

**MINISTERIUM
FÜR EIN
LEBENSWEERTES
ÖSTERREICH**

bmlfuw.gv.at

**BEHANDLUNG VON
PROZESSWÄSSERN AUS DER
SCHLAMMBEHANDLUNG
MITTELS
DEAMMONIFIKATION FÜR
KLEINE BIS MITTLERE
KOMMUNALE
KLÄRANLAGEN**



IMPRESSUM

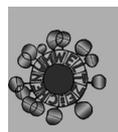


Medieninhaber und Herausgeber:
BUNDESMINISTERIUM
FÜR LAND- UND FORSTWIRTSCHAFT,
UMWELT UND WASSERWIRTSCHAFT
Stubenring 1, 1010 Wien
www.bmlfuw.gv.at

Text und Redaktion: Dipl.-Ing. Dr. Norbert Weissenbacher, Dipl.-Ing. Thonas Schöpp, Ao. Univ.-Prof. Dipl.-Ing. Dr. Werner Fuchs und Univ.-Doz. Dr. Bernhard Wett

Bildnachweis: BMLFUW

Gestaltungskonzept: WIEN NORD Werbeagentur

 UW 907	<p>Gilt für Druckversion: Dieses Feld nicht löschen! Dieses Feld dient als Platzhalter für die Originalversionen von Umweltzeichen, Umweltzeichentext und PEFC-Siegel. Dieser Platzhalter zeigt deren Stand und wird von der Druckerei durch die entsprechenden Originalelemente ersetzt.</p> <p>Gilt für Onlineversion: Dieses Feld bitte löschen!</p>	 PEFC PEFC/06-39-364/27 www.pefc.at
---	---	--

Alle Rechte vorbehalten
Wien, 21.12.2017

INHALTSVERZEICHNIS

IMPRESSUM.....	2
1 EINLEITUNG.....	6
2 ALLGEMEINES.....	7
2.1 STAND DER WISSENSCHAFT	7
2.1.1 AMMONIUMPROBLEMATIK UND BEHANDLUNGSVERFAHREN	7
2.1.2 DEAMMONIFIKATION	8
2.1.3 EINSATZGEBIETE UND LEISTUNGSFÄHIGKEIT	10
2.1.4 GASFÖRMIGE EMISSIONEN.....	12
2.1.5 EINSATZ VON TEXTILEN FILTERN IN DER ABWASSERTECHNIK	13
2.1.6 LEISTUNGSBEURTEILUNG	13
2.2 ZIELSETZUNGEN.....	13
2.3 FORSCHUNGSFRAGEN	14
3 MATERIAL UND METHODEN.....	15
3.1 METHODENENTWICKLUNG	15
3.1.1 METHODENANPASSUNG	15
3.1.2 ANALYTIK.....	16
3.1.3 MULTIFAKTORIELLER INHIBIERUNGSTEST	18
3.1.4 STATISTISCHE AUSWERTUNGEN	20
3.2 LABORREAKTOREN	21
3.2.1 3L LABORREAKTOR	21
3.2.2 13L LABORREAKTOR	23
3.3 HALBTECHNISCHE RAEKTOREN	25
3.3.1 REAKTORKONFIGURATION.....	25
3.3.1.1 EIN-KAMMER-REAKTOR	25
3.3.1.2 ZWEI-KAMMER-REAKTOR.....	26
3.3.2 PROZESSWASSERVERSORGUNG.....	29
3.3.3 INOKULUM	31
3.3.4 UNTERSUCHUNGSPHASEN.....	33
3.4 MESSUNGEN UND ANALYSEN	34
3.4.1 LABORANALYTIK	34
3.4.2 ONLINEANALYTIK.....	35
4 ERGEBNISSE UND DISKUSSION	37
4.1 METHODENANPASSUNG.....	37
4.1.1 EXISTIERENDE METHODEN	37
4.1.2 HÄMQUANTIFIZIERUNG.....	37
4.1.3 SPEZIFISCHE ANAMMOXAKTIVITÄT	39
4.2 MULTIFAKTORIELLER INHIBIERUNGSTEST.....	40
4.2.1 STICKSTOFFENTFERNUNG	40
4.2.2 HÄM-C GEHALT.....	42
4.2.3 SPEZIFISCHE ANAMMOXAKTIVITÄT	44
4.2.4 SAA UND HÄMQUANTIFIZIERUNG IM VERGLEICH ZUR STICKSTOFFABBAULEISTUNG	45
4.2.5 EFFEKTE UND ZUSAMMENWIRKEN DER EINFLUSSFAKTOREN.....	46
4.3 UNTERSUCHUNGEN IM LABORMASSSTAB.....	48
4.3.1 3L LABORREAKTOR	48
4.3.2 13L LABORREAKTOR	52
4.4 UNTERSUCHUNGEN IM HALBTECHNISCHEN MASSSTAB.....	57
4.4.1 ABWASSERCHARAKTERISTIK	57
4.4.2 BETRIEBSKENNZAHLEN	57
4.4.3 EINFABRPHASE	59

INHALT

4.4.4	REGELUNGSKONZEPT.....	62
4.4.5	LEISTUNGSSTEIGERUNG.....	64
4.4.6	KONTINUIERLICHER BETRIEB DES ZWEI-KAMMER-SYSTEMS	64
4.4.7	LACHGASEMISSIONEN.....	65
4.4.8	VARIATION DER ALKALINITÄT	67
4.4.9	SPEZIFISCHE ANAMMOXAKTIVITÄT	69
4.4.10	ONLINEMESSUNGEN MIT UV-VIS.....	70
5	ZUSAMMENFASSUNG UND SCHLUSSFOLGERUNGEN	72
6	DANKSAGUNG	74
7	REFERENZEN	75
8	TABELLENVERZEICHNIS.....	80
9	ABBILDUNGSVERZEICHNIS.....	81

1 EINLEITUNG

Im Rahmen der Steigerung der Energieeffizienz und der Erhöhung der Anlagenkapazität wird die biologische Deammonifikation für die Behandlung von Prozesswässern aus der Schlammbehandlung bereits auf verschiedenen Kläranlagen in Österreich eingesetzt und stellt eine zukunftssträchtige Technologie zur alternativen Nährstoffentfernung dar (Krampe, 2014). Aufgrund der speziellen Eigenschaften der eingesetzten Mikroorganismen kann dabei die Stickstoffentfernung aus hochbelasteten Teilströmen mit geringem Energieeinsatz bewältigt werden.

Derzeit bleibt die Anwendung des Verfahrens allerdings auf große Anlagen beschränkt, da die Betriebsführung verfahrenstechnisch komplex ist und daher nur mit entsprechender personeller und infrastruktureller Kapazität bewältigt werden kann. Der mögliche Anwendungsbereich des sehr leistungsfähigen Verfahrens geht allerdings wesentlich weiter und umfasst auch kleinere Anlagen. Darüber hinaus könnten damit zukünftig auch vermehrt industrielle Abwässer mit hohen Nährstoffbelastungen behandelt werden. Als verfahrensbedingter Nachteil muss allerdings die Anfälligkeit des Verfahrens auf die Produktion des klimarelevanten Lachgases genannt werden, die je nach Emissionsraten die Vorteile hinsichtlich CO₂- Fußabdruck wieder zunichtemachen kann.

Aus den genannten Rahmenbedingungen ergibt sich daher der Bedarf einer gezielten Weiterentwicklung der bestehenden Ansätze mit der Zielrichtung eines stabilen und klimaneutralen Prozesses, der die Effizienzsteigerung der Nährstoffentfernung auch bei kleineren Behandlungsanlagen erlaubt. Damit kann dann einerseits eine Senkung der Betriebskosten sowie die Erhöhung der Gesamtanlagenkapazität erreicht werden. Insbesondere für Anlagen mit erhöhter N-Rückbelastung infolge Co-Fermentation von organischen Reststoffen oder Fremdschlämmen ergibt sich eine zusätzliche Notwendigkeit einer Separatbehandlung mittels Deammonifikation. Da die Tendenz zur Implementierung von Faulungsanlagen immer mehr in Richtung kleinere Anlagen geht (<20.000 EW; Füreder, 2014) wird das Anwendungspotential im kommunalen Bereich zukünftig weiter zunehmen.

2 ALLGEMEINES

2.1 STAND DER WISSENSCHAFT

2.1.1 AMMONIUMPROBLEMATIK UND BEHANDLUNGSVERFAHREN

Infolge der Erhöhung der gesetzlichen Ablaufanforderungen bezüglich Stickstoffverbindungen kam es in den 90er- Jahren zu einer Welle von Erweiterungen der Reaktionsvolumina in der biologischen Reinigungsstufe von Kläranlagen. Im Betrieb vieler erweiterter Anlagen zeigte sich, dass die Leistungsreserve von Kläranlagen aufgrund der einzuhaltenden Grenzwerte durch die Verschärfung kleiner geworden ist. Die Zunahme der Stickstoffbelastung im Kläranlagenzulauf erfordert daher auch heute noch Kläranlagenerweiterungen und –optimierungen. In den letzten Jahren ist das Thema der Rückbelastung kommunaler Anlagen durch Prozesswasser aus der Schlammbehandlung vermehrt ins Interesse der Betreiber gerückt. Dieses Prozesswasser fällt als Überstandswasser aus Eindickern, als Trübwasser aus dem Faulturm sowie als Zentrat aus den Entwässerungsaggregaten an. Je nach Entsorgungspfad des Klärschlammes können weiter noch Kondensat aus der Klärschlamm-trocknung oder Wässer der Rauchgaswäsche aus der Verbrennung den Anteil an Prozesswasser, die Rückbelastung verursachen, mit eingebunden werden. Die Teilströme des Prozesswassers sind mengenmäßig klein, aber in ihrer Belastung hochkonzentriert und stellen somit eine erhebliche Mehrbelastung der Kläranlage dar.

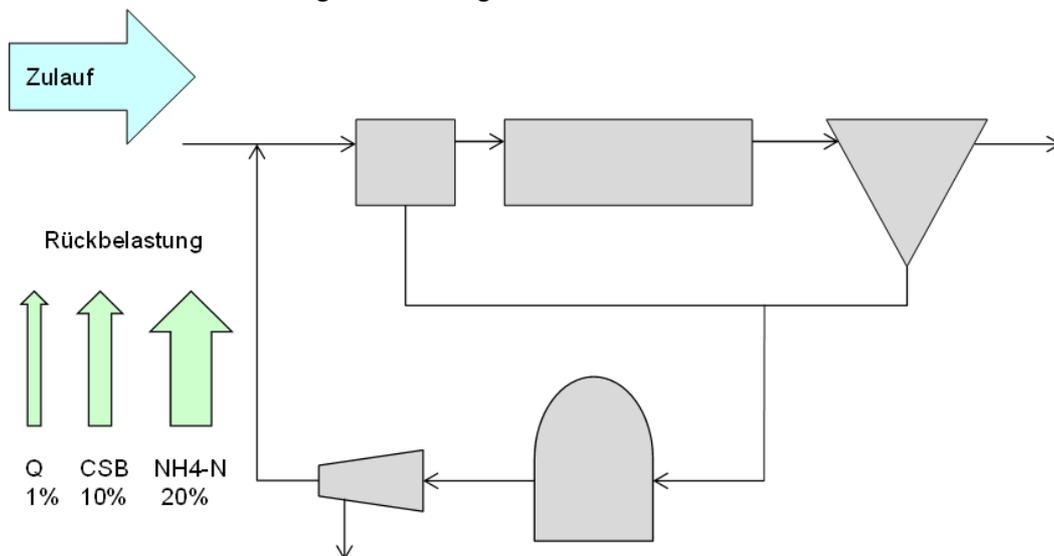


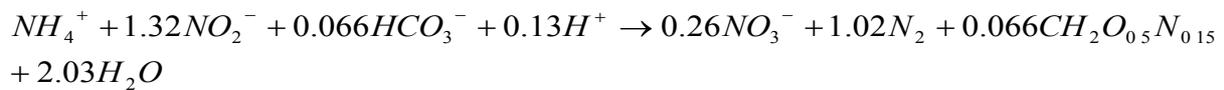
Abbildung 1: Gegenüberstellung der in die Kläranlage zugeführten Abwassermengen bzw. -inhaltsstoffe aus dem Zulauf und der Rückbelastung.

Abbildung 1 stellt die für die Abwasserreinigung relevanten Rückbelastungen aus unterschiedlichen Prozessschritten dar. Es wird deutlich, dass die Schlammwässer stark mit CSB, Stickstoff und, je nach Verfahren, auch mit Phosphat belastet sind. Die Zusammensetzung dieser Prozesswässer zeigt vor allem bezüglich ihres C/N Verhältnisses eine deutliche Abweichung vom Rohabwasser. Das typische CSB:N Verhältnis im Rohabwasser liegt zwischen 100:5 und 100:10, im Vergleich dazu tritt in den Prozesswässern je nach Schlammbehandlung ein CSB:N Verhältnis bis 100:200 auf. Da diese dem Kläranlagenzulauf zugemischt werden, ergibt sich eine ungünstige Verschiebung des C/N- Verhältnisses. Hierdurch wird insbesondere die Denitrifikation beeinflusst, da die Denitrifikationskapazität und das ermittelte Denitrifikationsvolumen durch das Verhältnis von leichtabbaubaren Kohlenstoffverbindungen zum Stickstoff bestimmt wird. Sind die resultierenden Nitratfrachten aus der Rückbelastung und der internen Rezirkulation im Vergleich zu den leicht abbaubaren Substraten hoch, kommt es zwangsläufig zu einem Rückgang der Denitrifikationsleistung.

2.1.2 DEAMMONIFIKATION

Als Deammonifikation wird allgemein der kombinierte Prozess zur Stickstoffentfernung aus teilweiser Nitritation des Ammoniums und aus der anaeroben Oxidation des verbleibenden Ammoniums mithilfe des gebildeten Nitrits verstanden. Während die Nitritation ein lange bekannter und in der Abwassertechnik etablierter Prozess ist, liegen die Entdeckung der anaeroben Ammoniumoxidation und deren abwassertechnische Nutzung noch nicht so weit zurück.

In den 90er Jahren wurden erstmals Planctomycetenstämme isoliert, die unter anaeroben Bedingungen die autotrophe Umsetzung von Ammonium und Nitrit zu Luftstickstoff durchführen. Diese ANaerobic AMMonium- OXidizing (Anammox) Bakterien stellen die Grundlage eines neuen Verfahrens zur Entfernung von Ammonium aus Abwässern dar (Strous et al., 1999). Der Stoffumsatz dieser Bakterien kann wie folgt dargestellt werden:



Es zeigte sich, dass diese Anammox- Planktomyceten (Abbildung 2) in der Lage sind, mit Stickstoff hochbelastete Abwässer unter vergleichsweise geringem Energieaufwand und ohne zusätzlichen Bedarf an organischem Kohlenstoff umzusetzen.

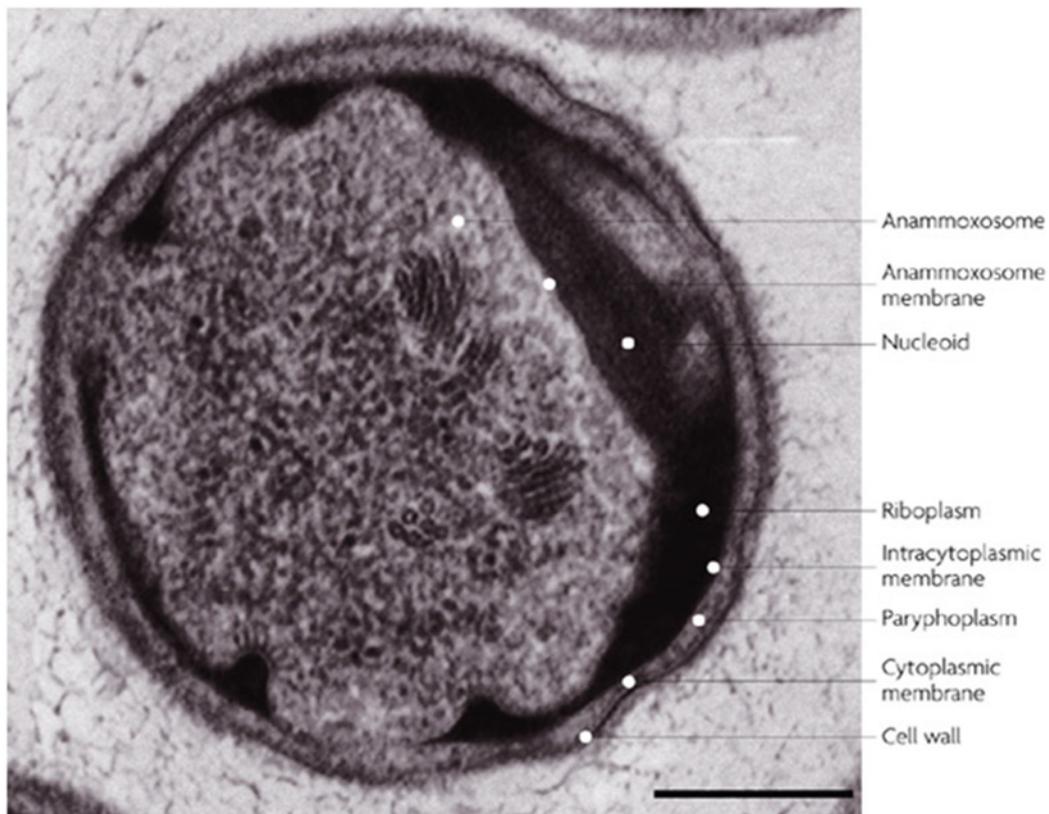


Abbildung 2: Funktionale Teile im Aufbau von Planktomyxeten (Kuenen, 2008).

Voraussetzungen dafür sind allerdings die Gewährleistung des oben dargestellten Verhältnisses von Ammonium zu Nitrit und ein hohes Schlammalter für den Erhalt der aktiven Biomasse. Es handelt sich um thermophile Bakterien, die ihren maximalen Stoffumsatz bei Temperaturen um 40°C erreichen (Jetten, 2001). Als weiterer wichtiger Punkt hat sich die Sicherstellung von ausreichend anorganischem Kohlenstoff (Alkalinität) herausgestellt (Wett und Rauch, 2003). Wie aus der Stöchiometrie abzuleiten, ist eine Bereitstellung von Nitrit erforderlich, um die Deammonifikation zu inertem Stickstoffgas zu ermöglichen. Dieses muss in einem vorhergehenden Teilprozess gebildet werden (Nitritation). Die entsprechende verfahrenstechnische Umsetzung der beiden Teilprozesse Nitritation und anaerober Ammoniumoxidation wird als Deammonifikation bezeichnet (Abbildung 3) und kann in unterschiedlichen Reaktorkonfigurationen zeitlich oder räumlich getrennt erfolgen. Eine besondere verfahrenstechnische Herausforderung liegt darin, die Anammox-Biomasse keinen Nitritkonzentration auszusetzen, die in einem toxischen Bereich liegen (je nach Literaturquelle größer als 10-70 mg NO₂-N/L).

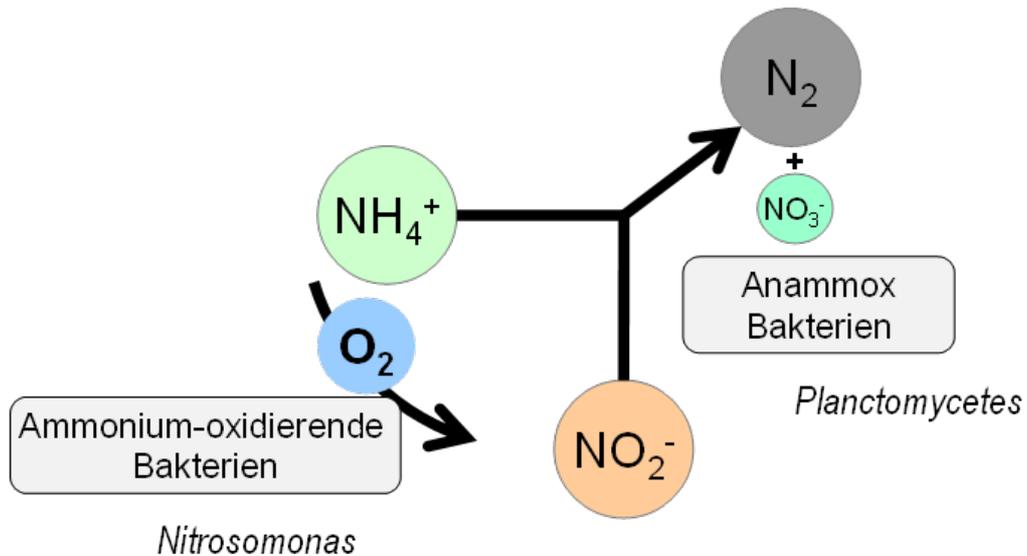


Abbildung 3: Vereinfacht Darstellung der mikrobiellen Vorgänge bei der Deammonifikation mittels Anammox-Prozess.

2.1.3 EINSATZGEBIETE UND LEISTUNGSFÄHIGKEIT

In der Folge der Entdeckung der Anammoxspezies (z.B. *Candidatus Kuenenia stuttgartiensis*, *Brocadia anammoxidans*) und deren Potenzial für die Abwasserreinigung kam es zur Entwicklung von verschiedenen verfahrenstechnischen Ansätzen und Prozesskonfigurationen. Aufgrund der Eigenschaften der Biomasse (geringe Konkurrenzfähigkeit, hoher Temperatureinfluss) hat man sich bisher auf die separate Behandlung von ammoniumreichen Abwässern konzentriert (Fux et al., 2002). Erst in den letzten Jahren hat sich das Forschungsinteresse auf die Anwendung der Deammonifikation im Hauptstrom einer Kläranlage gelegt. In der Abbildung 4 ist die Einbindung des Systems in eine zweistufige Belebungsanlage dargestellt. Die Abbildung 5 zeigt die Biomasse, wie sie sich im Praxisbetrieb darstellt.

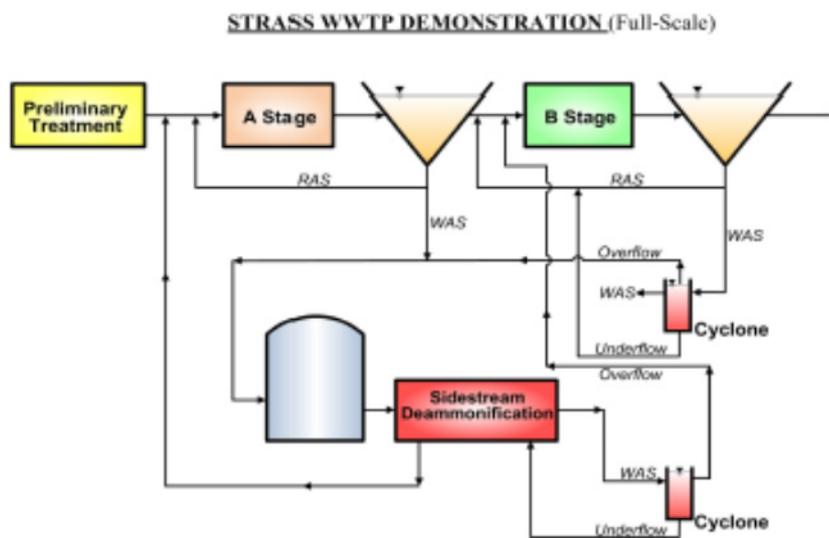


Abbildung 4: Einbindung der Prozesswasserbehandlung in die ARA Strass des AIZ (entnommen aus Wett et al., 2013).

Hinsichtlich der Herstellung des erforderlichen Verhältnisses von Ammonium zu Nitrit kann man zwei übergeordnete Konfigurationen unterscheiden. Zweistufige Verfahren bestehen aus einer vorgeschalteten

Nitritionsstufe (aerob) und einer nachfolgenden Anammoxstufe ohne Sauerstoffzufuhr (Fux et al., 2002, Gali et al. 2007).



Abbildung 5: Anammoxbakterien bilden frei sichtbare Granulen (links). Anammox- Biomasse im DEMON- Reaktor der ARA Strass im Zillertal (rechts).

Ein Vorteil dieser Konfiguration liegt in der separaten und damit besseren Regelbarkeit der Teilprozesse (z.B. SHARON/Anammox). Einstufige Verfahren führen die Prozessschritte zeitlich getrennt im selben Reaktor durch. Kernpunkt ist hier die alternierende Regelung der aeroben und anaeroben Zustände. Ein Beispiel dafür ist das pH-Wert geführte DEMON- Verfahren (Wett, 2006), alternativ kann auch über den gelösten Sauerstoff geregelt werden (z.B. OLAND). Neben der Konfiguration der aeroben und anaeroben Abbauprozesse der Deammonifikation können Systeme mit sessiler und suspendierter granularer Anammoxbiomasse unterschieden werden. Anlagen mit suspendierter Biomasse erreichen eine spezifische Ammoniumentfernung bezogen auf Reaktorvolumen zwischen 0,5 und 1,0 kg N/m³/d, Anlagen mit Biomasse auf Aufwuchsträgern erreichen aufgrund der höheren Biomassekonzentration um ca. 1,5 kg/m³/d (Lackner et al., 2014). Die heute großtechnisch eingesetzten Systeme sind hauptsächlich als SBR –Verfahren mit suspendierter Biomasse umgesetzt (>50%), gefolgt von Systemen mit granularer Biomasse und Schwebebettreaktoren (Festbett). Fast 90 % der Systeme arbeiten im einstufigen Modus (Lackner et al., 2014). Dabei gibt es eine Reihe von Verfahren, bei denen zumeist Teile patentiert wurden (z.B. DEMON, ANITAMox, SHARON/ANAMMOX, NAS; CIRKOX/ANAMMOX). Dabei geht es hauptsächlich um die Art der Biomasseimplementierung, deren Rückhalte bzw. die regelungstechnische Umsetzung. Bei den suspendierten Verfahren wurden z.B. Zyklon- oder Siebsysteme entwickelt, die einen effizienten Rückhalt der Anammoxgranulen aus dem Schlammabzug ermöglichen. Die Praxiserfahrung aus dem großtechnischen Betrieb verschiedener Konfigurationen zeigt jedoch eine Reihe von Problemstellungen, die immer wieder auftreten:

- Leistungseinbruch durch Hemmung
- Biomasseverlust durch Schaumbildung oder unzureichende Abtrennung
- Prozessstörung durch Nitrifikation/ Denitrifikation
- Störung durch Feststoffeintrag aus der Schlammmentwässerung
- Leistungsverminderung durch Alkalinitätsmangel

Trotz zunehmender Erfahrung mit diesen Problemen kommt es auch bei sehr großen Anlagen immer wieder zu längerfristigen Störungen (Zingerle und Dietrich, 2014).

2.1.4 GASFÖRMIGE EMISSIONEN

Der Ablauf der Nitrifikation und Denitrifikation zur Stickstoffentfernung wird im Allgemeinen stark vereinfacht über die Komponenten Ammonium, Nitrit, Nitrat und N_2 dargestellt. Es handelt sich aber um eine komplexe Prozesskette, die enzymatisch reguliert wird und je nach Umgebungsbedingungen beschleunigt, verlangsamt aber auch unterbrochen werden kann. Daraus ergeben sich Zwischenprodukte, von denen flüchtige Komponenten als gasförmige Emissionen entweichen. Von besonderem Interesse ist Lachgas (N_2O), da es die fast 300-fache Klimawirksamkeit des Kohlendioxids aufweist. Seine Emissionen können auf allen stickstoffentfernenden Anlagen nachgewiesen werden. Studien zeigen allerdings eine weite Streuung der Emissionen. Ahn et al. (2010) verweisen auf einen beobachteten Emissionsbereich von 0,01 % bis 3,3 % des Zulauf-TKN als Lachgas. Eine Studie aus Österreich bringt vergleichbare Werte, der Zusammenhang zwischen Anlagenart, Belastung und Betriebsführung konnte bei aber beiden Studien aufgrund der Komplexität der Zusammenhänge aber noch nicht dargestellt werden (Paravicini et al., 2014).

Sonderverfahren der Stickstoffentfernung wie Nitritation/ Denitritation aber auch die Deammonifikation über partielle Nitrifikation / Anammox zeigen ein signifikant höheres Potential, Lachgas freizusetzen. Vor allem bei zweistufigen Anlagen im Teilstrom wurden Anteile von bis zu 15 % gemessen (Kampschreur et al., 2006). Eigene Messungen und die darauf aufbauende Stickstoffbilanzierung der Prozesswasserbehandlung der Anlage Strass im Zillertal zeigen einen Lachgasanteil von ca. 1,3 % des behandelten Stickstoffs (Weissenbacher et al., 2010; Abbildung 6). Messungen der Lachgasemissionen aus allen Prozessstufen dieser Anlage wurden in einer Lebenszyklusanalyse berücksichtigt und die Relevanz der Reduktion von Energie- und Ressourcenverbrauch durch den Einsatz der Deammonifikation den Emissionen gegenübergestellt. Dabei hat sich gezeigt, dass die Emissionen aus der Prozesswasserbehandlung den Großteil der Gesamtlachgasemissionen der Kläranlage ausmachen. Folglich wurde ebenfalls die Wichtigkeit der Begrenzung der Lachgasemissionen hervorgehoben (Schaubroeck et al., 2015).

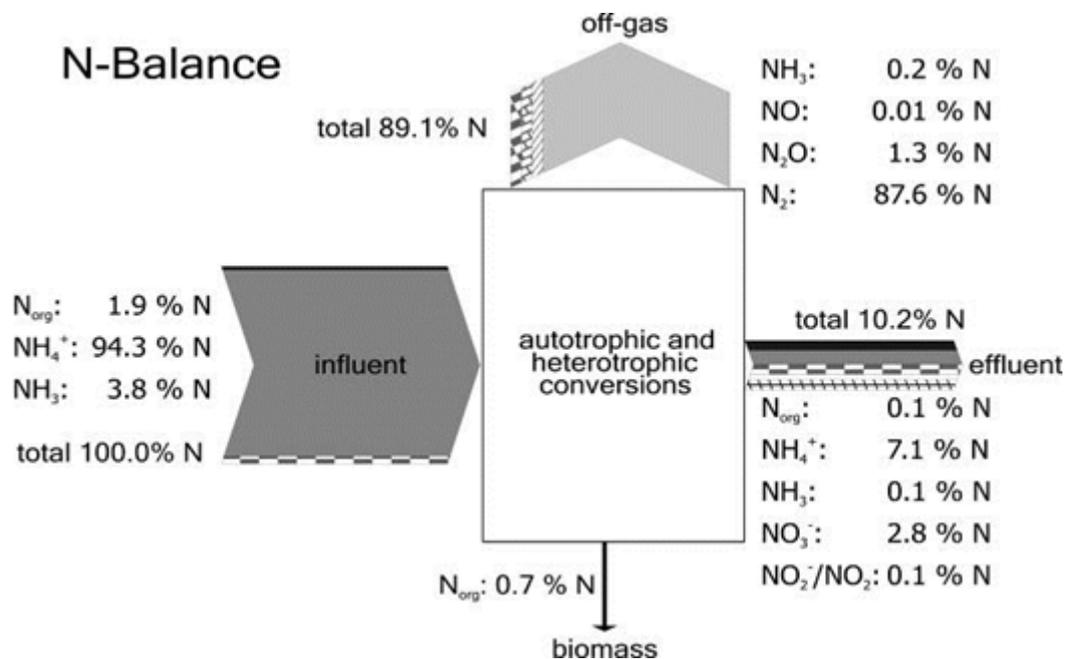


Abbildung 6: Stickstoffbilanz der DEMON – Prozesswasserbehandlung der ARA Strass (Weissenbacher et al., 2010).

Durch regelungstechnische Optimierung können diese Emissionen vermindert werden. Eigene Untersuchungen zeigten erste Zusammenhänge zwischen den Sauerstoffeinstellungen und den Lachgasemissionen im Belebungsbecken einer Großanlage (Weissenbacher et al., 2010), verifizierte und praxistaugliche Konzepte für die dauerhafte Einschränkung der Lachgasemissionen fehlen aber trotz einer

Reihe von Studien und Forschungsprojekten (Domingo-Félez et al., 2014; Kampschreur et al., 2008; Rathnayake et al., 2013; Yang et al. 2013). Ziel wäre dabei ein klimaneutraler Betrieb unter Berücksichtigung der energetischen Vorteile des Verfahrens.

2.1.5 EINSATZ VON TEXTILEN FILTERN IN DER ABWASSERTECHNIK

Der Einsatz von textilen Filtern auf Kläranlagen zur Partikelrückhaltung ist weit verbreitet. Typisches Anwendungsgebiet ist die Schlammmentwässerung, beispielsweise mit Bandfiltern oder Filterpressen. Auch zur Entnahme von restlichen suspendierten Feststoffen bei ungenügender Abtrennung in der Nachklärung werden zum Teil Gewebefilter eingesetzt. Neuerdings wird auch der vollständige Ersatz des Nachklärbeckens durch Gewebefiltration untersucht (Loderer et al., 2013) allerdings ist ein großtechnischer Einsatz bisher nicht bekannt.



Abbildung 7: Verschiedene Ausführungen von textilen Filtern für die Anwendung in der Abwassertechnik.

Im Vergleich mit den in der Abwassertechnik eingesetzten Membranverfahren (MBR) mit Mikro- oder Ultrafiltration können mit Geweben wesentliche höhere Durchsatzraten bei relativ geringem Energieeinsatz erreicht werden (Abbildung 7). Die Gewebefilter erlauben zwar nicht den hohen Rückhalt von Bakterien und Viren wie z.B. mit Ultrafiltration, sind aber die energetisch wesentlich günstigere Variante für den Rückhalt von suspendierter Biomasse und daher auch eine interessante Kombination für die Deammonifikation, wo der Biomasserückhalt ein wesentliches Kriterium der Verfahrensführung darstellt.

2.1.6 LEISTUNGSBEURTEILUNG

Da die Deammonifikation ein kombinierter Prozess der bakteriellen Stickstoffumsetzung mithilfe unterschiedlicher Spezies ist, die unterschiedliche Umweltbedingungen erfordern, kommt nicht nur der Beurteilung des Gesamtprozesses sondern auch der Teilprozesse Bedeutung zu. Sie ist die Grundlage zur Entwicklung und Optimierung der technischen Umsetzung des Verfahrens und der Sicherstellung der Stabilität des Prozesses. Dieser Umstand ist auch Grund für die vorherrschende Beurteilung des Verfahrens als ‚komplex‘ und ‚schwierig zu beherrschen‘. Allgemein wird davon ausgegangen, dass es daher nur auf Großanlagen möglich und sinnvoll ist dieses Verfahren zu implementieren, da nur dort entsprechende personelle und technische Ressourcen verfügbar sind. Für die Beurteilung des Leistungszustandes der Deammonifikation stehen neben dem herkömmlichen Vergleich der Zu- und Ablaufkonzentrationen des Gesamtsystems auch Verfahren zur Verfügung, die auf den Zustand der Anammoxbiomasse abzielen. Zu nennen sind da vor allem die spezifischen Anammoxaktivität (SAA) und die Hämquantifizierung (HQ). Beide Verfahren wurden in der vorliegenden Studie eingesetzt und hinsichtlich ihrer Aussagekraft beurteilt.

2.2 ZIELSETZUNGEN

Basierend auf dem Stand der Technik und der bisherigen Umsetzung des Verfahrenskonzeptes auf Kläranlagen wurden folgende Punkte als übergeordnete Zielsetzungen definiert:

- Erhöhung der Prozessstabilität: Reduzierung der Anfälligkeit des Systems auf Hemmung und Störung durch konkurrierende Biomasse. Dabei soll Akkumulationen von Prozesszwischenprodukten bzw. unerwünschten Endprodukten begrenzt werden, die sonst die Aktivität der anaeroben Ammoniumoxidation einschränken würden. Dazu sollte eine neuartige Verfahrensführung und erweiterte Mess- Steuerung und Regelung entwickelt werden.
- Sicherstellung der Leistungsfähigkeit: Vermeidung von Biomasseverlust und gleichzeitige Erhöhung der aktiven Biomassekonzentration. Ein Retentionskompartiment sollte die Vorteile von ein- und zweistufigen Verfahren in einem Reaktor zusammenführen und so eine hohe Raumbelastung ermöglichen.
- Bewältigung von Störeinflüssen: Die Störung der aktiven Biomasse durch Rückstände aus der Schlammbehandlung soll vermieden werden. Dazu sollte eine flexible Gestaltung von Zu- und Ablauf mit der Möglichkeit von Sedimentation und Feststoffabzug erarbeitet werden.
- Reduktion klimarelevanter Emissionen: Dazu sollten die Lachgasemission auf ein Mindestmaß reduziert werden. Hierzu sollten die Betriebseinstellungen auf das Emissionsverhalten unter den maßgeblichen Betriebszuständen abgestimmt werden.

