



Leibniz
Universität
Hannover



KompaGG-N

Komplettaufbereitung von Gülle und Gärresten:

Verfahrensentwicklung unter Berücksichtigung
regionaler Stoffstromkonzepte für Nähr- und
Schadstoffe

Anhang B – Biologische Behandlung und modellbasierte
Szenarienanalyse (ISAH)

Förderkennzeichen: 02WQ1516A-D

Laufzeit: 01.08.2019 – 28.02.2023

KMU-innovativ

Vorfahrt für Spitzenforschung
im Mittelstand

GEFÖRDERT VOM



Bundesministerium
für Bildung
und Forschung

Inhaltsverzeichnis

B.1 Zielsetzung und Kurzzusammenfassung	9
B.2 Substratscreening – Gegenüberstellung Schweinegülle und Gärrest.....	10
B.2.1 Probenahme, Standorte und Parameter	10
B.2.2 Physikochemische Eigenschaften	11
B.2.3 Nährstoffverhältnisse	12
B.2.4 Saisonale Schwankungen bei Schweinegülle	13
B.3 Nitritations-Hemmung durch Schweinegülle, Gärrest und Kondensat aus der Gärresteindampfung	15
B.3.1 Methodische Grundlagen	15
B.3.1.1 Aufzeichnen der Sauerstoffzehrungsrate	15
B.3.1.2 Bestimmung des autotrophen Atmungsanteils	16
B.3.1.3 Ermittlung der Ammoniumumsatzrate	18
B.3.2 Weiterentwicklung der Methodik.....	19
B.3.3 Technischer Versuchsaufbau	20
B.3.4 Versuchsansätze und -durchführung	21
B.3.5 Ergebnisse und Diskussion	23
B.4 Verfahrensentwicklung Deammonifikation als Stand-alone-Verfahren für Gülle.....	25
B.4.1 Anlagenaufbau und -gestaltung.....	26
B.4.2 Betriebskonzepte und Regelstrategien	29
B.5 Halbtechnische Erprobung des Stand-Alone-Moduls zur Deammonifikation von Schweinegülle	31
B.5.1 Standort und Einordnung des Substrats	31
B.5.2 Technische Beschreibung der Anlage.....	32
B.5.3 Betriebseinstellungen und Messkonzept.....	34
B.5.4 Lachgasmessungen in der Nitritationsstufe	34
B.5.5 Ergebnisse und Diskussion	35
B.5.5.1 Erfahrungen aus dem Anlagenbetrieb	35
B.5.5.2 Wiederherstellen der Nitritation	37
B.5.6 Adaption Belebtschlamm an veränderte Betriebsbedingungen der Nitritation mit Schweinegülle.....	39
B.5.6.1 Zusammensetzung und Veränderung der Biozönose.....	39
B.5.6.2 Maximale Aktivität und Ammoniumumsatzrate	42
B.5.6.3 Ammoniaktoleranz.....	45
B.5.7 Potential der ARG-Reduzierung durch die Deammonifikation	45
B.6 Erprobung der Deammonifikation von Kondensat der fraktionierten Eindampfung	48
B.6.1 Charakterisierung des in den Versuchen verwendeten Kondensats	48

B.6.2 Technische Beschreibung der Versuchsanlage	48
B.6.3 Betriebseinstellungen und Messkonzept	51
B.6.4 Lachgasmessung	52
B.6.5 Leistungspotentiale der Deammonifikation als nachgeschaltete Stufe zur Vollreinigung des Kondensats aus der fraktionierten Eindampfung.....	52
B.7 Auswahlorientierte Bewertung von Verfahrensketten.....	54
B.7.1 Regionale Rahmenbedingungen und Auswahlkorridor	54
B.7.1.1 Landkreis Nienburg/Weser als Modellregion	55
B.7.2 Methodisches Vorgehen zur Bewertung von Verfahrensketten	58
B.7.3 Verfahrenssteckbriefe und abgeleitete Modellmodule	60
B.7.3.1 Fraktionierte Eindampfung	60
B.7.3.2 Deammonifikation – Stand-Alone.....	66
B.7.3.3 Deammonifikation – Nachgeschaltet.....	72
B.7.4 Bewertungskriterien	76
B.7.5 Beispielhafte Szenarienanalysen	77
B.7.5.1 Kenndaten von Vergleichsverfahren	77
B.7.5.2 Auswahl systemcharakteristischer Beispiele	78
B.7.5.3 Angewandter Verfahrenvergleich	79
Literaturverzeichnis.....	84

Bildverzeichnis

Bild B.1 Verlauf der NH ₄ -N-Konzentrationen und der Säurekapazität während des Güllemonitorings.....	14
Bild B.2 Verlauf des pH-Werts und der Leitfähigkeit während des Güllemonitorings.....	14
Bild B.3 Verlauf der NH ₄ -N-Konzentrationen und der Säurekapazität während des Güllemonitorings.....	14
Bild B.4 Ermittelte TR und oTR während des Güllemonitorings.....	14
Bild B.5 Beispielhafter Kurvenverlauf der Sauerstoffkonzentration und Berechnung der OUR während eines Batch-Tests nach (Sander 2014)	16
Bild B.6 Beispielhafter Verlauf der OUR über den Versuchszeitraum mit der gesamten OUR (OUR _{ges}), dem heterotrophen Atmungsanteil (OUR _{het}) und dem autotrophen Atmungsanteil (OUR _{aut})	17
Bild B.7 Verlauf der autotrophen und heterotrophen SOUR im Vergleich über den Versuchszeitraum. Ein-gekennzeichnet ist der Bereich mit der maximalen SOUR	18
Bild B.8 Schematische Darstellung des Versuchsaufbaus zur Ermittlung einer Hemmung der Nitrifikation	20
Bild B.9 Stickstoffumwandlung während der Deammonifikation (rot) im Vergleich zur Nitrifikation/Denitrifikation (schwarz) nach Beier und Freyschmidt (2022)	25
Bild B.10 TERRAMOX®-Versuchsanlage der Firma E&P	26
Bild B.11 Fließschema des TERRAMOX®-Verfahrens	26
Bild B.12 Innenansicht der Anhängeranlage (Ablauf auf dem Bild nicht erkennbar).....	27
Bild B.13 Erstaufstellung der Versuchsanlage am landwirtschaftlichen Standort (Foto: Anna Franziska Meyer)	27

Bild B.14	Tauchpumpe zum Befüllen der Vorlage	28
Bild B.15	Schwimmschicht im Gülletank, bestehend primär aus Fasern und Fliegenpuppen	28
Bild B.16	Als Absetzbecken genutzte Regentonne mit erkennbaren Eisschollen	28
Bild B.17	Rohrbegleitheizung und Dämmung der Zulaufleitung	28
Bild B.18	Zu- und Ablaufwerte (Stickstofffrachten, Säurekapazität) der halbtechnischen Nitritionsstufe mit einem Reaktorvolumen von 500 l bei der Inbetriebnahme mit Schlammwasser	29
Bild B.19	CSB (hom/fil) der in der Halbtechnik eingesetzten Schweinegülle (orange) im Vergleich zu den Güllen des Substratscreenings (weiß)	31
Bild B.20	NH ₄ -N der in der Halbtechnik eingesetzten Schweinegülle (orange) im Vergleich zu den Güllen des Substratscreenings (weiß).....	32
Bild B.21	SK der in der Halbtechnik eingesetzten Schweinegülle (orange) im Vergleich zu den Güllen des Substratscreenings (weiß)	32
Bild B.22	Verfahrensflißschema der halbtechnischen Anlage zur Deammonifikation mit ihren Aggregaten und Messstellen	33
Bild B.23	Starke Schaumbildung im Nitritions-reaktor. Verkrustungen durch mit dem Schaum ausgetragenen Feststoffen sind gut zu erkennen	36
Bild B.24	Überschäumen des Nachklärbeckens der Nitritation (unten) und der mit Leitungswasser gefüllte Reaktor (oben) zum Vergleich	36
Bild B.25	Stickstoff-Konzentrationen des Zu- und Ablaufs der halbtechnischen Nitritation und Verlauf des pH-Werts im Reaktor beim Zusammenbruch der Nitritation	38
Bild B.26	Stickstoff-Konzentrationen des Zu- und Ablaufs der halbtechnischen Nitritation und Verlauf der theoretischen NH ₃ -Konzentration im Reaktor (Zulaufstopp grau hinterlegt).....	39
Bild B.27	Zusammensetzung der lebenden Bio-masse des Schlammes aus der Herkunftsanlage und des Schlammes der Nitritionsstufe der halbtechnischen Anlage im Vergleich.....	41
Bild B.28	Zusammensetzung der AOB-Community der Herkunftsanlage und des Schlammes der Nitritionsstufe der halbtechnischen Anlage im Vergleich	41
Bild B.29	Verlauf der SOUR, des pH-Werts und der theoretischen NH ₃ -Konzentration während des Aus-zehrens des Schlammes aus der halbtechnischen Nitritionsstufe (beispielhaft Reaktor B)	43
Bild B.30	Verlauf der SOUR, des pH-Werts und der theoretischen NH ₃ -Konzentration zur Bestimmung der maximalen Aktivität des Schlammes aus der halbtechnischen Nitritation.....	43
Bild B.31	SOUR der drei Batchreaktoren beim Auszehren des Schlammes der halbtechnischen Anlage in Abhängigkeit der theoretischen Ammoniakkonzentration	45
Bild B.32	Untersuchte ARG und deren Konzentration in Zulauf und Ablauf der halbtechnischen Nitritation	48
Bild B.33	Flißschema der labortechnischen Anlage zur einstufigen Deammonifikation.....	49
Bild B.34	Foto der einstufigen Deammonifikation im Labormaßstab.....	50
Bild B.35	Verlauf des Reaktorgewichts und des pH-Werts über einen Zeitraum von 6 Tagen (ca. 7 Zyklen).....	52
Bild B.36	Regionale Rahmenbedingungen bei der Bewertung von Verfahrensketten	54
Bild B.37	Gärrestmenge im Berichtszeitraum 2019/ 2020 im Landkreis Nienburg/Weser nach Herkunft (Landwirtschaftskammer Niedersachsen 2021)	56

Bild B.38	Im Gärrest enthaltene Nährstoffmengen im Berichtszeitraum 2019/2020 im Landkreis Nienburg/Weser nach Herkunft der Gärreste(Landwirtschaftskammer Niedersachsen 2021)	56
Bild B.39	Anzahl der tierhaltenden Betriebe 2020 im Landkreis Nienburg/Weser nach Tierart (Statistische Ämter des Bundes und der Länder 2020)	56
Bild B.40	Schematische Darstellung der Methodik in der modellgestützten Bewertung mit der Funktion der Modellmodule (A), deren Verschaltung zu Verfahrensketten (B) und den errechneten Bewertungsgrößen (C)	60
Bild B.41	Verfahrensschema der fraktionierten Eindampfung, beispielhaft als dreistufiges System	61
Bild B.42	Fließbild des Stand-Alone-Moduls zur Behandlung von Schweinegülle	66
Bild B.43	Verfahrensschema der nachgeschalteten Deammonifikation zur Behandlung von Kondensaten der Gärresteindampfung	72

Tabellenverzeichnis

Tab. B.1	Art, Herkunft und Besonderheiten der untersuchten Proben	10
Tab. B.2	Im Substratscreening gemessene Parameter und die zugehörige Messmethode ...	11
Tab. B.3	Messwerte der Schweinegülle im Rahmen des Substratscreenings mit arithmetischen Mittel (AM) und Standardabweichung (SD)	12
Tab. B.4	Messwerte der Gärreste im Rahmen des Substratscreenings mit arithmetischen Mittel (AM) und Standardabweichung (SD)	12
Tab. B.5	Messwerte der Kondensate im Rahmen des Substratscreenings mit arithmetischen Mittel (AM) und Standardabweichung (SD)	12
Tab. B.6	NH ₄ -N, CSBfil, SK der im Screening betrachteten Proben mit den korrespondierenden NH ₄ -N:CSBfil- und SK: NH ₄ -N-Verhältnissen.....	13
Tab. B.7	Übersicht über die relevanten Versuchsparameter	21
Tab. B.8	Übersicht über die eingesetzten Substrate	21
Tab. B.9	Versuchsansätze für die Hemmversuche zur Nitritation	22
Tab. B.10	Übersicht über die Versuchseinstellungen und einzelnen Ansätze	23
Tab. B.11	Maximale SOUR der Versuchsansätze und ihre Abweichung zur Referenz,	23
Tab. B.12	Mindes- und Maximalwerte sowie Mittelwert und Standardabweichung der Beprobung der Schweingülle während des halbtechnischen Betriebs	31
Tab. B.13	Verbaute Aggregate und Sensoren der halbtechnischen Anlage zur Deammonifikation	33
Tab. B.14	Technische Mittel der Lachgasmessung	34
Tab. B.15	Zusammensetzung des Belebtschlamm (AnAOB AOB, NOB und einzelne Spezies/Gattungen) aus der Herkunftsanlage und dem Nitritationsreaktor der halbtechnischen Versuchsanlage.....	42
Tab. B.16	Ermittelte SOUR und spezifische Ammoniumumsatzrate verschiedener Batchansätze mit Schlamm aus der Herkunftsanlage und Schlamm aus der halbtechnischen Nitritation im Vergleich	44
Tab. B.17	Entwicklung der ARG-Konzentration während der halbtechnischen Nitritation (Zulauf vs. Ablauf)	46
Tab. B.18	Physikochemische Eigenschaften der untersuchten Kondensate aus der fraktionierten Ein-dampfung von Gärresten	48
Tab. B.19	In der labortechnischen Anlage verbaute Aggregate und Messtechnik	50
Tab. B.20	Übersicht über die Zyklus-Einstellungen der labortechnischen SBR-Anlage	51
Tab. B.21	Auszug von Grenzwerten bei der Einleitung behandelter Abwässer aus der AbwV (Bundesministerium der Justiz 1997).....	53
Tab. B.22	Nährstoffbedarf und Nährstoffanfall aus der Tierhaltung im Landkreis Nienburg/Weser im Jahr 2020 (Landwirtschaftskammer Niedersachsen 2022)	57
Tab. B.23	Transport von WD im Landkreis Nienburg/Weser innerhalb Niedersachsens über die Gemeindegrenzen hinweg sowie dessen Saldo mit Ausweisung von Stickstoff und Phosphor (Landwirtschaftskammer Niedersachsen 2022)	57
Tab. B.24	Export und Import von WD im Landkreis Nienburg/Weser in andere Bundesländer und ins Ausland sowie dessen Saldo mit Ausweisung von Stickstoff und Phosphor (Landwirtschaftskammer Niedersachsen 2022)	58
Tab. B.25	Basisvektor des Verfahrensmodells	59
Tab. B.26	Auslegungsparameter der fraktionierten Eindampfung	63

Tab. B.27	Berechnung der Stoffströme der fraktionierten Eindampfung	64
Tab. B.28	Erwartbarer Energiebedarf der fraktionierten Eindampfung nach Döhler et al. (2021); Fechter (2019); Herbes et al. (2018).....	65
Tab. B.29	Verfahrenskonfigurationen der Deammonifikation nach (Rosenwinkel et al. 2015)...	67
Tab. B.30	Auslegungswerte für das Stand-Alone-Modul zur Behandlung von Gülle	69
Tab. B.31	Investitionsausgaben für Kleinkläranalgen verschiedenen Typs und Größe	71
Tab. B.32	Bemessungsparameter der nachgeschalteten Deammonifikation	73
Tab. B.33	Transportkosten von Gülle nach Entfernung und ohne Rücktransport nach Kirsch (2016)	78
Tab. B. 34	Zusammenfassung der Daten zur Dimensionierung und zum Betrieb des Stand-alone-Moduls	80
Tab. B.35	Einsparung der Kosten und THG-Emissionen durch Betrieb des Stand-Alone-Moduls	81
Tab. B.36	Zusammenfassung der Daten zur nachgeschalteten Deammonifikation zur Behandlung des Kondensats.....	82
Tab. B.37	Zusammenfassung der Daten zur Umkehrosiose zur Behandlung des Kondensats.....	83
Tab. B.38	Vergleich der nachgeschalteten Deammonifikation mit der Umkehrosiose.....	83

Abkürzungsverzeichnis

AbwV	Abwasserverordnung
AOB	Ammonium-oxidierende Bakterien
AnAOB	Anaerob Ammonium-oxidierende Bakterien
ARG	Antibiotika-Resistenzgen
ATH	Allylthioharnstoff
AUR	Ammoniumumsatzrate
CO₂e	CO ₂ -Äquivalent (engl. CO ₂ -equivalent)
CSB	Chemischer Sauerstoffbedarf
CSB_{ab}	Abbaubarer Chemischer Sauerstoffbedarf
CSB_{fil}	Filtrierter Chemischer Sauerstoffbedarf
CSB_{hom}	Homogenisierter Chemischer Sauerstoffbedarf
DO	Gelöstsauerstoff (engl. Dissolved Oxygen)
EW	Einwohnergleichwert
GK	Größenklasse
GV_{TR}	Glühverlust des Trockenrückstands
HRT	Hydraulische Aufenthaltszeit (engl. Hydraulic Retention Time)
IBC	Intermediate Bulk Container
AbwV	Abwasserverordnung
AOB	Ammonium-oxidierende Bakterien
AnAOB	Anaerob Ammonium-oxidierende Bakterien
ARG	Antibiotika-Resistenzgen
ATH	Allylthioharnstoff
AUR	Ammoniumumsatzrate
CO₂e	CO ₂ -Äquivalent (engl. CO ₂ -equivalent)
CSB	Chemischer Sauerstoffbedarf
CSB_{ab}	Abbaubarer Chemischer Sauerstoffbedarf
CSB_{fil}	Filtrierter Chemischer Sauerstoffbedarf
CSB_{hom}	Homogenisierter Chemischer Sauerstoffbedarf
DO	Gelöstsauerstoff (engl. Dissolved Oxygen)
EW	Einwohnergleichwert
GK	Größenklasse
GV_{TR}	Glühverlust des Trockenrückstands
HRT	Hydraulische Aufenthaltszeit (engl. Hydraulic Retention Time)
IBC	Intermediate Bulk Container
ISAH	Institut für Siedlungswasserwirtschaft und Abfalltechnik Hannover
N_{ges}	Gesamtstickstoff
NH₄-N	Ammonium-Stickstoff
NO₂-N	Nitrit-Stickstoff
NO₃-N	Nitrat-Stickstoff
NOB	Nitrit-oxidierende Bakterien

oTR	Organischer Trockenrückstand
oTS	Organische Trockensubstanz
OU	Sauerstoffzehrung (engl. Oxygen Uptake)
OUR	Sauerstoffzehrungsrate (engl. Oxygen Uptake Rate)
OUR_{aut}	Autotrophe Sauerstoffzehrungsrate
OUR_{end}	Endogene Sauerstoffzehrungsrate
OUR_{het}	Heterotrophe Sauerstoffzehrungsrate
P_{ges}	Gesamtphosphor
PO₄-P	Orthophosphat-Phosphor
Q	Zufluss
rRNS	ribosomale Ribonukleinsäure
SBR	Sequencing-Batch-Reactor
SK	Säurekapazität (pH 4,3)
SOUR	Spezifische Sauerstoffzehrungsrate (engl. Specific Oxygen Uptake Rate)
SPS	Speicherprogrammierbare Steuerung
SRT	Schlammalter (engl. Sludge Retention Time)
T	Temperatur
THG	Treibhausgase
TR	Trockenrückstand
TS	Trockensubstanz
t_{TS,min,AOB}	Mindestschlammalter der Ammonium-oxidierenden Bakterien
t_{TS,min,NOB}	Mindestschlammalter der Nitrit-oxidierenden Bakterien
WD	Wirtschaftsdünger

Im Bericht verwendete Formelzeichen sind im jeweiligen Kapitel erläutert und aufgeführt.

Anhang B Biologische Behandlung und modellbasierte Szenarienanalyse (ISAH)

B.1 Zielsetzung und Kurzzusammenfassung

Das Gesamtziel des Forschungsprojekt KompaGG-N ist in Kapitel 1 ausführlich beschrieben, die Arbeitsinhalte des ISAH sind in Kapitel 5 kurz dargestellt. Im Folgenden werden nun die am ISAH verfolgten Projektziele vorgestellt und die bearbeitenden Arbeitspakete noch einmal kurz zusammengefasst.

Ziel der Arbeiten am ISAH war die verfahrenstechnische Anpassung der Deammonifikation an die besonderen Anforderungen, die bei der Behandlung von Gülle und Gärresten zum Tragen kommen, sowie die modellbasierte Bewertung der im Projekt untersuchten Verfahrensketten. Im Vordergrund stand daher zum einen die Prozessentwicklung und zum anderen die modelltechnische Abbildung der Verfahren sowie die Erarbeitung einer Methodik zu deren Bewertung in einer Szenarienbetrachtung. Im Rahmen dieser Zielsetzung wurden vom ISAH die folgenden Arbeitspakete (AP) bearbeitet:

- **AP 2.2:** Identifikation optimaler Betriebseinstellungen für die Anwendung der Deammonifikation zur Gülle- und Gärrestbehandlung
- **AP 2.3:** Einfluss der Feststoffseparation auf die Eindampfung (Unterstützung durch Analyse)
- **AP 3:** Halbtechnische Erprobung (Wissenschaftliche Begleitung und Betrieb)
- **AP 4:** Modellbasierte Bewertung und Modulentwicklung

In AP 2.2 wurde das Substratscreening sowie die Versuche zu einer möglichen Hemmung der Biologie untersucht. Die Arbeiten in AP 2.3 beschränkten sich auf die Unterstützung der Fa. BIORESTEC in Form von Bereitstellung laboratorischer Räumlichkeiten und Geräten sowie der Durchführung der Analytik. Für die Bearbeitung von AP 3 wurde die von der Fa. E&P zur Verfügung gestellte halbtechnische Anlage zur Behandlung von Schweinegülle betrieben sowie zugehörige labortechnische Untersuchungen (Schlammaktivität, Adaption an veränderte Prozessbedingungen) durchgeführt. Zusätzlich wurde die Deammonifikation zur Behandlung der nicht verwertbaren Kondensatfraktion der fraktionierten Eindampfung von Gärresten im großen Labormaßstab in kontinuierlichem Betrieb untersucht. Aus den Ergebnissen des Betriebs der beiden Anwendungen der Deammonifikation wurde im Anschluss für jeden Anwendungsfall ein Verfahrenskonzept entwickelt: Ein dreistufiges Stand-Alone-Modul zur Teilentfrachtung von Schweinegülle sowie eine Einstufige Deammonifikation zur Behandlung des Kondensats. In Arbeitspaket 4 wurden die Erkenntnisse über die im Projekt untersuchten und für die Vermarktung relevanten Verfahren (Stand-Alone-Modul, nachgeschaltete Deammonifikation und fraktionierte Eindampfung) in Verfahrenssteckbriefen zusammengefasst. Auf deren Grundlage wurde für jedes Verfahren ein Modellmodul entwickelt, das die Berechnung der Prozesse mit den relevanten Stoff- und Energieströmen und den Kosten für Bau und Betrieb ermöglicht. Mithilfe dieser Modellmodule konnte im Anschluss bei der Szenarienbetrachtung ein Vergleich hergestellt werden, auf dessen Grundlage die Bewertung der Verfahren stattfand. Für die Betrachtung der Szenarien fanden auch regionale Rahmendbedingungen Eingang in die Bewertung.

B.2 Substratscreening – Gegenüberstellung Schweinegülle und Gärrest

B.2.1 Probenahme, Standorte und Parameter

Für das Substratscreening wurden 12 Schweinegülle und 7 Gärreste auf ihre physikochemischen Eigenschaften hin untersucht. Zudem wurden zwei Kondensate aus der fraktionierten Eindampfung von Gärresten, durchgeführt durch die Fa. Biorestec, in das Screening aufgenommen. Die Gülleproben wurden, wenn möglich, frisch aus dem im Stall verlaufenden Zentralkanal entnommen. War dies nicht möglich, wurde auf den Güllespeicher zurückgegriffen, in dem die Gülle eine gewisse Lagerung aufweist. Die Gärrestproben (wenn vorhanden Presswasser) wurden aus dem Gärrestlager entnommen, wobei bei einer Probe auch Werte aus dem Prüfzeugnis ins Screening einfließen. In Tab. B.1 sind die Proben, deren Herkunft und Besonderheiten aufgeführt.

Tab. B.1 Art, Herkunft und Besonderheiten der untersuchten Proben

Probe	Probenart	Probenahmeort	Besonderheiten
Gülle 1	Mastschweingülle	Güllespeicher	
Gülle 2	Mastschweingülle	Güllespeicher	Starke Schwimmschicht im Güllespeicher
Gülle 3	Mastschweingülle	Güllespeicher	
Gülle 4	Mastschweingülle	Güllespeicher	
Gülle 5	Mastschweingülle	Zentralkanal	
Gülle 6	Sauengülle	Zentralkanal	Unterscheidet sich optisch von Mastschweingülle
Gülle 7	Ferkelgülle	Zentralkanal	Unterscheidet sich optisch von Mastschweingülle
Gülle 8	Mastschweingülle	Zentralkanal	
Gülle 9	Mastschweingülle	Güllespeicher	Aus dem letzten Achtel des Speichers entnommen
Gülle 10	Mastschweingülle	Zentralkanal	
Gülle 11	Mastschweingülle	Zentralkanal	Initiative Tierwohl mit Einsatz von Stroh, Duroc-Schweine
Gülle 12	Mastschweingülle	Güllespeicher	N-P-reduziertes Futter
Gärrest 1	Presswasser	Gärrestlager	
Gärrest 2	Unbehandelt	Gärrestlager	Kein Einsatz von faserigem Substrat
Gärrest 3	Presswasser	Gärrestlager	
Gärrest 4	Unbehandelt	Gärrestlager	
Gärrest 5	Presswasser	Gärrestlager	
Gärrest 6	Unbehandelt	Gärrestlager	Substrat: Tierische Nebenprodukte, Gelatine Nebenprodukte, Küchen- und Kantinenabfälle
Gärrest 7	Presswasser	Gärrestlager	
Kondensat 1	Kondensat der fraktionierten Eindampfung	Kondensator	Entstammt Versuchen mit der halbtechnischen Anlage der Fa. Biorestec
Kondensat 2	Kondensat der fraktionierten Eindampfung	Kondensator	Entstammt der großtechnischen Eindampfung der Fa. Biorestec

Im Rahmen des Substratscreenings wurden der Trockenrückstand (TR), Glühverlust des Trockenrückstands (GV_{TR}), der organische Trockenrückstand (oTR), der pH, der Chemische Sauerstoffbedarf (CSB) in homogenisierter Probe (CSB_{hom}) und filtrierter Probe (CSB_{fil}), der Gesamtstickstoff (N_{ges}), Ammonium-

Stickstoff (NH₄-N), Nitrit-Stickstoff (NO₂-N) und Nitrat-Stickstoff (NO₃-N), Gesamtphosphor (P_{ges}), Orthophosphat-Phosphor (PO₄-P) sowie die Säurekapazität (SK) bis zu einem pH von 4,3 bestimmt. Tab. B.2 gibt Auskunft über die ermittelten Parameter und die hierfür eingesetzte Methodik.

