



lebensministerium.at

Hauptstromdeammonifikation in Kläranlagen

Analyse des Einflusses auf die flüssigen und gasförmigen Emissionen kommunaler Kläranlagen in Österreich





Nachhaltig für Natur und Mensch / *Sustainable for nature and mankind*

Lebensqualität / *Quality of life*

Wir schaffen und sichern die Voraussetzungen für eine hohe Qualität des Lebens in Österreich / *We create and we assure the requirements for a high quality of life in Austria*

Lebensgrundlagen / *Bases of life*

Wir stehen für vorsorgende Verwaltung und verantwortungsvolle Nutzung der Lebensgrundlagen Boden, Wasser, Luft, Energie und biologische Vielfalt. / *We stand for a preventive conservation as well as responsible use soil, water, air, energy and bioversity*

Lebensraum / *Living environment*

Wir setzen uns für eine umweltgerechte Entwicklung und den Schutz der Lebensräume in Stadt und Land ein. / *We support an environmentally friendly development and the protection of living environments in urban and rural areas.*

Lebensmittel / *Food*

Wir sorgen für die nachhaltige Produktion insbesondere sicherer und hochwertiger Lebensmittel und nachwachsender Rohstoffe. / *We ensure sustainable production in particular of safe and high-quality food as well as renewable resources*

Impressum

Medieninhaber, Herausgeber, Copyright:
Bundesministerium für Land- und Forstwirtschaft, Umwelt und Wasserwirtschaft,
Sektion III Landwirtschaft und Ernährung,
Stubenring 12, 1010 Wien

Alle Rechte vorbehalten

Gesamtkoordination:

DI Dr. Norbert Weissenbacher (Universität für Bodenkultur Wien)

AutorInnen:

DI Dr. Norbert Weissenbacher (Universität für Bodenkultur Wien)
PD DI Dr. Bernhard Wett (ARA Consult, Innsbruck)
Dr. Haydee DeClippel (Universität Gent, Belgien)
Ing. Martin Hell (Abwasserverband Achenal-Inntal –Zillertal)

Besonderer Dank für die Bereitstellung von relevantem Datenmaterial sowie der

Unterstützung der Arbeit auf der Verbandskläranlage Strass des AIZ gilt der Belegschaft, dem Betriebsleiter Christian Fimml sowie dem GF Josef Dengg.

Wien, Februar 2013

Layout:

ZS communication + art GmbH

Bildnachweis, Produktion und Druck:

Bundesministerium für Land- und Forstwirtschaft, Umwelt und Wasserwirtschaft

Gedruckt auf chlorfrei gebleichtem Papier mit Pflanzenfarben.



Inhalt

Einleitung	4
Energiebedarf und alternative Verfahren	4
Anaerobe Ammoniumoxidation	4
Energieoptimierung und Emissionen	5
Zielsetzungen	9
Grundlagen und Untersuchungen	10
Verbandskläranlage Strass im Zillertal	10
Prozessrelevante Verfahrensgrundlagen	13
Untersuchungen auf der Kläranlage Strass	17
Datenauswertung	21
Ergebnisse	23
Rahmenbedingungen	23
Implementierung.....	24
Versuchsbetrieb.....	25
Potenzialabschätzung.....	34
Zusammenfassung und Schlussfolgerungen	39
Danksagung	40
Literatur	41

Einleitung

Energiebedarf und alternative Verfahren

Der Energiebedarf von Kläranlagen für die Belüftung zur Kohlenstoff- und Stickstoffentfernung stellt für die Kommunen einen erheblichen Kostenfaktor dar. Trotz energieoptimierter Ausrüstung war es bei vielen Anlagen bisher noch nicht möglich, einen fremdenergieutralen oder sogar energiepositiven Betrieb zu erreichen. Eine Analyse von 94 Anlagen in Österreich zeigte, dass die Energiekosten in Durchschnitt 16% der Gesamtbetriebskosten ausmachen (Lindtner, 2008). Bei Großanlagen liegt dieser Anteil deutlich höher, meist um 30%. In vielen Gemeinden in Österreich ist die Kläranlage der größte öffentlicher Verbraucher und die Energiekosten können bis zu einem Viertel der Jahreskosten ausmachen (Kroiss, 2010).

Neben einer Reihe von Verfahren und Maßnahmen zur Reduktion des Energieaufwandes bei der biologischen Abwasserreinigung kann das Verfahren der Deammonifikation zu Stickstoffentfernung eingesetzt werden. Bei diesem erfolgt die Stickstoffentfernung durch spezielle Bakterien unter teilweise anaeroben Bedingungen über Ammonium und Nitrit (Anaerobe Ammonium Oxidation – Anammox). Dabei wird nur rund ein Viertel der Belüftungsenergie benötigt (Fux et al., 2002). Da die Anammoxbakterien gegenüber der herkömmlichen Biologie der Kläranlagen konkurrenzschwach sind, wurden sie bisher konzentriert zur Behandlung von hochbelasteten Teilströmen eingesetzt (z.B. Prozesswasserbehandlung). Darauf aufbauend gibt es den Ansatz, dieses Verfahren in den Hauptstrom von Kläranlagen einzubringen, um auch dort diesen energetisch vorteilhaften Prozess zur Stickstoffentfernung nutzen zu können. Technische Voraussetzungen sind allerdings Anlagen zum Rückhalt der langsam wachsenden Anammoxbiomasse sowie eine auf die Deammonifikation abgestimmte Belüftungsregelung. Dieser Ansatz befindet sich derzeit in der Versuchsphase. Erste positive Ergebnisse zeigten sich im Versuchsbetrieb auf der ARA Glarnerland (einstufig) in der Schweiz, wo eine nachhaltige Aktivität der Anammoxbakterien nachgewiesen werden konnte (Wett et al., 2010).

Generell stellt sich bei der Anwendung des Deammonifikationsverfahrens jedoch die Frage nach der Emission von klimarelevanten Gasen (v.a. Lachgas, N_2O), da diese als Zwischenprodukte vermehrt auftreten können (Kampscheur et al., 2009, Weissenbacher et al., 2010). Für eine Bewertung des Verfahrens sind daher nicht nur die Auswirkungen auf die Reinigungsleistung und die tatsächlichen Energieeinsparungen relevant, sondern auch die klimarelevanten Emissionen im Vergleich zu den herkömmlichen Verfahren der Stickstoffentfernung. Begleitende Messungen und Analysen dieser Faktoren im Zuge der Implementierung der Hauptstromdeammonifikation im Rahmen eines übergeordneten Forschungsprojektes der Water Environment Research Foundation (WERF) sollten diese Fragen klären (Projektreferenz: INFR6R11: ‚Full-Plant Deammonification for Energy Positive Nitrogen Removal‘, www.werf.org). Die ARA des Abwasserverband Achental- Inntal- Zillertal (AIZ) ist eine der Anlagen im Rahmen dieses Projektes, auf der die Untersuchung dieses Verfahrens großtechnisch stattfindet.

Anaerobe Ammoniumoxidation

Verfahrensentwicklung

In den 90er Jahren wurden erstmals Bakterienstämme 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). Es zeigte sich, dass die Anammoxbiomasse in der

Lage ist, mit Stickstoff hochbelastete Abwässer unter vergleichsweise geringem Energieaufwand und ohne zusätzlichem Bedarf an organischen Kohlenstoff umzusetzen. Voraussetzungen sind allerdings die Gewährleistung des richtigen Verhältnisses zwischen Ammonium zu Nitrit und ein hohes Schlammalter für den Erhalt der Biomasse. Wichtig ist auch, dass Anammoxbakterien ihren maximalen Stoffumsatz unter relativ hohen Temperaturen erreichen. Als weiterer Punkt hat sich die Sicherstellung von ausreichend anorganischem Kohlenstoff (Alkalinität) herausgestellt (Wett und Rauch, 2003).

Einsatzgebiete

In der Folge der Entdeckung der Anammoxspezies und deren Potenzial für die Abwasserreinigung kam es zur Entwicklung von verschiedenen verfahrenstechnischen Ansätzen und Prozesskonfigurationen (i.a. Deammonifikation). Aufgrund der Eigenschaften der Biomasse (Konkurrenzfähigkeit, Temperatureinfluss) hat man sich bei der Abwasserbehandlung auf separate Behandlung von ammoniumreichen Abwässern konzentriert. Das können Prozesswässer aus der Schlammbehandlung von kommunalen Anlagen oder auch industrielle Abwässer mit engem C/N – Verhältnis sein. Die Rückbelastung von kommunalen Anlagen aus der Schlammbehandlung liegt zwischen 15% und 25% der Gesamtstickstofffracht (Fux et al., 2002; DWA, 2005), eine weitgehende Elimination dieser Zusatzbelastung bringt daher eine wesentliche Entlastung der Gesamtanlage. Trotz positiver Betriebserfahrung bei der Prozesswasserbehandlung stellt die Anwendung im Hauptstrom aufgrund der dortigen, wesentlich ungünstigeren Bedingungen (z.B. geringere Temperatur) für die Anammoxbakterien eine prozesstechnische Herausforderung dar und ist derzeit erst im Versuchsstadium.

Energieoptimierung und Emissionen

Energieeinsparung

Die Energieoptimierung von Kläranlagen betrifft die Reduzierung des Energieaufwands für Pumpen, Belüftungen und andere elektrische Verbraucher sowie die Verbesserung der Eigenenergieproduktion aus dem anfallenden Klärschlamm. Um das zu erreichen sind verschiedenen Maßnahmen möglich, die auf die



jeweiligen Rahmenbedingungen der Anlage abgestimmt werden müssen. Hierbei geht es sowohl um elektrische und thermische Komponenten. Grundsätzlich lässt sich mit zunehmender Anlagengröße ein Trend zu abnehmenden einwohnerspezifischen Energiekosten feststellen (Lindtner, 2008). Da eine Hauptstromdeammonifikation den Energieverbrauch für die Belüftung für die Stickstoffentfernung reduzieren soll, ist deren tatsächlich realisierbarer Einfluss auf den Gesamtenergieverbrauch von Interesse. Je nach Reinigungsziel und Schlammbehandlung schlägt sich die Belüftung bei konventioneller Verfahrensführung mit 50-80% des Gesamtenergieaufwands zu Buche (15-25% der Gesamtbetriebskosten; Kroiss, 2010). Die Hauptstromdeammonifikation zielt dabei auf den Bedarfsanteil ab, der durch die Stickstoffentfernung mittels Nitrifikation und Denitrifikation entsteht. Bei ein- und zweistufigen Anlagen mit Vorklärung und effizienter Ausrüstung kann ein Anteil von ca. 30 % der Belüftung für die Nitrifikation angenommen werden (Svardal, 2010). Sollte das Deammonifikationsverfahren erfolgreich im Hauptstrom implementierbar sein, kann mit einer (theoretischen) Verringerung des Energiebedarfs von 75% für die Stickstoffelimination und somit eine wesentliche Reduktion des Energiebedarfs der Anlage gerechnet werden.

Wie erste Betriebsergebnisse der ARA Glarnerland in der Schweiz gezeigt haben (100.000 EW, einstufig, ebenfalls Teil des genannten WERF- Projektes), wirkt sich die Hauptstromdeammonifikation auch positiv auf das Absetzverhalten in der Nachklärung aus, was die Energierückgewinnung aus dem im Schlamm gebundenen CSB begünstigt. In Verbindung versprechen die beiden positiven Effekte des Verfahrens (Reduktion Belüftungsaufwand um ca. 20% und eine verbesserte Faulgasausbeute) einen wesentlichen Beitrag zur Energieautarkie von kommunalen Kläranlagen.

Emissionen

Der Ablauf der Nitrifikation und Denitrifikation zur Stickstoffentfernung wird im Allgemeinen stark vereinfacht über die Komponenten Ammonium, Nitrit, Nitrat und Stickstoffgas dargestellt. Es handelt sich dabei aber um eine komplexe Prozesskette, die enzymatisch reguliert wird und je nach Prozessbedingungen beschleunigt, verlangsamt aber auch unterbrochen werden kann. Daraus ergeben sich Zwischenprodukte, von denen flüchtige als gasförmige Emissionen entweichen. Von besonderem Interesse ist dabei das Lachgas N_2O , da es die fast 300-fache Klimawirksamkeit des Kohlendioxids aufweist (IPPC, 2007). Seine Emissionen können



auf allen stickstoffentfernenden Anlagen nachgewiesen werden. Eine aktuelle Studie aus den U.S.A. zeigt allerdings eine weite Streuung der Lachgasemissionen. Ahn et al. (2010) verweisen auf einen beobachteten Emissionsbereich von 0,01 bis 1,8 % der Zulaufkraft als Lachgas. Von der IPCC (2007) wird für kommunale Kläranlagen ein Wert von 0,5 % angenommen. Messungen von österreichischen Anlagen waren vor dieser Studie nicht vorhanden. Sonderverfahren der Stickstoffentfernung wie Nitrifikation/ Denitrifikation aber auch die Deammonifikation über Anammox stehen im Verdacht, signifikant höhere Anteile an Lachgas freizusetzen. Vor allem bei zweistufigen Anlagen im Teilstrom wurden Anteile von bis zu 15 % gemessen (Kampscheur et al., 2008). 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). Regelungstechnische Auswirkungen auf die Emissionen sind bisher noch nicht zweifelsfrei nachgewiesen, da der Entstehungsprozess komplex ist und sich schwer einzelnen Regelgrößen zuordnen lässt. Ebenso konnte der Einfluss der Hauptstromdeammonifikation auf die Lachgasemissionen noch nicht abgeschätzt werden, da es dazu bis dato noch keine ausreichenden großtechnischen Untersuchungen gab.

Prozesstechnik

In den letzten 10 Jahren wurde viel Forschung und Entwicklung betrieben, um das Potenzial der neuentdeckten Bakterien optimal zu nutzen und in praktikable Prozessführungen zu gießen. Hinsichtlich der Herstellung des erforderlichen Verhältnisses von Ammonium zu Nitrit kann man zwei übergeordnete Konfigurationen unterscheiden. Zweistufige Verfahren bestehen aus einer Nitrifikationsstufe (aerob) und einer nachfolgenden Anammoxstufe (anaerob, Fux et al., 2002, Gali et al. 2007). Ein Vorteil dieser Konfiguration liegt in der separaten Regelbarkeit der Teilprozesse. Einstufige Verfahren führen die Prozessschritte zeitlich getrennt in einem (SB-) Reaktor durch. Kernpunkt ist hier die alternierende Regelung der aeroben und anaeroben Zustände. Eine Oxidation des gebildeten Nitrits zu Nitrat muss dabei verhindert werden.

Heute gibt es verschiedene (teil)patentierte Verfahren, die sich bei der Reaktorkonfiguration bzw. bei der Prozessregelung unterscheiden:

- SHARON/Anammox: ‚Single reactor for High activity Ammonia Removal Over Nitrite‘: Zweistufig ohne Biomasserückhalt in der Nitrifikation.
- DEMON: ‚pH-controlled deammonification system‘: Einstufig mit pH-Wert-Regelung der Belüftung.
- CANON: ‚Completely Autotrophic Nitrogen removal Over Nitrite‘: einstufig, Biofilmverfahren
- OLAND: ‚Oxygen-limited autotrophic nitrification/denitrification‘: einstufig mit sauerstoffgeführter Belüftung

Auf der ARA Strass des AIZ wird das oben angeführte pH-Wert geregelte DEMON- Verfahren (Wett, 2006) eingesetzt, wodurch die Rückbelastung der Anlage wesentlich vermindert werden konnte. Derzeit sind insgesamt rund 30 Anlagen in Europa für die Behandlung von Prozesswässern aus der Schlammfäulung in Europa in Betrieb (DeClippel et al., in Press) ca. 15 davon sind DEMON- Anlagen. Das zweistufige Verfahren konnte sich gegenüber der einstufigen Variante bisher nicht durchsetzen.

Eine erhöhte Betriebssicherheit der DEMON-Anlage konnte durch zusätzliche Anammoxanreicherung zur bestehenden Sedimentation im SBR mittels eines Zyklons erreicht werden (Wett et al., 2009). Ist der Rückhalt der Anammoxbiomasse auch im Hauptstrom von Kläranlagen technisch gegeben, so ist auch dort der Einsatz möglich. Es ist allerdings zu beachten, dass sich im Hauptstrom die relativ niedrige Abwassertemperatur, erhöhte Verfügbarkeit von organischem Kohlenstoff und Belastungsschwankungen nachteilig auf die Leistung der Anammoxbiomasse auswirken können. Prinzipiell ist die Anwendung in ein-



und zweistufigen Anlagen möglich, zweistufige Anlagen bieten aber aufgrund der engeren C/N – Verhältnisses in der zweiten Stufe bessere Rahmenbedingungen für die Anamnoxbiomasse.



Zielsetzungen

Das Ziel der Untersuchungen war die Analyse des Einflusses einer Hauptstromdeammonifikation auf die flüssigen und gasförmigen Emissionen bei einer kommunalen Kläranlage. Dabei sollte das Potenzial des Verfahrens (Energieeinsparungen) den Auswirkungen auf die Reinigungsleistung und den klimarelevanten Emissionen gegenübergestellt werden. Auf dieser Grundlage sollte eine Bewertung der Anwendbarkeit auf andere österreichische Anlagen erstellt werden. Die detaillierten Projektziele waren:

- Quantifizierung der klimarelevanten Emissionen vor der Implementierung der Hauptstromdeammonifikation auf der Verbandsanlage des AIZ Strass.
- Monitoring der Einfahrphase der Hauptstrom- Deammonifikation.
- Quantifizierung der klimarelevanten Emissionen im Normalbetrieb der Hauptstromdeammonifikation.
- Analyse von Einflüssen durch Änderung der Belastungs- und Betriebszustände sowie der Regelstrategie.
- Bewertung der Einflüsse auf Stickstoffentfernung und Energiebilanz.
- Potenzialabschätzung und Bewertung für die Anwendung in Österreich.

Grundlagen und Untersuchungen

Die Untersuchungen basieren auf der Durchführung und Auswertung von Messungen auf der Verbandskläranlage Strass des Abwasserverbands Achental- Inntal – Zillertal (AIZ) auf der die Deammonifikation schon seit einigen Jahren als Prozesswasserbehandlung betrieben wird. Die Umsetzung der Hauptstromdeammonifikation wurde im Rahmen eines übergeordneten Projektes der amerikanischen ‚Water Environment Research Foundation (WERF)‘ auf dieser Anlage durchgeführt.

Verbandskläranlage Strass im Zillertal

Beschreibung der Anlage

Die Verbandskläranlage des AIZ behandelt die Abwässer von 31 Gemeinden in den touristisch stark frequentierten Gebieten des Achentals, Inntals und Zillertals (Abbildung 1). Im Zusammenhang mit dem Tourismus ergibt sich eine im Jahresverlauf schwankende Zulaufbelastung mit Höhepunkt in der Hauptsaison des Winters. Erschwerend wirken sich dabei die niedrigeren Abwassertemperaturen bei gleichzeitig hoher Last in dieser Periode aus. Die Abwasserreinigungsanlage ist eine zweistufige Belebungsanlage mit einer Ausbaugröße von 167.000 EW (A/B-Verfahren, Wett et al., 2007; Abbildung 2). Die erste biologische Stufe ist eine Hochlaststufe mit einer hydraulischen Aufenthaltszeit von $HRT=30$ min und einem Schlammalter von $SRT=0,5$ d. In dieser Stufe kann mit einer Elimination von ca. 50-60 % des CSB gerechnet werden, wobei dieser hauptsächlich im Schlamm gebunden wird und daher nicht großteils als CO_2 entweicht. Eine Entfernung von Stickstoff und Phosphor erfolgt hier ebenfalls nur durch die Einlagerung in die Biomasse. Diese betragen jeweils ca. 25%. Ursprünglich waren zwei parallele Straßen dieser Hochlastbiologie vorgesehen, eine davon wurde aber stillgelegt und dieser Teil zur Prozesswasserbehandlung umgebaut. Alle Anlagenteile vor der Zwischenklärung sind eingehaust und die Abluft wird über einen Biofilter gereinigt.



Abbildung 1: Verbandsgebiet des AIZ.

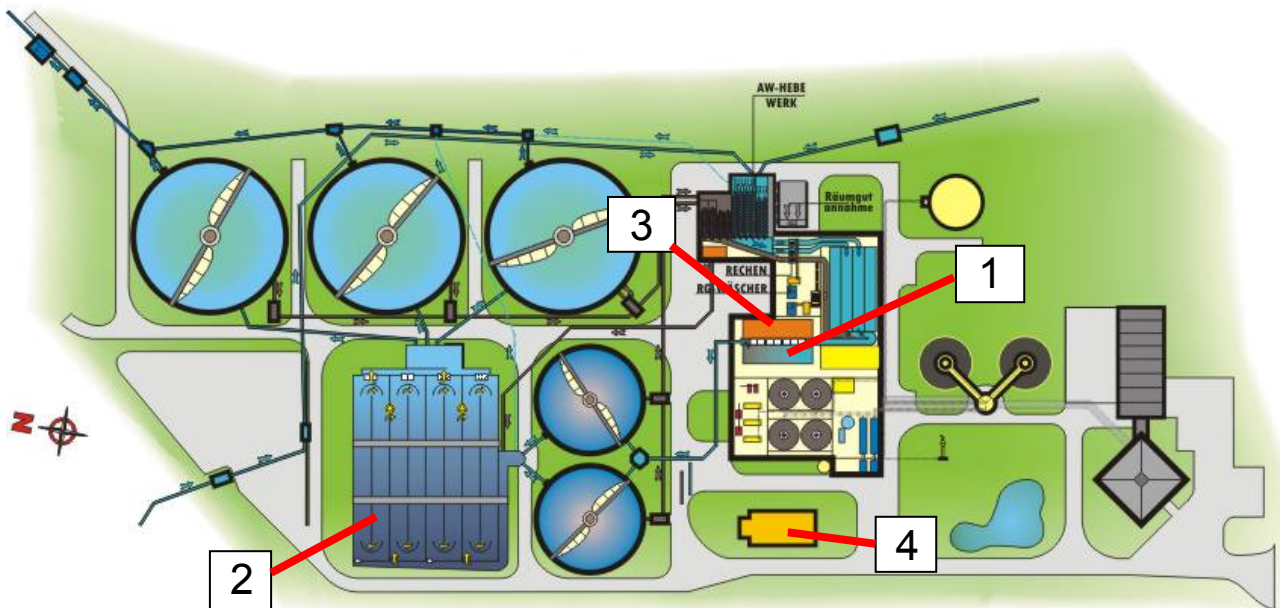


Abbildung 2: Übersicht ARA Strass mit Kennzeichnung der relevanten Anlagenteile für die Messungen der gasförmigen Emissionen: Hochlastbiologie (1), Schwachlastbiologie (2), Prozesswasserbehandlung (3) und Biofilter (4).

Nach einer Zwischenklärung folgt eine Schwachlastbiologie mit einem Schlammalter von $SRT = 10$ d. Um eine optimale Ablaufqualität zu erhalten und eine Überbelüftung zu vermeiden, wird die Belüftung der Schwachlastbiologie abhängig vom gelösten Sauerstoff in der Belebung und dem Ablaufammonium geregelt. Die Umlaufbecken der Schwachlast können als vier parallele Straßen mit Simultandenitrifikation betrieben werden, im Normalbetrieb werden allerdings jeweils zwei als eine Linie mit vorgeschalteter Denitrifikation und internem Schlammrücklauf gefahren.

Die Anlage verfügt über eine mesophile Faulung, die mit Schlämmen aus der Zwischen- und Nachklärung beschickt werden. Hinzu kommt noch die Faulung von Ko-Substraten, die von Externen übernommen werden. Anfallende Prozesswässer aus der Schlammbehandlung wurden ursprünglich in einer Nitritations-Denitritionsanlage behandelt. Diese wurde nach einem Versuchsbetrieb im Jahr 2004 (Wett, 2006) durch eine Deammonifikationsanlage (DEMON-Verfahren) ersetzt. Im Zusammenhang mit den Belastungsspitzen im Winter kommt der Reduktion der Rückbelastung durch die Prozesswasserbehandlung besondere Bedeutung zu.

Prozessführung

In Abbildung 3 sind die Varianten der Prozessführung, die auf der Anlage betrieben worden sind, in einem Schema dargestellt. Nach der Umstellung der Prozesswasserbehandlung von Nitritation/Denitritation (Variante A) auf das DEMON-Verfahren stellt die Variante B den Normalbetrieb dar. Variante C beschreibt die zusätzliche Hauptstromdeammonifikation wie sie im Rahmen des Projektes untersucht wurde. Die Nitritation/ Denitritation (A) zur Prozesswasserbehandlung unterscheidet sich von der Deammonifikation (B) vor allem durch die Notwendigkeit der Kohlenstoffzufuhr aus der Vorklärung. Für die Implementierung der Hauptstromdeammonifikation musste die langsam wachsende Anammoxbiomasse im System gehalten werden. Dafür können Hydrozyklone verwendet werden, die das höhere spezifische Gewicht der Anammoxgranulen nutzen, um sie vom Überschussschlamm abzutrennen. Somit können unterschiedliche Schlammalter in der Schwachlastbiologie gefahren werden (Abbildung 14).

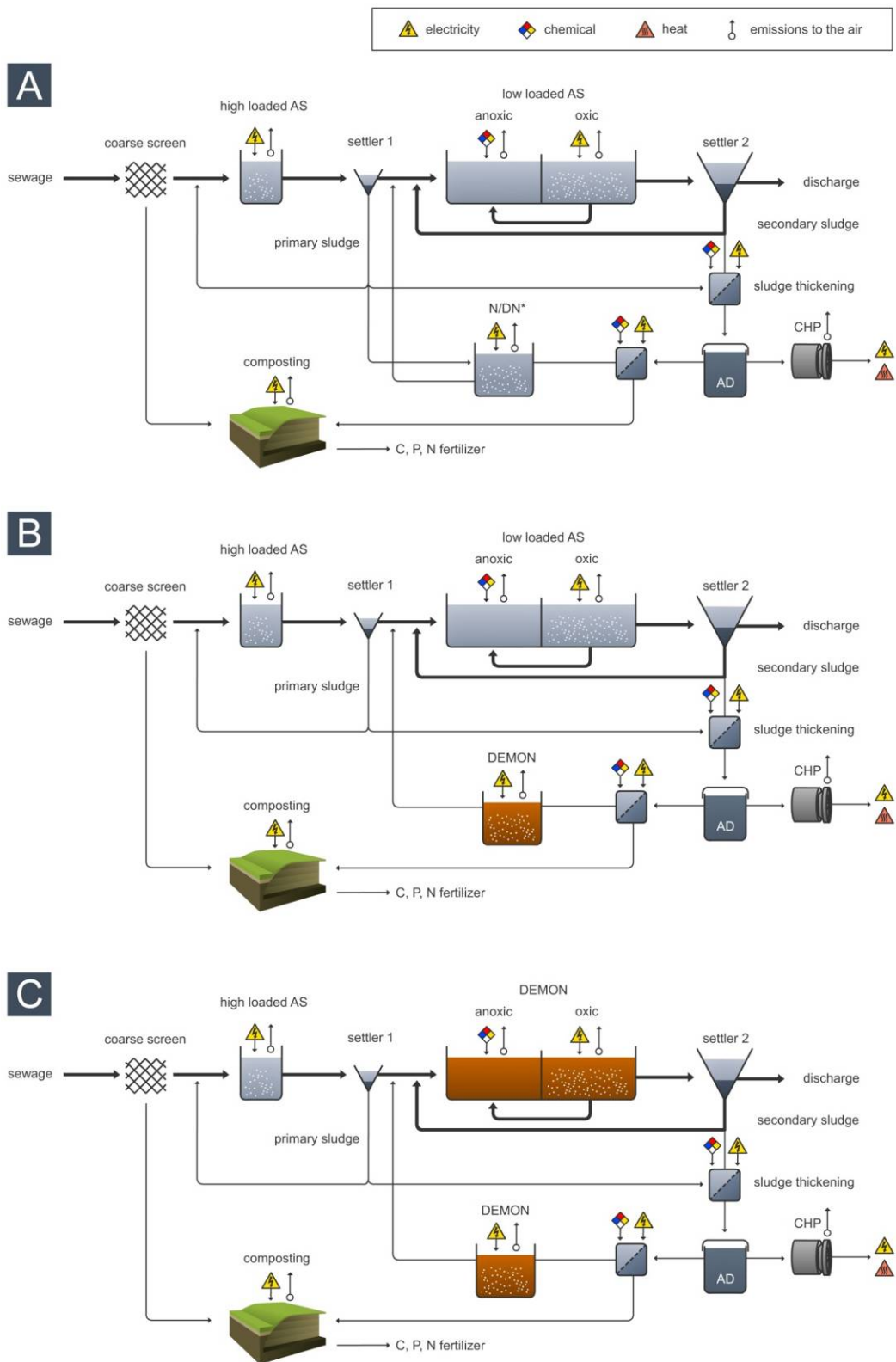


Abbildung 3: Prozessschema der Varianten der Prozessführung auf der ARA Strass: A: alte Variante mit Nitritation/ Denitritation zur Prozesswasserbehandlung, B: Betrieb seit 2004 mit Deammonifikation (DEMON – Verfahren) zur Prozesswasserbehandlung, C: zusätzlich mit Hauptstromdeammonifikation.

Prozessrelevante Verfahrensgrundlagen

Verfahren

Ausgehend von der herkömmlichen Verfahrensweise der Nitrifikation/ Denitrifikation sind die Stickstoffflüsse in der Abbildung 4 vereinfacht dargestellt. Der für die Gesamtbelastung relevante Anteil der Rückbelastung (hier sind ca. 15% angegeben) wird deutlich.

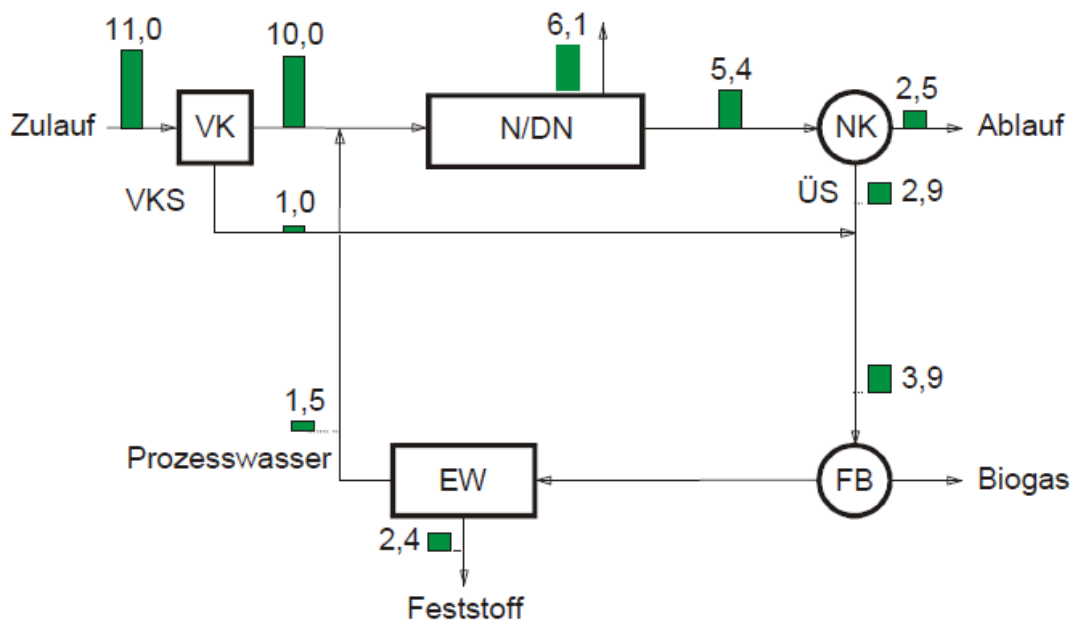


Abbildung 4: Beispielhafte Stickstoffbilanz für eine kommunale Kläranlage [in g N/(E.d)] (VK: Vorklärung; N/DN: Nitrifikation/Denitrifikation; NK: Nachklärung; FB: Faulung; EW: Entwässerung) (Quelle: DWA Arbeitsgruppe AK 1.3, 2005)

Als erste Verfahrensstufe der Deammonifikation erfolgt der partielle Umsatz des vorliegenden Ammoniums zu Nitrit, dann die gemeinsame Umsetzung zu Stickstoff (und zu einem geringen Anteil zu Nitrat). Dabei reduziert sich wie in Abbildung 5 ersichtlich der Bedarf an Sauerstoff um 60% und die Produktion an Biomasse um ca. 85%. Es ist kein organischer Kohlenstoff wie bei der Denitrifikation mehr nötig (Fux et al., 2002).