2.3 FORSCHUNGSFRAGEN

Zur Erreichung der übergeordneten Ziele wurde eine Reihe von Forschungsfragen definiert, deren Beantwortung als Grundlage für die zukünftige Umsetzung der Deammonifikation bei kleineren (mittleren) Anlagen dienen soll:

GRUNDLAGENKENNTNISSE. Die Studie zielt auf die Erweiterung des Wissens im Bereich der Deammonifikation ab, um bisher auftretende Probleme in den Griff zu bekommen und die Grundlagen für die Systementwicklung im kleineren Maßstab für mittlere Anlagengrößen zu schaffen. Wesentlich sind hier einerseits die Reaktorgestaltung hinsichtlich Transport- und Umsetzungsprozesse sowie die Regelung hinsichtlich Stabilität und geringe Emissionen.

TRANSPORTPROZESSE. Deren Auswirkungen sind bei kleinen Reaktoren wesentlich, da die Zwischenprodukte rasch weiterverarbeitet werden müssen um eine Systemhemmung und erhöhte gasförmige Emissionen zu vermeiden.

EMISSIONSVERHALTEN DEAMMONIFIKATION. Die Untersuchung des Emissionsverhaltens unter verschiedenen Betriebseinstellungen bei Erfassung der Lachgasemissionen über einen ausreichend langen Zeitraum soll eine präzise Stickstoffbilanzierung ermöglichen. Die Erkenntnisse sollen eine Grundlage für die Verbesserung der bisherigen Regelkonzepte darstellen.

MIKROBIOLOGISCHES MONITORING. Dieses soll den Zusammenhang zwischen Produktion/Konsum/Emission der chemischen Parameter mit der Aktivität der vorhandenen Organismen herstellen. Zielrichtung sind innovative Verfahren, die ein Langzeitmonitoring (kosteneffizient) möglich machen (z.B. bildgebende Verfahren).

3 MATERIAL UND METHODEN

3.1 METHODENENTWICKLUNG

3.1.1 METHODENANPASSUNG

Die einzigartige Physiologie der Anammox-Bakterien führt zu Herausforderungen für die Prozessregelung. Insbesondere die langsame Verdopplungszeit führt dazu, dass Fehler in der Prozessführung zu einem nachhaltigen Einbruch der Prozessleistung führen können. Dies bedeutet auch, dass die Verwendung herkömmlicher mikrobiologischer Methoden, z.B. die Keimzahlbestimmung zur Bestimmung der Zellzahl, nicht geeignet sind. Verschiedene Methoden wurden in den letzten Jahren vorgeschlagen: FISH, Gensonden, Häme, Particle Tracking, Fettsäuren und qPCR. Viele dieser Methoden müssen ihre Praxistauglichkeit abseits der Forschung erst unter Beweis stellen. Eine der Zielsetzungen dieser Studie war es daher, wie oben genannt, für den Praxisbetrieb vielversprechendere Methoden zu implementieren und ihre Eignung experimentell bzw. im Zuge des Anlagenmonitorings zu prüfen.

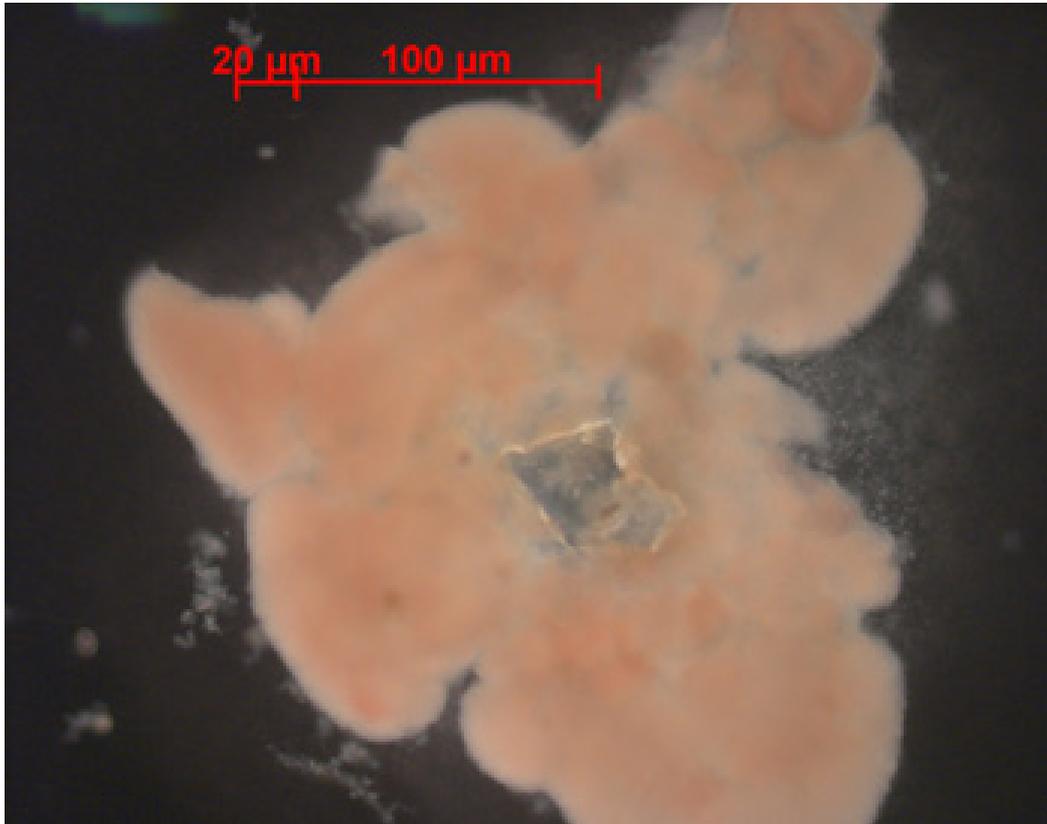


Abbildung 8: Typische Rotfärbung der untersuchten Anammoxbiomasse im Lichtmikroskop.

Die spezifische Anammoxaktivität (SAA), und die Hämquantifizierung (HQ, Messung des physiologisch vorhandenen Rotfarbstoffs, Abbildung 8) sind vielversprechende Methoden mit geringem materiellem Aufwand und sollten daher etabliert werden. Das Häm ist als prosthetische Gruppe ein wichtiger Bestandteil der Proteine, die in den Stoffwechsel von Ammonium und Nitrit zu Stickstoff eingebunden sind. Da eine hohe Konzentration des Proteins mit einer potentiell hohen Stoffwechselrate in Verbindung gebracht wird, ist eine Quantifizierung der Hämgruppe relativ zur Biomasse ein vielversprechendes Werkzeug, um den Zustand der Anammox- Biomasse beurteilen zu können. Dies wurde schon mehrfach in der Literatur gezeigt,

so konnten Jin et al. (2013) zeigen, dass nach Sulfidinhibierung eine Abnahme die Hämkonzentration mit einer Abnahme der SAA einherging. Tang et al. (2011) fanden eine Zunahme von Häm bei einer gleichzeitigen Zunahme der Stickstoffentfernungsrate und der SAA. Untersuchungen über den Einfluss von unterschiedlichen Hungermodi zeigten eine Abnahme von Häm und der SAA in Abhängigkeit vom gewählten Hungermodus. Podmirseg et al. (2015) verglichen verschiedene Monitoringparameter und konnten zeigen, dass HQ zusammen mit anderen Monitoringparametern Biomassen mit unterschiedlichem Anammox-Anteil unterscheiden kann und schlussfolgern, dass HQ im Gegensatz zu anderen Methoden auch für nicht-granuläre Anammox- Biomasse geeignet ist. Im Gegensatz dazu fanden Xing et al. (2014), dass HQ nicht dazu geeignet ist, wichtige Parameter wie die SAA und das Absetzverhalten abzuschätzen.

Die Mehrzahl der erschienen Studien zeigten die HQ als eine vielversprechende Monitoringmethode, die im speziellen für kommunale Kläranalgen attraktiv ist, da sich das Häm mit einem herkömmlichen Photometer bestimmen lässt und somit keine zusätzliche Investition in Laborgeräte notwendig ist.

Nichtsdestotrotz kann beim gegenwärtigen Erkenntnisstand nicht darauf geschlossen werden, dass HQ unter den Prozessbedingungen, welche bei einer kommunalen Trübwasserbehandlung durch Deammonifikation zu erwarten sind, (a) sensitiv auf zu erwartende Störungen reagiert, da viele Tests unter extrem toxischen, unrealistischen Bedingungen für kommunale Anwendungen durchgeführt wurden, und (b) den Mehraufwand gegenüber anderen Monitoringverfahren rechtfertigt. Es existieren verschieden methodische Ansätze für die HQ, wobei sich Studien welche sich mit der HQ von Anammox- Biomasse auseinander gesetzt haben auf den photometrischen Ansatz konzentrieren. Diese beziehen sich dabei in erster Linie auf Sinclair et al. (2001) und Edward et al. (1987). Aufbauend darauf optimierten Podmirseg et al. (2015) die photometrische Methode. Aufbauend auf die zitierten reproduzierbaren methodischen Ansätze wurde daher eine Anpassung für die Erfordernisse der vorliegenden Studie durchgeführt.

Die SAA ist ein Maß für die Anammox-Stoffwechselrate einer bestimmten Menge Biomasse. Synthetisches Abwasser mit gleichen Konzentrationen von $\text{NO}_2\text{-N}$ und $\text{NH}_4\text{-N}$ wird mit einem Anammox- Schlamm mit bekannter organischer Trockensubstanz inokuliert. Je nach Methode werden dann die Lösung und/oder der Kopfraum mit Inertgas gespült. Danach wird entweder der zeitliche Verlauf der Gasproduktion (Druck, oder relative N_2 - Gehalt) oder die Entwicklung von $\text{NO}_2\text{-N}$, $\text{NO}_3\text{-N}$ und $\text{NH}_4\text{-N}$ über einen Zeitraum von mehreren Stunden gemessen. Da die Gasproduktion proportional zur Stoffwechselrate ist, kann durch die Kenntnis der Stöchiometrie so auf die SAA geschlossen werden. Dapena-Mora et al (2007) konnten zeigen, dass die über den Druck bestimmte Gasproduktion gut mit den Ergebnissen der nasschemischen Methode zusammen passt.

3.1.2 ANALYTIK

Die Stickstoffparameter $\text{NH}_4\text{-N}$, $\text{NO}_2\text{-N}$, $\text{NO}_3\text{-N}$ wurden routinemäßig erfasst (siehe auch Abschnitt 3.4.1). Durch sie lassen sich Massenbilanzen erstellen, und wichtige Prozesskennzahlen wie Abbauleistung und Raumbelastung beschreiben. Durch sie gewinnt man darüber hinaus noch weitere wichtige Informationen. So kann die Anwesenheit von $\text{NO}_3\text{-N}$ ein Indikator für Nitratation durch Überbelüftung sein, ist aber ebenso ein Indikator für den anabolen Stoffwechsel der Anammox -Biomasse. $\text{NO}_2\text{-N}$ ist einerseits der notwendige Elektronenakzeptor und muss daher durch Nitrifikation im ausreichenden Maß zu Verfügung stehen, liegt es aber in höheren Konzentrationen vor kann es zu irreversiblen Prozessstörungen kommen. Die Bestimmungen der Trockensubstanz (TS) und der organischen Trockensubstanz (oTS) erfolgten routinemäßig nach APHA 198914. Der CSB wurde nach DIN 38409 T7(H7), und der Ks-Wert nach DIN 38409 T41(H41) bestimmt.

Der Vergleich der analytischen Hämquantifizierungs (HQ) - Methoden wurde mit einem Photometer (U-2001 Spectrophotometer, HITACHI, JP) und einem Fluorimeter (Cary Eclipse Fluorescence Spectrophotometer, Agilent Technologies, USA) durchgeführt. Für die Optimierung des Anammox- Probenaufschlusses für die

HQ wurden ein Homogenisator (Precellys 24, Bertin Technologies, FR) und ein Ultraschallbad (Branson 3510, Branson Ultrasonics, USA) eingesetzt. DMSO (Dimethyl sulfoxide p.a., Merck, USA), UV-Wasser (Arium Pro, Sartorius, DE) und Albumin (Albumin from Bovin Serum, Sigma Aldrich, USA) wurden für die verschiedenen Methoden der Hämstandardherstellung verwendet. Für die fluorometrische HQ Methode wurde Oxalsäure für den die Reduktion von Cytochrom C (Oxalic acid dihydrate p.a., Merck, USA) eingesetzt.

Für den Vergleich mit der Photometer-HQ Methode wurden Pyridin (Pyridin p.a., Merck, USA), $\text{Na}_2\text{S}_2\text{O}_4 \cdot 2\text{H}_2\text{O}$ (Natriumdithionit p.a., Merck, USA) und $\text{K}_4[\text{Fe}(\text{CN})_6]$ (Kaliumhexacyanidoferrat p.a., Merck, USA) eingesetzt, um ein quantifizierbares Hemochrom zu bilden. NaOH (Natriumhydroxid p.a., Merck, USA) fand im Probenaufschluss sowie in Probenvorbereitung der Photometer Methode Anwendung. Der Vergleich Verschiedener Hämrohstoffe, und die Standardherstellung erfolgte mit Rinderherz Cytochrom C (Cytochrome C from bovine heart, Sigma Aldrich, USA) und Pferdeherz Cytochrom C (Cytochrome C from equine heart, Merck, USA).

Für die Messung der SAA wurden 100 ml Laborflaschen mit druckdichter Verschraubung (Festo, DE) für den Anschluss von Drucksensoren (MPX 5100 DP, Freescale Semiconductor, USA) verwendet. Die Datenaufzeichnung erfolgte mit einem Mikrocontroller (Arduino UNO 3R, Arduino, IT) und einem PC mit einem Messprogramm (LabVIEW, National Instruments, USA). Die Temperierung erfolgte in einem Brutschrank (Typ BSK 100 D, Salvis, DE) Für die Batchexperimente und die Bestimmung der SAA wurde synthetisches Abwasser nach Trigo et al.15 mit $(\text{NH}_4)_2\text{SO}_2$ (Ammoniumsulfat p.a., Merck, US), NaNO_3 (Natriumnitrit p.a., Merck, USA), KHCO_3 (Kaliumhydrogencarbonat p.a., Merck, US) und einer Spurenstofflösung nach Van de Graaf et al. (1996) hergestellt.

Für die Bestimmung der Stickstoffparameter $\text{NH}_4\text{-N}$, $\text{NO}_3\text{-N}$, $\text{NO}_2\text{-N}$ wurden Küvettentests (LCK 339, LCK 342, Hach Lange, DE) und ein Photometer (Lasa 50, Hach Lange, DE) verwendet. Das Testmonitoring erfolgte mit dem 3 L SBR Reaktor System (Abschnitt 4.2.1), und für die Batch Labor Experimente wurden 100 ml Laborflaschen (VWR, BE) mit GL45 Gewinde verwendet. Die Anammox- Biomasse für die HQ- und SAA- Experimente stammte aus dem einstufigen Prozesswasserbehandlungs-System der ARA Strass im Zillertal (DEMON- Verfahren). Wegen dem hohen sicherheitstechnischen Aufwand bei der Herstellung der Nährlösungen (Abbildung 9) wurde frühzeitig mit Prozesswasser von Kläranlagen gearbeitet und der Einsatz der künstlichen Nährlösung auf einzelne Versuche beschränkt.



Abbildung 9: Sicherheitsvorkehrungen bei der Herstellung von Nährlösungen.

3.1.3 MULTIFAKTORIELLER INHIBIERUNGSTEST

Um den Effekt unterschiedlicher Hemmstoffe auf die Anammoxbiomasse festzustellen, wurde ein 2^3 -faktorieller Inhibierungstest durchgeführt. Dabei wurde der Einfluss von Nitrit, Eisen-3-Chlorid und Polymer untersucht. Die dabei verwendeten Konzentrationen der Hemmstoffe (Faktoren) und deren Kombinationen für die Tests sind in Tabelle 1 und in Tabelle 2 angeführt. Um Einflüsse von Temperatur und Scherkraft zu minimieren, wurden alle Versuche in einem Inkubatorschrank bei einer Temperatur von 35°C und 150 Umdrehungen der Rüttelplatte in 24 Testflaschen mit einem Gesamtvolumen von jeweils 350 ml und einem Flüssigkeitsvolumen von 300 ml durchgeführt (Abbildung 10).



Abbildung 10: Versuchsansatz mit 24 Testflaschen im Inkubator mit Nadeln zur Druckreduktion und Probenahme.

TABELLE 1: UNTERSUCHTE HEMMSTOFFE (FAKTOREN) UND DIE ZUGEHÖRIGEN KONZENTRATIONEN FÜR DIE ANGEWANDTEN TESTZUSAMMENSETZUNGEN.

Faktor	Niedriger Bereich (-)	Hoher Bereich (+)
Nitrit NO₂-N	70 mg/L	105 mg/L
Eisen-3-chlorid Fe(III)Cl₃	0 mg/L	1,5 mg/L
Polymer (Poly Separ® PK 1455, Separ Chemie)	0 mg/L	300 mg/L

TABELLE 2: ZUSAMMENSETZUNG VON ACHT TESTS MIT JEWEILS DREI REPLIKATEN.

Test Nr.	Faktoren		
	Nitrit NO₂-N	Eisen-3-Chlorid Fe(III)Cl₃	Polymer
1	+	+	+
2	+	-	+
3	+	+	-
4	+	-	-
5	-	+	+
6	-	-	+
7	-	+	-
8	-	-	-

Der Zustand und die Aktivität der Biomasse wurden mithilfe der Hämquantifizierung (SAA, siehe Abschnitt 4.1.2) und spezifischen Anammoxaktivität (siehe Abschnitt 4.1.3) festgestellt. Beide Analysen wurden anfangs und alle vier Tage nach der Fütterung durchgeführt. Der gesamte Testzeitraum betrug 12 Tage, die Ergebnisse wurden in vier Zyklen dargestellt.

Die Testflaschen wurden mit synthetischem Abwasser nach Van de Graaf et al. (1996) und Dapena-Mora et al. (2007) mit einer Ammoniumkonzentration von 140 mg/L NH₄-N befüllt. Die Nitritkonzentration wurde dann entsprechend den oben angegebenen Testzusammensetzungen variiert. Vor dem Start der Testsequenz wurde die Biomasse hinsichtlich Feststoffe (gesamt und flüchtig) charakterisiert. Der angereicherte Impfschlamm, der aus der Prozesswasserbehandlung der ARA Strass i. Zillertal bezogen wurde, wies eine Trockensubstanz von 34 g/L mit einem flüchtigen Anteil von 30,6 g/L auf. Der Gasraum in den Testflaschen wurde mit Stickstoffgas gespült und der Versuch wurde nach Erreichen eines konstanten Drucks und einer Temperatur von 35°C gestartet. Aufgrund von Dichtheitsproblemen bei den Flaschenverschlüssen musste die SAA alternativ mithilfe nasschemischer Verfahren gemessen werden. Nähere Details zu den Methodenadjustierungen finden sich in Abschnitt 4.1.

3.1.4 STATISTISCHE AUSWERTUNGEN

Die statistischen Auswertungen der mikrobiologischen Untersuchungen erfolgten mit der Software ‚R‘ (R-Foundation, open- source). Dieses wurde unter anderem für die Berechnung der Abbauraten, der spezifischen Anammoxaktivität und für die Korrelationsanalysen des multifaktoriellen Inhibierungstests verwendet. Dazu wurden die Zusatzpakete „reshape2“, „gridExtra“, „GGally“, „plyr“ und „data.table“ verwendet. Für die grafische Darstellung wurde „ggplot2“ verwendet.

Für die detaillierte Analyse der unabhängigen und gleichverteilten Daten des multifaktoriellen Inhibierungstests wurde ein auf Normalverteilung basierendes, lineares Modell (Ordinary Least Square – OLS) gewählt. Diese Wahl kann mit der direkten Abhängigkeit von den Substraten und Inhibitoren (Faktoren) begründet werden (Puyol et al., 2014). Um mögliche Interaktionen testen zu können, wurden Faktorkombinationen in das Modell eingeführt. Die getesteten Faktoren und Faktorkombinationen wurden als unabhängige Variable behandelt, was zu folgender Modellformulierung geführt hat:

$$N_i = \alpha + \beta_1 * NO_2 - N + \beta_2 * Fe + \beta_3 * Polymer + \beta_4 * NO_2 - N * Fe + \beta_5 * NO_2 - N * Polymer + \beta_6 * Fe * Polymer + \beta_7 * NO_2 - N * Fe * Polymer$$

Die dabei verwendeten Indizes und Variablen sind in der folgenden Tabelle 3 zusammengefasst. Der Intercept- Faktor α kann dabei als absoluter Basiswert ohne Beeinflussung durch die Faktoren für einen Test (z.B. für die Stickstoffabbaurate) verstanden werden.

TABELLE 3: MODELLINDIZES UND –VARIABLEN.

Indizes und Variablen	Beschreibung
i	Index der Fütterungszyklen
α	Intercept-Faktor
$\beta_1 * NO_2 - N$	Nitritstickstoff- Niveau
$\beta_2 * Fe$	Fe(III)Cl ₃ - Niveau
$\beta_3 * Polymer$	Polymer- Niveau
$\beta_4 * NO_2 - N * Fe$	Interaktion zwischen Nitritstickstoff und Fe(III)Cl ₃
$\beta_5 * NO_2 - N * Polymer$	Interaktion zwischen Nitritstickstoff und Polymer
$\beta_6 * Fe * Polymer$	Interaktion zwischen Fe(III)Cl ₃ und Polymer
$\beta_7 * NO_2 - N * Fe * Polymer$	Interaktion zwischen Nitritstickstoff, Fe(III)Cl ₃ und Polymer

Die Modellergebnisse sind Schätzwerte der Eingangsvariablem und deren p-Wert (Signifikanzniveau). Der p-Wert (Signifikanzwert) testet, ob die Koeffizienten (in diesem Fall die Einflussfaktoren) gleich Null sind, was bedeutet, dass die getestete Eingangsvariable keinen Einfluss auf das Ergebnisse hat. Liegt der Wert zwischen Null und 0,05 (5%) so hat die Eingangsvariable einen signifikanten Einfluss auf das Ergebnis (z.B.

der Stickstoffabbaurate; Lindenmayer et al., 2005). Das Schätzergebnis selbst zeigt die durchschnittliche, absolute Änderung des (abhängigen) Ergebnisses für eine Einheitsänderung der unabhängigen Variablen (Faktoren). Damit kann eine isolierte Ermittlung des Einflusses einer spezifischen Variablen auf das Ergebnis erfolgen.

3.2 LABORREAKTOREN

Für Vorversuche als auch für die Untersuchung des Zwei-Kammer- Konzeptes wurden Laborreaktoren betrieben. Am Institut für Siedlungswasserbau wurde ein 3L Laborreaktor betrieben, an dem im Rahmen von Vorversuchen die pH-Wert-geregelte Belüftung implementiert und getestet wurde. Danach wurde dieser Reaktor zur Verifizierung der Alkalinitätsversuche bei den 375 L Pilotreaktoren verwendet. Am IFA Tulln wurde das Zwei-Kammer-System als 13 L Laborreaktor umgesetzt und im Langzeitversuch mit realem Prozesswasser betrieben.

3.2.1 3L LABORREAKTOR

Um den großtechnischen Betrieb wie in Strass vorhanden nachzubilden und darauf aufbauend adaptierte Monitoringmethoden und Regelkonzepte zu erproben, wurde eine 3L-SBR-Versuchsreaktor erstellt. Weiter sollten mit diesem System auch begleitende Versuche zu Betrieb der halbtechnischen Anlage durchgeführt werden. Der Reaktor bestand aus einem 6 L Glasreaktor mit einem Arbeitsvolumen von 3 L (Abbildung 11, Abbildung 12). Der Reaktor steht in einem Wasserbad für die Temperatureinstellung (Einhängethermostat, Haake C1, DE) und wurde auf 35 °C temperiert. Der Zulauf erfolgte mit einer Dosierpumpe (Minipuls 2, Gilson, UK) aus einem Vorratstank. Der Ablauf erfolgte ebenso mit einer Dosierpumpe (Gamma 4, Prominent, DE) und wurde über einen 240 ml Mischprobenbehälter in einen Tank geleitet. Der Reaktor wurde mit einem Aquarienstein und einer Luftpumpe (ProSilent a 200, JBL, CH) belüftet und der Luftstrom über ein Schraubventil geregelt. Der Reaktor wurde entsprechend der SBR- Sequenzen mit einem Magnetrührer (M2-A, AGRO LAB, DE), der unterhalb des Wasserbades angeordnet war, gerührt.



Abbildung 11: 3L – Laborreaktor (SBR) und 1,5L Batchtestreaktoren.

Im selben Wasserbad standen noch zwei 1,5 L Flaschenreaktoren für die Durchführung von Batchtests zur Verfügung, bei denen die Beschickung mit zwei Dosierpumpen (Watson Marlow 101U, USA) und der Abzug erfolgt mit zwei Dosierpumpen (Gamma 4, Prominent, DE) erfolgt ist. Die 1,5 L Flaschenreaktoren

und der 3L SBR Reaktor konnten getrennt betrieben werden. Zur Reaktorkontrolle wurde eine vollautomatische Regelung der gesamten Versuchsanlage mittels Multifunktions-Datenerfassungsgerät (USB 6210, National Instruments, USA) und einem PC erstellt. Diese umfasst folgende Komponenten:

- pH – Wert-Messung mittels pH Sensor (SensoLyte SE, WTW, DE) mit Messwertumformer (pH 293, WTW, DE)
- Optischer Sauerstoffsensor mit Temperatursensor (FDO 925, WTW, DE) mit Messwertumformer (Multi 3410, WTW, DE) für die Messung bzw. Regelung der Gelöstsauerstoffs
- Messung des Redoxpotentials (SensoLyte PL, WTW, DE) und Messwertumformer (pH 293, WTW, DE)

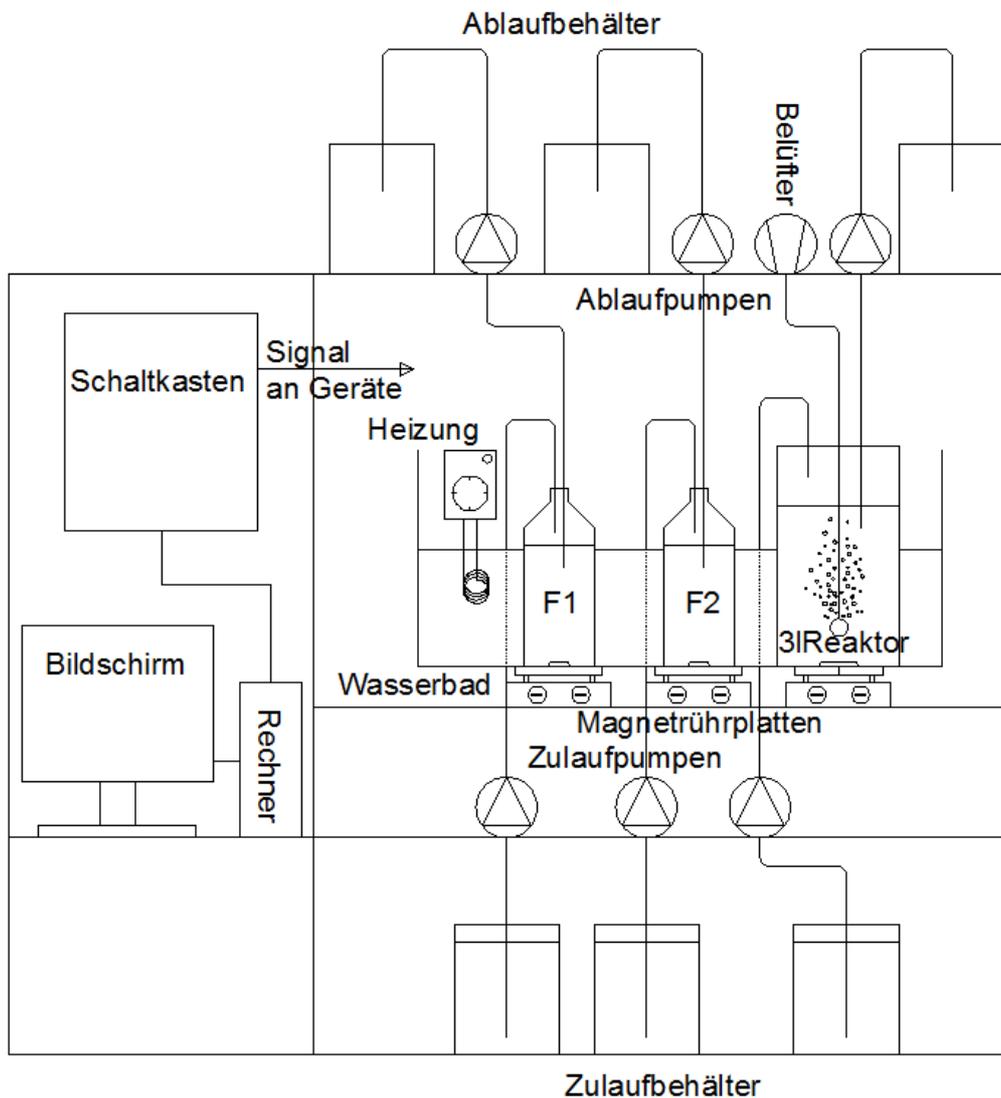


Abbildung 12: Schema des Versuchsaufbaus des 3L-Laborreaktors.

Die tägliche Protokollierung aller Daten erfolgte mit Microsoft Excel und die Weiterverarbeitung und die graphische Darstellung mit dem Softwarepaket 'R' (R - Foundation, open-source). Folgende Parameter werden routinemäßig erfasst:

- Zulauf: $\text{NH}_4\text{-N}$, CSB, pH

- SBR Reaktor: ORP, pH, O₂, T
- Ablauf: NH₄-N, NO₂-N, NO₃-N

Weitere Informationen bezüglich der angewandten Analytik finden sich in den Abschnitten 4.1.2 und 4.4. Die Fernüberwachung der Anlage über Internet wurde mit Hilfe des Programmes „UltraVNC“ (Ver. 10; UltraVNC, open-source) ermöglicht.

3.2.2 13L LABORREAKTOR

Zur Durchführung von parallelen Langzeitversuchen wurde ein 13L –Laborreaktor erstellt. Der Reaktor bestand aus einem offenen Kunststofftank (350 x 250 x 250) mm mit einem Arbeitsvolumen von 13 L. Dieses wurde in zwei Reaktionszonen - bezeichnet als Kompartiment I für die Nitrifikation und Kompartiment II für den Anammox-Prozess - mit jeweils 6,5 L Volumen pro Kompartiment unterteilt. Die Unterteilung bildete ein hydraulisch durchlässiges Polyestergewebe (Maschenweite 140 µm in späterer Folge Maschenweite 250 µm), welches über einen dicht eingepassten Aluminiumrahmen gespannt war. Beide Kompartimente wurden kontinuierlich gerührt. Kompartiment I (Nitrifikation) wurde zusätzlich belüftet (Keramik-Flachbelüfter 30 x 70 mm). Der Reaktor war als gesamtes von einem temperierten Wasserbad zur Temperatureinstellung (Einhängethermostat A100, Lauda, DE) auf 31± 0,5 °C umgeben. Der Zulauf erfolgte mittels Dosierpumpe (Watson Marlow 505U, USA) aus einem Vorratstank. Dieser war zur täglichen Überprüfung der Dosierrate auf einer Waage (Bodenwaage F150S, Sartorius, DE) platziert. Der Ablauf erfolgte im freien Gefälle aus einer im zweiten Kompartiment integrierten Absetzzone. Das System ist in Abbildung 13 dargestellt, ein Gesamtschema zeigt die Abbildung 14.



Abbildung 13: 13 L- Laborreaktor.

Zur Reaktorkontrolle wurde eine vollautomatische Regelung der gesamten Versuchsanlage mittels SPS (FX2N, Mitsubishi, JP) und Datenerfassung auf PC erstellt. Diese umfasste folgende Komponenten:

MATERIAL UND METHODEN

- pH Kontrolle mittels pH Sensor (pH-Elektrode InPro 3250, Mettler Toledo, DE), pH Messwertumformer 219R, WTW, DE) bzw. Regelung mittels zweier Dosierpumpen (Watson Marlow 101U, USA) für 1,5 N NaOH bzw 1,5 N HCl.
- Temperatursensor/-anzeige (TE 219 R , WTW, DE), Regelung wie oben beschrieben über den Einhängethermostat im umgebenden Wasserbad
- Gelöstsauerstoffmessung bzw. Regelung mittels zweier optischer Sauerstoffsensoren (FireStingO₂, Pyro Science, DE)
- Belüftungsregelung mittels Massendurchflussmesser und -regler (PA 7800C, Hitachi Metals, JP) bzw. Schwebekörperdurchflussmessgerät zur optischen Kontrolle.

Die tägliche Protokollierung aller Daten und die grafische Aufbereitung erfolgte mit Microsoft Excel. Folgende Parameter wurden routinemäßig erfasst:

- Zulauf: NH₄-N, pH, CSB
- Nitritations-Kompartiment: NH₄-N, NO₃-N, NO₂-N, pH, pO₂, T
- Anammox-Kompartiment: NH₄-N, NO₃-N, NO₂-N, pH, pO₂, T
- Ablauf: NH₄-N, NO₂-N, NO₃-N

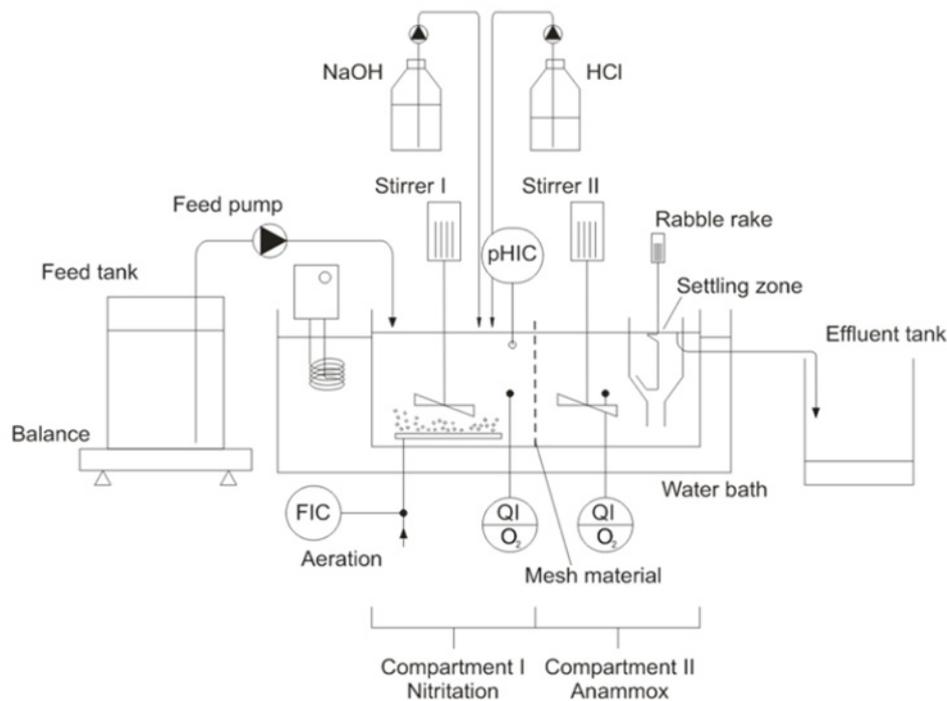


Abbildung 14: Schematischer Aufbau des 13 L-Laborreaktors (Bousek et al., submitted).

