

# LACHGASEMISSIONEN AUS ARA

## REDUKTIONSMASSNAHMEN ZEICHNEN SICH AB

Lachgas ( $N_2O$ ) ist ein starkes Treibhausgas und die wichtigste ozonzerstörende Substanz in der Stratosphäre. Auf Abwasserreinigungsanlagen wird  $N_2O$  während des biologischen Stickstoffabbaus gebildet, der somit die grösste Treibhausgasquelle während des Reinigungsprozesses darstellt. Reduktionsmassnahmen sind deshalb von grosser Bedeutung und gemäss neuen Erkenntnissen durch eine Optimierung der Nitrifikation und Denitrifikation auch erreichbar.

Wenzel Gruber\*; Robert Niederdorfer; Helmut Bürgmann; Adriano Joss, Eawag  
Luzia von Känel; Daniel Braun, ETH Zürich  
Joachim Mohn, Empa; Eberhard Morgenroth, Eawag/ETH Zürich

### RÉSUMÉ

#### ÉMISSIONS DE GAZ HILARANT PROVENANT DE L'ÉPURATION DES EAUX

Le gaz hilarant ( $N_2O$ ) est un puissant gaz à effet de serre et la principale émission de ces gaz provenant des STEP. En Suisse, le  $N_2O$  issu des STEP représente 1% de l'ensemble des émissions de gaz à effet de serre. Les principaux facteurs déterminant le niveau des émissions de  $N_2O$  sont l'élimination de l'azote (dénitrification) dans la biologie et la stabilité de la nitrification. Une dénitrification accrue et complète entraîne une baisse des émissions, car les produits intermédiaires de la dégradation de l'azote comme les nitrites et le  $N_2O$  sont décomposés. L'optimisation de la dénitrification peut être garantie par une bonne gestion et un bon contrôle de l'exploitation. Une nitrification stable empêche l'accumulation de nitrites et conduit ainsi à de faibles émissions de  $N_2O$ . Une nitrification stable peut être garantie par un âge de boue suffisant. Dans certains cas, les causes de l'instabilité de la nitrification ne sont pas claires. Dans ce cas, les analyses d'ADN identifient des instabilités générales dans le microbiome des boues activées, raison pour laquelle les mesures typiques pour stabiliser la performance de nitrification ne sont souvent pas efficaces. A la STEP d'Uster, on a pu observer une forte corrélation entre l'accumulation de nitrites, la détérioration de la structure des floccs et la turbidité dans le déroulement de la biologie. Les projets de recherche «Nitriipop» et «Microcensus» reprennent cette thématique.

### EINLEITUNG

Lachgas ( $N_2O$ ) gilt aufgrund seines hohen Treibhausgaspotenzials (265 g  $CO_2$ -e/g  $N_2O$ ) als relevantes Treibhausgas [1]. Ausserdem wird  $N_2O$  – seit dem erfolgreichen Verbot von chlor- und bromhaltigen Kohlenwasserstoffen durch das *Montreal Protokoll* – als die wichtigste ozonzerstörende Substanz in der Stratosphäre eingestuft [2].

Für den grössten Teil der globalen Emissionen ist die Düngung landwirtschaftlicher Flächen verantwortlich [3]. Dabei wird der ausgebrachte Stickstoff durch mikrobielle Prozesse wie Nitrifikation und Denitrifikation teilweise zu  $N_2O$  umgesetzt. Ähnliche oder identische Prozesse führen in den biologischen Prozessstufen von Abwasserreinigungsanlagen (ARA) zur Bildung von  $N_2O$  [4]. Die grössten  $N_2O$ -Emissionen treten dabei während der Belüftung in der biologischen Reinigung auf (Fig. 1). Geringere Emissionen entstehen in unbelüfteten Zonen der biologischen Reinigung sowie in der Nachklärung. Die Verbrennung von Klärschlamm kann bei nicht optimiertem Betrieb ebenfalls hohe Emissionen verursachen [5]. Die globale Bedeutung der Emissionen aus ARA wurde bisher aufgrund fehlender Messdaten mit ausreichender zeitlicher und räumlicher Auflösung stark unterschätzt [5, 6].

\* Kontakt: wenzel.gruber@eawag.ch

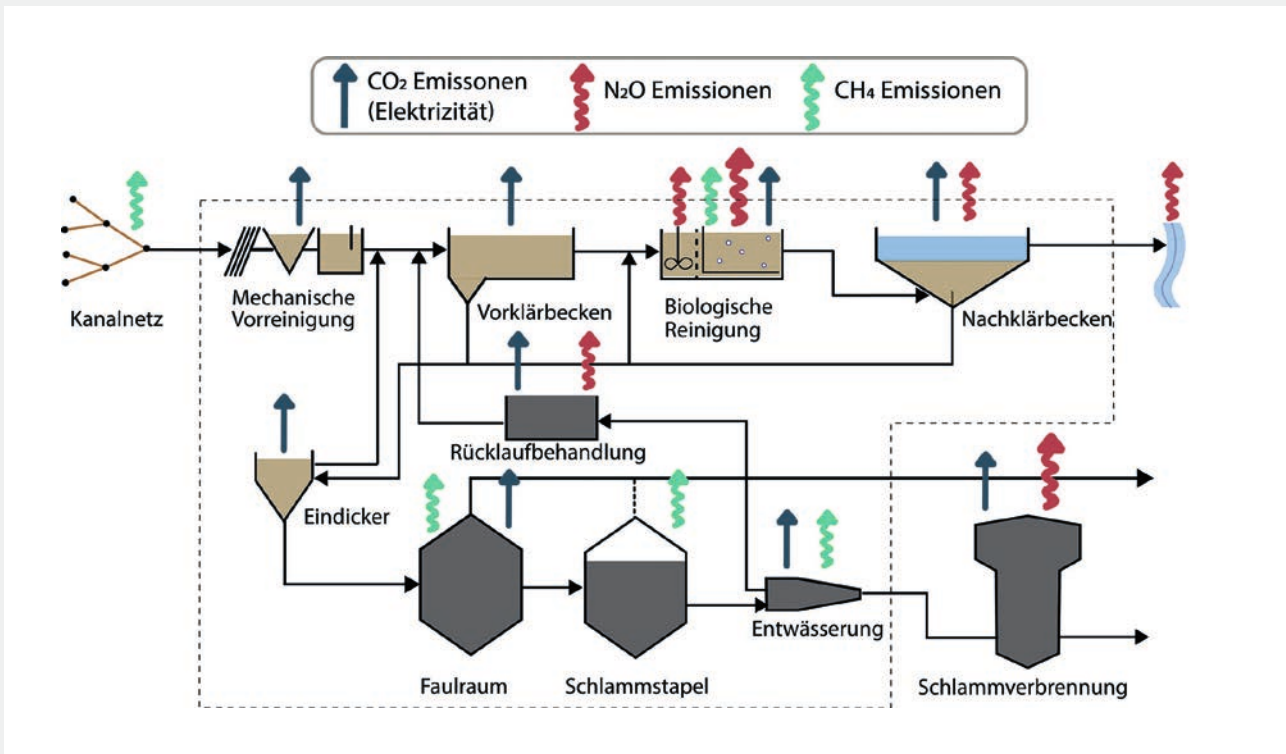


Fig. 1 Treibhausgasemissionen auf einer typischen Schweizer ARA gemäss Gruber [7]. Vergrösserte Pfeile deuten auf besonders relevante Emissionsquellen hin.

Die Bildung von  $N_2O$  in der Nitrifikation und Denitrifikation auf ARA ist komplex. Es sind grundsätzlich zwei Bildungswege in der Nitrifikation durch Ammonium oxidierende Bakterien (AOB) und ein Bildungsweg in der Denitrifikation durch heterotrophe Denitrifikanten bekannt (Fig. 2). Die  $N_2O$ -Reduktion durch denitrifizierende Bakterien ist die einzige bekannte Möglichkeit,  $N_2O$  biologisch abzubauen [8]. Die gleichzeitige Anwesenheit verschiedener Bildungs- und Reduktionsprozesse erschwert das Verständnis und die Entwicklung von robusten Reduktionsmassnahmen auf ARA [9]. Die Messung der Isotopenzusammensetzung von  $N_2O$  und verschiedener Stickstoffspezies ermöglicht die Unterscheidung der Bildungswege [10]. Die Box *Isotope* auf S. 16 enthält genauere Informationen zu Technologie und Anwendungen.