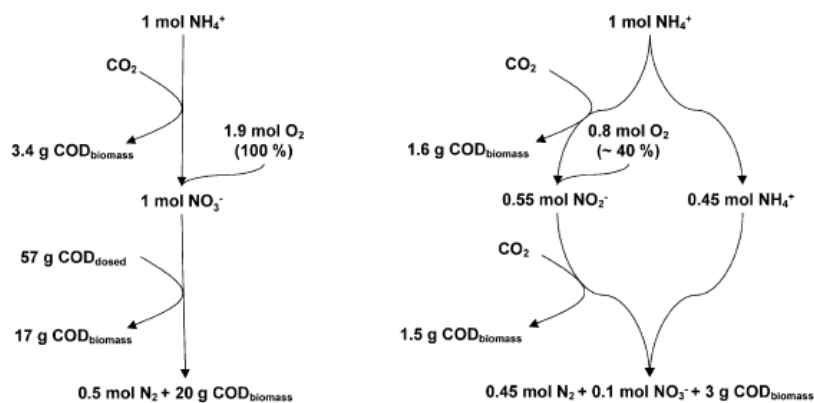
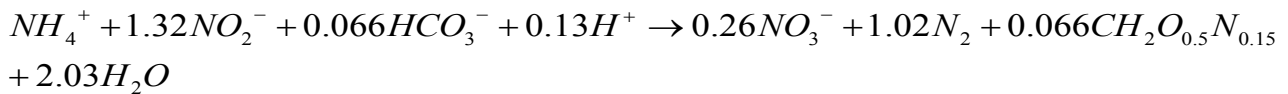


Abbildung 5: Vergleich der herkömmlichen Nitrifikation/Denitrifikation mit Nitritation/Anammox hinsichtlich Bedarf an Substraten und Sauerstoff (Fux et al., 2002).

Die Effizienz des Stickstoffumsatzes hängt vom Verhältnis von Ammonium zu Nitrit ab. Der Stoffumsatz dieser Bakterien kann wie folgt dargestellt werden (Fux et al., 2002):



Da es sich sowohl bei den Ammoniumoxidierern als auch bei den Anammoxbakterien um autotrophe Spezies handelt, ist auch die Versorgung mit ausreichender Alkalinität wichtig. Bei der Prozesswasserbehandlung müssen hohe Ammoniumfrachten umgesetzt werden, es kann daher ein zusätzlicher Bedarf an Alkalinität erforderlich sein. Wett und Rauch (2003) haben diesem Umstand ein monodkinetisches Modell zugrunde gelegt, das eine erste Abschätzung der erforderlichen Alkalinität für die Nitritation im Vorfeld einer Pilotierung erlaubt.

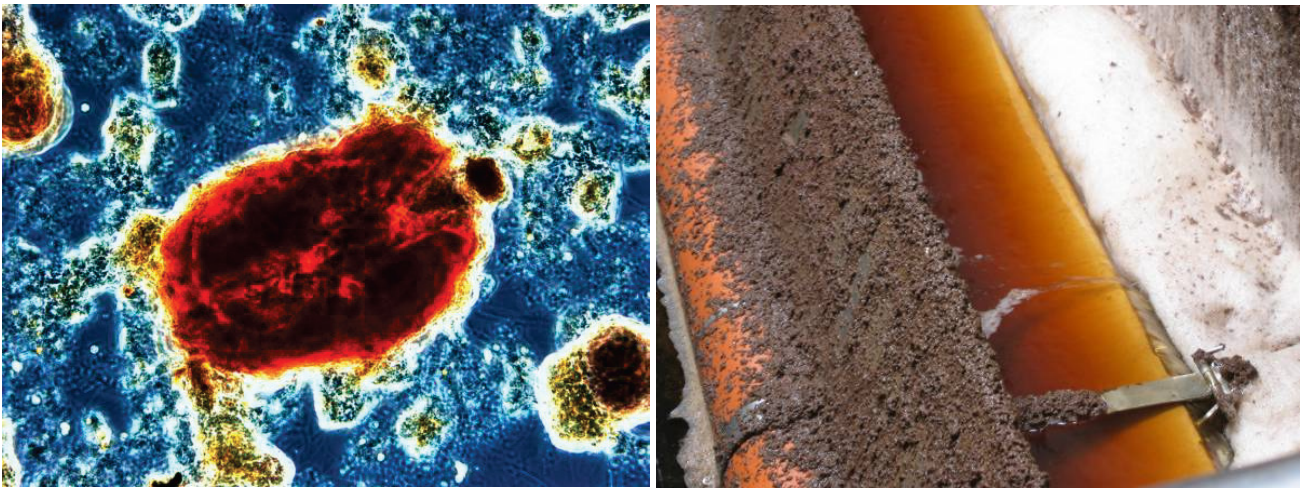


Abbildung 6: Charakteristische rote Färbung der Anammoxgranulen (links, Quelle: Universität Innsbruck). Belebtschlamm aus Anammoxbiomasse bei der Prozesswasserbehandlungsanlage (rechts).

Abbildung 6 zeigt die charakteristische Form der Anammoxbiomasse als Granulen und deren rote Färbung, die auch im Reaktor deutlich zu erkennen ist. In der folgenden Tabelle sind die wichtigsten kinetischen Parameter der beteiligten Bakterienspezies verglichen (Tabelle 1). Bei Raumtemperatur wachsen die Anammoxbakterien lediglich mit einem Zehntel der Geschwindigkeit der Ammoniumoxidierer.

Tabelle 1: Übersicht über die kinetischen Parameter der Hauptbakterienspezies in der Biologie.

Spezies	Substrat	Halbsättigung mg/L (20°C)	Wachstum 1/d (20°C)	Quelle
Heterotrophe	Organischer Kohlenstoff	5 (CSB)	4,6	Bornemann et al., 1998
Autotrophe				
Nitrosomonas	Bikarbonat	—	1,0	Wett und Rauch, 2003
	Ammonium	1,1 (N)		
Nitrobacter	Bikarbonat	50 (C)	1,3	Wett und Rauch, 2003
	Nitrit	2,8 (HNO ₂ -N)		
Anammox	Nitrit	1 (N)	0,1	Jones et al., 2007
	Ammonium	2 (N)		

Entstehung von Treibhausgasen

Der Umsatz von Ammonium im Abwasser wird der Gruppe der Ammoniumoxidierer (AOBs-Ammonia Oxidizing Biomass) zugeschrieben. Diese sind wie in der Tabelle 1 dargestellt eine autotrophe Bakteriengruppen und setzen Ammonium unter Sauerstoffaufnahme zu Nitrit um. Bei der konventionellen Verfahrensführung der Nitrifikation-Denitrifikation (Stand der Technik) wird das produzierte Nitrit durch die sogenannten Nitritoxidierer (NOBs- Nitrite Oxidizing Biomass) weiter unter Sauerstoffaufnahme in Nitrat umgewandelt. Darauf folgend wird das Nitrat von heterotrophen Bakterien (denitrifying heterotrophic organisms, DHO) unter anoxischen Verhältnissen (ohne Vorhandensein von gelöstem Sauerstoff) und Aufnahme von organischem Kohlenstoff reduziert und entweicht letztendlich als inertes Stickstoffgas (N_2).

In der Abbildung 7 ist die Beteiligung der drei Bakteriengruppen an den Umsetzungsprozessen dargestellt. Neben den oben genannten Hauptprodukten Nitrit und Nitrat werden auch Zwischenprodukte gebildet, die gasförmig entweichen können (Lachgas, Stickstoffmonoxid NO und Stickstoffdioxid NO_2). Wichtig ist, dass Lachgas sowohl über die AOB als auch über DHO freigesetzt werden kann. Trotz dieses Umstands wird allgemein angenommen, dass der Hauptteil der Emissionen durch AOB verursacht wird (Kim et al., 2010; Wunderlin et al., 2012).

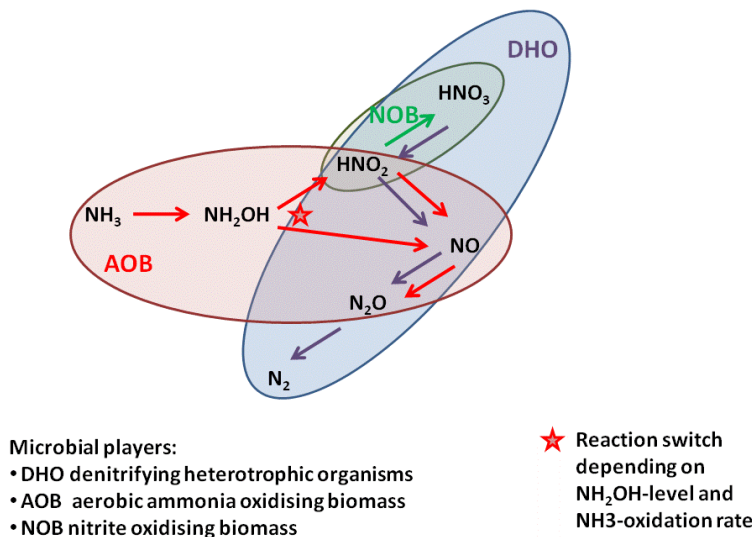


Abbildung 7: Vereinfachte Übersicht über die beteiligten Bakteriengruppen bei Stickstoffumsetzung über Nitrifikation/Denitrifikation und die Entstehung von Zwischenprodukten (NO , N_2O).

Messungen hoher Emissionen bei Hochlastnitrifikation ohne relevante Denitrifikation untermauern diese Annahme. Das Schema in Abbildung 7 soll auch die Funktion von Hydroxylamin (NH_2OH) veranschaulichen, von dem angenommen wird, als Reaktionsmediator eine wichtige Rolle zu spielen. Es soll je nach den vorliegenden Bedingungen (v.a. Konzentrationen von Nitrit, Ammonium und Sauerstoff) die Lachgasproduktion beeinflussen. Wie dieser Zusammenhang regelungstechnisch genutzt werden kann, ist bis dato unklar. Sin et al. (2008) geben einen Überblick über den Stand der Konzepte der Modellierung von Nitrit in der Abwasserreinigung. Es bedarf weiterer mikrobiologischer Kenntnisse, um die gasförmigen Produkte modelltechnisch richtig erfassen zu können.

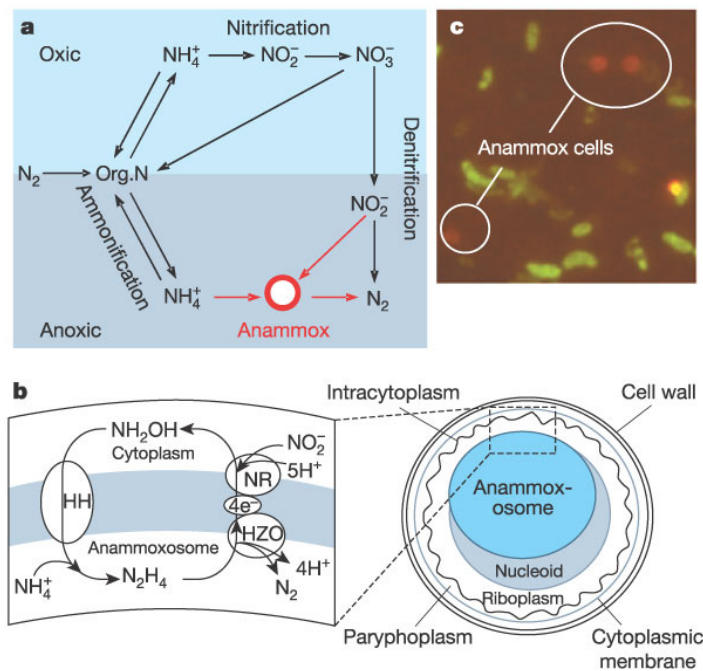


Abbildung 8: Stellung der Anaeroben Ammonium Oxidation (Anammox) in der Stickstoffumsetzung mit Darstellung von Transport und Umsetzung im Bereich der Zellwand (Quelle: Nature Vol. 422, 10).

Mehr oder weniger bestätigt ist, dass die Konzentration von Nitrit (eigentlich HNO_2) die Höhe der Lachgasemissionen beeinflusst. Hohe Nitritkonzentrationen bewirken tendenziell höhere Lachgasemissionen. Auf diesen Zusammenhang wurde schon von Colliver und Stephenson (2000) hingewiesen und hat sich auch bei eigenen Messungen an der Teilstromreinigung in Strass bestätigt. Weiters wird vermutet, dass wechselnde Bedingungen (z.B. von anoxisch zu aerob - „transient conditions“) einen Einfluss auf die Emissionsraten haben (Yu et al., 2010). Folglich wären geringe Sauerstoffniveaus, die eine vollständige Nitrifikation verhindern und wechselnde Sauerstoffverhältnisse (z.B. intermittierende Belüftung) anfällige für erhöhte Emissionen.

Aus der anaeroben Deammonifikation, dem zweiten Schritt im System, sind keine Lachgasemissionen zu erwarten. In der Abbildung 8 ist die Stellung der Deammonifikation mittels Anammoxbakterien gezeigt. Hydroxylamin ist wieder bei der Umsetzung beteiligt. Zusammenfassend bleibt die Frage, wie sich eine Umstellung von herkömmlicher Nitrifikation-Denitrifikation auf die Deammonifikation auf die Lachgasproduktion auswirkt:

- Erhöhen sich die Emissionen durch die Förderung der AOB gegenüber den NOB?
- Werden wie erwartet erhöhte Nitritkonzentrationen mit erhöhten Lachgasemissionen einhergehen?
- Wie werden die Emissionen durch geänderte Betriebseinstellungen beeinflusst?

Untersuchungen auf der Kläranlage Strass

Die durchgeführten Untersuchungen beruhen auf der Erstellung von Stoffstrom und Energiebilanzen mithilfe von eigenen Messungen, Betriebsdaten sowie Abschätzungen wo notwendig. Für die Bewertung der Klimarelevanz wurden die gasförmigen Zwischenprodukte der Stickstoffumsetzung direkt und kontinuierlich bei den verschiedenen Prozessschritten der Kläranlage gemessen. Zusätzlich wurden Messungen und Analysen in der flüssigen Phase herangezogen. Um ein Gesamtbild zu erhalten, wurden die Messungen bei allen biologischen Prozessschritten der Anlage durchgeführt.

Messaufbau

In Abbildung 11 ist das Messprinzip zur kontinuierlichen Erfassung der gasförmigen Emissionen dargestellt. Zu sehen ist die kontinuierlich durchströmte Messhaube (Lindvall Gas Hood), mit deren Hilfe es möglich ist, sowohl in belüfteten als auch nicht belüfteten Anlagenteilen die Emissionen von N_2O , NO , NO_2 , CH_4 und CO_2 zu messen. Die Haube schwimmt mit Seilen fixiert im Reaktor und ist mit den Onlineanalysatoren verbunden. Sie erfasst die Abluft von genau 1 m^2 Reaktoroberfläche. Mittels Gebläse wird ein kontinuierlicher Luftstrom erzeugt, in dem die Gaskonzentrationen gemessen werden. Eine kontinuierliche Messung der Durchströmungsgeschwindigkeit ermöglicht zusammen mit den Konzentrationen die Ermittlung der emittierten Frachten. Diese Methode wird von Desloover et al. (2011) noch näher beschrieben. Aktuelle Information über klimarelevante Emissionen von konventionellen Kläranlagen liegen v.a. aus den U.S.A. vor (Ahn et al., 2010). Die angewandte Messmethode entspricht bis auf die Ermittlung des Gasdurchflusses der in den U.S.A. angewandten Methodik von Chandran (2009) und die Ergebnisse können daher ohne weiteres verglichen werden. Während Chandran (2009) den Gasdurchfluss durch die Verdünnung von definiertem Messgas ermittelt, wurde bei den vorliegenden Untersuchungen eine kontinuierliche Abluftstrommessung mittels Hitzedrahtanemometer angewandt.