Für die Versuche mit dem 13 L Laborreaktor wurde Prozesswasser aus der Schlammbehandlung der Kläranlage Klosterneuburg verwendet. Ein Überblick über die Charakteristik dieses Prozesswassers wird in Abschnitt 4.3.2 gegeben.

3.3 HALBTECHNISCHE REAKTOREN

Neben den Versuchen mit dem 3L-Laborreaktor und dem Langzeitbetrieb mit dem 13L- Laborreaktor lag ein weiterer Schwerpunkt der Arbeiten auf Untersuchungen im halbtechnischen Maßstab, bei denen die neue Reaktorkonfiguration im Vergleich mit der herkömmlichen betrieben werden sollte.

3.3.1 REAKTORKONFIGURATION

Um die Anwendbarkeit der Deammonifikation zur Prozesswasserbehandlung auf kleineren Kläranlagen zu vereinfachen, wurde das im großtechnischen Maßstab bewährte System der einstufigen Deammonifikation adaptiert. Dabei sollte eine möglichst einfache und robuste Betriebsweise – wenn möglich kontinuierlich – erreicht werden. Dazu wurde die Reaktorkonfiguration geändert und ein Zwei-Kammer-System mit einer durchlässigen Trennung in zwei Kompartimente verwendet. Das entspricht der Konfiguration wie sie auch für den 13L- Laborreaktor verwendet wurde (Abschnitt 233.2.2).

3.3.1.1 EIN-KAMMER-REAKTOR

Der Ein-Kammer-Reaktor entspricht der bekannten Betriebsweise der Deammonifikation als einstufige Variante, die als SBR ausgeführt ist . Dabei handelte es sich um einen volldurchmischten Reaktor mit Ammoniumoxidierern (AOB) und Anammoxbiomasse (AnAOB). Die intermittierende Belüftung wurde dabei über den pH- Wert geregelt und mithilfe der Messung des Gelöstsauerstoffs und der Einstellung eines entsprechenden Höchstwertes begrenzt (Wett, 2006). Ein Schema dieser Konfiguration ist in Abbildung 15 dargestellt. Im Gegensatz zur großtechnischen DEMON- Anlage (z.B, der ARA Strass i. Zillertal), wo ein gezielter Rückhalt der Anammox-Biomasse als integraler Verfahrensbestandteil durch Zyklon bzw. Sieb erfolgt, basierte die Biomasseselektion beim Ein-Kammer-Reaktor rein auf der höheren Absetzgeschwindigkeit der Anammox-Granulen.

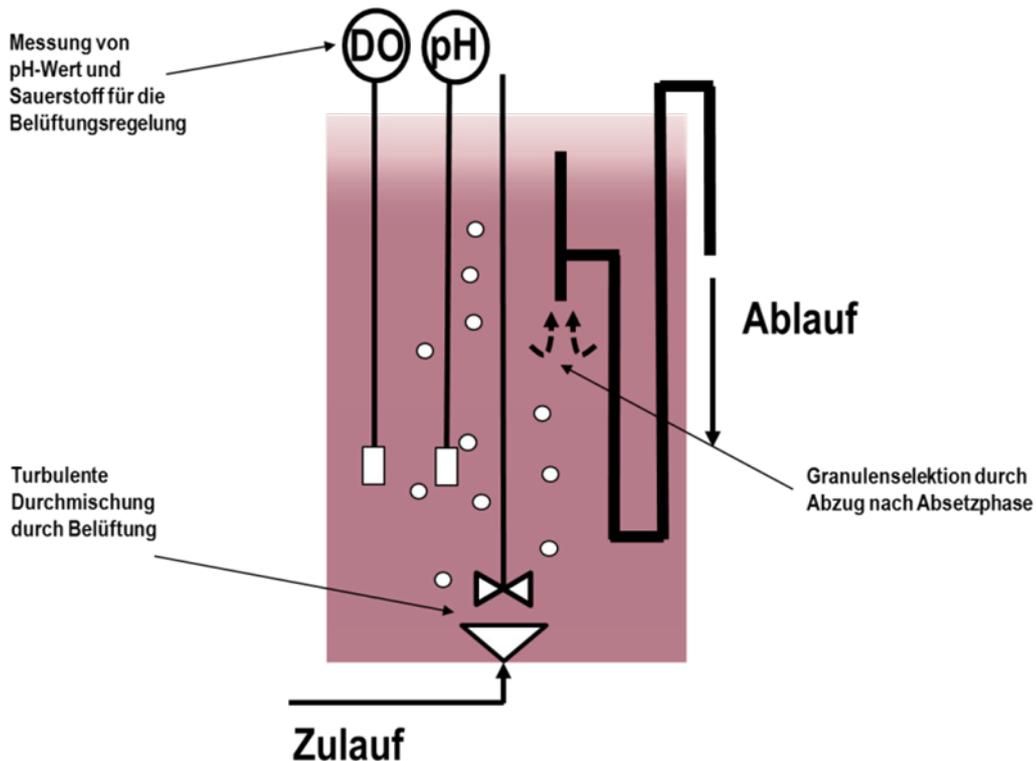


Abbildung 15: Schema des Ein-Kammer-Reaktors

3.3.1.2 ZWEI-KAMMER-REAKTOR

Die Grundidee des Zwei-Kammer-Konzeptes ist die Nutzung der Vorteile der zweistufigen Deammonifikation in einem Kompaktsystem, ohne die Vorteile des einstufigen Verfahrens zu verlieren. Durch die Trennung des Reaktorraums durch ein durchlässiges Gewebe in zwei Kompartimente sollten folgende Möglichkeiten genutzt werden:

- Belüftung nur im Nitritationsteil des Reaktors und Schaffung eines für die Anammoxbiomasse günstigen Anaerobbereiches in dem eine (reversible) Sauerstoffhemmung der AnAOB vermieden wird. Sowohl die Systemleistung als auch die Stabilität sollen dadurch verbessert werden.
- Kontinuierlicher Betrieb ohne Absetzphase, wobei nur die leichten Ammoniumoxiderer in einem strömungsberuhigten Teil des Anaerobkompartiments teilweise mit dem Ablauf abgezogen werden. Die schwerere Anammoxbiomasse (Granulen) verbleibt im System. Damit soll eine Trennung der Schlammalter für AOB (kurz) und AnAOB (lang) erzielt werden, ohne zusätzliche Trennschritte einsetzen zu müssen.
- Verringerung des Strippungseinflusses auf die Alkalinität und Verringerung des spezifischen Belüftungsbedarfs für die Stickstoffentfernung.
- Anpassung des Regelkonzeptes an die geometriebedingten hydraulischen Verhältnisse, die den Stofftransport beeinflussen. Ein möglichst einfaches und robustes Regelkonzept sollte so möglich sein.
- Reduktion der Lachgasemissionen durch Verringerung von starken Milieuwechseln wie sie im SBR-Betrieb durch Absetzphasen und darauffolgender langer Belüftungsphasen verursacht werden und allgemein als Grund für hohe Lachgasemissionen angesehen werden.

Die Umsetzung dieses Ansatzes ist in Abbildung 16 schematisch dargestellt. Im Vergleich zu Ausgangssystem des volldurchmischten Reaktors wurde das Arbeitsvolumen in zwei gleich große Teile getrennt, wovon nur ein Teil (aerobes Kompartiment) belüftet wurde. Das Konzept entspricht zwar dem bereits oben beschriebenen 13 L – Laborreaktor (3.2.2), es wurde hier allerdings wie beim Ein-Kammer-Reaktor auf eine pH-Wert- Einstellung verzichtet, um einen vergleichbaren Aufbau mit dem bewährten großtechnischen Reaktorkonzept hinsichtlich Verfahrensregelung sicherzustellen.

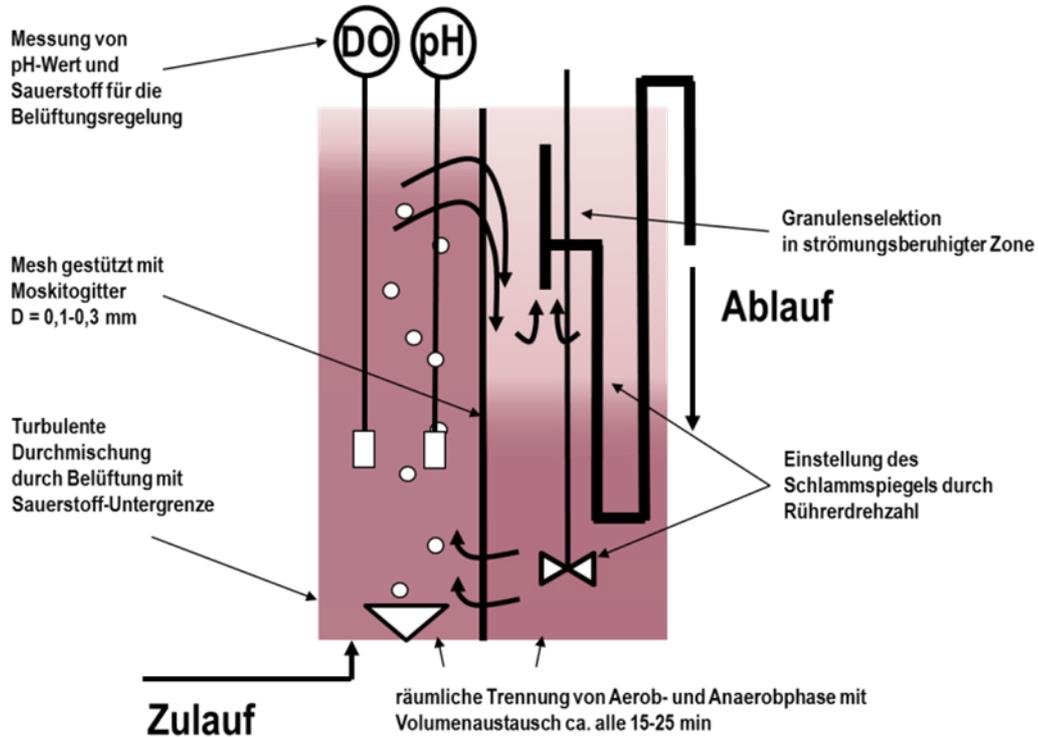


Abbildung 16: Schema des Zwei-Kammer-Reaktors.

Die beiden Reaktoren wurden im Technikum parallel betrieben (Abbildung 17). Wie am Systemschema der Abbildung 18 ersichtlich ist, wurde der Zulauf für beide Reaktoren aus einem Vorlagetank bezogen, um die gleiche Zulaufcharakteristik zu gewährleisten. Die für die Prozesswasserbehandlung typische hohe Zulauftemperatur (ca. 35°C) wurde durch die Beheizung der Reaktoren sichergestellt.



Abbildung 17: Zwei-Kammer-Reaktor (links) und Ein-Kammer-Reaktor (rechts) vor der Inbetriebnahme.

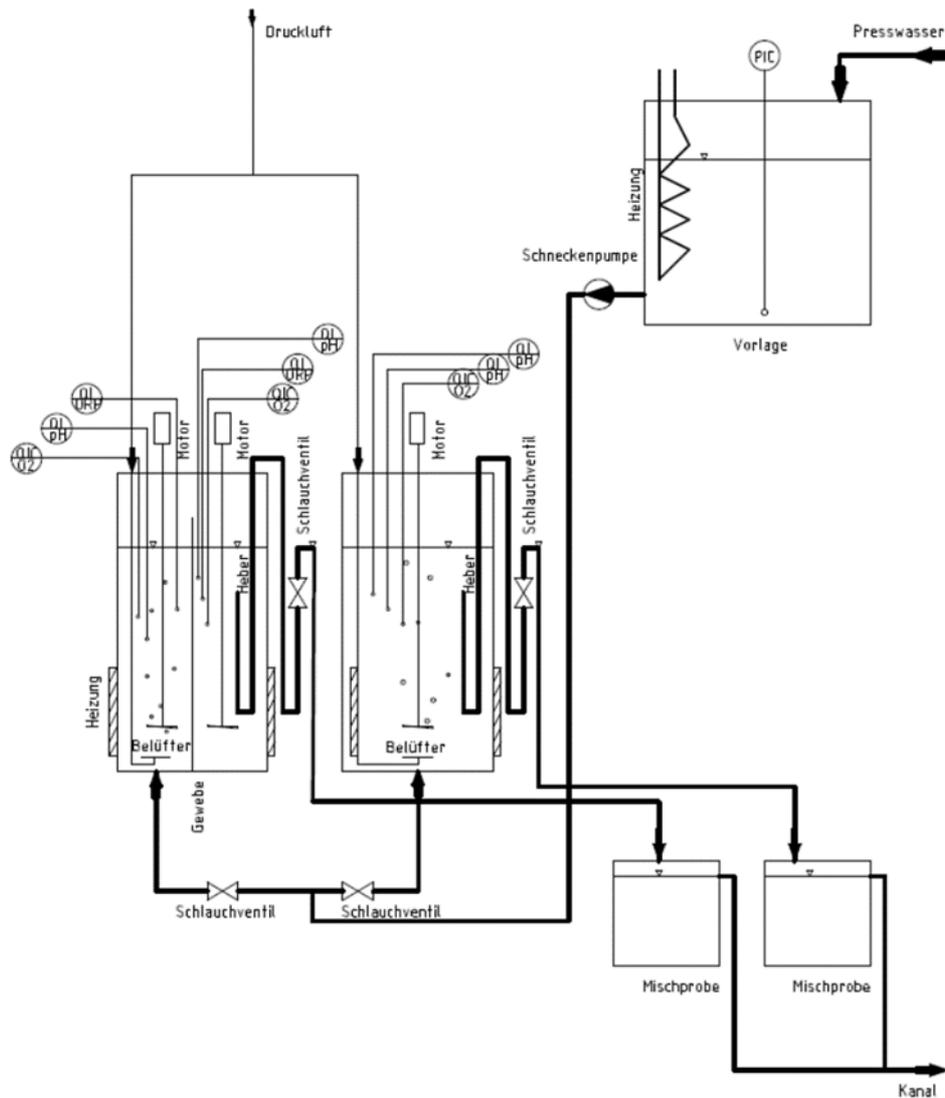


Abbildung 18: Schema der Installation der halbtechnischen Reaktoren im Technikum inklusive Vorlage- und Ablaufbehälter.

3.3.2 PROZESSWASSERVERSORGUNG

Als Nährmedium für den Untersuchungsbetrieb wurde das Filtratwasser der Schlammbehandlung der ARA Stockerau (30.000 EW60) verwendet, das folgende Charakteristik aufgewiesen hat:

- Ammoniumstickstoff: 80-140 mg/L $\text{NH}_4\text{-N}$
- Chemischer Sauerstoffbedarf: 90-100 mg/L CSB
- Säurekapazität: 10-15 mmol/L Ks
- pH- Wert: 7,6-7,8

Das Filtratwasser wurde direkt bei der Kammerfilterpresse entnommen (Abbildung 19), vor Ort zwischengespeichert (Abbildung 20), regelmäßig per Tanklastwagen an die Universität für Bodenkultur verbracht (Abbildung 21) und dort am Technikum des Instituts für Siedlungswasserbau für den Versuchsbetrieb gespeichert. Da die Ammoniumkonzentrationen des Filtratwassers Stockerau im Vergleich

zur Anlage Strass relativ gering waren, wurde zur schrittweisen Belastungserhöhung eine Zugabe von Ammoniumhydrogencarbonat durchgeführt. Somit wurden Zulaufkonzentrationen bis $>1000 \text{ mg/L NH}_4\text{-N}$ mit entsprechend erhöhter Alkalinität hergestellt.



Abbildung 19: Filtratwasserablauf unter der Kammerfilterpresse der ARA Stockerau mit eingebauter Tauchpumpe für die Entnahme.



Abbildung 20: Zwischenspeicherung von 10 m³ Filtratwasser vor Ort für den Abtransport.



Abbildung 21: Übernahme des Filtratwassers am Technikum des Instituts für Siedlungswasserbau.

3.3.3 INOKULUM

Die Inbetriebnahme beider halbtechnischer Reaktoren erfolgte Anfang Juni 2016. Dazu wurden die Reaktoren gleichmäßig mit Biomasse aus der Prozesswasserbehandlung der ARA Strass im Zillertal

(167.000 EW60) des AIZ (DEMON – Verfahren, Abbildung 22) beimpft. Die Biomasse wurde dazu am Vortag nach der Mikrosiebung aus dem Schlammabzug des großtechnischen Reaktors entnommen, um eine möglichst hohe Anreicherung für den Transport zu erhalten (Abbildung 23).



Abbildung 22: DEMON – Reaktor der ARA Strass i. Z. aus dem die Biomasse für die Untersuchungen stammt.



Abbildung 23: Entnahme der Biomasse für die Untersuchungen aus der Mikrosiebung des Schlammabzugs.

3.3.4 UNTERSUCHUNGSPHASEN

Der Versuchsbetrieb der beiden halbtechnischen Reaktoren erfolgte vom 06. Juni 2016 bis zum 29. Dezember 2016 (30 Wochen). In der Tabelle 4 sind die fünf Untersuchungsphasen mit den entsprechenden Teilzielen zusammengefasst. Einerseits sollte die Belastung beider halbtechnischer Reaktoren während der gesamten Versuchsdauer erhöht werden, um eine möglichst hohe Anlagenleistung bei stabilem Betrieb zu erhalten, und andererseits sollten gezielte Untersuchungen während stabiler Betriebsphasen durchgeführt werden.

TABELLE 4: ÜBERBLICK ÜBER DIE UNTERSUCHUNGSPHASEN DER HALBTECHNISCHEN REAKTOREN.

Bezeichnung	Zeitraum	Beschreibung	Zielsetzung
Einfahrphase	4 Wochen	Start-Up	Erreichen eines stabilen Grundbetriebs
Grundbetrieb	9 Wochen	Belastungserhöhung	Mesh-Einbau und erste Leistungssteigerung
Regelungskonzept	4 Wochen	Adaptiertes Regelungskonzept	Einsatz von pH-geführter Beschickung
Leistungssteigerung	5 Wochen	Belastungserhöhung	Verbesserung der Leistung durch Alkalinitätserhöhung
Lachgasemissionen	4 Wochen	Lachgasmessungen	Vergleich der Emissionen der Reaktoren
Variation der Alkalinität	4 Wochen	Alkalinitätsversuche	Analyse des Einflusses der Alkalinität

3.4 MESSUNGEN UND ANALYSEN

3.4.1 LABORANALYTIK

Zur Bestimmung der chemisch-physikalischen Eigenschaften des behandelten Prozesswassers sowie dem Reaktorinhalt wurden sowohl bei den Laborreaktoren als auch bei den halbtechnischen Reaktoren standardisierte Laborverfahren angewandt. In der Tabelle 5 wird ein Überblick über die verwendeten Methoden gegeben. Zusätzlich wurden für die Stickstoffparameter Nitrit, Nitrat und Ammonium Schnelltests verwendet (LASA, Hach-Lange, DE).

TABELLE 5: VERWENDETE LABORMETHODEN ZUR MESSUNG DER STANDARD-ABWASSERPARAMETER.

Parameter	Norm
Säurekapazität (Ks-Wert) 4,3	DIN 38409 T7 (H7), Titration bis pH 4.3
TNb	DIN EN 12260 (H34):2003, Verbrennung, Chemielumineszenz
TOC (Total Organic Carbon)	DIN EN 1484 (H3):1997, Verbrennung, NDIR
DOC	DIN EN 1484 (H3):1997, Filtration, Verbrennung, NDIR
TNb filtriert	DIN EN 12260 (H34):2003, Verbrennung, Chemielumineszenz
CSB	DIN 38409 T41 (H41), K ₂ Cr ₂ O ₇ -Titration
CSB nach Filtration	DIN 38409 T41 (H41), K ₂ Cr ₂ O ₇ -Titration
Ammonium	DIN 38406 (E5-1):1993, Photometrie, Nitroprussidnatrium
Nitrat	EN ISO 10304-1u.2 (D19/D20), Anionen; LF-Detektion
Nitrit	DIN EN 26777 (D10):1993, Photometrie, 4-Aminobenzolsulfonamid
Kupfer gelöst	DIN EN ISO 17294-2, TQ, Halbquantitative ICP-MS-Bestimmung
Glühverlust	DIN 38414 T3 (S3), 550°C glühen
Trockensubstanz (Wasser)	DIN 38414 T2 (S2), Papierfilter

3.4.2 ONLINEANALYTIK

Neben den herkömmlich verwendeten Online-Parametern pH, gelöster Sauerstoff, Leitfähigkeit, Temperatur und Redoxpotential, die im Minutenintervall gemessen und aufgezeichnet wurden, lag der Schwerpunkt im Bereich des Onlinemonitoring auf der Untersuchung einer spektrometrischen In-Situ-Messung der Stickstoffparameter Nitrit, Nitrat und Ammonium. Während die gleichzeitige, spektrometrische Messung von Nitrit und Nitrat bekannt und erprobt ist, stellt die gleichzeitige Erfassung aller drei für die Deammonifikation wichtigen Stickstoffparameter eine Neuerung dar. Deswegen sollte die Eignung dieser Messmethode für die Ablaufüberwachung untersucht werden.

Das dabei getestete ISA- UV/Vis Spektrometer System (BlueBox TS - in situ, GO-Systemelektronik, DE) ist ein Absorptionsspektrometer, welches den Wellenlängenbereich von 200 bis 710 nm mit einer Auflösung von 256 Pixel erfasst. Als Lichtquelle diente ein eingebautes Xenonblitzlicht. Wenn chemische Verbindungen im Messspalt bestrahlt werden können sie Licht in unterschiedlichen Wellenlängen absorbieren. Die daraus resultierende charakteristische Veränderung des Spektrums wird gemessen und kann nach Kalibration mit Vergleichsmessungen für eine indirekte Bestimmung der Konzentration verwendet werden. Durch eine Druckluftspülung kann der Messspalt in regelmäßigen Intervallen gereinigt werden. Die Größe des Messspalts der Sonde kann in Abhängigkeit von der Trübung des Mediums über ein Gewinde eingestellt werden. Steuerung, Datenaufzeichnung und Spannungsversorgung der Sonde erfolgt über ein programmierbares Kontrollsystem (BlueBox TS, GO-Systemelektronik, DE). Für die Kalibration und Überwachung der Pilotanlage wurde die UV-VIS Sonde in einem Bypass eingebaut. Eine Peristaltikpumpe (WM 510, Watson-Marlow, USA) wurde verwendet, um den Ablauf durch den Messspalt zu pumpen (Abbildung 24).

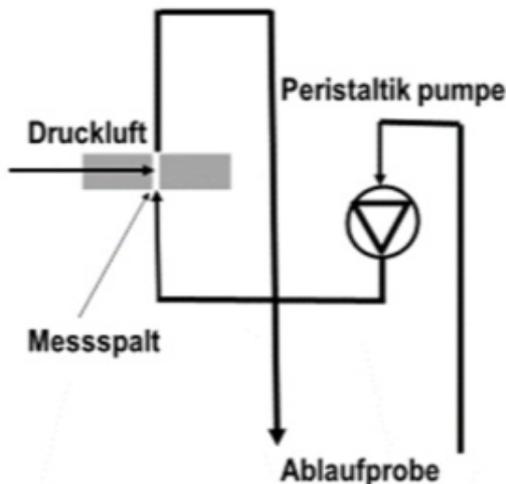


Abbildung 24: Einbauschema der UV-Vis-Sonde zur kontinuierlichen Messung von Nitrit, Nitrat und Ammonium im Ablauf der Versuchsreaktoren.

Für die Reinigung der Sonde wurde ein Druckluftspülintervall von 10 min, mit einem Spülstoß von 4 s gewählt. Mit einer Durchflussrate von 0,5 L pro min und einer Spaltweite von 4 mm konnten dauerhaft geeignete Spektren aufgezeichnet werden. Alle 4 bis 5 Wochen wurde der Messspalt gereinigt, wobei nur eine geringe Biofilmbildung zu beobachten war. Für die Kalibration wurden alle verfügbaren Labormessungen des Ablaufs der Versuchsanlagen herangezogen. Mit fortschreitender Dauer des Versuchsbetriebs konnte somit die Kalibration immer weiter verbessert werden.

Ein zweiter Schwerpunkt war die kontinuierliche Messung der Lachgasemissionen in der Abluft der beiden halbtechnischen Reaktoren, um die Auswirkungen der adaptierten Reaktorkonfiguration und der kontinuierlichen Betriebsweise zu ermitteln. Die Lachgasmessungen wurden im November 2016 durchgeführt, wobei die gasförmigen Emissionen des Ein-Kammer-Reaktors über 18 Tage und des Zwei-

Kammer-Reaktors über 12 Tage kontinuierlich erfasst wurden. Die über das Lachgas emittierte tägliche Stickstofffracht wurde basierend auf den gemessenen Lachgaskonzentrationen (N_2O Minisensor, Unisens SA, DK), dem Gasdurchfluss und der Temperaturkompensation auf Normalzustand bezogen ermittelt und der täglichen Stickstoffzulauf fracht gegenübergestellt. Daraus wurde der Emissionsfaktor ermittelt, um die Ergebnisse anderen Erfahrungswerten gegenüberstellen zu können. Die Lachgaskonzentrationen, die Ablufttemperatur sowie die Abluftmenge wurden im Minutenintervall aufgezeichnet. Die entsprechende Messanordnung ist in Abbildung 25 dargestellt.

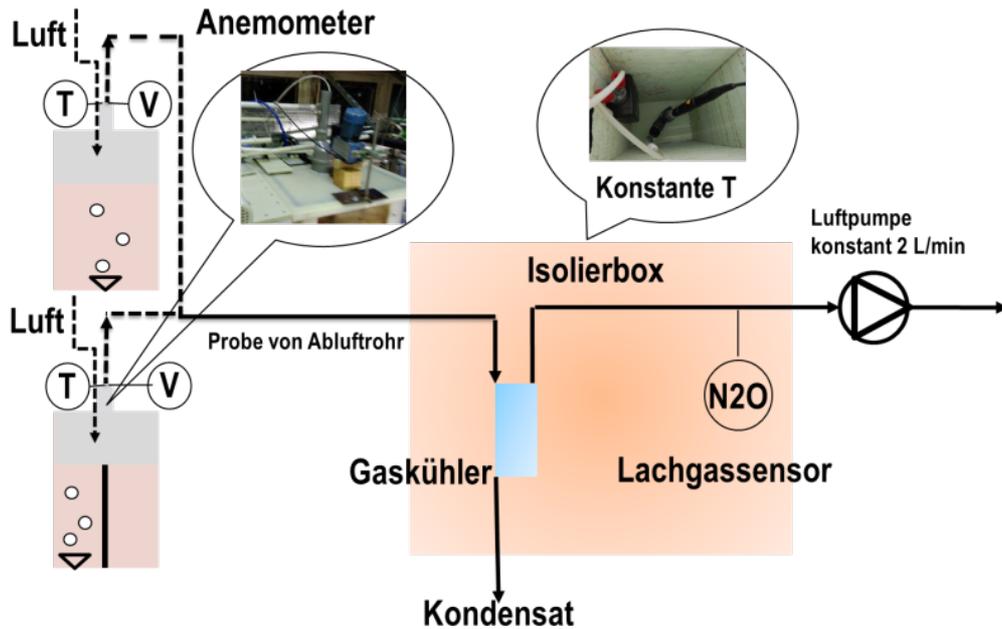


Abbildung 25: Schema der Messanordnung für die Lachgasmessungen bei den halbertechnischen Reaktoren

4 ERGEBNISSE UND DISKUSSION

4.1 METHODENANPASSUNG

4.1.1 EXISTIERENDE METHODEN

Für die Auswahl geeigneter Monitoringparameter wurden die bestehenden Verfahren verglichen. Dabei lag der Schwerpunkt auf Vor- und Nachteilen bezüglich Aussagekraft, Aufwand und Kosten, da bei kleineren Kläranlagen die Ressourcen für Laboranalytik beschränkt sind. Darum wurden komplexe und teure Verfahren wie qPCR, FISH und CC (Coulter Counter) von vorne herein ausgeschlossen.

TABELLE 6: GEGENÜBERSTELLUNG AUSGEWÄHLTER MONITORINGVERFAHREN.

Methode	Anmerkung	Eignung	Zeit-aufwand	Zusatzaus-rüstung	Koste-n*	Quelle
Gravimetrisch (GA)	Für Kleinmengen ungeeignet	Granulare Biomasse	5-10min	Siebe, Waage, Ofen	<0,5 EUR	Podmirseg et al.(2015)
Particle Tracking (PT)	Zeigt Größenverteilung, genau, nur für rotgefärbte Granulen	Granulare Biomasse	10 min	Flachbettscanner, Bilderkennungssoftware	<0,5 EUR	Podmirseg et al.(2015)
Hämquantifizierung (HQ)	Genau	Granulare, suspendierte Biomasse	15 min	Fluorometer, Mühle, Wasserbad	1-2 EUR	Eigene Untersuchung
Spezifische Anammox-Aktivität (SAA)	Aktivitätsinformation, Beeinflussung durch Denitrifikanten	Granulare, suspendierte Biomasse	5 h	Schüttler, Inkubator	>20 EUR	Eigene Untersuchung
*Materialkosten						

In der Tabelle 6 sind die ausgewählten Monitoringmethoden hinsichtlich der wichtigsten Charakteristika für die Anwendbarkeit bei kleineren und mittleren Anlagen gegenübergestellt. Bei der gravimetrischen Analyse wird die Masse der granulären Biomasse der herkömmlichen Bestimmung der Trockensubstanz gegenübergestellt. Beim Particle-Tracking werden die Anzahl und der Durchmesser der Partikel bestimmt, es kann allerdings kein Rückschluss auf die vorhandene nicht-granulare Masse geschlossen werden. Aufgrund der hohen Scherbelastung durch das Rührwerk des 3 L Laborreaktors wurden diese beiden Methoden nicht angewandt und im Weiteren hat man sich auf die Hämquantifizierung und die spezifische Anammox- Aktivität beschränkt. Beide Verfahren können auch bei suspendierter Biomasse eingesetzt werden und spiegeln so die gesamte Anammoxbiomasse wider. Die Hämquantifizierung musste aber zuvor für die Anammoxanwendung hinsichtlich Lösungsmittel für Häm-C angepasst, die Varianz der Ergebnisse reduziert und die Methode generell vereinfacht werden. Für die Optimierung der SAA wurde vor allem auf Zeit- und Mittelaufwand durch Vereinfachung abgezielt, um diese Methode auch für einen beschränkten Laborbetrieb zu ermöglichen. Die dazu durchgeführten Anpassungen dieser beiden Methoden werden in den nächsten beiden Kapiteln beschrieben.

4.1.2 HÄMQUANTIFIZIERUNG

Die Analyse des Häm- Gehaltes der Anammoxbiomasse kann sowohl mittels UV-Vis –Spektrometer als auch mit Fluoreszenzspektrometer erfolgen, wobei letzteres zwei wesentliche Vorteile aufweist: eine höhere Sensitivität und den geringeren Chemikalienbedarf (Sinclair et al., 1999). Während bei der UV-Vis – Spektrometrie mehrere Aufschlusschritte – darunter auch solche mit sehr aggressiven Chemikalien – notwendig sind, ist für die Fluoreszenzmethode nur ein Aufschluss mit Oxalsäure erforderlich. Daher ist diese Methode schneller und einfacher anzuwenden und bringt dazu noch eine höhere Sensitivität. Aus diesem Grund wurde diese Vorgangsweise gewählt und das Protokoll nach Sinclair et al. (1999) als Basis

herangezogen. Das Verfahren ist mehrfach in der Literatur beschrieben, wobei die Ermittlung der optimalen Erhitzungsdauer und -Temperatur für die Erreichung der maximalen Intensität für die Analyse des Häm-C beschrieben ist (Morrison, 1965). Wichtig dabei ist der Zeitpunkt des Probenaufschlusses vor der Analyse, um den darauf folgenden Rückgang der Intensität so gering wie möglich zu halten. Dazu ist eine experimentelle Optimierung dieses Zeitpunkts und der Erhitzungsdauer beschrieben, ein Optimum wurde nach 30 Minuten Erhitzung bei 120°C gefunden. Weitere Optimierungen an der Temperatur und der Standardlösung wurden dann von Sassa (1976) vorgeschlagen. Die Analytik für die vorliegenden Untersuchungen basierte schließlich auf Sinclair et al. (1999) mit Anpassungen nach Morrison (1965) und folgend nach Sassa (1976). Darauf aufbauend wurden die für die Anwendung der Methodik für die Anammoxbiomasse weitere Optimierungsschritte durchgeführt.

Versuche zur Optimierung der Hämquantifizierung führten zu der Schlussfolgerung, dass eine Anpassung sowohl des Lösungsmittels als auch des Erhitzungszeitraums notwendig ist, um ausreichend genaue Ergebnisse zu erhalten. Folgende Schritte wurden unternommen, um die entsprechende Probenaufbereitung zu etablieren:

- Festlegung des geeigneten Lösungsmittels durch Test von verschiedenen DMSO – Lösungen (20% [v/v] bis 100% [v/v]) und Vergleich mit USF – Wasser als Lösungsmittel
- Verifizierung mit verschiedenen Standards wie Zytochrom C Pferdeherz (Sigma Aldrich) und Zytochrom C Rinderherz (Sigma Aldrich)
- Festlegung der geeigneten Aufheizzeit zwischen 10 min und 240 min
- Kalibration und Festlegung des Messbereichs durch Festlegung der Nachweisgrenze und Festlegung der Varianzintervalle

Da DMSO die Löslichkeit von Häm-C erhöht (Sinclair et al., 1999), wurden drei Verdünnungsstufen getestet: 100 % DMSO, 40 % DMSO (v/v) und 100 % USF-H₂O. 100 % DMSO zeigte den erwarteten Effekt mit starker Ausflockung, die nicht zu homogenisieren war und eine weitere Messung unmöglich machte. Bei 40 % DMSO (v/v) war so wie bei 100 % USF-H₂O keine nennenswerte Ausflockung zu beobachten, beide Verdünnungsstufen konnte daher im weiteren für die Kalibration verwendet werden. Weitere Versuche haben sowohl zu einer Anpassung für das Lösungsmittel der Standardlösung als auch der Proben geführt. Letztendlich ergaben sich folgende relevante Änderungen:

- Wechsel von 100% (v/v) DMSO zu 60% (v/v) DMSO also Lösungsmittel für Standardlösungen
- Verdünnung der Proben mit 60% (v/v) DMSO anstatt von USF-H₂O für alle Verdünnungsstufen

Mit den weiteren unveränderten Schritten nach Sinclair et al. (1999) wurde dann folgendes Protokoll etabliert:

- Probenahme direkt aus dem Reaktor.
- Verdünnung mit 60% (v/v) DMSO-Lösung.
- Anreicherung der Zellproben in 6 x 50 mm Glasröhrchen mithilfe einer Zentrifuge.
- Zugabe von 0,5 ml 2M Oxalsäure und intensive Durchmischung in Blindproben und Proben.

- Aufheizen der Probenröhrchen in Heizblock bei 100°C für 30min. Die Blindproben werden nicht erhitzt.
- Messung der Fluoreszenz von Porphyrin bei 402 nm Anregung und 654 oder 602 nm Emission (gerätespezifisch).
- Subtraktion der Blindwerte von den Probenergebnissen.
- Berechnung der Häm-C Konzentration aus der Standardkurve für einen Messbereich von 0 bis 1 nmol Häm-C pro Röhrchen oder Kalibration mit Häm-C- Standardlösung bzw. Protoporphyrin-Standard.

Weitere Details zu den Optimierungsschritten können in Schitzenhofer (2016) gefunden werden. Die Messung der Proben wurde mit einem Cary Eclipse Fluorescence Spectrophotometer (Agilent Technologies, USA) durchgeführt. Für die Homogenisierung wurde eine Kugelmühle (Precellys 24, Bertin Technologies, FR) verwendet. Da der absolute Inhalt von Häm-C von der Biomassekonzentration in der Probe abhängig ist, wurde dieser auf die Trockensubstanz bezogen. Für die Messungen an den Versuchsreaktoren wurde im Folgenden die Emission bei 654nm herangezogen, die entsprechende Kalibration ist in der Abbildung 26 zu sehen.