$N_2O$ -Emissionen aus ARA weisen eine starke Tages- und Jahresdynamik auf [12]. Daher sind hochaufgelöste (mindestens stündlich) Langzeitmessungen über mindestens ein Jahr notwendig, um repräsentative Abschätzungen der Emissionen und der Emissionsfaktoren (EF) durchzuführen [13]. Bisher sind jedoch nur wenige Langzeitmesskampagnen durchgeführt worden, was teilweise mit dem hohen Messaufwand zusammen-

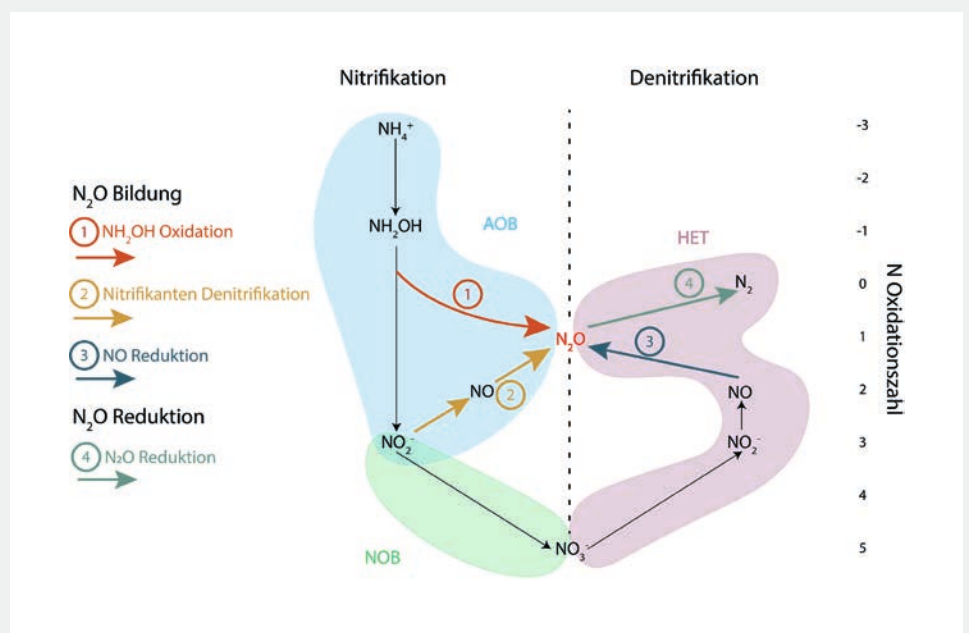


Fig. 2  $N_2O$ -Bildungs- und Reduktionswege während der Nitrifikation und der Denitrifikation in ARA.

hängt [14]. Im Rahmen des *N2Oara*-Projekts<sup>1</sup> wurde ein Messkonzept zur zuverlässigen Langzeitmessung der Emissionen auf verschiedenen ARA-Typen entwickelt und eingesetzt (s. Artikel zu den *Ablufthauben* S. 24)

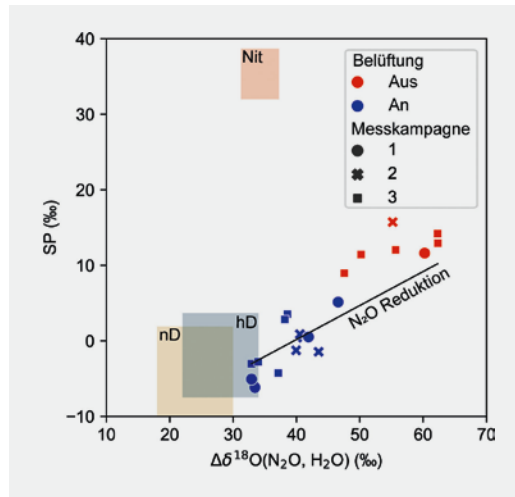
Zur verbesserten Abschätzung der Emissionen aus ARA in der Schweiz

<sup>1</sup> <https://www.eawag.ch/en/departement/eng/projects/abwasser/n2oara/>

wurde im Rahmen des *N2Oara*-Projekts mit 14 Langzeitmesskampagnen auf verschiedenen Kläranlagentypen eine breite Datenbasis geschaffen. Die Auswertung der Messdaten ermöglicht ein vertieftes Verständnis der Emissionstreiber und die Herleitung von Reduktionsmassnahmen. Zudem wurden ergänzende Technologien (DNA-Analyse, Isotopenmessung) angewendet, um die Bildungsmechanismen besser zu verstehen. Die vorliegende

**ISOTOPE**

Das Lachgasmolekül (N-N-O) besteht aus zwei Stickstoffatomen und einem Sauerstoffatom. Stickstoff und Sauerstoff kommen in verschiedenen natürlichen Isotopen vor. Mehr als 99% aller Stickstoffatome bestehen aus sieben Protonen und sieben Neutronen und besitzen eine Atommasse von 14; dieses Isotop wird daher <sup>14</sup>N genannt. <sup>15</sup>N weist ein zusätzliches Neutron auf und ist mit einer Häufigkeit von 0,4% sehr selten. Entsprechend ist <sup>16</sup>O das häufigste Sauerstoffisotop und <sup>18</sup>O mit 0,2% kaum vorhanden. Mithilfe der Laserspektrometrie können die verschiedenen Lachgasisotopenverbindungen unterschieden und sehr präzise bestimmt werden [11]. Die ermittelte Isotopensignatur kann dann mit Ergebnissen von Laborstudien verglichen werden, in denen der «Isotopen-Fingerabdruck» der wichtigsten mikrobiellen Prozesse ermittelt wurde. Insbesondere der Unterschied in der Häufigkeit des <sup>15</sup>N-Isotopes in der zentralen (<sup>14</sup>N<sup>15</sup>N<sup>16</sup>O) bzw. endständigen Molekülposition (<sup>15</sup>N<sup>14</sup>N<sup>16</sup>O), Site Preference (SP) genannt, erlaubt eine Unterscheidung von N<sub>2</sub>O aus der Nitrifikation und der Denitrifikation.



Aufgrund der Isotopenzusammensetzung des freigesetzten Lachgases kann eine Aussage über den Bildungsprozess, Nitrifikation (Nit: Prozess 1, s. Fig. 2) oder Denitrifikation (hD: Prozess 3, nD: Prozess 2) sowie den Beitrag der N<sub>2</sub>O-Reduktion gemacht werden. Betrachtet werden hierbei vor allem die <sup>15</sup>N-Häufigkeit in der zentralen und endständigen Molekülposition (SP) und die <sup>18</sup>O-Häufigkeit Δ<sup>18</sup>O(N<sub>2</sub>O, H<sub>2</sub>O).

Publikation fasst die Ergebnisse des Forschungsprojekts zusammen.

**BEDEUTUNG DER N<sub>2</sub>O-EMISSIONEN AUS ARA FÜR DIE SCHWEIZ**

In der Schweiz existieren rund 700 bis 800 kommunale ARA [15]. Um mit lediglich 14 Messkampagnen eine repräsentative Aussage über deren Emissionen machen zu können, wurden Anlagentypen gemäss dem erreichten Reinigungsziel der biologischen Reinigungsstufe (Kohlenstoffabbau, ganzjährige Nitrifikation/Denitrifikation) und dem verfahrenstechnischen Prozess klassiert. Für die Kategorisierung der Reinigungsziele wurden folgende Kriterien festgelegt:

- 1) C-Elimination: keine ganzjährige Nitrifikation
- 2) ganzjährige Nitrifikation: Ammoniumoxidation von mindestens 90% über das gesamte Jahr
- 3) ganzjährige Denitrifikation: Kriterium 2 plus eine ganzjährige Denitrifikation und mindestens 65% Stickstoffentfernung

**TYPISCHE ANLAGEN**

Prozesskonfigurationen, die in der Praxis keine Relevanz haben, wurden für die Untersuchung nicht berücksichtigt (Tab. 1). Aus jeder relevanten Anlagenkategorie wurden typische Anlagen ausgewählt und auf diesen Messkampagnen von mindestens einem Jahr Dauer durchgeführt. Das eingesetzte Messkonzept ist im Bericht zur Messtechnik beschrieben. Die Resultate der Messkampagnen aus dem N2Oara-Projekt wurden in zwei wissenschaftlichen Publikationen detailliert beschrieben [6, 12].