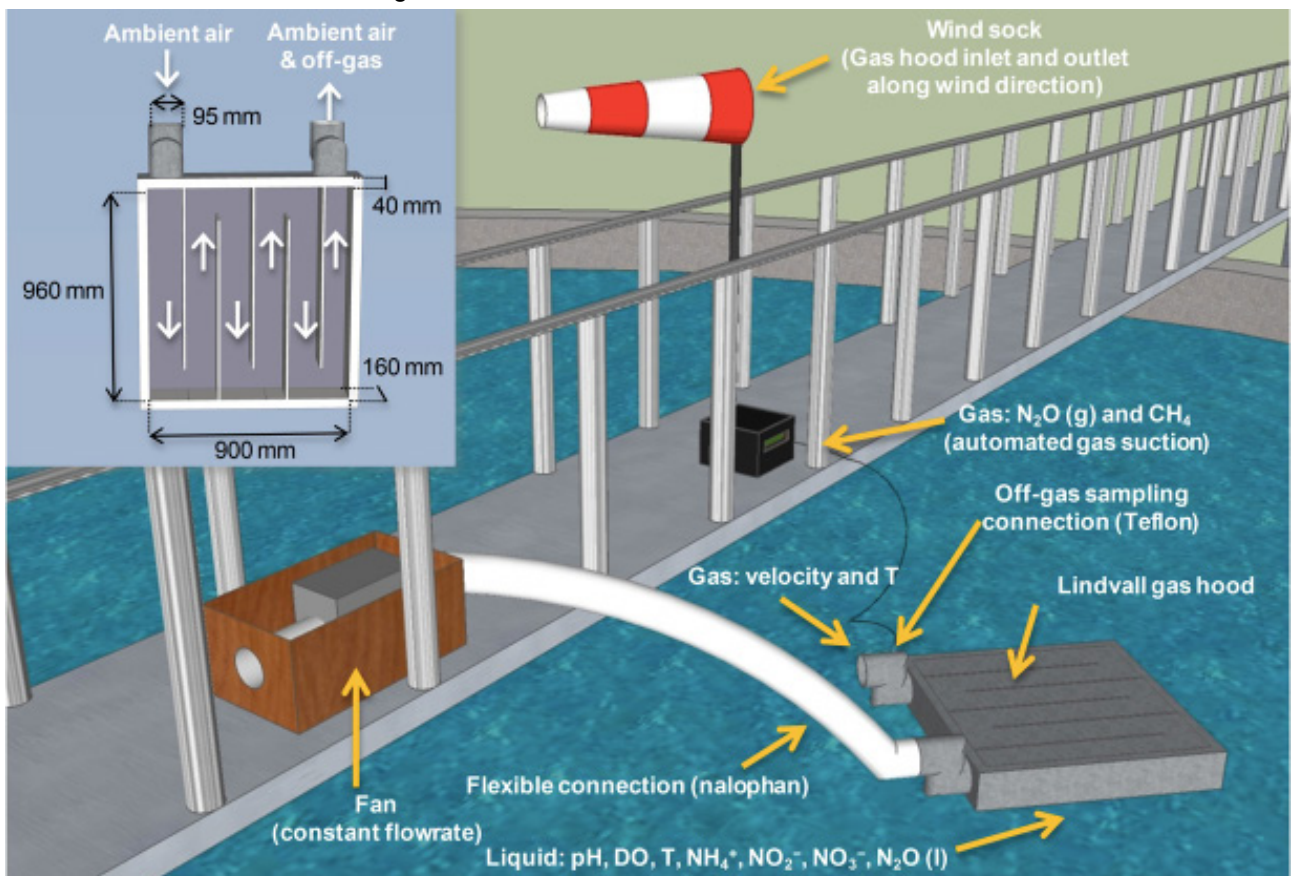


Abbildung 9: Messung der gasförmigen Emissionen mittels Lindvall – Gashaube.

Da aufgrund der starken Schaumbildung bei der Prozesswasserbehandlung ein Einsatz der Messhaube nicht möglich ist (Verstopfungsgefahr), wurde dort ein 3 m hoher Messzylinder verwendet, der sich schon bei vorhergehenden Messungen bewährt hat. Die Details zu diesem Messaufbau können in Weissenbacher et al. (2010) gefunden werden. Außer der unterschiedlichen Geometrie gleichen sich aber beide Messaufbauten.



Abbildung 10: Abluftmessung mit Messhaube bei der Schwachlastbiologie (belüfteter Teil, links) und mit Messzylinder bei der Prozesswasserbehandlung (Schaumbildung bei Belüftung, rechts).

Messkampagnen und Parameter

Zur Erfassung des Ausgangszustandes, der Übergangs- bzw. Einfahrphase und der stabilen Deammonifikation im Hauptstrom war jeweils eine Messkampagne vorgesehen. Die Messkampagnen erstreckten sich jeweils ca. über eine Arbeitswoche und umfassten jeweils kontinuierliche Messungen bei folgenden Prozessstufen (Ziffern in Klammer beziehen sich auf die gekennzeichneten Anlagenbereiche in Abbildung 2):

- Hochlastbiologie(1): 1 Tag
- Schwachlastbiologie (2): 2-3 Tage
- Deammonifikation der Prozesswasserbehandlung (3): 1 Tag
- Abluft des Biofilters der eingehausten Anlagenteile (4): 1 Tag

Zur Untersuchung von speziellen Betriebszuständen wurde noch eine zusätzliche Messkampagne anberaumt. Insgesamt wurden letztendlich daher vier Messkampagnen in folgenden Zeiträumen durchgeführt:

- April 2011: Ausgangszustand
- Juli 2011: Übergangsphase (Einfahren)
- November 2011: Deammonifikationsbetrieb
- April 2012: Deammonifikationsbetrieb und Betriebseinstellungen

Zu den qualitativen Parametern der Messkampagne kommen noch die betrieblich erfassten und im Rahmen von intensivierter Beprobung erfassten Parameter der flüssigen Phase (Tabelle 2). Betrieblich erfasste Parameter wurden aus den Aufzeichnungen der Steuerzentrale exportiert, bzw. aus anderen Betriebsaufzeichnungen übernommen. Um die Probenahme bei den Messstellen und den vorgelagerten Zuläufen zu vereinfachen und auch in der Nacht zu ermöglichen, wurden jeweils zwei automatische Probenehmer eingesetzt.

Tabelle 2: Übersicht über die erfassten Parameter.

Parameter	Medium	Typ	Messtellen
N_2O	gasförmig	kontinuierlich	Prozessstufen (Messkampagne)
NO	gasförmig	kontinuierlich	Prozessstufen (Messkampagne)
NO_2	gasförmig	kontinuierlich	Prozessstufen (Messkampagne)
CH_4	gasförmig	kontinuierlich	Prozessstufen (Messkampagne)
CO_2	gasförmig	kontinuierlich	Prozessstufen (Messkampagne)
pH	flüssig	kontinuierlich	Prozessstufen
Sauerstoff	flüssig	kontinuierlich	Prozessstufen
CSB, BSB	flüssig	Einzelbeprobung	Prozessstufen, Zulauf/Ablauf
Alkalinität	flüssig	Einzelbeprobung	Prozessstufen, Zulauf/Ablauf
NO_3^-	flüssig	Einzelbeprobung	Prozessstufen, Zulauf/Ablauf
NH_4^+	flüssig	Einzelbeprobung	Prozessstufen, Zulauf/Ablauf
NO_2^-	flüssig	Einzelbeprobung	Prozessstufen, Zulauf/Ablauf
N_2O	flüssig	Einzelbeprobung	Prozessstufen (Messkampagne)
TKN	flüssig	Einzelbeprobung	Prozessstufen, Zulauf/Ablauf
Hydroxylamin	flüssig	Einzelbeprobung	Prozessstufen (Messkampagne)

Die Analysen der oben gelisteten Laborparameter wurden soweit möglich im betriebseigenen Labor vor Ort durchgeführt. Einige Parameter (z.B. N_2O flüssig und Hydroxylamin) wurden am LabMET der Universität Gent, Belgien, analysiert. Nicht sofort bearbeitbare Proben wurden tiefgefroren.

Messtellen

Im Folgenden sind die einzelnen Messtellen im Detail veranschaulicht. Bei der eingehausten Hochlaststufe wurde die Messhaube im Bereich des Beckenauslaufs angebracht (Abbildung 11). Bei darauf folgenden Schwachlastbiologie wurden zwei Messtellen im Bereich der Belüftung und außerhalb der Belüftung für die Nitrifikationsbecken und eine Messtelle im Denitrifikationsbecken eingerichtet (Betrieb mit vorgeschalteter Denitrifikation). Bei Betrieb mit vier parallelen Becken (Simultane Nitritation/Deammonifikation) reduzierten sich daher die Messungen um einen Messtelle im Schwachlastbereich.



Abbildung 11: Abluftmessung bei der Hochlastbiologie. Der Hochlastreaktor befindet sich neben der Prozesswasserbehandlung (links, Hochlast im Hintergrund).

Neben der Messstelle bei der Prozesswasserbehandlung (mit Messzylinder) wurden noch bei Zu- und Ableitung zum Biofilter Messstellen eingerichtet, um eine Gesamtbilanz der Anlage hinsichtlich Energie und Emissionen erstellen zu können.



Abbildung 12: Messstellen in der Schwachlastbiologie: Denitrifikationsbecken (links) und Nitrifikationsbecken mit belüftetem und unbelüftetem Bereich (rechts).

Bei der Messung im Zustrom zum Biofilter (Abluft aus den eingehausten Betriebsbereichen Mechanische Vorreinigung, Starklast, Schlammbehandlung und Prozesswasserbehandlung) wurde die Strömungsgeschwindigkeit im Rohr ermittelt und aus der Rohrmitte die Abluft für die Messung angesaugt (Abbildung 13).



Abbildung 13: Messstellen in der Zuluft zum Biofilter (links) und in der Abluft vom Biofilter (rechts).

Datenauswertung

Emissionen

Für die Ermittlung der Emissionsfrachten aus den Becken wurden die gemessenen Frachten aus der Messhaube bzw. dem Messzylinder anteilig den belüfteten und unbelüfteten Beckenbereichen zugerechnet.

Für die bessere Berücksichtigung der Belüftungszonen in der Schwachlastbiologie wurde

- ein Sauerstoffprofil entlang der Umlaufachse des Beckens erstellt,
- die Strömungsrichtung berücksichtigt,
- und eine identische Anbringung der Messhaube bei allen Messkampagnen durchgeführt.

Die Berechnung der Monatsmittelwerte der Anlagenkennwerte (Tabelle 4) basiert auf der Auswertung der Betriebsdaten aus April bis Juli 2003 für die Konfiguration mit Nitritation-Denitritation als Prozesswasserbehandlung, April 2011 für die Konfiguration vor Implementierung der Hauptstromdeammonifikation und April/Mai 2012 für die Hauptstromdeammonifikation. In den genannten Zeiträumen 2011/2012 wurden wie oben beschrieben auch entsprechende Emissionsmessungen durchgeführt. Für die Abschätzung der gasförmigen Emissionen im ersten Zeitraum 2003 wurden Ergebnisse aus der Literatur von ähnlichen Systemen herangezogen (Desloover et al., 2011).

Lebenszyklusanalyse

Um eine verbesserte Aussage über die Nachhaltigkeit der Hauptstromdeammonifikation im Gesamtsystem treffen zu können, wurde von der Universität Gent eine Lebenszyklusanalyse aller vorhandenen Energie- und Stoffströme berücksichtigt und die Veränderungen nach der Umstellung auf die Hauptstromdeammonifikation dargestellt.

Die wichtigsten Komponenten der Lebenszyklusanalyse sind:

- Direkte Emission von Treibhausgasen
- Verbrauch und Produktion von elektrischer Energie
- Produktion von Klärschlamm
- Verbrauch von Betriebsmittel

Eine umfassende Beschreibung der Methodik ‚Lebenszyklusanalyse‘ kann DeClippleir (2012) entnommen werden. Im vorliegenden Bericht wurden vor allem Ergebnisse der Lebenszyklusanalyse mit direktem Bezug zur Deammonifikation in der Schwachlast herangezogen. Eine wissenschaftliche Veröffentlichung der detaillierten Ergebnisse ist derzeit in Vorbereitung.

Potenzialabschätzung

Als Ausgangspunkt für die Potenzialabschätzung wurden die verfügbaren Daten aus dem Abwasserbenchmarking (ÖWAV Benchmarking, www.abwasserbenchmarking.at) des Jahres 2010 sowie der aktuelle Lagebericht zur Abwasserrichtlinie (Lebensministerium, 2012) herangezogen. Als potenzieller Anwendungsbereich der Hauptstromdeammonifikation wurden vorerst Anlagen der Gruppe 6 des Abwasserbenchmarking (>100.000 EW) angenommen, da bei dieser Größe die Voraussetzungen für eine etwaige Implementierung (Infrastruktur, Ressourcen) am ehesten gegeben sind und die vorhandenen Ergebnisse von einer Anlage dieser Größenordnung stammen, die auch am selben Benchmarking-Programm teilgenommen hat. Nach einer Erhebung von Anzahl der Anlagen in dieser Größenklasse und

einer Ermittlung der Einwohnerwerte bezogen auf die Stickstofffracht im Rohabwasser, wurde aufgrund der ermittelten tatsächlichen Energieeinsparung aus dem Versuchsbetrieb Einsparungspotenzial abgeschätzt. Eine Berücksichtigung der Ein- oder Zweistufigkeit der erhobenen Anlagen wurde nicht durchgeführt.



Ergebnisse

Rahmenbedingungen

Abwasseremissionen

Bei der ARA Strass handelt es sich um eine Anlage der Größenklasse IV, es gelten daher grundsätzlich die folgenden Emissionsgrenzwerte (gem. §1, Abs. 1, 1.AEV für kommunales Abwasser):

- BSB₅ 15 mg/L
- CSB 75 mg/L
- TOC 25 mg/L
- NH₄-N 5 mg/L
- Ges P 1 mg/L

Und folgende Mindestwirkungsgrade bezogen auf die Zulaufkraft:

- BSB₅ 95%
- CSB 85%
- TOC 85%
- Ges. geb. N 70%

Die Emissionswerte gelten bei einer Abwassertemperatur größer als 8 °C im Ablauf der biologischen Stufe. Für das für das Deammonifikationsverfahren relevante Zwischenprodukt Nitrit ist in der Allgemeinen Abwasseremissionsverordnung (BGBl. 186) ein Grenzwert für die Einleitung in ein Fließgewässer von einem 1 mg/L angegeben (Anmerkung: nicht gültig für Abwasser aus Abwasserreinigungsanlagen für Siedlungsgebiete sowie für Einzelobjekte mit Anschlussgrößen über 50 EW₆₀, daher nur als Zusatzinformation zu sehen).

Belastungszustände

Aufgrund der Lage des Einzugsgebietes des Verbandes im Tourismusgebiet ergeben sich saisonbedingte Spitzen besonders im Winter und Perioden mit Schwachlast in den Übergangszeiten von Frühling und Herbst. Im Zeitraum der Messkampagnen konnten folgende organischen Belastungen festgestellt werden (gerundet):

- Messkampagne 1 (April 2011): 115.000 EW₆₀
- Messkampagne 2 (Juli 2011): 125.000 EW₆₀
- Messkampagne 3 (November 2011): 110.000 EW₆₀
- Messkampagne 4 (April 2012): 130.000 EW₆₀

Schlammalter und Trockensubstanzen:

- Messkampagne 1 (April 2011): HB: 0,4 d, TS= 3,1 kg/m³, SB: 13 d, TS= 3,9 kg/m³
- Messkampagne 2 (Juli 2011): HB: 0,3 d, TS= 3,1 kg/m³, SB: 13 d, TS= 3,8 kg/m³
- Messkampagne 3 (November 2011): HB: 0,4 d, TS= 2,5 kg/m³, SB: 13 d, TS= 3,4 kg/m³
- Messkampagne 4 (April 2012): HB: 0,5 d, TS= 3,4 kg/m³, SB: 14 d, TS= 3,9 kg/m³

Implementierung

Adaptierungsmaßnahmen

Wie bereits oben beschrieben zeichnet sich die Anammoxbiomasse durch ein sehr langsames Wachstum im Vergleich mit den sonst vorhandenen heterotrophen und autotrophen Organismen aus. Um diese daher im System halten zu können musste für diese Bakteriengruppe ein längeres Schlammalter ermöglicht werden. Hier ist die Neigung der Anammoxbiomasse zur Bildung von Granulen hilfreich, aufgrund derer die Abtrennung durch den Dichteunterschied ermöglicht wird. In der Abbildung 14 sind die Hydrozyklone am Ablauf der Schwachlastbiologie zu sehen, die den Austrag der Anammoxgranulen in den Überschussschlamm verhindern.



Abbildung 14: Zyklone zur Abtrennung der Anammoxbiomasse aus dem Überschussschlamm.

Im Laufe der Versuchsdauer wurden verschiedene Ausführungen der Hydrozyklone getestet, um eine optimale Abstimmung hinsichtlich Trennleistung und Wartungsaufwand zu finden. Die Verstopfung durch den Eintrag von Feststoffen in das Belebungsbecken ist hierbei das Hauptproblem.

Beimpfung

Zur Beimpfung des Hauptstroms wurde Belebtschlamm aus der Prozesswasserbehandlung herangezogen. Um die Aktivität der Anammoxbiomasse im Hauptstrom zu unterstützen wurde eine regelmäßige Zugabe von Biomasse aus der Prozesswasserbehandlung durchgeführt. Es wurden zwei verschiedene Maßnahmen der Biaugmentierung durchgeführt:

- 1) Semikontinuierliche Impfschlamm dosierung vom Überlauf des DEMON-Zyklons (30-40 m³/d des Überschussschlammes der Prozesswasserbehandlung mit ca. 2 g TSS/L, enthält AOB aber keine NOB)
- 2) Periodischer Transfer von Schlamm direkt aus dem DEMON-Becken (ca. 40 m³/Woche, ca. 2.5 gTSS/L mit angereicherter Anammoxbiomasse)

Versuchsbetrieb

Ab Mitte Juni 2011 wurde die Hauptstromdeammonifikation in der Schwachlastbiologie mit vier parallelen Straßen betrieben. Das Sauerstoffniveau wurde mit dem Ziel der partiellen Nitritation von 2 mg/L auf 0,5 mg/L gesenkt. Diese Betriebsweise wurde bis Mitte Juli beibehalten (Messkampagne 2). Zur verbesserten Regelung der Ammoniumablaufwerte wurde dann auf jeweils zwei Becken in Serie umgestellt, wobei das erste fix mit 0,5 mg/L Sauerstoff betreiben wurde und das zweite mit einer ammoniumgeführten Belüftung. Unter dieser Prozessführung konnte erst wieder ab Ende November eine eindeutige Deammonifikationsaktivität festgestellt werden, mit dem verringerten Schlammalter infolge der saisonalen Belastungserhöhung im Winter kam es zur sprunghaften Änderung des Reaktionsweges über Nitrit. Um kein Risiko in der Hauptsaison im Winter einzugehen, wurde wieder der Sauerstoffsollwert auf 2 mg/L erhöht, der Anammoxbiomasserückhalt aber beibehalten. Diese Änderung hat sich aber (wider Erwarten) nicht nachteilig auf die Deammonifikation ausgewirkt (Abbildung 15).

Anlagenleistung

Während in der Schwachlast vor der Implementierung im Ablauf ein Verhältnis von Nitrat zu Nitrit von über 30 gemessen wurde, hat die Umstellung zu einer Reduktion dieses Verhältnisses bis auf 2 geführt (April 2012)- ein eindeutiger Hinweis auf eine Veränderung des Metabolismus hin zur Nitritation. In der folgenden Tabelle 3 sind die wichtigsten Leistungskennwerte der Anlage vor und nach der Implementierung der Hauptstromdeammonifikation angegeben. Die erhöhte hydraulische Belastung (Fremdwasser, Betriebsprobleme Kanalnetz) während der Deammonifikationsphase 2011/2012 und eine geringere Effektivität der Hochlast (zunehmende Fettproblematik) wirken sich leicht negativ auf die Kohlenstoffentfernung aus.

Tabelle 3: Mittlere Reinigungsleistung der Anlagenteile vor und nach der Implementierung der Hauptstromdeammonifikation.

Anlagenteil/Parameter	Nitrifikation-Denitrifikation	Deammonifikation
Hochlastbiologie		
CSB-Abbau (%)	53	48
Nges- Abbau (%)	21	21
Pges- Abbau (%)	25	30
Schwachlastbiologie		
CSB-Abbau (%)	92	90
Nges- Abbau (%)	77	82
Pges- Abbau (%)	85	92
Faulung		
Zugabe Co-Substrat (%)	44	39
Umsatz in Biogas (% TS)	66	64
Gasausbeute (m ³ /kg TS)	0,283	0,357
Prozesswasserbehandlung		
CSB-Abbau (%)	48	48
Nges- Abbau (%)	88	91

In der Abbildung 15 ist der Verlauf der Stickstoffemissionen grafisch dargestellt. In der ersten Deammonifikationsphase (Mitte Juni bis Mitte August) zeigt sich eine leicht erhöhte Tendenz zur Bildung von

Nitrit, der nach der Änderung der Reaktorkonfiguration bis Ende November wieder auf das Ursprungsniveau nahe 0 mg/L zurückfällt. Die anderen Parameter zeigen vorerst keine auffälligen Unterschiede zum Normalbetrieb. In der zweiten Phase des Deammonifikationsbetriebs (ab Ende November 2011), sanken die Ablaufniveaus von Ammonium und Nitrat, sodass die N-Elimination deutlich verbessert wurde. Der N-Wirkungsgrad im 6-Monatsmittel konnte von 76,7% im Jahr 2011 auf 81,8 % in der zweiten Deammonifikationsphase (2012) gesteigert werden. Allerdings sind die flüssigen Nitritemissionen im Zeitraum einer extremen Belastungsspitze (Hochsaison, Neujahrsspitze, Abbildung 17) unzulässig angestiegen. Im Zeitraum kontinuierlicher Belastung lagen dann aber beide NO_x Fraktionen (Nitrat und Nitrit) wieder im Bereich um 1 mg N/L. In den folgenden Abbildungen sind die Stickstoffparameter und die Abwassertemperaturen dieser zweiten Deammonifikationsphase dem Vergleichszeitraum des Vorjahres gegenübergestellt.

Es zeigt sich, dass die Anlagenbelastung (in EW 60, Abbildung 17) in einem mit dem Vorjahr vergleichbaren Bereich liegt während die Ammoniumzulaufkonzentrationen aufgrund einer erhöhten hydraulischen Belastung an März 2012 etwas geringer ausfallen (betriebliche Gründe im Einzugsgebiet, erhöhter Fremdwasseranfall grundwasserstandbedingt, Abbildung 19). Die Abwassertemperaturen waren ebenfalls durch die hydraulischen Gegebenheiten 2011/2012 leicht niedriger als im Vergleichszeitraum (Abbildung 18).

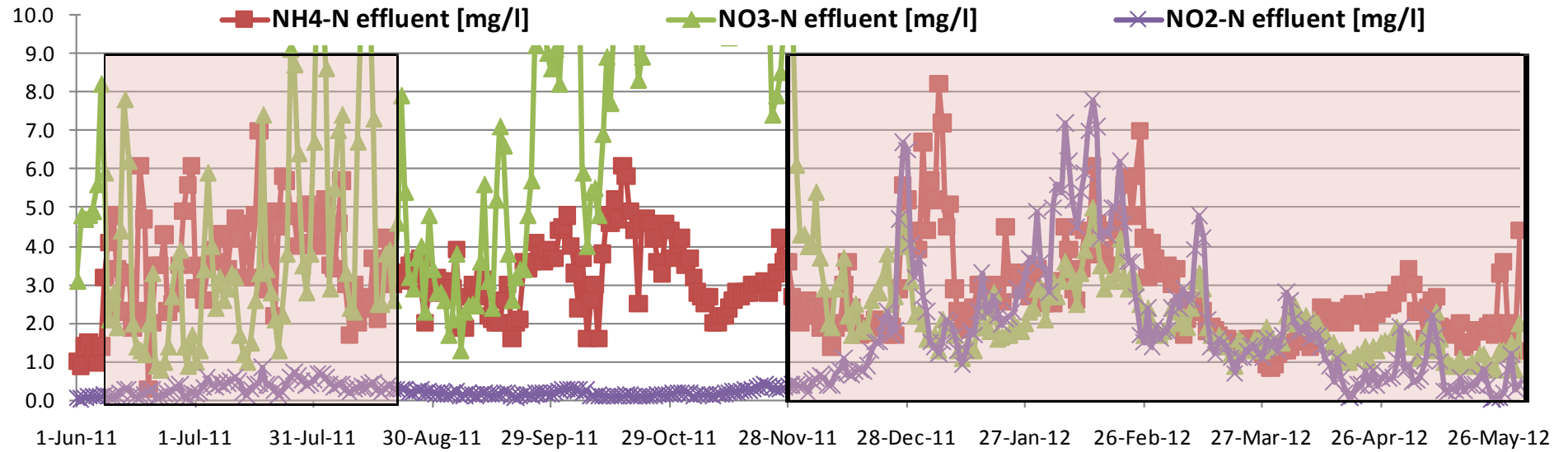


Abbildung 15: Verlauf der Stickstoffemissionen im Ablauf der Anlage. Die Phasen mit Deammonifikationsbetrieb sind farblich unterlegt.

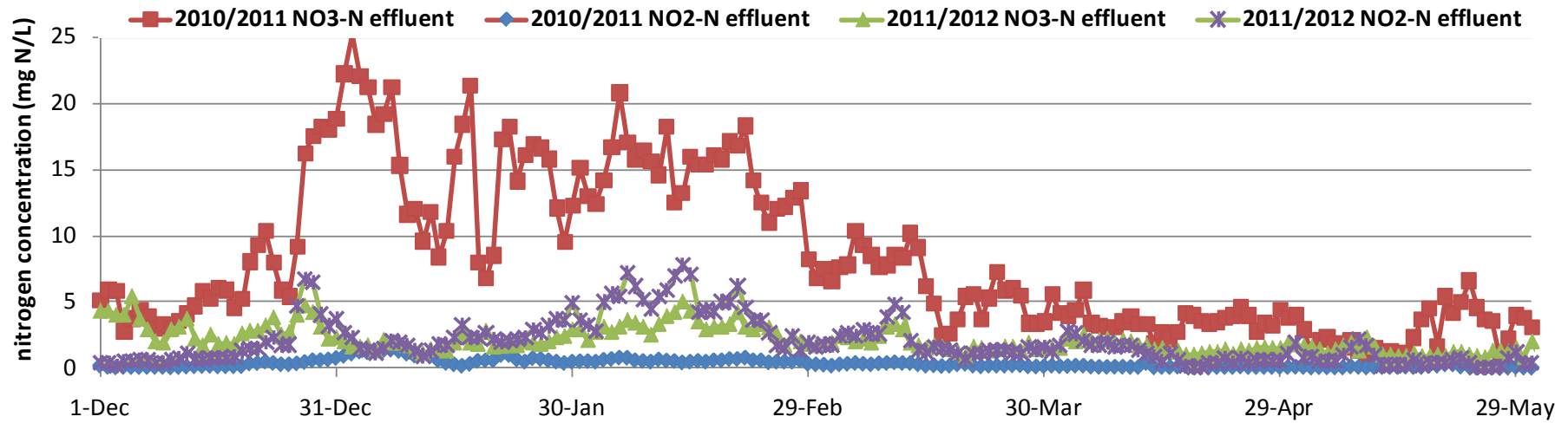


Abbildung 16: Vergleich der Nitrit- und Nitratablaufkonzentrationen während der zweiten Deammonifikationsphase 2011/2012 mit dem Vergleichszeitraum des Vorjahres.

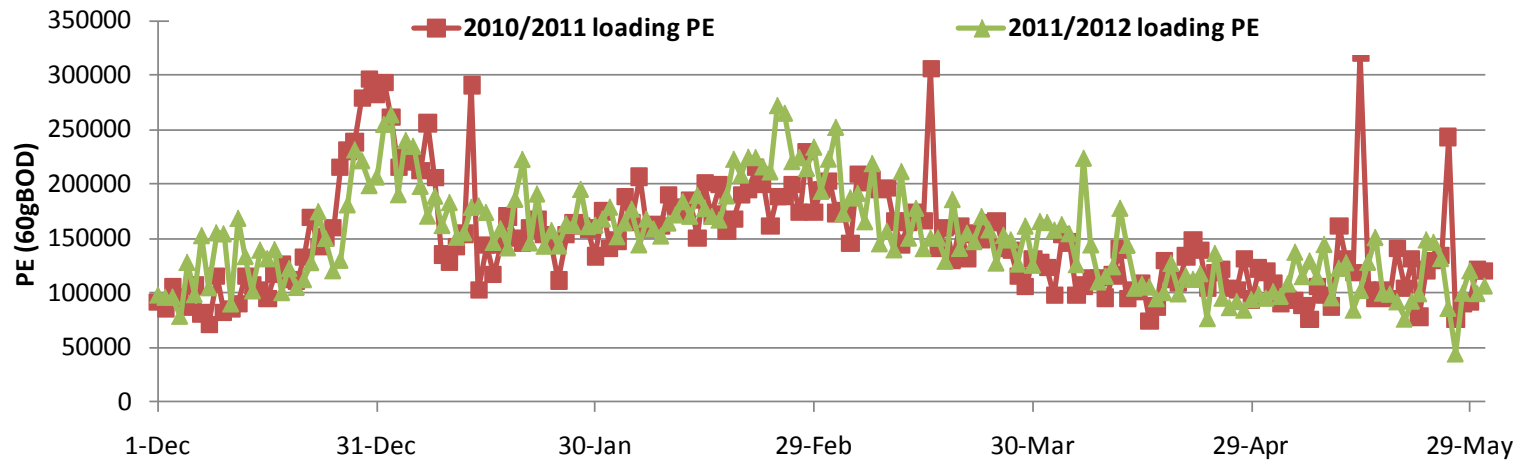


Abbildung 17: Vergleich der Belastungssituation während der zweiten Deammonifikationsphase 2011/2012 mit dem Vergleichszeitraum des Vorjahres.

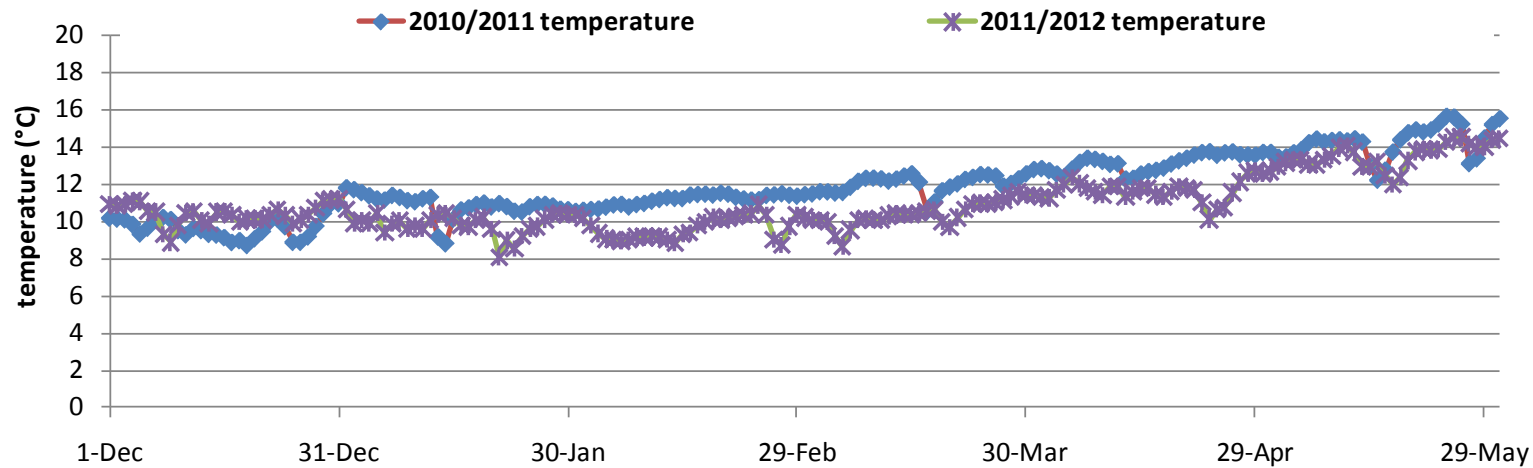


Abbildung 18: Vergleich der Abwassertemperaturen während der zweiten Deammonifikationsphase 2011/2012 mit dem Vergleichszeitraum des Vorjahres.

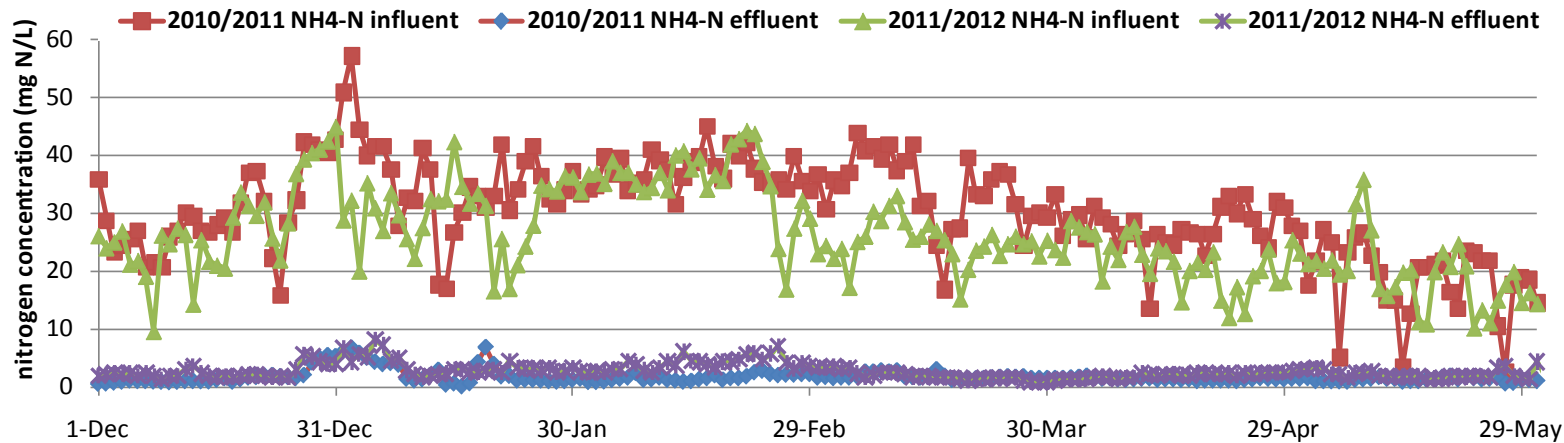


Abbildung 19: Vergleich der Ammoniumzu- und ablauffrachten während der zweiten Deammonifikationsphase 2011/2012 mit dem Vergleichszeitraum des Vorjahres.

Gasförmige Emissionen

In der Literatur ist ein weites Spektrum an berichteten Lachgasemissionen aus verschiedenen Anlagen zu finden, wobei die Höhe der Emissionen von 0,001% bis 15% der Stickstofffracht eher mit der Nitritbildung und den Betriebseinstellungen als mit der Art der Anlage zusammenhängt (Desloover et al., 2011; Chandran et al., 2011, Kampschreur et al., 2009). Bei der ARA Strass sind für die gasförmigen Emissionen der Hauptstrom und die Prozesswasserbehandlung gemeinsam zu betrachten.

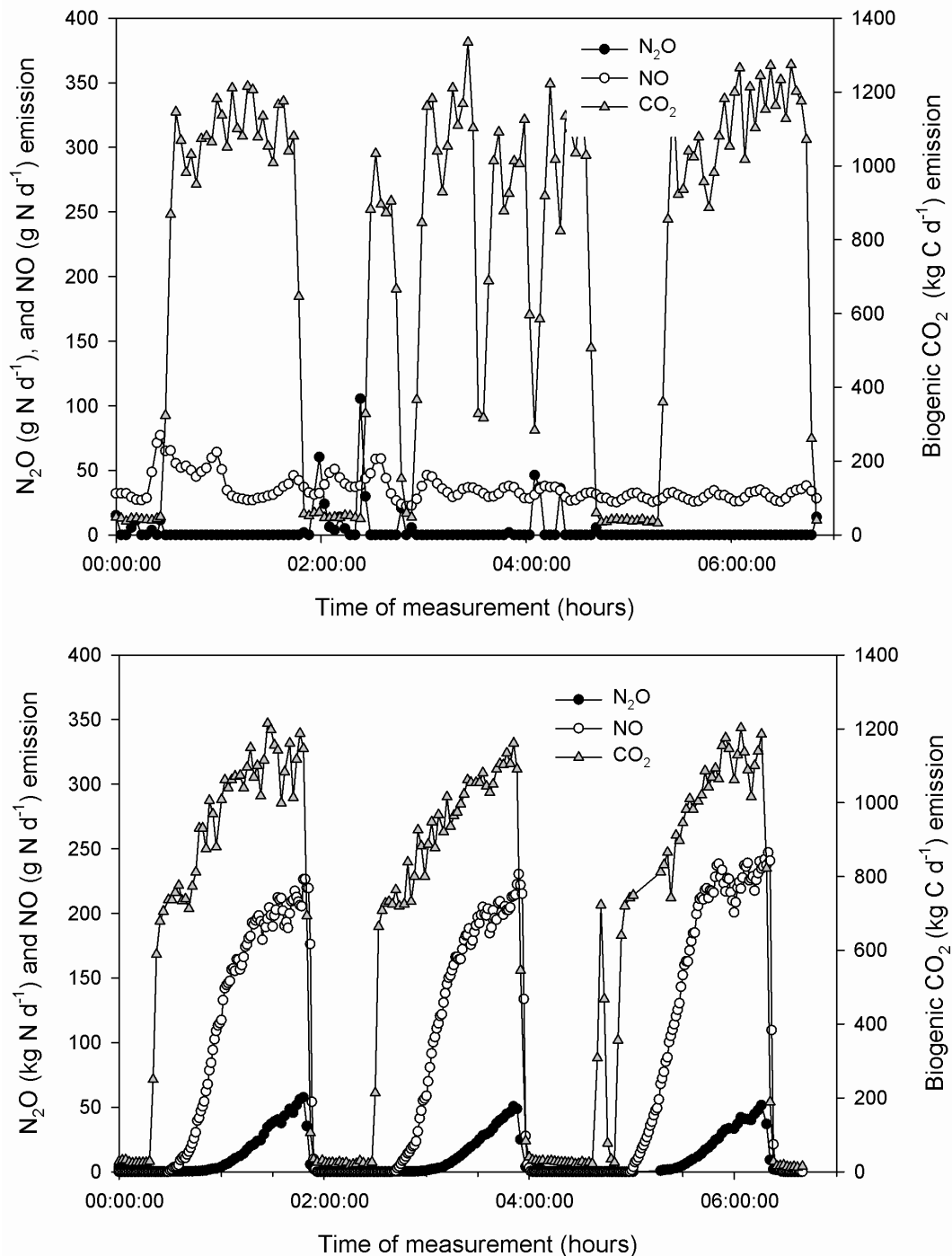


Abbildung 20: Gasförmig Emissionen (Frachten) aus der Schwachlastbiologie vor und während der Hauptstromdeammonifikation. Die Belüftungsphasen sind gut an den Kohlendioxidemissionen zu erkennen.



Die Anlage zeigte vor der Implementierung eine sehr niedrige Lachgasemissionen (nur 0,01% N_2O der Gesamtstickstofffracht aus der Schwachlast) verglichen mit der Deammonifikation der Prozesswässer, die zwischen 1,0-1,3 % der Stickstofffracht aus dem Presswasser als Lachgas freisetzt. Die Prozesswasserbehandlung bringt im Normalbetrieb daher den Hauptteil an der gesamten Lachgasproduktion der Anlage von ca. 0,3 % der Gesamtstickstoffbelastung. Somit liegt die Anlage im Normalbetrieb unter dem Bereich, der von der IPCC (2007) allgemein für kommunale Anlagen angenommen wird.

Im Vergleich zum Ausgangsbetrieb mit herkömmlicher Nitrifikation/Denitrifikation zeigt sich eine wesentliche Beeinflussung des Emissionsverhaltens durch die neue Prozessführung. Während vor der Umstellung praktisch keine Emissionen von Lachgas und sehr geringe Emissionen von NO aus der Schwachlast zu verzeichnen waren, ist es im Zuge der Hauptstromdeammonifikation zu einem ausgeprägten Ganglinien innerhalb der Belüftungsphasen gekommen (Abbildung 20). Sowohl NO als auch N_2O steigen mit zunehmender Belüftungsdauer an und zeigen eine charakteristische Verzögerung ihres Auftretens, während die Kohlendioxidemissionen sofort mit Belüftungsbeginn einsetzen. Dieses Verhalten konnte auch in Laborversuchen nachgewiesen werden und hängt mit den enzymatischen Abläufen im Prozess zusammen (Weissenbacher et al., 2011). Erst nach erfolgter Nitritbildung, waren die weiteren Zwischenprodukte NO und N_2O in der Abluft mit ansteigender Konzentration messbar (vgl. Abbildung 7). Unter herkömmlicher Nitrifikation-Denitrifikation waren die Niveaus der Lachgasemissionen aus den Nitrifikationsbecken und den Denitrifikationsbecken vergleichbar gering.

Diese wesentlichen Veränderungen wirken sich auf die Gesamtemissionen aus und die Klimarelevanz der Anlage verschlechtert sich. In der Tabelle 4 sind die mittleren Ergebnisse der in Abbildung 3 dargestellten aktuellen Varianten mit und ohne Hauptstromdeammonifikation dargestellt, für die die Messungen der Emissionen vorliegen. Die mittlere Belastung war im Deammonifikationsbetrieb (April 2012) mit der während dem Normalbetrieb 2011 durchaus vergleichbar. Die Zugabe von Co-Substraten in die Faulung liegt im Versuchszeitraum etwas niedriger als im Vergleichszeitraum mit Normalbetrieb.

Vergleichsdaten von verschiedenen Anlagen liegen aus den USA vor, hier wurden ebenfalls die Lachgasemissionen der jeweiligen Prozessteile gemessen und auf die Stickstofffrachten umgelegt. Es zeigte sich eine Ergebnisbreite von 0,01% bis zu 1,8% bezogen auf den Zulauf TKN, der als Lachgas emittiert wurde (Ahn et al., 2010). Weiters konnte noch kein Zusammenhang zur Prozessführung bzw. zur Anlagenart hergestellt werden. Grundsätzlich wird davon ausgegangen, dass Anlagen mit stabiler Nitrifikation-Denitrifikation geringe Emissionen verursachen, das zeigte sich vor Versuchsbeginn auch im Hauptstrom der Anlage in Strass.

Tabelle 4: Ergebnisse basierend auf Monatsmittelwerten jeweils bezogen auf 1 m³ gereinigtes Abwasser für die bisherigen Betriebsweisen der ARA Strass.

Stickstoffentfernung im Hauptstrom	Nitrifikation / Denitrifikation	Deammonifikation
Prozesswasserbehandlung	Deammonifikation	Deammonifikation
Belastung		
CSB (g)	643	526
NH ₄ -N (g)	28	23
N _{org} (g)	17	13
PO ₄ -P(g)	9	7
Co-Substrate (g TS)	338	239
Abwasseremissionen		
CSB (g)	24	28
NH ₄ -N (g)	1	2
N _{org} (g)	0,9	1
NO ₂ -N (g)	0,1	1
NO ₃ -N (g)	4	2
PO ₄ -P(g)	0,3	0,4
Gasförmige Emissionen		
CH ₄ (g)	0,7	0,2
N ₂ O (g)	0,3	1,0
NO (g)	0,02	0,01
NO ₂ (g)*	0,001	0,001
CO (g)	0,8	0,8
CO ₂ (g)	550	520
SO ₂ (g)	0,07	0,07
Elektrische Energie		
Netzbezug (Wh)	1,6	0,8
Einspeisung (Wh)	179	209

*ohne Emissionen aus den Blockheizkraftwerken.

Bei den flüssigen Emissionen (Ablaufwerte) zeigte sich wie bereits oben gezeigt parallel die zu erwartende Verschiebung bei den Stickstoffparametern: Während die Gesamtstickstofffracht im Ablauf reduziert wurde ergibt sich auch eine Verschiebung der Nitratfracht zugunsten des Nitrits und des Ammoniums.

Bei den gasförmigen Emissionen schlägt sich v.a. das Lachgas zu Buche, dessen Produktion sich mehr als vervierfacht hat. Kohlendioxid (nicht emissionsrelevant) und Methan bleiben mehr oder weniger gleich. Waren die Lachgasemissionen aus der Schwachlast bisher praktisch vernachlässigbar, so wurden mit der Hauptstromdeammonifikation ca. 1,8% der Stickstofffracht der Schwachlast als Lachgas emittiert. Mit der Prozesswasserbehandlung ergibt sich somit ein Anteil von 1,3 % Lachgas an den Stickstoffemissionen.

Reduzierung der Lachgasemissionen

Aus den oben zitierten Literaturquellen und eigenen Messungen zeigt sich, dass sich eine Nitritakkumulation besonders auf die Lachgasemissionen auswirkt. Bei Anlagen mit Nitrifikation/ Denitrifikation konnten Nitritkonzentrationen bis zu knapp 100 mg/l beobachtet werden, wobei es bei herkömmlichen Nitrifikations- Denitrifikationssystemen zu keiner bzw. sehr geringer Akkumulation kommt (normal unter 1 mg/L $\text{NO}_2\text{-N}$). Folglich wurde für die Implementierung in den Hauptstrom auch mit einer erhöhten Lachgasemission gerechnet, da eine Erhöhung des Nitritgehalts für die Deammonifikation notwendig ist. Um die Möglichkeiten einer Einflussnahme auf diese Zusammenhänge zu untersuchen wurde eine Versuchsreihe unter verschiedenen Betriebseinstellungen des Hauptstroms unternommen.

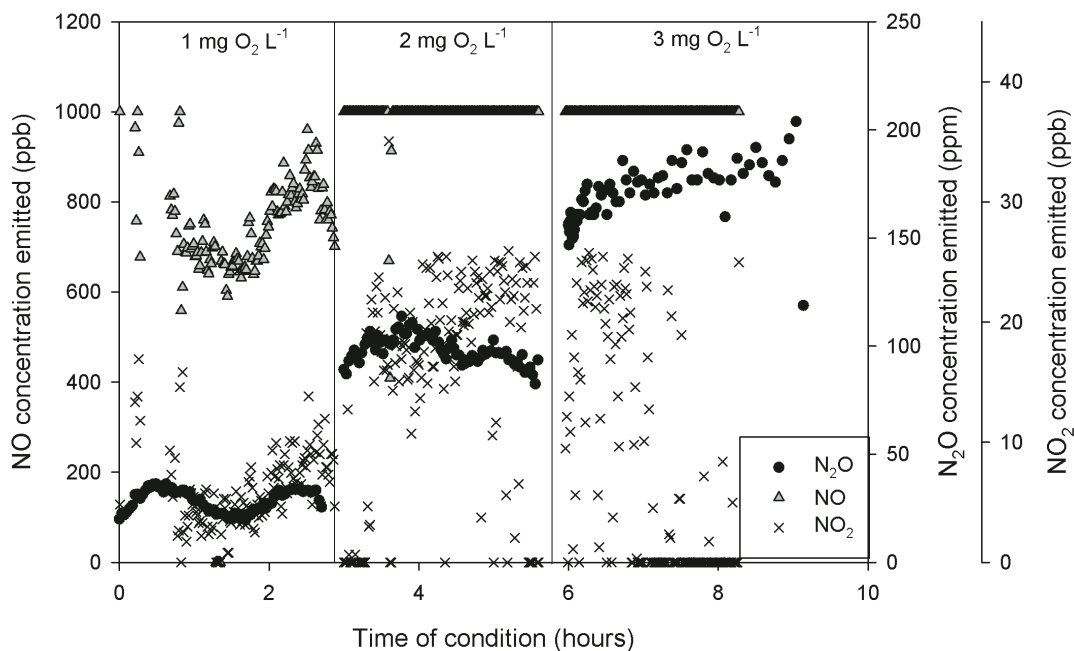


Abbildung 21: Gasförmige Emissionen bei unterschiedlichen Sauerstoffniveaus in der Schwachlastbiologie.

Als wichtiger Einflussparameter auf die aeroben und anoxischen Umsetzungsprozesse wurde der Sauerstoffzielwert der Schwachlastbiologie schrittweise geändert und die Emissionen über mehrere Stunden beobachtet. Wie erwartet stiegen die Lachgasemissionen bei erhöhtem Sauerstoffzielwert. Da auch die Konzentration von Nitrit von 0,5 mg/L auf 4,0 mg/L im Zuge der Erhöhung des Sauerstoffniveaus gestiegen ist, scheint sich die oben beschriebene Annahme der Verbindung von Nitritakkumulation mit Lachgasemission zu bestätigen. Wobei dabei nicht klar ist, ob die Nitritakkumulation durch eine höhere Umsetzung von Ammonium oder durch einen geringeren Verbrauch durch die anaerobe Ammoniumoxidation (oder beides) verursacht wurde. Diese Ergebnisse legen nahe, dass eine Regelung basierend auf Nitrit oder damit eng in Verbindung stehende Parameter erfolversprechend für eine Begrenzung der Lachgasemissionen verwendet werden könnte. Ein Sauerstoffniveau unter 1 mg/L scheint ebenfalls günstig. Das kommt sowohl der erforderlichen Hemmung der Nitrifikation (Umwandlung von Nitrit zu Nitrat) als auch der avisierten Energieeinsparung entgegen. Die Ergebnisse haben interessanterweise gezeigt, dass die bereits etablierte Deammonifikation dann auch bei höheren Sauerstoffkonzentrationen funktioniert (Abbildung 16).

Potenzialabschätzung

Energieeinsparung

Die Prozesswasserbehandlung hat einen wesentlichen Einfluss auf den Energiebedarf für die Stickstoffentfernung. Ausgehend von Nitrifikation-Denitrifikation im Hauptstrom können aufgrund der Betriebserfahrung der Anlage die Einflüsse der verschiedenen Varianten der Teilstrombehandlung der Presswässer verglichen werden. Basierend auf der Annahme einer vollständigen Nitrifikation-Denitrifikation unter dem Verbrauch von 50% des vorhandenen CSB für die Denitrifikation und einem Sauerstoffeintrag von 2 kg O₂/ kWh ergeben sich die in der Tabelle 5 angeführten Vergleichswerte. Bei der Variante ohne Prozesswasserbehandlung wird der Hauptstrom mit der gesamten Stickstofffracht der Prozesswässer rückbelastet.

Tabelle 5: Vergleichende Betrachtung Energiebedarf abhängig von der Prozesswasserbehandlung.

Prozesswasserbehandlung	kWh/ kg N entfernt	Rel. Bedarf CSB	Rel. Energiebedarf	Schlammproduktion kg/ kg N entfernt ¹
Ohne	4,3	100 %	100 %	1,0
Nitritation/ Denitritation	2,7	76 % ¹	63 %	0,6
DEMON (Deammonifikation)	1,5	52 %	35 %	0,1

Es zeigt sich eine Reduktion des Energieaufwands von ca. zwei Drittel im Vergleich zur Nullvariante (ohne Prozesswasserbehandlung). Neben den Einsparungen bei Energie und der Schlammmentsorgung ergibt sich durch den verringerten CSB- Bedarf für die Denitrifikation die Möglichkeit, diesen über die Schlammlinie der Faulung und somit der Energiegewinnung zuzuführen (Vlaeminck et al., 2011). Mit diesem Hintergrund sind zweistufige Anlagen (Hochlast-Schwachlast, AB- Verfahren) hier besonders günstig, da in der Hochlaststufe ein höherer Anteil des CSB in Biomasse umgewandelt werden kann, ohne zu Kohlendioxid mineralisiert zu werden. Die geringen Anteile der gemessenen Kohlendioxidemissionen aus der Hochlaststufe (Daten nicht gezeigt) bestätigen diese Aussage. Da die Deammonifikation auf der Anlage in Strass nun seit fast 10 Jahren betrieben wird, werden die oben gezeigten Vorteile dauerhaft genutzt (Wett et al., 2007).

Die Erfahrungen aus Prozesswasserbehandlung mittels Deammonifikation bildeten die Basis für die Implementierung in den Hauptstrom. Um die Relevanz der Umstellung der Prozesswasserreinigung auf den Energiehaushalt der Gesamtanlage richtig bewerten zu können, muss jedoch eine Reihe weiterer Zusammenhänge mit den energietechnischen Ergebnissen beachtet werden:

- Die Deammonifikation konnte den Energieaufwand für die Teilstromreinigung um 43% senken.
- Durch den geringen Anteil der Teilstromreinigung am Gesamtenergiebedarf (nur 4%) hat sich diese Verbesserung aber nur beschränkt auf die Gesamtbilanz ausgewirkt (0,02 kWh/m³ verbleibender Energiebedarf pro gereinigtes Abwasser).
- Es konnte jedoch eine Gesamtenergiebedarfsreduktion von 0,11 kWh/ m³ gereinigtem Abwasser erzielt werden, in der auch die Optimierung von Stark- und Schwachlast sowie der Schlammlinie subsummiert sind.
- Eingebrachtes Ko-Substrat für die Erhöhung der Gasausbeute der Faulung erhöhte den Prozesswasseranfall.

¹ Vlaeminck et al., 2012

- Die Erhöhung des Schlammmanfalls hat für eine Erhöhung der Energieproduktion von $0,06 \text{ kWh/m}^3$ Abwasser gesorgt (ohne Einbeziehung des Co-Substrates).
- Die Implementierung des DEMON – Verfahrens im Teilstrom hat zu einer Erhöhung der elektrischen Eigenabdeckung von 80% auf 93% geführt (ohne Einbeziehung des Co-Substrates).
- Mit der Gesamtmaßnahme wurde eine Energieautarkie in der Höhe von 109% des Bedarfs erreicht, mit der Zugabe von Co-Substraten wurde eine weitere Steigerung auf 157% erreicht.
- Im Vergleich mit einer Anlage ohne Teilstromreinigung der anfallenden Prozesswässer (volle Rückbelastung) kann zumindest von einer Verdoppelung der Energierückgewinnung durch die Deammonifikation ausgegangen werden (Siegrist et al., 2008).

Die Umsetzung der Deammonifikation in den Hauptstrom der Anlage ist aufgrund der Erfahrungen aus der Prozesswasserbehandlung vor allem aus energietechnischer Sicht vielversprechend, es bleibt aber die Erwartung von erhöhten klimarelevanten Emissionen wie bereits im Kapitel ‚Emission vor Implementierung‘ beschrieben. Für die untersuchte zweistufige Anlage wird Energie für die Belüftung in beiden Stufen aufgewandt, wobei von einem Anteil der Belüftung der Schwachlastbiologie von ca. 40% am Gesamtenergiebedarf ausgegangen werden kann.

Nach der Implementierung der Hauptstromdeammonifikation mit einer eindeutigen Umstellung des Metabolismus auf Nitrifikation und Anammox in der zweiten Deammonifikationsphase (Abbildung 16) wurde aber die dadurch erzielte Energieeinsparungen durch einen erhöhten Belüftungsbedarf aufgrund der saisonbedingten Belastungsspitze mit höherem C/N – Verhältnis überdeckt. So mussten dem günstigen Energiebedarf der Deammonifikation ($0,9 \text{ kWh/kg N}$) weitere $1,4 \text{ kWh/kg N}$ für den Abbau von CSB, der ansonsten bei der Denitrifikation konsumiert wird, und weitere $0,5 \text{ kWh/kg N}$ aufgrund des beschriebenen ungünstigen C/N- Verhältnisses in dieser Phase aufgeschlagen werden. In Summe wurden daher ca. 3 kWh für die Entfernung von 1 kg Stickstoff aufgewendet. Als Resultat verringerte sich der Energiebedarf nur um knapp 30% der theoretisch möglichen 75% für die Belüftung der Schwachlast (von $0,14 \text{ kWh/m}^3$ Abwasser auf $0,10 \text{ kWh/m}^3$) und damit liegt auch die Gesamtenergieeinsparung der biologischen Reinigung mit ca. 20 % geringer als erwartet ausgefallen ($0,14 \text{ kWh/m}^3$ Abwasser statt $0,18 \text{ kWh/m}^3$, siehe Tabelle 6). Eine verringerte Leistung der Hochlaststufe sowie eine erhöhte hydraulische Belastung der Anlage haben dazu beigetragen (siehe Kapitel ‚Anlagenleistung‘). Trotz der suboptimalen Nutzung des Energieeinsparungspotenzials in der Gesamtsicht konnte die Energieeigenabdeckung weiter auf 167% erhöht werden.

Klimarelevanz

Die globale Erwärmung wird durch den anthropogenen Einfluss auf die Konzentration treibhauswirksamer Gase verursacht. Das Treibhauspotenzial ist daher ein wichtiges Bewertungskriterium der Nachhaltigkeit für Technologien, Systeme und Maßnahmen. Dabei ist für die Abwasserwirtschaft wichtig, dass biogen umgesetztes Kohlendioxid (CO_2) im Gegensatz von fossilem Kohlendioxid nicht die Bilanz mit einbezogen wird. Die Treibhausgase Methan (CH_4) und Lachgas (N_2O) hingegen werden erst im Prozess gebildet und müssen aufgrund ihrer hohen Treibhausaktivität mit dem 25fachen bzw. dem 298fachen der Aktivität von Kohlendioxid angesetzt werden. Wie bereits mehrfach erläutert, entstehen bei der biologischen Stickstoffumsetzung gasförmige Zwischenprodukte und so auch Lachgas, das aus dem System entweicht. Neben der direkten Emission von klimarelevanten Gasen sind auch andere Faktoren wie der Energieverbrauch klimarelevant, da durch die Energiegewinnung je nach Art mehr oder weniger Klimagase produziert werden (Energimix). Einsparungen von Ressourcen in einem Prozess (Energie, Betriebsmittel) wirken sich dagegen positiv aus.

Sowohl für die Anlage ohne Deammonifikation als auch für die Betriebsvarianten Seitenstromdeammonifikation (Prozesswasser) und Hauptstromdeammonifikation stellt das Lachgas den Hauptfaktor bei der Berechnung der CO₂-Äquivalente dar. Die Untersuchungen zeigten, dass bei den untersuchten Betriebsvarianten (Prozesswasserbehandlung, Nitrifikation/ Denitrifikation oder Hauptstromdeammonifikation) das emittierte Lachgas für mehr als 98% der berechneten CO₂-Äquivalente verantwortlich ist. Die Ergebnisse zeigen auch, dass bei der konventionell betriebenen Variante (Nitrifikation/Denitrifikation) praktisch die gesamten Lachgasemissionen aus der Prozesswasserbehandlung stammen.

Die folgende Tabelle 6 zeigt die Veränderung der Klimarelevanz ausgedrückt durch Kohlendioxidäquivalente durch die Einführung der Hauptstromdeammonifikation. Bezogen auf die Abwassermenge erhöht sich die Klimarelevanz der Biologie um mehr als 200 %, bezogen auf die organische Belastung mehr als 250 %. Trotz des mehr als 4-fachen Anstiegs nach der Implementierung liegt die betrachtete Anlage im internationalen unteren Feld (Ahn et al., 2010).

Tabelle 6: Ergebnisse und Optimierungsszenarien der Belebung mit Hauptstromdeammonifikation hinsichtlich Energiebedarf und Lachgasemissionen als CO₂ –Äquivalente (ohne Berücksichtigung der Energieproduktion).

S	Lachgas	Energie elektrisch	Energie elektrisch	CO ₂ eq Energie	CO ₂ eq Lachgas	CO ₂ eq Abwasser	CO ₂ eq Belastung		
	% d. N Fracht	kWh/m ³	kWh/kg N entfernt	g/m ³	g/m ³	g/m ³	%	kg/EW60/a	%
Messungen:									
Nitrifikation - Denitrifikation	0,3	0,18	3,6	83	78	161	100	11	100
Hauptstromdeammonifikation	1,3	0,14	3,0	63	305	368	228	29	266
Hauptstromdeammonifikation									
Versuchsbetrieb	1,3	0,14	3,0	63	305	368	228	29	266
Energieoptimiert*	1,3	0,09	1,0	42	305	348	215	27	251
Emissionsoptimiert*	0,5	0,14	3,0	63	113	176	109	14	127
Energie/ Emissionsoptimiert*	0,5	0,09	1,0	42	113	155	96	12	112

*abgeschätzt.

Das Verfahren wirkt sich zwar wie oben beschrieben positiv mit einem sinkenden Energiebedarf aus, allerdings noch nicht in dem Ausmaß wie erwartet. Nach der Abschätzung in Tabelle 6 bedarf es einerseits einer Erhöhung der Energieeinsparungen, andererseits aber vor allem einer Reduktion der klimarelevanten Emissionen. Diese müssten ca. auf ein Drittel reduziert werden, um das Verfahren klimaneutral betreiben zu können. Bei einer vollen Ausnutzung des Energieeinsparungspotenzials und Lachgasemissionen um 0,5% der Zulaufkraft sollte das gegeben sein.

Abschätzung für Österreich

Die gesamte Jahresstickstoffkraft, die auf Österreichs Kläranlagen ankommt wird mit 47.157 t angegeben (13,65 Mio. EW60), mit einer Abkraft von 9.578 t N werden somit 80% davon reduziert. Zirka die Hälfte der Abwasserkraft wird von den 18 Anlagen >150.000 EW behandelt. Entsprechend der Tabelle 7 können



insgesamt 35 Anlagen der Gruppe 6 (Abwasserbenchmarking, >100.000 EW) zugeordnet werden. Sie ergeben einen Gesamtausbau von über 12 Mio. EW und decken daher den Großteil der im Lagebericht genannt 218 Anlagen ab 15.000 EW ab.

Basierend auf den aus den Messungen in Strass ermittelten spezifischen Zulauffrachten (im Mittel 6 g N/EW/d) ergibt sich ein Anteil von 57% der Gruppe 6 an der in Österreich zu behandelten Stickstofffracht, was angesichts der im Lagebericht 2012 angegebenen Einwohnerwerte nach Anlagengröße plausibel erscheint. Mit einer durchschnittlichen Reinigungsleistung von 80% kann angenommen werden, dass ca. 22.000 t Stickstoff von diesen Anlagen pro Jahr bewältigt werden müssen.

Im Rahmen des beschriebenen Versuchsbetriebs bei der ARA Strass konnte mit ca. 0,6 kWh/ kg N-entfernt ein Viertel des auf der Anlage möglichen Einsparungspotentials von ca. 2,6 kWh/kg N-entfernt realisiert werden. Damit kann man von einer nachgewiesenen spezifischen Einsparung von 1,3 kWh/EW/a ausgehen. Die Gesamtaberschätzung ergibt damit ein Einsparungspotenzial von ca. 16 Mio. kWh/a, würde die Hauptstromdeammonifikation mit dieser Leistung in allen Anlagen >100.000 EW umgesetzt. Bei optimaler Nutzung der Potenzials wie in Tabelle 6 angenommen wäre eine klimaneutrale Energieeinsparung von über 70 Mio. kWh/a anzusetzen.

Tabelle 7: Anzahl und Ausbaugröße der österreichischen Kläranlagen >100.000 EW (eigene Erhebungen).

Bundesland	Anzahl Anlagen	Ausbaugröße EW
Burgenland	2	230.000
Kärnten	4	750.000
Niederösterreich	9	1.725.000
Oberösterreich	7	2.002.000
Salzburg	2	805.000
Steiermark	3	1.153.000
Tirol	3	687.000
Vorarlberg	4	980.000
Wien	1	4.000.000
Österreich gesamt	35	12.332.000

Die Ergebnisse aus dem Abwasserbenchmarking zeigen, dass die teilnehmenden Anlagen einen spezifischen Energieaufwand von 11 (Benchmark) – 19 kWh/EW/a (75% Perzentile) für den Prozess ‚Mechanisch - Biologische Abwasserreinigung‘ berichten. Das gemessene Einsparungspotenzial entspricht daher bis zu 12% Einsparung für diesen Anlagenteil, könnte aber bei optimaler Prozessführung um 50% erreichen.

In dieser Abschätzung sind noch keine weiteren positiven Effekte wie z.B. eine erhöhte Gasausbeute durch verkürzte Schlammalter (auch in Zusammenhang mit zweistufigen Anlagen) berücksichtigt, da diese von der jeweiligen Anlage abhängen. Zusammenfassend ergeben sich folgende Einflussfaktoren für die Anwendung der Hauptstromdeammonifikation bei Kläranlagen in Österreich:

- Ausbaugröße: Die Implementierung des Verfahrens scheint aufgrund der ersten Erfahrungen vorerst für eine Größenklasse ab 100.000 EW sinnvoll, da hier die technischen und organisatorischen Rahmenbedingungen eher gegeben sind als bei kleineren Anlagen.

- Einstufig oder zweistufig: zweistufige Anlagen können durch die Kohlenstoffentfernung in der Hochlast ein günstigeres (engeres) C/N – Verhältnis für die Deammonifikation erreichen. Die Betriebserfahrungen der Schweizer Anlage Glarnerland zeigen aber, dass das Verfahren auch für einstufige Systeme betriebliche und energetische Vorteile bringt.
- Faulung oder nicht: Zusammen mit der Prozesswasserbehandlung ermöglicht sie ein günstige energetische Gesamtsituation sowie die erforderliche Bereitstellung der Anammoxbiomasse für den Hauptstrom. Diese ist bei der diskutierten Anlagengröße aber ohnehin in den meisten Fällen vorhanden.
- AW Charakteristik: gewerblicher und industrieller Einfluss mit erhöhtem Stickstoffaufkommen (engeres C/N- Verhältnis) wirkt sich günstig auf die Effizienz der Deammonifikation aus. Anlagen mit entsprechenden Indirekteinleitern könnten besonders profitieren.
- Prozesswasserbehandlung: Bei Hauptstromdeammonifikation wird ein Deammonifikationsreaktor benötigt, der die nötige Biomasse für Beimpfung und Nachbeimpfung zur Verfügung stellen kann.

Abschließend wird nochmals darauf hingewiesen, dass das Verfahren erstmals großtechnisch in Österreich umgesetzt und untersucht wurde. Obwohl die Gegenüberstellung der Emissionen und der Energieeinsparungen noch keine klimaneutrale Bilanz ergeben hat, so hat sich gezeigt, dass sich das Verfahren bereits in der Versuchsphase günstig auf die Stickstoffelimination bei gleichzeitig geringerem Energiebedarf auswirkt. Die volle Ausnutzung des Energieeinsparungspotenzials hängt von vielen betrieblichen Faktoren ab und wird zweifelsohne mit zunehmender Erfahrung verbessert werden können. Dem gegenüber stehen die gasförmigen Emissionen, von denen die Lachgasemission in Zukunft regelungstechnisch begrenzt werden muss, da sie sich stark auf die Klimarelevanz der Anlage auswirkt. Kann beides umgesetzt werden, so hat das Verfahren großes Potenzial in Österreich in Zukunft zu einer nachhaltigen Abwasserwirtschaft beizutragen.



Zusammenfassung und Schlussfolgerungen

Beim Versuch in Strass konnte weltweit erstmals großtechnisch nachgewiesen werden, dass durch Beimpfung und Retention einer Anammox Biomasse im Hauptstrom einer kommunalen Kläranlage die aufwendige Oxidation des Stickstoffs bis zum Nitrat unterdrückt werden kann. Der erste Versuchslauf einer Hauptstromdeammonifikation auf einer großen Kläranlage in Österreich hat gezeigt, dass diese Abkürzung im Reaktionspfad der Stickstoffelimination grundsätzlich möglich ist. D.h. eine wesentliche Energieeinsparung durch die prozessbedingte Reduktion des Belüftungsaufwands und des C-Bedarfs bei der Denitrifikation ist erzielbar. Zwar lag die gemessene Einsparung mit 20% wesentlich geringer als theoretisch möglich, die ersten Erfahrungen zeigen aber bereits weiteres Optimierungspotenzial.

Vor allem zweitstufige Anlagen eignen sich besonders für die Implementierung der Hauptstromdeammonifikation. Dort besteht die Möglichkeit durch den Wegfall des Bedarfs an organischen Kohlenstoff für die Denitrifikation, diesen in die Hochlast zu verschieben und somit die Energieausbeute aus der Schlammfäulung zu erhöhen. Das fördert auch den Deammonifikationsprozess, der in der Schwachlast durchgeführt wird, da dann dort die heterotrophe Konkurrenz vermindert wird und sich ein für die Anammoxbiomasse günstigeres C/N- Verhältnis einstellt.

Es hat sich auch gezeigt, dass nach Implementierung die N-Elimination deutlich verbessert werden konnte. Der N-Wirkungsgrad im 6-Monatsmittel konnte von 76,7% im Jahr 2011 auf 81,8 % gesteigert werden. Die flüssigen Nitritemissionen sind zwar im Zeitraum einer extremen Belastungsspitze unzulässig angestiegen, im Zeitraum kontinuierlicher Belastung lagen aber beide NO_x Fraktionen (Nitrat und Nitrit) im Bereich um 1 mgN/L. Hinsichtlich der gasförmigen Emissionen zeigte sich die Relevanz der durchgeführten Untersuchungen: Die Umstellung auf partielle Nitrifikation im Hauptstrom beeinflusst das Emissionsverhalten wesentlich und es kommt – ausgehend vom sehr niedrigen Startniveau der untersuchten Anlage – zu einer Erhöhung des Kohlenstofffußabdrucks der Gesamtanlage. Wie bei der Deammonifikation im Teilstrom wird auch im Hauptstrom durch diesen Prozess vermehrt Lachgas emittiert, das als Zwischenprodukt anfällt. Trotz der erhöhten Lachgasemissionen liegt die untersuchte Anlage mit 30 kg CO_2 -eq./EW/a für die biologische Reinigung im internationalen Durchschnitt vergleichbarer konventioneller Kläranlagen ohne Hauptstromdeammonifikation. Erste Versuche zeigten auch – obwohl noch nicht auf mikrobiologischer Ebene nachgewiesen – Zusammenhänge zwischen Nitrifikation und Lachgasemission, die noch weiter untersucht und in ein Regelschema überführt werden müssen.

Mit Hauptstromdeammonifikation wurden 1,3% der Stickstofffracht als Lachgas emittiert. Ziel wäre es, 0,5% zu erreichen. Die Energieeinsparung auf Grundlage der tatsächlich beobachteten Verbesserung ergab eine spezifische Verringerung des Energiebedarfs von ca. 1,3 kWh/EW/Jahr. Dies ist ungefähr ein Viertel des theoretisch möglichen Potenzials. Die Abschätzungen auf Basis des Versuchsbetriebs zeigten, dass unter optimaler Prozessführung die erzielbaren Energieeinsparungen die Emissionen aufwiegen würden und das Verfahren dann als CO_2 -neutral gelten kann. Somit könnten allein bei Anlagen über 100.000 EW in Österreich ca. 70 Mio. kWh an elektrischer Energie pro Jahr klimaneutral eingespart werden. Eine Einsparung an CO_2 -Äquivalenten (im Vergleich zur herkömmlichen Nitrifikation-Denitrifikation) wäre aber nur dann möglich, wenn sich die Lachgasemissionen weiter unter den vorgeschlagenen Zielwert von 0,5 % N_2O der Zulauffracht senken ließen. Die weitere Optimierung wird zeigen, in wie weit diese Ziele in der Praxis erreicht werden können.

Aufgrund des derzeitigen Erfahrungs- und Wissenstands scheint die Hauptstromdeammonifikation in Zukunft für größere Kläranlagen durchaus realisierbar. Die Abschätzung des Energieeinsparungspotenzials basierte auf einer Beschränkung auf die Gruppe >100.000 EW bei der die Ressourcen für eine erfolgreiche Umsetzung am ehesten gegeben sein sollten. Diese umfassen technische Voraussetzungen wie z.B. eine Prozesswasserreinigung im Teilstromverfahren für die Beimpfung des Hauptstroms oder organisatorische Voraussetzungen wie ausreichendes und geschultes Personal für die Betriebsführung.

Danksagung

Die Autoren danken für die Förderung des Forschungsvorhabens durch das Lebensministerium, für die gute Zusammenarbeit mit dem Team des WERF-Projektes und besonders für die Unterstützung durch Abwasserverband Achenal- Inntal- Zillertal mit Geschäftsführer Josef Dengg, dem Betriebsleiter der Kläranlage Christian Fimml und dem Laborleiter Martin Hell.

Literatur

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

Chandran (2009). Characterization of nitrogen greenhouse gas emissions from wastewater treatment BNR operations. Field protocol with quality assurance plan. Water Environment Research Foundation, Alexandria, Virginia 22314

Chandran, K., Stein, L.Y., Klotz, M.G., van Loosdrecht, M.C.M., 2011. Nitrous oxide production by lithotrophic ammonia-oxidizing bacteria and implications for engineered nitrogen-removal systems. *Biochemical Society Transactions* 39, 1832-1837.

Colliver, B.B. & Stephenson, T. 2000. Production of nitrogen oxide and dinitrogen oxide by autotrophic nitrifiers. *Biotechnology Advances* 18(3), 219-232.

De Clippeleir, H., Vlaeminck, S.E., Courtens, E., Verstraete, W., Boon, N., in press. Oxygen-limited autotrophic nitrification/denitrification maximizes net energy gain in technology schemes with anaerobic digestion. *Renewable Energy Sources*. Academy Publish, Wyoming, U.S.A

De Clippeleir, H. (2012) Microbial resource management of OLAND focused on sustainability. PhD thesis. Ghent University, Belgium. ISBN 978-905989-551-5

Desloover, J., de Clippeleir, H., Boeckx, P., du Laing, G., Colsen, J., Verstraete, W. & Vlaeminck, S.E. 2011. Floc-based sequential partial nitritation and anammox at full scale with contrasting N₂O emissions. *Water Research* 45, 2811-2821.

DWA (2005) Rückbelastung aus der Schlammbehandlung – Verfahren zur Schlammwasserbehandlung. Arbeitsbericht der DWA-Arbeitsgruppe AK-1.3 im DWA-Fachausschuss AK-1. Heneff. Deutschland.

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

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

IPCC, 2007: Climate Change 2007: Synthesis Report. Contribution of Working Groups I, II and III to the Fourth Assessment Report of the Intergovernmental Panel on Climate Change [Core Writing Team, Pachauri, R.K and Reisinger, A.(eds.)]. IPCC, Geneva, Switzerland, 104 pp

Jones R.M., Dold P., Takács I., Chapman K., Wett B., Murthy S. and O'Shaughnessy M. (2007) Simulation for operation and control of reject water treatment processes. Proc. WEFTEC, San Diego, 2007.

- Kampschreur M. J., van der Star W. R.L., Wienders H.A., Mulder J.W., Jetten S.M., van Loosdrecht M.C.M. (2008) Dynamics of nitric oxide and nitrous oxide emission during full-scale reject water treatment. *Wat Res* 42, 812 – 826
- 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.
- Kim, S.W., Miyahara, M., Fushinobu, S., Wakagi, T. & Shoun, H. 2010. Nitrous oxide emission from nitrifying activated sludge dependent on denitrification by ammonia-oxidizing bacteria. *Bioresource Technology* 101 (11), 3958–3963.
- Kroiss H. (2010) Bedeutung des Energieverbrauchs von Abwasseranlagen. ÖWAV Seminar ‚Energiemanagement in der Abwasserwirtschaft‘, 13.10.2010, Tagungsband, Linz
- Lebensministerium (2012) Kommunale Abwasserrichtlinie der EU – 91/271/EWG. Österreichischer Bericht 2012. Bundesministerium für Land- und Forstwirtschaft, Umwelt und Wasserwirtschaft, Sektion VII, 1010 Wien
- Lindtner S. (2008) Leitfaden für die Erstellung eines Energiekonzeptes kommunaler Kläranlagen. Lebensministerium, Wien
- Siegrist, H., Salzgeber, D., Eugster, J., Joss, A., 2008. Anammox brings WWTP closer to energy autarky due to increased biogas production and reduced aeration energy for N-removal. *Water Science and Technology* 57, 383-388
- Sin Gürkan, Kaelin David, Kampschreur Marlies J., Takács Imre, Wett Bernhard, Gernaey Krist V., Rieger Leiv, Siegrist Hansruedi and van Loosdrecht Mark C.M. (2008) Modelling nitrite in wastewater treatment systems: A discussion of different modelling concepts. *WWTMod'2008*, Quebec, Canada
- Strous M. , Fuerst J.A. , Kramer E. H.M. , Logemann S. , Muyzer G., van de Pas-Schoonen K.T., Webb R., J. Gijs Kuenen & Jetten M.S.M. (1999) Missing lithotroph identified as new planctomycete. *NATURE* vol 400, 446-448
- Svardal K. (2010) Energiebedarf in Abhängigkeit von Reinigungsziel und Schlammbehandlung. ÖWAV Seminar ‚Energiemanagement in der Abwasserwirtschaft‘, 13.10.2010, Tagungsband, Linz
- Vlaeminck, S.E., De Clippeleir, H., Verstraete, W., 2012. Microbial resource management of one-stage partial nitrification/anammox. *Microbial Biotechnology* 5, 433-488.
- Weissenbacher, N., Takacs, I., Murthy, S., Fuerhacker, M., Wett, B. (2010). Gaseous Nitrogen and Carbon Emissions from a Full-Scale Deammonification Plant. *Water Environment Research* 82, 169-175
- Weissenbacher N., De Clippeleir H., Boeckx P., Hell M., Chandran K., Murthy S., Wett B. (2011) Control of N₂O-emissions from Sidestream Treatment. *WEFTEC'2011*, Los Angeles, U.S.A.



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

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

Wett, B.; Buchauer, K.; Fimml, C.: Energy self-sufficiency as a feasible concept for wastewater treatment systems. Proc. IWA Leading Edge Technology Conference, Singapore, 2007. *Asian Water*, Sept.2007, 21-24

Wett, B.; Hell, M.; Nyhuis, G.; Puempel, T.; Takács, I.; Murthy, S.; 2009: Syntrophy of aerobic and anaerobic ammonia oxidisers. *Water Science & Technology*, 61/8, 1915-1922

Wett B., Nyhuis G., Hell M. , Takács I. , Murthy I.(2010) Development of Enhanced Deammonification Selector. Proc. WEFTEC, New Orleans

Wunderlin, P., Mohn, J., Joss, A., Emmenegger, L. & Siegrist. 2012. Mechanisms of N₂O production in biological wastewater under nitrifying and denitrifying conditions. *Water Research* 46(4), 1027-1037.

Yu, R., Kampschreur, M.J., van Loosdrecht, M.C.M. & Chandran, K. 2010. Mechanisms and specific directionality of autotrophic nitrous oxide and nitric oxide generation during transient anoxia. *Environmental Science and Technology* 44(4), 1313-1319.



Die Initiative GENUSS REGION ÖSTERREICH hebt gezielt die Bedeutung regionaler Spezialitäten hervor.
www.genuss-region.at



Österreichs erstes grünes Karriereportal für umweltfreundliche green jobs.
www.green-jobs.at



lebensministerium.at
Informationen zu Landwirtschaft, Wald, Umwelt, Wasser und Lebensmittel.
www.lebensministerium.at



Das Österreichische Umweltzeichen ist Garant für umweltfreundliche Produkte und Dienstleistungen.
www.umweltzeichen.at



Das erste Webportal für nachhaltigen Konsum in Österreich.
www.bewusstkaufen.at



Das Internetportal der Österreichischen Nationalparks.
www.nationalparksaustria.at



Die Klimaschutzinitiative des Lebensministeriums für aktiven Klimaschutz.
www.klimaaktiv.at



Die Kampagne vielfaltleben trägt bei, dass Österreich bei der Artenvielfalt zu den reichsten Ländern Europas gehört.
www.vielfaltleben.at



Die Jugendplattform zur Bewusstseinsbildung rund ums Wasser.
www.generationblue.at



www.mein-fussabdruck.at
Der Ökologische Fußabdruck ist die einfachste Möglichkeit, die Zukunftsfähigkeit des eigenen Lebensstils zu testen. Errechnen Sie Ihren persönlichen Footprint.
www.mein-fussabdruck.at