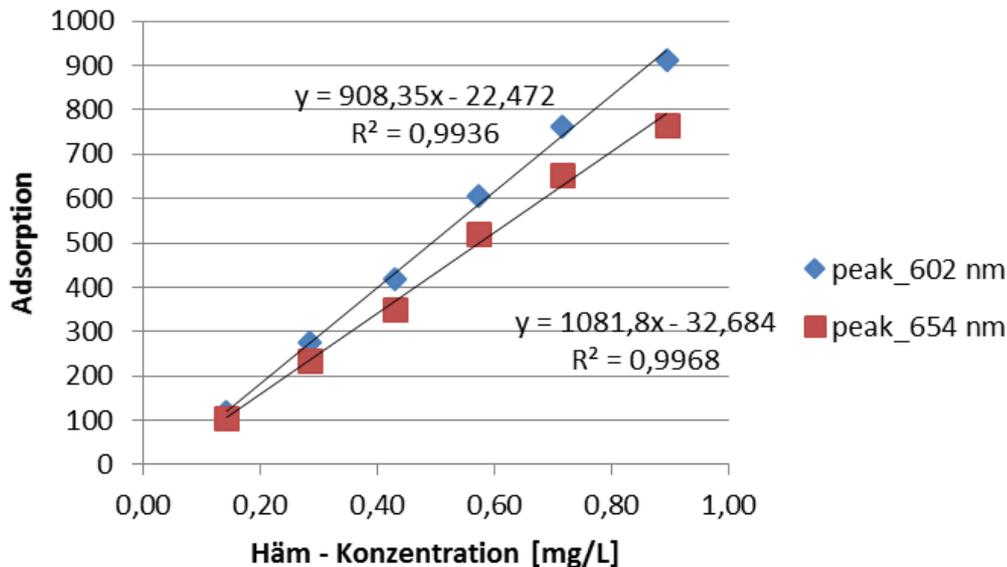


Abbildung 26: Kalibrationsgeraden für Häm (Zytochrom-) C bei den beiden gerätespezifischen Messwellenlängen 602nm und 654nm.

4.1.3 SPEZIFISCHE ANAMMOXAKTIVITÄT

Grundsätzlich kann die Spezifische Anammoxaktivität (SAA) auf zwei Arten erfolgen: nasschemisch über die Stöchiometrie der anaeroben Anammox-Reaktion oder über die Messung des Überdrucks, der durch die Akkumulation des gebildeten Stickstoffgases entsteht. Das letztere, manometrische Messsystem verspricht im Vergleich zur nasschemischen Variante eine wesentliche Einsparung von Zeit und Kosten und wurde daher für diese Studie bevorzugt. Als Grundlage diente die von Dapena-Mora et al. (2007) vorgeschlagene Methodik, sowie weitere berichtete manometrische Messsysteme (Dosta et al., 2008; Yang and Jin, 2012). Zur Verifizierung des Ansatzes sollte ein Vergleich mit der nasschemischen Methode angestellt werden.

Zur manometrischen Messung wurden 250ml Glasflaschen mit Drucksensoren ausgerüstet, die einen Überdruck bis zu 200 mbar messen können und gasdicht in den Verschluss der Flaschen integriert wurden.

Die Dichtheit des Systems wurde mithilfe eines Hefe-Versuchs mit verschiedenen Glukoselösungen getestet. Für die Aktivitätsmessungen wurde synthetisches Abwasser (mit jeweils 70 mg/L Nitrit und Ammonium). Es wurden folgende Anpassungen im Vergleich zu Dapena-Mora et al. (2007) und Dosta et al. (2008) vorgenommen: Um pH-Schwankungen soweit wie möglich zu vermeiden, wurden ein Phosphatpuffer verwendet. Natriumbikarbonat wurde für die Sicherstellung ausreichender Alkalinität zugegeben. Der pH-Wert wurde auf 7,8 eingestellt. Aufgrund von Dichtheitsproblemen während der Versuche, musste schließlich doch auf die nasschemische Variante umgestellt werden. Dazu wurde der Ansatz von Podmirseg et al. (2015) herangezogen und spektro-fotometrische Messungen der Flüssigphase anstatt der manometrischen durchgeführt. Für die Tests wurde Proben im Abstand von 30 bis 60 min aus den Flaschen über einen Zeitraum von vier Stunden entnommen und mithilfe eines Plattenlesers (Tecan Multimode Reader Infinite 200 PRO, Tecan Trading AG, CH) bzw. mit Küvettentests (LCK, Lasa 50, Hach Lange, DE) gemessen. Die Ergebnisse wurden auf die Trockensubstanz der jeweiligen Probe bezogen. Da die Kosten der nasschemischen Messung pro Analyse ungefähr 50 EUR betragen, könnten diese mit der manometrischen Methode auf ca. 20 EUR reduziert werden, vorausgesetzt, dass die Gasdichtheit gegeben ist. Nähere Informationen zu den Verfahren finden sich in Schitzenhofer (2016).

4.2 MULTIFAKTORIELLER INHIBIERUNGSTEST

Die oben beschriebenen Anpassungen der Monitoringmethoden für die Analyse der Anammoxbiomasse waren die Grundlage für die Durchführung des multifaktoriellen Inhibierungstests, der einen besseren Einblick in mögliche Störeinflüsse für die Deammonifikation bringen sollte. Das ist besonders in Hinblick auf das Ziel der Anwendung bei kleineren Anlagen wichtig, um entsprechende Gegenmaßnahmen im Vorfeld festlegen zu können. Um die praktische Anwendbarkeit der Methoden und die Ergebnisse bei Normalbetrieb und der Anwesenheit potentieller Störstoffe untersuchen zu können wurde ein multifaktorieller Langzeittest durchgeführt. Es werden zwar verschiedene Inhibierungstest in der Literatur berichtet, diese beziehen sich aber auf industrielles Abwasser und haben aufgrund der sehr hohen darin befindlichen Konzentrationen der Hemmstoffe wenig Aussagekraft für kommunale Anwendungen (Jin et al., 2013a und b; Jin et al., 2012; Zhang et al., 2014; Zhang et al., 2015; Dapena-Mora et al., 2007).

Bei Kläranlagen können sich aus der Schlammbehandlung durch Hilfsstoffe (z.B. Polymere, Salze) suboptimale Zusammensetzungen des Prozesswassers ergeben, die den Einsatz der Deammonifikation zur Stickstoffentfernung erschweren oder sogar unmöglich machen können. Ebenso kann die Akkumulation von Nitrit zu Systemhemmungen führen. Um diese Zusammenhänge näher zu beleuchten wurden diese Einflüsse systematisch untersucht. Dabei wurden auch Kombinationen aus Nitritakkumulation, hoher Polymer- und Eisenchloridkonzentrationen getestet. Da die bisherigen Forschung nur auf Kurzeiteffekte mit einmaligen Zugaben der Störstoffe ausgerichtet war (Carvajal-Arroyo et al. 2014; Dapena-Mora et al. 2007; Liu and Horn, 2012; Puyol et al., 2014), sollten im Rahmen der vorliegenden Untersuchungen erstmals die Langzeiteffekte mit einer Testlaufzeit von 12 Tagen studiert werden (3.1.3).

4.2.1 STICKSTOFFENTFERNUNG

Bei den meisten Testzusammensetzungen wurde eine Verminderung der Stickstoffentfernung festgestellt. Während bei den Tests mit niedriger Nitritkonzentration und nur einem zusätzlichen Inhibitor nur geringfügige Reduktionen festgestellt wurden (1% für Polymer und 4% für Fe(III)), so wurde bei der Zugabe von Polymer und Eisensalz eine Reduktion von ca. 20% festgestellt. Der Blindtest (ohne Inhibitoren) zeigte ebenfalls eine Reduktion von ca. 10%. In den Fällen geringer Reduktion kann von einem gewissen ‚Hungereffekt‘ ausgegangen werden, wonach nach dem vollständigen Konsum des Nitrits eine Reduktion der Fitness der Bakterien eintritt und die Aktivität sinkt. Anammoxbakterien zeigen eine niedrigere Inhibierungstoleranz bei Substratunterversorgung (Carvajal-Arroyo et al., 2014). Das kann für die Einfahrphase nach längerer Lagerung/ Transportzeit wichtig sein. Die Erfahrung aus dem Versuchsbetrieb des 13L- Laborreaktors (Abschnitt 4.3.2) zeigten, dass die schrittweise Belastungserhöhung in der

Einfahrphase entsprechend günstiger verläuft, was möglicherweise auf diesen Effekt zurückzuführen ist. Das muss ebenfalls bei Schwankungen in der Belastung berücksichtigt werden und diese nach Möglichkeit durch Prozesswasserspeicherung ausgeglichen werden. Generell zeigen die Tests mit höherer Nitritkonzentration besser Abbauergebnisse (Abbildung 27).

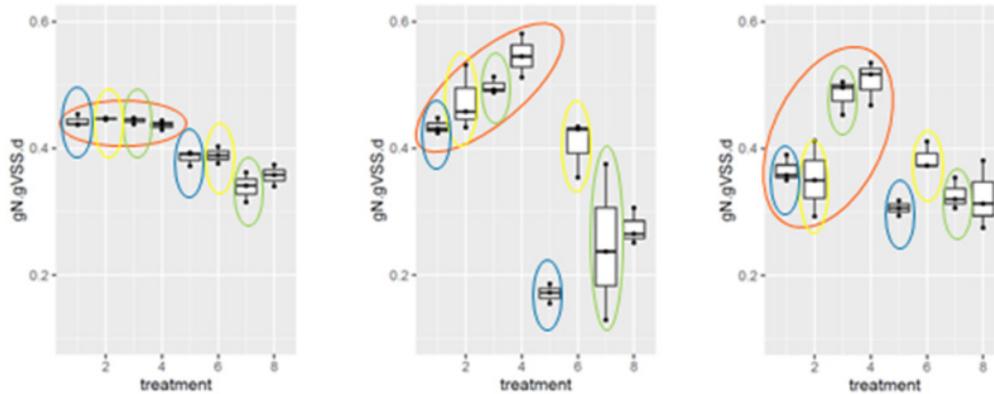


Abbildung 27: Spezifischer Gesamtstickstoffabbau in den acht Testflaschen (treatments) jeweils innerhalb der drei Fütterungszyklen (links, Mitte, rechts). Blau: Hohe Konzentration von Polymer und Eisen-III-Chlorid, Orange: Hohe Nitritkonzentration, Gelb: Hohe Polymerkonzentration, Grün: Hohe Eisen-III-Konzentration, farblos: Blindtest

Während die Tests 1 und 2 mit allen Inhibitoren bzw. Nitrit und Polymer mehr oder weniger konstant blieben so wurden die Einflüsse der anderen Kombinationen mit der Versuchsdauer ersichtlich: Die Tests 3 und 4 mit hoher Nitritkonzentration haben sowohl mit als auch ohne Eisensalz die anderen Tests übertroffen und die Abbaurate erhöht. Obwohl die Nitritkonzentration über den in der Literatur genannten Inhibierungskonzentrationen lagen (Strous et al., 1999), kam es in keinem der Tests 1-4 zu starken Leistungseinbrüchen.

Die kumulativen Ganglinien der Stickstoffparameter der Tests (Abbildung 28) zeigen, dass das gesamte Nitrit in allen Fällen verbraucht wurde. Da der beobachtete zusätzliche Ammoniumabbau stöchiometrisch aus der herkömmlichen Deammonifikation nicht möglich ist, da das entsprechende Nitrit fehlt, muss von einem anderen Umsetzungspfad ausgegangen werden. Die Verwendung von Nitrat als alternativer Elektronenakzeptor durch Anammoxbakterien wird von Kartal et al. (2007) berichtet und kann daher als möglicher zusätzlicher Umsetzungspfad gelten. Der in den Tests 5 und 7 beobachtete Anstieg des Ammoniums während des zweiten Fütterungszyklus könnte auf eine Wirkung der Anammoxbiomasse als fakultative Denitrifikanten hinweisen, die in diesem Fall Nitrat zu Ammonium reduzieren und Nitrit zu Stickstoffgas konvertieren. Dieser Pfad wurde von Kartal et al. (2007) nachgewiesen. Die Möglichkeit der Rolle der Anammoxbakterien als fakultative Denitrifikanten und die mögliche Nutzung von Eisen-III als Elektronenakzeptor erschwert zusätzlich die Ableitung einer Stickstoffmassenbilanz aus der Aktivität.

Die Tests 2, 4, 6 und 8 zeigten eine der Stöchiometrie folgende Bildung von Nitrat in der Höhe von 8% bis 13% des zugeführten Ammoniums während die Tests 1 (7%), 3 (6%) und 7 (6%) darunter lagen und Test 5 nur 2% Nitratbildung zeigte. Bei den Tests mit Polymer als Störstoff war eine Koagulation und Aufschwimmen der Biomasse zu beobachten. Die Stickstoffumsetzung könnte daher aufgrund der schlechten Suspendierung unterschätzt worden sein, wobei jedenfalls betriebliche Probleme beim Auftreten eines solchen Effekts zu erwarten sind. Die Testdauer hat zwar die Mindestverdopplungszeit von Anammoxbakterien überschritten (11 Tage), es wurde aber kein Biomassezuwachs festgestellt, im Gegenteil eine Abnahme der Trockensubstanz wurde beobachtet, was auf ein Absterben der Nitrifikanten und auf Verluste durch sub-optimale Bedingungen für die Anammoxbiomasse zurückzuführen sein könnte.

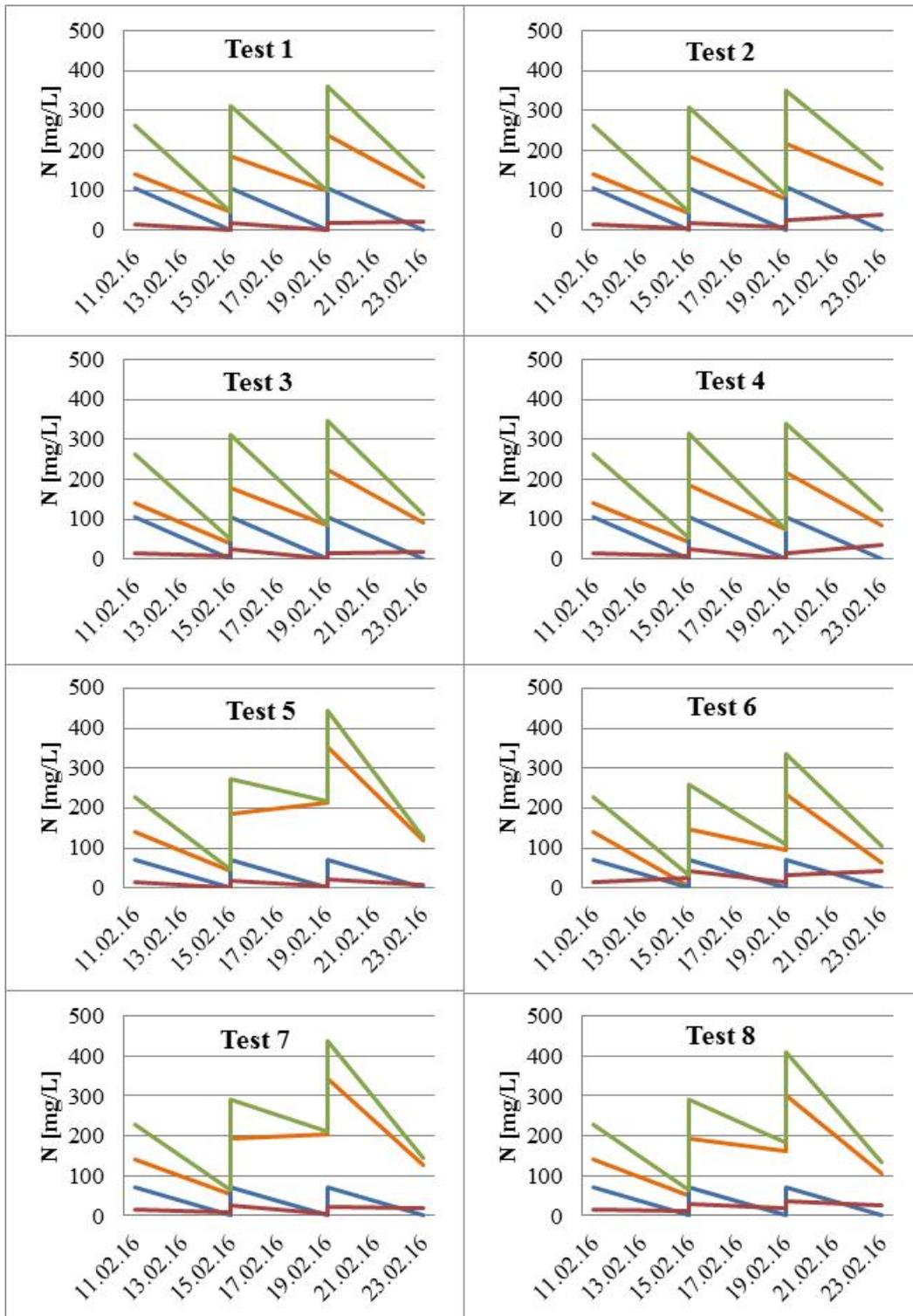


Abbildung 28: Kumulative Ganglinien der Stickstoffparameter während der acht Tests. Grün: Gesamtstickstoff, Orange: Ammonium, Blau: Nitrit, Rot: Nitrat

4.2.2 HÄM-C GEHALT

Die Relevanz von Häm-C für den Anammoxmetabolismus und die Stickstoffumsetzung (Chen et al., 2012) macht diesen Parameter besonders vielversprechend für das Verfahrensmonitoring. Dieser Parameter wurde aber bisher noch nicht für die Analyse von möglichen Inhibitoren im Langzeitversuch verwendet. Alle Tests haben über den Versuchszeitraum mehr oder weniger an Häm-C-Gehalt eingebüßt (Abbildung 29). Speziell die Tests 1 und 2 haben mit 69% bzw. 66% viel an Häm-C verloren. Auch beim Test 5 gab es mit 45% und

beim Test 8 (Blindprobe) mit 40% einen starken Rückgang. Der geringsten Verluste waren bei Test 3 (17%, Nitrit- und Eisenzugabe) und Test 6 (23%, Polymerzugabe) zu verzeichnen. Ebenso zeigt auch Test 7 (Eisenzugabe) eine geringe Reduktion.

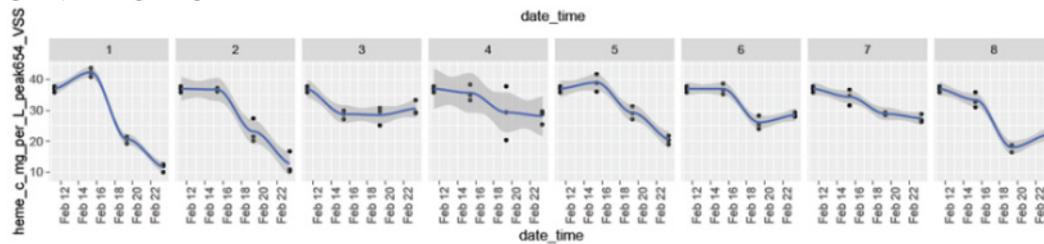


Abbildung 29: Entwicklung des Häm-C – Gehalts der Tests über den Versuchszeitraum bezogen auf die organische Trockensubstanz der Biomasse.

Für die Festlegung der in Abschnitt 3.1.3 beschriebene Höhe der Eisen-III-Chlorid- Zugabe wurden Literaturdaten herangezogen. Um das Risiko einer vollständigen Hemmung durch eine zu hohe Zugabe zu vermeiden, wurde eine Konzentration gewählt, die zwischen der in Liu und Horn (2012) genannten Hemmschwelle und der in Qiao et al. (2013) genannten liegt. Da im vorliegenden Versuch kein Nachweis der tatsächlich vorhandenen Spezies geführt werden konnte und somit keine bessere Interpretation des Verhaltens bezüglich Eisens möglich ist, wurde ein lineares Modell erstellt, um die Einfluss aus dem Versuch statistisch zu untersuchen (3.1.4).

TABELLE 7: LINEARE MODELLBESCHREIBUNG FÜR HÄM-C FÜR DIE GETESTETEN FAKTOREN.

Faktor	Zyklus 1		Zyklus 2		Zyklus 3		Zyklus 4	
	Schätzwert	p-Wert	Schätzwert	p-Wert	Schätzwert	p-Wert	Schätzwert	p-Wert
α	37 ± 2.082	0,001	29 ± 4.3	0,001	-4.7 ± 7.8	0,558	10.4 ± 4.1	0,022
$\text{NO}_2\text{-N}$	$2.1\text{E-}17 \pm 3.9\text{E-}3$	0,999	$1.1\text{E-}2 \pm 8\text{E-}3$	0,195	$5.4\text{E-}2 \pm 1.4\text{E-}2$	0,002	$2.8\text{E-}2 \pm 7.7\text{E-}3$	0,002
Fe	$1.6\text{E-}15 \pm 4.9\text{E-}1$	0,999	2.8 ± 1	0,014	5.7 ± 1.8	0,007	1.8 ± 1.0	0,089
Polymer	$1.4\text{E-}17 \pm 9.8\text{E-}3$	0,999	$2.9\text{E-}2 \pm 2\text{E-}2$	0,175	0.1 ± 0.04	0,004	$0.2 \pm 1.9\text{E-}2$	0,001
$\text{NO}_2\text{-N:Fe}$	$-3.5\text{E-}18 \pm 9.2\text{E-}4$	0,999	$-6.2\text{E-}3 \pm 1.9\text{E-}3$	0,004	$-9.3\text{E-}3 \pm 3.4\text{E-}3$	0,016	$-2.1\text{E-}3 \pm 1.8\text{E-}3$	0,257
$\text{NO}_2\text{-N:Polymer}$	$-3.3\text{E-}20 \pm 1.8\text{E-}5$	0,999	$-3.9\text{E-}5 \pm 3.8\text{E-}5$	0,309	$-2.3\text{E-}4 \pm 6.9\text{E-}5$	0,005	$-3.4\text{E-}4 \pm 3.6\text{E-}5$	0,001
Fe:Polymer	$9.5\text{E-}18 \pm 2.3\text{E-}3$	0,999	$-1.2\text{E-}2 \pm 4.7\text{E-}3$	0,022	$-1.1\text{E-}2 \pm 8.7\text{E-}3$	0,218	$-1.8\text{E-}2 \pm 4.6\text{E-}3$	0,001
$\text{NO}_2\text{-N:Fe:Polymer}$	$-2\text{E-}20 \pm 4.3\text{E-}6$	0,999	$3\text{E-}5 \pm 8.9\text{E-}6$	0,004	$1.6\text{E-}5 \pm 1.6\text{E-}5$	0,333	$2.5\text{E-}5 \pm 8.6\text{E-}6$	0,009
R^2	1.9E-29		0.8342		0.6413		0.9475	

Obwohl auch bei den Tests mit Eisenzugabe Häm-Verluste aufgetreten sind, konnte mit dem Modell ein signifikant positiver Einfluss (p-Werte <0,05) für die Fütterungszyklen 2 (p=0,014) und 3 (p=0,007) nachgewiesen werden. Dieser Effekt ist dahingehend nachvollziehbar, dass Eisen für die Häm-Synthese notwendig und daher essentiell für das Wachstum ist. Obwohl die Reaktion verschiedener Anammoxspezies unterschiedlich sein kann, ist der beobachtete positive Einfluss der Eisenzugabe auf die Häm-Entwicklung nicht in Übereinstimmung mit den Ergebnissen anderer Studien (Liu und Horn, 2012). Das Modell zeigt weiter anhand der positiven Expression, dass auch die beiden anderen Faktoren Nitrit und Polymer einzeln eine – wenn auch geringere - positive Wirkung hatten.

Auch die beiden anderen untersuchten Faktoren Nitrit und Polymer beeinflussten die Häm-C-Konzentration positiv, sofern sie einzeln zugegeben wurden, was das Modell durch die positiven Abschätzungen gezeigt

hat (Tabelle 7). Die Kombinationen – speziell Polymer und Nitrit aber auch Nitrit und Eisen haben zu einem stärkeren Verlust von Häm-C geführt. Das lineare Modell konnte die Häm-C – Konzentrationen ausreichend genau mit einem Bestimmtheitsmaß R^2 von 0.6413 bis 0.9475 abbilden. Für die Signifikanz der Ergebnisse (abgebildet durch den p-Faktor) konnte eine Zunahme über die Testzyklen festgestellt werden (Tabelle 7, Abbildung 29).

4.2.3 SPEZIFISCHE ANAMMOXAKTIVITÄT

Die Entwicklung der Anammoxaktivität war durch eine Abnahme während des dritten Zyklus (Abbildung 30) charakterisiert, wobei es dann im letzten Zyklus im Vergleich eine schnelle Zunahme gegeben hat.

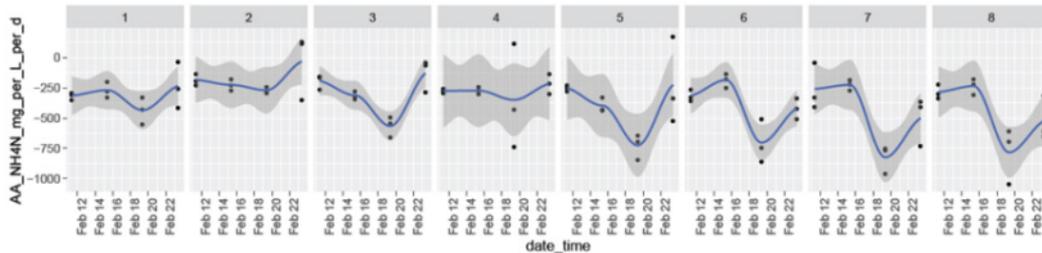


Abbildung 30: Entwicklung der spezifischen Anammoxaktivität über die vier Zyklen. Die Aktivität ist in der Abbildung als Abnahme in mg/L/d für Ammoniumstickstoff angegeben.

Bezogen auf die Trockensubstanz zeigte sich eine starke Zunahme für einige Tests, während bei anderen eine starke Abnahme zu verzeichnen war. Speziell die Tests mit niedrigen Nitrit- Konzentrationen konnten die Aktivität um bis zu 95% erhöhen (Tabelle 8).

TABELLE 8: VERÄNDERUNG DER SAA VOM ERSTEN ZUM LETZTEN ZYKLUS.

Test Nr.	Relative Veränderung SAA Zyklus 4 vs. Zyklus 1
1	-28%
2	-100%
3	-21%
4	-20%
5	+77%
6	+35%
7	+7%
8	+95%

Grundsätzlich hatte Nitrit einen negativen Einfluss auf die SAA, was sich in allen vier Tests mit erhöhten Nitritkonzentrationen gezeigt hat. Wie bei den Untersuchungen der Einflüsse auf die Häm-C – Konzentrationen, hatte die Kombination aus Nitrit und Polymer den stärksten negativen Einfluss. Wegen der hohen Varianzen der SAA- Ergebnisse konnte keine ausreichende Qualität der Modellabbildung wie für Häm-C erreicht werden. Entsprechend waren die Korrelationskoeffizienten zwischen R^2 von 0.3464 bis 0.6762 relativ niedrig (Tabelle 9).

TABELLE 9: LINEARE MODELLBESCHREIBUNG FÜR DIE SPEZIFISCHEN ANAMMOXAKTIVITÄT FÜR DIE GETESTETEN FAKTOREN.

Faktor	Zyklus 1		Zyklus 2		Zyklus 3		Zyklus 4	
	Schätzwert	p-Wert	Schätzwert	p-Wert	Schätzwert	p-Wert	Schätzwert	p-Wert
α	-6.1E2 ± 3.3E2	0,079	-3.2E2 ± 2.3E2	0,151	-4.0E3 ± 1.1E3	0,001	-3.0E-3 ± 1.1E-3	0,548
NO ₂ -N	9.0E-2 ± 6.1E-1	0,884	-0.5 ± 0.4	0,380	4.8 ± 2.0	0,016	3.7 ± 2.1	0,981
Fe	-29.5 ± 76.9	0,706	35.8 ± 53.4	0,488	1.1E2 ± 2.5E2	0,604	-68.1 ± 2.7E-2	0,436
polymer	-1.8 ± 1.5	0,252	0.1 ± 1.1	0,717	-0.4 ± 5.0	0,889	-1.0 ± 5.4	0,131
NO ₂ -N:Fe	9.1E-2 ± 1.4E-1	0,534	-7.4E-2 ± 10.0E-2	0,424	-0.3 ± 0.5	0,457	0.2 ± 0.5	0,408
NO ₂ -N:polymer	3.9E-3 ± 2.9E-3	0,1965	5.7E-4 ± 2.0E-3	0,963	2.3E-3 ± 9.4E-3	0,996	4.2E-3 ± 1.0E-2	0,128
Fe:polymer	0.6 ± 0.4	0,11	-0.8 ± 0.3	0,007	0.2 ± 1.2	0,954	1.7 ± 1.3	0,125
NO ₂ -N:Fe:polymer	-1.3E-3 ± 6.8E-4	0,067	1.2E-3 ± 4.7E-4	0,020	-1.2E-4 ± 2.2E-3	0,919	-3.3E-3 ± 2.4E-3	0,128
R ²	0.3464		0.6762		0.5801		0.516	

Insgesamt konnten die SAA- Messungen keine ausreichend zuverlässigen Ergebnisse liefern wie erwartet. Die Varianzen der Testergebnisse waren zu hoch um die Stickstoffentfernung über diese Methode abzubilden. Weitere Versuche in dieser Richtung wurden auch an den halbtechnischen Reaktoren durchgeführt und sind in Abschnitt 4.4.9 dargestellt. Dort hat sich allerdings gezeigt (4.4.9), dass die Methode durchaus brauchbare Ergebnisse für die Abschätzung der Stickstoffelimination bringen kann. Daneben haben die Versuche gezeigt, dass die SAA schneller auf Einflüsse durch Hemmstoffe reagiert als die Häm-C – Konzentration.

4.2.4 SAA UND HÄMQUANTIFIZIERUNG IM VERGLEICH ZUR STICKSTOFFABBAULEISTUNG

Um die beiden untersuchten Monitoringmethoden für die Brauchbarkeit für den betrieblichen Einsatz zu bewerten, musste festgestellt werden, welche zusätzlichen Informationen sie im Vergleich zu den herkömmlichen Messungen in Zulauf und Ablauf liefern können. Die Modellbeschreibung des Häm-C- Inhalts und der SAA in Bezug zur Stickstoffabbauleistung ist in der Tabelle 10 beispielhaft für den Zyklus 4 dargestellt. Während die verbesserte Abbauleistung mit dem erhöhten Häm-C- Gehalt übereinstimmt, konnte die SAA außer für den Zyklus 2 nicht direkt mit der Abbauleistung in Bezug gesetzt werden. Die schlechte Übereinstimmung der SAA ist wie bereits oben erwähnt auf die hohe Varianz der Ergebnisse zurückzuführen, wobei eine Verbesserung der Messmethodik (manometrische Messung, siehe Abschnitt 4.1.3.) auch zu einer Verbesserung der Aussagekraft hinsichtlich Stickstoffelimination führen sollte

TABELLE 10: LINEARE MODELLBESCHREIBUNG DER STICKSTOFFENTFERNUNG IM PROBENAHRMEZYKLUS 4.

Monitoringmethode	Schätzwert	p-Wert
Häm-C	0.003379±0.00111	0.00635
SAA	-0.000023±0.00004	0.51160
Häm-C:SAA	2.691e-06±1.549e-06	0.09781

Für die betriebliche Anwendung gibt die Messung der Stickstoffabbaurate ausreichende Informationen über den Zustand der biologischen Behandlung, wobei die Messungen der SAA und Häm-C einen direkten Bezug zu Anammox- Biomasse ermöglichen. Dabei muss allerdings gesagt werden, dass die SAA alleine zu einer Überschätzung von inhibierenden Effekten führen kann, falls sie direkt nach Eintritt der Hemmung gemessen wird, da sie sich wie die Untersuchungen zeigen schnell wieder erholen kann. Wie die Tabelle 10 anhand der p-Werte zeigt, erlauben jedoch Häm-C sowie die Kombination aus SAA und Häm-C einen besseren Rückschluss auf die Stickstoffabbauleistung.

4.2.5 EFFEKTE UND ZUSAMMENWIRKEN DER EINFLUSSFAKTOREN

Die Untersuchungen zeigten, dass die getesteten Substanzen besonders in spezifischen Kombinationen einen signifikanten Einfluss auf die Leistungsfähigkeit der Biomasse haben (Tabelle 11).

TABELLE 11: LINEARE MODELLBESCHREIBUNG DER STICKSTOFFENTFERNUNG NACH GETESTETEN FAKTOREN.

Faktor	Zyklus 1		Zyklus 2		Zyklus 3		Zyklus 4	
	Schätzwert	p-Wert	Schätzwert	p-Wert	Schätzwert	p-Wert	Schätzwert	p-Wert
α	0.51 ± 0.02	0,001	5.4 ± 0.03	0,001	0.5 ± 0.02	0,001	0.5 ± 1.0	0.01
NO ₂ -N	-1.4E-4 ± 4.2E-4	0,010	-8.689E-5 ± 6.9E-5	0.226	-8.68-5 ± 6.9E-5	0,226	1.28E-4 ± 1.9E-4	0,519
Fe	-1,6E-3 ± 6.0E-2	0,015	-1.5E-2 ± 8.7E-3	0.100	-1.5E-2 ± 8.7E-3	0,100	-4.13E-3 ± 2.7E-2	0,869
polymer	-2.23E-4 ± 1.1E-4	0,084	1.95E-5 ± 1.6E-4	0.912	1.9E-5 ± 1.7E-4	0,912	-7.8E-4 ± 4.9E-4	0,131
NO ₂ -N:Fe	2.75E-6 ± 1.1E-5	0,027	2.18E-5 ± 1.6E-5	0,199	-1.7E-5 ± 2.7E-5	0,199	-1.1E-5 ± 4.6E-5	0,813
NO ₂ -N:polymer	2.327E-7 ± 2.2E-7	0,320	-3.1E-7 ± 3.0E-7	0,340	-3.1E-7 ± 3.2E-7	0,340	2.05E-3 ± 9.0E-7	0,0404
Fe:polymer	6.9E-6 ± 2.5E-5	0,812	-1.8E-5 ± 4.1E-5	0,652	-1.8-5 ± 4.1E-5	0,652	-1.2E-4 ± 1.16E-4	0,289
NO ₂ -N:Fe:polymer	-2.9E-09 ± 5.3E-8	0,956	3.4E-8 ± 7.6E-8	0,663	3.4E-8 ± 7.6E-8	0,663	2E-7 ± 2.1E-7	0,369
R ²	0.7288		0.7858		0.7858		0,7628	

Die Zugabe von Polymeren für die Flockung/ Fällung ist eine Standardanwendung bei der Schlammwässerung von Abwasserreinigungsanlagen. Die Einflüsse von Polymeren auf die Schlammwasserbehandlung mit Anammox-Biomasse sind bisher hingegen nicht eingehend untersucht.

Dapena-Mora et al. (2007) verwendeten positiv geladene, hydrophile Polymere von einer Abwasserreinigungsanlage (Poly Separ® PK 1455, Separ Chemie, 0-1 g/L) und testeten den Einfluss auf die spezifische Anammoxaktivität. Bei der gewählten Höchstkonzentration von 1 g/L wurde dabei eine Reduktion der Aktivität von 35% festgestellt. Wie in der vorliegenden Studie wurde die Bildung von Konglomeraten aus Biomasse festgestellt, allerdings wurde von Dapena- Mora et al. (2007) keine weiteren negativen Effekte festgestellt. In den vorliegenden Untersuchungen sind die Konglomerate

aufgeschwommen, wodurch möglicherweise ein Biomasseverlust über den Probenabzug einherging und zusätzlich zu einer Verringerung der Trockensubstanz geführt hat. Der Reaktor wurde jedenfalls destabilisiert und eine verringerte Stickstoffabbaukapazität wurde beobachtet. Ähnliches wurde von Val del Río et al. (2012) festgestellt, die eine Abnahme der Trockensubstanz nach der Verschlechterung des Schlammindex verzeichneten. Die hier beobachteten Effekte der Polymerzugabe werden ebenfalls einer Verschlechterung der Durchmischung und somit des Stoffaustauschs zugeschrieben, anstatt einer direkten hemmenden Wirkung. Das hat sich auch in Kombination mit Nitrit niedergeschlagen, da es zu dadurch zu einem verminderten Nitritverbrauch gekommen ist. Daher kann davon ausgegangen werden, dass sich eine erhöhte Konzentration von Polymeren im Schlammwasser grundsätzlich negativ auf den Prozess auswirkt, vor allem wenn eine höhere Belastung vorliegt und eine höhere Nitritkonzentration vorhanden ist, da so eine weitere Nitritakkumulation und folglich eine Substrathemmung hervorgerufen werden kann.

Der zweite Zugabestoff – Eisen-III-Chlorid – wurde bereits öfters hinsichtlich Auswirkungen auf Anammoxbiomasse untersucht (Qiao et al. ,2013; Bi et al., 2014; Liu and Horn 2012; Zhang et al. 2012). Dabei wurden in diesen Studien festgestellt, dass sich die Zugabe von Eisen (Fe(II) or Fe(III) bis zu einem gewissen Grad positiv auf die Häm-C – Produktion und damit auch auf den Anammox-Metabolismus und die Abbauleistung auswirkt, was auch in der vorliegenden Untersuchung bestätigt werden konnte. Eine leichte Erhöhung (von Fe(III) in diesem Fall) in den Tests führte nachweislich zu einer erhöhten Häm-C-Konzentration mit einer signifikanten Korrelation mit einer verbesserten Abbauleistung des Systems. Allerdings ist es dabei über den letzten Probenahmezyklus wieder zu einem Rückgang der Leistung gekommen, was auf das Erreichen der Obergrenze des als positiv wirkenden Konzentrationsbereichs hinweist. Qiao et al. (2013) haben diesen Grenzbereich mit etwa 10 mg/L (als Fe(II)) beschrieben. In der Vorliegenden Studie wurde allerdings Fe(III)Cl₃ verwendet, da dieses häufig bei Abwasserreinigungsanlagen in der Schlammbehandlung Anwendung findet. Der verwendete Konzentrationsbereich mit 1,5 mg/L Fe(III)Cl₃ pro Zugabe des Nährmediums (3.1.3) in den Tests war zwar um das mehrfache höher als bei anderen Autoren (Liu and Horn, 2012), eine Hemmung wurde hier aber im Gegensatz zu deren Ergebnissen (bei 0,75 bis 2,2 mg/L Fe(III)) erst bei wesentlich höheren Konzentrationen erreicht. Der positive Einfluss hat überwogen und es kann wie bei Bi et al. (2014) and Qiao et al. (2013) von einem optimalen Konzentrationsbereich auch für Fe(III) von ca. 1- 2 mg/L ausgegangen werden. Diese positive Wirkung ist auf die Aktivitätssteigerung des Häm-Proteins zurückzuführen, höhere Konzentrationen können dagegen zu einer starken Hemmung führen. Der genaue Bereich der Hemmschwelle dürfte allerdings mit dem Vorhandensein anderer Faktoren in Verbindung stehen, da sich die Kombination mit Nitrit negativ ausgewirkt hat. Nitrit hemmt die Eisenreduktionskapazität der Biomasse (Zhao et al., 2014), es kommt damit zu einer Eisenakkumulation und damit zum Erreichen einer kritischen Eisenkonzentration. Daher sollte bei Prozesswässern mit höherer Eisenkonzentration besonders auf erhöhte Nitrit- Konzentrationen geachtet werden.

Im Vergleich dazu hat sich die Zugabe von Nitrit alleine nicht signifikant negativ ausgewirkt und sogar eine positive Auswirkung auf den Häm-C – Gehalt und die Abbauleistung gezeigt. Dieses Verhalten kann mit der besseren Verfügbarkeit des Substrats Nitrit über die Testphasen erklärt werden. In Kombination mit Eisen oder Polymer wurde aber in beiden Fällen eine Hemmung der Häm-C – Produktion festgestellt. Da beobachtete reversible Hemmung der SSA könnte in diesem Zusammenhang auf eine hohe Nitritakkumulation direkt nach der Fütterung bei den Testzyklen zurückzuführen sein. Als Hemmschwelle für Nitrit werden verschiedenen Bereiche berichtet, Strous et al. (1999) geben sie beispielsweise mit 100 mg/L an.

4.3 UNTERSUCHUNGEN IM LABORMASSSTAB

4.3.1 3L LABORREAKTOR

Der Reaktorbau erfolgte von März bis April 2015, die Erstinbetriebnahme wurde Anfang Mai durchgeführt. Während des Betriebs wurden regelmäßig Optimierungen an der Steuerung und Regelung und den Anlagenbauteilen vorgenommen. Die Anlage wurde im SBR - Betrieb mit sechs Zyklen pro Tag mit jeweils vier Stunden Zyklusdauer betrieben. Dabei wurden zuerst 8, dann 10 Beschickungsintervalle, eine Dekantierphase mit einer Abzugsphase von insgesamt 30 Minuten eingestellt. Das Arbeitsvolumen betrug anfänglich 2,5 L, später 3 L. Beschickt wurden zwischen 80 ml und 250 ml je Zyklus. Die Belüftungsregelung erfolgte wie auf der ARA Strass mittels pH Wert .

Die Anlage wurde mit Schlamm aus dem einstufigen Prozesswasserbehandlungsprozess der KA Strass beimpft (DEMON-Verfahren) und mit Prozesswasser der ARA Strass beschickt. Nach der Überführung der Biomasse innerhalb eines Tages wurde rasch ein stabiler Betrieb mit einer hohen Raumbelastungen und gleichzeitig hoher Abbauleistung erreicht (Abbildung 31).

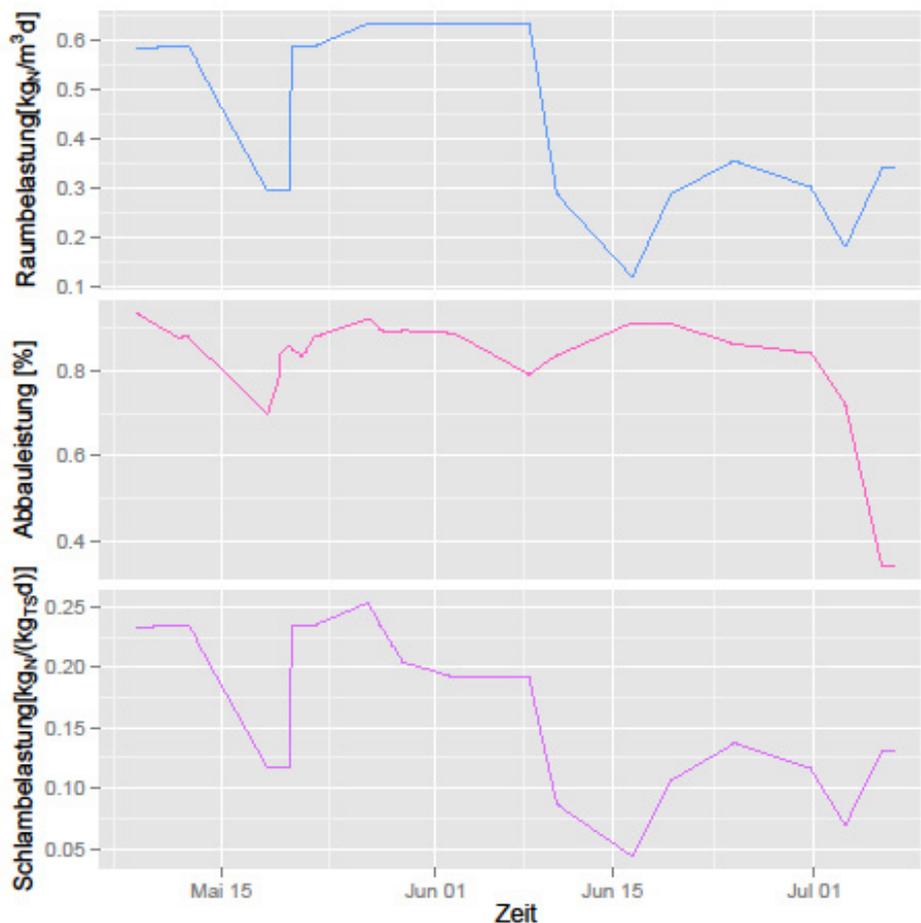


Abbildung 31: Übersicht über die Raum- und Schlammbelastung und die Stickstoffabbauleistung des 3L-Laborreaktors mit Prozesswasser der ARA Strass.

Stabile Betriebsbedingungen ermöglichten eine Abbauleistung von 90 % bei einer Raumbelastung von 0,5 kg/d/ m³ (max. 0,63 kg/d/m³) und einer Schlammbelastung von über 0,2 kg NH₄-N /kg TS/ d. Diese Betriebsbedingungen zeichneten sich durch charakteristische Muster von pH -Wert und Redoxpotential aus,

da sich die Belüftung bei Erreichen der pH -Untergrenze ausschaltet und bei Erreichen der Obergrenze wieder einschaltet, wobei die Sauerstoffkonzentrationen trotz regelmäßiger Belüftung niedrig blieben. In Abbildung 32 sind die Betriebsbedingungen hinsichtlich pH - Grenzen, Sauerstoff- und Redoxniveaus dargestellt, die Versuchsanlage wurde damit mit nahezu identischen Einstellungen betrieben wie die Großanlage der ARA Strass.

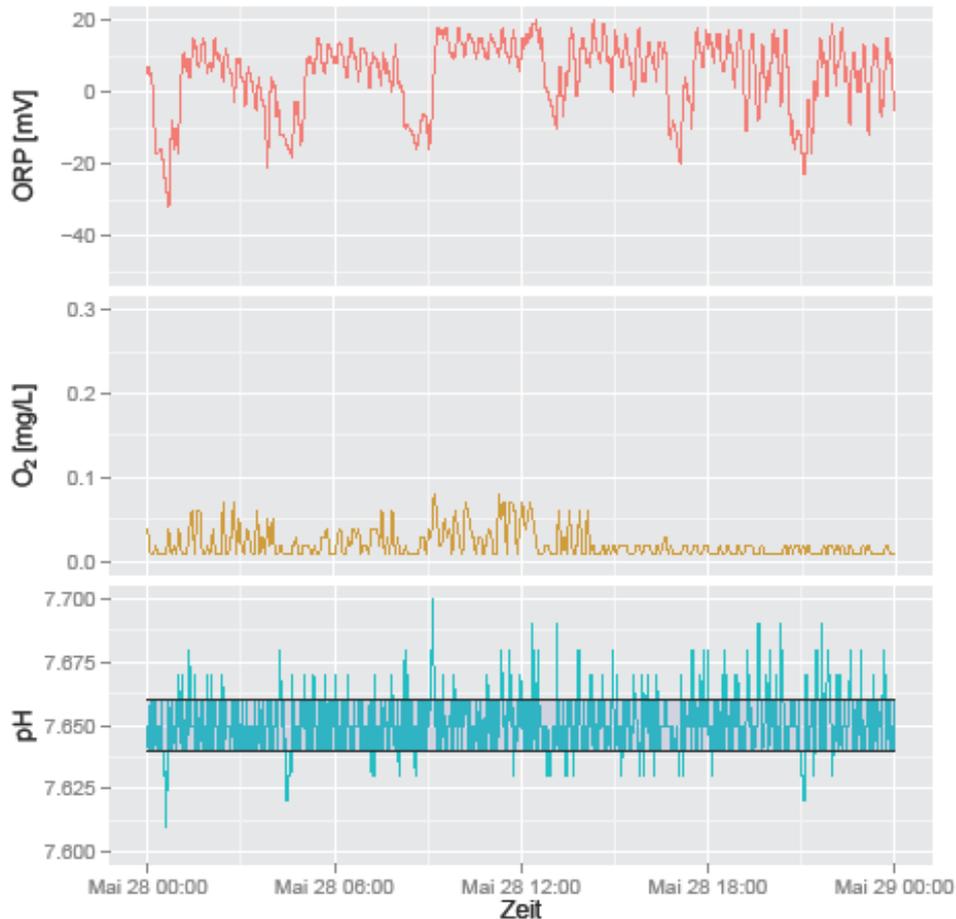


Abbildung 32: Redox, pH und Sauerstoff im 3L –Laborreaktor während der stabilen Betriebsphase mit Prozesswasser der ARA Strass.

Die Phasen des stabilen Betriebs wurden durch Ausfälle der Belüftung unterbrochen. Durch eine Reduktion der Raumbelastung, bei gleichzeitiger Zugabe von SBR-Schlamm und regelmäßigem nachjustieren der pH-Wertgrenzen der Belüftung konnte die Prozessleistung wieder hergestellt werden. Dabei zeigte sich, dass es bei der pH -Regelung außerhalb des Gleichgewichtszustandes zu Überbelüftung kam, da nach einer längeren Störung der Belüftung das pH-Wertgleichgewicht der Deammonifikation destabilisiert wurde. Nähere Details zu dieser Problematik finden sich im Abschnitt 4.4.4 .

Nach dem Verbrauch des Prozesswassers der ARA Strass wurde auf Prozesswasser der Kläranlage Tulln umgestellt. Diese Umstellung führte zu einem sukzessiven Verlust der Prozessstabilität. Die Regelung konnte den pH- Wert nicht mehr in dem vorgegebenen Grenzen halten und somit für den regelmäßigen Wechsel von aeroben und anoxischen Phasen sorgen. Die dadurch ausgelösten Phasen der Über- und Unterbelüftung destabilisierten den Prozess. Zudem traten Nitritakkumulation und eine Reduktion der Abbauleistung trotz Reduktion der Raumbelastung auf. Weiter reicherte sich rasch Eisenoxid im Reaktor an, wodurch der Anteil der Anorganik der Trockensubstanz binnen drei Wochen auf 80% anstieg. Ausgehend

von den negativen Erfahrungen mit dem Prozesswasser der ARA Tulln wurden gezielte Versuche durchgeführt, um den Einfluss von Additiven aus der Schlammbehandlung auf die Deammonifikation festzustellen (Abschnitt 4.2). Die aus dem ersten Testbetrieb gewonnenen Erfahrungen führten zu einer Überarbeitung der Regelung. Es wurde ein kombinierter Ansatz aus pH- und Sauerstoffregelung verwendet (Abschnitt 4.4.4)

Erste Tests der UV-VIS Sonde beim 3L Laborreaktor zeigten charakteristische Muster der Stickstoffparameter im Ablaufbehälter. Auch die geringfügigen Veränderungen durch den Restumsatz nach dem Ablauf kurz vor Zyklusstart in der Ablaufmischprobe konnten mit der UV-VIS Sonde erfasst werden. So nimmt zum Beispiel der Ammoniumwert nach erfolgtem Ablauf im Ablaufbehälter durch den Restumsatz ab. Zudem werden schon geringe Nitritspitzen im Ablauf erfasst, womit eine Früherkennung von Störungen des Systems möglich ist (Abbildung 33,Abbildung 34,Abbildung 35).

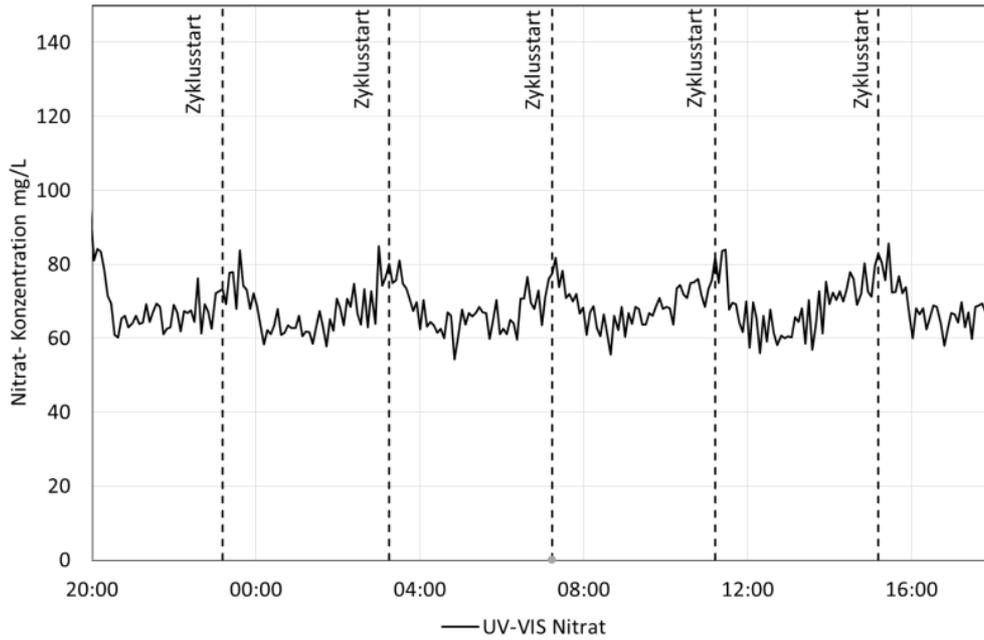


Abbildung 33: Verlauf der Nitratkonzentration im Ablaufbehälter des 3L Laborreaktors

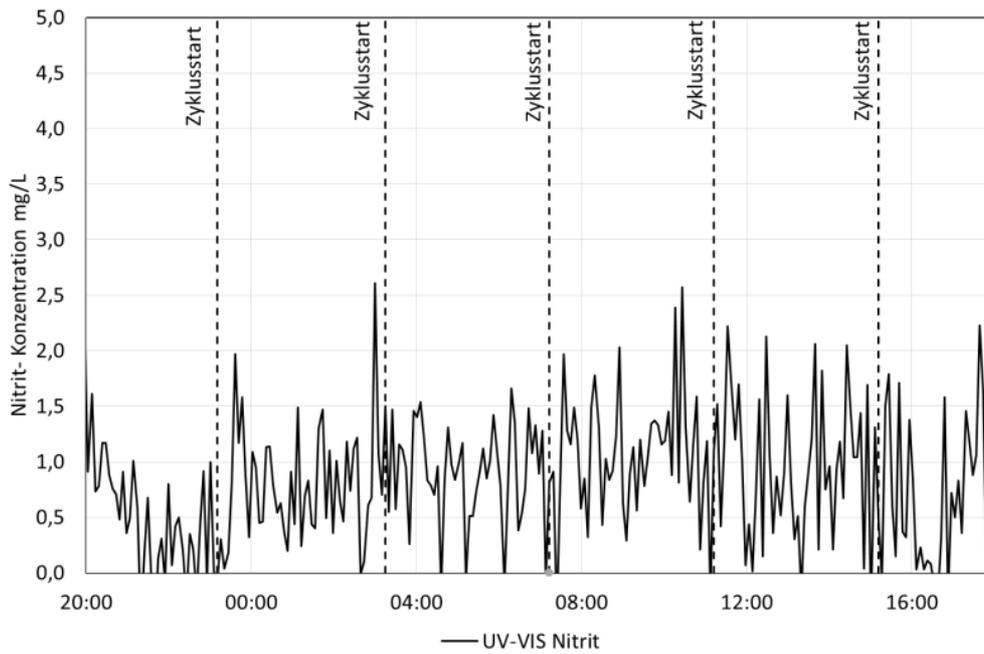


Abbildung 34: Verlauf der Nitritkonzentration im Ablaufbehälter des 3L Laborreaktors.

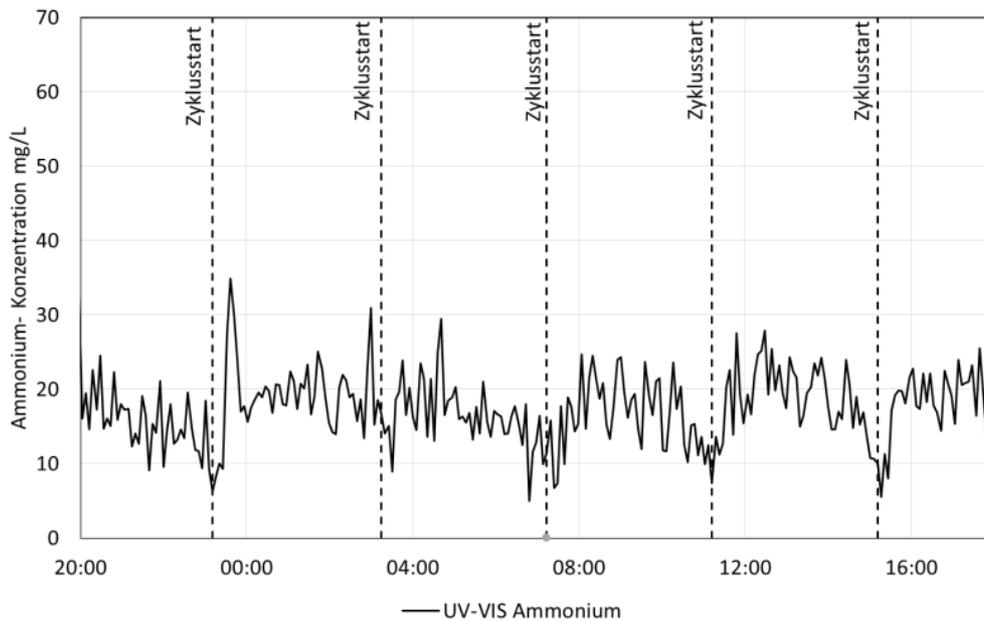


Abbildung 35: Verlauf der Ammoniumkonzentration im Ablaufbehälter des 3L Laborreaktors.

Weitere Details zur Anwendbarkeit der UV-VIS-Sonde im Rahmen der Deammonifikation sind in Abschnitt 4.4.10 beschrieben.

4.3.2 13L LABORREAKTOR

Der Reaktor wurde mit Prozesswasser aus der Schlammwässerung der ARA Klosterneuburg betrieben (Tabelle 12). Um eine gleichmäßige und ausreichend hohe Belastung für die Versuchsanlage zu ermöglichen und die Fluktuation in der Zulaufqualität auszugleichen, wurde dem Rohabwasser Ammoniumbikarbonat zugegeben.

TABELLE 12: CHARAKTERISTIK DES FÜR DEN 13L LABORREAKTOR VERWENDETEN PROZESSWASSERS.

Parameter	Rohabwasser		Rohabwasser mit Bikarbonatzugabe	
	Minimum	Maximum	Minimum	Maximum
Ammonium mg/L NH ₄ -N	407	748	726	758
TKN mg/L	430	791	773	825
Ortho-Phosphat mg/L	11	16	11	16
Gesamtphosphor mg/L	13	18	13	18
Alkalinität mmol/L	45	78	63	82
CSB mg/L	260	414	260	414

Für die Einfahrphase des Systems wurde während der ersten 30 Tage künstliches Abwasser mit ca. 1000 mg/L Ammoniumstickstoff in der Form von Ammoniumbikarbonat verwendet. Die Raumbelastung betrug während dieser Zeit ca. 0,2 kg N/m³. Danach wurde Prozesswasser aus der Schlammwässerung der ARA Klosterneuburg verwendet. In der Einfahrphase wurden anhand der ersten Betriebserfahrungen einige

Anpassungen durchgeführt. Aufgrund der großen Schwankungen des pH- Wertes mit Ammonium- und Nitritakkumulation und der Auswirkungen des pH- Wertes auf das freie Ammonium sowie Salpetersäure, wurde eine Säure/Base- Dosierung installiert, um Ammonium- bzw. Nitrit hemmungen zu vermeiden. Da die Empfehlungen für den absoluten pH- Sollwert in der Literatur nicht konsistent sind (Jaroszynski et al. 2011, Jin et al. 2012), wurde ein weiterer Sollwertbereich von pH 6.9 und pH 7.8 eingestellt. Weiter wurde eine Aufteilung des Zulaufs auf die aerobe und anaerobe Kammer in einem Verhältnis von 60:40 entsprechend der Prozessstöchiometrie umgesetzt. Das anfänglich verwendete Mesh (Maschenweite 0.12 x 0.12 mm) musste aufgrund von Verblockungen durch eines mit größerer Öffnungsweite (1,0 x 1,2 mm) ersetzt werden. Mit diesen Änderungen konnte ein erster stabiler Betrieb erreicht werden, wenn auch es nach ca. 120 Tagen zu einer Nitritakkumulation (>100 mg/L) kam, und der Betrieb wieder unterbrochen werden musste.

Im Folgenden wurde eine geänderte Einfahrstrategie gewählt, um weitere Systemhemmungen zu vermeiden. Anstatt der direkten Zugabe des Substrates wurden eine Verdünnung mit Trinkwasser und eine schrittweise Erhöhung der Zulaufkonzentration angewandt. Bei einer gleichbleibenden hydraulischen Aufenthaltszeit wurde die Verdünnung dazu entsprechend reduziert. Mit dieser Strategie konnte die Einfahrphase auf 21 Tage verkürzt werden und es wurde in Folge bereits ein stabiler Betrieb bei einer Raumbelastung von 0,5 kg N/m³/d erreicht. Die Raumbelastung von 0,5 N/m³/d wurde für 50 Tage beibehalten, während dieser Zeit wurde die Regelungsstrategie angepasst.

Ursprünglich wurde die Belüftung intermittierend mit fixen Intervallen (30 min Ein, 15 min Aus) betrieben, dabei wurde die Sauerstoffkonzentration mit maximal 0,2 mg/L begrenzt. Diese Strategie wurde teilweise von der Regelstrategie der Großanlage Strass übernommen, von der auch die verwendete Biomasse stammte. Mit zunehmender Belastung wurden die Belüftungsintervalle angepasst, um den pH-Wert im gewünschten Bereich zu halten (neu: 30 min Ein, 5 min Aus). Im Weiteren wurde eine permanente Belüftung mit Durchflussregelung basierend auf einem pH-Zielwert von 7,1 eingesetzt und auf Intervalle verzichtet. Die Basis für diesen pH-Sollwert waren die Betriebserfahrungen vom Großreaktor, die sich dann auch bei den Versuchsreaktoren als optimal für die Stickstoffelimination erwiesen haben.

In weiterer Folge wurde die Raumbelastung auf 0,8 kg N/m³/d erhöht und die Verteilung des Zulaufs auf die beiden Reaktorkompartimente variiert. Dabei wurde die Verteilung zwischen Nitritation/ Anammox von 50:50 bis auf 0:100 geändert, um Nitritakkumulation und -hemmungen wie in der ersten Einfahrphase zu vermeiden. Es zeigte sich interessanterweise jedoch, dass diese Änderungen wenig bis keinen Einfluss auf die Ablaufqualität haben. Grund dafür ist die hohe Durchlässigkeit des Mesh-Trenngewebes. Daher wurde im Weiteren mit Hinblick auf die Zielsetzung des einfachen Betriebs auf eine Aufteilung des Zulaufs verzichtet und das erste (aerobe) Reaktorkompartiment mit der gesamten Zulaufmenge beschickt. Durch einen Pumpenausfall nach ca. 300 Betriebstagen kam es erneut zu einer starken Ammoniumakkumulation, woraufhin der Zulauf unterbrochen wurde bis sich wieder normale Konzentrationen eingestellt hatten. Das wurde relativ schnell erreicht und in weiterer Folge konnte eine Leistungssteigerung auf 1,0 danach 1,2 und schließlich bis 1,5 kg N/m³/d Raumbelastung mit ca. 80 bis 90 % Gesamtstickstoffabbauleistung erreicht werden (Abbildung 36 a und c). Der zeitliche Verlauf der Anlagenbelastung und der Stickstoffelimination ist in Abbildung 34 gegeben.

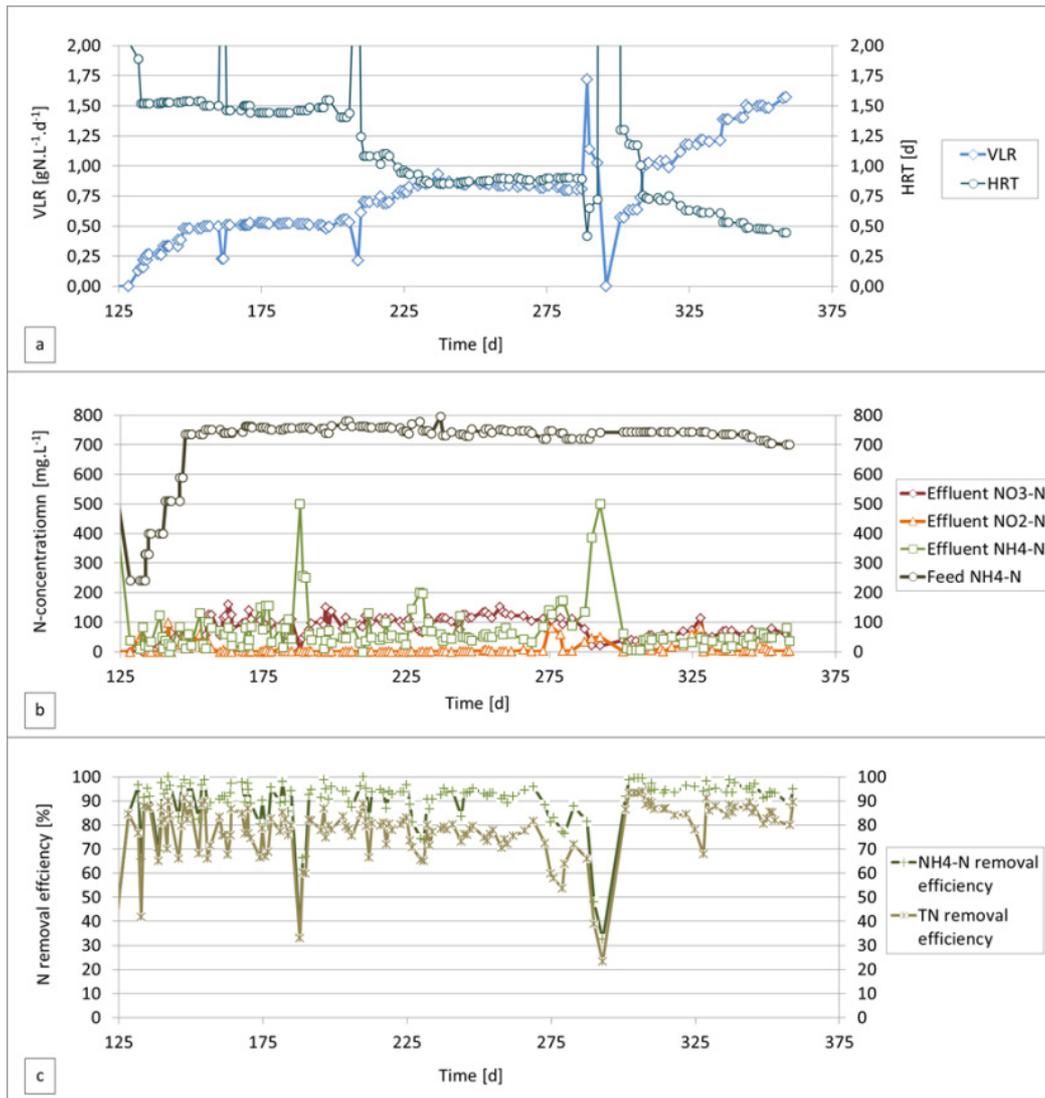


Abbildung 36 a-c: Leistungsdaten des 13L- Reaktors: a) $\text{NH}_4\text{-N}$ Raumbelastung (VLR) und hydraulische Aufenthaltszeit (HRT), b) Konzentrationen der Stickstoffparameter in Zulauf und Ablauf, c) Abbauleitung für Ammonium und Gesamtstickstoff (TN)(aus Fuchs et al., 2017).

Der Ammoniumumsatz des gesamten Versuchszeitraums lag typischerweise bei über 90% mit einer Gesamtstickstoffabbaurate von 80 bis 85%, mit niedrigen Ablaufkonzentrationen von Ammonium (um 40 mg/L) und sehr niedrigen Ablaufkonzentrationen von Nitrit (<5 mg/L). Die Nitratkonzentrationen im Ablauf lagen bei $86 (\pm 35)$ mg/L bei einer Raumbelastung $<1 \text{ kg N/m}^3/\text{d}$ und bei $63 (\pm 16)$ mg/L bei höheren Raumbelastungen. Das bedeutet eine spezifische Nitratbildung von $0,13 (\pm 0,5)$ bzw. $0,09 (\pm 0,3)$ g $\text{NO}_3/\text{g N}$ und entspricht in etwa der stöchiometrischen Bildungsrate von 11% des entfernten Ammoniums, wobei in manchen Studien geringere Bildungsraten berichtet werden, die auf eine gleichzeitige Denitrifikation zurückzuführen sind (Zhang et al. 2010, Wett 2007). Bei anderen Anlagen werden hingegen auch $\text{NO}_3\text{-}$ Bildungsraten über dem stöchiometrischen Verhältnis berichtet, die auf die Aktivität von Nitritoxidierer zurückgehen (Lackner and Horn 2012). Der direkte Nachweis der Nitrifikation in der aeroben Zone des Zwei-Kammer-Systems war aufgrund des intensiven Ionenaustauschs mit der anaeroben Zone nicht möglich.

Der übliche Weg die Nitratbildner im System zu unterdrücken, ist die Nutzung des Wechsels der Wachstumsgeschwindigkeiten bei höheren Temperaturen (ab ca. 30°C), die Ammoniumoxidierer in Vorteil bringen und eine Auswaschen der Nitritoxidierer durch ein minimales Schlammalter ermöglichen (Hellings et al. 1998). Beim untersuchten System erfolgt trotz des hohen Ionenaustauschs über das relativ grobe Mesh ein gewisser Biomasserückhalt im Vergleich zu vollaufmischten Reaktoren mit einem

vergleichsweise höherem Schlammalter, wobei eine geringere hydraulische Aufenthaltszeit möglich wird. Im Vergleich zu 12 bis 24 Stunden, die für volldurchmischte System empfohlen werden (Hellings et al. 1998), wurde hier eine minimale Aufenthaltszeit von 12 Stunden erreicht (6 h aerob, 6 h anaerob).

Während des Versuchszeitraums wurde keine Überschussschlamm abgezogen, es kommt jedoch zu einem gewissen Verlust an Biomasse über die Abzugseinrichtung, vor allem der leichteren Fraktion, die vorwiegend aus Ammoniumoxidierern und Nitritoxidierern (soweit vorhanden) besteht. D.h. die schwereren Anammoxgranulen verbleiben mit vergleichsweise sehr hohem Schlammalter im System. Die Schlammbelastungen betragen ca. 0,7 bis 0,9 g N/g TS/d für die Nitritation und ca. 0,6-0,7 g N/g TS/d für die Anammoxbiomasse, die in der letzten Versuchsphase Schlammbelastung für das Gesamtsystem lag bei ca. 0,3 bis 0,4 g N/g TS/d.

Lackner et al. (2014) führten einen Vergleich der Leistungsdaten verschiedener Deammonifikationsysteme durch. Ein Überblick wird in Tabelle 13 gegeben und nähere Details dazu finden sich in Fuchs et al. (2017). Obwohl gut kontrollierte Laborsysteme nur beschränkt mit großtechnischen Anlagen vergleichbar sind, zeigt sich, dass mit der untersuchten Reaktorkonfiguration weit höhere Belastungsraten als mit den meisten anderen Systemen erreicht wurden. Die Umsatzraten übertrafen sogar zweistufige Festbetтанlagen mit sessiler Biomasse. Der Vergleich mit den Literaturdaten zeigt, dass nur die Anammox-Stufe der Großanlage Rotterdam eine noch bessere Leistung erzielt (van der Star et al., 2007). Vergleicht man die erreichten Ergebnisse allerdings mit anderen Laborstudien, so zeigt sich, dass noch wesentlich höhere Leistungen erzielt werden können - allerdings wurden diese durchwegs mit künstlichen Substraten bzw. komplexen Verfahrensstufenerzielt, die nur einen der beiden Teilprozesse untersuchten. So werden beispielsweise Nitritbildungsraten von fast 5 kg N/m³/d (Wang et al. 2016) und Stickstoffentfernungen durch die Anammoxbiomasse von bis zu 7,5 kg N/m³/d (Tang et al. 2011) berichtet.

Neben der sehr guten Anlagenleistung sind vor allem die einfache Regelung und Überwachung Vorteile der untersuchten Konfiguration. Nach Lackner et al. (2014) sind Überwachung und Regelung aufgrund des komplexen Zusammenspiels der verschiedenen biologischen Umsetzungspfade der Deammonifikation für jede technische Konfiguration besonders wichtig. Im Vergleich zu konventioneller Nitrifikation-Denitrifikation ist daher ein höherer Aufwand erforderlich. Im Versuchsbetrieb des 13L –Reaktors wurden verschiedene Regelungsstrategien getestet, wobei mit der einfachsten Variante die besten Resultate erzielt wurden. Die Belüftung wurde mithilfe einer pH-Elektrode geregelt, die Sauerstoffmessung diente hingegen lediglich als Überwachungsparameter. Bei geringer und mittlerer Belastung konnten in der Nitritationszone noch Sauerstoffkonzentrationen über 0,02 mg/L gemessen werden, bei hoher Belastung war trotz Dauerbelüftung kein gelöster Sauerstoff mehr messbar. In der Anammoxzone konnte außer bei Störungen kein gelöster Sauerstoff gemessen werden. Letztendlich hat sich der Gesamtprozess der Zwei-Phasen-Reaktion im Fall des 13L Reaktors als selbstregulierend herausgestellt, es waren trotz hoher Leistung keine weiteren Eingriffe mehr notwendig. Sogar nach Störungen erwies sich das System als sehr robust mit kurzen Rehabilitationszeiten. Als Schwachpunkt verbleibt die Funktion der Absetzeinrichtung beim kontinuierlichen Abzug des gereinigten Abwassers, der bei der technischen Umsetzung verbessert werden muss. Da beim Versuchsbetrieb die über den Ablauf verlorene Biomasse aus dem Ablaufbehälter händisch wieder rückgeführt wurde, müsste das Absetzvolumen zum Reaktorvolumen addiert werden und die erzielte Raumbelastung bzw. Abbauleistung reduziert sich entsprechend. Übermäßiger Schlammabtrieb und Verlust von (wertvoller) Anammoxbiomasse muss daher verhindert werden. Dazu stehen in der Abwassertechnik erprobte Optionen wie z.B. Drei-Phasen-Abscheider zur Verfügung (van Lier et al., 2010). Die Anwendung der Mesh-Abtrennung für die Deammonifikation ist neu und es gibt daher auch keine zusätzlichen Erfahrungen. Nichts desto trotz haben die Untersuchungen beim 13L –Reaktor das hohe Potential für praktische Anwendungen gezeigt.

TABELLE 13: VERGLEICH VON LEISTUNGSDATEN VON GROSSTECHNISCHEN DEAMMONIFIKATIONSANLAGEN MIT DEN UNTERSUCHUNGSERGEBNISSEN (LACKNER ET AL., 2014).

Anlage		Amersfort	Apeldoorn	Balingen	Heidelberg	Ingolstadt	Nieuwegein	Plettenberg	Zürich	Malmö	Landshut	Rotterdam	Akt. Studie
												(SHARON)	
Prozess		DEMON	DEMON	DEMON	DEMON	SBR	DEMON	DEMON	SBR	ANITAMox, Suspended carriers	Terrana Suspended carriers	ANAMMOX Suspended carriers (2 nd stage)	Mesh
Anzahl Stufen		1-stufig	1-stufig	1-stufig	1-stufig	1-stufig	1-stufig	1-stufig	1-stufig	1-stufig	2-stufig	2-stufig	2-stufig
Reaktorvolumen	m ³	780	2400	705	2x570	2x560	450	134	2x1400	4x50	288+495	1800+70	0.013
TS	g.L ⁻¹	4.5	3.5-4	1.2	1.0-2.5	2.0-4.0	-	3	3.5-4.5	16*	10-12, 5-6	0.27, 7-10*	3-4
HRT	h	26	58	94	114	75	42	40	45	24	(25, 42) 67**	(36, 6) 42**	(6, 6) 12
B _R	kgN. m ⁻³ .d ⁻¹	0.65	0.54	0.04-0.11	0.20	0.18- 0.20	0.61	0.45	0.4	1.0-1.2	(1.11, 0.65) 0.41**	(0.27, 7.03) 0.26**	(3, 3) 1.5
B _{TS}	gN kg TS ⁻¹ .d ⁻¹	145	155	35-95	119	71	-	149	134	64	101, 108	-, 238	(790, 640). 360

*.....Abschätzung nach Lackner et al. 2014

**...aus den Daten für die Teilprozesse berechneter Anlagenwert

4.4 UNTERSUCHUNGEN IM HALBTECHNISCHEN MASSSTAB

4.4.1 ABWASSERCHARAKTERISTIK

Die Abwassercharakteristik im Zulauf zu den beiden Anlagen ist in der folgenden Tabelle 14 zusammengefasst. Durch die Zugabe von Ammoniumbikarbonat zur Grundmatrix des Filtratwassers (3.3.2) wurden sowohl die Ammoniumbelastung als auch die Alkalinität schrittweise erhöht (Abbildung 37). Die Unterschiede bei Nitrat und Nitrit sind vor allem durch unterschiedlichen Lagerzeiten des Filtratwassers im Technikum zu erklären.

TABELLE 14: ÜBERBLICK ÜBER DIE ABWASSERCHARAKTERISTIK IM ZULAUF ZU DEN HALBTECHNISCHEN REAKTOREN.

Parameter	Anzahl	Mittelwert	Median	Minimum	Maximum
Ammonium, mg/L NH ₄ -N	101	966	1052	172	1472
Nitrat, mg/L NO ₃ -N	100	31	25	1	85
Nitrit, mg/L NO ₂ -N	101	20	16	0,1	70
Alkalinität, mmol/L	26	85	96	18	141
Organischer Kohlenstoff, mg/L TOC	20	195	184	87	364

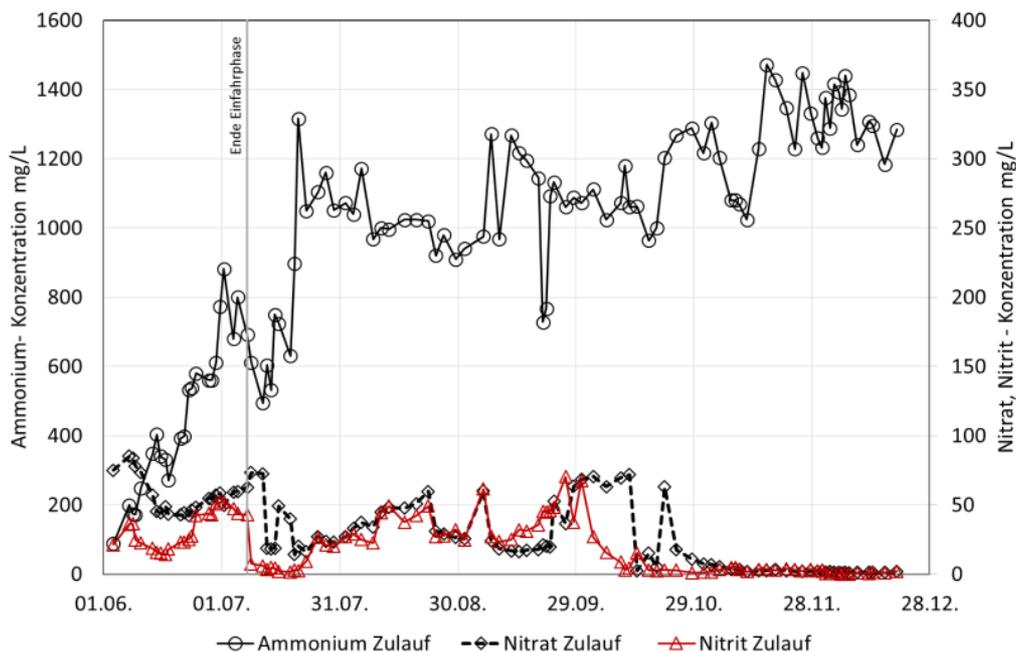


Abbildung 37: Verlauf der Zulaufkonzentrationen von Ammonium, Nitrat und Nitrit während des gesamten Untersuchungszeitraums.

4.4.2 BETRIEBSKENNZAHLEN

In der Tabelle 15 sind die wichtigsten Kennzahlen der beiden halbtechnischen Reaktoren über den gesamten Versuchszeitraum angeführt.

TABELLE 15: ÜBERBLICK ÜBER DIE BELASTUNGEN SOWIE DIE WICHTIGSTEN LEISTUNGSKENNWERTE ÜBER DIE GESAMTE UNTERSUCHUNGSZEIT DER REAKTOREN IM VERGLEICH.

Parameter	Reaktor	Anzahl	Mittelwert	Median	Minimum	Maximum
Raumbelastung kg N/m ³ /d	Ein-Kammer	95	0,31	0,27	0,01	0,92
	Zwei-Kammer	100	0,33	0,27	0,05	0,79
Schlammbelastung kg N/kg TS/d	Ein-Kammer	96	0,07	0,06	0,01	0,16
	Zwei-Kammer	100	0,08	0,07	0,02	0,22
Ammoniumelimination % NH ₄ -N	Ein-Kammer	98	90	90	75	100
	Zwei-Kammer	100	91	92	78	100
Stickstoffelimination % Nges	Ein-Kammer	97	75	74	60	98
	Zwei-Kammer	100	73	72	58	97
Kohlenstoffelimination % TOC	Ein-Kammer	15	39	44	0	95
	Zwei-Kammer	16	55	63	0	89

Die Verläufe der Belastungskennzahlen (Raumbelastung und Schlammbelastung) zeigen für beide Reaktoren einen sehr ähnliches Verhalten (Abbildung 38) und daher auch eine gute Vergleichbarkeit der beiden Systeme hinsichtlich Reinigungsleistung, Betriebsverhalten und gasförmige Emissionen, die gezielt in den unterschiedlichen Versuchsphasen verglichen wurden.

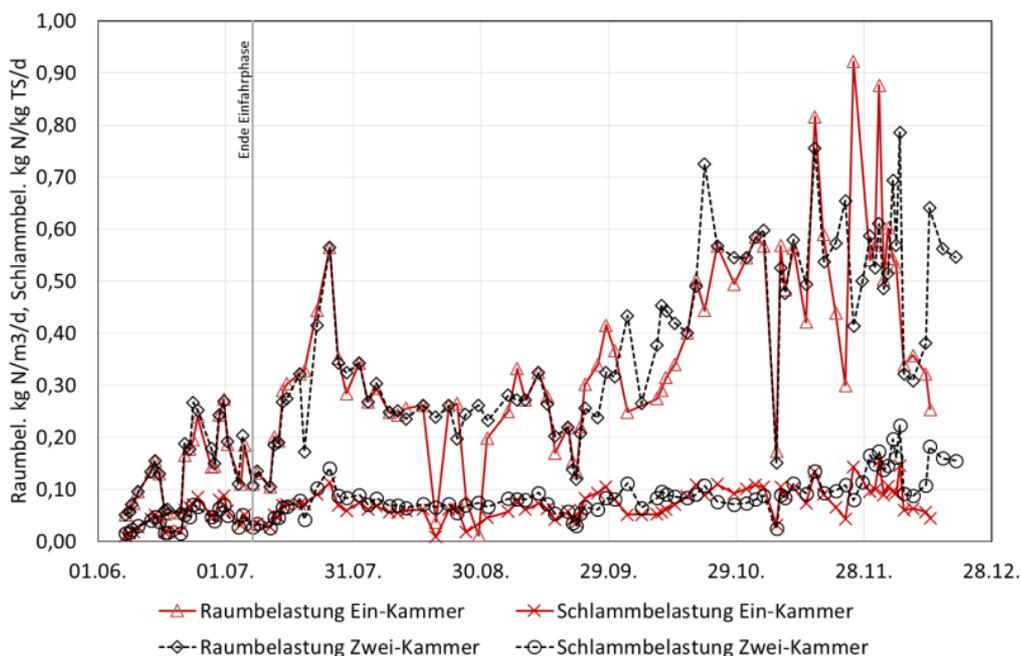


Abbildung 38: Verlauf von Raum- und Schlammbelastung der beiden halbtechnischen Reaktoren über den Untersuchungszeitraum.

Wie schon aus der Tabelle 15 ersichtlich, ergeben sich auch für die Reinigungsleistung sehr ähnliche Abbauleistungen (Abbildung 39).

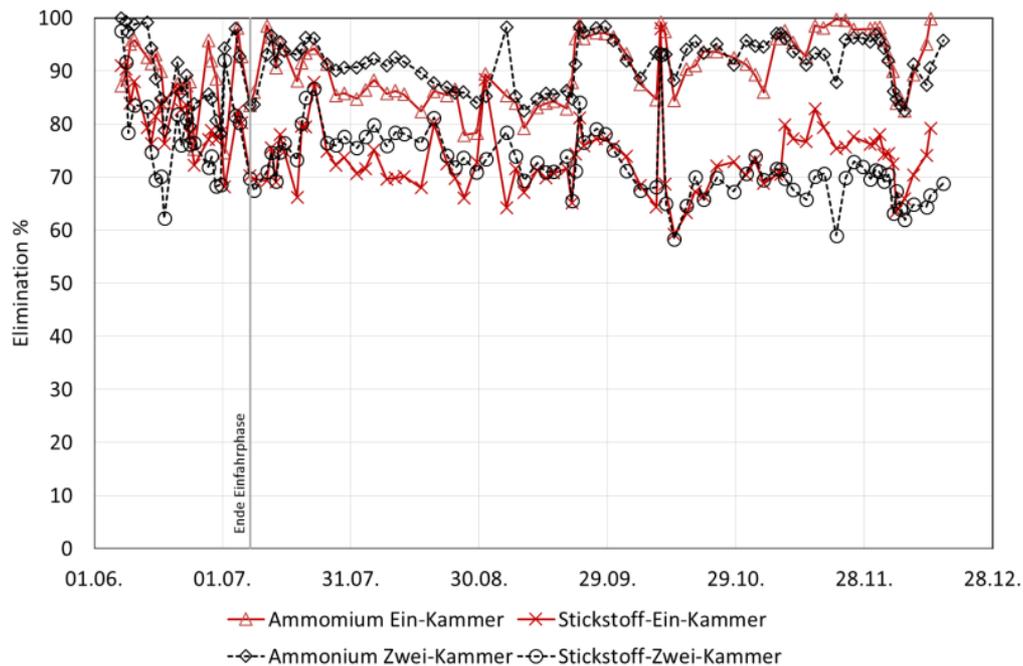


Abbildung 39: Verlauf von Stickstoff- und Ammoniumelimination bei den beiden halbtechnischen Reaktoren über den Untersuchungszeitraum.

4.4.3 EINFÄHRPHASE

Die Einfahrphase dient der Akklimatisierung der beimpften Biomasse und der Anpassung der Betriebseinstellung, um einen stabilen Abbau der Abwasserinhaltsstoffe zu erreichen. Als Zielbereich wurden dazu die Erfahrungswerte von vergleichbaren Anlagen aus der Praxis (z.B. DEMON der ARA Strass) bzw. der Literatur herangezogen (Wett, 2006 und 2007). Die Betriebseinstellungen der vierwöchigen Einfahrphase sind in der Tabelle 16 zusammengefasst.

TABELLE 16: BETRIEBSPARAMETER DER HALBTECHNISCHEN REAKTOREN WÄHREND DER EINFÄHRPHASE.

Parameter	Ein-Kammer-Reaktor	Zwei-Kammer-Reaktor
Trockensubstanz	2,6-4,9 g/L	3,3-3,8 g/L
Organische Trockensubstanz	2,18-4,2 g/L	2,9-4,2g/L
Biomasserückhalt	Aufstaubetrieb (SBR)	Aufstaubetrieb (SBR)
Raumbelastung	0,05-0,27 kg N/m ³ /d	0,05-0,20 kg N/m ³ /d
Schlammbelastung	0,01-0,07 kg N/kg TS/d	0,01-0,04 kg N/kg TS/d
Unterer Sollwert pH	7,01-7,015	7,01-7,015
Oberer Sollwert pH	7,26-7,265	7,125-7,13
Belüftetes Reaktorvolumen	100%	50%
Unterer Sollwert Sauerstoff	0-0,3 mg/L	0-0,3 mg/L
Oberer Sollwert Sauerstoff	0,1-0,5 mg/L	0,1-0,5 mg/L

Der Vergleich der beiden halbtechnischen Reaktoren während der Einfahrphase zeigt, dass hinsichtlich Belastungsverlauf und Abbauleistung kein nennenswerter Unterschied zwischen den Systemen bestanden hat (Abbildung 40, Abbildung 41). In beiden Fällen konnte eine stabile Abbaurrate von ca. 80% bei einer Raumbelastung von ca. 0,2 kg N/m³ erreicht werden.

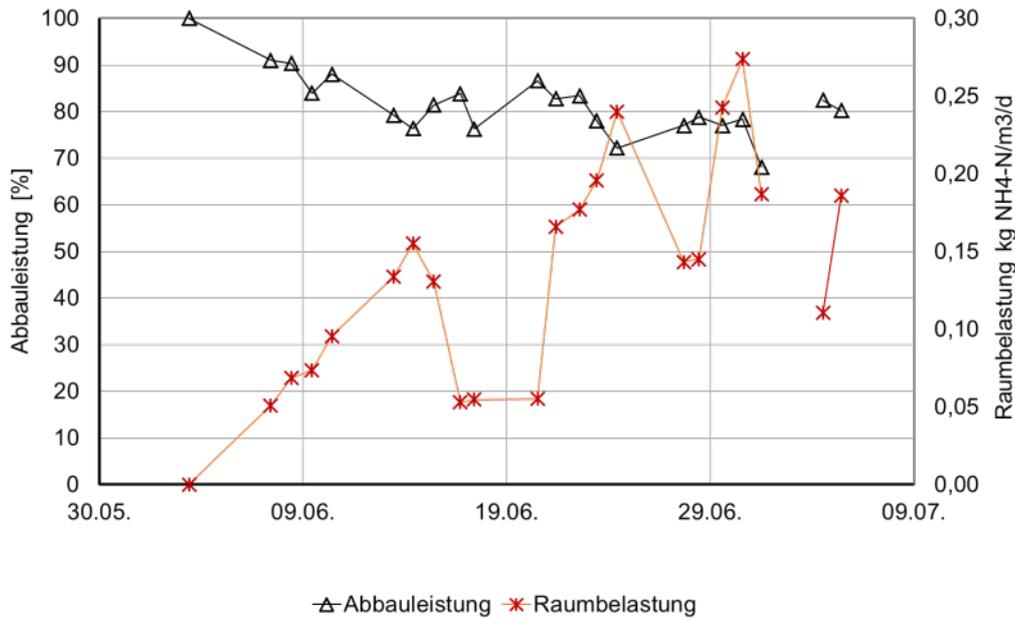


Abbildung 40: Verlauf der Ammoniumbelastung und der Ammoniumabbaurate des Ein-Kammer-Reaktors während der Einfahrphase.

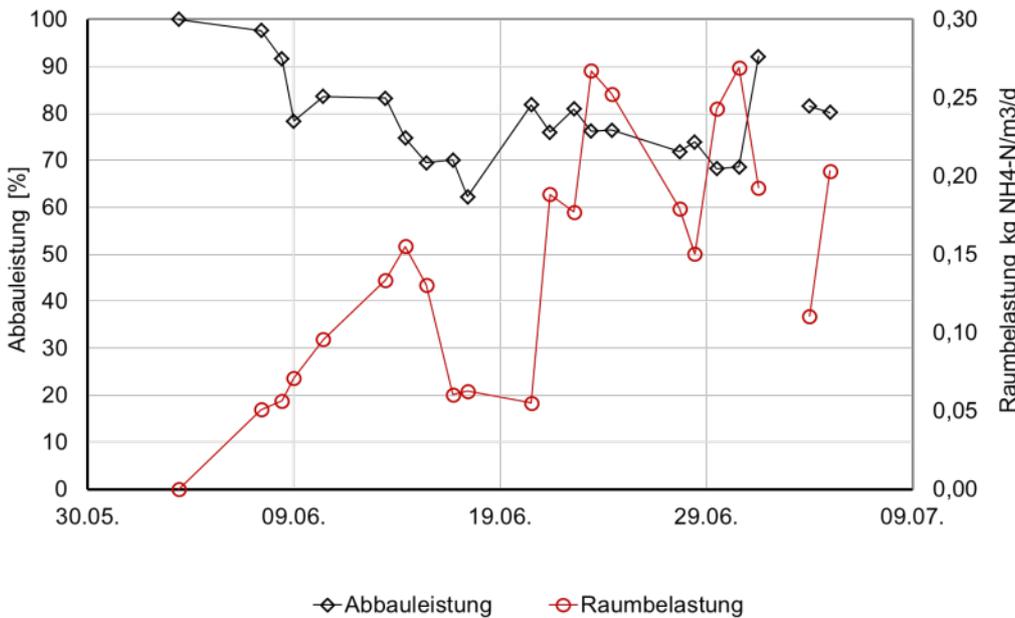


Abbildung 41: Verlauf der Ammoniumbelastung und der Ammoniumabbaurate des Zwei-Kammer-Reaktors während der Einfahrphase.

Wie oben beschrieben wurde eine pH-Wert-geführte Belüftungsregelung implementiert (Wett, 2007), die die Beeinflussung des Puffersystems und damit des pH-Werts durch die biologische Aktivität der aeroben (pH-Wert-Reduktion) und der anaeroben Ammoniumoxidation (pH-Wert-Erhöhung) nutzt. Damit kann in einem engen pH-Regelungsband ein permanenter Wechsel zwischen aeroben und anaeroben (eigentlich anoxischen) Milieubedingungen hergestellt werden. Dieser Zusammenhang wird allerdings durch Strippungseffekte beeinflusst, die sich bei kleineren Reaktoren weitaus stärker auswirken als bei großen. In Versuchen mit dem 3L Reaktor wurde daher die Eignung dieses Regelkonzeptes überprüft und konnte unter Verwendung des Prozesswasser der ARA Strass bestätigt werden (Abschnitt 4.3.1). Zur Beurteilung des Regelverhaltens wurden unterschiedliche Abschnitte aus der Betriebsdatenaufzeichnung analysiert, um Zusammenhänge mit dem Verhalten der Regelung mit der Betriebsstabilität, der Belastung und der

Abbauleistung herzustellen und damit auch die Eignung des Regelkonzeptes bzw. notwendige Anpassungen für die Kleinanwendung festzustellen. Die folgenden Abbildungen zeigen das beispielhaft.

In der Abbildung 42 zeigt sich eine gleichmäßige Fluktuation des pH-Signals um den eng eingestellten pH-Sollwertbereich (nur 0,01 pH-Einheiten). Gleichzeitig bleibt der gelöste Sauerstoff immer unter dem eingestellten Maximalwert von 0,3 mg/L. An den Betriebstagen 07.06. und 09.06. zeigen sich allerdings Sprünge im pH-Wert, an die die Regelungseinstellungen manuell angepasst werden mussten.

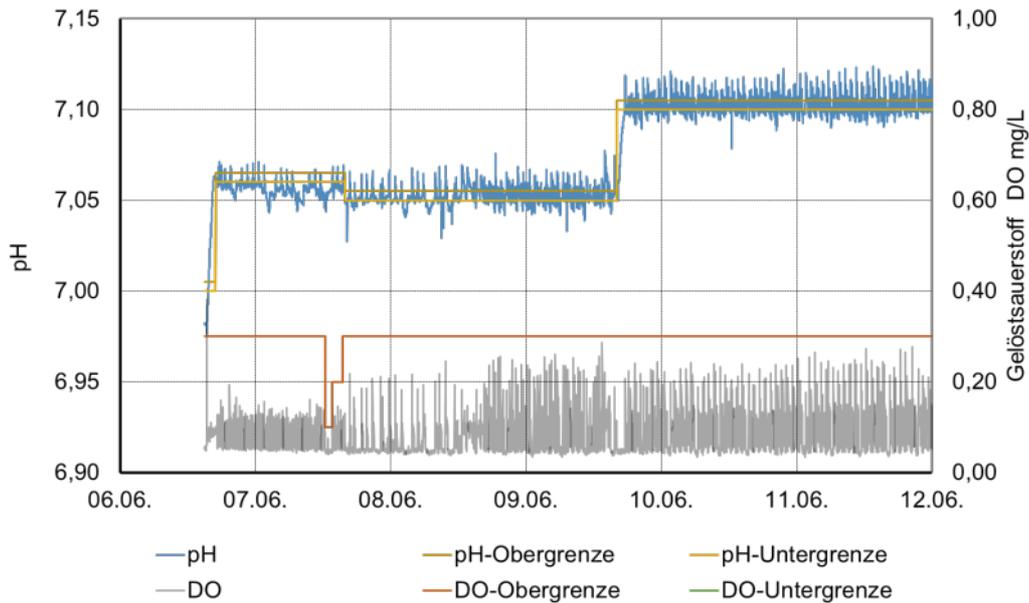


Abbildung 42: : Regelungseinstellungen und Messergebnisse für pH-Wert und gelöstem Sauerstoff während der ersten Woche der Einfahrphase des Ein-Kammer-Reaktors.

Im weiteren Verlauf zeigt sich allerdings beim Ein-Kammer-System, dass die manuellen Einstellungen nicht geeignet sind, Änderungen im System, die den pH-Wert (relativ) stark beeinflussen auszugleichen und die Pendelbewegung um den Sollwertbereich wieder herzustellen (Abbildung 43). Einflüsse auf das Puffersystem können Änderungen der Zulaufqualität (Ammoniumkonzentration und Alkalinität) sowie erhöhte Strippungsverluste durch erhöhte Belüftung sein. Weiters können sich Additive aus der Schlammbehandlung (Eisensalze, Polymere) negativ auswirken (Abschnitt 4.3.1). Dieser Umstand war Anlass für die Adaptierung der Regelungsstrategie (4.4.4), um eine für kleinere Anlagen taugliche Regelung zu entwickeln, die ohne manuelle Eingriffe auskommt.

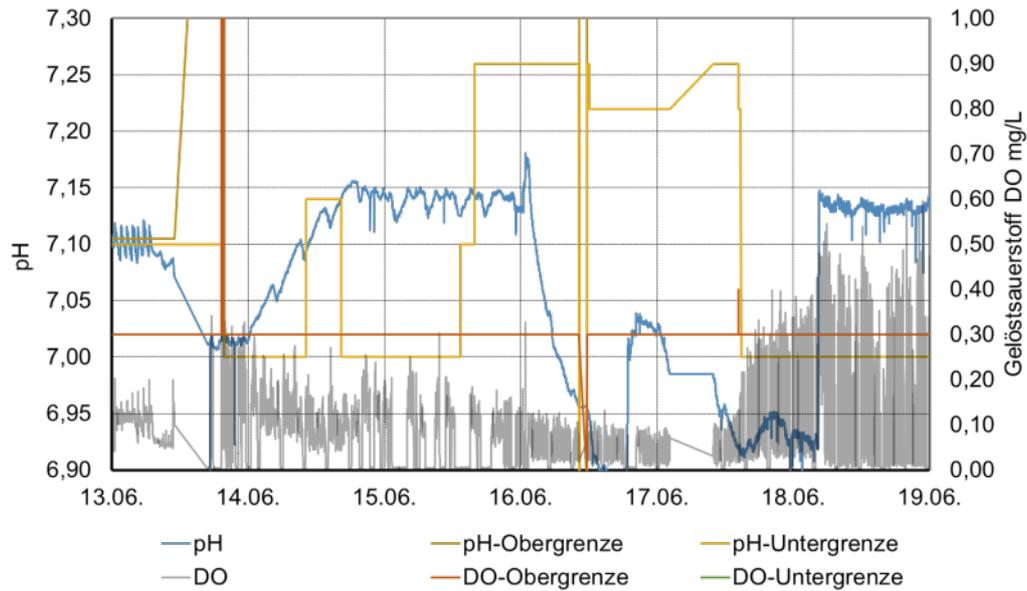


Abbildung 43: Regelungseinstellungen und Messergebnisse für pH-Wert und gelöstem Sauerstoff während der zweiten Woche der Einfahrphase des Ein-Kammer-Reaktors.

4.4.4 REGELUNGSKONZEPT

Bei kleinen Deammonifikationsanlagen, und speziell bei Labor- und halbtechnischen Reaktoren, treten systemimmanente Beeinträchtigungen auf, die die Anwendbarkeit der pH-Wert geführten Regelung erschweren. Der pH – Wert soll dabei vor allem den Wechsel zwischen Nitritbildung und Anammoxumsatz widerspiegeln, der durch die Belüftung bestimmt wird. In der Praxis hat sich dieses Konzept bewährt (Wett, 2007). Es reicht dabei ein sehr schmales pH-Wert-Band, dass die Schaltpunkte für die Belüftung definiert. Dazu wird noch eine Obergrenze für den gelösten Sauerstoff festgelegt, um eine Sauerstoffhemmung (durch Überbelüften) zu vermeiden.

Neben dem Einfluss des biologischen Umsatzes beeinflusst das Puffersystem den pH-Wert. Die Verfügbarkeit von Bikarbonat (Alkalinität) ist dabei von zentralem Interesse, da sie die (anorganische) Kohlenstoffquelle sowohl für die AOB als auch die AnAOB darstellt. Die Belüftung der Reaktoren führt zu Strippung von Kohlendioxid, wodurch das (pH-Wert abhängige) Gleichgewicht verschoben wird. Es kommt zu einem Verlust an Bikarbonat und einer Verschiebung des pH-Wertes. Vor allem bei kleinen Anlagen mit geringer Wassertiefe und hohen spezifischen Belüftungsraten ist dieser Effekt ausgeprägt. In diesem Zusammenhang stellen die Labor- und halbtechnischen Anlagen das Worst-Case-Szenario dar, wobei eine Mindestwassertiefe von 1,5 m bei den halbtechnischen Reaktoren sichergestellt wurde, um diese Einflüsse möglichst zu reduzieren.

Bei durchschnittlichen Qualitäten der Prozesswässer aus der Schlammbehandlung kann davon ausgegangen werden, dass grundsätzlich ausreichend Alkalinität für die Umsetzung der Deammonifikation und der Bewältigung von (begrenzten) Strippungsverlusten vorhanden ist. Ein übermäßig starker Einfluss der Strippung kann aber zur Beeinträchtigung der Nitritation und somit einer Reduktion (bzw. Erliegen) der Anlagenleistung führen. Daneben führt ein starker Einfluss der Strippung durch die Verschiebung des pH-Wertes zu einer Beeinträchtigung der Funktionsweise der pH-Wert geführten Regelung. Diese Effekte wurden sowohl beim 3 L Laborreaktor als auch bei den 375 L halbtechnischen Reaktoren beobachtet, ein händisches Nachführen der pH-Wert- Grenzen war notwendig. Beim 13 L- Reaktor wurde der pH-Wert durch eine Säure-Base-Dosierung eingestellt und somit dieses Problem umgangen (4.3.2), wodurch aber das Gleichgewicht von Nitritation und Anammoxaktivität nicht mehr durch den pH-Wert abgebildet werden

kann und daher keine angepasste Belüftungsregelung mehr möglich ist. Dazu ergibt sich noch ein zusätzlicher Chemikalienbedarf.

Um die Strippungseinflüsse auf die Regelung zu vermindern, wurde eine Adaption des Regelkonzeptes in zwei Stufen durchgeführt. In einem ersten Schritt wurde die pH-Wert geführte Regelung um eine einfache Heuristik ergänzt, die je nach Belüftungsstatus (Länge des aktuellen Schaltzustandes) kurze aerobe bzw. anaerobe Phase schaltet. Dadurch sollen lange durchgehende Zeiträume mit gleichbleibendem Schaltzustand vermieden werden. Nach langen anaeroben Phasen aufgrund zu niedrigem pH-Wert folgen sonst nach starkem pH- Anstieg lange Belüftungsphasen mit starkem Stripping. Das enge pH-Band wird dabei immer abwechselnd unter- und überschritten, der sonst für die biologische Umsetzung erforderliche permanente Wechsel zwischen aeroben und anaeroben Verhältnissen kann dann nicht mehr erfolgen. Dieses Verhalten kann aus den Betriebsdaten dargestellt werden. Die Implementierung der einfachen Heuristik wurde an den halbtechnischen Reaktoren getestet und führt wie in der Abbildung 44 ersichtlich zu einer Stabilisierung des Systems. Die ursprüngliche pH-Wert-Regelung schaltet die Belüftung danach wieder innerhalb des engen pH-Wert-Bandes. Dieser Ansatz ermöglicht daher eine Bewältigung von Störungen und verbessert die Funktionsfähigkeit des ursprünglichen Regelkonzeptes.

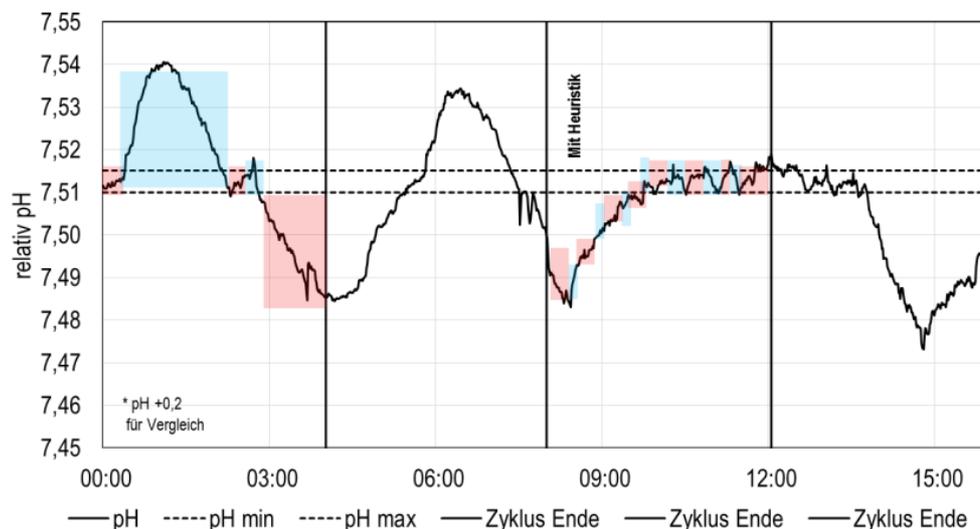


Abbildung 44: Beispiel für die stabilisierende Wirkung der Heuristik der Belüftungsregelung nach einer instabilen Betriebsphase über mehrere SBR-Zyklen des 375 L Ein-Kammer-Reaktors.

Grundsätzlich sollte sich die Kompartimentierung des Verfahrens auch in dieser Hinsicht positiv auswirken, da die Strippung nur auf die aerobe Kammer beschränkt bleibt. Im Kapitel 4.4.5 wird in diesem Zusammenhang noch auf die spezifisch erforderlichen Luftmengen für die Stickstoffentfernung eingegangen.

Als zweiter Schritt wurde zusätzlich eine pH-Wert abhängige Beschickung entwickelt und getestet, da der Prozesswasserzulauf durch seine hohe Alkalinität ebenfalls das Puffersystem und den pH-Wert beeinflusst.

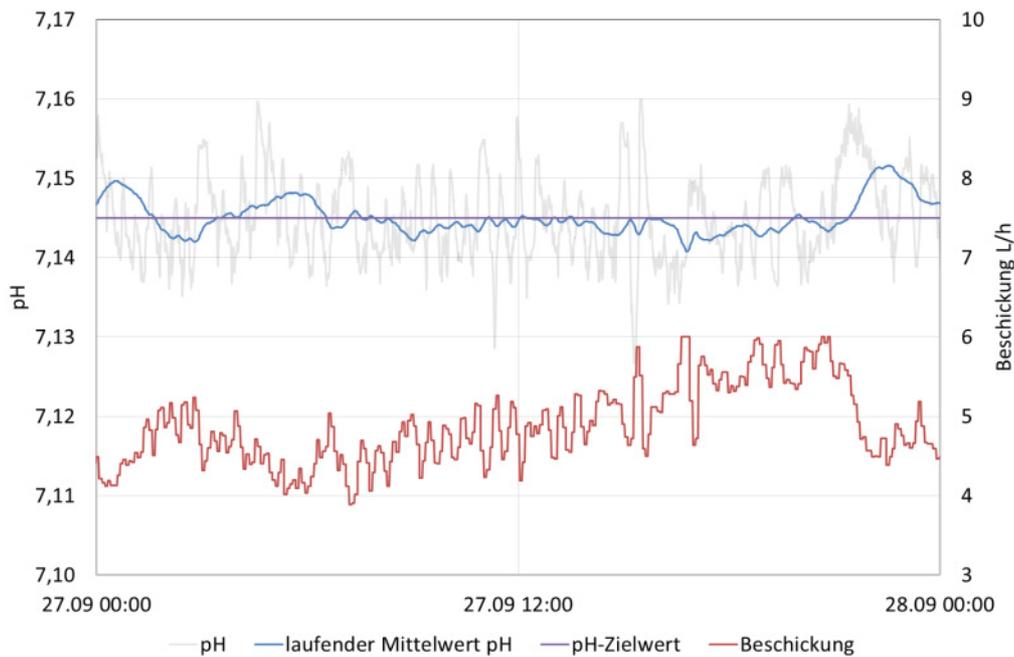


Abbildung 45: Verhalten der pH-Wert – geregelten Beschickung über einen Tag.

In der Abbildung 45 ist das Verhalten des PID – Reglers der pH-Wert- abhängigen Beschickung dargestellt. Es ist zu sehen, dass der Regler versucht, den oberen Zielwert des pH- Bandes durch schrittweise Erhöhung der stündlichen Zulaufmenge zu erreichen. Wird der Zielwert überschritten, wird die Zulaufmenge wieder reduziert. Auf diese Weise kann eine automatisierte Anpassung der Belastung der Anlage erfolgen. In der Praxis ist zwar ein möglichst gleichmäßiger Betrieb erwünscht, diese Strategie ist aber für das Wiedererreichen einer guten Anlagenleistung nach Störungen hilfreich, manuelle Eingriffe sind dazu nicht notwendig.

4.4.5 LEISTUNGSSTEIGERUNG

Eine der generellen Zielsetzungen der Studie war die Sicherstellung einer möglichst hohen und mit bestehenden Großanlagen vergleichbaren Leistung bei gleichzeitig stabilem Betrieb. Als Richtwert wurde eine Raumbelastung von $0,5 \text{ kg N/m}^3/\text{d}$ angenommen, da dieser von den meisten Anlagen mit einer Eliminationsleistung von ca. 90% für den Gesamtstickstoff erreicht bzw. auch übertroffen wird (Abschnitt 4.3.2, Tabelle 13). Nach Ansicht der Autoren ist aber besonders für kleinere Anlagen der stabile Betrieb wichtig und einer weiteren Leistungserhöhung zulasten dieser Stabilität voranzustellen.

In Rahmen der Untersuchungen konnte vor allem durch die Zugabe von Bikarbonat eine Erhöhung der Leistung erreicht werden, da dadurch die bereits beschriebenen baugrößenbedingten Strippungseinflüsse ausgeglichen werden können und eine Bikarbonatlimitierung (Wett und Rauch, 2003) vermieden wird. Näheres zur Bikarbonatlimitierung wird in Abschnitt 4.4.3 gegeben.

4.4.6 KONTINUIERLICHER BETRIEB DES ZWEI-KAMMER-SYSTEMS

Die Partikelzählung in den beiden Reaktorkompartimenten weist auf die Trenneigenschaften des Mesh- Gewebes hin. Es zeigte sich, dass größere Partikel (Anammoxgranulen) im System gehalten werden konnten, während die kleinere Fraktion (AOB) teilweise über den Ablauf ausgewaschen wurden (Abbildung 46). Eine Trennung der Schlammalter ist somit möglich. Im Gegensatz zu den beiden Kompartimenten waren keine Granulen im Ablauf mit freiem Auge sichtbar, der Ablauf war jedoch trüb. Die Messergebnisse entsprechen diesen Beobachtungen und belegen die durch die Mesh- Kompartimentierung mögliche Granulenselektion.

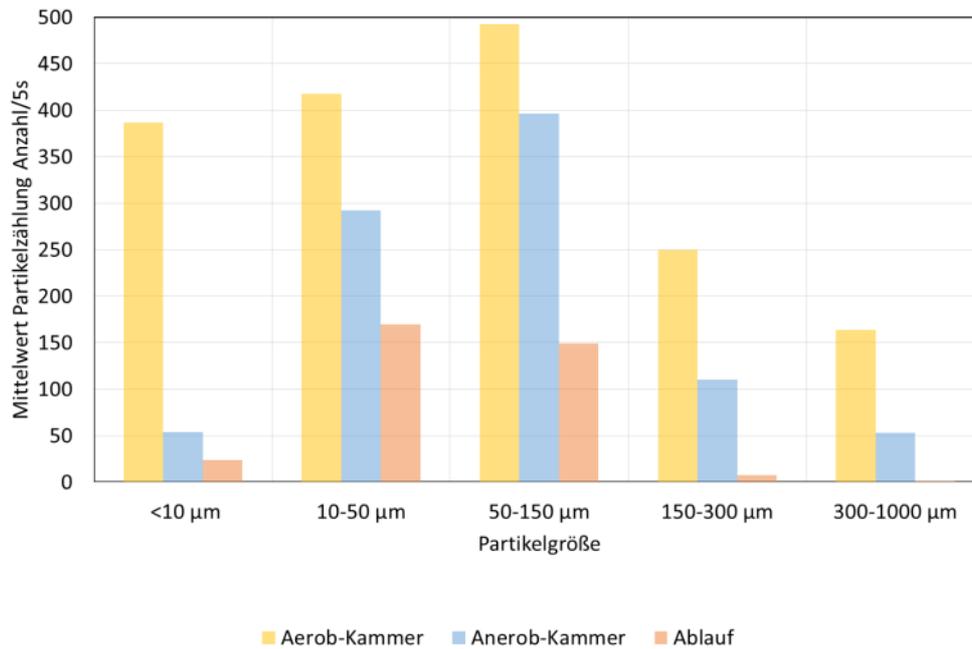


Abbildung 46: Ergebnisse der Partikelzählung in den beiden Kompartimenten und im Ablauf des Zwei-Kammer-Reaktors.

4.4.7 LACHGASEMISSIONEN

Bei der biologischen Behandlung von stark mit Stickstoff belasteten Prozesswässern kann je nach System, Betriebsweise und Belastung ein erheblicher Anteil der Stickstofffracht als Lachgas emittiert werden. Lachgas ist ein starkes Klimagas, trägt zur Bildung von Ozon in der Troposphäre bei und bewirkt Versauerung (Solomon et al., 2007). Während für zweistufige Systeme mit getrennter Nitritations- und Anammoxstufe Emissionsraten von ca. 2% bis 7% berichtet werden (Kampschreur et al., 2008; Desloover et al., 2010), ist dagegen bei einstufigen, suspendierte Systemen mit Werten unter 2% (Joss et al., 2009; Kampschreur et al., 2009; Weissenbacher et al., 2010) zu rechnen. Auch konventionelle Verfahren der Nitrifikation-Denitrifikation emittieren Lachgas, allerdings in einem weit geringeren Umfang (Ahn et al., 2010). Um die Vorteile von alternativen Verfahren, wie z.B. geringer Energieverbrauch, nicht durch eine erhöhte Freisetzung von klimarelevanten Gasen wieder zu verlieren, ist eine weitest mögliche Vermeidung von Lachgasemissionen anzustreben.

Die genauen Prozesse der Lachgasproduktion im Deammonifikationszyklus werden seit Jahrzehnten diskutiert, unbestritten ist, dass die Anammoxbiomasse kein Lachgas freisetzt (Kampschreur et al., 2008) und die Emissionen der ammoniumoxidierenden Biomasse vom Wechsel von anaeroben und anaeroben Milieubedingungen sowie der Anreicherung von verschiedenen Stoffwechselprodukten beeinflusst werden (z.B. Nitritakkumulation). Die in der vorliegenden Studie durchgeführten Untersuchungen hatten den Vergleich der herkömmlichen SBR- Betriebsweise des Ein-Kammer-Reaktors mit dem Zwei-Kammer-Reaktors als Ziel, um einerseits den Einfluss der Kompartimentierung als auch den der kontinuierlichen Betriebsweise auf das Emissionsverhalten zu analysieren. Dazu wurden wie oben beschrieben kontinuierliche Abluftmessungen unter gleichen Belastungszuständen bei den halbertechnischen Reaktoren durchgeführt. Dabei wurde der Zwei-Kammer-Reaktor im Aufstaubetrieb (SBR) als auch im Durchlaufbetrieb (kontinuierlich) untersucht, um nicht nur den Einfluss der Reaktorkonfiguration sondern auch den Einfluss der Betriebsweise auf die Lachgasemissionen feststellen zu können.

Wie erwartet zeigte sich ein signifikanter Unterschied im Emissionsverhalten der beiden Reaktoren, dabei schlägt sich vor allem der Umstieg vom SBR-Betrieb auf den kontinuierlichen Betrieb nieder. Ein Beispiel

für dieses unterschiedliche Verhalten ist in der Abbildung 47 dargestellt. Im Vergleich zu den hohen Spitzen während der belüfteten Phase des SBR-Zyklus zeigen sich beim kontinuierlichen Betrieb nur geringe Variationen zwischen Grundniveau und Spitzen bei Belüftung.

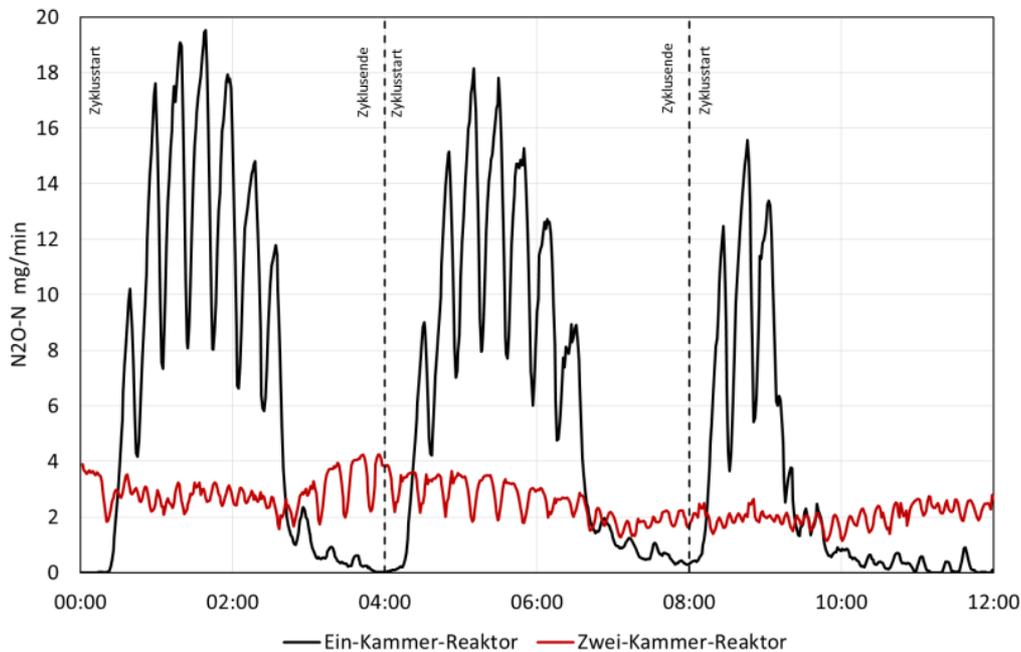


Abbildung 47: Vergleich des Verlaufs des Lachgas- Emissionsverhaltens des Ein-Kammer-Reaktors (SBR) und des Zwei-Kammer-Reaktors (kontinuierlich) unter gleichen Belastungs- und Abbauzuständen über einen halben Tag.

Hinsichtlich Bewertung ist die Bilanzierung der Lachgasemissionen ausschlaggebend. In der Tabelle 17 sind die Ergebnisse der Messungen und die entsprechenden Betriebskennzahlen zusammengefasst. Das Zwei-Kammer-System liegt sowohl im SBR-Betrieb als auch im kontinuierlichen Betrieb hinsichtlich Gesamtstickstoffelimination ca. 5% unter dem konventionellen SBR-Betrieb des Ein-Kammer-Systems, was durch die erhöhte Nitratbildung beim Zwei-Kammer-Systems durch die erzwungene Sauerstoffuntergrenze zu erklären ist.

Beim Emissionsfaktor liegt das Zwei-Kammer-System mit SBR-Betrieb in einem vergleichbaren Bereich wie das konventionelle System, beim Zwei-Kammer-System mit kontinuierlichem Betrieb zeigt sich aber ein wesentlicher Vorteil. Hier liegt der Emissionsfaktor unter 2% und ist somit um mehr als die Hälfte geringer als bei dem Ein-Kammer-System mit fast 5% (Tabelle 17), liegt allerdings auch um ca. 2% niedriger als beim SBR-Betrieb des Zwei-Kammer-Systems.

TABELLE 17: BETRIEBSKENNZAHLEN UND LACHGASEMISSIONEN DER EIN-KAMMER- UND ZWEI-KAMMER-REAKTOREN.

Parameter	Reaktor	Mittelwert	Median	Minimum	Maximum
Raumbelastung kg N/m ³ /d	Ein-Kammer SBR	0,51	0,49	0,17	0,92
	Zwei-Kammer SBR	0,52	0,52	0,45	0,59
	Zwei-Kammer kont.	0,57	0,55	0,52	0,69
Belüftung L/h	Ein-Kammer SBR	450	489	98	615
	Zwei-Kammer SBR	286	287	277	294
	Zwei-Kammer kont.	364	360	295	501
Stickstoffelimination % Nges	Ein-Kammer SBR	76	76	69	83
	Zwei-Kammer SBR	71	71	70	72
	Zwei-Kammer kont.	69	69	70	72
Emissionsfaktor % N als N ₂ O emittiert	Ein-Kammer SBR	4,9	3,8	1,8	14,9
	Zwei-Kammer SBR	3,7	3,8	2,7	4,5
	Zwei-Kammer kont.	1,8	1,7	0,8	3,3

Aufgrund dieser Ergebnisse kann davon ausgegangen werden, dass es auch bei einem Ein-Kammer-System durch den kontinuierlichen Betrieb zu einer wesentlichen Reduktion der Lachgasemissionen kommt. Diese Betriebsweise wird heute in vielen Fällen schon großtechnisch durchgeführt (z.B. DEMON Strass). Betrachtet man die absoluten Werte der Emissionsfaktoren, zeigt sich, dass diese über den Messergebnissen von einstufigen Anlagen mit SBR-Betrieb liegen (Abbildung 6). Das ist auf die erhöhten Strippungseffekte bei den Versuchsanlagen zurückzuführen, der relative positive Effekt der kontinuierlichen Betriebsweise bleibt aber bestehen.

4.4.8 VARIATION DER ALKALINITÄT

Wie bereits beschrieben basiert die Deammonifikation auf einem Gleichgewicht aus Bereitstellung und Konsum von Nitrit aus mit Ammonium hoch belasteten Prozesswässern im richtigen Verhältnis. Dabei ist zu beachten, dass die beiden Hauptbakteriengruppen, die den Gesamtprozess umsetzen, eine grundsätzlich unterschiedliche Kinetik aufweisen (Stoffumsatz, Wachstum, Austrag), unterschiedliche Sauerstoffmilieus benötigen (Hemmung) aber beide als autotrophe Spezies von einer ausreichenden Verfügbarkeit einer anorganischen Kohlenstoffquelle abhängig sind (Konkurrenz). Letztere stellt eine zentrale Grundvoraussetzung für die Leistungsfähigkeit des Systems dar. Die Verfügbarkeit der anorganischen Kohlenstoffquelle (Bikarbonat) wird von verschiedenen Faktoren beeinflusst. Hier sind bei kleinen Systemen besonders die Stippungseffekte zu nennen, die über das pH-Wert-abhängige Dissoziationsgleichgewicht zu einem Verlust von Bikarbonat über das Ausgasen von Kohlendioxid führen. Grundsätzlich ist bei üblichen Prozesswässern ausreichend Alkalinität vorhanden, um trotz geringfügiger Strippungsverluste den Bedarf für die Biomasse abdecken zu können. In der Praxis sind zwar auch bei Anwendungen bei kleineren Anlagen keine solchen starken Alkalinitätsverluste zu erwarten, beim übermäßigen Einsatz von Hilfsstoffen in der Schlammwässerung können aber sehr wohl Alkalinitätsprobleme auftreten, die eine Anwendung der Deammonifikation erschweren.

Trotz einer Mindestwassertiefe von 1,5 m bei den halbtechnischen Reaktoren zur Förderung des Sauerstoffeintrags wurde die volle Leistungsfähigkeit erst nach künstlicher Erhöhung der Alkalinität erreicht. Aufgrund dessen wurden dann gezielt Versuche durchgeführt, um die diesen Einfluss auf die verschiedenen Reaktorkonfigurationen und Betriebsweisen zu untersuchen.

Wie in der Abbildung 48 ersichtlich wirkt sich eine verringerte Alkalinität auch auf die Funktion der pH-Wert- geregelten Belüftung aus. Es kommt zu einem Zusammenbruch des Regelmusters innerhalb der engen

pH-Wertgrenzen. Diesem Verhalten wurde auch mit der Anpassung des Regelungskonzeptes Rechnung getragen (4.4.4).

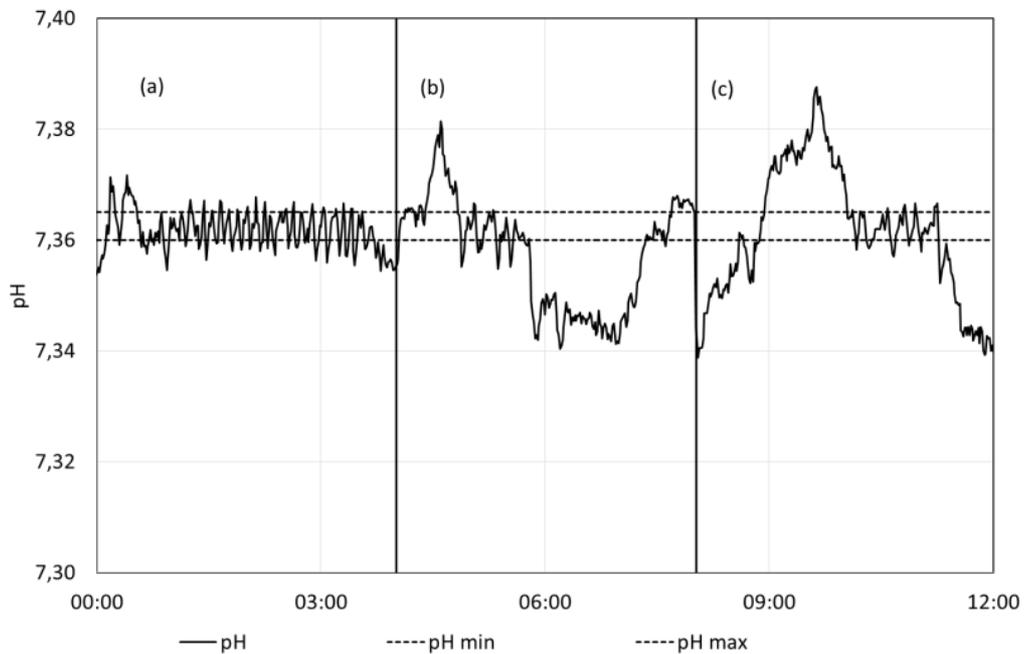


Abbildung 48: Beispiel für das Verhalten des pH-Signals in Bezug zu den Regelgrenzen für die Belüftung bei steigenden Verhältnissen von Ammonium zu Alkalinität: (a) 0,78 (b) 0,86 (c) 0,89 mol $\text{NH}_4\text{-N}$ /mol Ks.

Mit der schrittweisen Reduktion der zuvor über einen längeren Zeitraum künstlich erhöhten Alkalinität bei den halbtechnischen Reaktoren wurde die Sensibilität des Ein-Kammer- und des Zwei-Kammer-Systems untersucht. Dazu wurde bei gleicher Stickstoffbelastung die Abbauleistung mit dem Verhältnis zwischen Ammonium und Alkalinität verglichen. Die Steigung der Regressionsgeraden wurde dabei als Maßstab für die Sensibilität herangezogen (Abbildung 49).

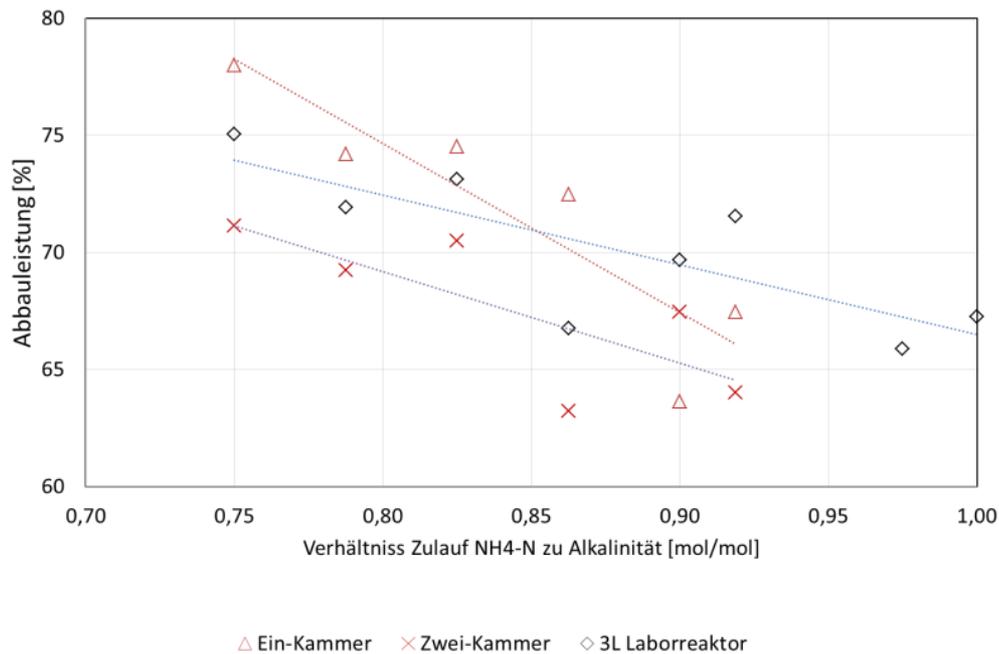


Abbildung 49: Einfluss der des Verhältnisses zwischen Ammonium und Alkalinität auf die Abbauleistung der beiden halbtechnischen Reaktoren.

Die Versuche haben gezeigt, dass sich die relative Verringerung der Alkalinität unterschiedlich auf die Systeme auswirkt. Im Vergleich zu den größeren halbtechnischen Reaktoren wirkt sie sich beim 3L Laborreaktor am geringsten aus, diese ist aber aufgrund der unterschiedlichen Strippungsbedingungen nicht direkt mit den beiden halbtechnischen 375L –Reaktoren vergleichbar.

TABELLE 18: SENSIBILITÄT DER VERSUCHSREAKTOREN AUF ÄNDERUNGEN DER ALKALINITÄT IM ZULAUF.

Parameter	3L Reaktor	Ein-Kammer-Reaktor	Zwei-Kammer-Reaktor
Betriebsweise	SBR	SBR	Kontinuierlich
Raubelastung kg N/m ³ /d	0,58	0,65	0,61
pH- Wert (Mittel)	7,43	7,42	7,36
Spezifischer Belüftungsbedarf m ³ /kg N (entfernt)	400	80	55
Sensibilität	29	72	39

In der Tabelle 18 sind die Ergebnisse der Alkalinitätsversuche zusammengefasst. Es zeigt sich, dass das Zwei-Kammer-System mit geringerem Belüftungsbedarf weniger sensibel auf ein verschlechtertes Alkalinitätsverhältnis reagiert. Da beim Zwei-Kammer-System nur im aeroben Kompartiment belüftet wird und der kontinuierliche Betrieb gleichmäßige Belüftungszyklen bewirkt, wirken sich die Strippungseffekte offensichtlich weniger stark auf das Gesamtsystem aus.

4.4.9 SPEZIFISCHE ANAMMOXAKTIVITÄT

In der Abbildung 50 sind die Stickstoffeliminationsraten nach der spezifischen Anammoxaktivität der herkömmlichen Berechnung aus Zu- und Ablaufkonzentrationen des Zwei-Kammer –Systems gegenübergestellt. Es zeigt sich, dass die Informationen aus der Analyse der Aktivität der Anammoxbakterien gut mit den Ergebnissen des Gesamtsystems übereinstimmen. Diese Ergebnisse unterstreichen die Brauchbarkeit dieser Methode. Die die im Abschnitt 4.2 dargestellten multifaktoriellen

Inhibierungstests konnten diesen Sachverhalt aufgrund der hohen Varianzen der Daten noch nicht ausreichend belegen.

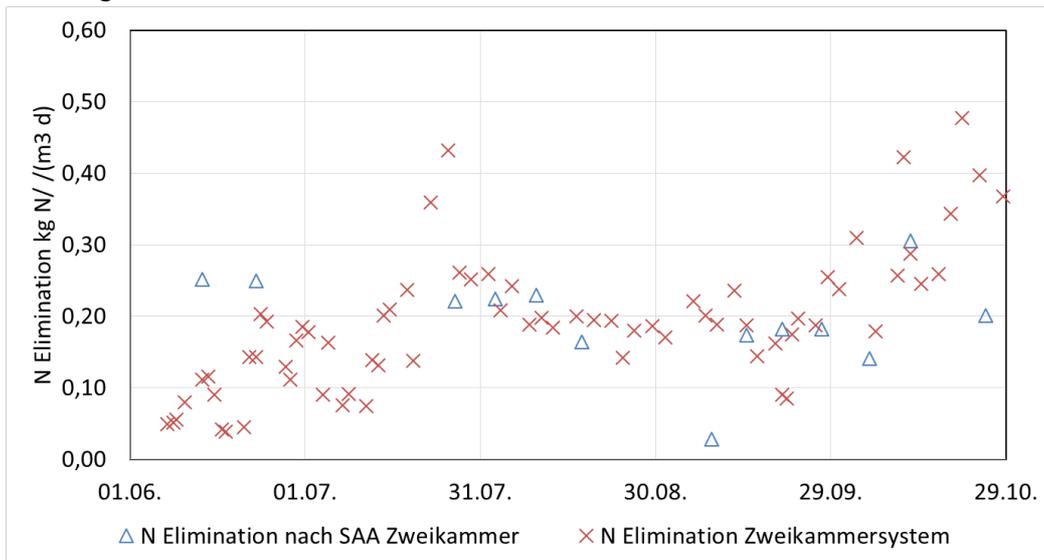


Abbildung 50: Vergleich der Beurteilung der Stickstoffelimination nach spezifischer Anammoxaktivität (SAA) mit den Standardablaufmessungen der Stickstoffparameter im Zwei-Kammer-System.

In der Abbildung 51 zeigt sich ein ähnlicher zeitlicher Verlauf der trockensubstanzbezogenen Quantifizierung von Häm-C im Vergleich zur spezifischen Anammoxaktivität. Vergleicht man diesen Verlauf mit der Abbildung 50, so zeigt sich, dass diese Werte jedoch keinen direkten Rückschluss auf die Eliminationsleistung des Gesamtsystems erlauben. Dieser gegensätzliche Trend lässt sich nur mit der Limitierung des Betriebs durch die Aktivität der Ammoniumoxidierer (Nitritation, AOB) erklären, eine alleinige Systembeurteilung nach Anammoxaktivität (oder Hämquantifizierung) ist daher nicht ausreichend.

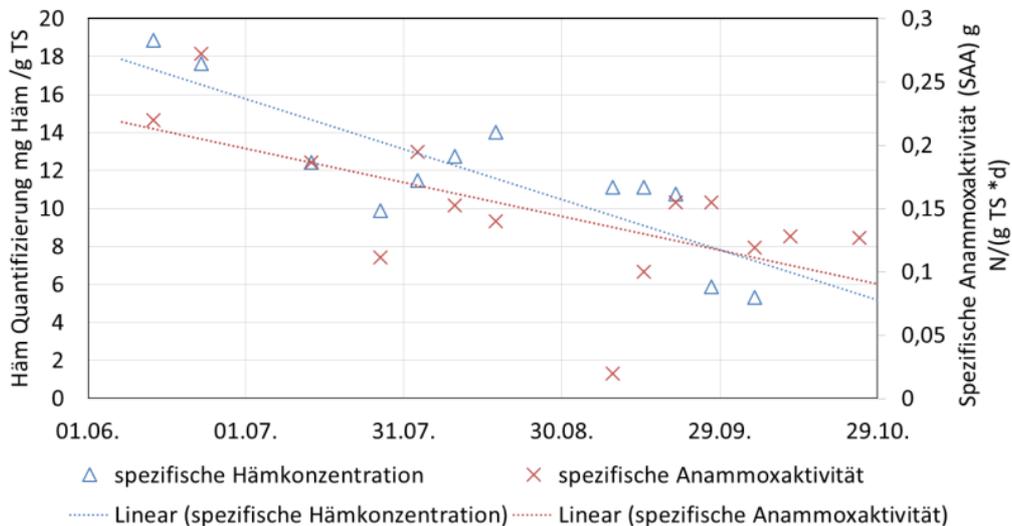


Abbildung 51: Verlauf der Häm-Konzentration im Vergleich zur spezifischen Anammoxaktivität der Anammox-Biomasse im Ein-Kammer-System.

4.4.10 ONLINEMESSUNGEN MIT UV-VIS

Nach den ersten Tests des Messsystems wurde die UV-Vis- Sonde für Messungen im Ablauf der halbtechnischen Reaktoren eingesetzt. Da das System die Parameter Nitrit, Nitrat und Ammonium nur indirekt misst, ist die Qualität der Messdaten von der Kalibration des Systems mithilfe konventioneller Labormessungen abhängig. Ziel war es daher die Kalibration schrittweise zu verbessern und festzustellen, ob

damit die genannten Parameter ausreichend genau für einen betrieblichen Einsatz gemessen werden können. In der TAB sind Tagesmittelwert der UV-Vis-Sonde nach der Kalibration den entsprechenden Laborwerten gegenübergestellt. Es zeigt sich, dass die Parameter bis auf einzelne Wert relativ gut abgebildet werden, bei Ammonium zeigen sich allerdings erhebliche Abweichungen trotz intensiven Bemühungen, die Kalibration zu verbessern.

TABELLE 19: VERGLEICH VON TAGESMITTELWERTEN DER UV-VIS-MESSUNG MIT LABORWERTEN DER ABLAUFMISCHPROBE.

Datum	Tagesmittelwerte UV-VIS [mg/L N]			Laborwert Zwei- Kammer [mg/L N]			Abweichung Zwei- Kammer [%]		
	NH ₄	NO ₂	NO ₃	NH ₄	NO ₂	NO ₃	NH ₄	NO ₂	NO ₃
02.11.2016	162	2	220	140	2	209	16	-3	5
04.11.2016	127	2	224	168	3	207	-25	-51	8
07.11.2016	155	4	222	41	3	277	279	54	-20
08.11.2016	161	3	199	41	3	277	292	-7	-28
09.11.2016	147	2	208	26	2	188	464	-15	11
12.11.2016	188	2	184	48	1	186	295	247	-1
14.11.2016	180	3	169	91	4	194	99	-21	-13
16.11.2016	152	2	202	22	3	229	605	-35	-12
18.11.2016	184	1	244	27	1	268	592	-24	-9

5 ZUSAMMENFASSUNG UND SCHLUSSFOLGERUNGEN

AKTIVITÄTSMESSUNGEN DER ANAMMOXBIOMASSE alleine geben keine ausreichende Information über den Zustand des Gesamtsystems. Wie die Ergebnisse gezeigt haben –und das entspricht auch den Erfahrungen von großtechnischen Anlagen – ist die Systemleistung oft durch die Ammoniumoxidation durch AOB limitiert bzw. werden Instabilitäten oft durch Probleme bei der Nitrifikation verursacht. Hier können zusätzliche Messungen der aeroben Aktivität des Gesamtsystems (Zehrungsmessungen) einen Einblick geben. Die Messungen der spezifischen Anammoxaktivität und von Häm-C können allerdings während der Einfahrphase hilfreich sein, da so die Entwicklung der Biomasseselektion beurteilt werden kann. Weiter können die Methoden für die Feststellung von Einflüssen aus der Schlammentwässerung herangezogen werden. Die beiden Verfahren zur Aktivitätsmessung bedürfen eines relativen hohen Zeitaufwands, die Werte sind für kurzfristige Betriebsentscheidungen daher zu spät verfügbar und Probleme bei der Nitrifikation werden bei diesen Analysen nicht erkannt. Ein Vergleich der Aktivität der Anammoxbiomasse mit der Gesamtabbauleistung des Systems ist daher wichtig. Aus den Analysen der Einfahrphase bei den Pilotreaktoren zeigt sich, dass trotz verringerter Aktivität der AnAOB gute Abbausergebnisse erzielt werden können. Es hat sich gezeigt, dass sich die spezifische Anammoxaktivität sehr schnell an die Ergebnisse aus der Messung des Stickstoffumsatzes des Systems anpasst. Die Hämquantifizierung kann für eine Abschätzung der Entwicklung des Anteils der Anammoxbiomasse im Gesamtsystem herangezogen werden.

REAKTORKONFIGURATION. Die Separation eines aeroben und eines anaeroben (anoxischen) Reaktionsraumes bringt mehrere Vorteile gegenüber der Standardkonfiguration, die für die Anwendbarkeit bei kleineren Kläranlagen wichtig sind. Das Mesh-Gewebe ist für die zu eliminierenden Ionen stark durchlässig, bringt aber je nach Maschenweite und Aufwuchs eine gewisse Trennwirkung für die Biomasse. Dabei sind die hydraulischen Verhältnisse und somit die Trennwirkung auch vom Verhältnis des Reaktorvolumens und der Austauschfläche des Mesh- Gewebes abhängig. Die Belüftung im aeroben Teil wirkt abreinigend auf das Trenngewebe und verhindert ein schnelles Zuwachsen. Im unbelüfteten Anaerobkompartiment kann der Schlammspiegel durch ein langsam laufendes Rührwerk eingestellt werden und somit ein ausreichender ‚Klarwasserbereich‘ geschaffen werden, über den der Ablauf einen Teil der feinen Partikel (AOB) abzieht, während die größeren Partikel (Anammoxgranulen) im System verbleiben. Dadurch können getrennte Schlammalter für AOB und AnAOB eingestellt und eine Absetzphase wie beim (konventionellen) SBR- betrieb ist nicht erforderlich. Somit ist ein Durchlaufbetrieb des Systems möglich. Untersuchungen der Partikelverteilung bestätigen diese Aussage. Hinsichtlich des Vergleiches von Ein-Kammer- mit Zwei-Kammer-Systemen ist jedoch anzumerken, dass bei großtechnischen Ein-Kammer-Anlagen (DEMON-Anlagen) mechanische Einrichtungen zur Anammoxretention (Hydrozyklone oder Mikrosiebe) verwendet werden, was im Labormaßstab nicht einsetzbar war.

SYSTEMLEISTUNG. Auch im kleinen Maßstab können ähnliche Stickstoff- und Ammoniumabbauleistungen wie bei Großanlagen erreicht werden. Die Ergebnisse zeigen, dass mit einer schrittweisen Leistungserhöhung nach einer ausreichend langen Startphase ausgehend von geringen Zulaufkonzentrationen stabil hohe Raumbelastungen erreicht werden können. Der kontinuierliche Betrieb des Zwei-Kammer-Konzeptes wirkt sich dabei positiv aus. Allerdings muss auch gesagt werden, dass sich die systemimmanente Beeinflussung des Karbonatgleichgewichts durch Strippung negativ auf die Leistung sehr kleiner Anlagen auswirkt. Dem wurde durch die Anpassung der Prozessregelung (siehe unten) und durch eine Bikarbonatdosierung bei den halbtechnischen Reaktoren entgegengewirkt. Bei größeren Reaktoren kann davon ausgegangen werden, dass sich die Alkalitätsverluste durch Strippung geringer auswirken, vorausgesetzt die Alkalinitäts-Ammonium-Charakteristik des Prozesswassers entspricht dem üblichen Bereich. Bei starker Beeinflussung dieses Verhältnisses durch z.B. übermäßige Zugabe von Hilfsstoffen bei der Schlammentwässerung kann aber auch bei größeren Anlagen eine Bikarbonatdosierung

notwendig werden. Ein entsprechender Vorlagebehälter ist einerseits zur Vergleichmäßigung des Prozesswasseranfalls hilfreich, andererseits könnte dieser auch zur Vorbehandlung z.B. mit kurzer Vorbelüftung und Absetzintervallen zur Verminderung der Einflüsse aus der Schlammbehandlung verwendet werden.

PROZESSREGELUNG. Bei kleinen Deammonifikationsanlagen, wie sich speziell bei den vergleichsweise sehr kleinen Labor- und halbtechnischen Reaktoren zeigt, treten systemimmanente Beeinträchtigungen auf, die die Anwendbarkeit der pH-Wert geführten Regelung erschweren. Vor allem der große Einfluss von Strippingeffekten auf das Karbonatpuffersystem wirkt sich stark aus. Der pH – Wert soll als Regelparameter den Wechsel zwischen Nitritbildung und Anammoxumsatz widerspiegeln, der durch den Sauerstoffeintrag bestimmt wird. In der Praxis hat sich dieses Konzept bei Großanlagen bewährt (Wett, 2007). Es reicht dabei ein sehr schmales pH-Wert-Band, das die Schaltepunkte für die Belüftung definiert. Dazu wird noch eine Obergrenze für den gelösten Sauerstoff festgelegt, um eine Sauerstoffhemmung (Überbelüften) zu vermeiden. Dieses Konzept wurde beim 3L Laborreaktor als auch bei den halbtechnischen Reaktoren umgesetzt, es hat sich aber gezeigt, dass das Regelverhalten durch die oben genannten Strippingeffekte stark beeinträchtigt wird. Eine langfristig stabile Regelung innerhalb eines fix vorgegebenen pH-Wert-Bereiches durch den biologischen Umsatz konnte somit nicht erreicht werden. Um diesem Umstand zu entgegen, wurde deshalb eine Adaptierung des Konzeptes in zwei Schritten vorgenommen.

Als erster Schritt wurde eine heuristische ‘Zwangselüftung bzw. -unterbrechung‘ eingeführt, die abhängig von der Dauer des aktuellen Schaltzustandes der Belüftung eine Änderung erzwingt, auch wenn die vorgesehenen pH-Schaltpunkte nicht erreicht sind. Dadurch kann sich das System auch bei größeren Abweichungen vom pH-Wert-Sollbereich der Regelung stabilisieren und diesen wieder erreichen. Als zweiter Schritt wurde eine sogenannte ‘pH-Wert geführte Beschickung‘ entwickelt und getestet. Dabei wurde ein PID-Regler implementiert, der durch eine (im Vergleich zur Belüftung) sehr träge Beschickung der Belüftung entgegenwirkt und versucht, durch schrittweise Erhöhung der Zulaufmenge den pH-Wert an die Obergrenze des Regelbereiches zu führen. Damit wird ebenfalls der pH-Wert stabilisiert und es kann je nach Leistungszustand und Zulaufqualität eine maximale Belastung bzw. Leistung erreicht werden.

Beim 13 L Laborreaktor wurde eine andere Regelstrategie untersucht. Es wurde dabei ein fixer pH-Wert vorgegeben und durch Säure-Base- Dosierung reguliert. Die Belüftung erfolgte kontinuierlich unter automatischer Belüftungsmengenänderung durch einen Durchflussregler je nach pH-Wert. Die Ergebnisse zeigen, dass dieses Konzept sehr einfach ist und zu sehr guten und stabilen Leistungsergebnissen führt, wobei der pH- Wert hier nicht mehr das Umsetzungsgleichgewicht von Nitritation und Anammoxaktivität widerspiegelt sondern der Sicherstellung der Bikarbonatverfügbarkeit dient. Es besteht dabei ein zusätzlicher Chemikalienbedarf.

ALKALINITÄT. Besonders bei kleineren Anlagen kann durch Strippingeffekte eine Verringerung der Bikarbonatverfügbarkeit verursacht werden. Grundsätzlich hat sich gezeigt, dass sich die neue Reaktorkonfiguration stabilisierend bei verminderter Alkalinität des Prozesswassers auswirkt. Gezielte Versuche mit schrittweiser Verringerung der Zulaufalkalinität haben ein unterschiedliches Limitierungsverhalten je nach Reaktorkonfiguration gezeigt. Dieser Zusammenhang spiegelt sich auch im Belüftungsbedarf für die Stickstoffentfernung wider. Das Zwei-Kammer-System zeigt einen geringeren Belüftungsbedarf und eine geringere Sensibilität auf Änderungen in der Zulaufalkalinität als die herkömmliche Ein-Kammer-Konfiguration.

LACHGASEMISSIONEN. Da die erhöhten Lachgasemissionen bei der Hochlaststickstoffentfernung ein umweltrelevantes Problem darstellen, wurden die halbtechnischen Reaktoren hinsichtlich ihres Emissionsverhaltens untersucht. Dabei wurden während einer stabilen Betriebsperiode bei beiden Reaktoren die Lachgasemission kontinuierlich gemessen und bilanziert um den sogenannten ‘Emissionsfaktor‘ berechnen zu können. Dieser beschreibt den Anteil des über Lachgas emittierten Stickstoffs an der Stickstoffbelastung des Systems und macht somit verschiedene Systeme hinsichtlich ihrer

Lachgasemissionen vergleichbar. Die Ergebnisse zeigen auch hier einen positiven Einfluss des kontinuierlichen Zwei-Kammer-Konzeptes. Das Zwei-Kammer-System zeigte im kontinuierlichen Betrieb eine Reduktion der Lachgasemissionen von über 60%. Als mögliche Hauptgründe dafür können die Trennung in einen aeroben und anaeroben Teil und die kontinuierliche Betriebsweise gelten. Durch die Trennung in diese zwei Kompartimente tritt nur im belüfteten, aeroben Teil Strippung auf. Durch das Fehlen einer Absetzphase- wie sie beim SBR-Betrieb notwendig ist - im kontinuierlichen Betrieb erfolgt keine erhöhte Akkumulation von Lachgas und dessen starke Strippung im Folgezyklus, sondern es kommt zu einem besseren Gleichgewicht zwischen Bildung und Konsum des (stark löslichen) N_2O , wie am Emissionsverhalten ersichtlich ist. Um diese Verringerung an Lachgasemissionen zu erreichen und um die hydraulische Kapazität zu erhöhen wurde die jüngst errichteten DEMON-Anlagen inzwischen auf einen kontinuierlichen Betrieb umgestellt.

ONLINE- MONITORING MIT UV-VIS. Zusätzlich zu den beschriebenen regelmäßigen Analysen der Systemleistung durch Ablaufbeprobung auf Ammonium, Nitrit und Nitrat wurden diese Parameter zusätzlich kontinuierlich mithilfe einer UV-VIS Sonde spektrometrisch bestimmt. Ausgehend von den Versuchen mit dem 3L-Laborreaktor hat sich die kontinuierliche Messung der drei zentralen Stickstoffparameter der Deammonifikation als vielversprechende ergänzende Überwachungsmethode gezeigt. Die Kalibration der Sonde ist dabei besonders wichtig und erfordert eine ausreichende Anzahl von Vergleichsmessungen im Labor. Die Ergebnisse der Messungen bei den halbertechnischen Reaktoren haben allerdings trotz aller Bemühungen, die Kalibration zu optimieren noch keine ausreichend genauen Ergebnisse beim Parameter Ammonium gezeigt. Nichtsdestotrotz könnte diese Messmethode aber zukünftig für eine automatisierte Überwachung bei kleineren Anwendungen verwendet werden und beispielweise in Fernüberwachungssysteme eingebunden werden.

RESUMEE. Die Untersuchungen haben gezeigt, dass mit der Kompartimentierung des herkömmlichen einstufigen Deammonifikationsverfahrens mit suspendierter Biomasse (ohne zusätzlicher Biomasseselektion durch Hydrozyklone oder Siebe) Vorteile erzielt werden können, die einen Einsatz des Verfahrens auf kleineren Anlagen wesentlich erleichtern. Vor allem der kontinuierliche Betrieb ohne verfahrenstechnisch aufwendige Einrichtungen zum Rückhalt der Anammoxbiomasse ist dabei wesentlich. Durch Anpassung der Prozessregelung kann größenbedingten Alkalitätsverlusten durch Strippung entgegengewirkt werden bzw. zusätzliche Betriebssicherheit beim Auftreten von Störstoffen aus der Schlammwässerung erreicht werden. Auch bei der mikrobiologischen Analytik für die Anammox-Biomasse kann mit angepasster Methodik eine Vereinfachung erreicht werden. Mithilfe dieser Ansätze konnten die praxisrelevanten Störeinflüsse analysiert werden. Hier ist vor allem auf das Zusammenspiel von Eisensalzen und Polymeren aus der Schlammbehandlung mit dem Nitritniveau im Prozess zu nennen. Bei vergleichbarer Leistung zeigt sich die neue Systemkonfiguration stabiler und weniger anfällig für Leistungseinbrüche aufgrund von verringerter Alkalitätsverfügbarkeit. Schließlich konnte gezeigt werden, dass sich die Trennung in einen aeroben und einen anaeroben Reaktorteil günstig auf den Belüftungsbedarf auswirkt und, dass in Verbindung mit der kontinuierlichen Betriebsweise eine wesentliche Verringerung der Lachgasemissionen erreicht werden kann.

6 DANKSAGUNG

Die Autoren bedanken sich beim Fördergeber, bei den Firmen Go-Systems (UV-VIS- Messungen) und Aquaconsult (Belüfter der halbertechnischen Reaktoren) sowie bei den Betriebsleitungen der Abwasserreinigungsanlagen Stockerau, Klosterneuburg (Bereitstellung des Prozesswassers) und Strass im Zillertal (Biomasse) für die Unterstützung des Forschungsprojektes.

7 REFERENZEN

Ahn J.H., Kim S., Park H., Rahm B., Pagilla K., Chandran K. (2010) N₂O Emissions from Activated Sludge Processes, 2008-2009: Results of a National Monitoring Survey in the United States, *Environ. Sci. Technol.* 44, 4505–4511

Bi, Z., Qiao, S., Zhou, J., Tang, X., Zhang, J. (2014): Fast start-up of Anammox process with appropriate ferrous iron concentration. *Bioresource Technology* 170, 506-512.

Carvajal-Arroyo, J.M., Puyol, D., Li, G., Swartwout, A., Sierra- Álvarez, R., Field, J.A. (2014): Starved anammox cells are less resistant to NO₂- inhibition. *Water Research* 65, 170-176.

Dapena-Mora, A. et al. (2007) Evaluation of activity and inhibition effects on Anammox process by batch tests based on the nitrogen gas production. *Enzyme Microb. Technol.* 40, 859–865

de Prá M.C., Kunz A., Bortoli M., Scussiato L.A., Coldebella A., Vanotti M. & Soares H.M. 2016 Kinetic models for nitrogen inhibition in ANAMMOX and nitrification process on deammonification system at room temperature *Bioresource Technology* 202: 33-41

Desloover J., De Clippeleir H., Boeckx P., Du Laing G., Colsen J., Verstraete W., Vlaeminck S.E. (2010) Floc-based sequential partial nitritation and anammox at full scale with contrasting N₂O emissions. *Wat. Res.* 45. 2811-2821

Domingo-Félez C., Mutlu A.G., Jensen M.M., Smets B.F. (2014) Aeration strategies to mitigate nitrous oxide emissions from single-stage nitritation/anammox reactors. *Environ Sci Technol.* 48 (15):8679-87

Edward A. Berry, B. L. T. Berry E.A., Trumpower B.L. (1987) Simultaneous determination of hemes a, b, and c from pyridine hemochrome spectra. *Anal Biochem* 161: 1-15. *Anal. Biochem.* 161, 1–15

Fuchs W., Resch C., Kernstock M., Mayer M., Schoeberl P. & Braun R. 2005 Influence of operational conditions on the performance of a mesh filter activated sludge process. *Water Research* 39(5): 803-810

Fuchs W., Bierbaumer D., Schöpp T., Weissenbacher N., Bousek J. (2017) New hybrid reactor concept incorporating a filter mesh for nitritation-anammox treatment of sludge return liquid. *Water Sci Technol.*:1409-1417.

Fux C., Boehler M., Huber P., Brunner I., Siegrist H.(2002) Biological treatment of ammonium-rich wastewater by partial nitritation and subsequent ammonium oxidation (anammox) in a pilot plant. *J of Biotechnology* 99, 295-306

Füreder K., Reichel M., Schaar H., Svardal K.(2014) Faulung auf kleinen Kläranlagen. *Wiener Mitteilungen*, Band 230, 279-304

Gali A., Dosta J., van Loosdrecht M.C.M., Mata-Alvarez J. (2007) Two ways to achieve an anammox influent from real reject water treatment at lab-scale: Partial SBR nitrification and SHARON process. *Process Biochemistry* 42, 715–720

REFERENZEN

Grabbe U., Seyfried C.F. & Rosenwinkel K.-H. 1998 Upgrading of waste water treatment plants by cloth-filtration using an improved type of filter-cloth. *Water Science and Technology*, 37(9): 143-150

Hellinga C., Schellen A.A.J.C., Mulder J.W., van Loosdrecht M.C.M. & Heijnen J.J. (1998) The Sharon process: an innovative method for nitrogen removal from ammonium-rich waste water. *Water Sci Technol.*37(9): 135–142.

Jaroszynski L.W. & Oleszkiewicz J.A. 2011 Autotrophic ammonium removal from reject water: partial nitrification and anammox in one - reactor versus two - reactor systems. *Environmental Technology*, 32:3, 289-294

Jaroszynski L.W., Cicek N., Sparling R. & Oleszkiewicz J.A. 2011 Importance of the operating pH in maintaining the stability of anoxic ammonium oxidation (anammox) activity in moving bed biofilm reactors. *Bioresource Technology* 102(14): 7051-7056

Jetten M.S.M., Logemann S., Muyzer G., Robertson L.A., De Vries S., van Loosdrecht, M.C.M & Kuenen J.G. 1997 Novel principles in the microbial conversion of nitrogen compounds. *Antonie van Leeuwenhoek*, 71(1-2): 75–93

Jetten M. S. M. (2001) New pathways for ammonia conversion in soil and aquatic systems. *Plant and Soil* 230: 9-19

Joss, A., Salzgeber, D., Eugster, J., König, R., Rottermann, K., Burger, S., Fabijan, P., Leumann, S., Mohn, J., Siegrist, H., 2009. Full-Scale Nitrogen Removal from Digester Liquid with Partial Nitrification and Anammox in One SBR. *Environmental Science & Technology*, 43, 5301-5306

Jin R.C., Yang G.F., Yu J.J. & Zheng P. 2012. The inhibition of the anammox process: a review. *Chem. Eng. J.*, 197: 67–79

Jin, R.-C. et al.(2013) The effect of sulfide inhibition on the ANAMMOX process. *Water Res.* 47, 1459–1469.

Jin, R.-C., Yang, G.-F., Yu, J.-J., Zheng, P. (2012): The inhibition of the Anammox process: A review. *Chemical Engineering Journal* 197, 67–79.

Jin, R.-C., Yu, J.-J., Ma, C., Yang, G.F., Zhang, J., Chen, H., Zhang, Q.-Q., Ji, Y.-X., Hu, B.-L. (2013a): Transient and long-term effects of bicarbonate on the ANAMMOX process. *Applied Microbiology and Biotechnology* 98(3), 1377-1388.

Jin, R.-C., Zhang, Q.-Q., Yang, G.F., Xing, B.S., Ji, Y.-X., Chen, H. (2013b): Evaluating the recovery performance of the ANAMMOX process following inhibition by phenol and sulfide. *Bioresource Technology* 142, 162-170.

Kartal, B., Kuypers, M.M.M., Lavik, G., Schalk, J., Op den Camp, H.J.M., Jetten, M.S.M., Strous, M. (2007): Anammox bacteria disguised as denitrifiers: nitrate reduction to dinitrogen gas via nitrite and ammonium. *Environmental Microbiology* 9(3), 635-642.

Kuenen J. G. (2008) Anammox bacteria: from discovery to application. *Nature Reviews Microbiology* 6: 320-326

REFERENZEN

Kampschreur M.J., van der Star W.R., Wielders H.A., Mulder J.W., Jetten M.S., van Loosdrecht M.C.M.: (2008) Dynamics of nitric oxide and nitrous oxide emission during full-scale reject water treatment. *Water Res.* 42(3):812-26

Kampschreur, M.J., Poldermans, R., Kleerebezem, R., van der Star, W.R.L., Haarhuis, R., Abma, W.R., Jetten, M.S.M., van Loosdrecht, M.C.M.(2009). Emission of nitrous oxide and nitric oxide from a full-scale single-stage nitrification-anammox reactor. *Water Science and Technology*, 60, 3211-3217.

Kuenen, G. K. (2008) Anammox bacteria: from discovery to application. *Nature Reviews Microbiology* 6, 320-326

Krampe J. (2014) Zukünftige Herausforderungen an die Abwasserinfrastruktur. *Wiener Mitteilungen*, Band 230, 1-4

Lackner S., Gilbert E. M., Vlaeminck S. E., Joss A., Horn H., van Loosdrecht M. C.M. (2014) Full-scale partial nitrification/anammox experiences – An application survey. *Water Research Volume 55*, 292–303

Lindenmayer, David; Burgman, Mark A. (2005). "Monitoring, assessment and indicators". *Practical Conservation Biology* (PAP/CDR ed.). Collingwood, Victoria, Australia: CSIRO Publishing. pp. 401–424. ISBN 0-643-09089-4

Liu, S., Horn, H. (2012): Effects of Fe(II) and Fe(III) on the single-stage deammonification process treating high-strength reject water from sludge dewatering. *Bioresource Technology* 114, 12-19.

Loderer C., Pawelka D., Vazier W., Hasal P., Fuchs W.(2013) Dynamic filtration – Ultrasonic cleaning in a continuous operated filtration process under submerged conditions. *Separation and Purification* 119: 72-81

Lackner S., Horn H. (2012) Evaluating operation strategies and process stability of a single stage nitrification–anammox SBR by use of the oxidation–reduction potential (ORP). *Bioresource Technology* 107: 70–77

Parravicini V., Valkova T. (2014) Lachgasemissionen aus kommunalen Kläranlagen. *Wiener Mitteilungen*, Band 230, 125-156

Podmirseg S. M. et al. (2015). Comparative evaluation of multiple methods to quantify and characterise granular anammox biomass. *Water Res.* 68, 194–205

Puyol, D., Carvajal-Arroyo, J.M., Li, G.B., Dougless, A., Fuentes-Velasco, M., Sierra-Alvarez, R., Field, J.A. (2014): High pH (and not free ammonia) is responsible for anammox inhibition in mildly alkaline solutions with excess of ammonium. *Biotechnology Letters* 36(10), 1981-1986.

Qiao, S., Bi, Z., Zhou, J., Cheng, Y., Zhang, J. (2013): Long term effects of divalent ferrous ion on the activity of anammox biomass. *Bioresource Technology* 142, 490-497.

Rathnayake R.M., Song Y., Tumendelger A., Oshiki M., Ishii S., Satoh H., Toyoda S., Yoshida N., Okabe S. (2013) Source identification of nitrous oxide on autotrophic partial nitrification in a granular sludge reactor. *Water Res.* 47(19):7078-86

Schaubroeck T.,*, De Clippeleir H., Weissenbacher N., Dewulf J., Boeckx P., Vlaeminck S. E., Wett B. (2015) Environmental sustainability of an energy self-sufficient sewage treatment plant: Improvements through DEMON and co-digestion. *Water Research* 74: 166-179

REFERENZEN

Schitzenhofer K. (2016) Development and implementation of a monitoring system for Anammox biomass. Masterarbeit an der Universität für Bodenkultur, Wien

Sinclair, P. R., Gorman, N. & Jacobs, J. M. in *Current Protocols in Toxicology* (John Wiley & Sons, Inc., 2001)

Strous, M., Kuenen, J.G., Jetten, M.S.M. (1999): Key physiology of anaerobic ammonium oxidation. *Applied and Environmental Microbiology* 65(7), 3248-3250.

Strous M., Fuerst J.A., Kramer E.H.M., Logemann S., Muyzer G., van de Pas-Schoonen K.T., Webb R., Gijs Kuenen J.G. Mike S. M. Jetten M.S. M. (1999) Missing lithotroph identified as newplanctomycete. *Nature* (400), 446-449

Solomon, S., Qin, D., Manning, M., Chen, Z., Marquis, M., Averyt, K.B., Tignor, M., Miller, H.L., 2007. *ClimateChange 2007: The Physical Science Basis*. Cambridge University Press, Cambridge.

Tang C.-J., Zheng P., Wang C.-H., Mahmood Q., Zhang J.-Q., Chen X.-G., Zhang L. & Chen J.-W. (2011) Performance of high-loaded ANAMMOX UASB reactors containing granular sludge. *Water Research* 45: 135–144

Van de Graaf A. (1996) Autotrophic growth of anaerobic ammonium-oxidizing micro-organisms in a fluidized bed reactor. *Microbiology (UK)*. *Microbiol.* 1428 2187-2196 1996 142

Van der Star W.R., Abma W.R., Blommers D., Mulder J.W., Tokutomi T., Strous M., Picioreanu C. & van Loosdrecht M.C. (2007) Startup of reactors for anoxic ammonium oxidation: Experiences from the first full-scale anammox reactor in Rotterdam. *Water Research* 41(18): 4149–4163

Van Lier J.B., Vashi A., van der Lubbe J., Heffernan B. & Fang H.: *Anaerobic Sewage Treatment Using UASB Reactors: Engineering and Operational Aspects*; in: H. Fang (ed.). *Anaerobic treatment for sustainable environment - Chapter 4*. Imperial College Press: London, UK, 2010

Wang L., Zheng P., Abbas G., Yang J., Xing Y., Li W., Wang R., Deng L. & Zheng D. (2016) A start-up strategy for high-rate partial nitrification based on DO-HRT control. *Process Biochemistry* 51(1): 95-104

Weissenbacher N., Takacs I., Murthy S., Fuerhacker M., Wett B. (2010) Nitrogen and Carbon Emissions from a Full Scale Deammonification Plant. *Water Environment Research*, 82 (2), 169-175

Wett B. (2006) Solved upscaling problems for implementing deammonification of rejection water. *Water Science & Technology* 53(12), 121–128

Wett B. (2007) Development and implementation of a robust deammonification process. *Water Sci. Technol.* 56: 81–88

Wett B., Rauch W. (2003) The role of inorganic carbon limitation in biological nitrogen removal of extremely ammonia concentrated wastewater. *Water Research* 37, 1100-1110

Xing, B., Guo, Q., Zhang, J., Guo, L. & Sin, R. (2014) Influence of preservation temperature on the characteristics of Anammox granular sludge. *J. Biotechnol.* 30, 1876–1888 (2014).

REFERENZEN

Zhang L., Yang J. & Furukawa K. (2010) Stable and high-rate nitrogen removal from reject water by partial nitrification and subsequent anammox. *Journal of Bioscience and Bioengineering* 110 (4): 441–448

Zhang, J., Zhang, Y., Li, Y., Zhang, L., Qiao, S., Yang, F., Quan, X. (2012): Enhancement of nitrogen removal in a novel anammox reactor packed with Fe electrode. *Bioresource Technology* 114, 102-108.

Zhang, Q.-Q., Chen, H., Liu, J.-H., Yang, B.-E., Ni, W.-M., Jin, R.-C. (2014): The robustness of ANAMMOX process under the transient oxytetracycline (OTC) shock. *Bioresource Technology* 153, 39-46.

Zhao, R., Zhang, H., Li, Y., Jiang, T., Yang, F. (2014): Research of iron reduction and the iron reductase localization of anammox bacteria. *Current Microbiology* 69(6), 880-887.

Zhang, Z. et al. (2016). Evaluation of the inhibitory effects of heavy metals on anammox activity: A batch test study. *Bioresour. Technol.* 200, 208–216

Zingerle T. und Dietrich P. (2014) Untersuchungen zur Optimierung der Prozesswasserbehandlung der Abwasserreinigungsanlage Tobl. Bachelorarbeit der Studienrichtung Kulturtechnik und Wasserwirtschaft an der Universität für Bodenkultur Wien

8 TABELLENVERZEICHNIS

Tabelle 1: UNTERSUCHTE HEMMSTOFFE (FAKTOREN) UND DIE ZUGEHÖRIGEN KONZENTRATIONEN FÜR DIE ANGEWANDTEN TESTZUSAMMENSETZUNGEN.	19
Tabelle 2: ZUSAMMENSETZUNG VON ACHT TESTS MIT JEWEILS DREI REPLIKATEN.....	19
Tabelle 3: MODELLINDIZES UND –VARIABLEN.....	20
Tabelle 4: ÜBERBLICK ÜBER DIE UNTERSUCHUNGSPHASEN DER HALBTECHNISCHEN REAKTOREN.....	34
Tabelle 5: VERWENDETE LABORMETHODEN ZUR MESSUNG DER STANDARD-ABWASSERPARAMETER.....	34
Tabelle 6: GEGENÜBERSTELLUNG AUSGEWÄHLTER MONITORINGVERFAHREN.....	37
Tabelle 7: LINEARE MODELLBESCHREIBUNG FÜR HÄM-C FÜR DIE GETESTETEN FAKTOREN.....	43
Tabelle 8: VERÄNDERUNG DER SAA VOM ERSTEN ZUM LETZTEN ZYKLUS.....	44
Tabelle 9: LINEARE MODELLBESCHREIBUNG FÜR DIE SPEZIFISCHEN ANAMMOXAKTIVITÄT FÜR DIE GETESTETEN FAKTOREN.....	45
Tabelle 10: LINEARE MODELLBESCHREIBUNG DER STICKSTOFFENTFERNUNG IM PROBENAHMEZYKLUS 4.....	46
Tabelle 11: LINEARE MODELLBESCHREIBUNG DER STICKSTOFFENTFERNUNG NACH GETESTETEN FAKTOREN.....	46
Tabelle 12: CHARAKTERISTIK DES FÜR DEN 13L LABORREAKTOR VERWENDETEN PROZESSWASSERS.....	52
Tabelle 13: VERGLEICH VON LEISTUNGSDATEN VON GROSSTECHNISCHEN DEAMMONIFIKATIONSANLAGEN MIT DEN UNTERSUCHUNGSERGEBNISSEN (LACKNER ET AL., 2014).....	56
Tabelle 14: ÜBERBLICK ÜBER DIE ABWASSERCHARAKTERISTIK IM ZULAUF ZU DEN HALBTECHNISCHEN REAKTOREN.....	57
Tabelle 15: ÜBERBLICK ÜBER DIE BELASTUNGEN SOWIE DIE WICHTIGSTEN LEISTUNGSKENNWERTE ÜBER DIE GESAMTE UNTERSUCHUNGSSZEIT DER REAKTOREN IM VERGLEICH.....	58
Tabelle 16: BETRIEBSPARAMETER DER HALBTECHNISCHEN REAKTOREN WÄHREND DER EINFABRPHASE.....	59
Tabelle 17: BETRIEBSKENNZAHLEN UND LACHGASEMISSIONEN DER EIN-KAMMER- UND ZWEI-KAMMER-REAKTOREN.....	67
Tabelle 18: SENSIBILITÄT DER VERSUCHSREAKTOREN AUF ÄNDERUNGEN DER ALKALINITÄT IM ZULAUF.....	69
Tabelle 19: VERGLEICH VON TAGESMITTELWERTEN DER UV-VIS-MESSUNG MIT LABORWERTEN DER ABLAUFMISCHPROBE.....	71

9 ABBILDUNGSVERZEICHNIS

Abbildung 1: Gegenüberstellung der in die Kläranlage zugeführten Abwassermengen bzw. –inhaltsstoffe aus dem Zulauf und der Rückbelastung.	7
Abbildung 2: Funktionale Teile im Aufbau von Planktomyceten (Kuenen, 2008).	9
Abbildung 3: Vereinfacht Darstellung der mikrobiellen Vorgänge bei der Deammonifikation mittels Anammox-Prozess.	10
Abbildung 4: Einbindung der Prozesswasserbehandlung in die ARA Strass des AIZ (entnommen aus Wett et al., 2013).	10
Abbildung 5: Anammoxbakterien bilden frei sichtbare Granulen (links). Anammox- Biomasse im DEMON-Reaktor der ARA Strass im Zillertal (rechts).	11
Abbildung 6: Stickstoffbilanz der DEMON – Prozesswasserbehandlung der ARA Strass (Weissenbacher et al., 2010).	12
Abbildung 7: Verschiedene Ausführungen von textilen Filtern für die Anwendung in der Abwassertechnik.	13
Abbildung 8: Typische Rotfärbung der untersuchten Anammoxbiomasse im Lichtmikroskop.	15
Abbildung 9: Sicherheitsvorkehrungen bei der Herstellung von Nährlösungen.	18
Abbildung 10: Versuchsansatz mit 24 Testflaschen im Inkubator mit Nadeln zur Druckreduktion und Probenahme.	19
Abbildung 11: 3L – Laborreaktor (SBR) und 1,5L Batchtestreaktoren.	21
Abbildung 12: Schema des Versuchsaufbaus des 3L-Laborreaktors.	22
Abbildung 13: 13 L- Laborreaktor.	23
Abbildung 14: Schematischer Aufbau des 13 L-Laborreaktors (Bousek et al., submitted).	24
Abbildung 15: Schema des Ein-Kammer-Reaktors.	26
Abbildung 16: Schema des Zwei-Kammer-Reaktors.	27
Abbildung 17: Zwei-Kammer-Reaktor (links) und Ein-Kammer-Reaktor (rechts) vor der Inbetriebnahme.	28
Abbildung 18: Schema der Installation der halbtechnischen Reaktoren im Technikum inklusive Vorlage- und Ablaufbehälter.	29
Abbildung 19: Filtratwasserablauf unter der Kammerfilterpresse der ARA Stockerau mit eingebauter Tauchpumpe für die Entnahme.	30
Abbildung 20: Zwischenspeicherung von 10 m ³ Filtratwasser vor Ort für den Abtransport.	31
Abbildung 21: Übernahme des Filtratwassers am Technikum des Instituts für Siedlungswasserbau.	31
Abbildung 22: DEMON – Reaktor der ARA Strass i. Z. aus dem die Biomasse für die Untersuchungen stammt.	32
Abbildung 23: Entnahme der Biomasse für die Untersuchungen aus der Mikrosiebung des Schlammabzugs.	33
Abbildung 24: Einbauschema der UV-Vis-Sonde zur kontinuierlichen Messung von Nitrit, Nitrat und Ammonium im Ablauf der Versuchsreaktoren.	35
Abbildung 25: Schema der Messanordnung für die Lachgasmessungen bei den halbtechnischen Reaktoren	36
Abbildung 26: Kalibrationsgeraden für Häm (Zytochrom-) C bei den beiden gerätespezifischen Messwellenlängen 602nm und 654nm.	39
Abbildung 27: Spezifischer Gesamtstickstoffabbau in den acht Testflaschen (treatments) jeweils innerhalb der drei Fütterungszyklen (links, Mitte, rechts). Blau: Hohe Konzentration von Polymer und Eisen-III-Chlorid, Orange: Hohe Nitritkonzentration, Gelb: Hohe Polymerkonzentration, Grün: Hohe Eisen-III-Konzentration, farblos: Blindtest.	41
Abbildung 28: Kumulative Ganglinien der Stickstoffparameter während der acht Tests. Grün: Gesamtstickstoff, Orange: Ammonium, Blau: Nitrit, Rot: Nitrat	42
Abbildung 29: Entwicklung des Häm-C – Gehalts der Tests über den Versuchszeitraum bezogen auf die organische Trockensubstanz der Biomasse.	43
Abbildung 30: Entwicklung der spezifischen Anammoxaktivität über die vier Zyklen. Die Aktivität ist in der Abbildung als Abnahme in mg/L/d für Ammoniumstickstoff angegeben.	44
Abbildung 31: Übersicht über die Raum- und Schlammbelastung und die Stickstoffabbauleistung des 3L-Laborreaktors mit Prozesswasser der ARA Strass.	48
Abbildung 32: Redox, pH und Sauerstoff im 3L –Laborreaktor während der stabilen Betriebsphase mit Prozesswasser der ARA Strass.	49
Abbildung 33: Verlauf der Nitratkonzentration im Ablaufbehälter des 3L Laborreaktors	51
Abbildung 34: Verlauf der Nitritkonzentration im Ablaufbehälter des 3L Laborreaktors.	51

Abbildung 35: Verlauf der Ammoniumkonzentration im Ablaufbehälter des 3L Laborreaktors. 52

Abbildung 36 a-c: Leistungsdaten des 13L- Reaktors: a) NH₄-N Raumbelastung (VLR) und hydraulische Aufenthaltszeit (HRT), b) Konzentrationen der Stickstoffparameter in Zulauf und Ablauf, c) Abbauleitung für Ammonium und Gesamtstickstoff (TN)(aus Fuchs et al., 2017). 54

Abbildung 37: Verlauf der Zulaufkonzentrationen von Ammonium, Nitrat und Nitrit während des gesamten Untersuchungszeitraums. 57

Abbildung 38: Verlauf von Raum- und Schlammbelastung der beiden halbtechnischen Reaktoren über den Untersuchungszeitraum. 58

Abbildung 39: Verlauf von Stickstoff- und Ammoniumelimination bei den beiden halbtechnischen Reaktoren über den Untersuchungszeitraum. 59

Abbildung 40: Verlauf der Ammoniumbelastung und der Ammoniumabbaurate des Ein-Kammer-Reaktors während der Einfahrphase. 60

Abbildung 41: Verlauf der Ammoniumbelastung und der Ammoniumabbaurate des Zwei-Kammer-Reaktors während der Einfahrphase. 60

Abbildung 42: : Regelungseinstellungen und Messergebnisse für pH-Wert und gelöstem Sauerstoff während der ersten Woche der Einfahrphase des Ein-Kammer-Reaktors. 61

Abbildung 43: Regelungseinstellungen und Messergebnisse für pH-Wert und gelöstem Sauerstoff während der zweiten Woche der Einfahrphase des Ein-Kammer-Reaktors. 62

Abbildung 44: Beispiel für die stabilisierende Wirkung der Heuristik der Belüftungsregelung nach einer instabilen Betriebsphase über mehrere SBR-Zyklen des 375 L Ein-Kammer-Reaktors. 63

Abbildung 45: Verhalten der pH-Wert – geregelten Beschickung über einen Tag. 64

Abbildung 46: Ergebnisse der Partikelzählung in den beiden Kompartimenten und im Ablauf des Zwei-Kammer-Reaktors. 65

Abbildung 47: Vergleich des Verlaufs des Lachgas- Emissionsverhaltens des Ein-Kammer-Reaktors (SBR) und des Zwei-Kammer-Reaktors (kontinuierlich) unter gleichen Belastungs- und Abbauzuständen über einen halben Tag. 66

Abbildung 48: Beispiel für das Verhalten des pH-Signals in Bezug zu den Regelgrenzen für die Belüftung bei steigenden Verhältnissen von Ammonium zu Alkalinität: (a) 0,78 (b) 0,86 (c) 0,89 mol NH₄-N /mol Ks. 68

Abbildung 49: Einfluss der des Verhältnisses zwischen Ammonium und Alkalinität auf die Abbauleistung der beiden halbtechnischen Reaktoren. 69

Abbildung 50: Vergleich der Beurteilung der Stickstoffelimination nach spezifischer Anammoxaktivität (SAA) mit den Standardablaufmessungen der Stickstoffparameter im Zwei-Kammer-System. 70

Abbildung 51: Verlauf der Häm-Konzentration im Vergleich zur spezifischen Anammoxaktivität der Anammox-Biomasse im Ein-Kammer-System. 70



**MINISTERIUM
FÜR EIN
LEBENSWERTES
ÖSTERREICH**

bmlfuw.gv.at

FÜR EIN LEBENSWERTES ÖSTERREICH.

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

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



**MINISTERIUM
FÜR EIN
LEBENSWEERTES
ÖSTERREICH**

www.bmlfuw.gv.at