Prozess	C-Elimination	Nitrifikation	Denitrifikation
Belebtschlamm (Durchlaufanlage)	Giubiasco, ARA 2	Altenrhein	Schönau, Moossee, Hofen
Belebtschlamm (SBR)		Uster	Birs
Belebtschlamm (A/I)			Luzern, Werdhölzli
Hybrid (IFAS)		Bazenheid, Langmatt	
Festbett		Altenrhein, Bern	

Tab. 1 Kläranlagen mit Angabe des Prozessstyps und Nährstoffeliminationsziels, die im N2Oara-Projekt untersucht wurden. Anlagenkonfigurationen in den schraffierten Feldern sind für die Praxis nicht relevant und wurden daher nicht untersucht.

**EMISSIONS- UND EINFLUSSFAKTOREN**

Lachgasemissionen werden üblicherweise als EF in Relation zur Stickstofffracht im Zulauf einer Anlage angegeben, um einen Vergleich verschiedener Anlagen zu ermöglichen. Wie Figur 3 zeigt, variieren die in dieser Studie berechneten EF, mit 0,1–8,0% der Stickstofffracht, stark zwischen den untersuchten ARA. Im Durchschnitt liegen die Emissionen bei rund 1,5% und sind somit deutlich höher als der bisher im schweizerischen Treibhausgasinventar verwendete EF von 0,035% [16]. Aufgrund der hohen Variabilität ist die Verwendung eines arithmetischen Mittelwerts für die Extrapolation der Schweizer Emissionen jedoch nicht sinnvoll, da dieser die relative Bedeutung der Anlagentypen nicht berücksichtigt. Entsprechend relevant ist die Charakterisierung von Kennzahlen, welche die N<sub>2</sub>O-EF beschreiben. Grundsätzlich besteht jedoch kein statistisch signifikanter Zusammenhang zwischen den erhobenen EF (Jahresmittelwert) und typischerweise verfügbaren Anlagenkennzahlen wie Grösse, Auslastung oder gelöste O<sub>2</sub>-Konzentration im Becken [6]. Im Gegensatz zur gängigen Lehrmeinung besteht kein direkter Einfluss des verfahrenstechnischen Prozesses auf den N<sub>2</sub>O-EF (Fig. 3, [14]). So wurden Anlagen mit suspendiertem Schlamm (A/I, Aerob, SBR, Aerob-Anoxisch) wie auch mit fixierter Biomasse (IFAS) mit hohen (≥1%), aber auch mit tiefen Emissionen (<0,5%) untersucht. Einzig bei den Festbettsystemen (Bern, Altenrhein) wurden für beide Anlagen hohe EF ermittelt. Tendenziell zeigen ARA mit dem Nährstoffeliminationsziel Denitrifikation eine höhere Stickstoffelimination und geringere N<sub>2</sub>O-Emissionen als nitrifizierende Anlagen und Anlagen, die auf Kohlenstoffentfernung fokussieren. Zudem korrelieren bei

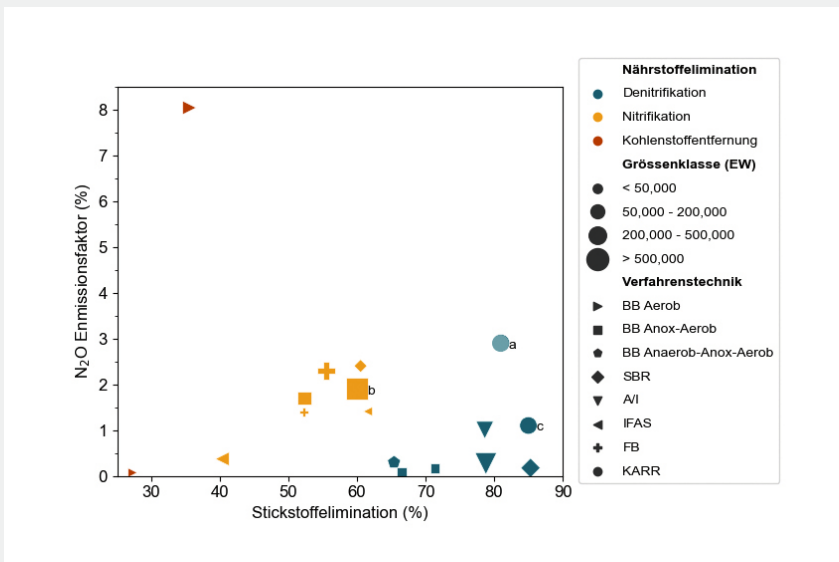


Fig. 3 N<sub>2</sub>O-EF aus Langzeitmessungen des N2Oara-Projekts in Abhängigkeit von der Stickstoffelimination und unter Angabe des Nährstoffeliminationsziels, der Anlagengröße und der Verfahrenstechnik. Resultate aus weiteren publizierten Langzeitmesskampagnen. (a) Daelman et al., 2015 [7], (b) Kosonen et al., 2016 [17], Chen et al., 2019 [18].

Belebschlammanlagen mit hohem EF (Giubiasco, Uster, Luzern, Kralingseveer) die täglichen N<sub>2</sub>O-Emissionen gut mit den Nitritablaufwerten aus der Biologie. Abhängig von der erreichten Stickstoffelimination fallen die EF höher (Giubiasco) oder tiefer (Luzern) aus. Ebenso waren bei Anlagen mit vollständiger Denitrifikation (ganzjährig und >65%) auch die Nitritablaufwerte tiefer. Eine Ausnahme, d.h. hohe N<sub>2</sub>O-Emissionen bei gleichzeitig hoher N-Elimination, stellt die Anlage Kralingseveer (Label a in Fig. 3) dar, was in einer unüblichen Prozessführung (konventionelle Belebung mit Karussellreaktor im Anschluss) begründet sein könnte.

Zusammengefasst deuten die Messergebnisse darauf hin, dass eine weitergehende Stickstoffelimination sowohl zu tieferen Nitritablaufwerten als auch zu tieferen Lachgasemissionen führt. Das heisst: Die Optimierung der N<sub>2</sub>O-Emissionen auf ARA steht nicht in einem direkten Zielkonflikt mit der Ablaufqualität.

**RELEVANZ DER EMISSIONEN**

Für eine gesamthafte Abschätzung der N<sub>2</sub>O-Emissionen aller Schweizer ARA für das nationale Treibhausgasinventar wird empfohlen, das Nährstoffeliminationsziel der Anlagen als Indikator zu verwenden. Eine Hochrechnung auf der Grundlage der Nitritablaufwerte der Anlagen, die ebenfalls sinnvoll wäre, ist

nicht möglich, da die nationale Datengrundlage unzureichend ist. Denn für die Nitritkonzentration im Ablauf besteht aktuell auf Bundesebene kein gesetzlicher Grenzwert. Aus diesem Grund wird der Stoff nicht in allen Kantonen zwingend beprobt. Zudem existiert aktuell keine nationale Zusammenstellung der Nitritablaufwerte aus ARA. Für die Hochrechnung der Emissionen wurden die mittleren EF der Nährstoffeliminationskategorien berechnet und mit der behandelten Stickstofffracht pro Anlagentypen multipliziert (Fig. 4, [6]). Dabei wurde die Annahme getroffen, dass eine weitergehende Stickstoffelimination zu tieferen Nitritkonzentrationen und N<sub>2</sub>O-Emissionen führt. Die berechneten

N<sub>2</sub>O-Gesamtemissionen aus Schweizer ARA für das Jahr 2019 belaufen sich auf rund 1050 t N<sub>2</sub>O oder 50 kg CO<sub>2</sub>-e/Person/Jahr. Dies entspricht gut 1% der gesamtschweizerischen Treibhausgasemissionen (46,2 Mio. t CO<sub>2</sub>-e/Jahr) und rund 20% der schweizweiten N<sub>2</sub>O-Emissionen. Somit sind ARA relevante N<sub>2</sub>O-Emittentinnen und verursachen Emissionen in einer vergleichbaren Größenordnung, wie dies im Bereich der industriellen Emissionen für Schlagzeilen in der Schweizer Presse gesorgt hat [19]. Folglich ist eine Reduktion der N<sub>2</sub>O-Emissionen aus ARA von nationaler Bedeutung, insbesondere da kein Zielkonflikt zum primären Zweck der Abwasserreinigung, dem Gewässerschutz, besteht.