Tab. B.2 Im Substratscreening gemessene Parameter und die zugehörige Messmethode

Parameter	Abkürzung	Messmethode
Ammoniumstickstoff	NH ₄ -N	Ionenchromatographie und Küvettest (Hach Lange), papierfiltriert ISO 7150-1
Chemischer Sauerstoffbedarf (filtriert)	CSB _{fil}	Küvettest (Hach Lange), membranfiltriert (0,45 µm) ISO 6060-1989
Chemischer Sauerstoffbedarf (homogenisiert)	CSB _{hom}	Küvettest (Hach Lange), homogenisiert ISO 6060-1989
Gelöstsauerstoff	DO (O ₂)	Digitales Multimeter HQ40D (Hach Lange)
Gesamtphosphor	P _{ges}	Küvettest (Hach Lange), homogenisiert ISO 6878_2004
Gesamtstickstoff	N _{ges}	Küvettest (Hach Lange), homogenisiert EN ISO 11905-1
Glühverlust (Trockenrückstand)	GV _{TR}	DIN 38409-1
Glühverlust (Trockensubstanz)	GV _{TS}	DIN 38409-1
Leitfähigkeit	Lf	Digitales Multimeter HQ40D (Hach Lange)
Nitratstickstoff	NO ₃ -N	Ionenchromatographie und Küvettest (Hach Lange), papierfiltriert ISO 23696-1
Nitritstickstoff	NO ₂ -N	Ionenchromatographie und Küvettest (Hach Lange), papierfiltriert EN ISO 26777
Organische Trockensubstanz	oTS	DIN 38409-1
Organischer Trockenrückstand	oTR	DIN 38409-1
Orthophosphatphosphor	PO ₄ -P	Ionenchromatographie und Küvettest (Hach Lange), papierfiltriert ISO 6878_2004
pH-Wert	pH	Digitales Multimeter HQ40D (Hach Lange)
Säurekapazität	SK	Küvettest (Hach Lange), papierfiltriert «Hach Methode»; pH 4,3
Trockenrückstand	TR	DIN 38409-1
Trockensubstanz	TS	DIN 38409-1

B.2.2 Physikochemische Eigenschaften

Eine Übersicht über die wichtigsten Parameter des Substratscreenings (CSB, N_{ges}, NH₄-N, SK, TR) und deren Einordnung in die Literatur ist im Bericht in Kapitel 2.1.1 gegeben. In den folgenden Tabellen (Tab. B.3 bis Tab. B.5) sind alle gemessenen Parameter der Proben sowie die Mittelwerte (Arithmetisches Mittel, AM) und Standardabweichungen (engl. Standard Deviation, SD) des Screenings in den Kategorien Schweinegülle und Gärrest gegeben. Da nur zwei Kondensatproben ins Screening aufgenommen wurden, wurde hier auf dem Mittelwert und die Standardabweichung verzichtet.

Tab. B.3 Messwerte der Schweinegülle im Rahmen des Substratscreenings mit arithmetischen Mittel (AM) und Standardabweichung (SD)

	TR	GV _{TR}	pH	CSB _{hom}	CSB _{fil}	N _{ges}	NH ₄ -N	NO ₂ -N	NO ₃ -N	P _{ges}	PO ₄ -P	SK
	[g/kg]	[%]	[-]	[mg/l]	[mg/l]	[mg/l]	[mg/l]	[mg/l]	[mg/l]	[mg/l]	[mg/l]	[mmol/l]
Gü. 1	-	-	7,96	18.510	2.528	4.170	2.200	0,493	13,08	364	49,6	383,2
Gü. 2	51,8	70	7,16	48.360	3.244	2.540	821	n.n.	3,67	1.010	26,6	74,8
Gü. 3	12,5	51	-	11.090	6.115	3.560	2.905	n.n.	23,4	109	45,2	198,0
Gü. 4	-	-	-	12.835	5.718	2.930	2.500	n.n.	22,9	124	10,0	201,2
Gü. 5	125,1	72	7,31	3.130	79,3	5.540	2.346	n.n.	24,51	2.720	137,6	286,0
Gü. 6	5,4	61	7,48	3.160	1.290	718	654	n.n.	16,27	70	51,0	70,0
Gü. 7	39,5	67	7,67	12.800	3.670	2.048	1.292	n.n.	18,77	267	112,3	128,8
Gü. 8	78,3	81	7,4	5.670	360	5.770	3.258	n.n.	13,66	1.360	267,7	236,0
Gü. 9	46,3	72	8,05	47.700	498	5.320	2.940	n.n.	9,06	1.130	161,3	255,6
Gü.10	92,2	59	8,07	3.940	3.480	4.750	1.861	n.n.	9,05	3.320	174,7	208,8
Gü. 11	100,6	81	7,34	89.500	19.400	8.840	2.920	n.n.	16,80	1.830	283,8	206,0
Gü. 12	42,1	66	7,91	41.600	8.280	4.260	2.580	n.n.	35,80	1.030	220,2	258,4
AM	59,4	68	7,64	24.858	4.555	4.204	2.190	-	17,25	1.111	128,3	208,9
SD	38,7	10	0,34	26.631	5.313	2.108	862	-	8,63	1.062	94,9	88,2

Tab. B.4 Messwerte der Gärreste im Rahmen des Substratscreenings mit arithmetischen Mittel (AM) und Standardabweichung (SD)

	TR	GV _{TR}	pH	CSB _{hom}	CSB _{fil}	N _{ges}	NH ₄ -N	NO ₂ -N	NO ₃ -N	P _{ges}	PO ₄ -P	SK
	[g/kg]	[%]	[-]	[mg/l]	[mg/l]	[mg/l]	[mg/l]	[mg/l]	[mg/l]	[mg/l]	[mg/l]	[mmol/l]
Gärr. 1	38,1	72	8,1	48.370	6.858	4.600	2.100	1,52	56,0	682	37	426,2
Gärr. 2	12,6	-	8,4	-	-	5.030	4.620	-	-	729	-	-
Gärr. 3	46,4	74	8,2	57.760	11.446	-	2.700	3,03	62,4	399	54	406,2
Gärr. 4	82,6	76	-	72.300	-	3.780	1.520	-	-	503	188	237,0
Gärr. 5	80,4	70	-	89.900	-	7.290	3.190	-	-	912	250	369,0
Gärr. 6	23,6	43	8,0	12.300	3.935	5.430	3.780	n.n.	18,6	778	270	164,0
Gärr. 7	75,0	64	-	86.320	24.090	6.290	5.310	-	-	331	216	541,0
AM	54,8	67	8,2	61.158	11.582	5.403	3.317	2,27	45,7	619	169	357,2
SD	33,9	12	0,2	28.794	8.893	1.246	1.353	0,76	23,7	213	100	136,3

Tab. B.5 Messwerte der Kondensate im Rahmen des Substratscreenings mit arithmetischen Mittel (AM) und Standardabweichung (SD)

	TS	GV _{TS}	pH	CSB _{hom}	CSB _{fil}	N _{ges}	NH ₄ -N	NO ₂ -N	NO ₃ -N	P _{ges}	PO ₄ -P	SK
	[g/kg]	[%]	[-]	[mg/l]	[mg/l]	[mg/l]	[mg/l]	[mg/l]	[mg/l]	[mg/l]	[mg/l]	[mmol/l]
Kond. 1	-	-	9,5	646	613	4.700	3.870	n.n.	2,34	19	18	312,0
Kond. 2	-	-	10,0	212	200	2.360	1.860	n.n.	0,28	0,3	0,1	107,5

B.2.3 Nährstoffverhältnisse

Die Nährstoffverhältnisse von NH₄-N zu CSB_{fil} und zur Säurekapazität sind im Bericht in Kapitel 2.1.3 kontextualisiert. In Tab. B.6 sind erneut die NH₄-N- und CSB_{fil}-Gehalte sowie die Säurekapazität und die korrespondierenden NH₄-N:CSB_{fil}- und SK: NH₄-N-Verhältnisse aufgeführt.

Tab. B.6 NH₄-N, CSB_{fil}, SK der im Screening betrachteten Proben mit den korrespondierenden NH₄-N:CSB_{fil}- und SK: NH₄-N-Verhältnissen

Probe	NH ₄ -N [mg/l]	CSB _{fil} [mg/l]	SK [mmol/l]	NH ₄ -N:CSB _{fil} [-]	SK: NH ₄ -N [-]
Gü. 1	2.200	2.528	383,2	1,1	0,174
Gü. 2	821	3.244	74,8	4,0	0,091
Gü. 3	2.905	6.115	198,0	2,1	0,068
Gü. 4	2.500	5.718	201,2	2,3	0,080
Gü. 5	2.346	79,3	286,0	0,0	0,122
Gü. 6	654	1.290	70,0	2,0	0,107
Gü. 7	1.292	3.670	128,8	2,8	0,100
Gü. 8	3.258	360	236,0	0,1	0,072
Gü. 9	2.940	498	255,6	0,2	0,087
Gü.10	1.861	3.480	208,8	1,9	0,112
Gü. 11	2.920	19.400	206,0	6,6	0,071
Gü. 12	2.580	8.280	258,4	3,2	0,100
Gärr. 1	2.100	6.858	426,2	3,3	0,203
Gärr. 3	2.700	11.446	406,2	-	0,150
Gärr. 4	1.520	-	237,0	4,2	0,156
Gärr. 5	3.190	-	369,0	-	0,116
Gärr. 6	3.780	3.935	164,0	1,0	0,043
Gärr. 7	5.310	24.090	541,0	4,5	0,102
Kond. 1	3.870	613	312,0	0,2	0,081
Kond. 2	1.860	200	107,5	0,1	0,058

B.2.4 Saisonale Schwankungen bei Schweinegülle

Am landwirtschaftlichen Standort, an dem auch die halbtechnische Anlage betrieben wurde, wurde die Gülle über einen Zeitraum von neun Monaten regelmäßig (alle 3 – 14 Tage) beprobt. In Bild B.1 bis Bild B.4 ist der Verlauf der NH₄-N-Konzentration, der Säurekapazität, der pH-Werts, der Leitfähigkeit, des CSB (homogenisiert und filtriert) sowie der TR und oTR über den Monitoringzeitraum aufgetragen. Hier ist zu sehen, dass obwohl es zu teils erheblichen Schwankungen bei allen Parametern kommt, kein saisonales Muster erkennbar ist. Jedoch beschreiben NH₄-N, SK und Leitfähigkeit (LF) in etwa den gleichen Verlauf über den Beobachtungszeitraum (vgl. Bild B.1 und Bild B.2). Der CSB_{hom} scheint grob dem Verlauf des TR zu folgen (vgl. Bild B.3 und Bild B.4), was allerdings aufgrund der wenigen Messpunkte beim TR weiter beobachtet werden muss. Der CSB_{fil} schwankt unabhängig vom CSB_{hom}. Am stärksten korrelieren NH₄-N und LF ($r = 0,65$) sowie LF und pH ($r = 0,55$).

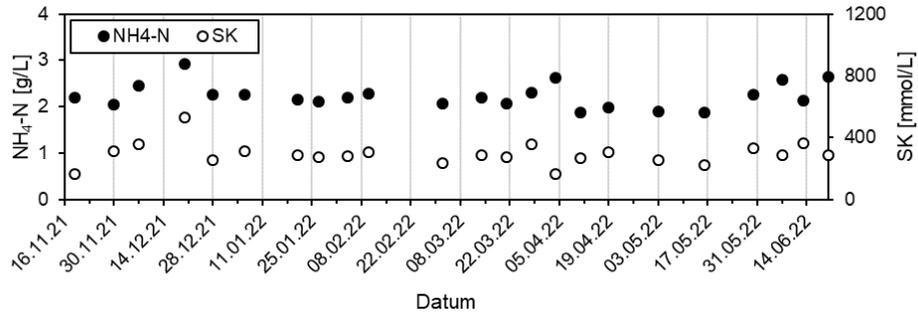


Bild B.1 Verlauf der NH₄-N-Konzentrationen und der Säurekapazität während des Güllemonitorings

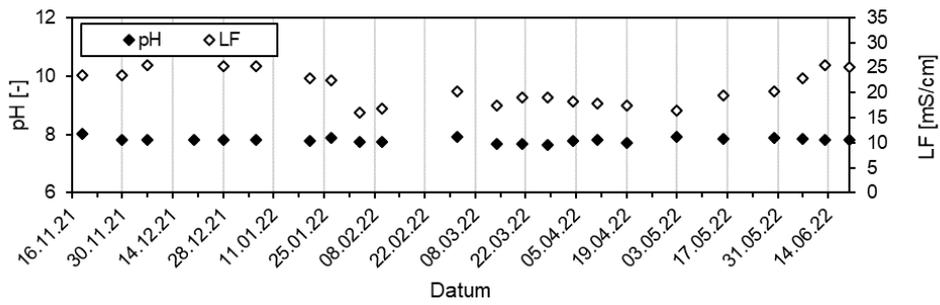


Bild B.2 Verlauf des pH-Werts und der Leitfähigkeit während des Güllemonitorings

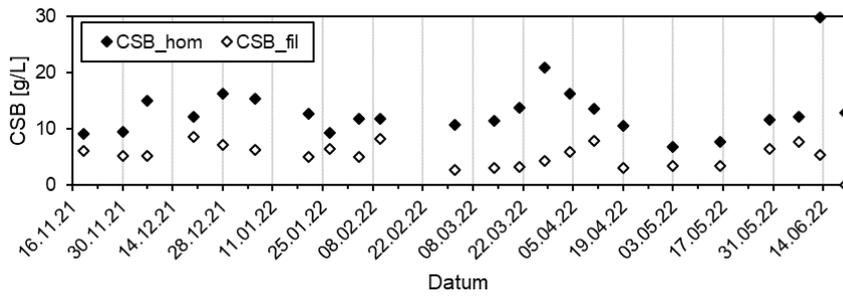


Bild B.3 Verlauf der NH₄-N-Konzentrationen und der Säurekapazität während des Güllemonitorings

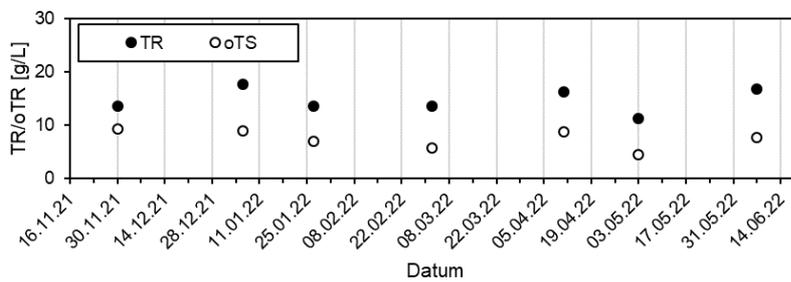


Bild B.4 Ermittelte TR und oTR während des Güllemonitorings

B.3 Nitritations-Hemmung durch Schweinegülle, Gärrest und Kondensat aus der Gärresteindampfung

B.3.1 Methodische Grundlagen

Für die Ermittlung einer möglichen Hemmung der Nitritation wird die Aktivität eines Schlammes, der auf Nitritbildung spezialisiert ist, nach Zugabe von Gülle/Gärrest/Kondensat mit der Aktivität des gleichen Schlammes nach Zugabe von synthetischem Substrat untersucht. Als Maß der Aktivität wird die Sauerstoffzehrungsrate (engl. Oxygen Uptake Rate, OUR) herangezogen und in Batch-Versuchen verglichen. Für eine bessere Vergleichbarkeit wird die OUR im Anschluss als spezifische Sauerstoffzehrungsrate (engl. Specific Oxygen Uptake Rate, SOUR) auf die organische Trockensubstanz des Schlammes bezogen. Die Versuche basieren auf der von Sander (2014) beschriebenen Methodik zur Aufzeichnung der Sauerstoffzehrungsrate über eine intermittierende Belüftung. Diese wird am Institut für Siedlungswasserwirtschaft und Abfalltechnik (ISAH) zur Ermittlung der Aktivität kommunaler Schlämme eingesetzt. Da die für die Nitritation verantwortlichen Ammonium-oxidierenden Bakterien (AOB) Ammonium autotroph verstoffwechseln, wird für die Ermittlung einer möglichen Hemmung nur die autotrophe SOUR der Ansätze in Betracht gezogen. In einer Versuchsreihe werden vier Versuchsansätze miteinander verglichen. In einem Reaktor wird unverdünntes Abwasser zugeben, in einem zweiten Reaktor mit synthetischem Substrat verdünntes Abwasser (bei gleicher $\text{NH}_4\text{-N}$ -Konzentration). So kann eine potentielle Minderung einer Hemmung durch eine Verdünnung/Vermischung sichtbar gemacht werden. In einem weiteren Ansatz wird die Nitrifikation gezielt gehemmt, um die heterotrophe Atmung aufzuzeichnen und so die aufgezeichnete OUR der anderen Ansätze zu bereinigen. Im vierten Ansatz wird als Referenz ausschließlich synthetisches Substrat verwendet. Die Methodik wurde an den Einsatz von stark stickstoffhaltigen Abwässern angepasst. Untersucht wurden drei verschiedene Schweinegülle, ein Gärrest und ein Modellsubstrat, das von der Fa. Biorestec zur Verfügung gestellt wurde.

B.3.1.1 Aufzeichnen der Sauerstoffzehrungsrate

Die Sauerstoffzehrungsrate gibt die Menge an Sauerstoff an, die von der aktiven Biomasse genutzt über die Zeit gezehrt wird [$\text{mgO}_2/(\text{l}\cdot\text{h})$]. Berechnet wird sie als Steigung der abnehmenden Sauerstoffkonzentration in den Versuchsansätzen. Um sie unter konstant aeroben Bedingungen messbar zu machen, sind daher unbelüftete Phasen notwendig, in denen die OUR berechnet wird. Die Belüftung wird in den Batch-Tests daher als intermittierende Belüftung ausgeführt, wobei hier intermittierend von 2 bis 4 mgO_2/l belüftet wird. Zusätzlich sind Berechnungsgrenzen für die OUR innerhalb der Regelgrenzen definiert, um so die Bereiche, in denen sich nach Abschalten der Belüftung Sauerstoff nachlöst, auszuschließen und einen Bereich mit einer möglichst linearen Sauerstoffabnahme für die Berechnung einzugrenzen.

Erreicht die Sauerstoffkonzentration im Reaktor durch Belüftung die obere Regelgrenze, schaltet die Belüftung ab. In der folgenden unbelüfteten Phase sinkt der Sauerstoffgehalt aufgrund der Sauerstoffzehrung durch die aktive Biomasse ab, bis der untere Grenzwert unterschritten und die Belüftung erneut gestartet wird. Mithilfe der Konzentrationsdifferenz (ΔO_2) zwischen den Berechnungsgrenzen und der Zeitdifferenz (Δt) bis zum Erreichen der unteren Berechnungsgrenze wird die OUR berechnet:

$$\text{OUR} = \frac{\Delta\text{O}_2}{\Delta t} \quad (1)$$

In Bild B.5 ist die Steuerung der Belüftung und Berechnung der OUR schematisch dargestellt.

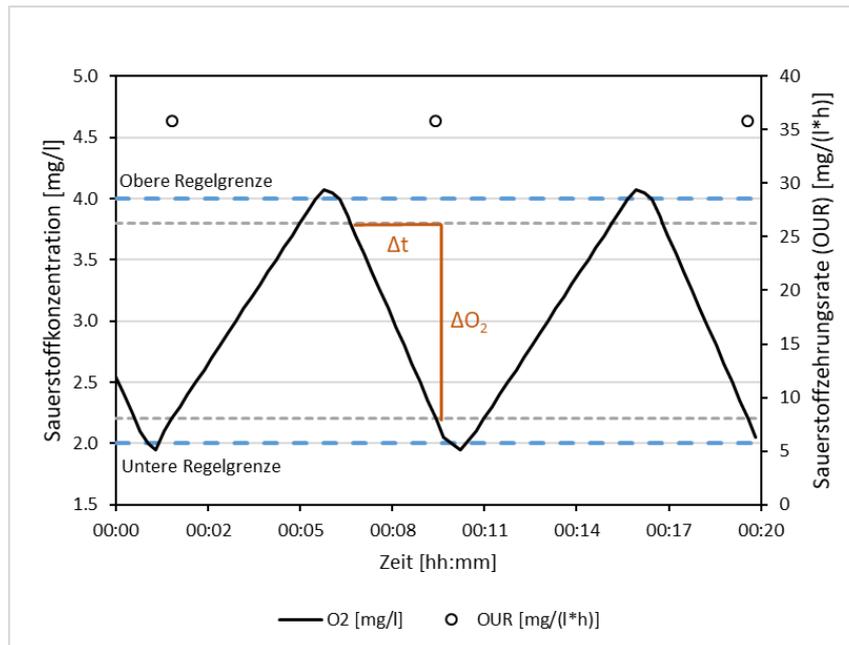


Bild B.5 Beispielhafter Kurvenverlauf der Sauerstoffkonzentration und Berechnung der OUR während eines Batch-Tests nach (Sander 2014)

Über den aufgezeichneten Verlauf der OUR kann nun die maximal erreichte Aktivität verschiedener Batch-Ansätze verglichen und gegebenenfalls eine Hemmung festgestellt werden. Die OUR erlaubt zudem Rückschlüsse auf die Nitritions- und Nitrifikationsraten ohne über den Versuchsverlauf regelmäßig Ammonium- und Nitrit- bzw. Nitratstickstoff messen zu müssen. Als aerober Stoffwechselprozess lässt sich die Bildung von Nitrit/Nitrat bzw. die Abnahme von Ammonium aus dem Verbrauch des Sauerstoffs ableiten. Der Sauerstoffverbrauch, der in einem Versuch aufgezeichnet wird, geht allerdings nicht allein auf die autotrophe Nitrifikation zurück, sondern auch auf die heterotrophe Kohlenstoffatmung (Nutzung des Chemischen Sauerstoffbedarfs (CSB)) und die endogene Atmung des Schlammes. Daher muss zur Ermittlung der maximalen Aktivität der heterotrophe und der endogene Atmungsanteil von der ermittelten OUR abgezogen werden.

B.3.1.2 Bestimmung des autotrophen Atmungsanteils

Die Sauerstoffzehrungsrate setzt sich, wie oben erwähnt, aus einem endogenen (OUR_{end}), einem heterotrophen (OUR_{het}) und einem autotrophen (OUR_{aut}) Atmungsanteil zusammen:

$$OUR = OUR_{end} + OUR_{het} + OUR_{aut} \tag{2}$$

Für die Ermittlung einer Hemmung der Nitrifikation mithilfe der aufgezeichneten OUR ist allerdings nur OUR_{aut} relevant. Der endogene Atmungsanteil des Schlammes sowie die heterotrophe CSB-Atmung müssen für die Ermittlung des autotrophen Atmungsanteils in entsprechendem Maße von der im Versuch aufgezeichneten OUR der Ansätze abgezogen werden. Die endogene Atmung des Schlammes, also die Atmung des Schlammes ohne verfügbares Substrat, wird als OUR_{end} im Vorfeld der Versuche für jeden Ansatz aufgezeichnet und über den Betrachtungszeitraum als Mittelwert berechnet.

Der heterotrophe Atmungsanteil wird als OUR_{het} in einem gesonderten Ansatz ermittelt, bei dem die autotrophe Nitrifikation durch die Zugabe von Allylthioharnstoff (ATH) gehemmt wird, sodass nur eine Sauerstoffzehrung aus heterotropher CSB-Atmung stattfinden kann. Der endogene Atmungsanteil und der Anteil der heterotrophen Atmung werden entsprechend der Verdünnung des realen Substrats (w),

also entsprechend der Zugeführten CSB-Menge, über den gesamten Versuchszeitraum von der ermittelten OUR der Ansätze (n) abgezogen:

$$OUR_{\text{aut},n_i} = OUR_{n_i} - OUR_{\text{het},n_i} \cdot w - OUR_{\text{end},n_i} \quad (3)$$

In Bild B.6 ist beispielhaft der Verlauf der OUR über einen Versuchszeitraum von etwa 5 Stunden aufgezeigt. Dabei ist die gesamte OUR (OUR_{ges}) sowie ihr heterotropher (OUR_{het}) und autotropher Anteil (OUR_{aut}) getrennt voneinander aufgeführt. Der endogene Atmungsanteil wurde schon im Vorfeld abgezogen.

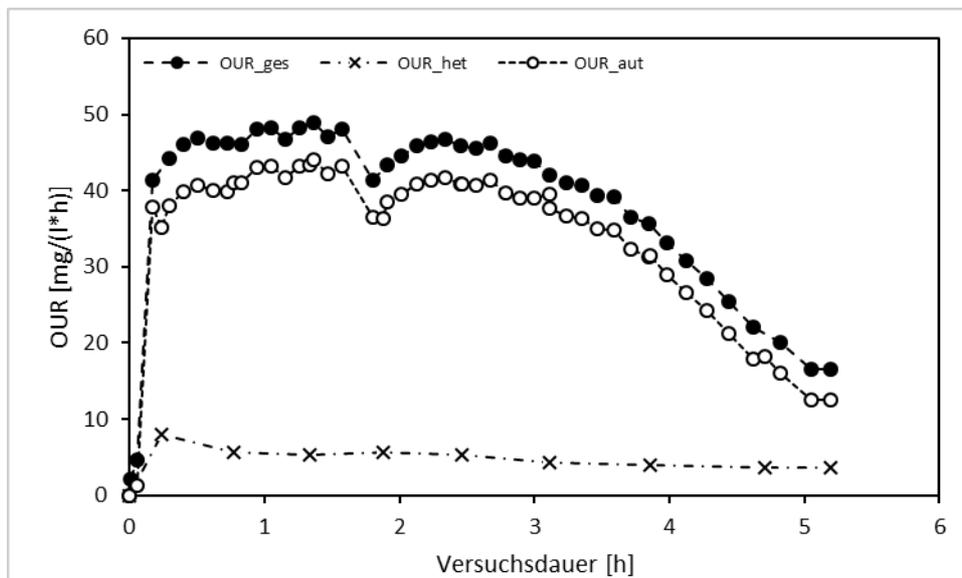


Bild B.6 Beispielhafter Verlauf der OUR über den Versuchszeitraum mit der gesamten OUR (OUR_{ges}), dem heterotrophen Atmungsanteil (OUR_{het}) und dem autotrophen Atmungsanteil (OUR_{aut})

Ob eine Hemmung in einem der betrachteten Ansätze vorliegt, wird über den Vergleich der maximalen Sauerstoffzehrung der Ansätze ermittelt. Da die ermittelte OUR_{aut} von der im jeweiligen Ansatz enthaltenen Menge der aktiven Biomasse abhängt, die nicht immer genau eingestellt werden kann, wird zur Bestimmung einer Hemmung die spezifische autotrophe OUR (SOUR) in $[\text{mg}/(\text{g}_{\text{oTS}} \cdot \text{h})]$ herangezogen. So wird der Sauerstoffverbrauch nicht auf das Reaktorvolumen, sondern auf die Biomasse bezogen, was einen Vergleich zwischen den Ansätzen ermöglicht. Hierfür wird die wie in Gleichung (3) bereinigte OUR auf den gemessenen oTS-Gehalt der jeweiligen Ansätze bezogen:

$$SOUR = \frac{OUR_{\text{aut}}}{\text{oTS}} \quad (4)$$

Die maximale SOUR wird als Mittelwert der gemessenen SOUR über einen Zeitraum definiert, in dem die SOUR verhältnismäßig konstant auf höchstem Niveau liegt. Dies ist beispielhaft in Bild B.7 dargestellt, wo sich der Bereich der maximalen autotrophen Aktivität zwischen 0,9 h und 1,6 h befindet.

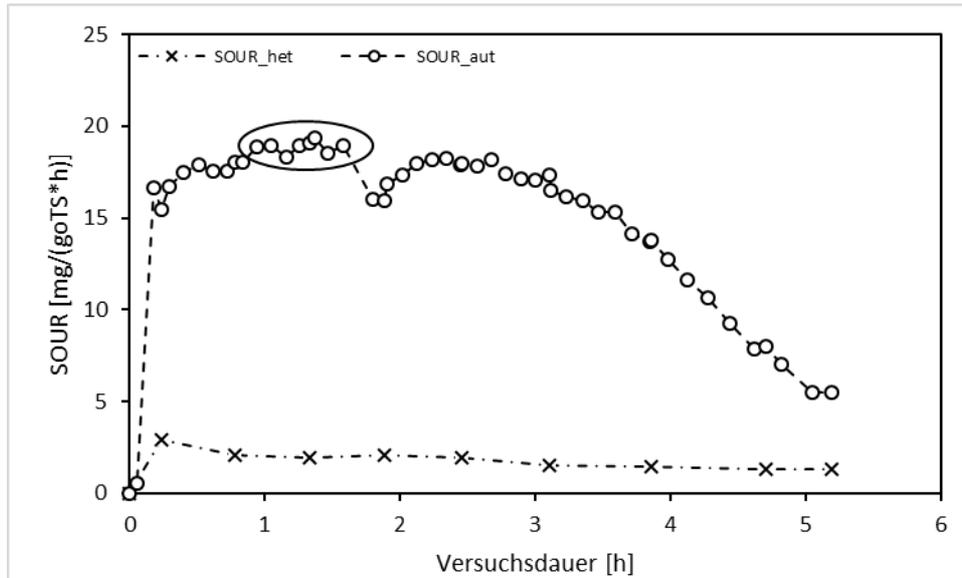


Bild B.7 Verlauf der autotrophen und heterotrophen SOUR im Vergleich über den Versuchszeitraum. Einkreist ist der Bereich mit der maximalen SOUR

Eine mögliche Hemmung eines Ansatzes wird anschließend als prozentuale Abweichung der maximalen SOUR des Ansatzes zur maximalen SOUR des Referenzansatzes ausgedrückt:

$$\text{Hemmung}_n [\%] = \frac{\text{SOUR}_{\max_n}}{\text{SOUR}_{\max_{\text{ref}}}} * 100 \quad (5)$$

Da es in biologischen Systemen immer zu Schwankungen kommt, wird erst eine negative Abweichung von mehr als 5 % als Hemmung gewertet. Wichtig bei der Beurteilung einer möglichen Hemmung ist das Miteinbeziehen einer möglichen Substrathemmung durch Ammoniak (NH_3) oder einer Hemmung durch entstehende salpetrige Säure (HNO_2) bei erhöhten Nitritkonzentrationen. Um deutlich verschiedene NH_3 - und HNO_2 -Konzentrationen in den Ansätzen auszuschließen sollte nicht nur den pH-Wert eingestellt, sondern die Konzentrationen im Nachgang über den Versuchszeitraum berechnet werden. Für die Berechnung der NH_3 - und HNO_2 -Konzentrationen werden die von Anthonisen et al. (1976) definierten Gleichungen herangezogen, die NH_3 und HNO_2 als Funktion des pH-Werts, der Temperatur sowie der Ammoniumstickstoff- bzw. Nitritstickstoff-Konzentration beschreiben.

Die NH_3 -Konzentration berechnet sich demnach wie folgt:

$$\text{NH}_3 [\text{mg/l}] = \frac{17}{14} * \frac{\text{NH}_4 - \text{N} [\text{mg/l}] * 10^{\text{pH}}}{e^{(6344/(273+T[^\circ\text{C}]))} + 10^{\text{pH}}} \quad (6)$$

Die HNO_2 -Konzentration lässt sich wie folgt ausdrücken:

$$\text{HNO}_2 [\text{mg/l}] = \frac{46}{14} * \frac{\text{NO}_2 - \text{N} [\text{mg/l}]}{e^{(-2300/(273+T[^\circ\text{C}]))} * 10^{\text{pH}}} \quad (7)$$

B.3.1.3 Ermittlung der Ammoniumumsatzrate

Über die Aufzeichnung der autotrophen OUR kann nach Durchführung der Versuche die maximale Ammoniumumsatzrate (AUR) bestimmt werden. Hierzu wird in einem ersten Schritt die Sauerstoffzehrung

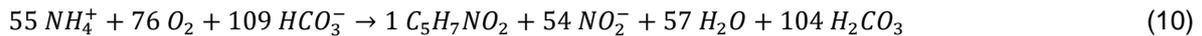
(engl. Oxygen Uptake, OU) aus der OUR errechnet. Die OU bildet hierbei das Integral der OUR. Ermittelt wird sie über mithilfe der Mittelpunkregel:

$$OU_i = \frac{OUR_i + OUR_{i-1}}{2} * (t_i - t_{i-1}) \quad (8)$$

Anschließend wird die OU kumuliert:

$$OU_{kum,i} = OU_i + OU_{kum,i-1} \quad (9)$$

Die während der Nitrifikation ablaufende Reaktion, inkl. Aufbau von Biomasse ($C_5H_7NO_2$) beschreiben Sinha und Annachatre (2007) wie folgt:



Hieraus ergibt sich ein Sauerstoffverbrauch von 3,15 g_{O_2}/g_{NH_4-N} . So lässt sich nun aus der kumulierten OU und der ermittelten NH_4-N Konzentration (angegeben in eckigen Klammern) bei Versuchsstart die Abnahme der Ammoniumkonzentration über den Versuchsverlauf berechnen:

$$[NH_4 - N]_i = [NH_4 - N]_{start} - \frac{OU_{kum,i}}{3,15} \quad (11)$$

Die Ammoniumumsatzrate wird abschließend als Abnahme der Ammoniumkonzentration über einen bestimmten Zeitintervall (zwischen t_1 und t_2) berechnet und als spezifische AUR auf den organischen Trockensubstanzgehalt bezogen:

$$AUR_{spez} = \frac{[NH_4 - N]_{t1} - [NH_4 - N]_{t2}}{t_2 - t_1} * oTS^{-1} \quad (12)$$

Die maximale Ammoniumumsatzrate wird hierbei über den zur Ermittlung der maximalen SOUR gewählten Zeitraum berechnet.

B.3.2 Weiterentwicklung der Methodik

Für den Einsatz von hochstickstoffbelasteten Abwässern und dem Ziel der Nitritbildung wurde die Methodik in ihren Rahmenbedingungen angepasst. Anstelle von kommunalem Belebtschlamm aus dem Hauptstrom wurde der auf eine Nitrifikation spezialisierte und an hohe Stickstoffkonzentrationen adaptierte Belebtschlamm aus Teilstrombehandlungsanlagen mit Deammonifikation genutzt. Erfahrungswerte zeigten, dass die Biomasse aus Hochlastverfahren im Vergleich zu klassischen kommunalen Schlämmen eine erhöhte Sauerstoffzehrung aufweist, weshalb bei gleicher Biomassekonzentration ein erhöhter Sauerstoffverbrauch zu erwarten ist, was dazu führen kann, dass die obere Regelgrenze der intermittierenden Belüftung nicht erreicht wird. So läuft die Belüftung dauerhaft und die für die Berechnung der OUR nötige unbelüftete Phase setzt nicht ein. Um dies zu verhindern, wurde die Ziel-Biomassekonzentration in den Reaktoren für die Versuche mit Hochlast-Mikroorganismen von ca. 2 g_{oTS}/l auf 1 – 1,5 g_{oTS}/l herabgesetzt.

Bei der Zugabe von hoch stickstoffhaltigen Abwässern mit einem vergleichsweise hohen pH-Wert von über 8 ist zudem eine Substrathemmung durch eine zu hohe Konzentration an Ammoniak (NH_3) möglich, die eine Hemmung durch Inhaltsstoffe des Abwassers maskiert. Bei der Akkumulation von Nitrit kann es zudem zu erhöhten Konzentrationen von salpetriger Säure (HNO_2) kommen, die auch einen hemmenden Einfluss auf die Nitrifikation hat (Anthonisen et al. 1976). Dies konnte auch in Vorversuchen beobachtet werden, als eine beobachtete Hemmung schlussendlich auf unterschiedlich hohe Ammoniakkonzentrationen zurückzuführen war. Da die Menge des zuzugebenden Abwassers über eine initiale

Schlammbelastung definiert wird, kann eine niedrige Biomassekonzentration zu niedrigeren Stickstoffkonzentrationen und somit zu niedrigeren Konzentrationen von Ammoniak und salpetriger Säure beitragen. Da das Vorkommen beider Verbindungen stark vom pH-Wert abhängig ist, sollte dieser während der Versuche zwischen 7,5 – 8 liegen. Die Schlammbelastung für die Versuche wurde in Anlehnung an den Betrieb der Großtechnischen Anlage, der der Schlamm entnommen wurde auf 0,06 gN/g_{OTS} festgelegt. Je nach Belastbarkeit der Mikroorganismen kann bei Hochlast-Nitrifikanten auch eine weitere Erhöhung der Schlammbelastung sinnvoll sein (vgl. Kapitel B.5.6.2). Die ausführlichen Versuchseinstellungen der angepassten Methodik sind in Kapitel B.3.4 aufgeführt.

B.3.3 Technischer Versuchsaufbau

Zur Aufzeichnung der OUR und zur Untersuchung einer möglichen Hemmung wurden vier doppelwandige Reaktoren genutzt, von denen jeder ein Volumen von etwa 2 l fasst. Um eine Durchmischung des Reaktorinhalts zu gewährleisten, wurden die Reaktoren auf Magnetrührplatten platziert und mit je einem Rührfisch ausgestattet. Die Temperierung der Reaktoren wurde mit Hilfe eines Umwälzthermostaten (LAUDA Alpha RA 8) realisiert. Das Heizwasser wurde zwischen den Reaktorwänden geführt, um so eine gleichmäßige Wärmeübertragung ins Reaktorinnere sicherzustellen. Die Reaktoren wurden über je eine Membranluftpumpe (Schego M2K3) mit Umgebungsluft versorgt, die über einen eingehängten Belüfterstein ins Medium eingetragen wurde. Ausgestatten wurden die Reaktoren mit je einer pH-Elektrode (Meinsberger EGAT151) und einer optischen Sonde für Gelöstsauerstoff (DO, engl. Dissolved Oxygen) (Hamilton VisiFerm DO Arc 120). Zur Regelung der Belüftung und zur Datenaufzeichnung wurden die Sonden an eine Speicherprogrammierbare Steuerung (SPS) (Panasonic FP0R-T32) angeschlossen. Der Versuchsaufbau ist in Bild B.8 schematisch dargestellt.

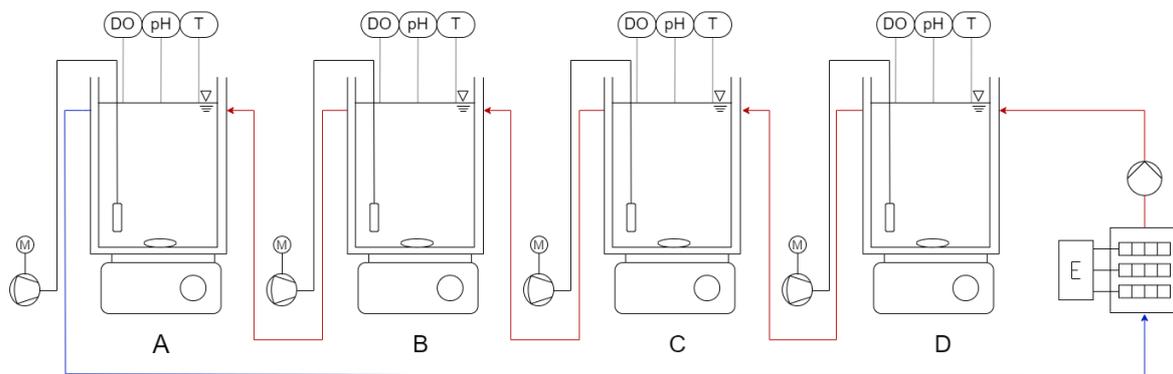


Bild B.8 Schematische Darstellung des Versuchsaufbaus zur Ermittlung einer Hemmung der Nitrifikation

Das auf der SPS befindliche Programm ist für die Datenaufzeichnung, -berechnung und -ablage sowie die Regelung der Belüftung zuständig. In einem Intervall von 30 s wurden für jeden Reaktor die Messwerte abgelegt. Die Temperatur (T) im Reaktor wurde über den Temperaturfühler der pH-Elektrode gemessen. Um das Eingangssignal der Sauerstoffsonden zu glätten, wurde ein gleitender Mittelwert über einen Zeitraum von 2 Sekunden eingerichtet. Mithilfe der aufgezeichneten Daten wurde im Nachgang die autotrophe SOUR, die Ammoniakkonzentration und die Konzentration an salpetriger Säure, wie in Kapitel B.3.1 beschrieben, errechnet. In Tab. B.7 sind die relevanten Versuchsparameter und deren Erfassung aufgeführt.

Tab. B.7 Übersicht über die relevanten Versuchsparameter

Parameter	Einheit	Erfassung
Reaktortemperatur	[°C]	Gemessen
pH-Wert	[-]	Gemessen
Sauerstoffkonzentration	[mg/l]	Gemessen
OUR	[mg/(l*h)]	Berechnet
Zeitdifferenz für die OUR-Berechnung	[s]	Gemessen
Zustand des Belüfters	[an/aus]	Steuersignal
Autotrophe SOUR	[mg(g _{oTS} ^h)]	Berechnet
NH ₃ -Konzentration	[mg/l]	Berechnet
HNO ₂ -Konzentration	[mg/l]	Berechnet

B.3.4 Versuchsansätze und -durchführung

Für die Versuche wurde Belebtschlamm aus einer einstufigen Deammonifikationsanlage zur Teilstrombehandlung einer kommunalen Kläranlage eingesetzt. Es wurde darauf geachtet, in allen Versuchsansätzen die gleiche Menge an Biomasse (als oTS gemessen) in den einzelnen Reaktoren sicherzustellen. Für die Versuche zur Hemmung wurden drei Schweinegülle, ein Gärrest und ein Modellkondensat aus der Gärresteindampfung herangezogen, die in Tab. B.8 näher beschrieben sind.

Tab. B.8 Übersicht über die eingesetzten Substrate

Probe	NH ₄ -N [mg/l]	TR [g/kg]	Anmerkung
Gülle Nr. 1	3.220	14,6	Mastschweine, Probenahme im Güllespeicher
Gülle Nr. 2	930	50,7	Mastschweine, Probenahme im Güllespeicher
Gülle Nr. 3	2.280	12,4	Mastschweine, Probenahme im Güllespeicher
Gärrest	3.935	12,6	Aus gewerblichem Speiseabfall, Rückständen der Gelatineherstellung und Fettabscheiderinhalten
Modellkondensat	1.313	n.n.	Aus der labortechnischen Eindampfung von Gärresten

Im Folgenden ist der Versuchsablauf für den Einsatz eines Originalsubstrats beschrieben, da sich die Durchführung nur in dem Zugegebenen Substratvolumen (abhängig von der NH₄-N-Konzentration des Substrats) unterscheidet. Zur Bestimmung des nötigen Substratvolumens wurde eine Schlammbelastung von 0,06 g_N/g_{oTS} angepeilt.

Die vier Reaktoren wurden mit Substrat in unterschiedlichen Verdünnungen beschickt, wobei das zugegebene Volumen und die Menge an Stickstoff in allen Ansätzen gleich war. Zur Verdünnung des Originalsubstrats (Gülle/Gärrest/Modellkondensat) wurde ein synthetisches Substrat aus Leitungswasser und Ammoniumchlorid (NH₄Cl) mit derselben NH₄-N-Konzentration verwendet. In Ansatz A wurde unverdünntes Originalsubstrat zugegeben, um die volle Wirkung des Abwassers auf die Aktivität des Schlammes beurteilen zu können. Für Ansatz B wurde das Originalsubstrat 1:2 mit synthetischem Substrat verdünnt, um eine mögliche Reduktion der Hemmung durch eine geringere Konzentration an Originalsubstrat zu untersuchen. Ansatz C wurde zur Ermittlung der heterotrophen Atmung genutzt und mit unverdünntem Originalsubstrat beschickt. Durch eine gezielte Inaktivierung der AOB und NOB mit Allylthioharnstoff (ATH) fand hier nur Kohlenstoffatmung statt. Ansatz D wurde als Referenz ausschließ-

lich mit synthetischem Substrat versorgt. Bei allen Reaktoren wurde die Säurekapazität durch die Zugabe von Natriumhydrogencarbonat (NaHCO_3) gestützt. Tab. B.9 fasst die Versuchsansätze vereinfacht zusammen.

Tab. B.9 Versuchsansätze für die Hemmversuche zur Nitrifikation

Ansatz	A	B	C	D
Originalsubstrat	100 %	50 %	100 %	-
Synthetisches Substrat	-	50 %	-	100 %
Zusätze	NaHCO_3	NaHCO_3	ATH	NaHCO_3

Im Vorfeld der Versuche wurden die Reaktoren mit 1,8 l Belebtschlamm (eingestellt auf 1,3 $\text{g}_{\text{OTS}}/\text{l}$) befüllt und intermittierend belüftet. Hierbei wurden die Grenzen der intermittierenden Belüftung zwischen 2 und 4 $\text{mg}_{\text{O}_2}/\text{l}$ festgelegt und die Temperatur auf 26 °C eingestellt. Auf diese Weise wurden noch im Schlamm vorhandene Nährstoffe vor Versuchsbeginn gezehrt. Zudem konnte nach dem Aufzehren die endogene Atmung des Schlammes über die OUR aufgezeichnet werden. Um ein zu starkes Absinken des pH-Werts zu verhindern, wurde die Säurekapazität zu Beginn des Auszehrens mit ca. 5 ml NaHCO_3 -Lösung (1 M) in jedem Reaktor gestützt. Zu Versuchsbeginn wurde aus jedem Reaktor eine Probe von 100 ml entnommen und der TS sowie dessen oTS nach (DIN 38409-1) bestimmt.

Das Volumen der Substratzugabe wurde über die initiale Schlammbelastung bestimmt. Daher wurde vor Beginn der Versuche $\text{NH}_4\text{-N}$ -Gehalt des zu untersuchenden Substrats photometrisch ermittelt und das Volumen entsprechend der gewünschten Schlammbelastung (Zielwert 0,06 $\text{g}_\text{N}/\text{g}_{\text{OTS}}$) berechnet. Das synthetische Substrat wurde aus Leitungswasser und Ammoniumchlorid mit der im Originalsubstrat gemessenen $\text{NH}_4\text{-N}$ -Konzentration angemischt. Vor der Substratzugabe wurde ein Reaktor zur Ermittlung der heterotrophen Atmung mit 86 $\mu\text{mol/l}$ ATH versetzt. Anschließend wurde den einzelnen Reaktoren möglichst zeitgleich das jeweilige Substratgemisch zugegeben und nach kurzer Durchmischung eine Probe vom 10 ml für Analysezwecke genommen. Die Proben wurden photometrisch auf ihren $\text{NH}_4\text{-N}$ -, $\text{NO}_2\text{-N}$ - und $\text{NO}_3\text{-N}$ -Gehalt untersucht. Hierfür wurden die Proben zunächst papierfiltriert. Zur Bestimmung des Nitratgehalts war es zudem nötig – nachdem der Nitritgehalt bestimmt wurde –, das Nitrit durch Zugabe von Amidosulfonsäure als N_2 auszutreiben. Der Nachweis und die Quantifizierung der untersuchten Parameter erfolgte mithilfe von Küvettentests (Hach Lange). Während des Versuchs wurde der pH-Wert durch händische Zugabe von Natronlauge oder Salzsäure zwischen 7,5 und 8 gehalten. Die Versuche wurden beendet, sobald die aufgezeichnete OUR der Reaktoren merklich und kontinuierlich absank. Am Ende des Versuchs wurden die Stickstoffparameter erneut wie oben beschrieben bestimmt. Tab. B.10 fasst die Versuchseinstellungen und Substratzusammensetzungen der vier Ansätze zusammen.

Tab. B.10 Übersicht über die Versuchseinstellungen und einzelnen Ansätze

	A	B	C	D
oTS-Gehalt [g/l]	1,3	1,3	1,3	1,3
Schlammbelastung [g _N /g _{oTS}]	0,06	0,06	0,06	0,06
Sauerstoffgehalt [mg/l]	2 – 4	2 – 4	2 – 4	2 – 4
OUR-Berechnung [mg/l]	2,2 – 3,8	2,2 – 3,8	2,2 – 3,8	2,2 – 3,8
Temperatur [°C]	26	26	26	26
pH	7,5 – 8	7,5 – 8	7,5 – 8	7,5 – 8
Originalsubstrat	100 %	50 %	100 %	0 %
Synthetisches Substrat (NH ₄ Cl)	0 %	50 %	0 %	100 %
Allylthioharnstoff (ATH)	-	-	86 µmol/l	-

B.3.5 Ergebnisse und Diskussion

Bei der Untersuchung der Originalsubstrate konnte keine Hemmung auf die Aktivität der AOB und damit auf die Nitrifikation festgestellt werden. Die Ergebnisse der Hemmversuche sind in Tab. B.11 dargestellt. Bei der Untersuchung der Schweinegülle kam es zwar zu einer negativen Abweichung einzelner Ansätze zur jeweiligen Referenz, jedoch ist diese unterhalb der für die Bewertung einer Hemmung festgelegten Abweichung von 5 %. Beim Gärrest und Modellkondensat überstieg die Aktivität einzelner Ansätze mit Originalsubstrat sogar die Aktivität der Referenz deutlich.

Tab. B.11 Maximale SOUR der Versuchsansätze und ihre Abweichung zur Referenz,

	Ansatz	Maximale SOUR [mg _{O₂} /(g _{oTS} *h)]	Abweichung zur Ref. [%]
Gülle Nr. 1	A (100 %)	14,0	-2,3
	B (50 %)	18,4	28,0
	D (Ref.)	14,4	-
Gülle Nr. 2	A (100 %)	63,4	-4,2
	B (50 %)	66,5	0,4
	D (Ref.)	66,2	-
Gülle Nr. 3	A (100 %)	55,3	12,7
	B (50 %)	66,0	34,5
	D (Ref.)	49,0	-
Gärrest	A (100 %)	19,6	22,1
	B (50 %)	19,4	21,2
	D (Ref.)	16,0	-
Modellkondensat	A (100 %)	68,2	22,6
	B (50 %)	55,7	0,2
	D (Ref.)	55,6	-

Auffällig in den Ergebnissen ist der Unterschied der erreichten Aktivitätsniveaus bei einem Vergleich der Versuchsreihen. Bei den Versuchen mit Gülle Nr. 2, Nr. 3 und dem Modellkondensat wird ein deutlich höheres Niveau erreicht als bei dem Versuch mit Gülle Nr. 1 und Gärrest. Dies ist auf den verwendeten Schlamm zurückzuführen. Für die Versuche wurde der Deammonifikationsanlage zu zwei unter-

schiedlichen Zeitpunkten Schlamm entnommen, wobei der Betriebszustand der Anlage bei der Entnahme für die Versuche mit Gülle Nr. 1 und dem Gärrest nicht ganz optimal war. Die vorgestellten Batch-Tests eignen sich also nicht nur zur schnellen Ermittlung einer kurzfristigen Hemmung, sondern bei häufigerer Anwendung auch zum Vergleich von Schlämmen verschiedener Anlagen oder zur Beurteilung des Betriebszustands einer konkreten Anlage.

In der Literatur wurde die Wirkung von Schweinegülle auf die Aktivität von AOB bisher nicht systematisch untersucht. Daher ist ein direkter Vergleich der Ergebnisse nicht möglich. Generell wird eine hemmende Wirkung von Schweinegülle auf eine biologische Behandlung mit den hohen Ammoniakkonzentrationen in Verbindung gebracht (Hansen et al. 1998). Für die Deammonifikation sind erhöhte Ammoniakkonzentrationen allerdings weniger hinderlich, da sich die AOB zum einen adaptieren können und zum anderen die erhöhten Konzentrationen für eine Unterdrückung der NOB genutzt werden können, um eine stabile Nitritation zu etablieren (Qiao et al. 2010; Cornelius 2008). Allerdings gibt es Hinweise auf eine hemmende Wirkung durch anaerob behandelte Schweinegülle auf AOB (Zhang et al. 2022). In Einzelfällen könnte es also auch zu einer Hemmung der AOB durch unbehandelte Schweinegülle kommen. Yamamoto et al. (2011) berichten hingegen von einer ungehinderten Deammonifikation von anaerob behandelter Schweinegülle. Auch bei Gärresten wurde bisher der Einfluss auf die AOB in Abwasserbehandlungsprozessen nicht systematisch untersucht. Es wird allerdings von einer erfolgreichen Nitrifikation bzw. Deammonifikation in verschiedenen Laborversuchen berichtet (Svehla et al. 2017; Scaglione et al. 2015). Hinweise auf eine Hemmung gibt es aus dem Bereich der Bodenkunde. So konnte eine erhöhte Konzentration an Phenolen in Gärresten die Aktivität der AOB im Boden reduzieren, wobei besonders in Gärresten, bei denen im anaeroben Prozess auch Güllen eingesetzt werden, vermehrt Phenole enthalten sind (Levén et al. 2006). Allerdings unterscheidet sich die Bakterien-Community in Böden deutlich von der in Abwasserbehandlungsanlagen (Siripong und Rittmann 2007). Bei der fraktionierten Eindampfung von Gärresten handelt es sich um ein neues Verfahren, sodass ein Vergleich mit Literaturwerten zu einer möglichen Hemmung der AOB nicht möglich ist. Auch wurde eine mögliche Hemmung durch Kondensate der klassischen Gärresteindampfung nicht systematisch untersucht. Bei Kondensaten aus der Klärschlamm-trocknung hingegen wurden Hemmungen von bis 60 % registriert (Reiter und Beier 2023). Zwar unterscheiden sich Klärschlämme in ihrer Zusammensetzung von Gärresten und Güllen, jedoch sollte, auch wenn im Rahmen des Projekts keine hemmende Wirkung nachgewiesen werden konnte, im konkreten Einzelfall ein Hemmtest durchgeführt werden.

Bei der Betrachtung von Schweinegülle, Gärrest und Kondensat aus der Gärresteindampfung konnte keine kurzfristige Hemmung der AOB durch in den Abwässern enthaltenen Inhaltsstoffe beobachtet werden. Eine negative Auswirkung auf eine Behandlung dieser Abwässer über eine zweistufige Deammonifikation ist demnach nicht zu erwarten. Da es allerdings einzelne Hinweise auf eine mögliche Hemmung der AOB im Besonderen durch Phenole in Gärresten und Kondensate der Klärschlamm-trocknung gibt, sollte bei der konkreten Auslegung des Verfahrens im Einzelfall ein Batchtest nach oben genannter Methodik durchgeführt werden.

B.4 Verfahrensentwicklung Deammonifikation als Stand-alone-Verfahren für Gülle

Die Deammonifikation ist ein Prozess der biologischen Abwasserreinigung zur Stickstoffelimination, der sich besonders für Abwässer mit einem hohen Stickstoffgehalt und vergleichsweise wenig verfügbarem Kohlenstoff geeignet ist (Bonassa et al. 2021) und für die Behandlung von Schlammwasser aus der kommunalen Schlammbehandlung ein in Deutschland bereits etabliertes Verfahren ist (Lackner et al. 2014). Im Gegensatz zur klassischen Nitrifikation/Denitrifikation sind an der Deammonifikation ausschließlich autotrophe Mikroorganismen beteiligt, weshalb auch kein Bedarf an organischem Kohlenstoff besteht. Die Deammonifikation besteht aus zwei Teilschritten. Der Nitritation und der anaeroben Ammonium-Oxidation (Anammox). Während der Nitritation wandeln Ammonium-oxidierende Bakterien in etwa die Hälfte des Ammoniums zu Nitrit um. Eine weitere Oxidation des Nitrits zu Nitrat durch Nitrit-oxidierende Bakterien (NOB), wie es bei der Nitrifikation stattfindet, wird verfahrenstechnisch unterbunden. Im zweiten Schritt, der Anammox, werden Ammonium und Nitrit von anaerob Ammonium-oxidierenden Bakterien (AnAOB) direkt zu Luftstickstoff (N_2) umgewandelt, der so ausgast (Michael T. Madigan 2017). Neben der Einsparung durch den wegfallenden Bedarf an organischem Kohlenstoff bringt die Deammonifikation im Vergleich zur Nitrifikation/Denitrifikation ein erhebliches energetisches Einsparpotential in Form von Belüftungsenergie mit sich. Denn bei der Deammonifikation muss nur die Hälfte des Ammoniums oxidiert werden. Eine weitere Ersparnis ergibt sich daraus, dass das Ammonium nur zu Nitrit und nicht zu Nitrat oxidiert wird. Der Stoffwechselweg der Deammonifikation ist in Bild B.9 im Vergleich zur Nitrifikation/Denitrifikation schematisch dargestellt.

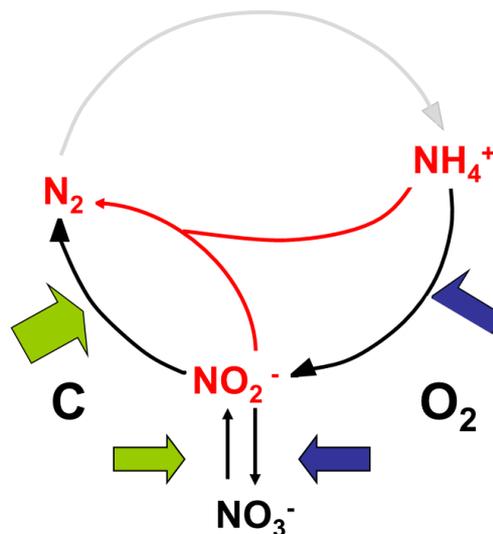


Bild B.9 Stickstoffumwandlung während der Deammonifikation (rot) im Vergleich zur Nitrifikation/Denitrifikation (schwarz) nach Beier und Freyschmidt (2022)

Wie in Kapitel 5.1. beschrieben, ergeben sich bestimmte Anforderungen an das Substrat, das mithilfe der Deammonifikation behandelt werden soll. Zum einen ist dies ein $CSB_{III}:NH_4-N$ -Verhältnis von < 2 und ein $SK:NH_4-N$ -Verhältnis von mindestens $0,078$. Bei der Erprobung der Deammonifikation lag der Fokus bei deren Anwendung in der Gülleaufbereitung und der wissenschaftlichen Begleitung der Arbeitspakete des Projektpartners E&P. Aufgrund des teilweise recht hohen CSB-Gehalts von Schweinegülle (vgl. Kapitel B.2.2) ist eine mögliche Ergänzung der Deammonifikation um eine Stufe zur Kohlenstoffelimination zu bedenken.

B.4.1 Anlagenaufbau und -gestaltung

Für die halbtechnische Erprobung der Deammonifikation zur Behandlung von Gülle wurde die Versuchsanlage von E&P, die auf einem PKW-Anhänger verbaut ist (vgl. Bild B.10) und nach dem TERRAMOX®-Verfahren gestaltet ist, genutzt.



Bild B.10 TERRAMOX®-Versuchsanlage der Firma E&P

Beim TERRAMOX®-Verfahren sind die beiden Teilschritte der Deammonifikation (Nitritation und Anammox) räumlich voneinander getrennt und finden in zwei einzelnen Reaktoren statt. Zum Erhalt der Biomasse ist jedem Reaktor ein eigenes Nachklärbecken mit Schlammrückführung nachgeschaltet. Zudem kann die Anammox-Stufe bei Bedarf mittels Bypass umfahren werden, um sie vor ungünstigen Prozessbedingungen wie bspw. sehr hohen Nitritkonzentrationen zu schützen. Das Fließschema des TERRAMOX®-Verfahrens ist in Bild B.11 dargestellt. In der Versuchsanlage ist zusätzlich noch ein Rührwerk in der Nitritation verbaut. Bild B.12 zeigt den Innenraum des Versuchsanhängers mit der entsprechenden Zuordnung der Bauteile. Eine genaue technische Beschreibung der Versuchsanlage ist in Kapitel B.5.2 zu finden.

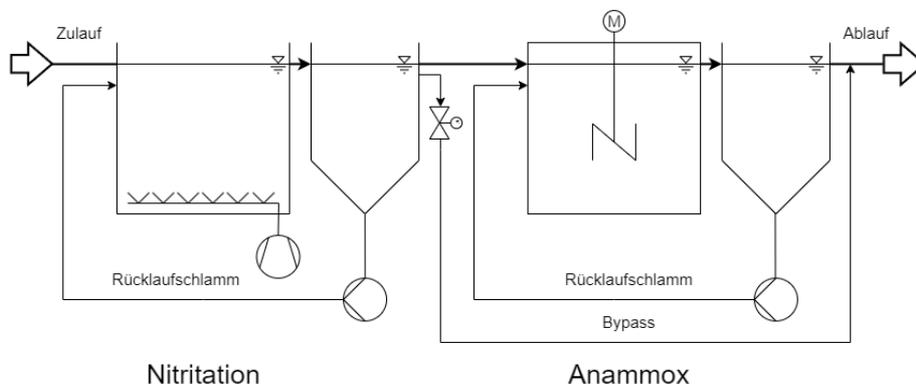


Bild B.11 Fließschema des TERRAMOX®-Verfahrens

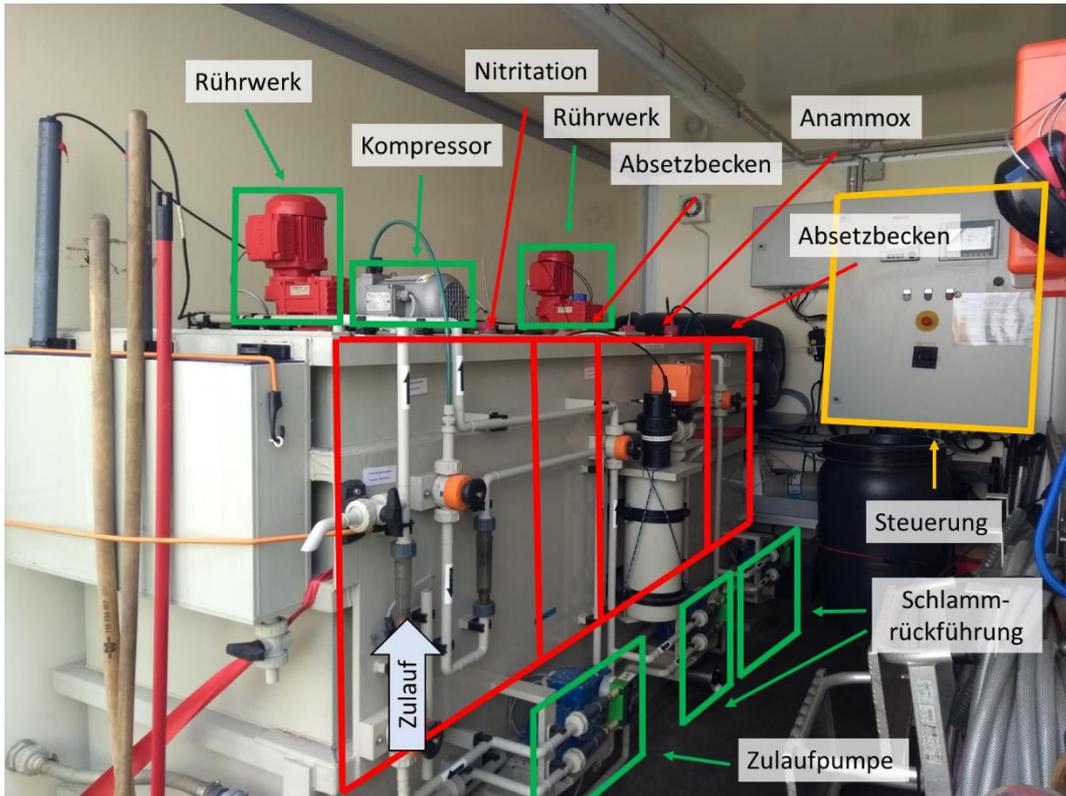


Bild B.12 Innenansicht der Anhängeranlage (Ablauf auf dem Bild nicht erkennbar)

Die Versuchsanlage wurde auf dem Gelände eines landwirtschaftlichen Betriebs mit Schweinezucht betrieben, wodurch eine durchgehende Versorgung mit Schweinegülle unter realen Bedingungen gegeben war. In Bild B.13 ist die Erstaufstellung der Versuchsanlage in direkter Nähe zum Gülletank zu sehen.



Bild B.13 Erstaufstellung der Versuchsanlage am landwirtschaftlichen Standort (Foto: Anna Franziska Meyer)

Der als Vorlage dienende IBC (engl. Intermediate Bulk Container) wurde mithilfe einer Tauchpumpe (vgl. Bild B.14) aus dem Gülletank beschickt. Hierbei wurde die Dünggülle von nahe der Oberfläche abgezogen. Hierfür musste aber zunächst durch die Schwimmschicht aus organischem Material wie Fasern und Fliegenpuppen (vgl. Bild B.15) abgesenkt werden.



Bild B.14 Tauchpumpe zum Befüllen der Vorlage



Bild B.15 Schwimmschicht im Gülletank, bestehend primär aus Fasern und Fliegenpuppen

Aufgrund von Verstopfungen der Leitungen wurde die Anlage um eine Sedimentationsstufe erweitert (vgl. Bild B.16). Auf dem Foto sind im Winterbetrieb kleine Eisschollen zu erkennen. Aus diesem Grund wurde der Zulauf der Anlage mithilfe von PE-Schaum-Mänteln und einer Rohrbegleitheizung ausgestattet (vgl. Bild B.17).



Bild B.16 Als Absetzbecken genutzte Regentonne mit erkennbaren Eisschollen



Bild B.17 Rohrbegleitheizung und Dämmung der Zulaufleitung

B.4.2 Betriebskonzepte und Regelstrategien

Das TERRAMOX®-Verfahren ist großtechnisch im Besonderen für die Behandlung von Schlammwässern aus der kommunalen Abwasserreinigung mit ca. 1000 mg/l $\text{NH}_4\text{-N}$ im Einsatz. Da dieser Einsatzzweck großtechnisch erprobt und gut bekannt ist, wurde die Inbetriebnahme der halbtechnischen Versuchsanlage an diesen Prozess angelehnt. Angeimpft wurden die Reaktoren mit Belebtschlamm aus einer großtechnischen, einstufigen Deammonifikationsanlage. Über einen Zeitraum von knapp drei Monaten wurde sukzessive die Belastung der Anlage erhöht. Zum Ende der Inbetriebnahme betrug die Stickstoffraumbelastung etwa $0,5 \text{ kg}_{\text{NH}_4\text{-N}}/(\text{m}^3 \cdot \text{d})$. In Bild B.18 ist die Stickstoffzulauf (NH₄-N), die ablaufenden (NH₄-N, NO₂-N und NO₃-N) und die Säurekapazität im Zulauf aufgezeigt. Der hohe Gehalt an NH₄-N im Ablauf ist auf die geringe Säurekapazität des Schlammwassers zurückzuführen, die nicht ausreichte, um mehr Ammonium zu oxidieren.

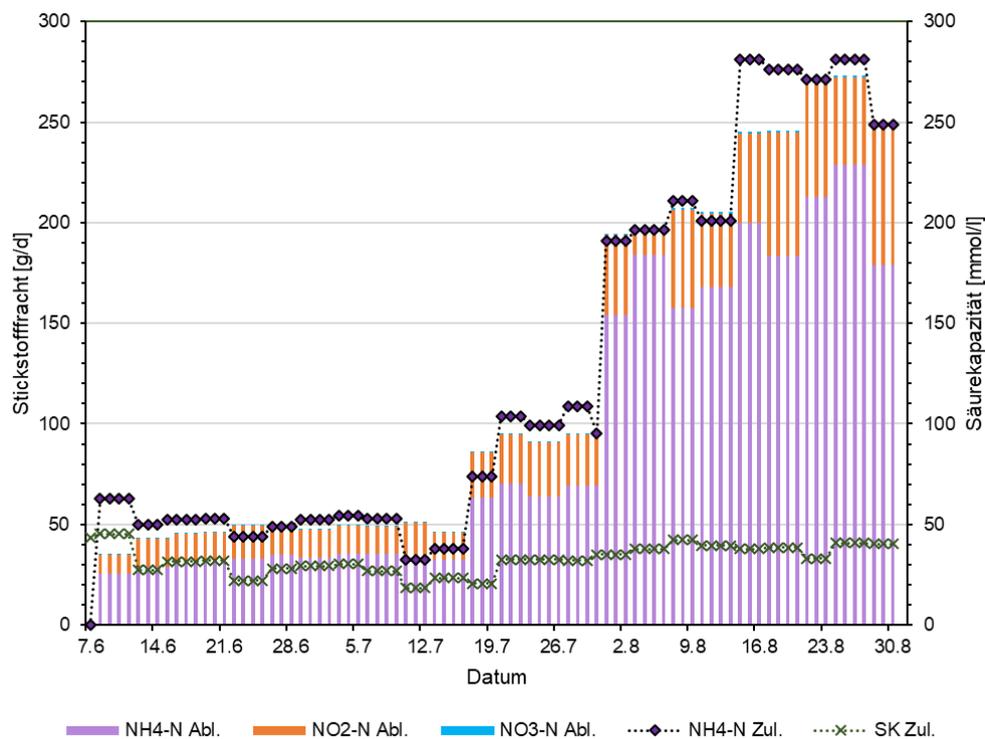


Bild B.18 Zu- und Ablaufwerte (Stickstofffrachten, Säurekapazität) der halbtechnischen Nitritationsstufe mit einem Reaktorvolumen von 500 l bei der Inbetriebnahme mit Schlammwasser

Bei Erreichen des stabilen Betriebszustands wurde die Anlage abgestellt, der Schlamm in den Reaktoren sedimentiert, der Überstand verworfen und der eingedickte Schlamm in Transportfässer gefüllt. So wurde die Anlage zum landwirtschaftlichen Betrieb transportiert, um dort mit Schweinegülle betrieben zu werden.

Für die halbtechnische Erprobung wurde der Fokus der Arbeiten auf den Betrieb der Nitritationsstufe gelegt. Als erster Verfahrensschritt ist eine gut eingestellte Nitritation die Grundvoraussetzung für die nachfolgende Anammoxstufe und damit der gesamten Deammonifikation. Zudem sind substratbedingte Hemmungen als erstes in der Nitritationsstufe zu erwarten. In der Praxis sind es häufig Probleme mit der Nitritation, die zu einem Zusammenbruch des Umsatzes der Deammonifikation führen (Joss et al. 2011). Als Verfahrensvarianten der Nitritation wurde ein Prozess mit Schlammrückführung und ein Betrieb als Ausschwemmreaktor in Betracht gezogen. Für den Betrieb mit Schlammrückführung wurde die

Unterdrückung der NOB durch eine Intervallbelüftung, wie sie auch in der Praxis großtechnisch angewendet wird (DWA 2019), angestrebt. Der Betrieb mit Schlammrückführung brachte allerdings eine merkliche Anreicherung von Feststoffen aus dem Substrat mit sich, was zu Betriebsproblemen bei den kleinen Rohrdurchmessern der Versuchsanlage führte. Aufgrund der hohen $\text{NH}_4\text{-N}$ -Konzentrationen ist aber auch der Betrieb als Ausschwemmreaktor vielversprechend. Hier werden die NOB durch die geringe hydraulische Verweilzeit (engl. Hydraulic Retention Time, HRT) aus dem System ausgespült. Auch eine Anreicherung von Feststoffen aus dem Substrat wird so verhindert. Bei dem Betrieb als Ausschwemmreaktor kann auch mit einer durchgehenden Belüftung gearbeitet werden, was zu einem höheren Umsatz führt (DWA 2019).

Ziel der halbtechnischen Erprobung war insbesondere das Entwickeln von Strategien zum Umgang mit Betriebsproblemen, die neben dem allgemein zu beachtenden Akkumulieren von NOB aufgrund der Substratbeschaffenheit zu erwarten sind. Hierzu zählen primär die hohen $\text{NH}_4\text{-N}$ -Konzentrationen der Schweinegülle, sowie die daraus resultierenden hohen $\text{NH}_4\text{-N}$ und $\text{NO}_2\text{-N}$ -Ablaufwerte der Nitrifikationsstufe. Hierbei spielt der pH-Wert eine besondere Rolle, die zur Prozessüberwachung und -steuerung eingesetzt werden könnte. Bei hohen pH-Werten liegt ein Großteil des Ammoniums als Ammoniak vor, was eine Hemmung der AOB induziert. Ist der pH-Wert niedrig, liegt wiederum eine ausschlaggebende Menge des Nitrits als salpetrige Säure vor, was ebenso zu einer Hemmung der AOB führt. Es gilt also, den pH-Wert in einem schmalen Fenster zu halten, um die Prozessstabilität zu gewährleisten. Strategien zum Wiederherstellen der Nitrifikation können in diesem Rahmen mithilfe der halbtechnischen Anlage entwickelt und erprobt werden. Neben der Wiederherstellung der Nitrifikation ist zudem die Identifikation von Prozessparametern, die einen drohenden Zusammenbruch des Umsatzes ankündigen von besonderem Interesse.

B.5 Halbtechnische Erprobung des Stand-Alone-Moduls zur Deammonifikation von Schweinegülle

Die auf dem TERRAMOX®-Verfahren basierende Versuchsanlage wurde von der Firma E&P Anlagenbau GmbH bereitgestellt und gewartet. Zudem wurde der Betrieb durch telefonische und teils personelle Hilfestellung unterstützt. Die Anlage wurde mit Schlamm aus einer großtechnischen Deammonifikation zur Behandlung von kommunalem Schlammwasser angeimpft, der der gleichen Anlage entstammte wie der Schlamm für die Hemmversuche in Kapitel B.3.4.

B.5.1 Standort und Einordnung des Substrats

Die halbtechnische Anlage zur Deammonifikation wurde über einen Zeitraum von etwa einem Jahr an einem landwirtschaftlichen Betrieb mit Schweinezucht und Biogasanlage in Landkreis Nienburg (Weser) in Niedersachsen betrieben. Im Substratscreening sind Stichproben des Betriebs als Gülle 1 und Gärrest 1 zu finden. Für den Betrieb der halbtechnischen Anlage wurde die Gülle dem Gülletank per Tauchpumpe aus der obersten Schicht entnommen und erneut sedimentiert, um eine möglichst feststoffbefreite Gülle zu erhalten. Eine Pressschnecke o.ä. stand an dem Standort nicht zur Verfügung. Die so erzeugte Dünngülle wurde über einen Zeitraum von 9 Monaten immer wieder beprobt und analysiert (vgl. Saisonale Schwankungen in Kapitel B.2.4). Untersucht wurde die Gülle auf die Parameter $\text{NH}_4\text{-N}$, $\text{NO}_2\text{-N}$, $\text{NO}_3\text{-N}$, CSB_{hom} , CSB_{fil} , SK, pH, LF, TR und GV_{TR} (bzw. oTR). In Tab. B.12 sind die Minimal- und Maximalwerte, Mittelwerte (AM) und Standardabweichungen (SD) der Parameter aufgeführt.

Tab. B.12 Minde- und Maximalwerte sowie Mittelwert und Standardabweichung der Beprobung der Schweingülle während des halbtechnischen Betriebs

	TR [g/kg]	GV_{TR} [%]	pH [-]	LF [mS/cm]	$\text{NH}_4\text{-N}$ [mg/l]	$\text{NO}_2\text{-N}$ [mg/l]	$\text{NO}_3\text{-N}$ [mg/l]	CSB_{hom} [mg/l]	CSB_{fil} [mg/l]	SK [mmol/l]
Min.	11,3	40,1	7,65	16,00	1870	0,00	5,41	6775	2750	165,5
AM	14,7	50,5	7,83	22,41	2327	0,29	29,91	13144	5373	290,7
Max.	17,7	68,9	8,08	29,25	2916	2,79	67,00	29750	8610	531,6
SD	2,1	8,8	0,10	3,93	290	0,52	13,33	4471	1699	65,0

Im Vergleich mit den im Screening erhobenen Güllequalitäten ist die Gülle, die in der Halbtechnik zum Einsatz kam, als typische Gülle einzuordnen. Beim CSB liegt sie im unteren Bereich, allerdings ist hier das Feld durch wenige sehr hoch belastete Güllen erweitert (vgl. Bild B.19). Bei $\text{NH}_4\text{-N}$ (vgl. Bild B.20) liegt die Gülle zentral im Mittelfeld. Die Säurekapazität variiert über fast das gesamte im Screening aufgenommene Spektrum (vgl. Bild B.21).

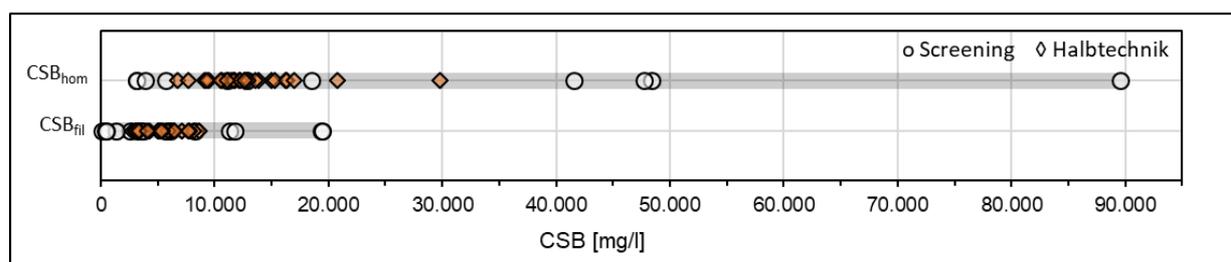


Bild B.19 CSB (hom/fil) der in der Halbtechnik eingesetzten Schweinegülle (orange) im Vergleich zu den Güllen des Substratscreenings (weiß)

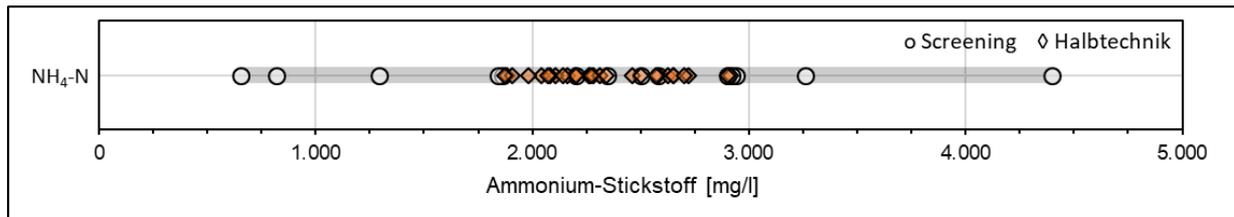


Bild B.20 $\text{NH}_4\text{-N}$ der in der Halbtechnik eingesetzten Schweinegülle (orange) im Vergleich zu den Güllen des Substratscreenings (weiß)

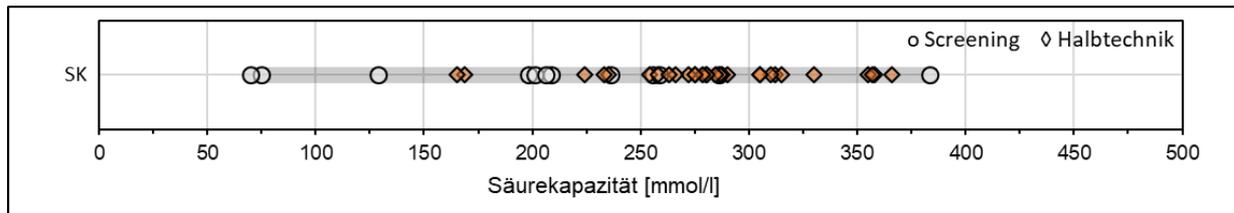


Bild B.21 SK der in der Halbtechnik eingesetzten Schweinegülle (orange) im Vergleich zu den Güllen des Substratscreenings (weiß)

B.5.2 Technische Beschreibung der Anlage

Die halbtechnische Anlage der Firma E&P basiert auf dem TERRAMOX®-Verfahren und ist auf einem PKW-Anhänger verbaut. Die Deammonifikation ist in diesem Fall zweistufig ausgeführt, mit je einem Reaktor (ca. 500 l) und einem Nachklärbecken (ca. 160 l), wobei das Schlammalter und die Biomassekonzentration über eine Schlammrückführung eingestellt wird. Im ersten Reaktor ist die Nitrifikation ausgeführt. Im zweiten Reaktor findet die anaerobe Ammoniumoxidation statt. Beide Reaktoren sind über Motorrührwerke durchmischt und über elektrische Stabheizungen beheizt. Während der Nitrifikationsreaktor als offener Reaktor mit einer Belüftung ausgestattet ist, ist der Anammoxreaktor abgedeckt, um einen Sauerstoffeintrag in die Anammox zu minimieren. Beide Reaktoren verfügen über je ein eigenes Absetzbecken, das unten konisch zuläuft und von oben beschickt wird. Der Zustrom wird über eine Strömungswand nach unten geleitet, sodass das Becken von unten nach oben durchströmt wird. Der abgesetzte Schlamm kann über je eine Rücklaufschlammpumpe in die Reaktoren zurückgeführt werden. Der Anlage vorgelagert sind ein Absetzbecken zur weiteren Sedimentation der Gülle und eine Vorlage, in der die Dünngülle gesammelt wird und verdünnt werden kann. Die Vorlage wird bei Bedarf über eine Pumpe mit Dünngülle aus dem Absetzbecken und Leitungswasser befüllt. Beschickt wird die Anlage über eine Zulaufpumpe, die aus der Vorlage das Substrat abzieht und die Nitrifikation von oben beschickt. Der Zufluss in die anderen Becken ist über Überläufe ausgeführt. Über einen Motorkugelhahn, der zwischen dem Absetzbecken der Nitrifikation und dem Anammoxreaktor eingebaut ist, kann der Überlauf unterbrochen und die zweite Stufe umfahren werden, sodass der Ablauf der Nitrifikation direkt die Anlage verlässt. Die Pumpen der Anlage laufen mit fester Drehzahl, sodass der Zulauf der Anlage sowie die Schlammrückführung über einen Impulsbetrieb (an/aus) geregelt werden. Die Anlage verfügt über mehrere Sonden, um wichtige Prozessgrößen aufnehmen zu können. In beiden Reaktoren werden der pH-Wert und die Temperatur über eine digitale pH-Einstabmesskette aufgenommen. Zudem ist in beiden Reaktoren eine Ionenselektive Sonde (ISE) installiert, über die die NH_4^- und NO_3^- -Konzentration aufgenommen wird. Als belüftete Stufe wird in der Nitrifikation der Gelöstsauerstoffgehalt (engl. Dissolved Oxygen, DO) mittels optischer DO-Sonde erfasst. In der Anammox-Stufe ist eine Spektralsonde verbaut, die für die Messung von NO_2 genutzt wird. Zusammengeführt werden die Signale an der Speicherprogrammierbaren Steuerung (SPS) der Anlage. Über die SPS können alle Aggregate manuell angesteuert werden. Die Messwerte können aber auch zur Regelung verschiedener Aktoren genutzt

werden. Die Heizungen der beiden Reaktoren werden nach der Reaktortemperatur geregelt und können auf eine Temperatur von bis zu 38 °C eingestellt werden. Die Belüftung und das Rührwerk der Nitritation wechseln sich gegenseitig ab, können also nicht parallel laufen. Während die Belüftung nur zeitlich gesteuert wird, kann die Rührdauer über die Sauerstoff- oder Ammoniumkonzentration gesteuert werden. Der Bypass der Anlage, der ein Umfahren der Anammox ermöglicht, wird anhand mehrerer Parameter gesteuert. Ziel der Bypassführung ist der Schutz der Anammox-Stufe vor zu hohen Nitrit-Konzentrationen oder anderen, vom Optimalbetrieb abweichenden Prozessbedingungen. Der Bypass wird geöffnet, wenn die Ammoniumkonzentration in der Nitritation außerhalb eines festgelegten Fensters liegt, der pH-Wert in der Nitritation den Sollwert unterschreitet, der pH-Wert in der Anammox den Sollwert überschreitet, die Nitratkonzentration und/oder Nitritkonzentration in der Anammox über dem Sollwert liegen oder die Temperaturen beider Reaktoren unter den Sollwert abfallen. Die Anlage mit ihren Aggregaten und Messtellen ist in Bild B.22 schematisch dargestellt.

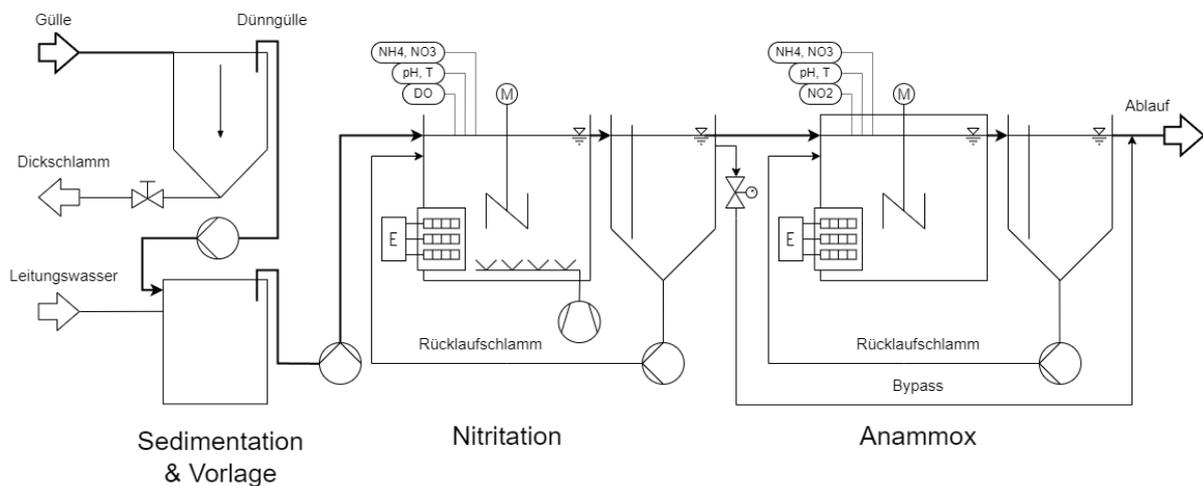


Bild B.22 Verfahrensfließschema der halbtechnischen Anlage zur Deammonifikation mit ihren Aggregaten und Messtellen

Die verbaute Technik ist in Tab. B.13 aufgelistet.

Tab. B.13 Verbaute Aggregate und Sensoren der halbtechnischen Anlage zur Deammonifikation

Aggregat/Sensor	Hersteller/Typ
Rührwerke (RW1, RW2)	TURBO-Mixer FG 5
Drehscheibenverdichter (V01)	Becker – DT 4.2
Heizstäbe (H1, H2)	Mazurczak – Badwärmer ROTKAPPE® KB 50
Schlauchpumpen (P01, P02, P03)	Verder – Verderflex Rapide R3
Motorkugelhahn (MHK)	FSA – Motorkugelhahn
pH-Sensor	Endress + Hauser – Orbipac CPF81D
Sauerstoffsensoren	Endress + Hauser – Oxymax CSO61D
Ionenselektive Sonde (ISE)	Endress + Hauser – ISEmax CAS40D
Spektralsonde	TriOS – OPUS

B.5.3 Betriebseinstellungen und Messkonzept

Bei der halbtechnischen Erprobung der Deammonifikation zur Teilentfrachtung von Schweinegülle lag nicht das Erreichen von maximalen Umsatzleistungen im Vordergrund. Hier geben Batchtests Auskunft (vgl. Kapitel B.3.5 und B.5.6). Vielmehr sollten kritische Betriebsmomente und entsprechende Regelstrategien für einen verfahrenstechnischen Umgang mit Ihnen erprobt werden. Hierbei ging es im speziellen um die Hemmung des Prozesses durch hohe Ammoniakkonzentrationen und hohe Konzentrationen von salpetriger Säure. Als erster Schritt der Deammonifikation ist eine gut eingestellte Nitrifikation Grundvoraussetzung für einen leistungsstarken Stickstoffumsatz. Aus diesem Grund wurden die Betriebsansätze und Regelstrategien nur an der ersten Stufe der halbtechnischen Anlage erprobt.

Neben der Messwertaufnahme über die in Tab. B.13 gelisteten Sonden wurde der Zulauf und der Ablauf der Nitrifikationsstufe ein- bis zweimal pro Woche beprobt und $\text{NH}_4\text{-N}$, $\text{NO}_2\text{-N}$, $\text{NO}_3\text{-N}$, CSB_{hom} , CSB_{fil} und SK im Labor untersucht. Zudem wurde in unregelmäßigen Abständen TS und oTS ermittelt. Die Methodik entsprach hier den in Tab. B.2 aufgeführten Analysemethoden.

Es wurden zwei verschiedene Betriebsweisen der Nitrifikation untersucht. Als erstes wurde der Reaktor, wie im TERRAMOX®-Verfahren vorgesehen, mit einer Schlammrückführung betrieben. Zum Abschluss wurde der Betrieb der Nitrifikation auf einen Betrieb als Ausschwemmreaktor umgestellt. Der Reaktor wurde durchgehend auf 25 °C geheizt.

B.5.4 Lachgasmessungen in der Nitrifikationsstufe

Während des kontinuierlichen Versuchsbetriebs der Behandlung von Schweinegülle und Kondensat der Gärresteindampfung wurden N_2O -Messungen in der flüssigen Phase vorgenommen. Ziel war es in einem suboptimalen Betriebszustand, quasi dem Worst-Case-Szenario, die N_2O -Bildung zu bestimmen. Die Messung wurde mit einem auf dem Prinzip der Clark-Elektrode basierenden Sensor in der flüssigen Phase durchgeführt. Die technischen Mittel der Lachgasmessung sind in Tab. B.14 aufgeführt.

Tab. B.14 Technische Mittel der Lachgasmessung

Hardware/Software	Hersteller/Typ
N_2O Microsensor	UNISENSE – N_2O -R
Messwertaufnehmer/-verstärker	UNISENSE – N_2O UniAmp Signle Channel
Software zur Datenaufnahme	UNISENSE – SensorTrace Logger

Der N_2O -Sensor wurde vertikal an einem Stativ befestigt und in den Reaktor getaucht, sodass die Mess-tiefe bei etwa 12 cm unter der Oberfläche lag. Über die Software wurden die Messwerte aufgenommen und abgelegt. Zur Ermittlung der N_2O -Bildungsrate wurde kurzzeitig die Belüftung abgestellt, um während der unbelüfteten Phase einen Anstieg der Konzentration messen zu können. Die N_2O -Bildungsrate ($r_{\text{N}_2\text{O}}$) ergibt sich so aus der Differenz der N_2O -Konzentration (eckige Klammern) bezogen auf die Zeit:

$$r_{\text{N}_2\text{O}} = \frac{[\text{N}_2\text{O}]_{t_2} - [\text{N}_2\text{O}]_{t_1}}{t_2 - t_1} \quad (13)$$

B.5.5 Ergebnisse und Diskussion

Im Folgenden werden weitere Ergebnisse, die im Gesamtbericht nicht in ausreichender Tiefe behandelt werden können, näher ausgeführt. Auch doppeln

B.5.5.1 Erfahrungen aus dem Anlagenbetrieb

Im Zusammenhang mit der anaeroben Behandlung von Schweinegülle oder anaeroben Prozessen während deren Lagerung wird in der Literatur immer wieder von Problemen mit Schaumbildung gesprochen (Jacobson et al. 2013; Strom et al. 2022). Gülle enthält mehrere Inhaltstoffe, die eine Schaumbildung prinzipiell begünstigen. Dies können Stoffe sein, die oberflächenwirksam sind wie bspw. langkettige Festtsäuren, Ölsäure und Linolsäure, nicht verdaute Tenside aus dem Futter oder auch bestimmte Proteine oder fadenförmige Bakterien. Diese Stoffe sorgen für ein Herabsetzen der Oberflächenspannung der wässrigen Phase. Stabilität bekommt der Schaum zum einen durch in der Gülle enthaltene Proteine oder durch feine Feststoffe wie Fasern oder Ballaststoffen (Strom et al. 2022). Während die Schaumbildung bei anaeroben Prozessen durch die Biogasproduktion induziert wird, so bietet die Nitrifikation als aerober Prozess durch den Eintrag von Umgebungsluft durch Belüfter ebenso eine gute Möglichkeit zur Schaumbildung. Genau das konnte während des halbtechnischen Betriebs beobachtet werden. Während der Inbetriebnahme der Nitrifikation mit Schweinegülle kam es in den ersten Wochen häufiger zu starkem Überschäumen des Reaktors wie es beispielhaft in Bild B.23 und Bild B.24 zu sehen ist. Der Schaum stellte sich als überaus stabil heraus und konnte nur händisch entfernt werden. Mit dem Schaum wurden zudem auch viele Feststoffe ausgetragen, die zu einer massiven Verschmutzung der Anlage beitrugen.



Bild B.23 Starke Schaumbildung im Nitritationsreaktor. Verkrustungen durch mit dem Schaum ausgetragenen Feststoffen sind gut zu erkennen



Bild B.24 Übersäumen des Nachklärbeckens der Nitritation (unten) und der mit Leitungswasser gefüllte Reaktor (oben) zum Vergleich

Als Schaumbremse wurde in einem ersten Anlauf Pflanzenöl (Rapsöl) in den Reaktor zudosiert, wie es aufgrund der niedrigen Kosten im Vergleich zu synthetischen Anti-Schaum-Mitteln im Bereich der Biogaserzeugung häufig gemacht wird (Lindorfer und Demmig 2016). Die Zugabe von Pflanzenöl führte zu einem Rückgang der Schaumbildung, allerdings wird so auch energiereiches Substrat in den Reaktor eingetragen, von dem vorwiegend heterotrophe Bakterien profitieren. Zusätzlich kam es zeitweise zu einem Ölfilm auf dem Überlauf des Nachklärbeckens. Mit dem sparsamen Einsatz einer synthetischen Schaumbremse (HeGo Antischaum 2050) konnte der Problematik dauerhaft begegnet werden. Allerdings ist auch hier der Eintrag von CSB in das System zu beachten. Das verwendete Mittel hatte einen CSB von 2.000 mg/g, wobei dessen Abbaubarkeit nicht geklärt ist. Für eine großtechnische Umsetzung sollte aber in jedem Fall die Möglichkeit der Dosierung einer Schaumbremse vorgesehen werden, um eine spontane Schaumbildung gezielt bekämpfen zu können.

Ein weiteres Problem beim Betrieb der halbtechnischen Versuchsanlage, das sich allerdings nicht auf den großtechnischen Betrieb übertragen lässt, stellten die in der Gülle enthaltenen Feststoffe dar. Bau-technisch war die Versuchsanlage durch E&P für den Betrieb mit Prozesswässern auf kommunalen Kläranlagen ausgelegt. Diese fallen bei der Entwässerung des Faulschlammes an und sind durch den Einsatz von Kammerfilterpressen, Bandfiltern oder Zentrifugen weitgehend feststofffrei. Wie in Kapitel 2.1.1 dargelegt, haben aber selbst separierte Schweinegülle einen TR von 5 g/kg bis zu 133 g/kg, der neben den enthaltenen Salzen aus feinen Feststoffen besteht. Immer wieder kam es zur saugseitigen

Verstopfung der Zulaufpumpe. Der Innendurchmesser der Pumpschläuche betrug lediglich 8 mm und verjüngte sich in den Schlauchverbindern weiter auf ca. 5 mm, wodurch sich die Feststoffe besonders gut ablagern konnten. Erst ein Rückspülen der Pumpschläuche ermöglichte den Weiterbetrieb. In Einzelfällen kam es auch zu einer Verstopfung der Schlauchverbinder durch einzelne Fliegenpuppen, die in der Gülle enthalten waren. Probleme dieser Art sind jedoch an einer großtechnischen Anlage nicht zu erwarten. Für den biologischen Prozess konnten keine negativen Effekte durch den Feststoffeintrag beobachtet werden. Eine Hemmung durch die Feststoffe ist für den großtechnischen Betrieb also nicht zu erwarten.

B.5.5.2 Wiederherstellen der Nitrifikation

Beim Betrieb des Stand-Alone-Moduls ist aufgrund der räumlichen Trennung von Nitrifikation und Anammox sowohl mit hohen NH_3 - als auch mit potentiell hohen HNO_2 -Konzentrationen im Nitrifikationsreaktor zu rechnen. In beiden Fällen ist eine Hemmung der AOB in der Nitrifikation und damit ein Zusammenbruch der Umsatz- und damit auch Reinigungsleistung die Folge. In der Halbtechnik sollten Regel- und Betriebsstrategien zum Umgang mit einem solchen Leistungsabfall erprobt werden.

Ein Zusammenbruch der Nitrifikation durch eine Hemmung der AOB durch HNO_2 kündigt sich mit einem stark sinkenden pH-Wert an. In Bild B.25 ist der Zusammenbruch der Nitrifikation durch hohe HNO_2 -Konzentrationen dargestellt. Zusehen sind die Stickstoffkonzentrationen in Zu- und Ablauf der Nitrifikation sowie der pH-Wert im Reaktor selbst. Die Darstellung ist mit Bild 35 (Gesamtbericht, S. 48) vergleichbar, wo statt des pH-Werts die HNO_2 -Konzentration gezeigt wird. Während am 05.04.22 der Stickstoff im Reaktor fast ausschließlich als $\text{NH}_4\text{-N}$ vorliegt, kommt es bis zum 03.04.22 zu einer weitgehenden Umwandlung des $\text{NH}_4\text{-N}$ zu $\text{NO}_2\text{-N}$, was mit einem übermäßigen Verbrauch der Säurekapazität einhergeht. Es kommt zu einem starken Absinken des pH-Werts von 8,65 auf 6,81. Diese leistungsstarke Nitrifikation hat allerdings durch die starke Nitritproduktion und den sinkenden pH-Wert HNO_2 -Konzentrationen von 0,43 mg/l zur Folge, was für die AOB hemmend wirkt. Dies ist an dem anschließend steigenden Anteil von $\text{NH}_4\text{-N}$ an den Stickstoffkonzentrationen im Reaktor in den folgenden Tagen zu erkennen.

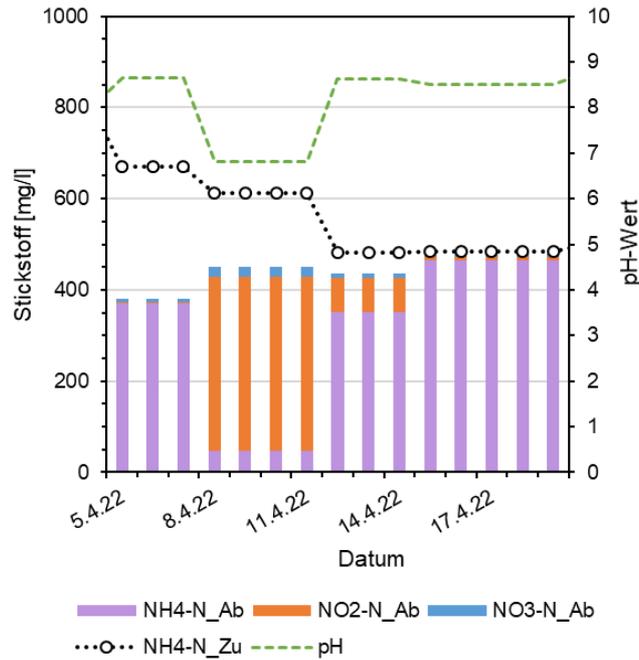


Bild B.25 Stickstoff-Konzentrationen des Zu- und Ablaufs der halbtechnischen Nitrifikation und Verlauf des pH-Werts im Reaktor beim Zusammenbruch der Nitrifikation

Die folgenden Tage und die Wiederherstellung der Nitrifikation sind in Bild B.26 zu sehen. Durch die Hemmung der AOB kann weiter zugeführtes Substrat nicht in ausreichendem Maße abgebaut werden, was zu einem Anstieg des pH-Werts führt (vgl. Bild B.25 ab 12.04.22). Die Kombination aus steigendem pH-Wert und steigender $\text{NH}_4\text{-N}$ -Konzentration hat einen sprunghaften Anstieg der NH_3 -Konzentration von 0,2 mg/l auf 81, mg/l zur Folge. Die HNO_2 -induzierte Hemmung geht also in der Regel direkt in eine NH_3 -induzierte Hemmung über, wird diese nicht früh genug erkannt und abgefangen. Um den Prozess wiederherzustellen, wurde am 17.04.22 der Zulauf zur Nitrifikation gestoppt, während voll durchbelüftet wurde. Dies führt innerhalb der nächsten drei Tage zu einem Abfall der $\text{NH}_4\text{-N}$ -Konzentration. Durch den hohen pH-Wert kommt es noch zu einer letzten Erhöhung der NH_3 -Konzentration bevor diese erst leicht, dann deutlich zurück geht.

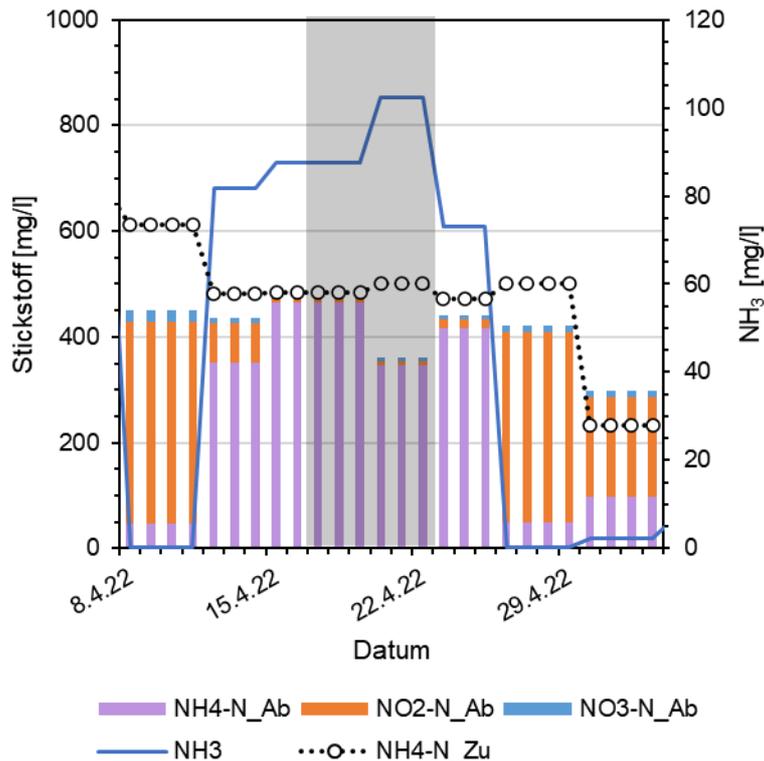


Bild B.26 Stickstoff-Konzentrationen des Zu- und Ablaufs der halbtechnischen Nitritation und Verlauf der theoretischen NH₃-Konzentration im Reaktor (Zulaufstopp grau hinterlegt)

Am 23.04.22 wurde der Zulauf wieder eingeschaltet. Aufgrund der sich einstellenden hohen NO₂-N-Konzentrationen ab dem 26.04.22 kann von einer erfolgreichen Wiederherstellung der Nitritation gesprochen werden. Ein Drosseln des Zulaufs bei weitergehender Belüftung hat sich also als erfolgreiche Maßnahme zum Umgang mit einer NH₃-induzierten Hemmung der AOB erwiesen.

B.5.6 Adaption Belebtschlamm an veränderte Betriebsbedingungen der Nitritation mit Schweinegülle

B.5.6.1 Zusammensetzung und Veränderung der Biozönose

Der Schlamm, mit dem die Reaktoren der halbtechnischen Anlage angeimpft wurden, entstammte einer Deammonifikationsanlage zur Behandlung von kommunalen Teilströmen. Die mit Schweinegülle beschickte Nitritationsstufe stellt allerdings deutlich andere Umweltbedingungen für die Mikroorganismen dar. Um eine Anpassung der Zusammensetzung des Schlammes an die Verhältnisse in der Hochlastnitritation zu untersuchen, wurden sowohl der Schlamm aus der Herkunftsanlage als auch Schlamm aus der halbtechnischen Nitritation mikrobiologisch untersucht. Die Schlämme wurden auf die Zusammensetzung der relevanten Bakteriengruppen der Deammonifikation (AOB, NOB, AnAOB) untersucht, wobei die Nitrifikanten (AOB, NOB) weiter nach Spezies unterteilt wurden.

Die mikrobiologische Untersuchung und Bestimmung der Bakteriengruppen wurde durch die Vermicon AG durchgeführt. Für die Bestimmung der Bakterien wurden Fluoreszenz-markierte Sonden in die

morphologisch intakten Zellen eingebracht, die sich an die spezifischen Zielstellen binden. Der Nachweis erfolgt über die ribosomale Ribonukleinsäure (rRNS). So wird sichergestellt, dass nur aktive Zellen erfasst werden. Durch Anregung des an die Gensonden gekoppelten Fluoreszenzfarbstoffs lassen sich die Zellen unter einem Fluoreszenzmikroskop anschließend bestimmen und quantifizieren. Eingesetzt wurden Gensonden, die die Gruppe der Anammox-Bakterien, die Gruppe der AOB und die Gruppe der NOB gezielt erfassen. Zudem wurden Gensonden für verschiedene Gattungen innerhalb der AOB und NOB eingesetzt. Über die Stärke des Fluoreszenz-Signals (und damit der Menge an vorhandener rRNS) kann zudem die Aktivität der Zellen qualitativ beurteilt werden. Die Anlage, der der Impfschlamm für die halbtechnischen Versuche entstammte wurde zum Zeitpunkt der Entnahme als einstufige Deammonifikation betrieben. Zum Start der halbtechnischen Versuche wurde nur der Anteil der drei Bakteriengruppen untersucht. Hierbei machten die AOB 21,0 %, die NOB 2,8 % und die AnAOB 17,0 % der lebenden Gesamtpopulation aus. Am Ende der Versuche wurde die Herkunftsanlage erneut beprobt. Dabei umfassten die AnAOB nun 15 %, die AOB 22 % und die NOB 1,0 % der lebenden Gesamtpopulation. Die Zusammensetzung der Biozönose unterscheidet sich damit leicht von der Zusammensetzung zu Beginn der Versuche. Das Absinken des Anteils an Anammox-Bakterien ist vermutlich auf leicht veränderte Prozessbedingungen in der Anlage zurückzuführen. Ein Anstieg der AOB bei Absinken der NOB weist auf eine optimierte Nitritation hin.

Im Schlamm der Nitritationsstufe der halbtechnischen Anlage sind aufgrund der aeroben Betriebsweise keine ANAOB mehr nachweisbar. Der Anteil der AOB ist mit 35 % an der lebenden Gesamtpopulation wesentlich höher, während der Anteil der NOB um den Faktor 10 gesunken ist. Dies spricht für eine weitere Spezialisierung der Biomasse und eine gut eingestellte Nitritation. Die Veränderung in der Zusammensetzung der Biomasse (AOB, NOB, AnAOB) vor und nach dem Langzeitbetrieb der Nitritationsstufe sowie die Spezialisierung hin zur Nitritation ist in Bild B.27 gut zu erkennen. In Bild B.28 ist die Zusammensetzung der AOB-Community der beiden Schlämme gegenübergestellt. Innerhalb der AOB der Herkunftsangabe konnten zwei Spezies bzw. Gattungen nachgewiesen werden. *Nitrosomonas europaea/eutropha* bilden 45,5 % der AOB und *Nitrosomonas communis* die restlichen 54,5 %. Bei der Betrachtung der AOB-Community des Schlamms aus der halbtechnischen Anlage fällt besonders die erhöhte Biodiversität auf. Neben *Nitrosomonas europaea/eutropha* (45,7 %) und *Nitrosomonas communis* (40,0 %) konnten auch *Nitrosomonas marina* lineage (8,6 %) und *Nitrosococcus mobilis* (5,7 %) nachgewiesen werden. Bei den NOB konnte in beiden Schlämmen allein *Nitrospira* spp. nachgewiesen werden.

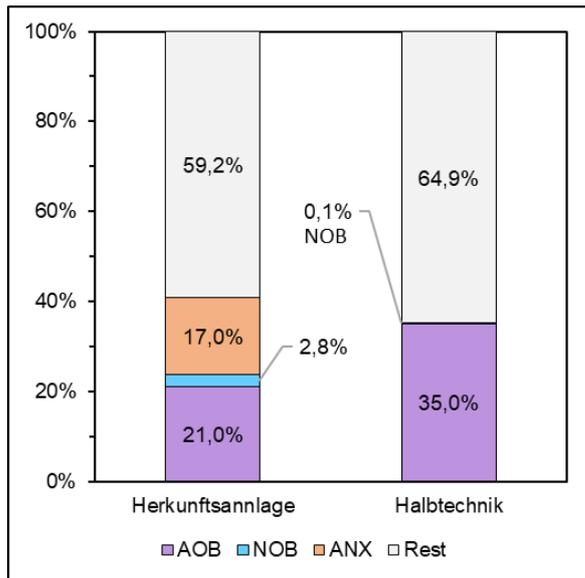


Bild B.27 Zusammensetzung der lebenden Biomasse des Schlammes aus der Herkunftsanlage und des Schlammes der Nitritationsstufe der halbtechnischen Anlage im Vergleich

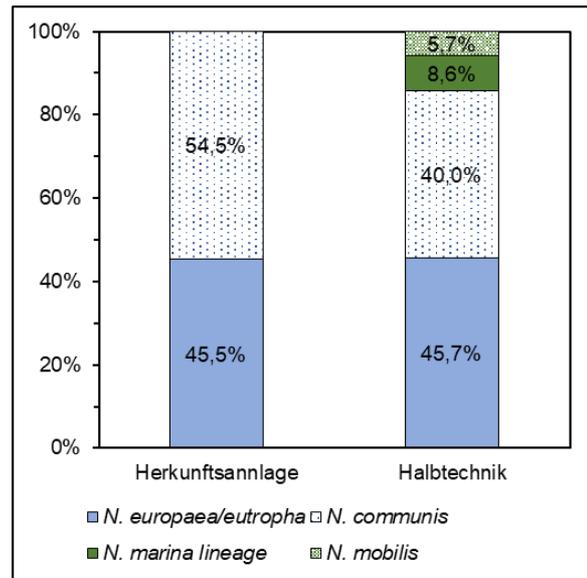


Bild B.28 Zusammensetzung der AOB-Community der Herkunftsanlage und des Schlammes der Nitritationsstufe der halbtechnischen Anlage im Vergleich

Die hohe Anwesenheit von *N. europaea/eutropha* in beiden Schlämmen ist zu erwarten. Sowohl *N. europaea* als auch *N. eutropha* gehören beide zu den dominantesten AOB in Abwasserbehandlungsanlagen und spielen daher eine besondere Rolle bei der Nitritation. *N. europaea*, gewöhnlich in Böden und Süßwasser vorkommend, ist weit verbreitet und besonders schnellwachsend. *N. eutropha* kommt in stark eutrophen Umgebungen vor und ist aus diesem Grund besonders in Abwassersystemen zu finden. In der Abwasserbehandlung kommen *N. europaea/eutropha* und *N. mobilis* besonders in Systemen mit hohen Stickstoffkonzentrationen vor. *N. europaea* weist eine vergleichsweise hohe NH_3 -Toleranz auf, während *N. eutropha* die höchste NH_3 -Toleranz unter den Nitrosomonas-Spezies aufweist. Auch *N. communis* wird häufig in Abwasserbehandlungsanlagen nachgewiesen (Koops et al. 1991; Siripong und Rittmann 2007).

Die Anwesenheit von *N. mobilis* und *N. marina* im Schlamm der halbtechnischen Anlage weist auf eine Anpassung der AOB-Community an das neue Substrat hin. Beide Spezies bevorzugen eine salzreiche Umgebung. So kommt *N. marina* hauptsächlich im Meerwasser oder in Salzseen vor (Koops et al. 1991). *N. mobilis* ist leicht halophil und wurde das erste Mal aus Brackwasser isoliert (Koops et al. 1976). *N. mobilis* zeichnet sich zudem im Besonderen durch seine deutlich erhöhte Toleranz gegenüber NO_2 aus (Thandar et al. 2016). Ob *N. marina* und *N. mobilis* über das Substrat in den Reaktor eingetragen wurden und sich so etablierten oder ob sie in geringen Mengen im Impfschlamm vorhanden waren und durch die veränderten Bedingungen selektiert wurden, kann nicht gesagt werden. In Tab. B.15 sind die detaillierten Ergebnisse der mikrobiologischen Untersuchung der Schlämme aufgeführt.

Tab. B.15 Zusammensetzung des Belebtschlamm (AnAOB AOB, NOB und einzelne Spezies/Gattungen) aus der Herkunftsanlage und dem Nitritionsreaktor der halbtechnischen Versuchsanlage

Untersuchte Gattungen/Arten	Anteil an der lebenden Gesamtpopulation in %	
	Herkunftsanlage	Halbtechnik
Anaerob Ammonium-oxidierende Bakterien (AnAOB)	15,0	n. n.
Aerobe Ammonium-oxidierende Bakterien (AOB)	22,0	35,0
<i>Nitrosomonas europaea/eutropha</i>	10 (22)*	16 (30)*
<i>Nitrosomonas marina</i> lineage	n. n.	3,0
<i>Nitrosomonas oligotropha</i> lineage	n. n.	n. n.
<i>Nitrosomonas aestuarii</i>	n. n.	n. n.
<i>Nitrosomonas communis</i>	12,0	14,0
<i>Nitrosococcus halophilus</i>	n. n.	n. n.
<i>Nitrosococcus mobilis</i>	n. n.	2,0
<i>Nitrospira</i> spp.	n. n.	n. n.
Aerobe Nitrit-oxidierende Bakterien (NOB)	1,0	0,1
<i>Nitrobacter</i> spp.	n. n.	n. n.
<i>Nitrococcus mobilis</i>	n. n.	n. n.
<i>Nitrospina gracilis</i>	n. n.	n. n.
<i>Nitrospira</i> spp.	1,0	0,1
<i>Nitrotoga</i> spp.	n. n.	n. n.

n. n.: nicht nachweisbar; * Wert in Klammern gibt alle mit der Gensonde positiven Zellen an

B.5.6.2 Maximale Aktivität und Ammoniumumsatzrate

Der Belebtschlamm der halbtechnischen Versuchsanlage ist für die Nitritbildung aus dem mit der Schweinegülle eingebrachtem Ammonium spezialisiert. Aufgrund der hohen Stickstoffkonzentration im Substrat ist von einer Adaption und einer hohen Umsatzrate auszugehen. Um einen Überblick über die maximale Leistung des Schlammes zu erlangen, wurde im Labor die spezifische autotrophe Sauerstoffzehrungsrate und spezifische Ammoniumumsatzrate ermittelt. Hierfür wurde Schlamm der halbtechnischen Nitritionsstufe entnommen. Der Versuchsaufbau glich technisch und in der Durchführung den in Kapitel B.3 beschriebenen Versuchen zur Hemmung der Nitrifikation. Im ersten Schritt wurde der Schlamm in drei Reaktoren über einen Zeitraum von ca. 35 Stunden ausgezehrt und die OUR bzw. SOUR aufgezeichnet. Der TS in den Reaktoren lag aufgrund der Betriebsweise des halbtechnischen Reaktors als Ausschwemmreaktor im Mittel bei 1,07 g/l und wurde nicht eingedickt, um die Bakteriencommunity nicht zu beeinflussen. Im Nachgang wurde ein Reaktor analog zum Ansatz D (vgl. Tab. B.10) mit synthetischem Substrat versorgt, um unter vergleichbaren Bedingungen die maximale SOUR aufzuzeichnen.

Zu Beginn des Auszehrns lag die $\text{NH}_4\text{-N}$ -Konzentration im Schlamm aufgrund eines gestörten Betriebs in der Halbtechnik bei 595 mg/l, was bei einer mittleren Temperatur in den Ansätzen von 26,1 °C und einem mittleren pH von 8,3 in einer NH_3 -Konzentration von 72,3 mg/l resultiert. Damit war von einem anfänglich gestörten Ammonium-Umsatz auszugehen, da Ammoniak schon in Konzentrationen von über 10 mg/l hemmend wirken können (Anthonisen et al. 1976). Hierdurch ergab sich die Möglichkeit, während des Auszehrns ein Ammoniakprofil zu durchlaufen und so die aufgezeichnete SOUR mit der Ammoniakkonzentration in Verbindung zu bringen. So kann die Toleranz der Biomasse gegenüber hohen Ammoniakkonzentrationen bewertet werden. In Bild B.29 ist der Verlauf der SOUR, des pH-Werts

und der errechneten NH_3 -Konzentration während des Auszehens beispielhaft von einem der drei Batchreaktoren aufgezeigt. Der initiale Anstieg der NH_3 -Konzentration ist auf die Erwärmung des Mediums zurückzuführen. Ab Stunde 5 ist deutlich eine Abnahme der NH_3 -Konzentration bei gleichzeitiger Zunahme der Aktivität zu beobachten. Durch den Verbrauch der Säurekapazität sinkt ab Stunde 10 zudem der pH-Wert merklich ab. Im Mittel der drei Reaktoren wurde ein maximale SOUR von $139,2 \text{ mgO}_2/(\text{g}_{\text{OTS}} \cdot \text{h})$ ($\pm 7,2$) beim Auszehren erreicht.

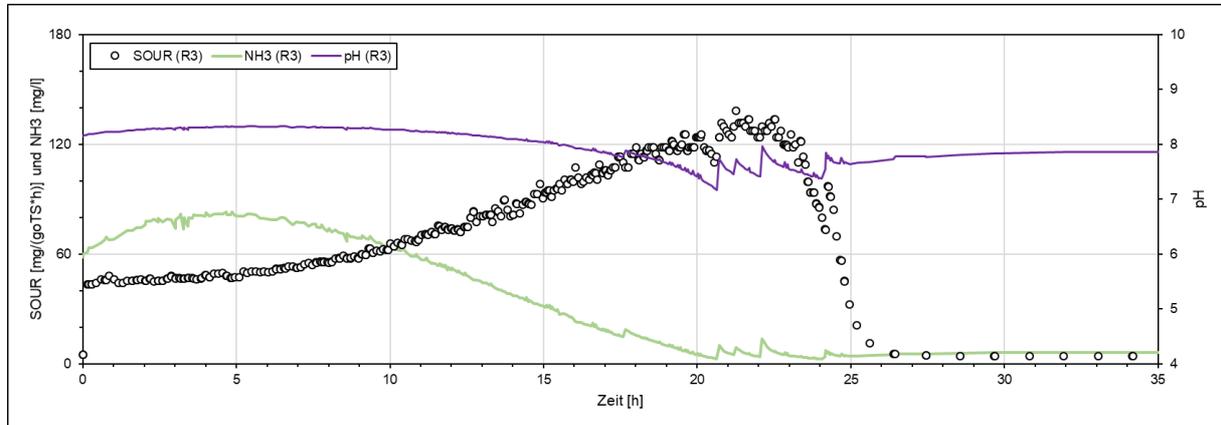


Bild B.29 Verlauf der SOUR, des pH-Werts und der theoretischen NH_3 -Konzentration während des Auszehens des Schlammes aus der halbtechnischen Nitritationsstufe (beispielhaft Reaktor B)

Hiermit liegt die aufgezeichnete SOUR des Schlammes aus der halbtechnischen Anlage deutlich über den Niveaus, die mit dem Schlamm der Herkunftsanlage aufgezeichnet wurden. In insgesamt 13 Ansätzen, die im Laufe des Projekts mit dem Herkunftsschlamm angesetzt wurden (Vorversuche und Hemmversuche, ausgenommen die Versuche mit ungewöhnlich niedriger SOUR) wurden maximale SOUR von $49,0 - 68,2 \text{ mgO}_2/(\text{g}_{\text{OTS}} \cdot \text{h})$ aufgezeichnet. Das gleiche Bild zeigt sich auch beim Ansatz, der analog zu den Referenzansätzen angesetzt wurde. In Bild B.30 ist der Verlauf der SOUR, des pH-Werts und der theoretischen NH_3 -Konzentration abgebildet. Die maximale SOUR liegt in diesem Versuch bei $128,2 \text{ mgO}_2/(\text{g}_{\text{OTS}} \cdot \text{h})$. Im Mittel der vier Ansätze ergibt sich eine SOUR des Schlammes von $136,5 \text{ mgO}_2/(\text{g}_{\text{OTS}} \cdot \text{h})$.

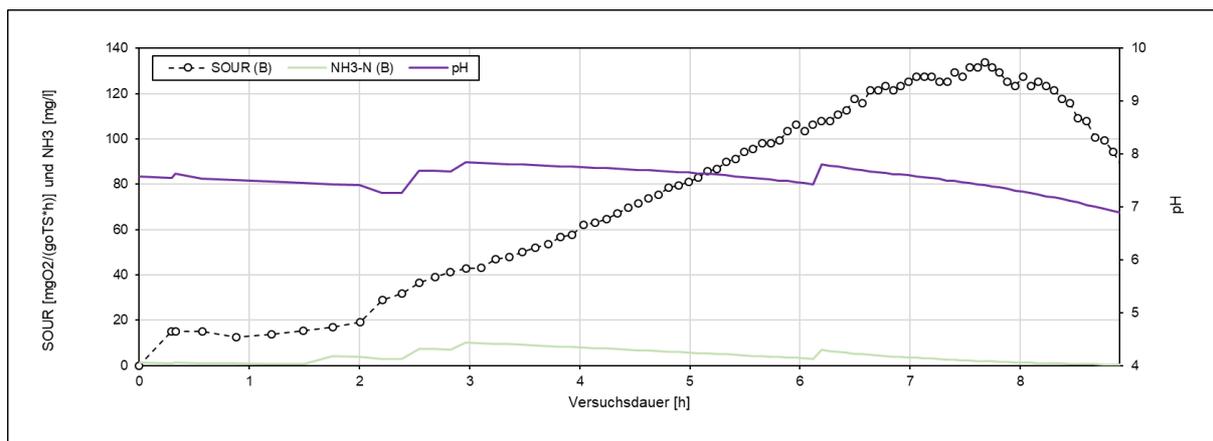


Bild B.30 Verlauf der SOUR, des pH-Werts und der theoretischen NH_3 -Konzentration zur Bestimmung der maximalen Aktivität des Schlammes aus der halbtechnischen Nitritation

Nach Zugabe des synthetischen Substrats zeigte sich nur eine geringe Zunahme an Aktivität im Reaktor. Die in den in Kapitel B.3 genannte Schlammbelastung von $0,06 \text{ g}_\text{N}/\text{g}_{\text{OTS}}$ scheint für den Schlamm immer noch defizitäre Substratverhältnisse darzustellen. Erst nach der Zugabe von weiteren 341 mg

NH₄-N stieg die Aktivität kontinuierlich an. Die SOUR erreichte ein Maximum, das auf dem Niveau der Reaktoren beim Auszehren liegt. So liegt die Schlammbelastung in diesem Ansatz zum Zeitpunkt der höchsten Aktivität bei 0,14 g_N/g_{oTS}. Beim Auszehren lag die Schlammbelastung zum Zeitpunkt der maximalen Aktivität im Mittel sogar bei 0,26 g_N/g_{oTS}. Sowohl die deutlich erhöhte Aktivität als auch die deutlich höhere mögliche Schlammbelastung weisen auf eine Adaption des Schlamms an die Bedingungen in der Hochlast-Nitritation hin. Dies zeigt sich auch in den spezifischen Ammoniumumsatzraten, die im Nachtrag für die stark zehrenden Ansätze aus Kapitel B.3 und die oben genannten Ansätze mit dem Schlamm der Halbtechnik wie unter Kapitel B.3.1.3 beschrieben berechnet wurden. So stieg die mittlere spezifische Ammoniumumsatzrate von 19,1 mg_{NH₄-N}/(g_{oTS}*h) im Schlamm der Herkunftsanlage auf mittlere 43,3 mg_{NH₄-N}/(g_{oTS}*h). Die für die Mittelung herangezogenen Daten sind nachfolgend in Tab. B.16 gelistet.

Tab. B.16 Ermittelte SOUR und spezifische Ammoniumumsatzrate verschiedener Batchansätze mit Schlamm aus der Herkunftsanlage und Schlamm aus der halbtechnischen Nitritation im Vergleich

Versuch	SOUR [mgO₂/(g_{oTS}*h)]	Spezifische Ammoniumumsatzrate [mg_{NH₄-N}/(g_{oTS}*h)]
Gülle Nr. 2 Ansatz A	63,4	20,0
Gülle Nr. 2 Ansatz B	66,5	21,1
Gülle Nr. 2 Ansatz D	66,2	19,4
Gülle Nr. 3 Ansatz A	55,3	17,6
Gülle Nr. 3 Ansatz B	66,0	20,9
Gülle Nr. 3 Ansatz D	49,0	15,6
Modellkondensat Ansatz A	68,2	21,7
Modellkondensat Ansatz B	55,7	17,9
Modellkondensat Ansatz D	55,6	17,7
<i>Arithmetisches Mittel</i>	<i>60,7</i>	<i>19,1</i>
<i>Standardabweichung</i>	<i>6,4</i>	<i>1,9</i>
Halbtechnik Auszehren Ansatz 1	144,6	45,8
Halbtechnik Auszehren Ansatz 2	129,1	40,9
Halbtechnik Auszehren Ansatz 3	143,9	45,6
Halbtechnik synthetischer Ansatz	128,2	40,7
<i>Arithmetisches Mittel</i>	<i>136,5</i>	<i>43,3</i>
<i>Standardabweichung</i>	<i>7,8</i>	<i>2,5</i>

Auch wenn sich die gemessene SOUR auf die Biomasse bezieht, berücksichtigt sie nicht die unterschiedliche Zusammensetzung der Biomasse. Während die Biomasse des Schlamms aus der Herkunftsanlage zu knapp 23 % aus autotrophen Mikroorganismen (AOB und NOB) besteht, besteht die Biomasse des halbtechnischen Schlamms aus ca. 35 % AOB (vgl. Bild B.27). Somit ist beim Schlamm der halbtechnischen Anlage pro Gramm Biomasse ein erhöhter autotropher Sauerstoffbedarf nur logisch. Doch auch wenn der Schlamm der Halbtechnik etwa 1,5-mal so viele autotrophe Mikroorganismen enthält, so ist dessen Aktivität, gemessen an der SOUR, dennoch 1,9 bis 2,6-mal so hoch wie der Schlamm der Herkunftsanlage.

B.5.6.3 Ammoniaktoleranz

Um die Adaption des Schlammes aus der halbtechnischen Anlage an erhöhte Ammoniakkonzentrationen zu bewerten, wurden die Ergebnisse des Auszehrens aus Kapitel B.5.6.2 herangezogen. Hierfür wurde die beim Auszehren des Schlammes ermittelten SOUR auf die jeweilige theoretische NH_3 -Konzentration bezogen. Die Kurven in Bild B.31 zeigen die aufgezeichnete SOUR in Abhängigkeit der theoretischen NH_3 -Konzentration.

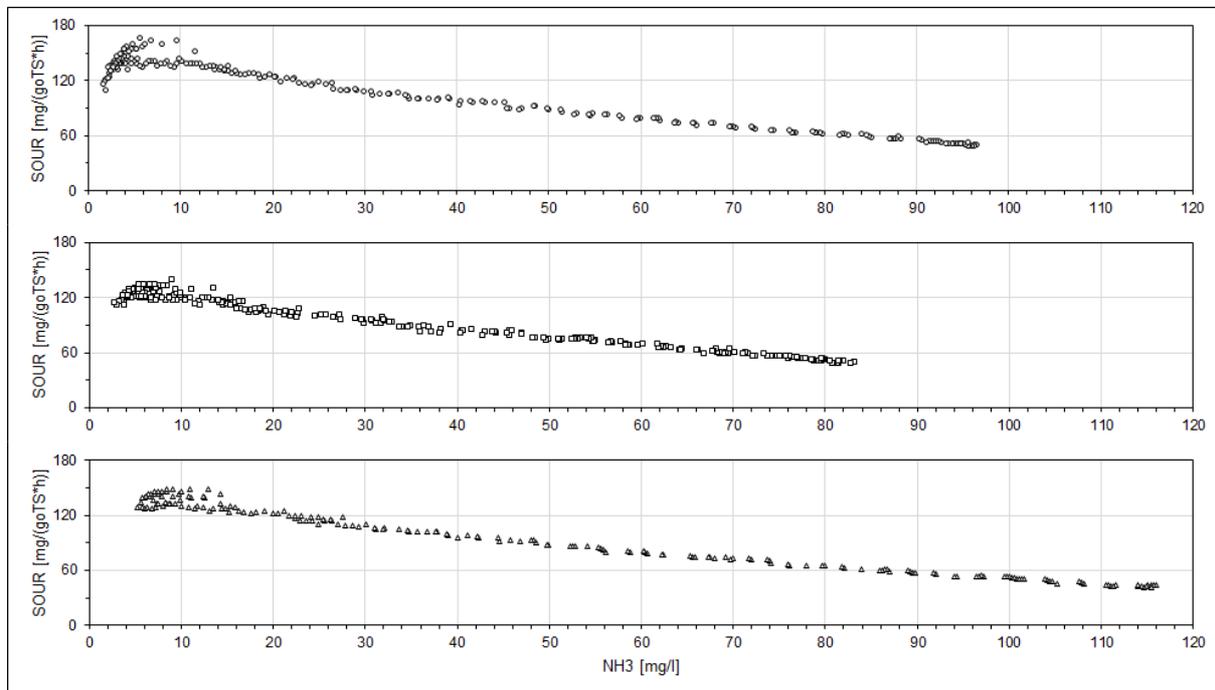


Bild B.31 SOUR der drei Batchreaktoren beim Auszehren des Schlammes der halbtechnischen Anlage in Abhängigkeit der theoretischen Ammoniakkonzentration

Wie erwartet ist in allen Ansätzen eine Minderung der SOUR bei steigender NH_3 -Konzentration zu beobachten. Während sich bei vergleichsweise niedrigen NH_3 -Konzentrationen eine Punktwolke maximaler Aktivität zeigt, nimmt sie anschließend quasi-linear ab. Die höchste Aktivität wurde bei NH_3 -Konzentrationen zwischen etwa 3 mg/l und 12 mg/l aufgezeichnet. Erst bei NH_3 -Konzentrationen von ca. 66 mg/l, 63 mg/l bzw. 72 mg/l war eine Halbierung der maximalen SOUR in den einzelnen Ansätzen zu verzeichnen. Ein Vergleich mit dem Schlamm der Herkunftsanlage ist leider nicht möglich, da die Daten aus den Versuchen zur Hemmung der Nitrifikation keine vergleichbaren Rückschlüsse zulassen. Die Ergebnisse decken sich allerdings mit der Literatur. Auch Vadivelu et al. (2006) konnte keine Hemmung von *Nitrosomonas spp.* bei 16 mg/l NH_3 feststellen. Zudem passen die Ergebnisse mit dem von Chung et al. (2006) genannten NH_3 -Konzentrationsbereich von 5 – 10 mg/l für eine stabile Nitrifikation überein. Der in der Literatur genannte Bereich ist allerdings sehr groß. So können NH_3 -Konzentrationen von 10 mg/l bis 150 mg/l auf *Nitrosomonas spp.* hemmend wirken, was für eine hohe Adaptionfähigkeit spricht (Anthonisen et al. 1976).

B.5.7 Potential der ARG-Reduzierung durch die Deammonifikation

Die Untersuchung zum Reduktionspotenzial von Antibiotika-Resistenzgenen (ARG) durch die Deammonifikation wurde an der halbtechnischen Anlage untersucht. Als wichtigste Stufe für die Elimination von ARG wurde die Nitrifikation identifiziert, da hier ein hohes Oxidationspotential vorherrscht. Es wurde

je eine Probe des Zulaufs (verdünnte, sedimentierte Schweinegülle) und des Ablaufs der Nitritation (Überlauf Absetzbecken) auf ihre Konzentration verschiedener ARG untersucht. Die Analyse wurde durch das DVGW-EBI durchgeführt. Die Methodik und Durchführung ist Anhang C, Kapitel C.2.6, zu entnehmen. Untersucht wurden 94 Gene, von denen im Zulauf der Anlage 76 nachgewiesen werden konnten. Im Ablauf der Nitritation konnten noch 61 Gene nachgewiesen werden, wobei allerdings ein Gen nachgewiesen wurde, dass im Zulauf nicht nachgewiesen wurde. Nicht mehr nachweisbar waren damit 16 Gene. Abgesehen von diesem einen Gen fand bei allen anderen Genen eine Reduktion in der Konzentration statt. Beim Großteil der Gene (55 %) wurde die Konzentration um 2 Log-Stufen verringert. Die Konzentration von 27 % der Gene wurde um 3 Log-Stufen verringert und die zweier Gene (3 %) sogar um 4 Log-Stufen. Ob die Reduktion der Konzentration allerdings eine Elimination der ARG bedeutet, kann nicht gesagt werden. Eine Verlagerung der Gene in den Schlamm und somit eine Abscheidung in der Nachklärung ist auch denkbar. Die Bilanz der Gen-Konzentrationen ist in Tab. B.17 dargestellt.

Tab. B.17 Entwicklung der ARG-Konzentration während der halbtechnischen Nitritation (Zulauf vs. Ablauf)

	Zulauf	Ablauf
Untersuchte Gene	94	94
Summe der nachgewiesenen Gene	18	61
Nicht nachweisbar	-	33
Neu nachweisbar	-	1
Nicht mehr nachweisbar	-	16
Zunahme der Konzentration	-	1
Reduktion ≤ 1 Log-Stufe	-	11
Reduktion $1 \leq 2$ Log-Stufe	-	42
Reduktion $2 \leq 3$ Log-Stufe	-	21
Reduktion $3 \leq 4$ Log-Stufe	-	2
Reduktion $4 \leq 5$ Log-Stufe	-	0
Reduktion $5 \leq 6$ Log-Stufe	-	0

Die einzelnen untersuchten Gene und deren Konzentrationen im Zu- und Ablauf der Nitritation sind in Bild B.32 dargestellt.

Legende (log ₁₀)	AB group	gene	assay	Zulauf	Ablauf
2	Taxonomic	Bacteroidetes	AY474		
3		Firmicutes	AY477		
4		Streptomyces_1	AY622		
5		V. enterocolitica	AY630		
6		Enterococci	AY476		
7		Streptomyces_2	AY623		
8		S. typhi	AY626		
		A. baumannii	AY473		
		P. aeruginosa	AY479		
		Shigella	AY625		
		K. pneumoniae	AY478		
		Campylobacter	AY475		
		Staphylococci	AY480		
		C. albicans	AY629		
		V. cholerae	AY627		
		S. aureus	AY628		
	E.coli-uidA_2	AY631			
	Sulfonamide	sul1_1	AY242		
		sul2_1	AY243		
		sul2_2	AY365		
		sul1_2	AY245		
		sul1_3	AY364		
	MLSB	mphA	AY539		
		ermB_2	AY533		
		mphA_1	AY60		
		ermF	AY535		
		lnuB	AY536		
		mefA_1	AY65		
		erm35	AY531		
		lnuB_2	AY50		
		lnuB_1	AY49		
	mefA	AY538			
	Beta Lactam	blaOXY	AY108		
		blaSFO	AY126		
		blaOXA58_2	AY618		
		blaOXA58	AY145		
		blaOXA55	AY617		
	Aminoglycoside	cfxA	AY114		
		str	AY22		
		aadA1	AY20		
		aadA2_3	AY331		
		strB	AY24		
		aadA_1	AY10		
		aadA_2	AY16		
		aadE	AY21		
		aadA2_1	AY9		
		aadD	AY13		
		strA	AY23		
		aacC2	AY2		
	Other	qacEa ⁺ *1_2	AY220		
		qacEa ⁺ *1_1	AY218		
		qacEa ⁺ *1_3	AY236		
	MDR	cefa_qacelta	AY487		
	Tetracycline	tetPA	AY575		
		tetD	AY571		
		tetM	AY574		
		tetM_2	AY281		
		tetM_1	AY265		
		tetG	AY572		
		tetL_2	AY367		
		tetG_1	AY257		
		tetH	AY260		
		tetT	AY276		
		tet44	AY576		
		tetR	AY577		
		tetW	AY263		
		tetX	AY267		
		tet36_2	AY277		
		tetA_2	AY254		
		tet36_1	AY249		
		tetQ	AY259		
		tetO_1	AY253		
		tetO_2	AY264		
		tetPB_1	AY274		
		tetA/B_1	AY255		
		tet32	AY250		
		tetJ	AY573		
		tetR_1	AY325		
		tetC_3	AY282		
		tetE	AY273		
		tet39	AY568		
		tetPB_2	AY275		
		tetS	AY269		
		tetC_1	AY256		
		tetC_2	AY268		
		tetV	AY270		
	tetM_4	AY567			
	tetJ_1	AY271			
	tet38	AY570			
	tetK	AY258			
	tetD_1	AY252			
	tetL_1	AY266			
	tet38_1	AY272			
	MGE	pNI105	AY323		

Bild B.32 Untersuchte ARG und deren Konzentration in Zulauf und Ablauf der halbtechnischen Nitritation
B.6 Erprobung der Deammonifikation von Kondensat der fraktionierten Eindampfung

Die einstufige Deammonifikation der nicht verwertbaren Kondensate aus der fraktionierten Eindampfung von Gärresten wurde im großen labormaßstab durchgeführt. Hierzu wurde ein einstufiger Reaktor über einen Zeitraum von fünf Wochen betrieben, um im Besonderen den verfahrenstechnischen Umgang mit dem sehr speziellen Substrat zu erproben.

B.6.1 Charakterisierung des in den Versuchen verwendeten Kondensats

Das für die Versuche eingesetzte Kondensat wurde von Biorestec zur Verfügung gestellt. Da es pandemiebedingt schwierig war, die Versuche mit den Projektpartnern zu koordinieren, konnten leider keine Kondensate aus der halbtechnischen Anlage zur fraktionierten Eindampfung genutzt werden. Die Kondensate entstammten nun einer von Biorestec betriebenen, Großtechnischen Anlage. Da die Kondensate nach Bedarf und damit zu unterschiedlichen Zeitpunkten der großtechnischen Anlage entnommen wurden, unterscheiden sie sich deutlich in ihrer Ammoniumkonzentration. Bei den Versuchen kamen 3 Kanister und damit auch 3 Kondensate mit eigenen Charakteristika zum Einsatz. Ein Überblick über die Zusammensetzung der verwendeten Kondensate ist in Tab. B.18 gegeben.

Tab. B.18 Physikochemische Eigenschaften der untersuchten Kondensate aus der fraktionierten Eindampfung von Gärresten

Kondensat	pH	LF	CSB _{hom}	CSB _{fil}	N _{ges}	NH ₄ -N	NO ₂ -N	NO ₃ -N	SK
	[-]	[mS/cm]	[mg/l]	[mg/l]	[mg/l]	[mg/l]	[mg/l]	[mg/l]	[mmol/l]
Kondensat 1	10	5,5	121	135	2360	2340	n.n.	0,277	175
Kondensat 2	9,75	7,13	-	300	-	3360	n.n.	n.n.	223
Kondensat 3	9,5	-	-	400	-	3850	n.n.	n.n.	260

Das Verhältnis von CSB_{fil} zu NH₄-N ist in allen Kondensaten deutlich unter 1 (Kanister 1: 0,06; Kanister 2: 0,09; Kanister 3: 0,10). Somit ist es von diesem Aspekt für eine Deammonifikation besonders gut geeignet. Allerdings reicht das SK:NH₄-N-Verhältnis der Kondensate in keinem der drei Fälle aus, um eine vollständige Deammonifikation zu gewährleisten. Im ersten Kondensat liegt das Verhältnis bei 0,075, in der zweiten Probe bei 0,066 und in der dritten bei 0,068. Somit ist ein Stützen der Säurekapazität zwingend erforderlich.

Der Schlamm, mit dem die Versuchsanlage angeimpft wurde, entstammte derselben Anlage, von der auch der Schlamm für die Hemmversuche (vgl. Kapitel B.3.4) und halbtechnische Deammonifikation (vgl. Kapitel B.4) bezogen wurde – einer einstufigen Deammonifikation zur Behandlung von Schlammwasser.

B.6.2 Technische Beschreibung der Versuchsanlage

Die Deammonifikation wurde als einstufiges Verfahren in einem Reaktor mit einem Volumen von 20 l realisiert. Der Reaktor wurde über ein Rührwerk durchmischt, wurde über eine elektrische Heizmatte an der Reaktorwand beheizt und über einen Belüfterring am Reaktorboden mit Druckluft versorgt. Sowohl Zu- als auch Ablauf wurden mittels Schlauchpumpen realisiert. Der Reaktor war mit mehreren Messstellen versehen. Das Gewicht (m) – als Ausweichparameter für den Füllstand – des Reaktors wurde über eine Waage bestimmt, auf der der Reaktor aufgebaut war. Über verschiedene Sonden wurden der

pH-Wert, DO, Leitfähigkeit (Lf), Oxidations/Reduktions-Potenzial (ORP), Nitrat und Ammonium in der flüssigen Phase gemessen. Die Temperatur wurde über einen Temperaturfühler ermittelt. In Bild B.33 ist die labortechnische Anlage schematisch dargestellt und Bild B.34 zeigt den Versuchsaufbau in echt. Eine Übersicht über die verbauten Aggregate und Messtechnik ist in Tab. B.19 zu finden.

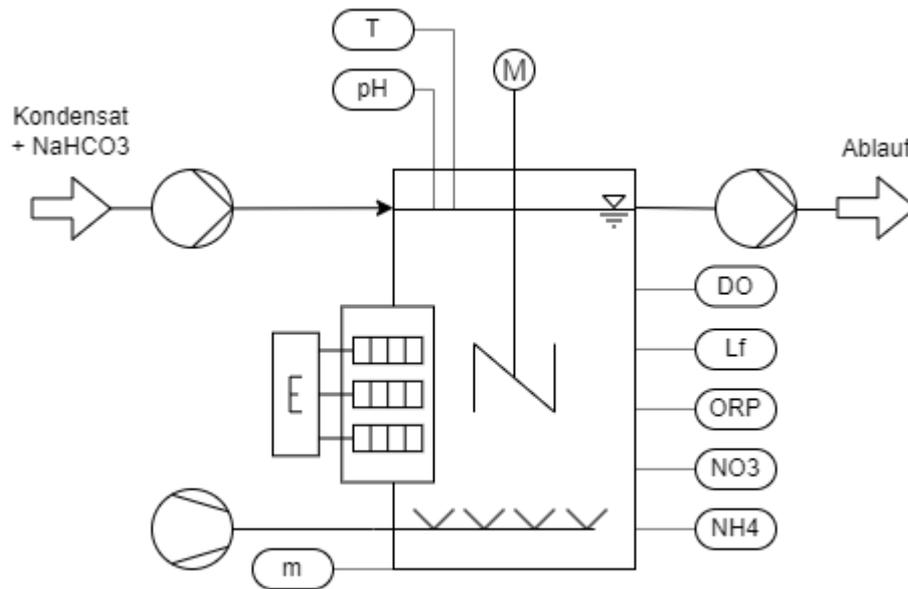


Bild B.33 Fließschema der labortechnischen Anlage zur einstufigen Deammonifikation

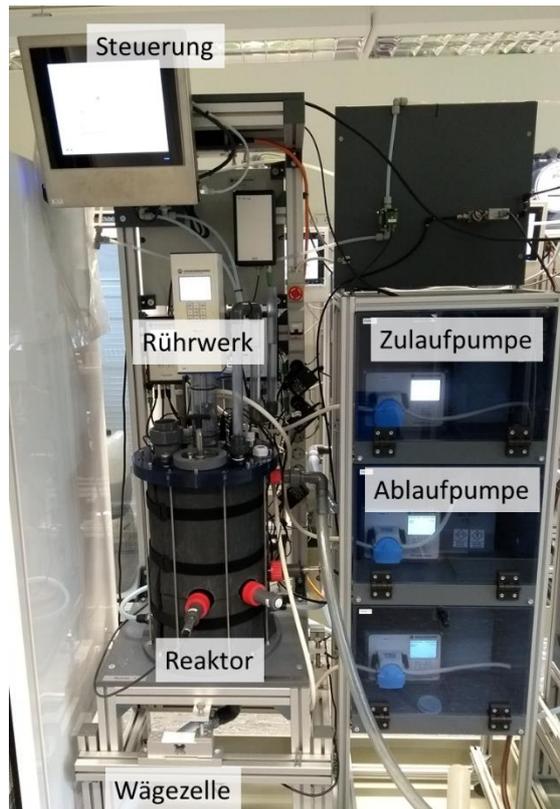


Bild B.34 Foto der einstufigen Deammonifikation im Labormaßstab

Tab. B.19 In der labortechnischen Anlage verbaute Aggregate und Messtechnik

Aggregat	Hersteller/Typ
Rührwerk	UIT Rührwerk PM210
Schlauchpumpen	UIT SP2
Steuereinheit Heizung	UIT T-Control
Heizmatte	Winkler Silikonheizmatte Typ P
Durchflussregler Belüftung	Bronkhorst EL-Flow Select
Belüfter	Belüfterring aus Koischlauch ø ca. 15 cm
Parameter	Sondentyp
Füllstand	Endress+Hauser Prosonic T FMU30
Gelöstsauerstoff	Hamilton VisiWater DO
Ammonium	Pronova NH ₄ ⁺ -Elektrode/ Hach Sension+ ISE Ammonium
Nitrat	Pronova NO ₃ ⁻ -Elektrode/ Hach Sension+ ISE Nitrat
Redoxpotenzial	Meinsberg EMC173
pH	Meinsberg EGA173
Leitfähigkeit	Meinsberg LTC0,35/23
Temperatur	Temperaturfühler
Gewicht (Füllstand)	LAUMAS Elettronica Single-Point-Wägezelle AM

B.6.3 Betriebseinstellungen und Messkonzept

Die Laboranlage wurde als Sequencing-Batch-Reactor (SBR) betrieben. Ein SBR-Zyklus bestand aus 4 Phasen, die nacheinander durchlaufen werden, wobei sich Phase 1 und 2 während eines Zyklus mehrfach abwechseln. In Tab. B.20 sind die einzelnen Phasen des Zyklus dargestellt.

Tab. B.20 Übersicht über die Zyklus-Einstellungen der labortechnischen SBR-Anlage

Phase	Bezeichnung	Rührwerk	Belüftung	Zulaufpumpe	Ablaufpumpe	Anmerkung
1	Beschickung und Nitritation	aus	an	an	aus	Phasendauer: 1 min Zulauf: 5 ml/min
2	Anammox	an	aus	aus	aus	Phasendauer: 5 min
1 + 2	Reaktionsphase	-	-	-	-	100 x Wechsel Phase1/Phase 2
3	Absetzen	aus	aus	aus	aus	Phasendauer: 15 min
4	Abzug	aus	aus	aus	an	Ende der Abzugsphase: Abzug von 500 g Überstand

Zur Vorbereitung der Versuche wurde der Reaktor mit 20 l Belebtschlamm aus einer großtechnischen einstufigen Deammonifikationsanlage gefüllt. Nach einer Sedimentationszeit von 20 Minuten wurden 500 ml des Reaktorinhalts abgepumpt, um Raum für die erste Befüllung zu schaffen. Die Reaktionsphase (Phase 1 und Phase 2 im Wechsel) beginnt mit dem Einschalten der Belüftung und der Zulaufpumpe (Phase 1). Für 1 min wird mit einem Volumenstrom von 5 ml/min Kondensat in den Reaktor gefördert. Über die Belüftung wird ein O₂-Gehalt von 0,2 – 0,25 mg/l im Reaktor eingestellt. Bei Ablauf der Minute, schaltet die Zulaufpumpe und die Belüftung ab und das Rührwerk (55 rpm) wird für 5 min eingeschaltet (Phase 2). Im Anschluss beginnt erneut Phase 1. Die beiden Phasen wechseln sich 100-mal ab. Anschließend beginnt die Sedimentationsphase und dauert 15 min an. Danach fördert die Abzugspumpe mit einem Volumenstrom von 33ml/min Überstand aus dem Reaktor, bis die Wägezelle einen Gewichtsverlust von 500 g registriert. Nun startet erneut die Reaktions- und Beschickungsphase.

Über die in Tab. B.19 beschriebenen Sonden wurden NH₄, NO₃, pH, DO, Lf, Temperatur, Reaktorgewicht und Redox-Potential (ORP) aufgezeichnet. Zusätzlich wurden nach in Tab. B.2 beschriebener Methodik NH₄-N, NO₃-N, NO₂-N, SK und CSB des Zu- und Ablaufs der Anlage händisch bestimmt.

Mit dieser Betriebsweise war es möglich, trotz des hohen pH-Werts im Kondensat (im Mittel 9,75), einen stabilen Prozess zu etablieren, da in der Nitritationsphase durch die Abgabe von Protonen eine Versäuerung stattfindet. Bei dieser Betriebsweise ergibt sich ein Austauschvolumen von 500 ml pro Zyklus, was nur 2,5 % des Reaktorvolumens entspricht. Bei möglichen weiterführenden Versuchen können das Austauschvolumen und die Beschickung weiter erhöht werden. Bild B.35 zeigt die Schwankungen in pH-Wert und Reaktorgewicht beispielhaft über einen Zeitraum von sechs Tagen. Die sukzessive Befüllung während der belüfteten Phasen lässt sich im Verlauf des Reaktorgewichts gut erkennen.

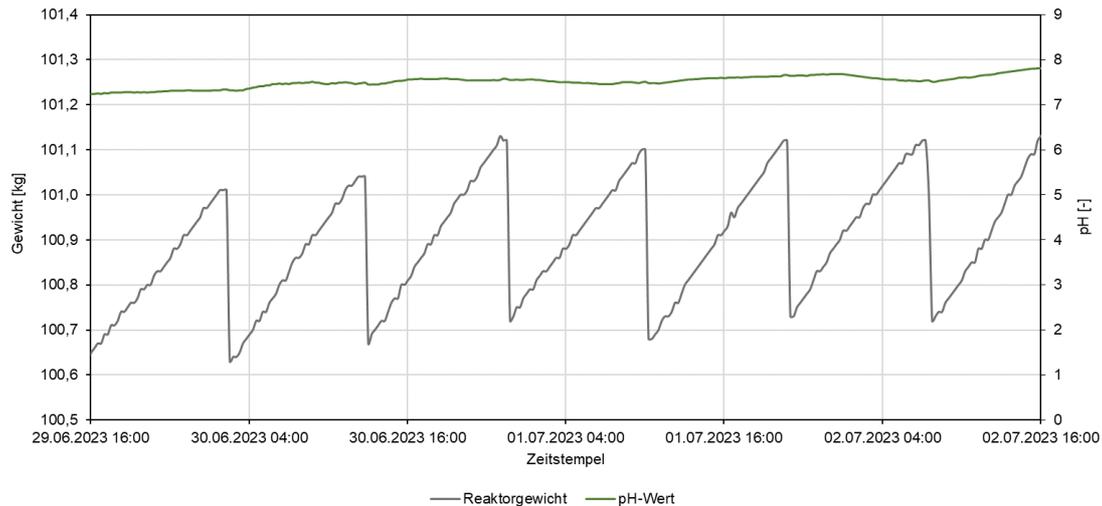


Bild B.35 Verlauf des Reaktorgewichts und des pH-Werts über einen Zeitraum von 6 Tagen (ca. 7 Zyklen)

B.6.4 Lachgasmessung

Während des Betriebs der einstufigen Deammonifikation wurde eine kontinuierliche Messung der N_2O -Konzentration in der Flüssigphase durchgeführt, um das N_2O -Bildungspotential für die Verfahrensweise abschätzen zu können. Der technische Aufbau zur Messung entspricht dem in Kapitel B.5.4 beschriebenen Aufbau. Hier allerdings wurden in diesem Fall keine Raten ermittelt, sondern lediglich der Konzentrationsverlauf über die Reaktionszyklen aufgezeichnet.

B.6.5 Leistungspotentiale der Deammonifikation als nachgeschaltete Stufe zur Vollreinigung des Kondensats aus der fraktionierten Eindampfung

Soll ein Abwasserbehandlungsverfahren zur Vollreinigung eingesetzt werden, bedeutet das in der Regel die Aufbereitung zur Direkteinleitung in einen Vorfluter. Welche Grenzwerte bei der Einleitung von behandelten Abwässern zu beachten sind, ist in der Verordnung über die Anforderungen an das Einleiten von Abwasser in Gewässer (Abwasserverordnung, AbwV) geregelt. In den Anhängen sind die Anforderungen für verschiedene Branchen aufgeführt. Im Kontext der Gärrestaufbereitung ergibt sich allerdings das Problem, dass sie keinem der Anhänge klar zuzuordnen ist. Hiermit ist auch die Bewertung des Verfahrens im Hinblick auf eine „Vollreinigung“ schwierig, da die Ansprüche nicht klar definiert werden können. Zur Orientierung werden hier die Anhänge 1 (Häusliches und kommunales Abwasser) mit den verschiedenen Größenklassen (GK) und 3 (Anlagen zur biologischen Behandlung von Abfällen) herangezogen. Die relevanten Grenzwerte sind in Tab. B.21 zusammengefasst.

Tab. B.21 Auszug von Grenzwerten bei der Einleitung behandelter Abwässer aus der AbwV (Bundesministerium der Justiz 1997)

Anhang	CSB _{ges} [mg/l]	NH ₄ -N [mg/l]	N _{ges} [mg/l]	P _{ges} [mg/l]
Anhang 1, GK 1	150	-	-	-
Anhang 1, GK 2	110	-	-	-
Anhang 1, GK 3	90	10	-	-
Anhang 1, GK 4	90	10	18	2
Anhang 1, GK 5	75	10	13	1
Anhang 23	200	-	70	3

Im Labor konnte mit der einstufigen Deammonifikation eine Stickstoffelimination von ca. 88 % bei der Behandlung der nicht verwertbaren Kondensatfraktion erreicht werden (vgl. Kapitel 5.3.1). Mit einem mittleren NO₃-N-Abaufwert von 292 mg/l können allerdings die Anforderungen keines der Anhänge an den Gehalt an anorganischem Stickstoff (N_{ges}) eingehalten werden. Der im Labor stabil erreichte CSB-Ablaufwert von ca. 40 mg/l stellt kein Problem im Hinblick auf die betrachteten Anhänge dar. Inwieweit die Deammonifikation zu einer Phosphor-Elimination durch Assimilation geführt hat, wurde nicht untersucht. Bei den großtechnischen Kondensatproben lag der P_{ges}-Gehalt allerdings lediglich zwischen 0,3 und 4,6 mg/l, weshalb ein Erreichen der Anforderungen sehr wahrscheinlich ist.

In der im Labor untersuchten Form eignet sich die Deammonifikation also nicht zur Vollreinigung des Kondensats der fraktionierten Eindampfung. Durch veränderte Betriebseinstellungen ließe sich der Nitratgehalt im Ablauf aber deutlich reduzieren (vgl. Kapitel 5.3.3.). Auch wenn im Labor ca. 90 % des CSB_{fil} eliminiert wurden, ist es wichtig, zu betonen, dass die Deammonifikation kein Verfahren zur Kohlenstoffelimination ist. Die Minderung des CSB in den Laborversuchen ist auf heterotrophe Mikroorganismen zurückzuführen (aerobe Kohlenstoffelimination, Denitrifikation), die nicht gezielt angereichert wurden. Auf den erzielten Abbau kann sich also nicht verlassen werden. Selbst bei ausreichender Stickstoffelimination kann ein sehr hoher CSB-Gehalt im Kondensat eine Vollreinigung per Deammonifikation verhindern. In solch einem Fall müsste zusätzlich eine Stufe zur Kohlenstoffelimination zugeschaltet werden. Im Kontext der Aufbereitung zur Direkteinleitung spielt allerdings besonders der refraktäre CSB, der biologisch schwer oder nicht abbaubare Verbindungen umfasst, eine wichtige Rolle. Bei entsprechend hohen Gehalten ist hierdurch eine rein biologische Aufbereitung auf Einleitqualität nicht möglich. In solch einem Fall müssten zusätzlich physikalisch-chemische Verfahren zum Einsatz kommen.

Im Vergleich zu anderen biologischen Behandlungsverfahren wie der Nitrifikation/Denitrifikation bietet die Deammonifikation zur Behandlung der Kondensate aus der Gärresteindampfung eine Energieoptimierung durch geringeren Sauerstoffbedarf und einen kostenoptimierten Betrieb durch die Unabhängigkeit von externen Kohlenstoffquellen. Auch wenn der Weg der Direkteinleitung durch die Behandlung mittels Deammonifikation nicht sicher zur Verfügung steht, so ist zu prüfen, ob die behandelte zweite Kondensatfraktion zusammen mit der dritten Kondensatfraktion verwertet werden kann. Die dritte Fraktion kann bspw. zum Zwecke der Bewässerung eingesetzt werden. In diesem Fall würde eine Behandlung der zweiten Fraktion mittels Deammonifikation eine Art Teilstrombehandlung darstellen. Zu prüfen ist allerdings, ob die so gemischten Ströme, den für die Bewässerung gestellten Qualitätsanforderungen genügt. Auf diesem Weg bliebe die gesamte Wassermenge erhalten, was in Zeiten zunehmender Trockenheit in der Landwirtschaft einen Vorteil mit sich bringt.

B.7 Auswahlorientierte Bewertung von Verfahrensketten

Bei der Bewertung einzelner Verfahren und Verfahrensketten geht es häufig über eine reine technische Bewertung hinaus. Besonders wenn das Ziel der Bewertung das Schaffen einer Entscheidungsgrundlage zur Verfahrensauswahl darstellt. Denn neben der technischen Fragestellung „welche Verfahren können mein Problem lösen?“ spielen hier viele verschiedene Rahmenbedingungen eine Rolle, sodass eine zweite Fragestellung im Raum steht: „Welche Verfahrenslösung lassen die Rahmenbedingungen zu?“. Der konkrete Anwendungsfall schränkt also immer stark die Verfahrensauswahl ein. Dies ist besonders der Fall, wenn die Fragestellung, für die eine Auswahl getroffen werden soll, in einen weiteren Kontext systemischen eingebettet ist, wie es bei der Behandlung von Gülle und Gärresten der Fall ist.

B.7.1 Regionale Rahmenbedingungen und Auswahlkorridor

Im Kontext der Nährstoffbewirtschaftung sind bei der Bewertung von Verfahrensketten also auch immer die regionalen Rahmenbedingungen zu beachten. Denn besonders bei der Verteilung von Nährstoffen in Form von Wirtschaftsdüngern (WD) gibt es regional große Unterschiede, zu berücksichtigende rechtliche Aspekte und etablierte Verwertungswege. Die wichtigsten regionalen Rahmenbedingungen bei der Verfahrensauswahl zur Gülle- und Gärrestaufbereitung sind in Bild B.36 dargestellt.

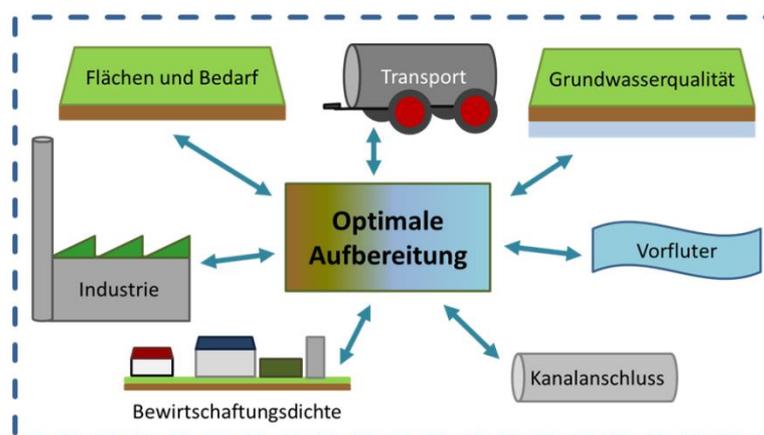


Bild B.36 Regionale Rahmenbedingungen bei der Bewertung von Verfahrensketten

Die regionalen Rahmenbedingungen schränken je nach Anwendungsfall die Auswahl unterschiedlich ein:

- **Flächen und Bedarf** – Die vorhandenen Flächen und deren Nährstoffbedarf sind die ausschlaggebendsten Rahmenbedingungen. Denn von ihnen hängt ab, ob eine Behandlung der Gülle oder Gärreste notwendig ist. Hier sind nicht nur landwirtschaftliche Flächen gemeint. Auch Flächen, die für eine Lagerung der WD zur Verfügung stehen, vermindern den Bedarf einer Aufbereitung.
- **Transport** – Der Transport von WD ist eine wesentliche Kostengröße, wobei sich die Transportdistanzen von Anwendungsfall zu Anwendungsfall teils stark unterscheiden können. Je höher der Transportaufwand, desto favorisierter sind volumenreduzierende Behandlungsformen, auch wenn diese mit höheren technischen Anforderungen einhergehen können.

- **Grundwasserqualität** – Neben dem tatsächlichen Düngebedarf der Flächen kann auch die Grundwasserqualität einen starken Einfluss auf die ausbringbare Menge an Stickstoff haben. Diese ist in Gebieten mit einer hohen Nitratbelastung im Grundwasser besonders stark eingeschränkt. Sie hat also direkten Einfluss auf das Reinigungsziel.
- **Vorfluter** – Erst das Vorhandensein von Vorflutern in direkter Nähe zum Anwendungsfall ermöglicht eine Direkteinleitung komplettaufbereiteter Ströme. Ein Abführen in den Vorfluter bedeutet allerdings auch ein Verlust der Wasserfracht.
- **Kanalanschluss** – Ein lokaler, ausreichend dimensionierter Kanalanschluss ermöglicht eine Aufbereitung mit einem weniger strikten Reinigungsziel und somit geringerem technischen und wirtschaftlichem Aufwand. Ohne Anschluss an ein Kanalnetz fehlt der Aufbereitung zur Indirekteinleitung allerdings ihre Grundlage.
- **Bewirtschaftungsdichte** – Die Bewirtschaftungsdichte hat einen starken Einfluss auf die Verfahrensauswahl. Mit einer hohen Bewirtschaftungsdichte geht eine geringere Verfügbarkeit von freiem Platz einher, was die Verfahrensauswahl stark einschränken kann.
- **Industrie** – Industrie in direkter Peripherie zum Anwendungsfall kann durch mögliche Wärmequellen oder anfallenden Nebenprodukte bestimmte Verfahren begünstigen. Sie kann auch potentielle Abnehmerin von Nebenströmen der Gülle- und Gärrestaufbereitung sein.

Neben den direkten Anforderungen vor Ort spielen also eine Vielzahl von Einflussgrößen eine Rolle bei der Verfahrensauswahl, die es zu erfassen gilt. Am Landkreis Nienburg/Weser wurde dies beispielhaft durchgeführt.

B.7.1.1 Landkreis Nienburg/Weser als Modellregion

Der Landkreis Nienburg/Weser umfasst drei Einheitsgemeinden (Nienburg/Weser, Rehburg-Loccum, Steyerberg) sowie 6 Samtgemeinden (Grafschaft Hoya, Heemsen, Mittelweser, Steimbke, Uchte, Weser-Aue) und hat eine Fläche von ca. 1.400 km² (Landkreis Nienburg/Weser 2021b). Landwirtschaftsflächen machen etwa zwei Drittel der Gesamtfläche aus, nur ca. 13 % der Fläche sind als Siedlungsfläche genutzt. Im Jahr 2019 waren dies 88.744 ha (Landkreis Nienburg/Weser 2021a). Im Jahr 2019 waren im Landkreis 66 Biogasanlagen in Betrieb und weitere 5 von der Bundesnetzagentur genehmigt (Niedersächsisches Ministerium für Ernährung, Landwirtschaft und Verbraucherschutz 2019). Im Berichtsjahr 2019/2020 fielen insgesamt 1.126.686 t Gärreste aus Substraten pflanzlicher Herkunft, tierischer Herkunft und aus Abfallverwertungsanlagen (Ko-Ferment) an (Landwirtschaftskammer Niedersachsen 2021). Wie sich die Gärreste zusammensetzen ist in Bild B.37 und Bild B.38 dargestellt.

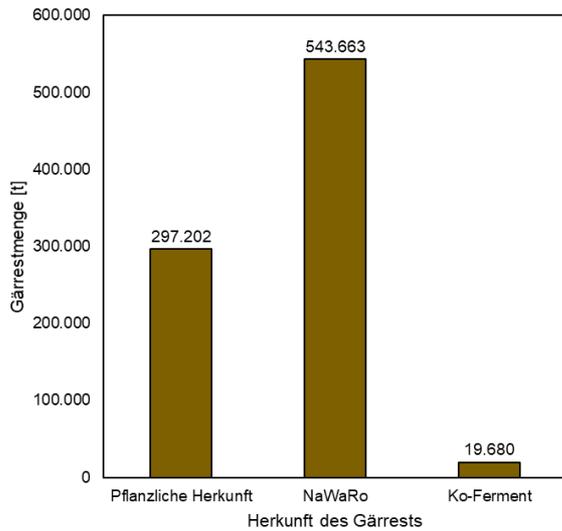


Bild B.37 Gärrestmenge im Berichtszeitraum 2019/2020 im Landkreis Nienburg/Weser nach Herkunft (Landwirtschaftskammer Niedersachsen 2021)

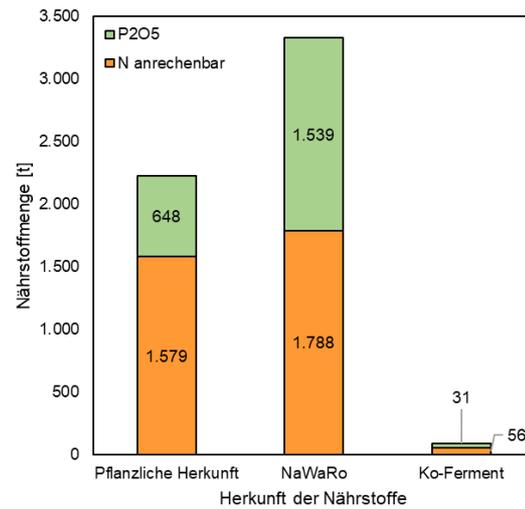


Bild B.38 Im Gärrest enthaltene Nährstoffmengen im Berichtszeitraum 2019/2020 im Landkreis Nienburg/Weser nach Herkunft der Gärreste (Landwirtschaftskammer Niedersachsen 2021)

Die Daten zu den landwirtschaftlichen Betrieben im Landkreis Nienburg wurden im Zuge der Landwirtschaftszählung 2020 erhoben. Demnach gab wurden in 2020 im Landkreis Nienburg/Weser 716 landwirtschaftliche Betriebe mit Viehhaltung gezählt, von denen 216 Betriebe mehr als 100 Großvieheinheiten (entspricht etwa dem Gewicht eines ausgewachsenen Rinds) halten (Statistische Ämter des Bundes und der Länder 2020). In Bild B.39 ist die Anzahl und Art der Betriebe mit Viehhaltung dargestellt.

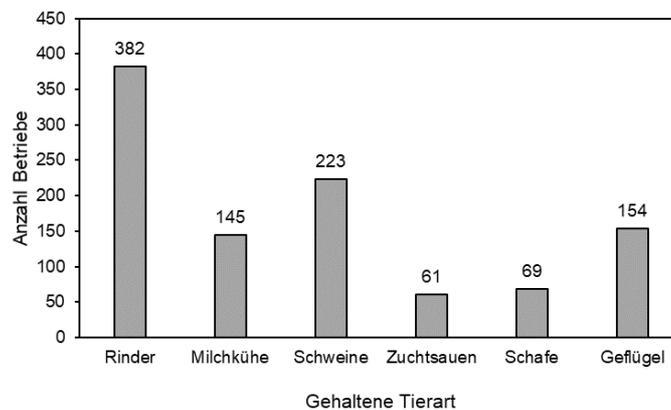


Bild B.39 Anzahl der tierhaltenden Betriebe 2020 im Landkreis Nienburg/Weser nach Tierart (Statistische Ämter des Bundes und der Länder 2020)

Der Nährstoffbedarf der Flächen und der Nährstoffanfall einer Region, lässt sich auf der Ebene der Verwaltungseinheiten abbilden. Aufgrund der im Düngerecht verankerten Meldepflicht der Betriebe, laufen bei den Landwirtschaftskammern Daten zu Nährstoffbedarf, -anfall und -transport zusammen. In Tab. B.22 ist beispielhaft der N- und P-Düngebedarf der Verwaltungseinheiten aus 2020 dem Nährstoffanfall aus der Tierhaltung (Rinder, Schweine, Geflügel, Schafe, Ziegen, Einhufer) gegenübergestellt. Hier wird ersichtlich, dass der Nährstoffanfall aus der Tierhaltung nicht reicht, um den Düngebedarf des

Landkreises zu decken. Daten zu den Gärresten auf derselben Datenebene konnten innerhalb des Projekts nicht akquiriert werden, jedoch zeigen die Tabellen zum Transport von Wirtschaftsdüngern (Tab. B.23 und Tab. B.24), dass auch die Gärreste nicht ausreichen, um den Bedarf des Landkreises zu decken.

Tab. B.22 Nährstoffbedarf und Nährstoffanfall aus der Tierhaltung im Landkreis Nienburg/Weser im Jahr 2020 (Landwirtschaftskammer Niedersachsen 2022)

Verwaltungseinheit	Düngebedarf		Nährstoffanfall aus der Tierhaltung	
	Stickstoff [kgN/ha]	Phosphor [kgP/ha]	Stickstoff [kgN/ha]	Phosphor [kgP ₂₀₅ /ha]
Grafschaft Hoya	2.301.765	1.020.723	1.027.799	513.675
Heemsen	545.163	241.549	183.349	92.250
Nienburg	215.159	95.498	46.221	22.408
Rehburg-Loccum	622.308	276.964	248.138	109.024
Uchte	2.741.681	1.217.157	1.491.443	718.960
Mittelweser	1.754.416	778.696	893.271	493.537
Flecken Steyerberg	764.941	339.969	337.102	173.581
Marklohe	939.162	416.254	377.540	204.335
Liebenau	563.134	250.492	281.591	126.404
Steimbke	1.508.961	667.505	631.855	285.793

In Tab. B.23 und Tab. B.24 sind beispielhaft die abgegebenen und aufgenommenen Mengen von Wirtschaftsdüngern über die Gemeindegrenzen innerhalb Niedersachsens sowie die Importe und Exporte von außerhalb Niedersachsens sowie deren Salden aus dem Jahr 2020 gegenübergestellt. Aufgeführt sind auch die mit den Wirtschaftsdüngern ein- und ausgehenden Stickstoff- und Phosphormengen.

Tab. B.23 Transport von WD im Landkreis Nienburg/Weser innerhalb Niedersachsens über die Gemeindegrenzen hinweg sowie dessen Saldo mit Ausweisung von Stickstoff und Phosphor (Landwirtschaftskammer Niedersachsen 2022)

Verwaltungseinheit	Abgaben [t]	Aufnahmen [t]	Saldo [t]	Saldo N [kg]	Saldo P [kg]
Grafschaft Hoya	64.355	107.719	43.364	220.949	98.292
Heemsen	-	19.868	19.868	104.753	44.230
Nienburg	173	18.974	18.801	95.183	40.461
Rehburg-Loccum	23.619	18.596	-5.023	-19.914	7.366
Uchte	44.941	90.703	45.762	227.774	102.856
Mittelweser	64.603	133.368	68.766	415.167	217.926
Flecken Steyerberg	24.118	30.489	6.371	106.504	75.310
Marklohe	38.109	68.648	30.539	220.765	122.787
Liebenau	10.201	24.341	14.140	73.492	27.665
Steimbke	36.765	56.600	19.836	208.186	127.695

Bei der Betrachtung der Transporte fällt auf, dass alle Verwaltungseinheiten bis auf Rehburg-Loccum mehr Wirtschaftsdünger aus Niedersachsen aufnehmen als sie abgeben. Betrachtet man den Transport über die niedersächsische Landesgrenze hinweg, zeigt sich, dass nur vier Verwaltungseinheiten überhaupt Wirtschaftsdünger außerhalb des Bundeslandes exportieren. Im gesamten Landkreis besteht jedoch ein deutlicher Import von Wirtschaftsdüngern von außerhalb Niedersachsens (vgl. Tab. B.24).

Tab. B.24 Export und Import von WD im Landkreis Nienburg/Weser in andere Bundesländer und ins Ausland sowie dessen Saldo mit Ausweisung von Stickstoff und Phosphor (Landwirtschaftskammer Niedersachsen 2022)

Verwaltungseinheit	Export [t]	Import [t]	Saldo [t]	Saldo N [kg]	Saldo P [kg]
Grafschaft Hoya	-	230.796	230.796	1.126.088	497.535
Heemsen	-	25.630	25.630	158.795	67.019
Nienburg	-	18.974	18.974	116.084	51.667
Rehburg-Loccum	421	81.066	80.645	352.445	150.409
Uchte	13.734	251.981	238.248	1.189.747	472.992
Mittelweser	9.573	254.298	244.725	1.343.853	589.404
Flecken Steyerberg	2.053	71.689	69.636	449.273	223.013
Marklohe	-	109.020	109.020	660.844	325.602
Liebenau	-	67.674	67.674	329.754	129.778
Steimbke	-	157.729	157.729	907.682	397.711

Auch, wenn auf Eben des Landkreises und der Verwaltungsgrenzen mehr Nährstoffe importiert als exportiert werden, zeigt besonders Tab. B.23 deutlich, dass auch innerhalb der Verwaltungseinheiten lokal Nährstoffüberschüsse existieren. Auch die transportierten Mengen verdeutlichen die Notwendigkeit der Verbesserung der Transportwürdigkeit oder einer Anpassung des Nährstoffgehalts zur lokalen Ausbringung. Für eine gezielte Bewertung der regionalen Rahmenbedingungen für die Verfahrensauswahl an einem spezifischen Standort ist ergänzend eine höhere Auflösung der Daten notwendig. Hier befindet sich die Schnittstelle zur lokalen Betrachtung beim einzelnen Betrieb.

Für das Ammoniakstarkwasser der fraktionierten Eindampfung ist neben der Nutzung zur Düngung (zeitliche Entkopplung von Nährstoffanfall und -ausbringung und Volumenreduktion) auch eine weitere Aufkonzentrierung über eine Rektifikation zur Industriechemikalie denkbar. Anwendung kann es beispielsweise in der Rauchgasreinigung bei der selektiven katalytischen Reaktion finden. Im Landkreis Nienburg/Weser liegt der Industrielle Schwerpunkt in den Branchen Automotive, Anlagen- und Maschinenbau, Metallverarbeitung, Energie, Lebensmittel und Logistik, wobei der Energiesektor keine großen Verbrennungsanlagen wie Kohle- oder Gaskraftwerke umfasst (Wirtschaftsförderung im Landkreis Nienburg/Weser GmbH o. J.). Das Abnahmepotential in diesen Branchen ist also gering, sodass aufkonzentriertes Ammoniakstarkwasser außerhalb des Landkreises vermarktet werden müsste. Aufgrund der starken Volumenreduktion ist die Transportwürdigkeit allerdings deutlich gesteigert.

B.7.2 Methodisches Vorgehen zur Bewertung von Verfahrensketten

Grundlage der modellbasierten Bewertung von Verfahrensketten ist das entwickelte Verfahrensmodell, bei dem die einzelnen Verfahren (Modellmodule) beliebig verschaltet werden können. Die Modellmodule dienen später der Berechnung der Dimensionierung, der Kosten und des Energiebedarfs der einzelnen Verfahren. Für die Entwicklung der einzelnen Modellmodule wird in einem ersten ein Verfahrenssteckbrief angelegt (siehe Kapitel B.7.3), in dem die relevanten mathematischen Zusammenhänge zur Bemessung und zum Betrieb des Verfahrens zusammengefasst sind. Diese werden im Modellmodul anschließend als Algorithmen umgesetzt. Damit die einzelnen Modellmodule mit einander kombiniert werden können, ist es wichtig, im Vorhinein Basisvektor für das Verfahrensmodell zu definieren, der von den einzelnen Modulen bearbeitet und zwischen ihnen weitergegeben wird. Er umfasst die wichtigen

Bemessungs- und Betriebsparameter aller Verfahren sowie die Eingangsgrößen für die Bewertung. Der Basisvektor ist mit seinen Parametern in Tab. B.25 dargestellt.

Tab. B.25 Basisvektor des Verfahrensmodells

Parameter	Bezeichnung
Zufluss	Q
Temperatur	T
Homogenisierter CSB	CSB_hom
Filtrierter CSB	CSB_fil
Ammonium-Stickstoff	NH4-N
Nitrit-Stickstoff	NO2-N
Nitrat-Stickstoff	NO3-N
Kjeldahlstickstoff	TKN
Gesamtposphor	P_ges
Phosphatphosphor	PO4-P
Feststoffe	TS
Glühverlust	GV
Säurekapazität	SK
Investitionskosten	CapEx
Betriebskosten	OpEx
CO ₂ e-Emission	CO ₂ e

Ist das Verfahrensmodell aufgebaut, beginnt auf dessen Grundlage der Vergleich und die Bewertung verschiedener Verfahrensketten. In Bild B.40 ist das methodische Vorgehen bei der modellgestützten Bewertung schematisch dargestellt. In der oberen Hälfte des blauen Kastens (A) ist die Funktion des Modellmoduls beschrieben. Das Modellmodul hat im Kern zwei Berechnungszyklen, die Bemessung und den Betrieb. Im ersten Zyklus, der Bemessung, werden die Auslegungsdaten wie bspw. die Raumbelastung und Daten des Bemessungslastfalls wie Zufluss, Konzentrationen und Frachten genutzt, um die Anlagengröße zu berechnen. Die Daten, die die Bemessung verlassen, werden zum einen an den zweiten Rechenzyklus, den Betrieb, weitergegeben und zum anderen als Eingangsgröße für die Bewertung genutzt. In die Berechnung des Betriebs gehen spezifische Betriebsparameter und entsprechende Lastfälle ein, die in der bemessenen Anlage simuliert werden. Berechnet werden so die Ablaufwerte des Verfahrens sowie der Betriebsaufwand, der auch als Eingangsgröße für die Bewertung dient. Der Output des einen Modellmoduls dient anschließend als Input des nächsten Modellmoduls. So können ganze Verfahrensketten bemessen und berechnet werden. Die Flexibilität im modularen Aufbau des Verfahrensmodells ist in der unteren Hälfte des blauen Kastens (B) dargestellt.

Für die Bewertung der Verfahrensketten stehen nun die errechneten Stoffströme, die Anlagengröße und der Betriebsaufwand zur Verfügung (C). Die Stoffströme geben Auskunft über die Volumen- und Massenströme, die erreichbaren Ablaufwerte, bei der fraktionierten Eindampfung den Konzentratanfall, die Feststofffrachten, die Nährstoffgehalte der verschiedenen Ströme oder direkte Emissionen. Über die Anlagengröße lässt sich der Platzbedarf, der Materialbedarf und auch die Bau- und Investitionskosten abschätzen. Über die Simulation des Betriebs wird zudem der Bedarf an Betriebsmitteln und der Energiebedarf (Strom, Wärme) ermittelt, über die die Betriebskosten berechnet werden. Dieser Output des Verfahrensmodells dient als Eingangsdaten (Bewertungsgrößen) für die Bewertung. Diese Bewertungsgrößen können nun je nach strategischem Ziel gegeneinander abgewogen werden.

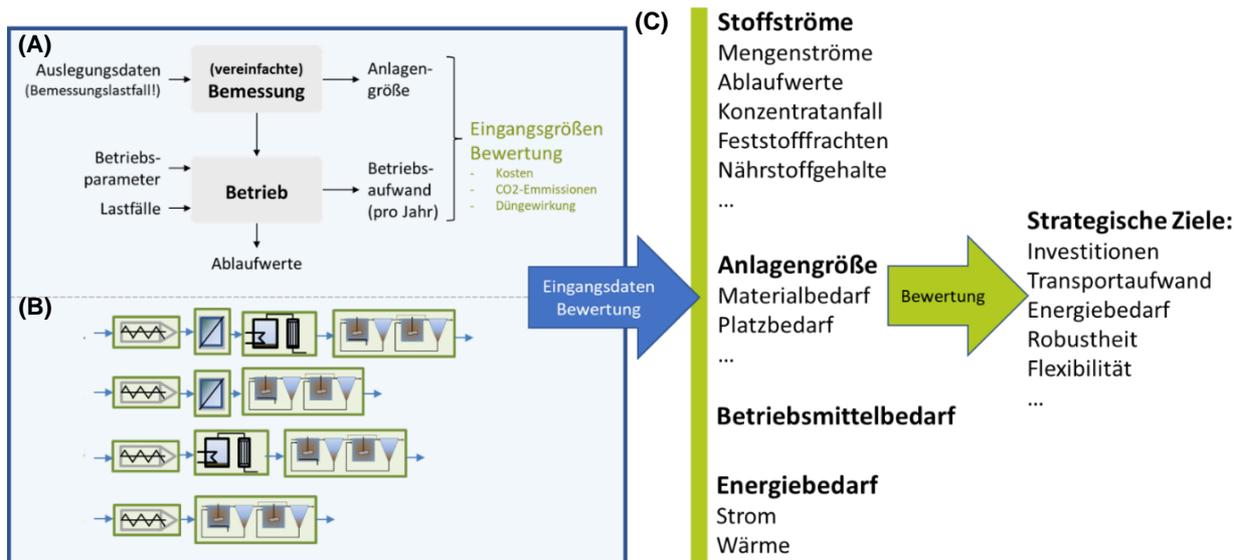


Bild B.40 Schematische Darstellung der Methodik in der modellgestützten Bewertung mit der Funktion der Modellmodule (A), deren Verschaltung zu Verfahrensketten (B) und den errechneten Bewertungsgrößen (C)

B.7.3 Verfahrenssteckbriefe und abgeleitete Modellmodule

B.7.3.1 Fraktionierte Eindampfung

Verfahrensbeschreibung

In landwirtschaftlich geprägten Regionen ist die Ausbringung von Gärresten und Gülle mit dem Risiko erhöhter Stickstoffeinträge in das Grundwasser verbunden, da die Ausbringung dieser Substrate vermehrt den tatsächlichen Düngebedarf übersteigt und zu einem Nährstoffüberschuss führen kann. Die Ausbringung stickstoffhaltiger Dünger ist in Deutschland durch die Düngemittelverordnung (DüV) begrenzt ($170 \text{ kg N} \cdot (\text{ha} \cdot \text{a})^{-1}$) und die Bewirtschaftung der Wirtschaftsdünger somit zum Teil mit erheblichen Lagerkosten verbunden. Auch der Transport in nährstoffärmere Regionen ist aufgrund des hohen Volumens oftmals unwirtschaftlich und geht mit hohen CO_2 -Emissionen einher.

Verfahrensprinzip

Ziel der fraktionierten Eindampfung ist die Volumenreduktion des Substrats (Gärrest/Gülle) sowie die Rückgewinnung von Stickstoff als wässrige Ammoniaklösung. Das Verfahren kann einstufig oder als Kaskade aufgebaut werden.

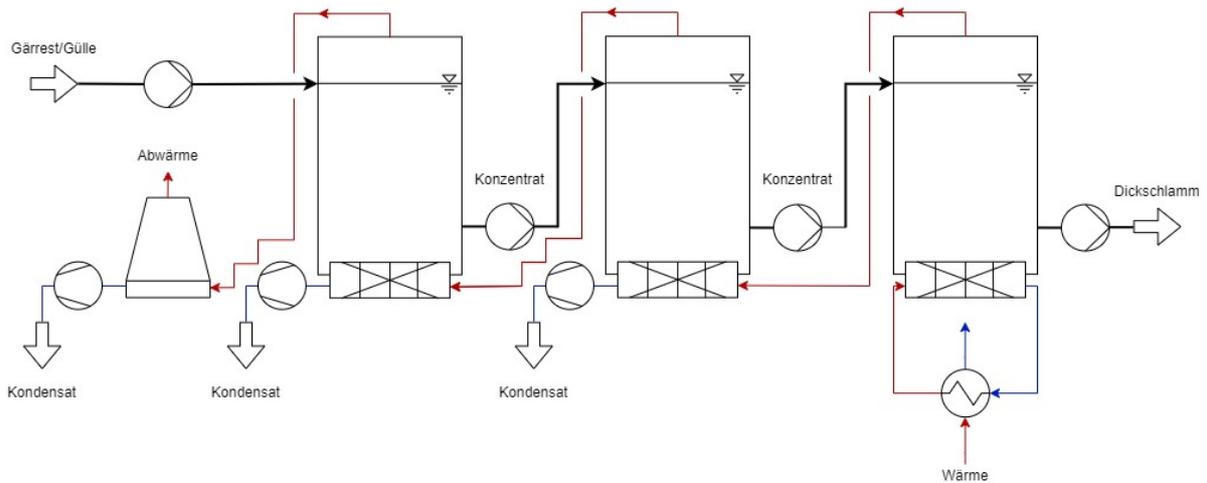


Bild B.41 Verfahrensschema der fraktionierten Eindampfung, beispielhaft als dreistufiges System

Das Substrat (Gärrest/Gülle, nach Feststoffseparation) wird dem ersten Verdampfer zugeführt und unter Unterdruck erwärmt. Der entstehende Dampf wird abgeleitet und das Konzentrat dem zweiten Verdampfer zugeführt, wo eine weitere Aufkonzentrierung durch Dampferzeugung stattfindet. In einem letzten Schritt wird das Konzentrat der zweiten Stufe einem dritten Verdampfer zu geführt und weiter erhitzt. Nach dieser letzten Volumenreduktion verlässt der eingedampfte Dickschlamm die Anlage. Die erzeugten Dampfströme werden für den Aufbau einer Wärmekaskade genutzt. Hierbei wird nur die letzte Stufe mittels externer Wärme erhitzt. Der Dampf, der in der dritten Stufe erzeugt wird, wird im Wärmetauscher der zweiten Stufe kondensiert und sorgt so für die nötige Wärmeversorgung. Das gleiche geschieht mit dem Dampf der zweiten Stufe, der die erste Stufe beheizt. Der Dampf der ersten Stufe wird abschließend in einem Kühlturm kondensiert und die Restwärme an die Umwelt abgegeben.

Das Verfahren wird diskontinuierlich betrieben. Die Kondensate der einzelnen Stufen werden jeweils einzeln fraktioniert, in dem der Kondensatstrom nach dem Erreichen eines festgelegten Leitfähigkeitswerts in unterschiedlichen Behältern gesammelt wird. