb der normale Schlammindeix nur bedingt für eine Charakterisierung geeignet ist, weil sich das gleiche Volumen auch schon nach 5 oder 10 [min] einstellen kann.

Der Vergleich des Schlammvolumens nach 5 bzw. 10 [min] zu dem Volumen nach 30 [min] ist eine Möglichkeit, Rückschlüsse auf die Absetzbarkeit des Schlamms zu treffen (Bathe et al., 2005). Liegt das Verhältnis nahe 1 so wird bereits nach 5 [min] das gleiche Volumen eingenommen wie nach 30 [min]. In diesem Fall würde sich der Schlamm sehr gut absetzen und es würde eine dichte Granulierung vorliegen.

2.5.2.5 pH-Wert, Temperatur, Sauerstoffgehalt und BelüftungsstrategienpH-Wert, Temperatur

In einer Studie haben Yang et al. (2007) den pH-Wertes auf aerob granulierte Biomasse erforscht und dabei herausgefunden, dass bei einem geringen pH-Wert von 3 das Wachstum von pilzartigen Mikroorganismen, in Form von Granula, binnen einer Woche stark ansteigt. Bei einem hohen pH-Wert von 8,1 konnten in vier Wochen Granula mit vorwiegend Bakterienkulturen beobachtet werden. Somit kann durch die Steuerung des pH-Wertes die Art der Mikroorganismen, die sich innerhalb der Granula ansiedeln, beeinflusst werden.

Die biologische Aktivität von Mikroorganismen hängt stark von der Temperatur ab. Bei niedrigen Temperaturen im Winter von unter 12 [°C] wird die Nitrifikation verlangsamt und bei unter 5 [°C] komplett eingestellt. In dieser Diplomarbeit wurden, genau wie bei den meisten Studien zu AGS, alle Versuche bei einer Raumtemperatur von 22 ± 3 [°C] durchgeführt.

Sauerstoffgehalt und Belüftungsstrategien

Über den Sauerstoffgehalt im Reaktor werden die gewünschten Prozesse wie die Nitrifikation und Denitrifikation gesteuert. Durch die Fähigkeit der Granula, auch bei niedriger Sauerstoffkonzentration zu denitrifizieren (SND) muss dieser nicht zwingend abgesenkt werden. Lochmatter et al. (2013) verglichen verschiedene Belüftungsstrategien miteinander; darunter auch eine konstante und eine intermittierende Belüftung, welche in der Tabelle 8 dargestellt sind. Die Zyklusdauer betrug 3 [std] mit einer 60-minütigen anaeroben Beschickung, 112 [min] Belüftung, einer Absetzzeit von 3 [min] und einer Abzugszeit von 5 [min]. Das Austauschvolumen nach jedem Zyklus betrug 50 [%]. Aus dieser Studie geht hervor, dass der optimale Sauerstoffgehalt bei einer konstanten Belüftung und einem gelösten Sauerstoffgehalt von 28 [%] ($\approx 2,5$ mg/L) liegt. Die besten Ergebnisse konnten mit einer intermittierenden Belüftung mit anoxischen Phasen erreicht werden. Die biologische Phosphatentfernung lag bei allen getesteten Einstellungen zwischen 88 und 98 [%]. Chen et

al. (2011) konnten ebenfalls bessere Ergebnisse mit einer intermittierenden Betriebsweise erreichen.

Tabelle 8: Auszug der Untersuchungen von Lochmatter et al. (2013) zum Einfluss der Belüftung auf die Stickstoff- und Phosphorentfernung

Art der Belüftung	Raumbel. [gCSB/L*d]	Nitrifikation [%]	Ges.N-Entfernung [%]	Ges.P-Entfernung [%]
konstant niedriger O ₂ -Gehalt (≈2,5 [mg/L])	1,6	99,4 ± 0,7	61,2 ± 5,2	96,3 ± 3,8
	2,1	99,3 ± 0,8	77,7 ± 2,8	98,3 ± 0,2
Intermittierende (≈ 0 - 5,5 [mg/L])	1,6	93,9 ± 4,5	78,3 ± 2,9	94,9 ± 8,6

In der Tabelle 9 sind O₂-Konzentrationen dargestellt, welche in Untersuchungen von AGS in SBRs angewendet wurden. Mosquera-Corral et al. (2005) hatten verschiedenen Belüftungsstrategien miteinander verglichen. Während der Einlaufphase von 150 Tagen wurde der Sauerstoffgehalt nicht kontrolliert. Der 3 [std] Zyklus wurde mit einer Beschickungszeit von 3 [min], Belüftungszeit von 169 [min], Absetzzeit von [3min] und einer Abzugszeit von 5 [min] betrieben. Nach der Einlaufzeit wurden die SBRs mit folgenden Sauerstoffkonzentrationen getestet: DO 100; 50; 40; 20 und 10 [%]. Dies entspricht einem gelösten Sauerstoffgehalt von circa 9,1; 4,6; 3,6; 1,8 und 0,9 [mg/L]. In dieser Studie war es nicht möglich AGS bei einer Sauerstoffkonzentration unter 3,6 [mg/L] zu stabilisieren. Erst mit einer anaeroben Beschickungsphase wurde es möglich auch bei einem geringen Sauerstoffgehalt die Granulierung aufrecht zu erhalten und zu fördern.

Tabelle 9: Sauerstoffkonzentrationen in SBR-Anlagen mit AGS

Literatur	O ₂ - Konzentration [mg/L]
Mosquera-Corral et al., 2005	9,1; 4,6; 3,6; 1,8; 0,9
De Kreuk et al., 2005b	1,8; 3,6; 9,1
Lochmatter et al., 2013	2,5; 5,4; 7,2;
Van den Akker et al., 2015	1,0 - 1,5
Fang et al., 2015	0,8-1
Dong et al., 2016	2,0-5,0

3 Material und Methodik

3.1 Versuchsaufbau

3.1.1 SBR

Der schematische Aufbau der SBRs ist in der Abbildung 5 dargestellt und ein Foto der SBRs in der Abbildung 6. Beide Behälter bestanden aus Plexiglas. Die Höhe der Behälter betrug 60 [cm], der Durchmesser 14 [cm] und die Stärke 0,5 [cm]. Die Beschickung der Behälter erfolgte 1,5 [cm] über dem Boden ins Schlammbett der Reaktoren und wurde mit einer Schlauchquetschpumpe (WATSON MARLOW QSCI, Type: 323) realisiert. Die Pumpe war mit zwei Köpfen ausgestattet, wodurch beide Reaktoren immer simultan mit der gleichen Pumpe befüllt wurden. Der Ablauf wurde 25 [cm] über dem Boden ausgeführt. Dies entspricht einem Restvolumen von 4 [L] die ständig im Reaktor verblieben. Während der Versuche wurde der Reaktor auf insgesamt 5,5 bis 7 [L] befüllt; somit betrug das Austauschvolumen nach einem Zyklus zwischen 1,5 und 3 [L], je nach Beschickungsmenge. Durch das Öffnen eines Schlauchquetschventils in der Abzugsphase wurde das gereinigte Abwasser aus dem Reaktor abgelassen. Die zeitlichen Vorgaben für die Pumpintervalle und das Magnetventil wurden in einem Programm LOGO! Soft Comfort hinterlegt. Hier konnten ebenso die Sauerstoffkonzentrationen für die Belüftung über das Magnetventil vorgegeben werden. Die Steuerung der Belüftung, des Magnetventils und der Sonden wurde über das Steuergerät realisiert. Die Vorlage für beide Anlagen wurde in 55 [L] Tonnen bereitgestellt.

Der erste SBR wurde mit durchgehend aeroben Bedingungen mit einer Zielkonzentration von 2 [mg/L] betrieben. Hierzu wurde eine Sauerstoffsonde im Reaktor installiert. Über die Steuereinheit wurde ein minimaler und ein maximaler Grenzwert festgelegt.

Die Belüftung des zweiten Reaktors wurde über eine zeitliche Steuerung geregelt. Die Zyklus-, Beschickungs- und Belüftungsdauer wurde bei beiden Reaktoren gleich eingestellt. Somit unterscheidet sich die Betriebsweise nur in der Belüftungsphase. Die aeroben (mit Belüftung) und anoxischen (ohne Belüftung) Phasen wurden in den ersten Tagen aufgrund von Literaturvergleichen gewählt. Im späteren Verlauf wurden zusätzlich Messungen mit Handsonden durchgeführt, um den Betrieb zu optimieren. Zur besseren Durchmischung in den anoxischen Phasen wurde im späteren Verlauf ein Rührer angebracht.

Für beide Reaktoren wurde der gleiche Zulauf verwendet. Der Zulauf war Abwasser der Technischen Universität Wien. Dieses Abwasser wies einen hohen Ammoniumgehalt auf, weil fast nur Toilettenabwässer zugeführt wurden. Um ein repräsentatives kommunales Abwasser für die Untersuchungen zu erzeugen, wurde dieses Abwasser mit der gleichen Menge Wasser verdünnt. Durch die Verdünnung fehlten CSB- und Phosphorquellen, weshalb Zucker, Zitronensäure und K_2HPO_4 zugegeben wurde. Von jedem neuen Zulauf wurde eine Probe entnommen und analysiert. In der letzten Phase war es nicht möglich, hauseigenes Abwasser zu gewinnen. Aus diesem Grund wurde dann auf synthetisches Abwasser zurückgegriffen. Hierzu wurde Leitungswasser mit Zucker, K_2HPO_4 , Zitronensäure und Harnstoff aufbereitet.

Werktäglich wurden die Prozesssonden mit Handsonden auf die richtige Funktion überprüft. Der Sauerstoffgehalt wurde mit einer Hach LDO101 Sauerstoffsonde und HACH HQ40d Auslesegerät überprüft. Der pH-Wert wurde mit dem gleichen Auslesegerät, aber mit einer HACH PHC101 Sonde ausgelesen. War die Differenz zwischen Handsonde und Prozesssonde zu groß, so wurden die Prozesssonden neu kalibriert.

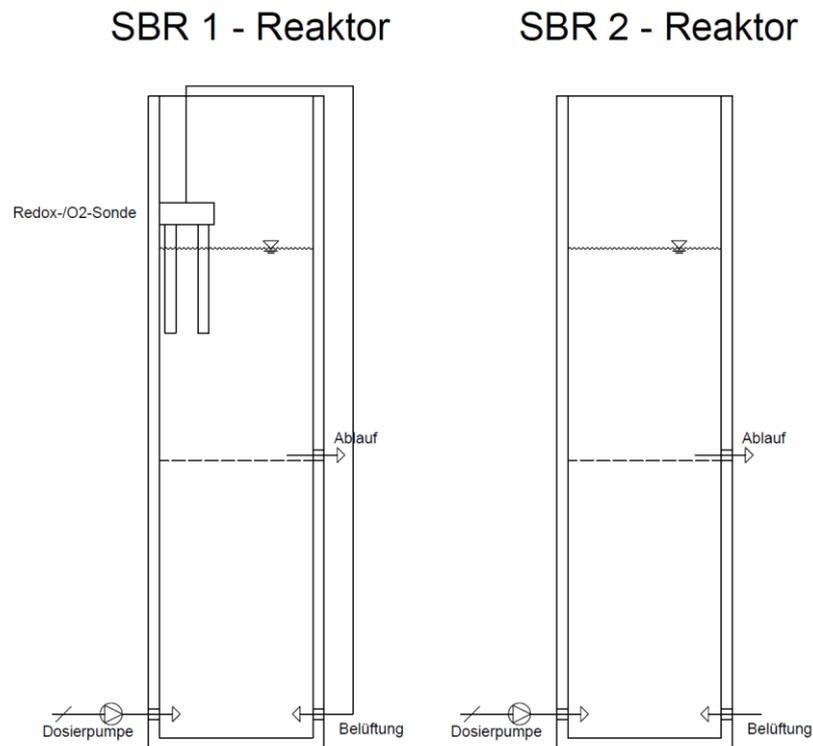


Abbildung 5: Schematische Darstellung der SBRs



Abbildung 6: Foto der beiden SBRs

3.1.2 Kontinuierlich durchflossene Anlage

Die kontinuierlich durchflossene Anlage wurde durchgehend mit Abwasser beschickt. Anders als die beiden SBRs unterliegt sie keinem definierten Zyklus. In der Abbildung 7 ist der schematische Aufbau der Konti dargestellt und in der Abbildung 8 das Foto der gesamten Anlage. Alle Behälter sind räumlich voneinander getrennt und nur über Zufluss oder Abfluss miteinander verbunden. Erfahrungen aus dem SBR-Betrieb sollten hier in die Versuchsplanung einfließen und im kontinuierlichen Betrieb erprobt werden. Der Aufbau der einzelnen Behälter und ihre Funktionsweise wurden wie folgt geplant.

Anaerober Reaktor

Die Geometrie des anaeroben Behälters war die Gleiche wie bei den beiden SBR, jedoch wurde er ständig mit einem Füllstand von 9,7 [L] betrieben. Die Betriebsweise des Reaktors entsprach dabei der anaeroben Beschickungsphase der SBR. Die Befüllung wurde 1,5 [cm] über dem Boden des Reaktors realisiert. Hierzu wurde Abwasser, mit der gleichen Zubereitung wie bei den SBR-Anlagen, aus einer 240 [L] Tonne über eine Schlauchquetschpumpe (ISMATEC SCOLINE VC, Type: ISM913A) gepumpt und mit Rücklaufschlamm und einer zweiten Schlauchquetschpumpe (WATSON MARLOW QSCI, Type: 323) in den Reaktorraum gepumpt. Innerhalb des Reaktors wurde, wie beim SBR2, ein Rührer angebracht, um eine kontinuierliche Durchmischung zu gewährleisten. Im oberen Bereich des Reaktors, 2,5 [cm] unter der Oberkante, wurde ein freier Überfluss zum aeroben Behälter angebracht, womit eine konstante Befüllung von 9,7 [L] gewährleistet wurde. Dieser Reaktor ist für die Ansiedlung der PAOs wesentlich und dient der Rücklösung an Phosphat für die biologische Phosphorentfernung.

Aerober Reaktor

Der aerobe Reaktor bestand aus einem Zylinder aus Plexiglas mit einem Durchmesser von 35 [cm], einer Stärke von 1 [cm] und einer Höhe von 80 [cm]. Auf der Höhe von 62 [cm] wurde ein Auslass angebracht. Die Befüllung betrug bei diesem Füllstand 60 [L]. Im späteren Verlauf wurde das Volumen auf 40 [L] reduziert. In dieser Phase wurde ein Auslass auf einer Höhe von 47 [cm] angebracht. Im Reaktor wurde ein Rührer mit zwei Rotorblättern angebracht, um die Durchmischung des Schlammes in der anoxischen und aeroben Phase zu gewährleisten. Der Rührer wurde konstant betrieben. Über eine Sauerstoffsonde wurde der Sauerstoffverlauf über den gesamten Betriebszeitraum hinweg aufgezeichnet. Die Belüftung des Reaktors erfolgte intermittierend. Ergebnisse aus dem SBR-Betrieb in der aeroben und anoxischen Phase konnten hier implementiert werden. Der Zulauf erfolgte aus dem anaeroben Reaktor über ein freies Gefälle in den Reaktor.

Nachklärung

Der Reaktor für die Nachklärung bestand ebenso aus Plexiglas. Die Abmessungen waren 60 [cm] Höhe, 16 [cm] Durchmesser und eine Wandstärke von 1 [cm]. Der Reaktor diente zur Trennung des Belebtschlammes vom gereinigten Abwasser und zur Rückführung in den anaeroben Reaktor. Um die Ansammlung des Schlammes im Bereich des Bodenauslasses zu gewährleisten wurde eine Schräge im 45 [°] Winkel auf einer Höhe von 15 [cm] realisiert. Der Zulauf wurde auf in einer Höhe von 40 [cm] angebracht; dabei wurde der Reaktor so aufgestellt, dass der Ablauf vom aeroben Reaktor zum Selektionsreaktor auf gleicher Höhe lag. Der Ablauf der Nachklärung wurde 6 [cm] über der Zulauföffnung angebracht, um gezielt nur leichte Partikel aus der Anlage abzuführen. Über das freie Gefälle konnte das gereinigte Abwasser in einen nachgeschalteten Reaktor abgeführt werden.

Abtriebsschlammfang

Der letzte Behälter der kontinuierlich betriebenen Anlage bestand aus einem weiteren Plexiglaszylinder, in dem Schwebstoffe des Ablaufs sedimentierten und somit die Bestimmung des Schwebstoffabtriebs möglich war. Dieser Behälter wurde täglich geleert und diente dem Auffangen und quantifizieren des Schlammabtriebes. Die Schlammmenge wurde an jedem Werktag abgelesen und notiert. Der Behälter wurde dann entleert und für den nächsten Tag bereitgestellt.

folgende Konzentrationen angestrebt: 500 [mg CSB/L], 40 [mg Ges.N/L] und 15 [mg Ges.P/L]. Durch Zugabe von Leitungswasser konnte die $\text{NH}_4\text{-N}$ -Konzentration gesenkt werden, was über die Leitfähigkeit als Ersatzparameters gemessen wurde. Während der gesamten Versuchsdauer wurde das Abwasser im Verhältnis 50:50 verdünnt. Durch die Verdünnung mussten CSB- und Phosphorquellen in Form von Zucker, Zitronensäure und KH_2PO_4 in entsprechender Menge hinzugegeben werden. Hierzu wurde für jede neue Charge zwischen 0,2 und 0,4 [mg/L] von der Zucker-, Zitronensäure- und KH_2PO_4 -Mischung (Verhältnis: 1:1:0,1) hinzugegeben. Als Phosphorquelle wurde KH_2PO_4 in entsprechender Menge hinzugegeben. Von jedem neuen Zulauf wurde eine entsprechende Probe genommen und analysiert.

In der letzten Versuchsphase wurde synthetisches Abwasser zubereitet. Hierzu wurde die Tonne mit Leitungswasser befüllt und aufbereitet. Für je 10 [L] Leitungswasser wurden als CSB-Quelle 2,2 [g] Zucker, 2,2 [g] Zitronensäure, als Stickstoffquelle 0,8 [g] Harnstoff ($\text{CH}_4\text{N}_2\text{O}$) und als Phosphorquelle 0,7 [g] KH_2PO_4 hinzugegeben. Um eine mineralische Quelle bereitzustellen wurde für die SBR-Anlagen an jedem Dienstag und Donnerstag 5 [ml] CaCO_3 , während dem Belüftungszeitraum, in den Reaktor dazu gegeben. Für die kontinuierliche Anlage wurden 50 [ml] ins Belebungsbecken dazu dosiert.

3.2.2 Wartung und Kontrolle der Anlagen, Probenentnahme

Der wöchentliche Ablauf der Beprobung ist in der Tabelle 10 dargestellt. In der Tabelle 11 sind die DIN-Vorschriften für die analytischen Methoden der Bestimmung für die verschiedenen Parameter aufgelistet. Die Anlagen wurden werktäglich gewartet und auf die korrekte Funktionsweise überprüft. Die Messung des Schlammvolumens bei unterschiedlichen Absetzzeiten wurde täglich für alle Anlagen durchgeführt. An jedem Montag und Freitag wurden die Ablauf- und Zulaufschläuche mit Druckluft gereinigt. Die pH-Handsonde wurde täglich kalibriert und zur Überprüfung der Funktionsweise der Prozesssonde genutzt. Die O_2 -Prozesssonde wurde alle zwei Wochen montags kalibriert. Ablaufproben, TS- und oTS-Proben der drei Anlagen wurden dienstags und donnerstags entnommen. Die Reaktorwände wurden täglich mit einem Holzstab und einer Bürste gereinigt.

Tabelle 10: Wöchentlicher Plan der Beprobung

Montag	Dienstag	Mittwoch	Donnerstag	Freitag
Zulauf: CSB, $\text{PO}_4\text{-P}$, $\text{NH}_4\text{-N}$, $\text{NO}_x\text{-N}$, $\text{NO}_2\text{-N}$, Ges.N, Ges.P				
	Ablauf: CSB, $\text{PO}_4\text{-P}$, $\text{NH}_4\text{-N}$, $\text{NO}_x\text{-N}$, $\text{NO}_2\text{-N}$, SS		Ablauf: CSB, $\text{PO}_4\text{-P}$, $\text{NH}_4\text{-N}$, $\text{NO}_x\text{-N}$, $\text{NO}_2\text{-N}$, SS	
	Schlamm: TS, oTS		Schlamm: TS, oTS	
SV _{5,10,30}	SV _{5,10,30}	SV _{5,10,30}	SV _{5,10,30}	SV _{5,10,30}

Tabelle 11: DIN-Vorschriften für die Auswertung der Proben

Parameter	DIN Vorschrift
CSB	DIN 38409-43 und DIN ISO 15705
NH ₄ -N	DIN EN ISO 11732
NO _x -N	DIN EN ISO 13395
NO ₂ -N	DIN EN ISO 13395
PO ₄ -P	DIN EN ISO 6878
Ges. P	DIN EN ISO 6878
Ges. N	DIN EN ISO 11905-1
TS	DIN 38409-1
oTS	DIN EN 12879
SS	DIN 38409-2

In der letzten Phase war das Labor der Technischen Universität Wien aus Urlaubsgründen der Belegschaft geschlossen. In dieser Zeit wurden jedoch alle Proben der Zuläufe und Abläufe weiterhin entnommen und zur Lagerung in einem Kühlschrank bei 4 [°C] aufbewahrt. Die TS- und oTS-Filter wurden bis zur Bestimmung im Trockenschrank gelagert. Die Schwebstoffproben wurden im Gefrierschrank eingefroren.

Um trotzdem Überwachungsparameter für die Optimierung bereitzustellen wurden während dieser Zeit Küvetten Tests zur analytischen Bestimmung von Ammonium (Typ: LCK303) und Nitrat (Typ: LCK339) photometrisch analysiert.

SBR-Anlagen:

Der Ablauf nach jedem Zyklusende wurde in einem 10 [L] Kanister aufgefangen. Für die Probenahme von CSB, Ges.N, Ges.P und NH₄-N Parametern wurde der Ablauf in einen Glasbehälter gefüllt. Nach 5 [min] Sedimentationszeit wurde eine Probe aus der klaren oberen Schicht abgezogen. Die Schwebstoffproben wurden nach dem Befüllen des Glasbehälters und nach reichlicher Durchmischung entnommen. Für die Analyse des TS- und oTS-Gehalts wurde eine Probe von 100 [ml] während der Belüftungsphase, jeweils bei maximaler Befüllung im Reaktor, entnommen.

Kontinuierliche Anlage:

Die Ablaufproben der kontinuierlich durchflossenen Anlage wurden vom Ablauf der Nachklärung entnommen. Die Ablaufproben des anaeroben Reaktors wurden vor dem Zulauf ins Belebungsbecken aufgefangen und gefiltert. Der TS- und der oTS-Gehalt wurde mit einer Probenahme aus dem Belebungsbecken während der Belüftungsphase ermittelt.

3.3 Berechnungsgrundlagen

Der Anlagendurchfluss wurde über die bereitgestellte Abwassermenge vom Vortag im Verhältnis zum Rest in der Tonne des aktuellen Tages ermittelt. Somit ergibt sich der Anlagendurchfluss aus dem Verbrauch an Abwasser vom Vortag (12 Uhr) bis zum aktuellen Tag (12 Uhr). In diesem Sinne wurden die Frachten mit den Konzentrationen des Abwassers am Vortag und den Ablaufkonzentrationen am aktuellen Tag berechnet. Wenn das Abwasser mehrere Tage benutzt wurde und somit die Tonne nicht neu aufgefüllt wurde, dann wurden für alle Tage die gleichen Parameter herangezogen, welche in den Probenahmen ermittelt wurden. Der Abbau der Inhaltsstoffe während der Lagerung wurde vernachlässigt. Die

Ablaufkonzentrationen wurden innerhalb bekannter Werte interpoliert, um einen täglichen Abbau ermitteln zu können.

Die Entfernung von CSB, NH_4 , Ges.N und Ges.P wurde über die Zulauffracht und die Restfracht im Ablauf mit folgenden Formeln berechnet:

$$CSB_{Entfernung,Tag} = \frac{CSB_{Zu,Tag} - CSB_{Ab,Tag}}{CSB_{Zu,Tag}} * 100 [\%] \quad \text{Formel 8}$$

$$\text{NH}_4_{Entfernung,Tag} = \frac{\text{NH}_4_{Zu,Tag} - \text{NH}_4_{Ab,Tag}}{\text{NH}_4_{Zu,Tag}} * 100 [\%] \quad \text{Formel 9}$$

$$\text{Ges. N}_{Entfernung,Tag} = \frac{\text{Ges. N}_{Zu,Tag} - \text{Ges. N}_{Ab,Tag}}{\text{Ges. N}_{Zu,Tag}} * 100 [\%] \quad \text{Formel 10}$$

$$\text{Ges. P}_{Entfernung,Tag} = \frac{\text{Ges. P}_{Zu,Tag} - \text{Ges. P}_{Ab,Tag}}{\text{Ges. P}_{Zu,Tag}} * 100 [\%] \quad \text{Formel 11}$$

Das Schlammalter wurde über das Volumen im Reaktorraum und den TS-Gehalt, sowie der ÜSS-Entnahme und den Schwebstoffen im Ablauf mit folgender Formel berechnet:

$$t_{TS} = \frac{V_{BB} * TS_{BB}}{\text{ÜSS}_{Tag} + g_{SS_{Ablauf}}} [\text{Tage}] \quad \text{Formel 12}$$

Die Raumbelastung wurde mit der täglichen CSB-Fracht, dem täglichen Anlagendurchfluss und dem Füllstand im Reaktor mit folgender Formel berechnet:

$$B_{R,CSB} = \frac{B_{d,CSB}}{V_{Reaktor}} \left[\frac{g_{CSB}}{L * d} \right] \quad \text{Formel 13}$$

Die Schlammbelastung wurde mit der täglichen CSB-Fracht, dem Anlagendurchfluss und dem TS-Gehalt im Belebungsbecken mit folgender Formel berechnet:

$$B_{TS,CSB} = \frac{B_{R,CSB}}{TS} \left[\frac{g_{CSB}}{g_{TS * d}} \right] \quad \text{Formel 14}$$

Der Schlammindex wurde mit dem Verhältnis des Absetzvolumens nach 30 [min] und dem TS-Gehalt im Belebungsbecken mit folgender Formel berechnet:

$$SVI = \frac{SV_{30}}{TS} \left[\frac{ml}{g} \right] \quad \text{Formel 15}$$

Die Verhältnisse der Schlammvolumen von 5 zu 30 [min] und 10 zu 30 [min] wurden mit folgenden Formeln berechnet:

$$\frac{SV_{10}}{SV_{30}} [-] \quad \text{Formel 16}$$

$$\frac{SV_5}{SV_{30}} [-] \quad \text{Formel 17}$$

4 Darstellung der Ergebnisse

4.1 SBR-Anlagen

Alle Versuche wurden mit einer Versuchsdauer von 125 Tagen, vom 14.04.2016 bis zum 16.08.2016, durchgeführt. Vor dem Beginn dieser Versuchsreihe wurden die SBRs in Betrieb genommen und vom 29.02.2016 bis zum 14.04.2016 eingefahren. Dabei wurden für beide SBR-Anlagen 2 [L] Belebtschlamm aus einer nahegelegenen Kläranlage und 2 [L] AGS aus vorherigen Untersuchungen einer SBR-Anlage der Technischen Universität Wien verwendet.

4.1.1 Betriebseinstellungen

Die SBR1-Anlage mit konstantem Sauerstoffbereich:

In der Tabelle 12 sind die Betriebseinstellungen für den SBR1 zusammengefasst. Der SBR1 wurde während der Belüftungsphase bei durchgehend aeroben Bedingungen betrieben. Es gab somit keine anaeroben oder anoxischen Phasen. Der Sauerstoffbereich wurde zwischen $1,5 \pm 4$ und $2,6$ [mg/L] ± 11 [%] eingestellt. Über den gesamten Zeitraum von 125 Tagen wurde der Zyklus mit 4 Stunden betrieben und eine Abzugszeit von 4 [min] eingestellt. Zwischen den einzelnen Zyklen gab es keine Pausen, so dass pro Tag 6 Zyklen durchlaufen werden konnten. Die gesamte Versuchsdauer wurde in 4 Phasen unterteilt.

In der ersten Phase wurde 60 [min] anaerob beschickt, 174 [min] durchgehend belüftet sowie eine Absetzzeit von 2 [min] und eine Abzugsdauer von 4 [min] eingestellt. Durch eine Betriebsstörung am 29ten Tag wurde der Rest der ersten Phase nicht ausgewertet. In der zweiten Phase wurde die Absetzzeit auf 3 [min] erhöht. Ab dem 69ten Tag wurde die Absetzzeit nochmal auf 5 [min] erhöht und ab dem 78ten Tag auf 10 [min] verlängert. Die Erhöhungen war aufgrund von hohen Schwebstoffkonzentrationen im Ablauf notwendig. Diese lagen teilweise bei 60- 90 [mg/L]. In der dritten Phase wurde die anaerobe Beschickung auf 90 [min] erhöht. Für die vierte Phase wurde auf synthetisches Abwasser zurückgegriffen.

Tabelle 12: Betriebseinstellungen des SBR1 mit durchgehend aeroben Bedingungen

Versuchstage	1	2			3	4
		2a	2b	2c		
Tage	1-41	42-68	69-78	79-83	84-106	107-125
Zykluslänge [min]	240	240			240	240
Anaerobe Beschickung [min]	60	60			90	90
Belüftung [min]	174	173	171	166	136	136
Absetzen [min]	2	3	5	10	10	10
Abzug [min]	4	4			4	4
Belüftung, O ₂ -Konz. [mg/L]	durchgehend aerobe Bedingungen, $1,5 \pm 4$ [%] bis $2,6 \pm 11$ [%]					
Art des Zulaufs	Aufbereitetes Abwasser der TU-Wien					Synthetisch

Der SBR2 mit intermittierender Belüftung:

In der Tabelle 13 sind die Betriebseinstellungen für den SBR2 zusammengefasst. Der SBR2 wurde während der Belüftungsphase intermittierend, d.h. mit Belüftungspausen betrieben um sowohl aerobe, als auch anoxische Bedingungen für die Mikroorganismen bereit zu stellen. Die Zyklusdauer und die Abzugszeit wurden mit der gleichen Dauer betrieben wie der SBR1. Die gesamte Versuchsdauer wurde, auch hier, in 4 Phasen unterteilt.

In der ersten Phase wurde 60 [min] anaerob beschickt, 174 [min] belüftet sowie eine Absetzzeit von 2 [min] und eine Abzugszeit von 4 [min] eingestellt. Es wurde jeweils 10 [min] belüftet und 10 [min] Pause eingestellt. In der zweiten Phase wurde die Absetzzeit auf 3 [min]

und später auf 10 [min] erhöht. In der dritten Phase wurde die anaerobe Beschickung auf 90 [min] erhöht und von Tag 99 bis 106 jeweils 3 [min] belüftet und 5 [min] Pause eingestellt. In der vierten Phase wurde synthetisches Abwasser verwendet und von Tag 107 bis 110 jeweils 5 [min] belüftet und 3 [min] Pause eingestellt. Ab dem 111ten Tag bis zum Ende der Phase wurde nochmal auf 4 [min] belüften und 4 [min] Pause umgestellt. Die Belüftungsintervalle mussten so eingestellt werden, dass vollständig nitrifiziert und bestmöglich denitrifiziert werden konnte.

Tabelle 13: Betriebseinstellungen des SBR2 mit intermittierender Belüftung

Versuchstage	1	2	3		4	
			3a	3b	4a	4b
Tage	1-48	49-83	84-98	99-106	107-110	111-125
Zykluslänge [min]	240	240	240	240	240	
Anaerobe Beschickung [min]	60	60	90		90	
Belüftung [min]	174	173	136		136	
Absetzen [min]	2	3-10	10		10	
Abzug [min]	4	4	4		4	
Belüftungsintervalle [min]	10-Belüften/10-Pause			3min/5min	5min/3min	4min/4min
Art des Zulaufs	Aufbereitetes Abwasser der TU-Wien					Synthetisch

4.1.2 Abwasserbeschaffenheit

In der Tabelle 14 sind die Nährstoffkonzentrationen im Zulauf der beiden SBR-Anlagen für die einzelnen Phasen dargestellt. Es ist jeweils ein Mittelwert in [mg/L] und eine Abweichung zum Mittelwert in [%] angegeben. Die Abweichung ergab sich dabei aus den Tagesschwankungen der CSB- und Nährstoffkonzentrationen im verwendeten Abwasser der technischen Universität Wien.

In der ersten Phase lag die CSB-Konzentration für beide Anlagen zwischen 350 und 380 [mg/L] und die Abweichung zwischen 28 und 42 [%]. Der Mittelwert für die PO₄-P-Konzentration lag bei 8 [mg/L] mit 45 [%] Abweichung bei beiden Zuläufen. Die Ges.P-Konzentration lag bei 10 [mg/L] mit einer Abweichung von 36 [%]. Die Ges.N-Konzentration lag zwischen 40 und 43 [mg/L] mit einer Abweichung von 39 [%].

In der zweiten Phase wurde die CSB-Konzentration im SBR1 auf 511 [mg/L] und die im SBR2 auf 416 [mg/L] erhöht. Die Abweichung konnte durch die Optimierung der Zubereitung des Zulaufs auf 35 bis 37 [%] gesenkt werden. Die Konzentrationen von Phosphor und Stickstoff blieben unverändert.

In der dritten Phase war der Anteil von Ammonium im Abwasser um ungefähr die Hälfte gefallen. Alle anderen Konzentrationen blieben auf gleichem Niveau.

Aufgrund der Semesterferien und dem sich dadurch ergebenden geringen Abwasseranfall wurde in der vierten Phase synthetisches Abwasser verwendet. Dadurch konnten die Schwankungen der Konzentrationen minimiert werden. Das Abwasser wies in dieser Phase eine konstante Beschaffenheit auf. Die Abweichung in der CSB- und PO₄-P-Konzentration konnte um etwa die Hälfte gesenkt werden. Die CSB-Konzentration lag bei 355 [mg/L] ± 19 [%], die Ges.P-Konzentration lag bei 17 [mg/L] ± 24 [%], die PO₄-P-Konzentration lag bei 17 [mg/L] ± 2 [%], die Ges.N-Konzentration bei 41 [mg/L] ± 25 [%] und die NH₄-N-Konzentration bei 20 [mg/L] ± 68 [%].

Tabelle 14: Mittlere CSB- und Nährstoffkonzentrationen sowie Standardabweichungen für den Zulauf von den SBRs

		CSB	PO ₄ -P	NH ₄ -N	Ges.N	Ges.P
		MW [mg/L] ± Abw. [%]				
Phase 1	SBR1	380 ± 42	8 ± 47	24 ± 65	40 ± 39	10 ± 36
	SBR2	356 ± 28	8 ± 45	27 ± 60	43 ± 39	10 ± 36
Phase 2	SBR1	511 ± 35	8 ± 33	26 ± 58	47 ± 41	11 ± 29
	SBR2	426 ± 37	8 ± 41	26 ± 60	45 ± 40	10 ± 34
Phase 3	SBR1	470 ± 34	8 ± 31	12 ± 51	34 ± 30	10 ± 34
	SBR2	478 ± 32	8 ± 30	12 ± 52	40 ± 29	10 ± 33
Phase 4	SBR1	355 ± 19	17 ± 2	20 ± 68	41 ± 25	17 ± 24
	SBR2	355 ± 19	17 ± 2	20 ± 68	41 ± 25	17 ± 24

4.1.3 Schlammvolumen und Absetzverhalten

In der Abbildung 9 und Abbildung 10 ist der SVI, SV_5/SV_{30} und SV_{10}/SV_{30} der SBR-Anlagen über die gesamte Versuchsdauer dargestellt.

In der ersten Phase lag der SVI für beide SBR-Anlagen bei über 80 [ml/g]. Bis zum 31ten Tag konnte dieser Wert verbessert werden, so dass der SBR1 einen SVI von 33 [ml/g] aufwies und der SBR2 einen Wert von 52 [ml/g] erreichen konnte. Die starke Selektion über die Absetzzeit von nur 2 [min] hat dazu geführt, dass nur die gut granulierten und dichten Granula im Reaktor verblieben, was sich positiv auf die Absetzeigenschaften des Schlammes ausgewirkt hatte. Bis zum Ende der Phase hatten sich die Absetzeigenschaften des Schlammes im SBR2 weiter verschlechtert, so dass sich zu diesem Zeitpunkt ein SVI von 98 [ml/g] eingestellt hatte. Während der ersten Phase lag das Verhältnis von SV_{10}/SV_{30} , bei beiden Anlagen größtenteils nahe 1. Der SV_5/SV_{30} lag bei beiden SBRs zwischen 1 und 1,2. Der TS-Gehalt, in Abbildung 11 dargestellt, lag bei beiden SBR-Anlagen am Anfang bei 1,8-2,0 [g/L]. Durch die starke Selektion der Biomasse, die durch die Absetzzeit von 2 [min] hergestellt wurde, ging ein Teil der Biomasse über die Schwebstoffe im Abfluss verloren. Beim SBR1 ging innerhalb der ersten 5 Tage die Hälfte der Biomasse verloren, wodurch Schlamm aus einer bestehenden Anlage zugeführt werden musste. Im SBR2 musste nach dem 13ten Tag Belebtschlamm zugeführt werden. Zu diesem Zeitpunkt musste gleichzeitig auch nochmal beim SBR1 Schlamm zugeführt werden. Der TS-Gehalt wurde in dieser Zeit in einem Bereich von 0,9 und 2 [g/L] gehalten. Die Schwebstoffkonzentrationen im Ablauf lagen in dieser Phase bei beiden Anlagen zwischen 60 und 90 [mg/g]. Durch eine Betriebsstörung im SBR1 am 29ten Tag wurde der Rest der ersten Phase nicht für die Bewertung dieser Anlage herangezogen. In der Abbildung 13 sind die mikroskopischen Aufnahmen der Granula am 34ten Versuchstag abgebildet. Eine kompakte und flockige Struktur des Belebtschlammes ist gut zu erkennen. Die dunklen Stellen weisen auf anaerobe und anoxische Zonen hin, welche für die Denitrifikanten und die PAOs wesentlich sind. Die Aufnahmen haben zudem gezeigt, dass der Schlamm aus dem SBR1 durch die Betriebsstörung nicht nachhaltig negativ beeinflusst wurde.

In der zweiten Phase wurde die Absetzzeit von 2 auf 3 [min] erhöht. In dieser Phase wurde beim SBR2 zusätzlich ab dem 70ten Tag die Absetzzeit auf 5 [min] und ab dem 79ten Tag auf 10 [min] erhöht. Dadurch wurde der Selektionsdruck reduziert, so dass auch Belebtschlammflocken mit einer langsameren Sinkgeschwindigkeit im Reaktor verbleiben konnte. Der TS-Gehalt hatte sich bei beiden Anlagen innerhalb von 15 Tagen mehr als verdoppelt. In dieser Phase blieb der SVI beim SBR1 konstant zwischen 52 am 45ten Tag und 77 [ml/g] am 59ten Tag. Der SBR2 konnte von Tag 66 bis zum Tag 80 eine leichte Verbesserung

bis zu einem SVI von 75 [ml/g] erreicht werden. Gleichzeitig reduzierten sich auch die Schlammvolumenverhältnisse wobei diese jedoch weiterhin auf einem hohen Niveau blieben. In der gleichen Zeit hatte sich der TS-Gehalt teilweise vervierfacht. Aufgrund der verlängerten Absetzzeit wurde zudem mehr flockiger Schlamm im Reaktor gehalten, welcher eine geringere Absetzgeschwindigkeit aufweist und in der Folge das SV_5/SV_{30} sowie SV_{10}/SV_{30} -Verhältnis erhöht hat.

In der dritten Phase verschlechterte sich der Schlammindex des SBR1 von anfangs 74 auf 85 [ml/g] am Ende der Phase. Der Schlammindex des SBR2 hatte sich über die gesamte Versuchsphase bis auf Werte von über 160 [ml/g] verschlechtert. Es wurden Fadenbakterien (Typ 021N) in der Anlage festgestellt. Für diese fadenförmigen Bakterien sind ein geringer Sauerstoffgehalt, der Einsatz eines Rührers und das bevorzugte Wachstum bei geringen Belastungen charakteristisch. Der Rührer erhöht den Kontakt zwischen der Biomasse und dem Substrat. Das Mischen verringert den Substratgradienten, der im plug flow betrieb üblicherweise sehr hoch ist. In diesem Zeitraum wurde das Belüftungsintervall von 10 [min] Belüftung und 10 [min] Pause auf 3 [min] Belüftung und 5 [min] Pause geändert. In der Abbildung 12 ist die Sauerstoffkonzentration innerhalb eines Zykluses am 106ten Versuchstag des SBR2 abgebildet. Auffällig ist der Drift des Sauerstoffbereiches, von maximal 1,5 auf über 3 [mg/L], innerhalb des 4 Stunden-Zyklus. Durch die geringe Belastung am Ende des Zyklus reduziert sich die Zehrung, sodass sich höhere Konzentrationen ergeben. Da ein möglichst konstanter Sauerstoffgehalt angestrebt wurde, musste die Belüftung in der vierten Phase auf 5 [min] Belüftung und 3 [min] Pause geändert werden, um auch am Anfang der Belüftung einen höheren Sauerstoffgehalt zu erreichen. Zudem wurde die anaerobe Beschickungsdauer ab dem 84ten Tag von 60 auf 90 [min] erhöht. Dadurch wurde die Belüftungsdauer der beiden Anlagen um 30 [min] reduziert. Durch die kürzere Belüftungsphase wurde das Wachstum der fadenförmigen Bakterien womöglich zusätzlich verstärkt. Die Verhältnisse von SV_{10}/SV_{30} verschlechterten sich bei beiden Anlagen von nahe 1 auf circa 1,3 beim SBR1 und auf etwa 1,7 im SBR2. Auch das Verhältnis von SV_5/SV_{30} stieg von circa 1,5 auf 2,4 bei dem SBR2 und von 1,2 auf 1,7 beim SBR1. Im gleichen Zeitraum stieg der TS-Gehalt im SBR1 sehr stark an, so dass ein Anstieg von 1,5 auf 3,7 [g/L] beobachtet werden konnte. Der SBR2 wies einen Anstieg von 1,1 auf über 2,0 [g/L]. Durch die erhöhte Absetzzeit auf 10 [min] fand womöglich eine zu geringe Selektion statt was zu einer Erhöhung des flockigen TS-Anteils geführt hatte.

In der vierten Phase wurde nur noch synthetisches Abwasser verwendet. Die Absetzzeit blieb weiterhin bei 10 [min]. Der SVI des SBR2 hatte sich mit über 160 [ml/g] noch weiter verschlechtert. Die Fäden verhinderten vermutlich, dass sich der Schlamm schneller absetzen konnte. Im gleichen Zeitraum war der SBR1 nicht von Fäden befallen und konnte gute Absetzeigenschaften aufweisen. Der SVI lag am Ende der Untersuchungen bei unter 60 [ml/g]. Die Verhältnisse lagen beide bei nahe 1. Der TS-Gehalt des SBR1 wurde über eine ÜSS-Entnahme am Tag 118 von 3,5 auf 2,5 [g/L] reduziert. Der TS-Gehalt des SBR2 lag am Ende der Phase bei circa 1,7 [g/L].

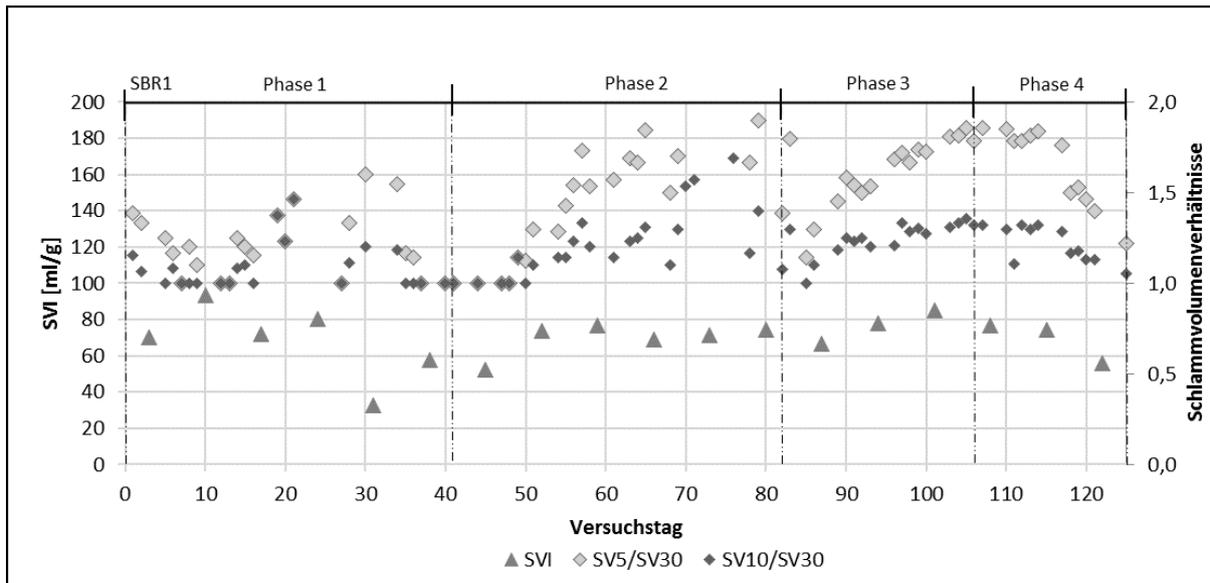


Abbildung 9: SVI, SV_5/SV_{30} und SV_{10}/SV_{30} des SBR1

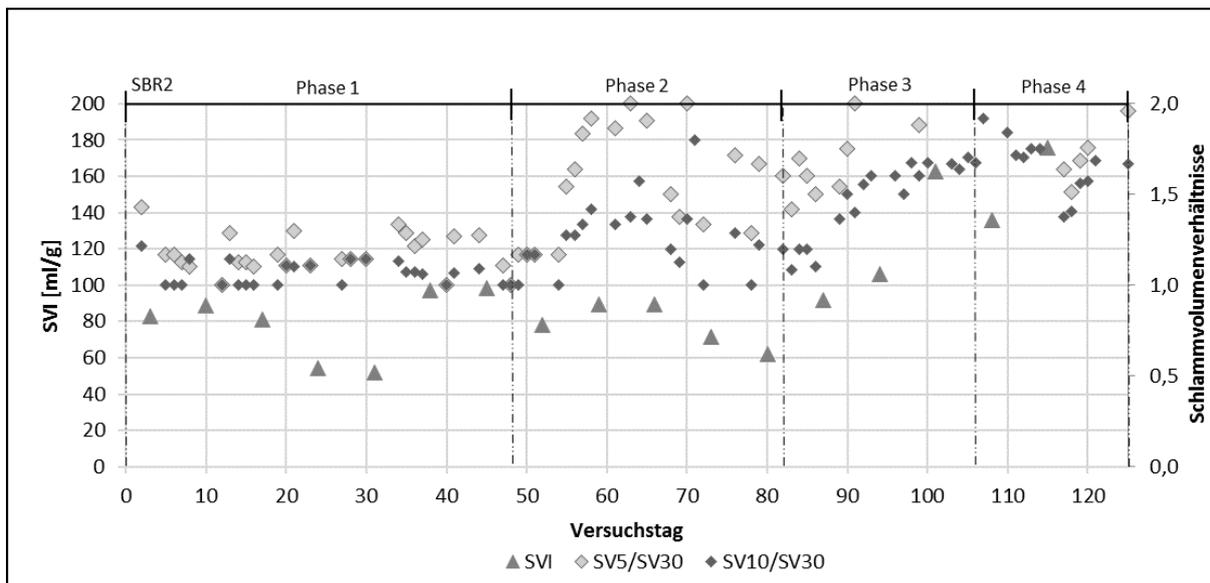


Abbildung 10: SVI, SV_5/SV_{30} und SV_{10}/SV_{30} des SBR2

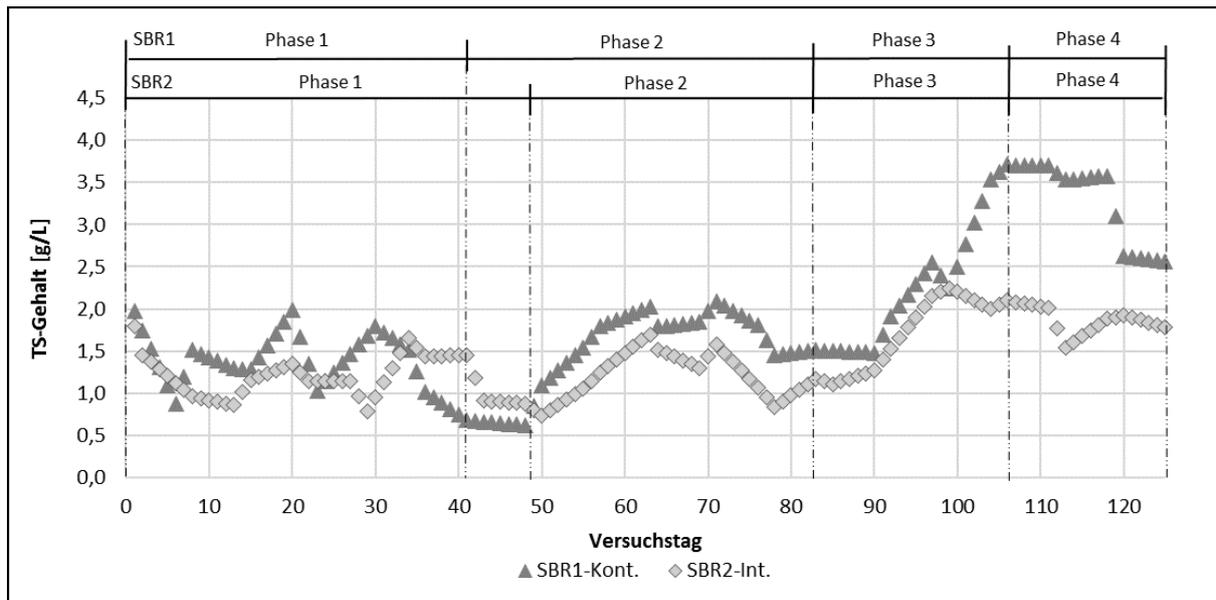


Abbildung 11: TS-Gehalte der SBRs über den gesamten Versuchszeitraum

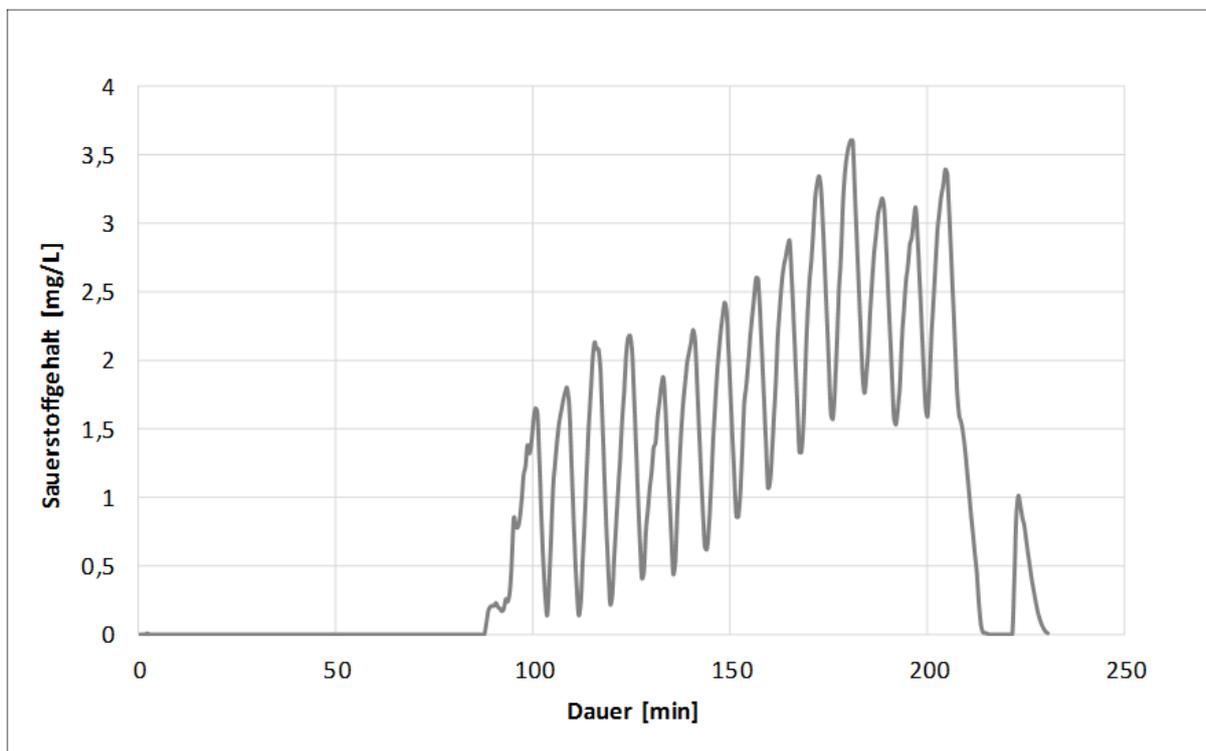


Abbildung 12: Exemplarisches Beispiel eines Zyklus des SBR2 mit intermittierender Belüftung am 106ten Versuchstag

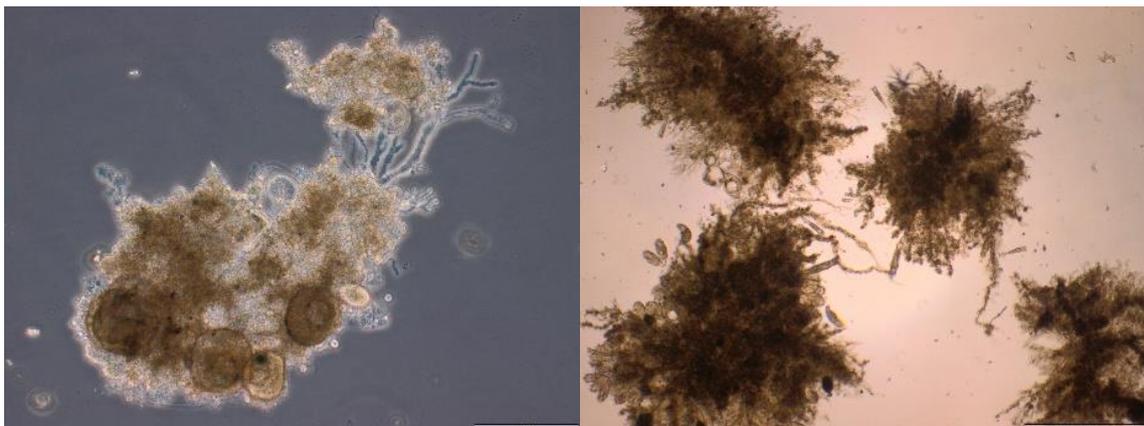


Abbildung 13: Mikroskopische Aufnahme der Granula des SBR1 vom Tag 34 (links), Mikroskopische Aufnahme der Granula des SBR2 vom Tag 34 (rechts)

4.1.4 Raumbelastung, Schlammbelastung und Schlammalter

In der Abbildung 14 und Abbildung 15 sind die Schlamm- und Raumbelastungen der SBRs dargestellt. Das Schlammalter der Anlagen wird in der Abbildung 16 aufgezeigt. Abbildung 17 und Abbildung 18 zeigen den Anlagendurchsatz der SBRs.

In der ersten Phase lag die Raum- und Schlammbelastung für die beiden SBR-Anlagen größtenteils zwischen 1,5 am ersten Tag und circa 0,2 am 25ten Tag [gCSB/(L*Tag)] [gCSB/(gTS*Tag)]. Der Anlagendurchfluss betrug von Tag 1 bis 15 zwischen 15 und 17 [L/Tag]. Durch den Ausfall der Pumpe an Tag 16 reduzierte sich der Anlagendurchsatz von 17 auf 9 [L/Tag]. Die Raum- und Schlammbelastung reduzierte sich auf unter 0,5 [gCSB/(L*Tag)] [gCSB/(gTS*Tag)]. In der restlichen Zeit dieser Phase konnte an Tag 30 nochmal ein Anstieg auf circa 1 [gCSB/(L*Tag)] [gCSB/(gTS*Tag)] beobachtet werden. Auch hier werden ab dem 29ten Tag die Ergebnisse aus dem SBR1 nicht für die Auswertung herangezogen. Das Schlammalter in der ersten Phase lag beim SBR2 bei zwischen 2 und 28 [Tage]. Die hohen Schwebstoffkonzentrationen im Ablauf verhinderten eine Stabilisierung auf einen Wert von über 10 [Tage]. Der SBR1 wies ein Schlammalter zwischen 3 und 10 [Tage] auf. Durch die schwankende Beschaffenheit des Abwassers aus dem Universitätsgebäude war es schwierig eine konstante Zulaufkraft bereit zu stellen. Auch auf Kläranlagen schwankt die Zulaufkraft aufgrund vom Tagesgang und den Wetterbedingungen stark. Die Schwankungen in der Schlammbelastung ergaben sich aus den schwankenden TS-Gehalten, die sich aufgrund immer wieder erhöhten Schwebstoffkonzentrationen ergaben.

In der zweiten Phase wurden beide Anlagen mit circa 17 [L/Tag] beschickt, außer von Tag 55 bis 61 an denen nur 8-10 [L/Tag] beschickt wurden. Durch betriebliche Störungen konnte in dieser Phase noch kein konstanter Durchfluss über den gesamten Zeitraum hergestellt werden. Die Änderung der Absetzzeit in der zweiten Phase konnte den TS-Gehalt wieder erhöhen.

In der dritten Phase wurden in den SBRs 10-12 [L/Tag] beschickt. Die Raumbelastung lag zwischen 0,4 und 1,2 [gCSB/(L*Tag)]. Durch die Erhöhung des TS-Gehalts bis Tag 95 fiel die Schlammbelastung auf 0,2 [gCSB/(gTS*Tag)]. Durch die Reduktion des TS-Gehalts wurde danach wieder eine Schlammbelastung von 0,5 [gCSB/(gTS*Tag)] erreicht. Das Schlammalter wies in der dritten Phase eine hohe Streuung der Werte auf. Das Schlammalter des SBR1 lag zwischen 17 und 35 [Tage] am Ende der Phase. Das Schlammalter lag bei über 40 [Tage].

In der vierten Phase, unter der Verwendung von synthetischem Abwasser, war es möglich die Raumbelastung konstant zu halten. Die Raumbelastung betrug am Anfang der Phase 1 [gCSB/(L*Tag)] und senkte sich bis zum Ende auf 0,6 [gCSB/(L*Tag)] für beide Anlagen ab. Die Schlammbelastung lag zwischen 0,2 und 0,5 [gTS/(L*Tag)] für beide SBRs. Das Schlammalter lag am Anfang bei über 30 [Tage] und am Ende der Phase bei 10 bis 17 [Tage].

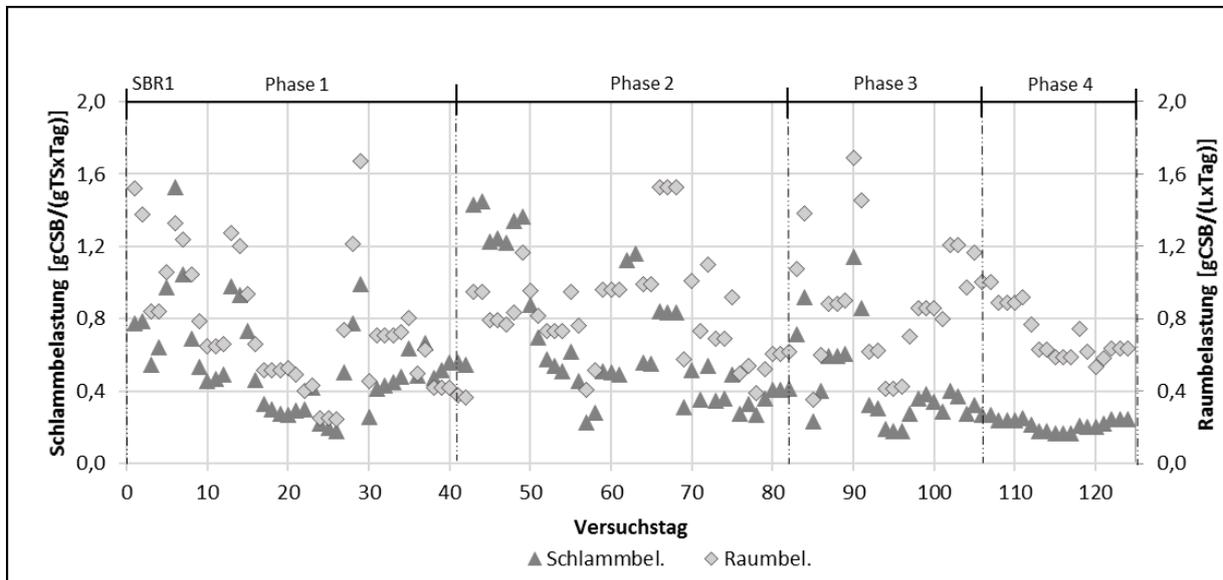


Abbildung 14: Schlamm- und Raumbelastung des SBR1

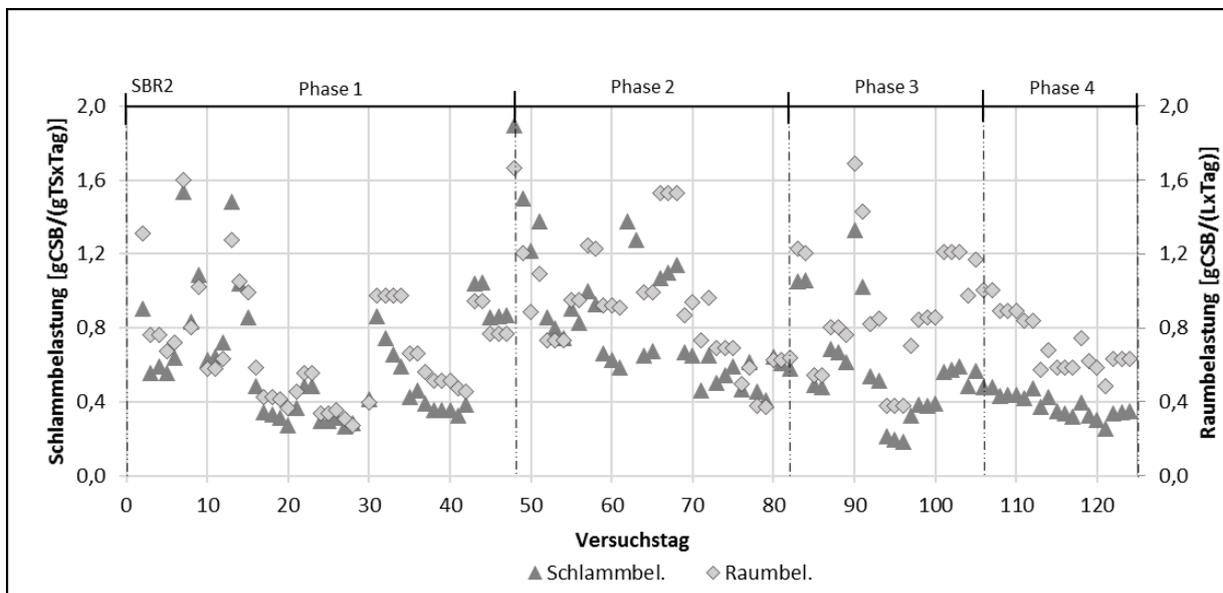


Abbildung 15: Schlamm- und Raumbelastung des SBR2

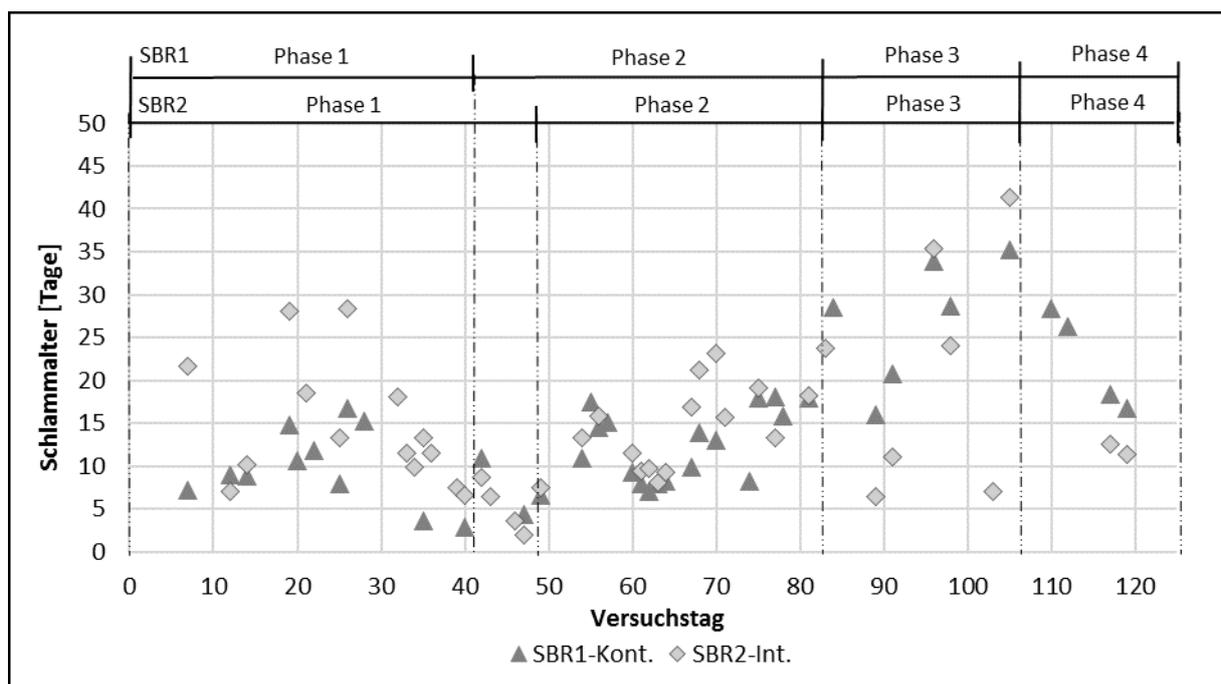


Abbildung 16: Schlammalter der SBRs

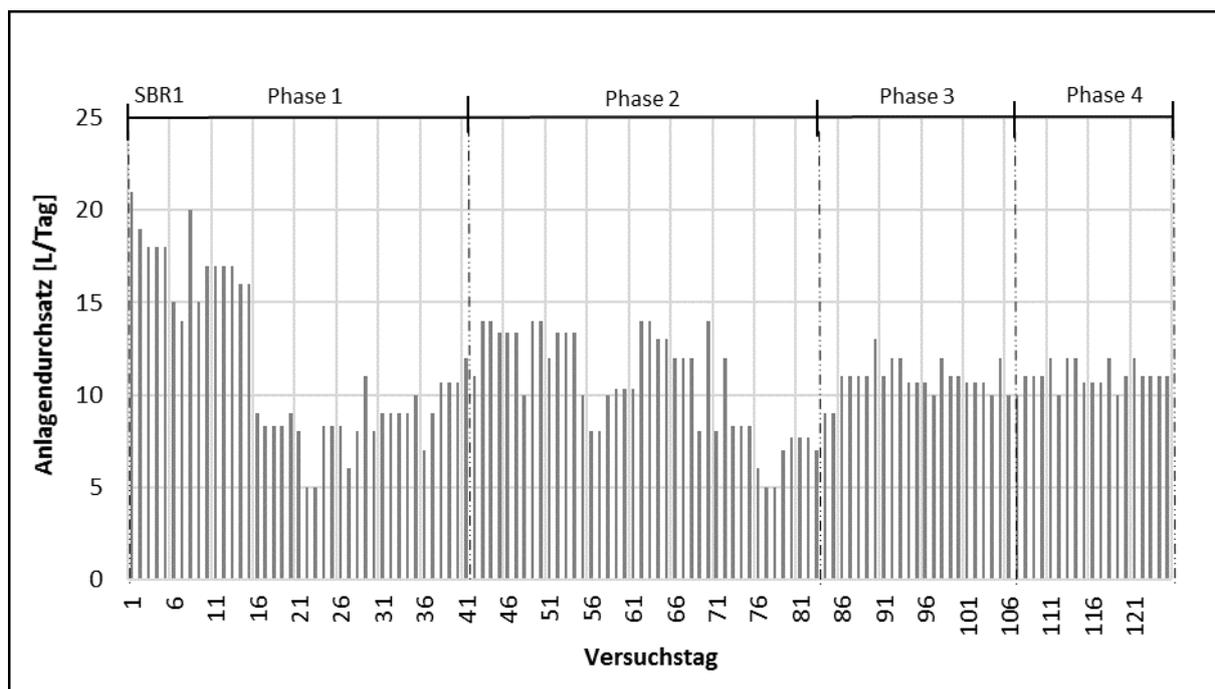


Abbildung 17: Anlagendurchsatz des SBR1

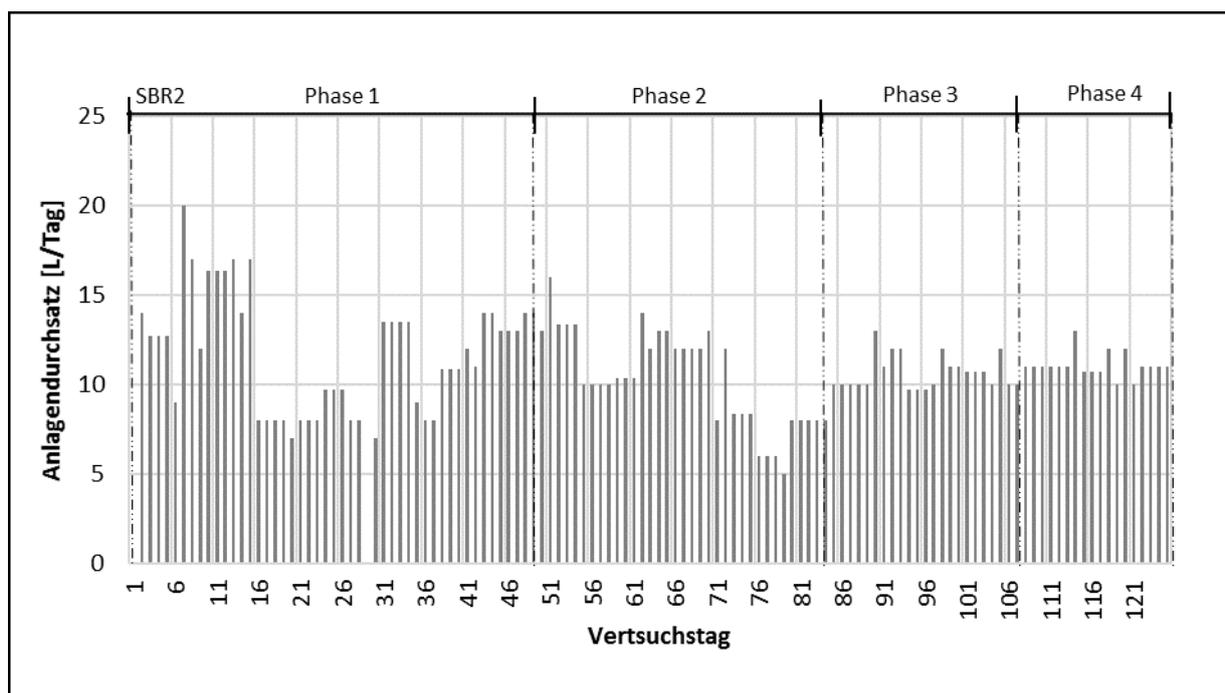


Abbildung 18: Anlagendurchsatz des SBR1

4.1.5 Kohlenstoff- und Stickstoffentfernung

In Abbildung 19 ist die CSB-Entfernung des SBR1 dargestellt. Die CSB-Entfernung des SBR2 wird in der Abbildung 20 abgebildet. Abbildung 21 zeigt die Nitrifikationsleistung des SBR1 und Abbildung 22 die des SBR2. Die Entfernung vom Ges.N ist, für den SBR1, in der Abbildung 23 dargestellt sowie in Abbildung 24 für den SBR2.

In der ersten Phase lag die CSB-Entfernung und die Nitrifikationsleistung von Tag 1 bis Tag 6 bei über 90 [%]. Ab dem Tag 7 bis zum Tag 12 konnte eine stetige Abnahme der CSB-Entfernung auf 67 [%] beobachtet werden und auch die Nitrifikationsleistung wurde unbeständiger. Erhöhte Ammonium Konzentrationen im Ablauf verdeutlichen, dass die Nitrifikation nicht vollständig abgeschlossen werden konnte. Es kann angenommen werden, dass die Biomassenkonzentration für die vollständige Nitrifikation nicht ausreichend war. Ab dem 20ten Tag konnte beim SBR2 wieder ein Anstieg der Nährstoffentfernungen beobachtet werden. Beim SBR1 hatte sich die Ges.N-Entfernung kontinuierlich verschlechtert. Der SBR2 konnte am Ende der Phase eine CSB-Entfernung von 90 [%] aufweisen. Von Tag 30 bis Tag 41 konnte das Ammonium im SBR2 vollständig nitrifiziert werden und die Ges.N-Entfernung lag größtenteils bei über 50 [%]. Insgesamt war die CSB- und Nährstoffentfernung in dieser Phase noch sehr unbeständig.

In der zweiten Phase lag die CSB-Entfernung bei beiden Anlagen zwischen 80-90 [%]. Das Ammonium konnte beim SBR1 von Tag 52 bis 60 restlos verbraucht werden. Die Ges.N-Entfernung erhöhte sich während der Phase von 9 [%] am 42ten Tag auf 74 [%] am 58ten Tag. Durch die Betriebsstörung am 29ten Tag wurde der Rest der Phase nicht ausgewertet. Die Nährstoffentfernungen des SBR2 verschlechterten sich in dieser Phase zunehmend. Insgesamt wird angenommen, dass das Belüftungsintervall von 10 [min] belüften und 10 [min] Pause eine zu lange anaerobe Phase hatte wodurch das Ammonium nicht zuverlässig nitrifiziert werden konnte. Ein wichtiger Faktor für die Granulierung ist die Scherbeanspruchung der aufsteigenden Luftblasen mit dem Belebtschlamm und es scheint, als ob eine Belüftung alle

10 [min] nicht ausreicht, um die Granulierung zu fördern. Aufgrund der langen nicht belüfteten Phasen kann zudem von einer fehlenden Durchmischung ausgegangen werden, die zu einem unzureichenden Kontakt zwischen der Biomasse und dem Abwasser geführt haben könnte. In der nächsten Phase wurden die Belüftungsintervalle verkürzt, so dass öfter belüftet wurde, um die Beanspruchung und die Durchmischung zu erhöhen.

In der dritten Phase wurde die anaerobe Beschickungsdauer von 60 auf 90 min verlängert. Die CSB-Entfernung lag in diesem Zeitraum im SBR1 bei über 90 [%] und beim SBR2 fiel die Entfernung von 90 [%] auf 54 [%] am 89ten Tag. Bis zum 97ten Tag konnte wieder eine Entfernung von 94 [%] erreicht werden. Das Ammonium im SBR1 wurde über die gesamte Dauer restlos verbraucht. In diesem Zeitraum lagen die Ges.N-Entfernungen bei den SBR-Anlagen zwischen 70-80 [%]. Beim SBR2 schwankte die Nitrifikationsleistung zwischen 17 und 100 [%]. Es wird angenommen, dass die Verlängerung der anaeroben Beschickungszeit zu einer unzureichenden Belüftung geführt hatten und die Nitrifikation dadurch limitiert wurde. Deswegen wurde in der nächsten Phase die Belüftungszeit erhöht und die Dauer der Pause reduziert.

In der vierten Phase wurde synthetisches Abwasser verwendet. Die CSB-Entfernung lag bei beiden Anlagen bei über 90 [%]. Das Ammonium konnte im SBR1 noch immer restlos verbraucht werden und beim SBR2 konnte eine Verbesserung von 77 auf 98 [%] verzeichnet werden. Die Ges.N-Entfernung hat sich bei beiden Anlagen über den gesamten Zeitraum zunehmend verschlechtert.

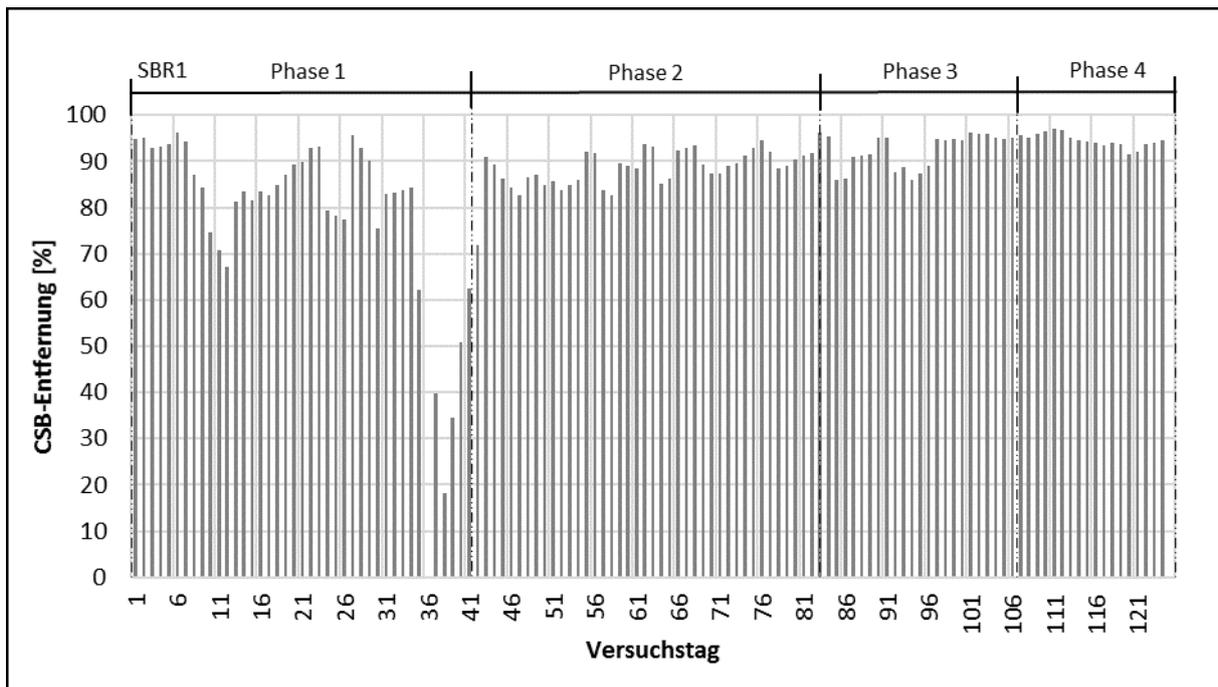


Abbildung 19: CSB-Entfernung des SBR1

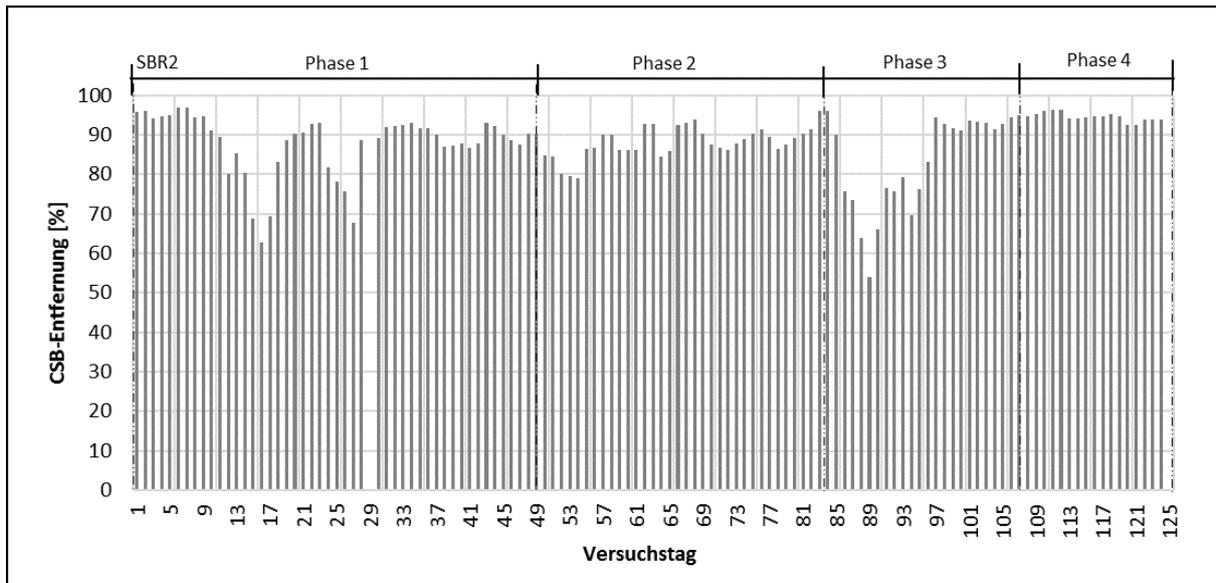


Abbildung 20: CSB-Entfernung des SBR2

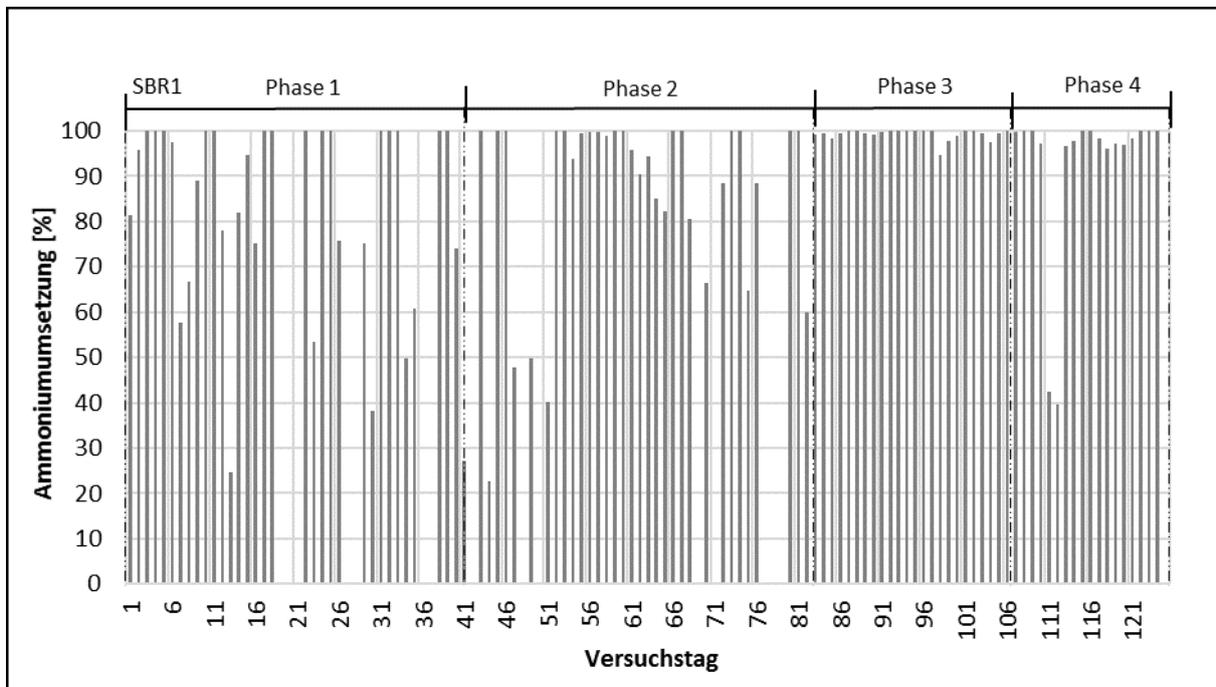


Abbildung 21: Ammoniumumsetzung des SBR1

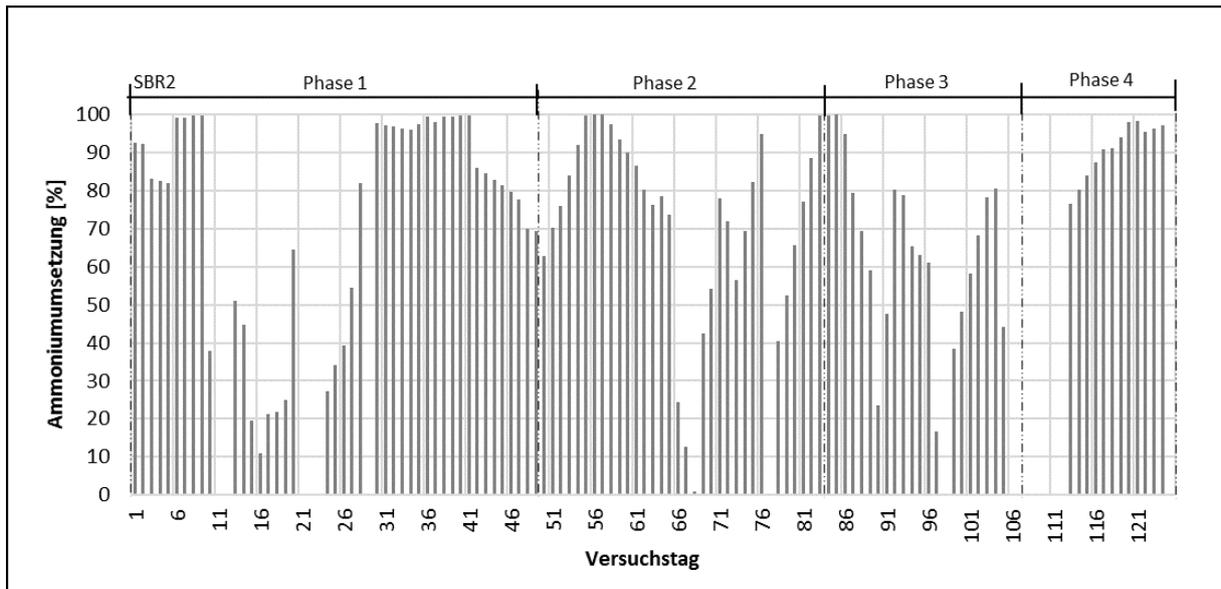


Abbildung 22: Ammoniumumsetzung des SBR2

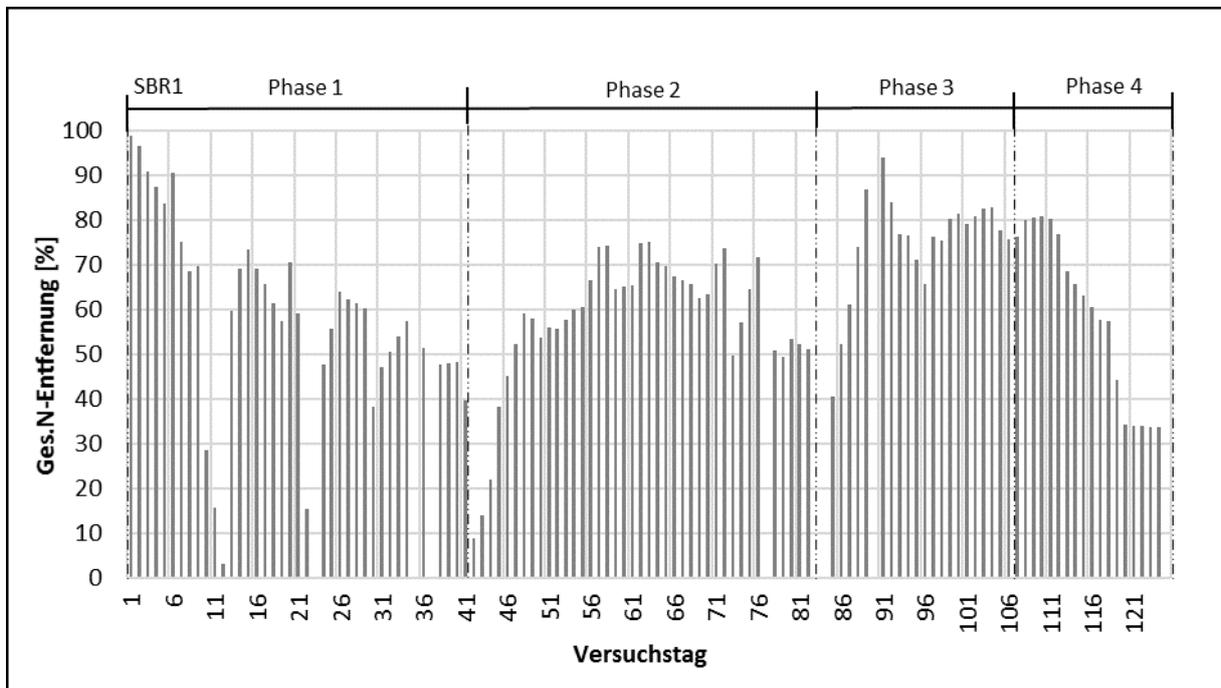


Abbildung 23: Ges.N-Entfernung des SBR1

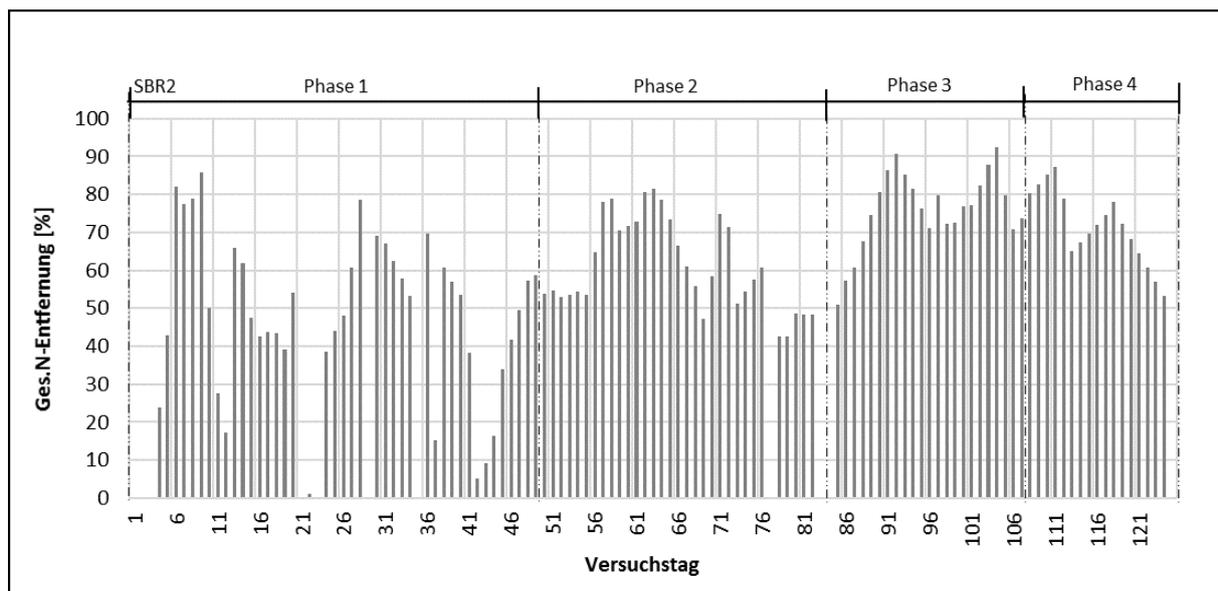


Abbildung 24: Ges.N-Entfernung des SBR2

4.1.6 Phosphorentfernung

In der Abbildung 25 ist die biologische Phosphorentfernung des SBR1 und in Abbildung 26 die Entfernung des SBR2 dargestellt.

In der ersten Phase lag die Ges.P-Entfernung bei maximal 60 [%] über sehr kurze Zeiträume. Durch die unzureichende Denitrifikation war es nicht möglich eine konstante bio.P-Entfernung zu erreichen.

In der zweiten Phase konnte der SBR1 keine konstante Ges.P-Entfernung aufweisen. Vom 71ten bis zum 75ten Tag konnte kurzzeitig eine Entfernung von über 50 [%] beobachtet werden. Der SBR2 konnte von Tag 57 bis 68 eine Ges.P-Entfernung zwischen 37 und 44 [%] erreichen. Aber auch hier war eine konstante Entfernung nicht möglich.

In der dritten Phase war die Entfernung ähnlich wie bei der vorherigen Phase. Somit hatte die Erhöhung der Beschickungszeit keine wesentliche Verbesserung gebracht. Beim SBR2 konnte vom 85ten bis zu 101ten Tag kein Abbau festgestellt werden. Ab dem 102ten Tag erhöhte sich der Abbau kurzzeitig auf über 90 [%]. Im SBR1 konnte teilweise einen Abbau von über 60 [%] beobachtet werden.

In der vierten Phase wurde synthetisches Abwasser mit der doppelten Ges.P-Fracht verwendet. Die Ges.P-Entfernung nahm in dieser Zeit beim SBR1 kontinuierlich von 43 auf 0 [%] ab. Gleiches konnte auch im SBR2 beobachtet werden. Hier nahm die Entfernung von 68 auf 5 [%] ab. Es konnte beim SBR2 jedoch am Ende der Phase wieder einen Anstieg in der Ges.P-Entfernung beobachtet werden. Durch die Änderung der Substratzusammensetzung war es den Bakterien wahrscheinlich nicht möglich sich in der kurzen Zeit an die neue Kohlenstoffquelle an zu passen, wodurch das Phosphor weiter in Lösung vorlag und nicht verbraucht wurde.

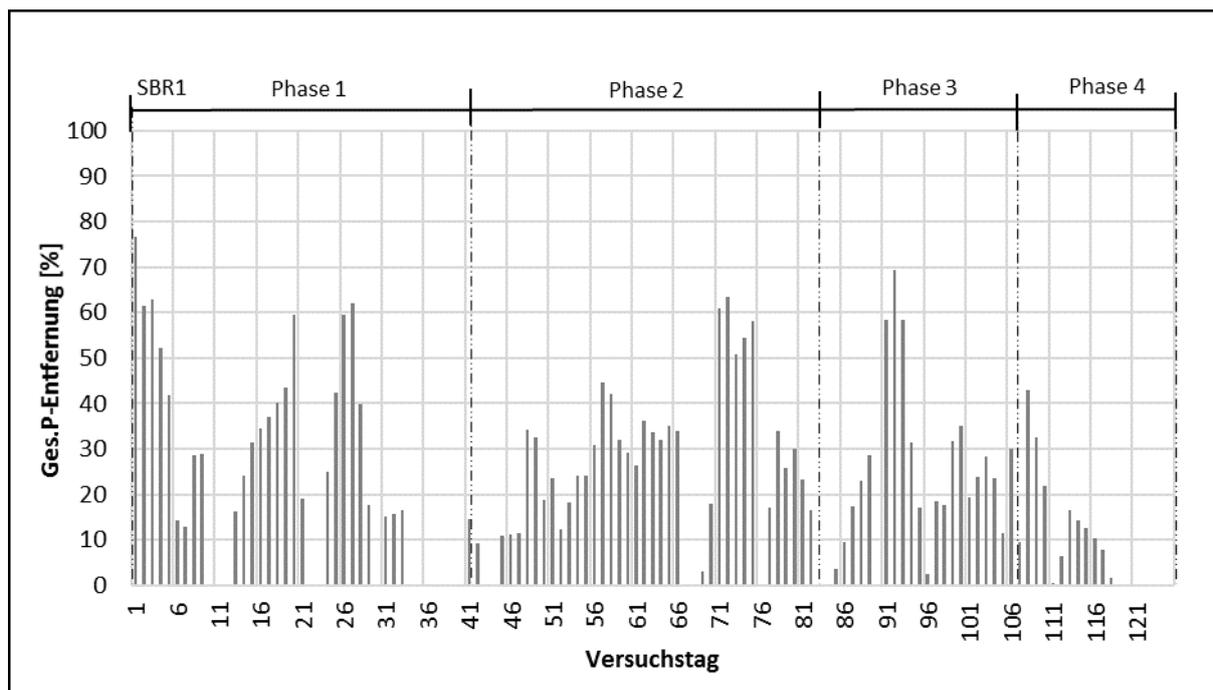


Abbildung 25: Ges.P-Entfernung des SBR1

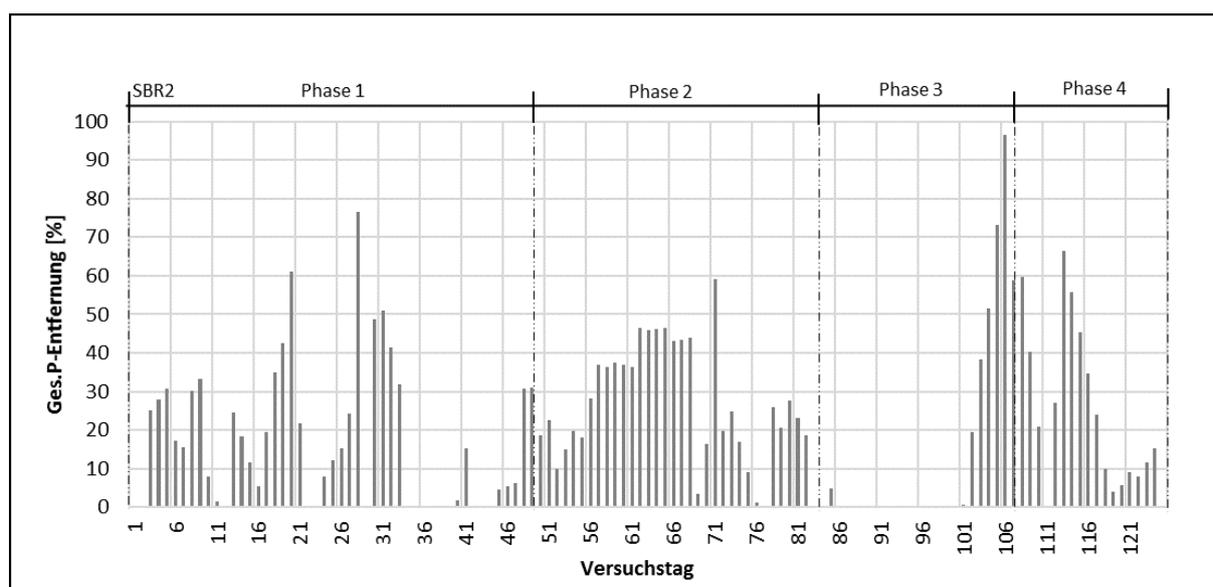


Abbildung 26: Ges.P-Entfernung des SBR2

4.2 Kontinuierlich durchflossene Anlage

4.2.1 Betriebseinstellungen

In der Tabelle 15 sind die Betriebseinstellungen der kontinuierlich durchflossenen Anlage dargestellt. Ab dem 14.04.2016 wurde, über einen Zeitraum von 125 Tagen, verschiedene Betriebseinstellungen untersucht. Von Tag 1 bis 106 wurde aufbereitetes Abwasser der Technischen Universität Wien verwendet. Ab Tag 107 bis 125 wurde synthetisches Abwasser verwendet.

In der ersten Phase von Tag 1 bis 48 wurden im aeroben Reaktor 20 [min] belüftet gefolgt von 20 [min] Pause.

In der zweiten Phase von Tag 49 bis 75 wurde 30 [min] belüftet und eine Pause von 30 [min] eingestellt. Ab Tag 64 wurde zudem das Volumen des Belebungsbeckens von 60 auf 40 [L] reduziert, um das Verhältnis des anaeroben Bereichs zu aeroben Bereich zu erhöhen.

In der dritten Phase wurde die Belüftungszeit auf 45 [min] verlängert. Da die aerobe Zeit im Belebungsbecken, ersichtlich durch eine unzureichende Nitrifikation, immer noch nicht ausreichte wurde ab dem 84ten Tag die Zeit der Pause von 30 auf 20 [min] verkürzt.

In der vierten Phase wurde synthetisches Abwasser verwendet.

Tabelle 15: Betriebseinstellungen der kontinuierlich durchflossenen Anlage

Versuchstage	1	2	3		4
			3a	3b	
Tage	1-48	49-75	76-106		107-125
Belüftungsintervalle [min]	20-Belüftet/20-Pause	30min/30min	45min/30min	45min/20min	45min/20min
Art des Zulaufs	Aufbereitetes Abwasser der TU-Wien				Synthetisch

4.2.2 Abwasserbeschaffenheit

Der Zulauf wurde auf die gleiche Weise vorbereitet wie bei den SBR-Anlagen. In der Tabelle 16 sind die CSB- und Nährstoffkonzentrationen im Zulauf dargestellt. Die CSB-Konzentration wurde auch hier ab der zweiten Phase um circa 130 [mg/L] erhöht. Die täglichen Abweichungen in den Konzentrationen betragen etwa 30 [%]. Erst in der letzten Phase wurde die Abweichung der CSB-Fracht, durch die Verwendung von synthetischem Abwasser, auf unter 10 [%] reduziert.

Tabelle 16: CSB- und Nährstoffkonzentrationen im Zulauf der kontinuierlich durchflossenen Anlage

Phase	CSB	PO ₄ -P	NH ₄ -N	Ges.N	Ges.P
	MW [mg/L] ± Abw. [%]				
1	425 ± 24	7 ± 27	22 ± 50	41 ± 38	9 ± 23
2	554 ± 30	7 ± 17	21 ± 49	42 ± 27	10 ± 17
3	505 ± 22	10 ± 25	16 ± 87	39 ± 35	12 ± 26
4	425 ± 9	18 ± 5	6,8 ± 116	45 ± 9	19 ± 4

4.2.3 Schlammvolumen und Absetzverhalten

Die Abbildung 27 zeigt den SVI, SV₅/SV₃₀ und SV₁₀/SV₃₀ über den Versuchszeitraum.

Am Anfang der ersten Phase betrug der SVI 80 [ml/g]. Das Verhältnis von SV₁₀/lag zu Beginn der Versuche bei über 1,5 und das Verhältnis SV₅/SV₃₀ lag bei über 2. Eine Verbesserung des Absetzverhaltens konnte nach 10 Tagen beobachtet werden, wo beide Verhältnisse nahe 1 lagen. Der TS-Gehalt (Abbildung 28) lag am Anfang sehr niedrig bei lediglich 0,6 [g/L]. Dadurch, dass in dieser Phase kein ÜSS entnommen wurde, hätte sich der TS-Gehalt durch die Schlammproduktion und die geringe Menge an Schlamm im Ablauf erhöhen müssen. Eine Erhöhung des TS-Gehaltes konnte bis zum 20ten Tag beobachtet werden, wo sich ein TS-Gehalt von circa 1,3 [g/L] einstellte. An dem folgenden Wochenende waren die Kompressoren für die Belüftung ausgefallen, wodurch der Schlamm 2 Tage nicht belüftet wurde. Es ist davon auszugehen, dass der Großteil der Bakterienmasse abgestorben ist, wodurch sich der TS-Gehalt bis zum Ende der Phase auf 0,5 [g/L] reduzierte und sich der SVI von Tag 20 bis 32 auf 128 [ml/g] erhöhte. Am Ende der Phase konnte aber wieder ein SVI

von 80 [ml/g] gemessen werden. Die Verhältnisse SV_{10}/SV_{30} lagen weiterhin bei über 1,5. Insgesamt konnte in der ersten Versuchsphase keine Verbesserung der Schlammstruktur bzw. Granulierung erreicht werden.

In der zweiten Phase wurde neuer Schlamm aus einer nahegelegenen Kläranlage hinzugegeben. Durch die Zugabe von neuem Belebtschlamm ergab sich ein SVI von 128 [ml/g]. Die Verhältnisse SV_{10}/SV_{30} und SV_5/SV_{30} lagen nach diesem Neustart weiterhin über 2. Bis zum 67ten Tag reduzierte sich der SVI auf 97 [ml/g]. Das Verhältnisse SV_{10}/SV_{30} lagen während der zweiten Phase weiterhin konstant bei circa 1,5. Der TS-Gehalt erhöhte sich durch die Schlammzugabe auf 1,7 [g/L], sank dann bis zum Tag 55 wieder auf 1,3 [g/L] ab und stabilisierte sich in einem Bereich zwischen 1,5 und 2,0 [g/L] bis zum Ende der Versuchsphase. Ab dem 50ten Tag wurde erstmals 5-mal pro Woche 2 [L] Belebtschlamm als ÜSS aus dem Belebungsbecken entnommen, um ein kürzeres Schlammalter einzustellen.

In der dritten Phase wurde die Belüftungszeit erhöht und die Zeit ohne Belüftung etwas verkürzt. Während der gesamten Phase lag der SVI weiterhin bei über 100 [ml/g]. Auch bei den Verhältnissen von SV_{10}/SV_{30} und SV_5/SV_{30} konnte mit Werten über 1,5 keine Verbesserung des Absetzverhaltens festgestellt werden. Der TS-Gehalt befand sich zwischen 1,3 und 1,7 [g/L].

In der vierten Phase war die kontinuierlich durchflossene Anlage, genau wie der SBR2, von Fäden befallen. In dieser Zeit verschlechterte sich der SVI von 90 auf 140 [ml/g]. Der TS-Gehalt reduzierte sich kontinuierlich von 1,8 auf 0,6 [g/L]. Die Verhältnisse der Schlammvolumen blieben weiterhin unverändert. Die Abbildung 29 zeigt den Belebtschlamm mit einer kompakten dichten Struktur, umgeben von fadenförmigen Bakterien. Das gleichzeitige Auftreten vereinzelter kompakter Schlammstrukturen und Fäden lässt vermuten, dass eine positive Änderung des Absetzverhaltens durch die erhöhte Fähigkeit nicht in einem verbesserten Schlammindex ersichtlich wurde. Es wird angenommen, dass das in der letzten Versuchsphase verwendete synthetische Abwasser mit Zucker als Kohlenstoffquelle die Bildung der Fäden begünstigt hatte, sodass eine Wiederholung der Versuche mit kommunalen Abwasser geplant wurde. Die Wiederholung der Versuche konnte jedoch im Rahmen dieser Arbeit nicht durchgeführt werden.

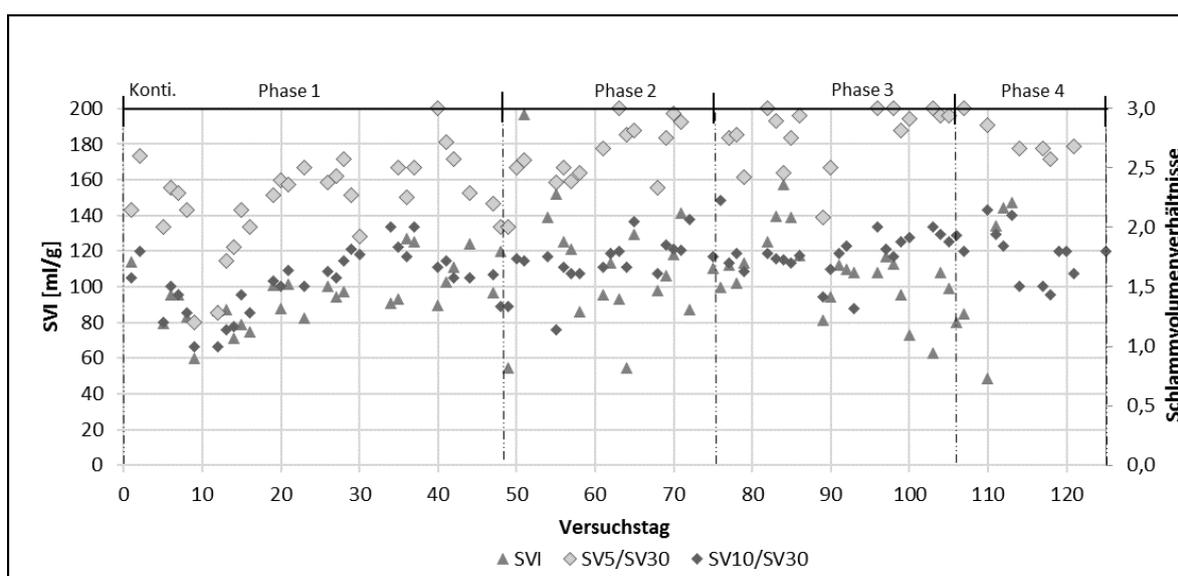


Abbildung 27: SVI, SV_5/SV_{30} und SV_{10}/SV_{30} im Belebungsbecken der kontinuierlich durchflossenen Anlage

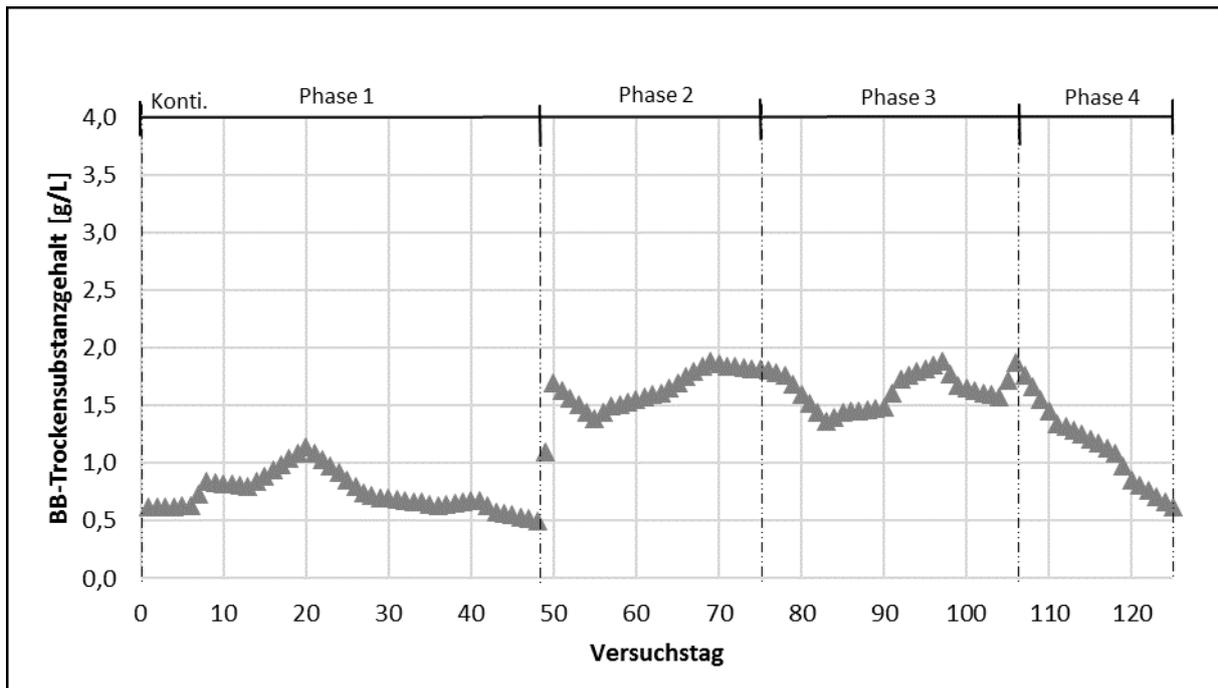


Abbildung 28: TS-Gehalt im BB der kontinuierlich durchflossenen Anlage

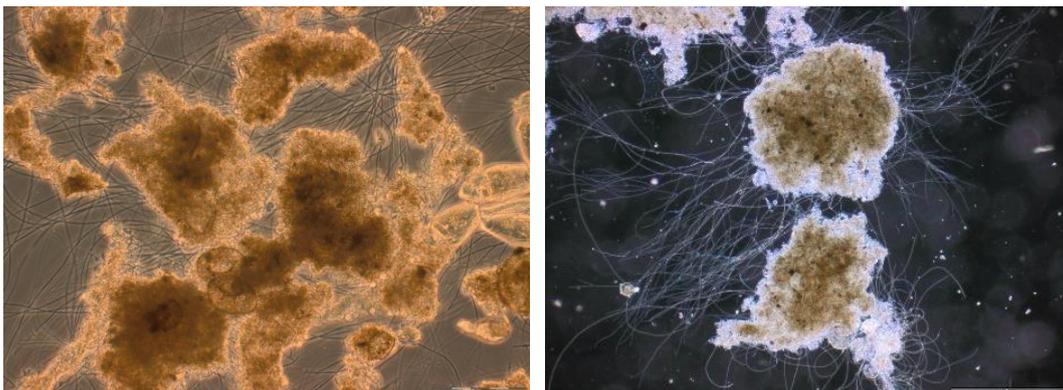


Abbildung 29: Mikroskopische Aufnahmen der Belebtschlammflocken umgeben von Fäden aus der vierten Phase

4.2.4 Raumbelastung, Schlammbelastung und Schlammalter

Die Raumbelastung wurde sowohl für den anaeroben Reaktor, wie auch für das Belebungsbecken berechnet. Die CSB-Fracht aus dem Ablauf des anaeroben Beckens wurde als Zulauf fracht für das Belebungsbecken herangezogen. Abbildung 30 zeigt die Raumbelastung im anaeroben Reaktor. In der Abbildung 31 ist die Schlamm- und Raumbelastung im Belebungsbecken dargestellt. Das Schlammalter im Belebungsbecken ist in der Abbildung 32 ersichtlich. In der Abbildung 33 ist der Anlagendurchsatz der kontinuierlich durchflossenen Anlage dargestellt. Es ist zu beachten, dass ein Teil der CSB-Fracht bereits im anaeroben Reaktor von den Bakterien in den Zellen gespeichert wurde, so dass es nicht mehr von den Proben im Ablauf des anaeroben Reaktors erfasst wurde und die Raum- und Schlammbelastung im BB doch um einiges höher sein kann.

In der ersten Phase wurden zwischen 40 und 60 [L/Tag] Abwasser durch die Anlage gepumpt. Die Raumbelastung im anaeroben Becken lag zwischen 0,5 und 1,8 [gCSB/(L*Tag)]

mit einem hohen Schwankungsbereich in den ersten 30 Tagen. Zum Ende der Phase wurde ein relativ konstanter Wert von circa 0,7 [gCSB/(L*Tag)] gemessen. Dadurch, dass das Belebungsbecken ein rund 6-mal höheres Volumen hatte und ein Teil der CSB-Fracht im anaeroben Becken aufgebraucht wurde und in den Zellen gespeichert wurde lag die gemessene Raumbelastung im Belebungsbecken bei circa 0,02 bis 0,05 [gCSB/(L*Tag)]. Die Schlammbelastung des Belebungsbeckens betrug am Anfang der Phase 0,1 [gCSB/(gTS*Tag)] und hielt sich, über die 48 Tage, zwischen etwa 0,05 und 0,1 [gCSB/(gTS*Tag)]. Am Anfang der Phase betrug das Schlammalter im Belebungsbecken 40 [Tage] und reduzierte sich innerhalb von 30 Tagen auf 13 [Tage]. Am Ende der Phase war wieder ein Anstieg durch die Befüllung mit neuem Belebtschlamm zu verzeichnen.

In der zweiten Phase wurde ab dem 58ten Tag der Durchsatz von 60 auf 40 [L] gesenkt. Die Raumbelastung im anaeroben Becken lag in dieser Phase zwischen 0,8 und 1 [gCSB/(L*Tag)]. Die Schlammbelastung im Belebungsbecken lag in diesem Zeitraum bei unter 0,05 [gCSB/(gTS*Tag)]. Das Schlammalter im Belebungsbecken lag zwischen 20 und 33 [Tage].

In der dritten Phase lag die Raumbelastung im anaeroben Becken weiterhin zwischen 0,8 und 1 [gCSB/(L*Tag)]. Der Anlagendurchsatz betrug 40-50 [L]. Im Belebungsbecken hob sich die Belastung zeitweise auf über 0,1 [gCSB/(L*Tag)], sank dann aber zum Ende hin wieder auf unter 0,05 [gCSB/(L*Tag)]. Die Schlammbelastung blieb weiterhin unter 0,05 [gCSB/(gTS*Tag)]. Das Schlammalter im Belebungsbecken lag zwischen 22 und 40 [Tage].

In der vierten Phase wurden täglich 40 [L/Tag] an Abwasser beschickt. Die Raumbelastung lag im anaeroben Becken am Anfang der Phase bei 1,0 [gCSB/(L*Tag)] und zum Ende hin bei 2,3 [gCSB/(L*Tag)]. Im Belebungsbecken wurde anfangs ein Wert zwischen 0,03 und 0,08 [gCSB/(L*Tag)] erreicht; zum Ende hin stieg der Wert auf 0,14 [gCSB/(L*Tag)]. Die Schlammbelastung im Belebungsbecken stieg durch die Abnahme des TS-Gehalts zum Ende der Phase erstmals auf über 0,15 [gCSB/(gTS*Tag)]. Das Schlammalter im Belebungsbecken lag in der letzten Phase zwischen 34 und 55 [Tage].

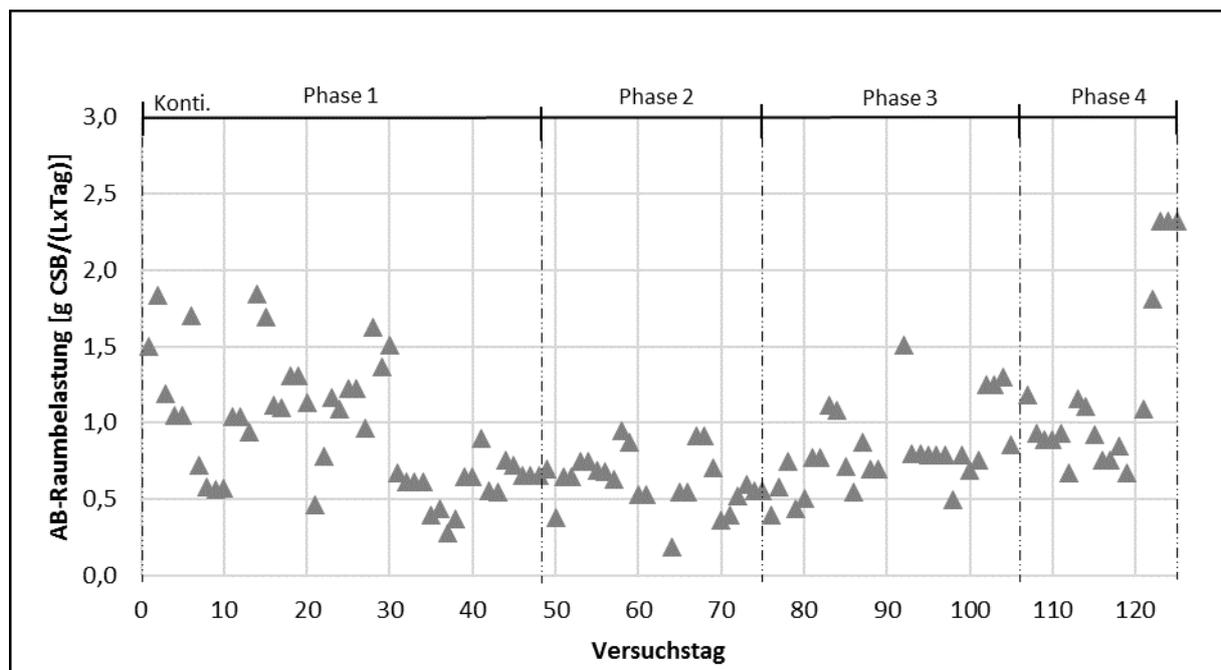


Abbildung 30: Raumbelastung im anaeroben Becken

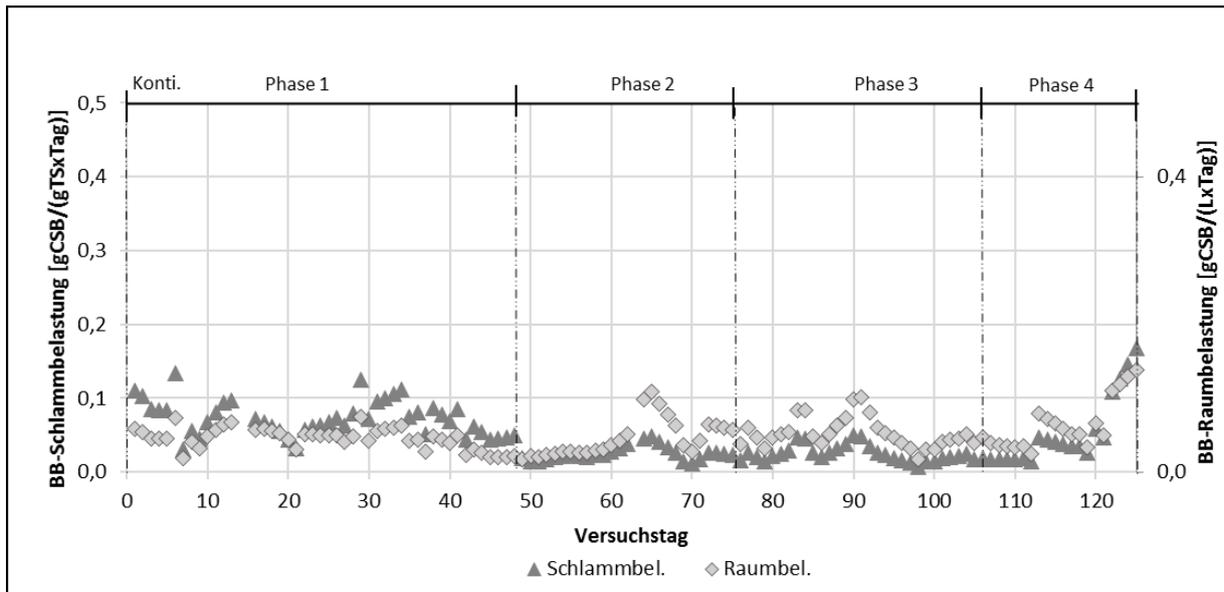


Abbildung 31: Schlämmbelastung und Raumbelastung im BB der kontinuierlich durchflossenen Anlage

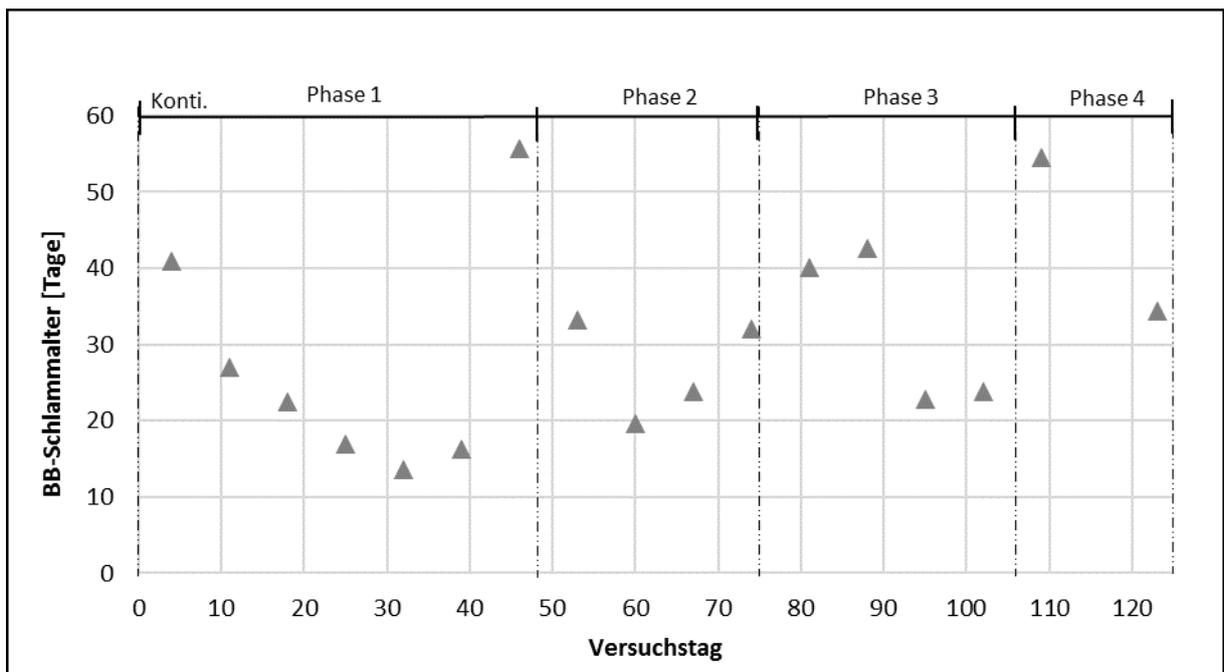


Abbildung 32: Schlammalter im Belebungsbecken der kontinuierlich durchflossenen Anlage

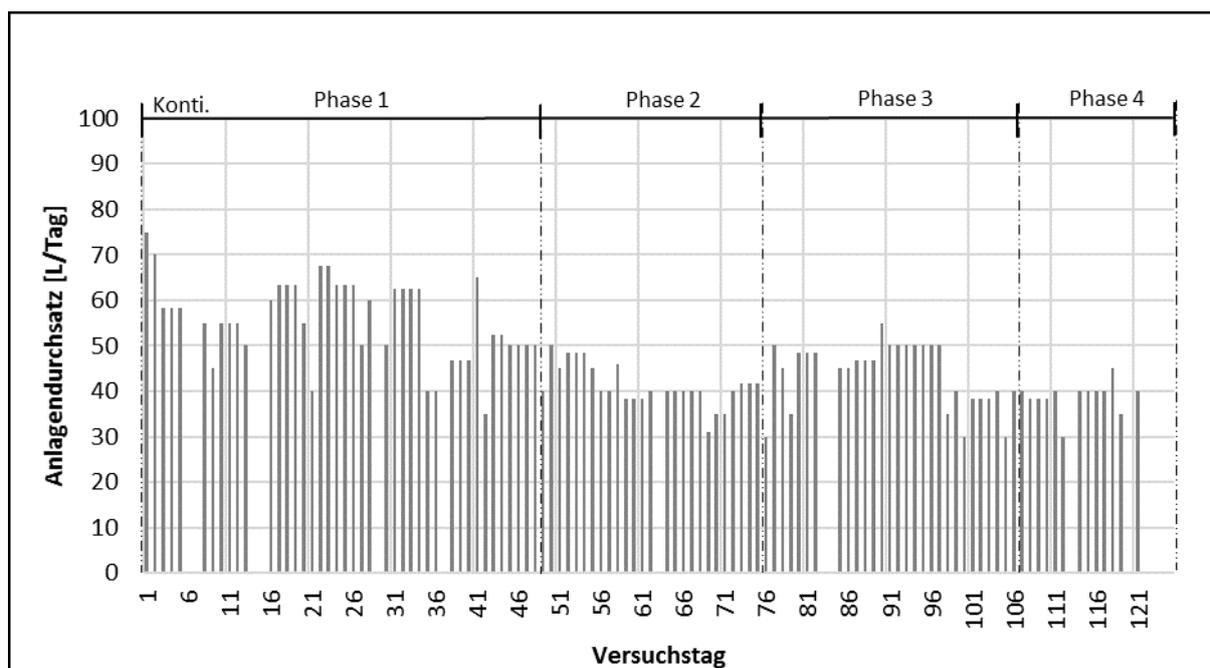


Abbildung 33: Anlagendurchsatz der kontinuierlich durchflossenen Anlage

4.2.5 Kohlenstoff- und Stickstoffentfernung

In der Abbildung 34 ist die CSB-Entfernung der kontinuierlich durchflossenen Anlage dargestellt. Abbildung 35 zeigt die Nitrifikationsleistung und Abbildung 36 die Ges.N-Entfernung der kontinuierlich durchflossenen Anlage.

In der ersten Phase wurde das CSB von Tag 1 bis zum 29ten Tag zu über 90 [%] entfernt. Erst ab dem 30ten Tag reduzierte sich die Entfernung, aufgrund eines Ausfalls der Belüftung, auf 71 [%] am 34ten Tag. Bis zum Ende der Phase konnte wieder eine CSB-Entfernung von über 80 [%] erreicht werden. Das Ammonium wurde, bis auf zwei Einbrüche, restlos nitrifiziert. Am 12ten und 35ten Tag war die Entfernung auf 52 und 36 [%] zurückgegangen, weil die Belüftung ausgefallen war. Dies spiegelt sich auch in der Ges.N-Entfernung wieder wo in der ersten Woche über 85 [%] des Ges.N entfernt wurde. An den Tagen des Belüftungsausfalls lag die Ges.N-Entfernung bei 41 und 42 [%]. Über die gesamte Phase betrachtet lag die Ges.N-Entfernung meist über 60 [%].

In der zweiten Phase wurde das CSB zu über 90 [%] zuverlässig entfernt. Das Ammonium wurde von Tag 49 bis 58 restlos nitrifiziert. Vom Tag 59 bis 66 reduzierte sich die Entfernung auf 81 [%]. Bis zum Ende der Phase konnte nochmal ein Anstieg auf 100 [%] beobachtet werden bis die Entfernung auf unter 10 [%] zurückgegangen ist. Zu diesem Zeitpunkt war die Anlage verstopft und übergelaufen wodurch ein Einbruch in der Entfernung verzeichnet wurde. Dies zeigt auch die Ges.N-Entfernung wo bis zum Ende der Phase 61 bis 93 [%] der Ges.N entfernt werden konnte bis auch hier die Entfernung auf 26 [%] reduziert wurde.

In der dritten Phase wurde das CSB weiterhin zu 80-90 [%] entfernt. Nachdem sich die Anlage erholt hatte wurde das Ammonium ab dem 83ten Tag wieder zu 100 [%] nitrifiziert. Die Ges.N-Entfernung lag bei über 75 [%].

In der vierten Phase wurde eine CSB-Entfernung von über 95 [%] gemessen. Durch die Fadenbildung war der reibungslose betrieb der Anlage nicht immer gewährleistet, weil sich der leichte Schlamm zum Teil aufgeschwommen war und den Abfluss der Anlage verstopft hatte. Dies führte zu Einbrüchen in der Ammonium- und Ges.N-Entfernung. Das Ammonium konnte von Tag 107-110 und Tag 115-119 zu über 95 [%] nitrifiziert werden. Dazwischen gab es zwei Einbrüche auf 72 [%] am 111 Tag und 12 [%] am 120ten Tag.

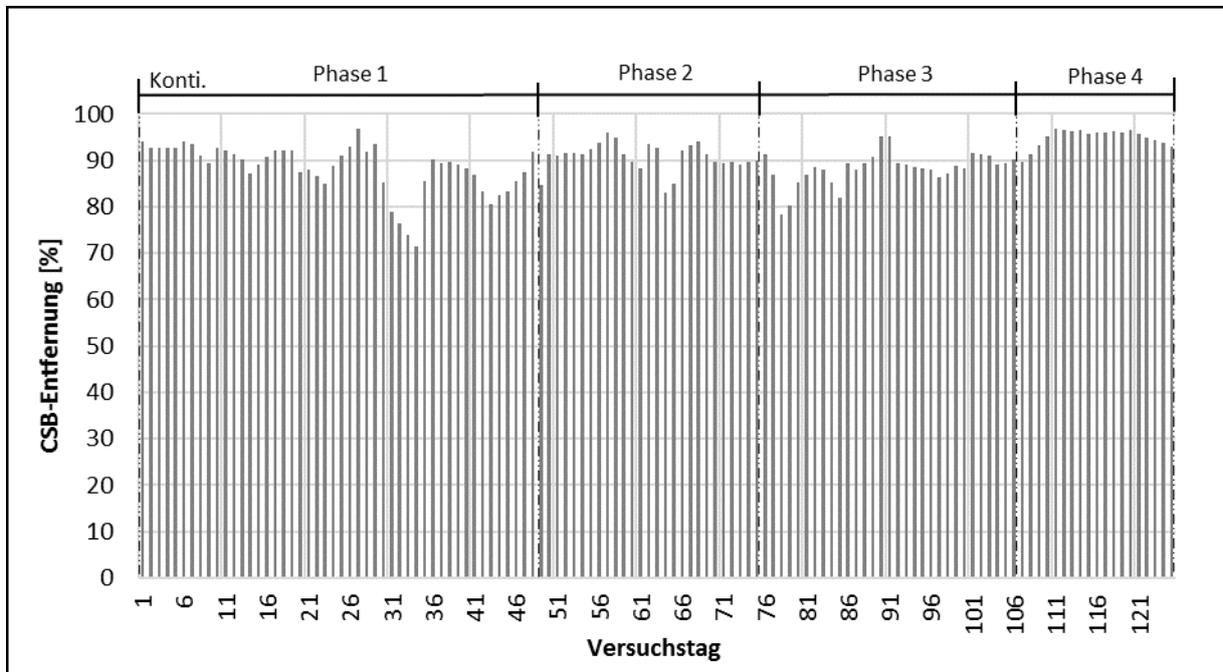


Abbildung 34: CSB-Entfernung der gesamten kontinuierlich durchflossenen Anlage

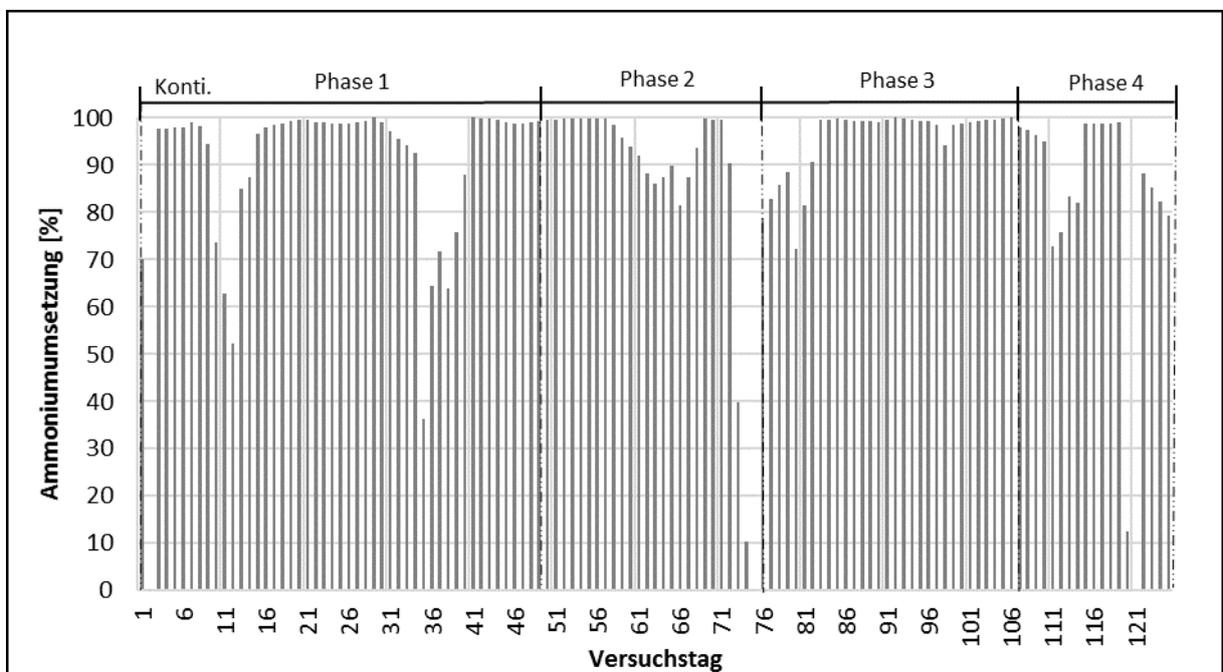


Abbildung 35: Ammoniumumsetzung der gesamten kontinuierlich durchflossenen Anlage

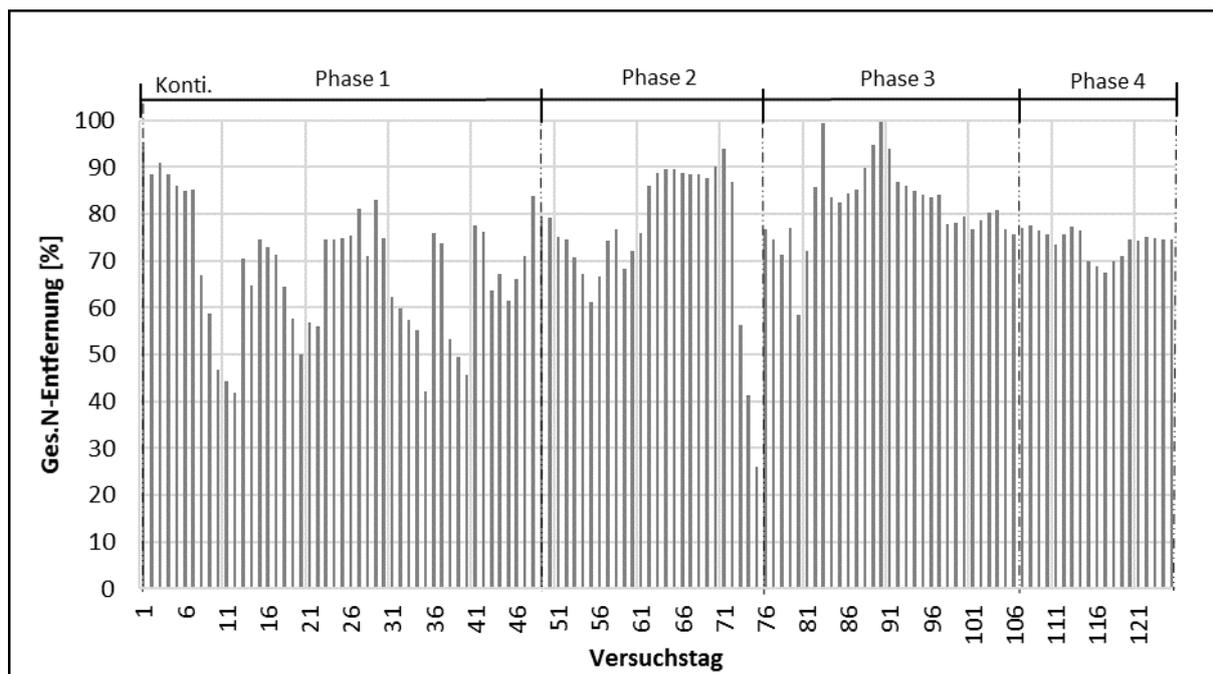


Abbildung 36: Ges.N-Entfernung der gesamten kontinuierlich durchflossenen Anlage

4.2.6 Phosphorentfernung

In der Abbildung 37 ist die Ges.P-Entfernung im anaeroben Becken dargestellt. Die Phosphorentfernung im Belebungsbecken ist in der Abbildung 38 dargestellt und die Entfernung der gesamten Anlage in der Abbildung 39. Durch die Rücklösung des gespeicherten Phosphors aus der aeroben Phase sollte sich eine Erhöhung der Phosphorkonzentration im anaeroben Becken ergeben. Der Rücklaufstrom wurde nicht beprobt, jedoch wurde eine Verdünnung der Zulaufkraft in die Berechnung mit einbezogen.

In der ersten Phase konnte keine Rücklösung des Phosphors im anaeroben Reaktor beobachtet werden, Außer zwischen den Tagen 32 und 36 wo 17 [%] des Phosphors rückgelöst wurden. Im Belebungsbecken wurden in der ersten Woche 81 bis 41 [%] der Ges.P-Fracht entfernt. In den restlichen Tagen konnten maximal 22 [%] entfernt werden. Bezogen auf die gesamte Anlage konnten kurzzeitig über [%] entfernt werden, jedoch war die Entfernung sehr unbeständig.

In der zweiten Phase konnte eine Rücklösung, mit einer Erhöhung der Phosphorkonzentration im anaeroben Becken, im anaeroben Becken beobachtet werden. Im gleichen Zeitraum wurden im Belebungsbecken Entfernungen von fast 58 [%] gemessen. Die Ges.P-Entfernung für die gesamte Anlage war weiterhin sehr unbeständig und lag zeitweise bei über 20 [%].

In der dritten Phase wurde eine Rücklösung vom Ges.P von 100 [%] von Tag 98-106 gemessen. Die Rücklösung der gesamten Phase lag bei über 20 [%] mit einem Einbruch am 92ten Tag. Dies resultierte in einer Ges.P-Entfernung von über 50-80 [%] im Belebungsbecken und bezogen auf die gesamte Anlage wurden zeitweise 50 [%] des Ges.P-Entfernt. Auch hier ist anzumerken, dass die Bio.P-Entfernung sehr unbeständig war.

In der vierten Phase reduzierte sich die Bio.P-Entfernung wieder. Es wird angenommen, dass die Mikroorganismen sich nicht so schnell auf die Umstellung des Zulaufs auf synthetisches Abwasser adaptieren konnten. Im anaeroben Becken konnte noch immer eine Rücklösung von maximal 40 [%] erreicht werden. Im Belebungsbecken ging die

Entfernung kontinuierlich von 57 auf 5 [%] zurück. Dieser Trend war auch in dem Ges.P-Entfernung der gesamten Anlage zu beobachten. Hier ging die Ges.P-Entfernung von 57 auf 0 [%] zurück.

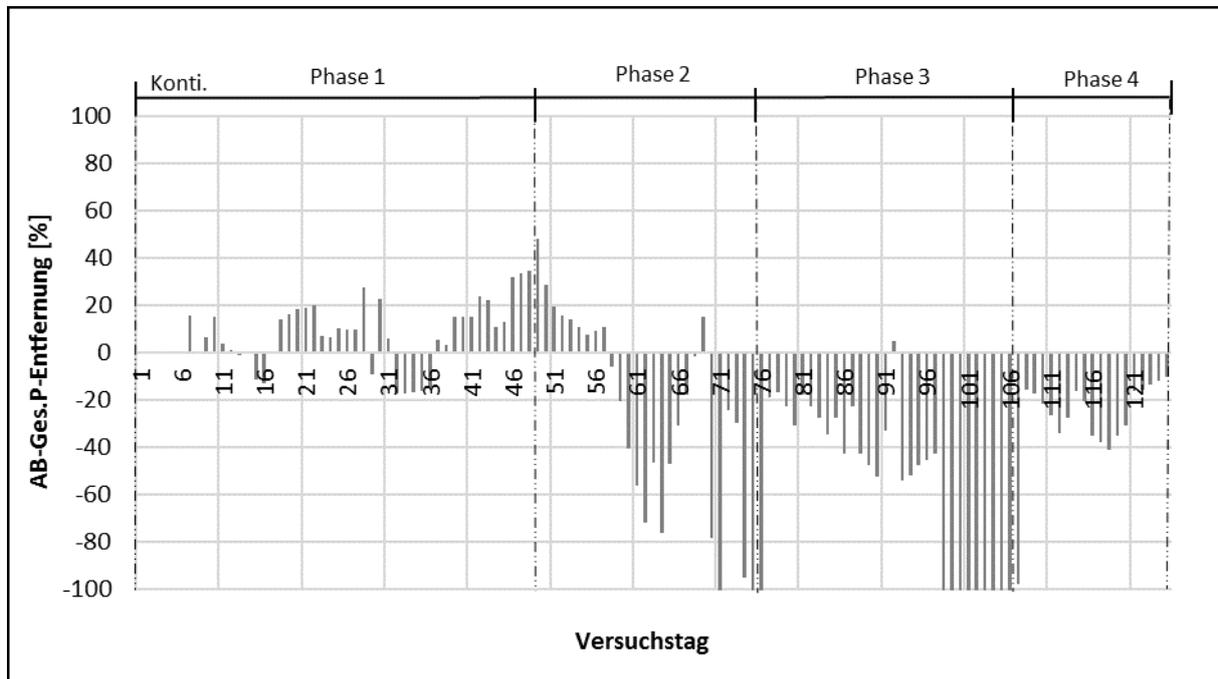


Abbildung 37: Ges.P-Entfernung im anaeroben Becken der kontinuierlich durchflossenen Anlage

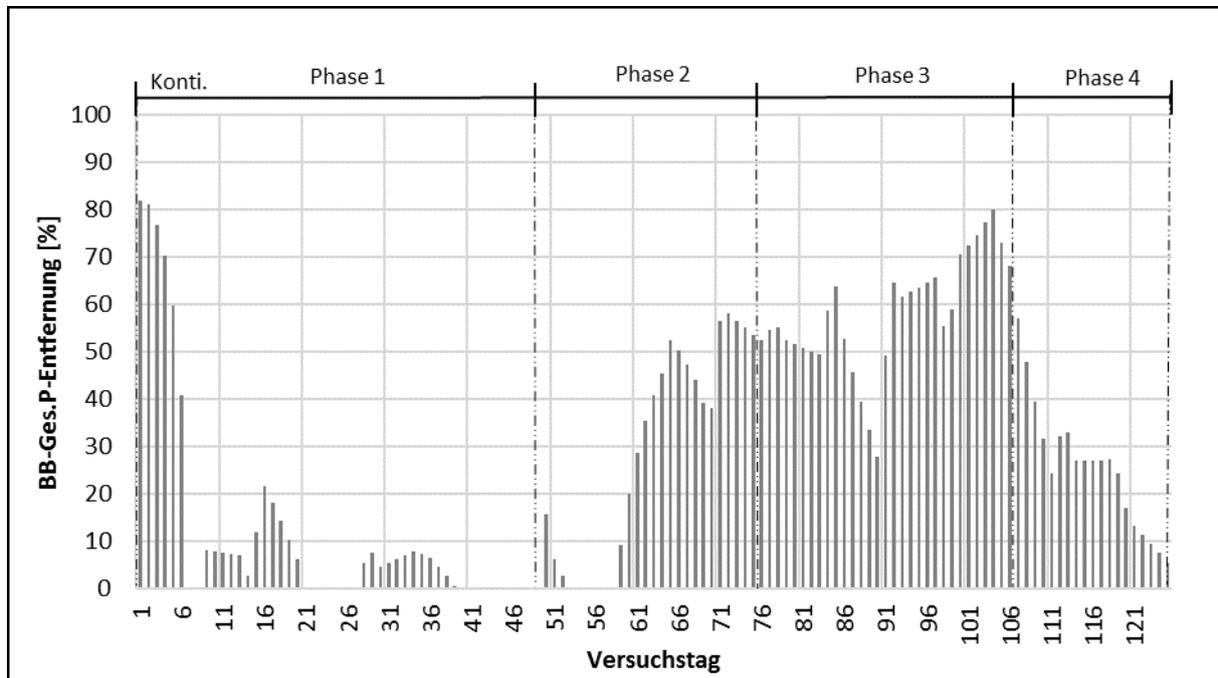


Abbildung 38: Ges.P-Entfernung im Belebungsbecken der kontinuierlich durchflossenen Anlage

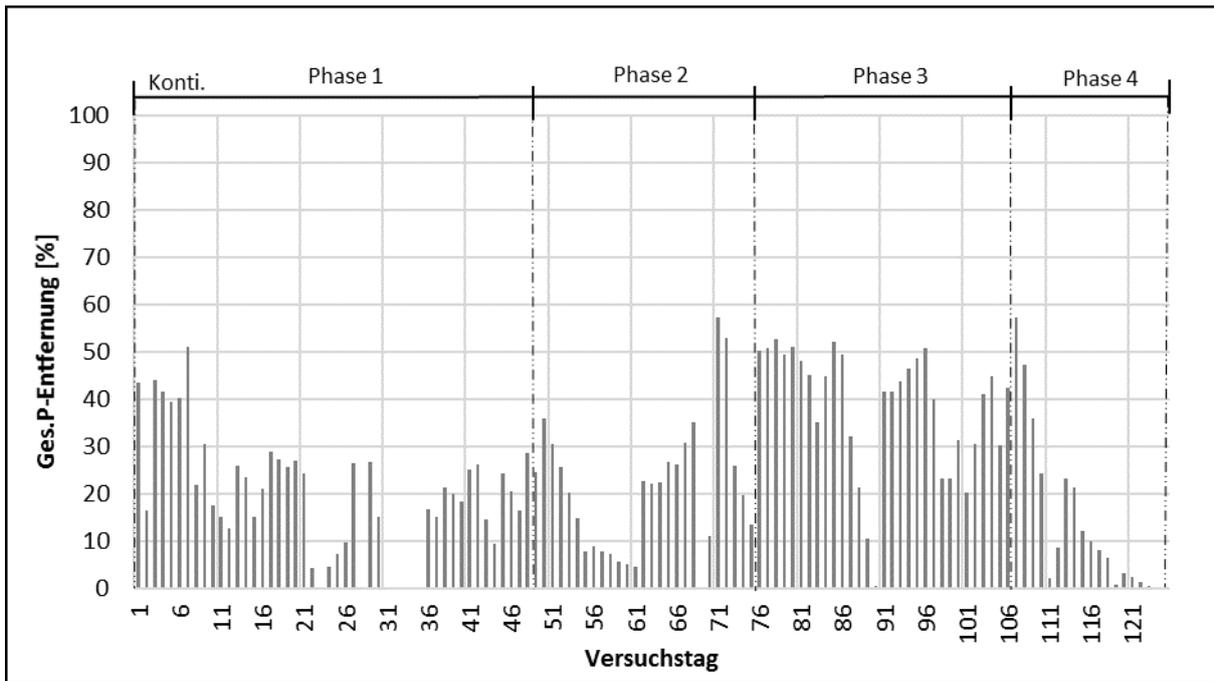


Abbildung 39: Ges.P-Entfernung der gesamten kontinuierlich durchflossenen Anlage

5 Interpretation & Diskussion der Ergebnisse

5.1 Einfluss der Belüftung auf die Stickstoffentfernung und die Absetzbarkeit

Wesentliche Faktoren für eine gute Stickstoffentfernung:

Das Schlammalter sollte für die Nitrifikation die 8 [Tage] nicht unterschreiten. (ATV-DVWK, 2000a). Ein ausreichendes CSB/N-Verhältnis muss für die Stickstoffentfernung vorausgesetzt werden. Lochmatter et al. (2013), haben verschiedene Belüftungsstrategien und Belastungen miteinander verglichen und dabei herausgefunden, dass höhere organische Belastungen bzw. ein CSB/N-Verhältnis von über 20:2,5 für die Stickstoffentfernung förderlich sind, weil der Prozess der Denitrifikation durch die Belastung limitiert wird. In der ersten Phase lag das Verhältnis bei circa 24/2,5, in der zweiten Phase bei circa 27/2,5, in der dritten Phase bei circa 35/2,5 und in der letzten Phase bei nur circa 21/2,5. Eine Limitierung, durch ein unzureichendes CSB/N-Verhältnis, konnte bei diesen Untersuchungen nicht festgestellt werden. Für die Denitrifikation sollten zudem ausreichend anoxische Bedingungen vorliegen.

Wesentliche Erkenntnisse aus den SBRs

Erste Phase

Die Ges.N-Entfernung und NH_4 -Entfernung war in dieser Phase unzureichend, so dass keine vollständige Nitrifikation und Denitrifikation sichergestellt werden konnte. Als Ursache wurden die hohen Schwebstoffkonzentrationen im Ablauf der SBRs identifiziert.

- ➔ Diese führten zum Verlust der Biomasse aus den Reaktoren
- ➔ Das Schlammalter reduzierte sich auf unter 8 [Tage], welche mindestens für die Nitrifikation benötigt werden.
- ➔ Durch die Reduktion der Biomasse wurde die Stickstoffbelastung erhöht, wodurch keine zuverlässige Nitrifikation und Denitrifikation gewährleistet werden konnte.

Wagner et al. (2015) haben den Einfluss von partikulären Substanzen im kommunalen Abwasser auf die Granulierung untersucht. In dieser Studie wurden ebenfalls hohe Schwebstoffkonzentrationen festgestellt, die zu einem Verlust der Biomasse führten. Dabei wurde auch untersucht wie die Einstellung von Reaktoren mit AGS auf diese Substanzen adaptiert werden kann. Es wurde herausgefunden, dass die Granulierung mit kommunalen Abwasser, im Vergleich zu synthetischen Abwasser, reduziert wird und sich zunehmend fadenförmige Bakterien ansiedeln, welche die Absetzeigenschaften des Schlammes negativ beeinflussten. Eine Erhöhung der anaeroben Beschickungsphase hatte zu einer kompakteren Struktur der Granula beigetragen. Bei kurzen Absetzzeiten konnte der Anteil der gut granulierten Biomasse erhöht werden, jedoch wurden auch hohe Schwebstoffkonzentrationen im Ablauf festgestellt.

- ➔ Im SBR1 wurden, trotz der hohen Schwebstoffkonzentrationen im Ablauf und dem Verlust der Biomasse, kurzzeitig ein SVI von 33 [ml/g] gemessen wobei über die gesamte erste Phase der SVI zwischen 60 und 70 [ml/g] lag. Im SBR2 wurde zeitweise ein SVI von 52 [ml/g] gemessen. Die Schlammvolumenverhältnisse lagen zwischen 1 und 1,2. Pronk et al. (2015) haben in einer großtechnischen Anlage mit dem NEREDA[®]-Verfahren einen SVI_5 von 45 [ml/g] erreicht.

- Um die Biomasse länger im System zu halten wurde in der nächsten Phase die Absetzzeit erhöht und ab der dritten Phase länger anaerob beschickt.

Zweite Phase

In der zweiten Phase wurde die Absetzzeit auf 3,5 und später auf 10 [min] erhöht um das Schlammalter und die Stickstoffentfernung zu erhöhen.

- Durch die Erhöhung der Absetzzeit war der TS-Gehalt von unter 1 auf 1,5 (SBR2) und 2 [g/L] (SBR1) erhöht worden, jedoch wurde der TS-Gehalt am Ende der Phase wieder durch die hohen Schwebstoffkonzentrationen im Ablauf reduziert.
- Das Schlammalter der SBRs erhöhte sich von unter 5 [Tage] auf über 8 [Tage] die für die Nitrifikation benötigt werden.
- Die Ammoniumumsetzung und die Ges.N-Entfernung hatten sich zu diesem Zeitpunkt, im Vergleich zur ersten Phase, deutlich verbessert.
- Die hohen Schwebstoffkonzentration konnten nicht dauerhaft reduziert werden.
- Um die Stabilität der Granula zu fördern wurde die anaerobe Beschickungszeit in der dritten Phase erhöht (Wagner et al., 2015).

Dritte Phase

In der dritten Phase wurde die anaerobe Beschickungszeit von 60 auf 90 [min] erhöht.

- Durch die längere anaerobe Beschickungszeit konnte mehr CSB hydrolysiert und von den Bakterien in den Zellen gespeichert werden und später für die Denitrifikation genutzt werden. Dies hatte zur Folge, dass beim SBR1 die Ammonium- und Ges.N-Entfernung sehr zuverlässig funktionierte und hohe Entfernungen gemessen werden konnten. Der SBR2 wurde zu diesem Zeitpunkt durch Fäden negativ beeinflusst, wodurch keine direkte Aussage möglich ist.
- Durch die lange Absetzzeit und die kompaktere Struktur des Belebtschlammes konnte der TS-Gehalt erhöht werden.
- Die Beobachtung dieser Studie bestätigt Ergebnisse von Wagner et al. (2015). Dabei konnte durch die längere anaerobe Beschickungszeit die Granulierung und die Dichte der Granula verbessert werden und auch die Absetzeigenschaften positiv beeinflusst werden.

Vierte Phase

In der vierten Phase wurde synthetisches Abwasser hergestellt.

- Die Parameter im SBR2 wurden weiterhin durch die Fadenbildung negativ beeinflusst, so dass keine Aussage möglich war.
- Die Ammoniumumsetzung im SBR1 blieb weiterhin sehr hoch, jedoch reduziert sich die Ges.N-Entfernung von 80 auf 35 [%]. Dies lässt den Schluss zu, dass die Bakterien sich in dieser kurzen Zeit nicht an die neue Kohlenstoffquelle anpassen konnten um das Nitrat zu denitrifizieren.

Vergleich vom SBR1 zum SBR2

Ein direkter Vergleich der beiden Anlagen ist aufgrund der Fadenbildung im SBR2 nicht möglich, sodass für die Beurteilung des Zusammenhanges zwischen Stickstoffentfernung und der Belüftungsstrategie auf verfügbare Literatur zurückgegriffen wird.

- Lochmatter et al. (2013) beschreiben, dass SBRs mit einer intermittierenden Belüftung besser funktionieren als SBRs mit einer konstanten Belüftung. Bei der konstanten Belüftung wirkten sich Phasen mit hohem und niedrigem Sauerstoffgehalt positiv auf die Ges.N-Entfernung aus. Die Ges.N-Entfernung erhöhte sich von $62,3 \pm 3,4$ [%] bei der Belüftung mit konstantem Sauerstoffgehalt auf $71,2 \pm 5,6$ [%] bei der alternierenden Belüftung. Die höchste Ges.N-Entfernung von $78,3 \pm 2,9$ [%] konnte bei einer intermittierenden Belüftung gemessen werden.
- Zhang et al. (2015) beschreiben, dass SBRs mit anoxischen und aeroben Phasen 17,8 [%] und 10,1 [%] besser funktionierten als SBRs mit konstant aeroben Bedingungen.
- De Kreuk et al. (2005a) hatten gezeigt, dass die Ges.N- und Ges.P-Entfernung stark abhängig vom Durchmesser der Granula ist. Zudem ist die Stabilität der Granula, vor allem bei niedrigem Sauerstoffgehalt, stark von den PAOs abhängig und lange Beschickungsphase begünstigen die Bildung von PAOs.
- Mc Swain et al. (2008) zeigten, dass neben der Scherbeanspruchung vor allem die Hunger- (famine) und Fütterungsphasen (feast) für die Granulierung wichtig sind. Bei geringer Belüftung stellte sich eine kurze Fütterungszeit und eine lange Hungerszeit ein, wodurch die kompakten Granula zunehmend flockiger und fadenförmiger wurden.
- Wagner et al. (2015) hatten die Auswirkungen von hohen Schwebstoffkonzentrationen auf AGS in SBRs untersucht. Es wurde herausgefunden, dass sich hohe Schwebstoffkonzentrationen im Abwasser negativ auf die Granula auswirken. Die Granula wiesen einen höheren Anteil an fadenförmigen Bakterien auf und hatten eine unregelmäßigere Form, was sich wiederum negativ auf die Absetzeigenschaften auswirkte. Eine Verlängerung der anaeroben Beschickungsphase führte zur Bildung von kompakteren Granula mit besseren Absetzeigenschaften. Aus der Studie geht hervor, dass die Selektion reduziert werden sollte, wenn Schwebstoffe im Zulauf vorhanden sind und damit die Absetzzeit dem Abwasser angepasst werden sollte.

5.2 Kontinuierlich durchflossener Versuchsbetrieb

Wie ist es möglich eine Granulierung zu erkennen?

Eine Granulierung des Belebtschlammes erhöht die Dichte und damit verbessern sich auch die Absetzeigenschaften des Belebtschlammes. Dies führt zu einer Reduktion des SVI, was ein erstes Zeichen für eine Granulierung sein kann. Um den Grad der Granulierung besser zu charakterisieren kann das SV_5/SV_{30} - und SV_{10}/SV_{30} -Verhältnisse herangezogen werden. Liegen diese Verhältnisse nahe 1 so liegt ein Belebtschlamm in granulierter Form vor. Eine hohe Bio.P-Entfernung kann ein weiterer Hinweis für eine Granulierung sein, weil die PAOs anaerobe Bedingungen brauchen um sich anzusiedeln. Diese anaeroben Zonen sind wesentlich für dichten und granulierten Belebtschlamm. Eine weitere Möglichkeit ist die Auswertung von mikroskopischen Aufnahmen der Schlammteilchen.

Konnte eine Veränderung in Richtung Granulierung festgestellt werden?

In der kontinuierlich durchflossenen Anlage konnte der niedrigste SVI von 80 [ml/g] am Anfang der Versuchsreihe gemessen werden, dabei waren die Schlammvolumenverhältnisse aber weit über 1. Eine Verbesserung konnte nicht erreicht werden, weil sich die Absetzeigenschaften über die gesamte Versuchsreihe zunehmend verschlechterten. Im Vergleich zu den SBRs blieben die Schlammvolumenverhältnisse über den gesamten Versuchszeitraum sehr hoch.

Ist eine Granulierung unter den Bedingungen in einer kontinuierlichen Anlage möglich?

Mit dem Aufbau der kontinuierlich durchflossenen Anlage in dieser Versuchsreihe war keine Granulierung möglich und es war nicht möglich Absetzeigenschaften positiv zu beeinflussen. Aufgrund der gerührten anaeroben Stufe im kontinuierlich durchflossenen Betrieb ergaben sich unterschiedliche Substratgradient als in den SBRs. Ein hoher Substratgradient wird für die Granulierung vorausgesetzt.

5.3 Einfluss der Belüftung auf BioP.

SBRs:

Die biologische Phosphatentfernung kann nur stattfinden, wenn das Nitrat denitrifiziert wurde und sich anaerobe Bedingungen einstellen. Der Aufbau der SBRs und der plug-flow Betrieb ermöglichen es anaerobe Bedingungen zu erreichen, wenn das in der Schlammschicht enthaltene Nitrat denitrifiziert wurde.

Eine konstante Phosphorentfernung über einen längeren Zeitraum konnte bei beiden Anlagen nicht erreicht werden. Durch die Ausbildung der PAOs im Inneren der Granula ist ein Aufbau von sauerstoffarmen Zonen nötig, damit sich diese ansiedeln können. Außerdem muss eine hohe Denitrifikation erreicht werden. Durch die niedrige Ges.N-Entfernung war es nicht möglich das Phosphor gezielt zu entfernen, so dass nur kurzzeitig Entfernungen von über 30 [%] gemessen werden konnten.

Kontinuierlich durchflossene Anlage:

In der kontinuierlich durchflossenen Anlage konnte zuverlässiger denitrifiziert werden, so dass auch die bioP-Entfernung höher war als bei den SBRs. Vor allem in dritten Phase konnten 40-50 [%] des Phosphors biologisch entfernt werden.

6 Schlussfolgerung und Ausblick

Folgende Aussagen können aus der Ergebnisse aus der Versuchsreihe dieser Diplomarbeit, zu den Auswirkungen der Belüftungsstrategie auf die Granulierung, Stickstoffentfernung und biologische Phosphatentfernung, getroffen werden:

- Die Absetzeigenschaften und die Stabilität des Belebtschlammes des SBR1 mit konstanter Belüftung konnte durch die Verlängerung der anaeroben Beschickungsphase verbessert werden.
- Eine zu geringe Schlamm- und Raumbelastung und der geringe Sauerstoffgehalt sowie lange Hungerphasen führten zur Fadenbildung im SBR2 und der kontinuierlich durchflossenen Anlage. Der Einsatz des Rührers reduzierte zudem den Substratgradienten, der für die Granulierung wesentlich ist.
- Die simultane Stickstoffentfernung (SND) bei dem SBR1 war, bei ausreichend großer anoxischen Schicht, möglich. In der dritten Phase wurde eine konstante Ges.N-Entfernung von 70-80 [%] im Zeitraum von 30 Tagen erreicht.
- Die Absetzzeit im SBR-Betrieb muss der Granulierung angepasst werden. Eine zu kurze Absetzzeit von 2 [min] führte zur Reduzierung des TS-Gehalts. Bei einer zu langen Absetzzeit von 10 [min] wurde der TS-Gehalt erhöht, so dass nur noch eine geringe Selektion stattfand. Eine gute Granulierung konnte beim SBR1 in der letzten Phase beobachtet werden.
- Die Optimierung der kontinuierlichen Anlage, mit Hilfe der Ergebnisse aus dem SBR-Betrieb, war nur bedingt möglich. Die Anlagen sind in ihrer Funktionsweise zu unterschiedlich um direkte Ergebnisse implementieren zu können.
- Die biologische Phosphatentfernung wurde womöglich durch die unzureichende Denitrifikation limitiert, so dass nur geringe Entfernung von circa 30 [%] über kurze Zeiträume gemessen werden konnte.
- Es ist nicht möglich die Größe, Dichte und die Sauerstoffverteilung innerhalb der Granula zu steuern (Fang-Yuan et al., 2013), so dass die Granulierung nur durch verschiedene Maßnahmen gefördert werden kann.

Wurden die Grenzwerte für die Reinigungsleistung in Österreich eingehalten?

Die Richtlinie 91/271/EWG nach folgende Vorgaben (Ministerium für ein lebenswertes Österreich, 2016):

- ➔ CSB-Entfernung: 75 [%]
- ➔ Ges.N-Entfernung: 75 [%]
- ➔ Ges.P-Entfernung: 75[%]

Die geforderten CSB- und Nährstoffentfernungen von 75 [%] konnten nur zeitweise erreicht werden. Die CSB-Entfernung lag bei allen Anlagen die meiste Zeit über dem geforderten Wert von 75 [%] und wurde somit eingehalten. Die Ges.N-Entfernung wurde meist durch die Denitrifikation limitiert und konnte nur in der 3ten Phase bei den SBRs und der kontinuierlich durchflossenen Anlage sicher eingehalten werden. Das Reinigungsziel für die Phosphatentfernung konnte nicht eingehalten werden.

In welchen Schwerpunkten besteht weiterer Forschungsbedarf für Anlagen mit AGS und kommunalem Abwasser:

Folgende Punkte könnten in der Zukunft weiter erforscht werden:

- Der hohe Substratgradient in den SBRs ist für die Granulierung wesentlich und war mit dem aktuellen Aufbau in der kontinuierlich durchflossenen Anlage nicht möglich somit müsste hier ein anderer Ansatz gewählt werden.
- Die Durchmischung der Behälter mit Hilfe eines Rührers ist als problematisch anzusehen und es müsste über alternative Methoden nachgedacht werden eine Durchmischung zu gewährleisten.
- Die Förderung des Wachstums der fadenförmigen Bakterien sollte in jedem Fall vermieden werden und konnte in dieser Versuchsreihe nicht bei allen Anlagen erreicht werden.
- In der kontinuierlich durchflossenen Anlage war es schwierig die gut granulierten Biomasse gezielt zu fördern, weil nur sehr leichte Partikel ausselektiert wurden.

7 Quellen und Verzeichnisse

7.1 Literaturverzeichnis

Adav S.S., Lee D.J., Lai J.Y., 2010, Potential cause of aerobic granular sludge breakdown at high organic loading rates, *Appl Microbiol Biotechnol*, no. 85, p. 1601–1610

Arrojo B., Mosquera-Corral A., Garrido J.M., Mendez R., 2004, Aerobic granulation with industrial wastewater in sequencing batch reactors, *Water Research*, no. 38, p. 3389–99

ATV-DVWK (2000a): Arbeitsblatt A 131, 2000, Bemessung von einstufigen Belebungsanlagen, ATV-DVWK-Regelwerk, GFA, Hennef

Aust E., 2006, Abwasserbehandlung, FH Nürnberg, s. 77, online zu finden unter http://www.hs-augsburg.de/architektur_bau/bauingenieurwesen/studienfaecher_bau/siwawi/wordpress/wp-content/uploads/2006/11/stickstoffbehandlung.pdf

Bassin J.P., Pronk M., Muyzer G., Kleerebezem R., Dezotti M., 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*, no. 77 (22), p. 7942-7953

Bathe S., M. K. De Kreuk, B. S. McSwain, N. Schwarzenbeck, 2005, Aerobic granular sludge, London Water and Environmental Management Series (WEMS)

Beun J. J., Hendriks A., van Loosdrecht M.C.M., Morgenroth E., Wilderer P.A., Heijnen J.J., 1999, Aerobic granulation in a sequencing batch reactor, *Water Research*, no 33/10, p. 2283–2290

Chen F.Y., Liu Y. Q, Tay J. H., Ning P, 2011, Operational strategies for nitrogen removal in granular sequencing batch reactor, *J Hazard Mater*, no.189, p. 342-348

Chiu Z.C., Chen M.Y., Lee D.J., Tay S.T.-L., Tay J.H., Show K.Y., 2006, Diffusivity of Oxygen in Aerobic Granules, *Biotechnology and Bioengineering*, vol. 94, no. 3, p. 505-515

Chudoba J., Ottová V., Madera V., 1973, Control of activated sludge filamentous bulking-I. Effect of the hydraulic regime or degree of mixing in an aeration tank, *Water Research*, no. 7, p. 1163-1182

Corsino S.F., Campo R., Di Bella G., Torregrossa M., Viviani G., 2016, Study of aerobic granular sludge stability in a continuous-flow membrane bioreactor, *Bioresource Technology*, no. 200, p. 1055-1059

Czaczyk K., Myszka K., 2007, Biosynthesis of Extracellular Polymeric Substances (EPS) and Its Role in Microbial Biofilm Formation, *Polish J. of Environ. Stud.*, no. 6, vol. 16, p. 799-806

De Kreuk M.K., Heijnen J.J., van Loosdrecht M.C., 2005a, Simultaneous COD, nitrogen, and phosphate removal by aerobic granular sludge, *Biotechnology and Bioengineering*, vol. 90, no. 6, p. 761-769

De Kreuk M.K., Pronk M., Van Loosdrecht M.C.M., 2005b, Formation of aerobic granules and conversion processes in an aerobic granular sludge reactor at moderate and low temperatures, *Wat. Res.* 39, no. 18, p. 4476-4484

De Kreuk M.K., Van Loosdrecht M.C.M., 2006, Formation of aerobic granules with domestic sewage. *J. Environ. Engineering*, no. 132, p. 694–697

- De Kreuk M. K., Van Loosdrecht M.C.M, 2004, Selection of slow growing organisms as a means for improving aerobic granular sludge stability, *Water Sci Technol*, no. 49/11-12, p. 9-17
- Dong L., Yufeng L., Huiping Z., Jie Z., 2016, Enhanced biological phosphorus removal using granules in continuous-flow reactor, *Chemical Engineering Journal*, no. 298, 107-116
- Draxler J, 2007, Skriptum zur Vorlesung der Abwasserreinigung, Institut für Verfahrenstechnik des Industriellen Umweltschutzes,
- Fang Z., Ping L., Mengsi C., Jinhua W., Nengwu Z., Pingxiao W., Penchi C., Zhiqiang H., 2015, Effect of operational modes on nitrogen removal and nitrous oxide emission in the process of simultaneous nitrification and denitrification, *Chemical Engineering Journal*, no. 280, p. 549-557
- Fang-Yuan C., Yong-Qiang L., Joo-Hwa T., Ping N., 2013, Alternating anoxic/oxic condition combined with step-feeding mode for nitrogen removal in granular sequencing batch reactors (GSBRs), *Separation and Purification Technology*, no. 150, p. 63-68
- Giesen A., Thompson A., 2013, Aerobic granular biomass for cost-effective, energy efficient and sustainable wastewater treatment, 7th European Waste Water Management Conference,
- Gujer W., 2013, *Siedlungswasserwirtschaft*, Springer-Verlag, S.315
- Holtsinger B., Hooder G., Meadows M., Schnoor T., Sherrod C., 1999, *Wastewater Technology Fact Sheet Sequencing Batch Reactors*, Office of Water, Washington,
- Jahn L., Saracevic E., Svardal K., Krampe J., 2016, *Granulares Belebtschlammverfahren in kontinuierlich durchflossenen Belebungsanlagen*, Bundesministerium für Land- und Forstwirtschaft sowie Umwelt und Wasserwirtschaft,
- Jentsch C., 2013, *Angewandte Chemie für Ingenieure*, Springer-Verlag, s. 168
- Koppe P., Stozek A., 1999, *Kommunales Abwasser: seine Inhaltsstoffe nach Herkunft, Zusammensetzung und Reaktionen im Reinigungsprozess einschließlich Klärschlämme*, Vulkan-Verlag, s. 274
- Kim I.S., Kim S.M., Jang A., 2008, Characterization of aerobic granules by microbial density at different COD loading rates. *Bioresource Technol*, no. 99, p. 18–25
- Li J., Cai A., Ding L., Sellamuthu B., 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*, no. 149, p. 437-444
- Li Y., Lv Y., Zeng H., Zhang J., 2016, Enhanced biological phosphorus removal using granules in continuous-flow reactor, *Chemical Engineering Journal*, no. 298, p. 107-116
- Liu H., Li Y., Yang C., Pu W., He L., Bo F., 2012, Stable aerobic granules in a continuous-flow bioreactor with self-forming dynamic membrane, *Bioresource Technology*, no. 121, p. 111-118
- Lochmatter S., Gonzales-Gil G., Holliger C., 2013, Optimized aeration strategies for nitrogen and phosphorus removal with aerobic granular sludge, *Water research*, no. 47, p. 6187-6197
- Lopez A., Di Laconi C., Mascolo G., Pollice A., 2011, *Innovative and Integrated Technologies for the Treatment of Industrial Wastewater.*, IWA Publishing,

- Mc Swain B.S., Irvine R.L., 2008, Dissolved oxygen as a key parameter to aerobic granule formation, *Water Sci. Technol.*, no. 58.4, p. 781-787
- Ministerium für ein lebenswertes Österreich, 2016, Kommunales Abwasser- Österreichischer Bericht, p. 15
- Mishima K., Nakamura M., 1991, Self-Immobilization of aerobic activated sludge- A pilot study of the aerobic upflow sludge blanket process in municipal sewage treatment, *Water Sci Technol*, no. 23(4-6), p. 981-990
- Mosquera-Corral A., de Kreuk M.K., Heijnen J.J., van Loosdrecht M.C.M., 2005, Effects of oxygen concentration on N-removal in an aerobic granular sludge reactor, *Water Research*, no. 39, p. 2676-2686
- Moy B.Y.P., Tay J.H., Toh S.K., Liu Y., Tay L., 2005, High organic loading influences the physical characteristics of aerobic sludge granules, *Lett Appl Microbiol*, no. 34, p. 407–12
- Ni B.J., Xie W.M., Liu S.G., Yu H.Q., Wang Y.Z., Wang G., Dai X.L., 2009, Granulation of activated sludge in a pilot-scale sequencing batch reactor for the treatment of low-strength municipal wastewater, *Water Resource*, no. 43, p. 51–761
- Pan S., Tay J.-H., He Y.-X., Tay L., 2004, The effect of hydraulic retention time on the stability of aerobically grown microbial granules, *Letters in Applied Microbiology*, no. 38, p.158–163
- Pronk M., de Kreuk M.K., de Bruin B., Kamminga P., Kleebezem R., van Loosdrecht M.C.M., 2015, Full scale performance of the aerobic granular sludge process for sewage treatment, *Water Research*, no. 84, p. 207-217
- Richtlinie 91/271/EWG, (1991), Die Behandlung von kommunalem Abwasser
- Rosman N.H., Anuar A.N., Othman I., Harun H., Sulong M. Z., Elias S. H., Hassan M.A.H.M., Chelliapan S., Ujang Z., 2013, Cultivation of aerobic granular sludge for rubber wastewater treatment, *Bioresource Technology*, no. 129, p. 620-623
- Sheng G.P, Li A.J., Li X.Y., Yu H.Q., 2010, Effects of seed sludge properties and selective biomass discharge on aerobic sludge granulation, *Chem. Engineering*, no. 160-1, p. 108–114
- Sunil S.A., Duu-Jong L., Kuan-Yeow S., Joo-Hwa T., 2008, Aerobic granular sludge: Recent advances, *Biotechnology Advances*, no. 26, p. 411-423
- Schreff D., Biologische Schlammwasserbehandlung mit SBR-Anlagen und sonstigen Verfahren, online zu finden unter:
<http://www.kan.at/Kontext/WebService/SecureFileAccess.aspx?fileguid=%7B0ad0ef3f-1ef6-458d-bb4b-ffcf964a7c3b%7D>
- Schwarzenbeck N., Borges J.M., Wilderer P.A., 2005, Treatment of dairy effluents in an aerobic granular sludge sequencing batch reactor, *Environmental Biotechnology*, vol. 66, no. 6, p. 711-718
- Tay J.H., Liu Q.S., Liu Y., 2002, Characteristics of aerobic granules grown on glucose and acetate in sequential aerobic sludge blanket reactors, *Environ Technology*, no. 23, p. 931–936
- Verordnung (EG) Nr. 1137/2008 des Europäischen Parlaments und des Rates, 2008, no. 311, Artikel 5 (4)

Wagner J., Weissbrodt A.G., Manguin V., Ribeiro da Costa R.H., Morgenroth E., Derlon N., 2015, Effect of particulate organic substrate on aerobic granulation and operating conditions of sequencing batch reactors., *Water Research*, no. 85, p. 158-166

Wan C., Sun S., Lee D.J., Lui X., Wang L., Yang X., Pan X., 2013, Partial nitrification using aerobic granules in a continuous-flow reactor: Rapid startup, *Bioresource Technology*, no. 142, p. 517-522

Wiley J. & Sons, 2012, *Technisch-Chemisches Praktikum*, John Wiley & Sons,

Winkler M.K., 2012, *Magic Granules: Segregation of biomass in aerobic granular sludge*, Delft University of Technology, Delft, p. 148

Zhu L., Dai X., Lv M., Xu X., 2013, Correlation analysis of major control factors for the formation and stabilization of aerobic granule, *Environmental Science and Pollution Research*, no. 20, p.3165-3175

7.2 Abbildungsverzeichnis

Abbildung 1: Schichtbildung eines Granulas in Abhängigkeit der Verweilzeit in der Anlage	5
Abbildung 2: Aufbau von flockigem Belebtschlamm (links), Aufbau der Zonen eines Granulas (rechts) (Winkler et al., 2015)	8
Abbildung 3: Nitritakkumulation: A) ping-pong Theorie und B) nitrite loop Theorie (Winkler et al., 2015).....	10
Abbildung 4: Verlauf eines Zyklus einer SBR-Anlage	12
Abbildung 5: Schematische Darstellung der SBRs.....	18
Abbildung 6: Foto der beiden SBRs	18
Abbildung 7: Schematische Darstellung der kontinuierlich durchflossenen Anlage	20
Abbildung 8: Foto der kontinuierlich durchflossenen Anlage (unten)	20
Abbildung 9: SVI, SV_5/SV_{30} und SV_{10}/SV_{30} des SBR1.....	28
Abbildung 10: SVI, SV_5/SV_{30} und SV_{10}/SV_{30} des SBR2.....	28
Abbildung 11: TS-Gehalte der SBRs über den gesamten Versuchszeitraum	29
Abbildung 12: Exemplarisches Beispiel eines Zyklus des SBR2 mit intermittierender Belüftung am 106ten Versuchstag.....	29
Abbildung 13: Mikroskopische Aufnahme der Granula des SBR1 vom Tag 34 (links), Mikroskopische Aufnahme der Granula des SBR2 vom Tag 34 (rechts).....	30
Abbildung 14: Schlamm- und Raumbelastung des SBR1	31
Abbildung 15: Schlamm- und Raumbelastung des SBR2	31
Abbildung 16: Schlammalter der SBRs	32
Abbildung 17: Anlagendurchsatz des SBR1.....	32
Abbildung 18: Anlagendurchsatz des SBR1.....	33
Abbildung 19: CSB-Entfernung des SBR1	34
Abbildung 20: CSB-Entfernung des SBR2	35
Abbildung 21: Ammoniumumsetzung des SBR1.....	35
Abbildung 22: Ammoniumumsetzung des SBR2.....	36
Abbildung 23: Ges.N-Entfernung des SBR1.....	36
Abbildung 24: Ges.N-Entfernung des SBR2.....	37
Abbildung 25: Ges.P-Entfernung des SBR1	38
Abbildung 26: Ges.P-Entfernung des SBR2	38
Abbildung 27: SVI, SV_5/SV_{30} und SV_{10}/SV_{30} im Belebungsbecken der kontinuierlich durchflossenen Anlage	40
Abbildung 28: TS-Gehalt im BB der kontinuierlich durchflossenen Anlage.....	41
Abbildung 29: Mikroskopische Aufnahmen der Belebtschlammflocken umgeben von Fäden aus der vierten Phase	41
Abbildung 30: Raumbelastung im anaeroben Becken	42
Abbildung 31: Schlamm- und Raumbelastung im BB der kontinuierlich durchflossenen Anlage	43
Abbildung 32: Schlammalter im Belebungsbecken der kontinuierlich durchflossenen Anlage	43
Abbildung 33: Anlagendurchsatz der kontinuierlich durchflossenen Anlage.....	44
Abbildung 34: CSB-Entfernung der gesamten kontinuierlich durchflossenen Anlage	45
Abbildung 35: Ammoniumumsetzung der gesamten kontinuierlich durchflossenen Anlage .	45
Abbildung 36: Ges.N-Entfernung der gesamten kontinuierlich durchflossenen Anlage.....	46
Abbildung 37: Ges.P-Entfernung im anaeroben Becken der kontinuierlich durchflossenen Anlage.....	47

Abbildung 38: Ges.P-Entfernung im Belebungsbecken der kontinuierlich durchflossenen Anlage.....	47
Abbildung 39: Ges.P-Entfernung der gesamten kontinuierlich durchflossenen Anlage	48

7.3 Tabellenverzeichnis

Tabelle 1: Durchmesser von Granula in SBR-Anlagen.....	6
Tabelle 2: Hydraulische Aufenthaltszeit in SBR-Anlagen	7
Tabelle 3: Stickstoffentfernungen in SBR-Anlagen mit AGS	11
Tabelle 4: Biologische Phosphatentfernung in SBR-Anlagen mit AGS.....	11
Tabelle 5: Typische Raumbelastungen in SBR-Anlagen mit AGS	13
Tabelle 6: Schlammalter in SBR-Anlagen mit AGS	14
Tabelle 7: Schlammvolumenindex in SBR-Anlagen mit AGS.....	15
Tabelle 8: Auszug der Untersuchungen von Lochmatter et al. (2013) zum Einfluss der Belüftung auf die Stickstoff- und Phosphorentfernung.....	16
Tabelle 9: Sauerstoffkonzentrationen in SBR-Anlagen mit AGS	16
Tabelle 10: Wöchentlicher Plan der Beprobung	21
Tabelle 11: DIN-Vorschriften für die Auswertung der Proben.....	22
Tabelle 12: Betriebseinstellungen des SBR1 mit durchgehend aeroben Bedingungen.....	24
Tabelle 13: Betriebseinstellungen des SBR2 mit intermittierender Belüftung.....	25
Tabelle 14: Mittlere CSB- und Nährstoffkonzentrationen sowie Standardabweichungen für den Zulauf von den SBRs	26
Tabelle 15: Betriebseinstellungen der kontinuierlich durchflossenen Anlage	39
Tabelle 16: CSB- und Nährstoffkonzentrationen im Zulauf der kontinuierlich durchflossenen Anlage.....	39

7.4 Formelverzeichnis

Formel 1: Nitritation.....	9
Formel 2: Nitratation.....	9
Formel 3: Gesamtreaktion der Nitrifikation.....	9
Formel 4: Nitratreduktase.....	9
Formel 5: Nitritreduktase.....	9
Formel 6: Stickstoffmonoxid-Reduktase.....	9
Formel 7: Distickstoffmonoxid-Reduktase.....	9
Formel 8: Berechnung der CSB-Entfernung.....	23
Formel 9: Nitrifikationsleistung.....	23
Formel 10: Berechnung der Ges.N-Entfernung.....	23
Formel 11: Berechnung der Ges.P-Entfernung.....	23
Formel 12: Berechnung des Schlammalters.....	23
Formel 13: Berechnung der Raumbelastung.....	23
Formel 14: Berechnung der Schlammbelastung.....	23
Formel 15: Berechnung vom Schlammvolumenindex.....	23
Formel 16: Berechnung des Verhältnis SV_{10} zu SV_{30}	23
Formel 17: Berechnung des Verhältnis SV_5 zu SV_{30}	23