Neben N<sub>2</sub>O emittieren ARA zwei weitere Treibhausgase (THG): Kohlendioxid (CO<sub>2</sub>) und Methan (CH<sub>4</sub>) (Fig. 1). CH<sub>4</sub> wird unter anaeroben Prozessbedingungen im Kanalnetz und zu einem grösseren Anteil in der anaeroben Schlammbehandlung gebildet und emittiert. Analog zu N<sub>2</sub>O werden CH<sub>4</sub>-Emissionen im Treibhausgasinventar als direkte Treibhausgasemission berücksichtigt. CO<sub>2</sub> gilt einerseits als indirekte Emission, verursacht durch den Stromverbrauch, und andererseits als direkte Emission beim Kohlenstoffabbau. Aufgrund des biogenen Ursprungs der Kohlenstofffracht im Abwasser werden direkte CO<sub>2</sub>-Emissionen (ca. 30–40 kg CO<sub>2</sub>-e/Person/Jahr) im THG-Inventar nicht berücksichtigt. Die THG-Bilanzierung einer durchschnittlichen Schweizer ARA mit anaerober Schlammbehandlung und ohne Schlammverbrennung bzgl. EF (N<sub>2</sub>O EF = 2,5%) mit anaerober Schlammbehandlung

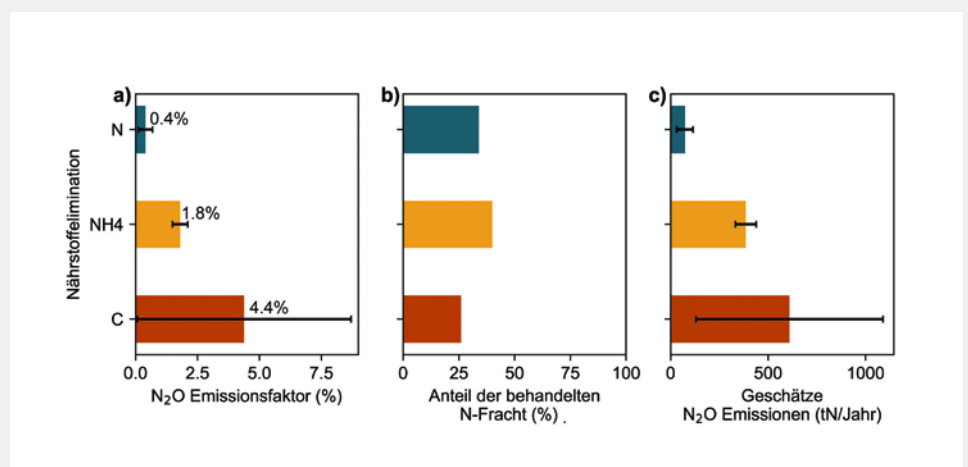


Fig. 4 N<sub>2</sub>O-EF (a), Anteil der behandelten N-Fracht in der Schweiz (b) und geschätzte schweizweite Emissionen pro Jahr (c) für die Nährstoffeliminationskategorien Kohlenstoffelimination (C), Nitrifikation (NH4) und Denitrifikation (N).

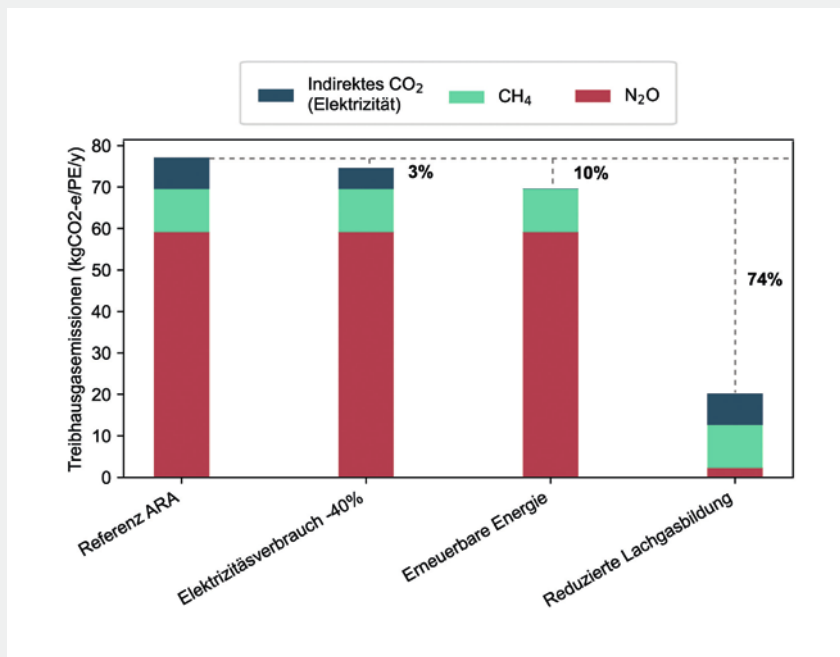


Fig. 5 Treibhausgasbilanz einer durchschnittlichen Schweizer ARA mit EU-Strommix mit den Systemgrenzen gemäss Figur 1 und ausgewählte Optimierungsszenarien [7]. Die prozentuale Reduktion für jedes Szenario ist fettgedruckt.

und ohne Schlammverbrennung (Fig. 5) zeigt deutlich auf, dass N<sub>2</sub>O die wichtigste THG-Emission der Abwasserreinigung ist. Dies gilt auch unter Annahme eines CO<sub>2</sub>-intensiveren EU-Strommix (312 [EU] vs. 137 [CH] g CO<sub>2</sub>-e/kWh).

Für die betrachtete Beispielanlage (Fig. 5) verursacht N<sub>2</sub>O rund 80% der gesamten THG-Emissionen. Entsprechend gering ist der Einfluss einer Reduktion des Stromverbrauchs. So führt die Verminderung des Verbrauchs von 40% zu einer Reduktion von 3% der THG-Emissionen. Deshalb ist eine alleinige Optimierung des Stromverbrauchs zur Verbesserung der THG-Bilanz einer ARA nicht zweckmässig. Daher sollten die N<sub>2</sub>O-Emissionen bei einer starken Optimierung des Energieverbrauchs der biologischen Reinigung berücksichtigt werden, um eine potenzielle Erhöhung der Gesamtemissionen zu vermeiden. Im Gegensatz dazu können durch eine Optimierung der N<sub>2</sub>O-Emissionen einer ARA bis zu 75% der Gesamtemissionen reduziert werden. Um eine N<sub>2</sub>O-Reduktionsmassnahme effizient umsetzen zu können, ist ein vertieftes Verständnis des Bildungsweges und der Einflussgrössen notwendig. In den folgenden Abschnitten werden die beiden wichtigsten Faktoren, Nitritakkumulation und Denitrifikation, genauer beleuchtet.

## N<sub>2</sub>O- UND NITRIT-SPITZEN BEI INSTABILER NITRIFIKATION

Die Analyse der schweizweit erhobenen Daten zeigt auf, dass Nitrit einen

wichtigen Treiber der N<sub>2</sub>O-Emissionen darstellt, was sich gut mit der allgemeinen Lehrmeinung deckt [11]. Die Gründe für eine instabile Nitrifikation und eine damit einhergehende Nitritakkumulation werden jedoch nur teilweise verstanden [20]. Nitritakkumulation kann beim Auswaschen der Nitrifikanten infolge eines zu tiefen Schlammalters bei tiefen Temperaturen auftreten, was die Messungen auf der kohlenstoffeliminierenden ARA mit hohem EF (Giubiasco) deutlich bestätigen (Fig. 3, [6]). Ein Verhindern der Nitrifikation durch eine Senkung des Schlammalters ist auf den entsprechenden ARA die zielführendste Möglichkeit, N<sub>2</sub>O- und Nitritemissionen zu reduzieren. Allerdings wird bei einem verkürzten Schlammalter auch der biologische Abbau von Kohlenstoffverbindungen und Mikroverunreinigungen beeinträchtigt. Daher wird empfohlen, das Schlammalter zu erhöhen und eine stabile Nitrifikation zu gewährleisten, was in gewissen Fällen mit baulichen Massnahmen verbunden ist.

Erfolgversprechende Reduktionsstrategien sind aber nicht für jede Anlage so klar identifizierbar. Auf Abwasser-

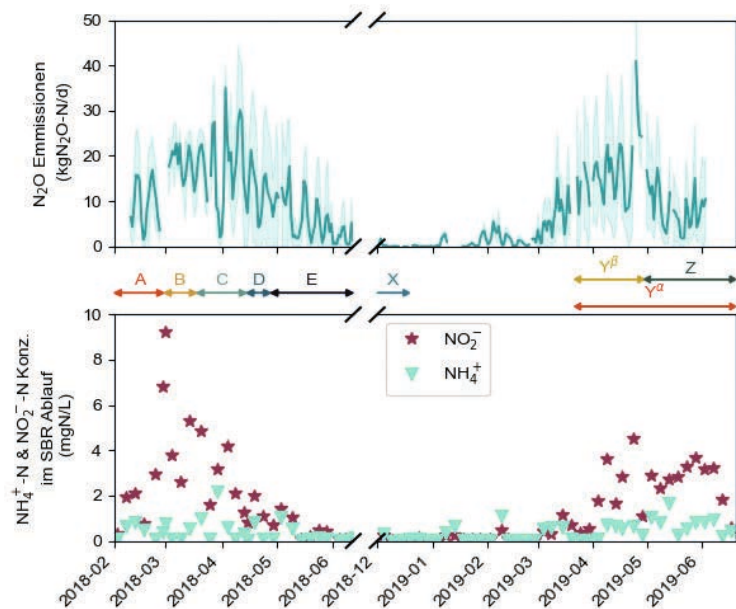


Fig. 6 Durchschnittliche N<sub>2</sub>O-Emissionen und Standardabweichung (Bänder) (oben) und Ablaufkonzentrationen (Ammonium NH<sub>4</sub><sup>+</sup> und Nitrit NO<sub>2</sub><sup>-</sup>) aus dem gemischten Ablauf aller sechs SBR-Reaktoren der ARA Uster als Tagesmittelwerte. Pfeile zwischen den Abbildungen zeigen identifizierte Cluster (A-E, X, Y, Z) mit ähnlicher mikrobiologischer Schlammzusammensetzung.

reinigungsanlagen wie in Uster (Jungholz) oder Luzern (Real) tritt ebenfalls eine saisonale Nitritakkumulation auf, die sehr gut mit erhöhten  $N_2O$ -Emissionen korreliert (Fig. 6). Diese Problematik ist auf gewissen Schweizer ARA bekannt, wird jedoch aufgrund des bundesweit fehlenden Grenzwerts für Nitrit und  $N_2O$ , trotz der bedeutenden Ökotoxizität (Nitrit) und Klimarelevanz ( $N_2O$ ), nicht in jedem Fall priorisiert behandelt. Die Gründe für Nitritakkumulationen sind weitgehend unklar, zumal typische Steuergrößen wie das aerobe Schlammalter oder Sauerstoffverfügbarkeit ausreichen müssten, um eine stabile Nitrifikation zu betreiben. Auf der ARA Uster wurden nun DNA-Analysen eingesetzt, um die Dynamik der Nitrifikation und die potenziellen Auslöser für die beobachtete saisonale Instabilität zu untersuchen.

#### DNA-ANALYSEN AUF DER ARA USTER

Für die mikrobiologischen Analysen wurde Schlamm aller sechs SBR-Reaktoren beprobt und für weitere Verwendungen bei  $-20^\circ\text{C}$  gelagert. Die Erbsubstanz (DNA) der Belebtschlamm Bakterien wurde aus ausgewählten Proben an der Eawag extrahiert und zur Bestimmung der Artenzusammensetzung durch DNA-Sequenzierung an einen Dienstleister (Novogene, DNAsense) verschickt. Dabei wurde die Technologie *16s rRNA amplicon sequencing* verwendet. Die erhaltenen Gensequenzen wurden mit der Datenbank *Midas Field Guide Version 3* klassifiziert und bzgl. Häufigkeit ausgewertet [21]. Die Studie ist detailliert in der Publikation von Gruber *et al.* beschrieben [20].

Die Resultate der mikrobiologischen Messungen zeigen eine starke zeitliche Variabilität der mikrobiologischen Zusammensetzung des Belebtschlammes in den Reaktoren. In Phasen mit hohen  $N_2O$ -Emissionen und Nitritakkumulation sank die Artenvielfalt der mikrobiellen Population stark ab (Fig. 7, [20]). Parallel dazu stieg der SVI stark an. Die Betreiber der Anlage beobachteten während diesen Phasen eine Zunahme der Trübung im Ablauf der Biologie (gemessen anhand der Sichttiefe gemäss Snellen). Die mikrobiologischen Daten zeigten auf, dass in Phasen mit instabiler Nitrifikation nitritoxidierende Bakterien (NOB) und flockenstabilisierende filamentöse Bakterien (Chloroflexi) ausgewaschen werden.

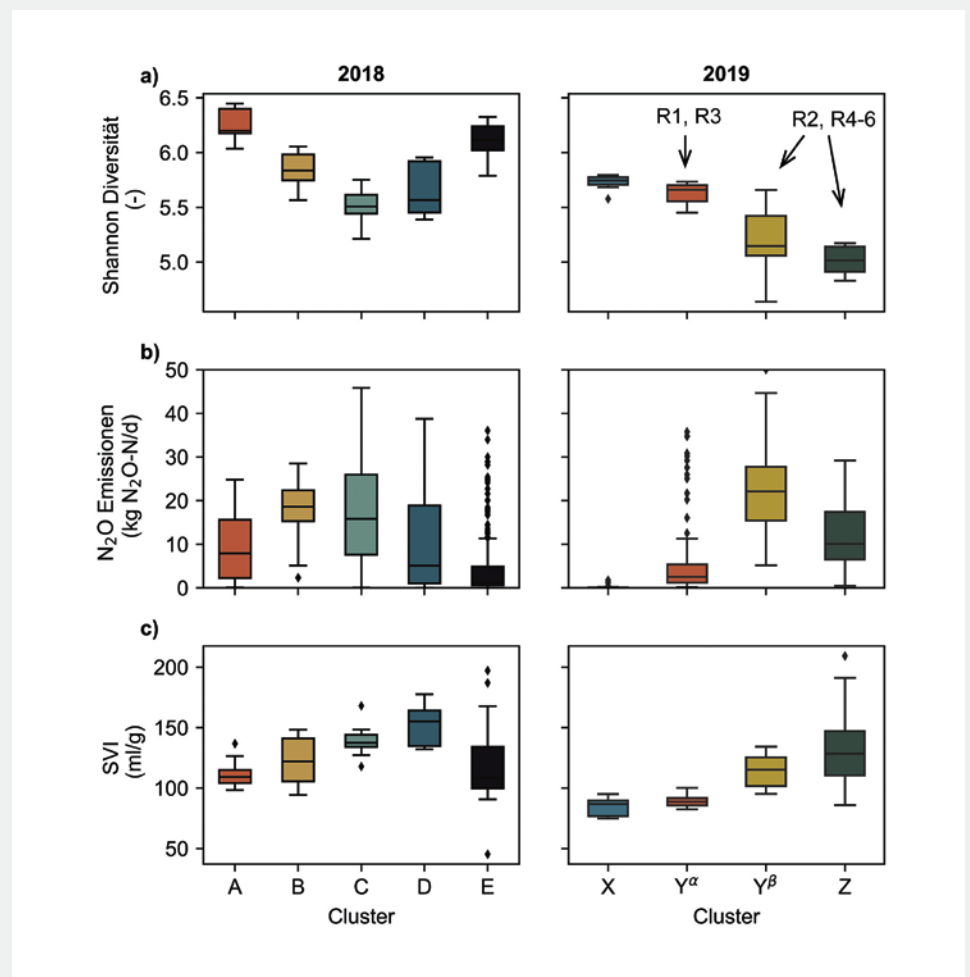


Fig. 7 Shannon-Diversität (a),  $N_2O$ -Emissionen (b), SVI (c) als Boxplots der Cluster gemäss Figur 6. Mit Ausnahme der Cluster Y $^{\alpha}$  (R1, R3), Y $^{\beta}$  und Z (R2, R4-6) umfassen die Cluster Proben aus allen Reaktoren. Erstes Quartil, Mediane (Linie) und drittes Quartil werden in der Box dargestellt. Whisker zeigen 1,5-mal die Differenz zwischen den Quartilen. Diamanten zeigen Ausreisser.

Potenziell könnte eine Verminderung der Flockenstabilität zum partiellen Verlust der Nitrifikation führen. Allerdings kann damit nicht erklärt werden, weshalb AOB deutlich weniger betroffen sind und Ammoniumablaufwerte eingehalten werden können (Fig. 7). Möglicherweise besteht ein Zusammenhang zwischen dem Auswaschverhalten und der Grösse zusammenhängender Bakterienaggregate, die bei AOB deutlich grösser sind als bei NOB [22].

Die jährlich wiederkehrende Parallelität zwischen Schlammabsetzeigenschaften, der mikrobiellen Vielfalt, Nitritakkumulation und  $N_2O$ -Emissionen deuteten auf eine grundsätzlichere Störung des Belebtschlammmikrobioms hin. Eine instabile Nitrifikation ist dabei lediglich ein Phänomen dieser Störung. Diese Hypothese wird gestützt durch die Unwirksamkeit von herkömmlichen Massnahmen zur Steigerung der Nitrifikationsleistung, wie der Erhöhung

des aeroben Schlammalters. Zudem wiesen nicht alle sechs Reaktoren die beschriebene Phänomenologie auf. Während der zweiten Beprobungsphase (2019) wurde in zwei Reaktoren (R1, R3) ein über Monate stabiles Mikrobiom beobachtet, das mit tieferen Emissionen einherging (Cluster Y $^{\alpha}$  in Fig. 7).

#### AKTUELLE FORSCHUNG

Eine Verbesserung der Nitrifikationsleistung in den betroffenen Reaktoren der ARA Uster konnte letztlich nur durch den kompletten Austausch des Belebtschlammes realisiert werden. Dies stellt jedoch ein Notfallszenario im Betrieb dar, da gut nitrifizierende Reaktoren dafür notwendig sind und die Gesamtleistung der ARA so nicht unmittelbar, sondern nur über einen längeren Zeitraum erhöht werden kann. Um den erneuten Austausch des Belebtschlammes zu vermeiden, wurde im Frühjahr 2021 Flockungshilfsmittel in allen Reaktoren

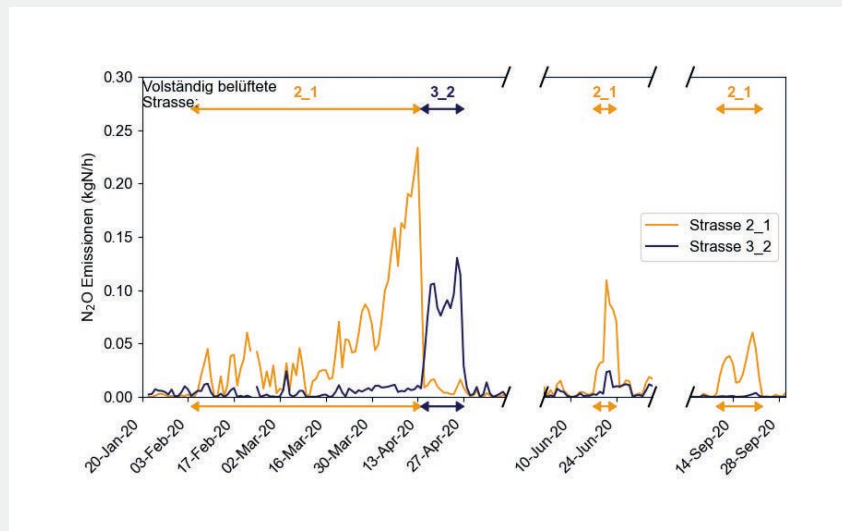


Fig. 8 Gegenüberstellung der  $N_2O$ -Emissionen aus zwei Strassen mit vollständiger Belüftung einer gesamten Strasse respektive mit Anox-Zone (ARA Hofen).

dosiert, damit sollte Flokkenstruktur verbessert und ein Verlust der NOB verhindert werden. Tatsächlich konnte auf diese Weise das Auftreten einer Betriebsstörung durch Verlust der Nitrifikationsleistung verhindert werden.

Um eine robuste Optimierungsmassnahme empfehlen zu können, ist jedoch ein vertieftes Verständnis der Mechanismen notwendig. Aus diesem Grund starteten im November 2021 die Projekte *NitriPop* und *Microcensus* an der Eawag. Das Hauptziel von *NitriPop* ist, die Auslöser der saisonalen Nitritakkumulation auf sieben ARA anhand von DNA-Analysen und detaillierter Auswertung der Betriebsdaten besser zu verstehen. Ebenfalls untersucht wird, ob ein saisonal angepasster Betrieb der Biologie die Stabilität des Belebtschlammmikrobioms beeinflusst. Im Schwesterprojekt *Microcensus* werden Methoden entwickelt, um DNA-Analysen innerhalb weniger Stunden durchführen zu können und somit mikrobiologische Informationen zeitnah für die Betriebssteuerung nutzbar zu machen.

## $N_2O$ -OPTIMIERTER BETRIEB

### MAXIMIERUNG DER DENITRIFIKATION

Die Ergebnisse der nationalen Messkampagnen zeigen deutlich, dass eine ganzjährige Denitrifikation die Lachgasemissionen reduziert. Dies kann durch die Reduktion von  $N_2O$  und anderen Zwischenprodukten wie Nitrit in der Denitrifikation erklärt werden. Im Gegensatz dazu kann es bei einer nur partiellen Denitrifikation (Reduktion von Nitrat bis

Nitrit oder  $N_2O$ , vgl. Fig. 2), insbesondere bei einer reduzierten Verfügbarkeit von Kohlenstoff z. B. während Wochenenden (s. Artikel D. Braun et al., S. 26 diese Ausgabe) oder in einer Postdenitrifikation (Denitrifikation nach einer Belüftungszone), zu einer vermehrten Freisetzung von  $N_2O$  kommen. Dieser Zusammenhang konnte in einer Messkampagne auf der ARA Hofen deutlich bestätigt werden (Fig. 8). Durch die Belüftung der ersten, im Normalbetrieb anoxischen Zone, kam es zu einem Anstieg der  $N_2O$ -Emissionen (im Vergleich zu einer Strasse im Normalbetrieb). Die Resultate auf der ARA Hofen zeigen zudem deutlich auf, dass eine optimierte Denitrifikation andere Zwischenprodukte der Nitrifikation und Denitrifikation, wie beispielsweise Nitrit, bedeutend reduziert.

Die Optimierung der Denitrifikation erfordert ein gutes Verständnis der Dynamik in der biologischen Reinigung, da die Kohlenstoffverfügbarkeit und die Kontrolle der Belüftung in der Biologie wichtige Einflussgrössen für die Denitrifikation sind. Die Analysen auf der ARA Hofen zeigen, dass auch bei einer volumenmässig vergleichsweise kleinen Dimensionierung der biologischen Reinigungsstufe mit dynamischer Regelung eine ausreichende Denitrifikation erzielt werden kann, um die  $N_2O$ -Emissionen zu minimieren (vgl. Artikel D. Braun et al., S. 26). Jedoch muss die biologische Stufe aufgrund der geringen Beckenvolumen zeitweise vollständig belüftet werden. Zur optimierten Ausnutzung der Belüftungskapazität ist eine Kaskadierung der Strassen sehr hilfreich,

da eine saubere Prozesskontrolle ermöglicht wird [23, 24]. Freie Kapazitäten in der Belüftung können so konsequent für die Denitrifikation eingesetzt werden. Bei volumenmässig grösser dimensionierten Anlagen sind eine erweiterte Kontrolle und zusätzliche Kaskadierung nicht zwingend notwendig. Bei der Planung von neuen Anlagen sollte genügend Denitrifikationskapazität eingeplant werden. Unter Umständen könnte dadurch auch das Belebtschlammmikrobiom stabilisiert werden, worauf die Resultate aus den Langzeitmesskampagnen hindeuten (Fig. 3). Ganzjährig denitrifizierende Anlagen weisen seltener eine instabile Nitrifikation auf, wobei die Wirkungsmechanismen unklar sind. Interessanterweise scheinen stabile Betriebsweisen der biologischen Reinigung, ohne saisonales Zuschalten einer Denitrifikation, zu einer stabileren Nitrifikation zu führen, wie das Beispiel Richterswil aufzeigt (s. Artikel A. Fumasoli et al., S. 32 diese Ausgabe). Die Gründe hierzu sind ebenfalls unbekannt.

### OPTIMIERTE PROZESSKONTROLLE

Ein weiterer zentraler Punkt bei der Optimierung der Denitrifikation ist die Dosierung von Faulwasser, die zu einer deutlichen Erhöhung der  $N_2O$ -Emissionen führen kann [12]. Die zugrunde liegenden Mechanismen werden aber bisher nicht genau verstanden. Möglicherweise führt die Erhöhung der Stickstofffracht, bei gleichzeitig geringer Fracht an leichtabbaubarem Kohlenstoff, zu einer Erhöhung der Emissionen. Alternativ könnten Hemmstoffe im Faulwasser einen ungünstigen Einfluss auf die Nitrifikationsleistung haben. Es wird empfohlen, auf ARA mit instabiler Nitrifikation und nicht ganzjähriger Denitrifikation eine separate Faulwasserbehandlung zu implementieren. Wichtig dabei ist, dass die Abluft der Faulwasserbehandlung mit einem Katalysator nachbehandelt wird, da sehr hohe  $N_2O$ -Emissionen bei Prozessen wie Sharon oder zweistufigen Nitritations/Anammox-Prozessen auftreten können. Alternativ kann auch ein Membranstrippungsverfahren eingesetzt werden, das keine  $N_2O$ -Emissionen verursacht. Bei ARA mit ganzjähriger Denitrifikation kann die Faulwasserbehandlung im Hauptstrom erfolgen. Versuche auf der ARA Hofen zeigen deutlich, dass die Faulwasser-

dosierung während der Nacht aufgrund der reduzierten Kohlenstoffverfügbarkeit in Bezug auf  $N_2O$ -Emissionen nicht sinnvoll ist. Die Faulwasserdosierung sollte so angepasst werden, dass immer eine ausreichende Denitrifikationskapazität und Belüftungs Kapazität vorhanden ist, um  $N_2O$  zu reduzieren und einen Ammoniumdurchbruch zu verhindern.

## SYNTHESE UND AUSBLICK

Die Ergebnisse des Projekts *N2Oara* zeigen, dass einerseits  $N_2O$  die wichtigste THG-Quelle aus der Abwasserreinigung ist und andererseits ARA mehr als 1% der gesamten THG- bzw. rund 20% der  $N_2O$ -Emissionen der Schweiz verursachen. Daher besteht ein grosses Interesse, die Emissionen zu senken. Aus den durchgeführten Messkampagnen und Experimenten leiten sich zwei relevante Einflussfaktoren auf die  $N_2O$ -Emissionen ab: eine stabile Nitrifikation und die Denitrifikationsrate. Grundsätzlich hilft eine hohe Stickstoffeliminationsleistung, die  $N_2O$ -Emissionen zu senken. Im Gegensatz dazu führt eine instabile Nitrifikation zu hohen Emissionen. In *Figur 9* ist ein stark vereinfachtes Modell dargestellt, das den  $N_2O$ -EF einer ARA in Abhängigkeit von der Denitrifikationsleistung und der Stabilität der Nitrifikation nach dem gegenwärtigen Wissenstand abbildet. Für die genaue Treibhausbilanzierung einer ARA führt jedoch nach wie vor kein Weg an der direkten Messung der Emissionen vorbei. Zudem ist aktuell

noch unklar, inwiefern sich die beiden Faktoren beeinflussen. Unsere Daten deuten darauf hin, dass eine ganzjährige Denitrifikation das Risiko für eine Instabilität der Nitrifikation deutlich reduziert. Instabile Nitrifikationen scheinen oft saisonal aufzutreten und in einem Zusammenhang mit Instabilitäten des gesamten Mikrobioms zu stehen. Im Gegensatz dazu ist das Verständnis für Reduktionsmassnahmen durch eine dynamische Steuerung robuster abgestützt. Zentral hierbei ist eine Optimierung der Denitrifikation durch eine bedarfsangepasste Steuerung der Belüftung und der Faulwasserdosierung.

Auf gewissen ARA sind die Möglichkeiten hinsichtlich Optimierung der Denitrifikation limitiert, z. B. aufgrund der begrenzten Platzverhältnisse. Als sinnvolle Alternative werden in solchen Fällen beispielsweise Festbettreaktoren eingesetzt, die typischerweise überdacht sind. Hier könnte die Abluft erhitzt und mit einem Katalysator behandelt werden, um  $N_2O$  zu zerstören. Das gleiche Verfahren könnte auf Faulwasserbehandlungsanlagen und Schlammverbrennungen eingesetzt werden. Grundsätzlich sollte aber versucht werden, die Nitrifikation und Denitrifikation im Hinblick auf einen möglichst vollständigen Ablauf der Prozesse zu optimieren, da so neben der Reduktion von THG-Emissionen auch die Ablaufqualität optimiert wird. Im Jahr 2021 wurde im Parlament eine Motion angenommen,

## VERDANKUNG

Die Autoren danken folgenden Projektpartnern: Bundesamt für Umwelt (BAFU), Kanton Bern (AWA), Kanton Basellandschaft (AIB), Kanton Zürich (AWEL), Alpha Wassertechnik AG, Holinger AG, Hunziker Betatech AG, TBF + Partner AG, ARA Region Bern, ARA REAL (Luzern), ARA Schönau (GVRZ), Entsorgung St. Gallen, ARA Werdhölzli (ERZ), ARA Giubiasco (AMB) und ARA Jungholz (Uster). Zudem geht ein grosser Dank an *Jörg Ringwald* (ARA Jungholz), *Damian Dominguez* (BAFU), *Reto Manser* (AWA), *Hanspeter Bauer* (Stadt St. Gallen), *Lucien Biolley*, *Michael Vogel* (beide ETHZ), *Andrin Moosmann*, *Liliane Vogt*, *Manuel Luck*, *Nikita Krähenbühl*, *Tobias Bühler*, *Kilian Feller*, *Marko Kipf*, *Ivan Mitrovic*, *Karin Beck* (alle Eawag) und *Kerstin Zeyer* (Empa).

die eine stärkere Stickstoffelimination in ARA verlangt [25].

## BIBLIOGRAPHIE

- [1] IPCC (2021): *Climate Change 2021: The Physical Science Basis. Contribution of Working Group I to the Sixth Assessment Report of the Intergovernmental Panel on Climate Change*, Masson-Delmotte V. et al., Editors
- [2] Ravishankara, A.R.; Daniel, J.S.; Portmann, R.W. (2009): *Nitrous Oxide ( $N_2O$ ): The Dominant Ozone-Depleting Substance Emitted in the 21<sup>st</sup> Century*. *Science*. 326(5949): p. 123–125
- [3] Tian, H. et al. (2020): *A comprehensive quantification of global nitrous oxide sources and sinks*. *Nature*. 586(7828): p. 248–256
- [4] Wunderlin, P. et al. (2012): *Mechanisms of  $N_2O$  production in biological wastewater treatment under nitrifying and denitrifying conditions*. *Wat. Res.* 46(4): p. 1027–1037
- [5] Gruber, W. et al. (2021): *Estimation of countrywide  $N_2O$  emissions from wastewater treatment in Switzerland using long-term monitoring data*. *Wat. Res.* X. 13
- [6] Daelman, M.R. et al. (2015): *Seasonal and diurnal variability of  $N_2O$  emissions from a full-scale municipal wastewater treatment plant*. *Science of The Total Environment*. 536: p. 1–11
- [7] Gruber, W. (2021): *Long-term  $N_2O$  emission monitoring in biological wastewater treatment: methods, applications and relevance*. In *Institute for Environmental Engineering*. ETH Zurich: Zürich. p. 292
- [8] Conthe, M. et al. (2018): *Denitrification as an  $N_2O$  sink*. *Water Research*. 151: p. 381–387
- [9] Wunderlin, P. (2013): *Mechanisms Of  $N_2O$  Production In Biological Wastewater Treatment From Pathway Identification To Process Control*, in eawag. ETH Zurich: Zurich. p. 245

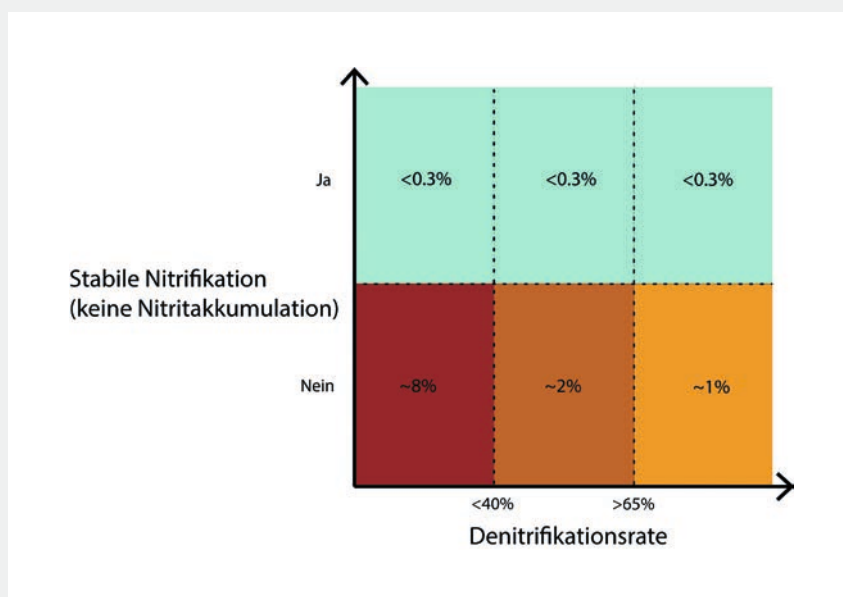


Fig. 9 Grobe Abschätzung der zu erwartenden  $N_2O$ -EF aus biologischen Reinigungsstufen auf ARA.



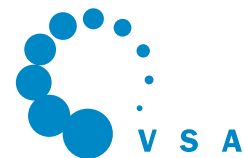
- [10] Wunderlin, P. et al. (2013): Lachgasemissionen aus ARA – Relevanz, Bildungswege und Reduktionsstrategien. *Aqua & Gas* 2: p. 54–59
- [11] Wunderlin, P. et al. (2013): Isotope signatures of  $N_2O$  in a mixed microbial population system: constraints on  $N_2O$  producing pathways in wastewater treatment. *Environmental Science & Technology*. 47(3): p. 1339–1348
- [12] Gruber, W. et al. (2020):  $N_2O$  emission in full-scale wastewater treatment: Proposing a refined monitoring strategy. *Science of The Total Environment*. 699: p. 134157
- [13] Daelman, M.R. et al. (2013): Influence of sampling strategies on the estimated nitrous oxide emission from wastewater treatment plants. *Wat. Res.* 47(9): p. 3120–3130
- [14] Vasilaki, V. et al. (2019): A decade of nitrous oxide ( $N_2O$ ) monitoring in full-scale wastewater treatment processes: A critical review. *Wat. Res.* 161: p. 392–412
- [15] FOEN (2021): ARA Kennzahlen 2020 (preliminary data), Federal Office for the Environment (FOEN), Water Body Protection Division, Editor: Bern
- [16] BAFU (2019): Faktenblatt –  $CO_2$ -Emissionsfaktoren des Treibhausgasinventars der Schweiz
- [17] Kosonen, H. et al. (2016): Nitrous Oxide Production at a Fully Covered Wastewater Treatment Plant: Results of a Long-Term Online Monitoring Campaign. *Environmental Science & Technology*. 50(11): p. 5547–5554
- [18] Chen, X. et al. (2019): Assessment of Full-Scale  $N_2O$  Emission Characteristics and Testing of Control Concepts in an Activated Sludge Wastewater Treatment Plant with Alternating Aerobic and Anoxic Phases. *Environmental Science & Technology*. 53(21): p. 12485–12494
- [19] Lenz, C. (2020): Die Klimaschande von Visp, in *Das Magazin*. 2020, TX Group: Zurich
- [20] Gruber, W. et al. (2021): Linking seasonal  $N_2O$  emissions and nitrification failures to microbial dynamics in a SBR wastewater treatment plant. *Wat. Res. X*. 11: p. 100098
- [21] Nierychlo, M. et al. (2020): MiDAS 3: An ecosystem-specific reference database, taxonomy and knowledge platform for activated sludge and anaerobic digesters reveals species-level microbiome composition of activated sludge. *Water Res.* 182: p. 115955
- [22] Manser, R.; Muche, K.; Gujer, W.; Siegrist, H. (2005): A rapid method to quantify nitrifiers in activated sludge. *Water Research* 39(8): p. 1585–1593
- [23] Weber, P.; von Känel, L.; Braun, D. (2016): Sauerstoff – Treibstoff für die Nitrifikation. *Aqua & Gas* 7/8: p. 56–63
- [24] Braun, D.; Weber, P.; von Känel, L. (2019): Dynamische Regelung von Abwasserreinigungsanlagen (Dyrpa), VSA, Editor: Glattbrugg
- [25] Kommission für Wirtschaft und Abgaben im Nationalrat (2020): Reduktion der Stickstoffinträge aus den Abwasserreinigungsanlagen (Motion 20.4261), in 20.4261, Die Bundesversammlung – Das Schweizer Parlament, Editor: Bern

Verband Schweizer  
Abwasser- und  
Gewässerschutz-  
fachleute

Association suisse  
des professionnels  
de la protection  
des eaux

Associazione svizzera  
dei professionisti  
della protezione  
delle acque

Swiss Water  
Association



VSA-Veranstaltung

## KANALISATIONSFORUM

16./17. Mai 2022

Das Kanalisationsforum 2022 präsentiert sich in gewohntem Format. Dieses Jahr wird auf die Siedlungsentwässerung mit den Themen «integrale Wasserbewirtschaftung» und «Schwammstadt» speziell eingegangen. Angesprochen werden Ingenieure, Planer von Abwasseranlagen, Behörden Lieferanten sowie Fachleute aus Bau-, Betrieb und Werterhalt von Kanalisationen.

[vsa.ch/kafo22](https://vsa.ch/kafo22)

# ABWASSER- AUFBEREITUNG

Produkte.  
Services.  
Lösungen.

- Pulveraktivkohlen
- Flockungshilfsmittel
- Formkohlen
- Reaktivierung
- Kornkohlen
- Mobile Filter

Für Ihre Anwendung  
das optimale Produkt.

Breitenstrasse 16b | 8500 Frauenfeld  
Tel. +41 52 235 24 24 | info@n-schneider.ch  
www.n-schneider.ch



## Bekämpfen Sie Schaum schnell und effizient!

STRUKTOL® Entschäumer bieten ein ausgewogenes Verhältnis zwischen der Zerstörung bereits bestehenden Schaums und der Verhinderung von Schaumbildung. STRUKTOL® Entschäumer sind wasserfrei und bieten maximale Effizienz.

Rufen Sie uns an! Wir haben die Lösung.

**Marcel Pfiffner**  
Sales Manager, Specialty  
Chemicals Industry  
Phone +41 79 285 67 39  
marcel.pfiffner@dksh.com



### Eigenschaften

- Toxikologische Unbedenklichkeit
- Biologische Abbaubarkeit (nach OECD, silikonfrei)
- Wirkung von Flockungshilfsmitteln wird nicht beeinträchtigt
- Bestes Preis/Effizienz - Verhältnis

### Einsatzmöglichkeiten

- Im Zulauf
- Direkt während der biologischen Behandlung zusammen mit dem Bioschlamm in die Nachklärung
- Im Vorfluter
- Während der allgemeinen Schlammbehandlung
- In der aeroben wie auch in der anaeroben Behandlung
- Während der Nitrifikation / Denitrifikation
- In der Schlammwässerung

Delivering Growth - in Asia and Beyond.



SCHWEIZER  
MESSE GLOBALER  
WASSERKREISLAUF

9.-11.02.2022

ESPACE GRUYÈRE  
BULLE

aqua pro est reportée du 8 au 10 juin 2022

AQUA-PRO.CH

# aqua pro

Jetzt  
Ticket sichern!  
**30% Rabatt**

auf Tageseintritt  
Gutscheincode:  
AG22

Online-Ticket für  
CHF 14.- statt CHF 20.-  
www.aqua-pro.ch

PRÄSENTIERT VON



SPONSORS



PARTNER  
DER FACHTAGUNGEN

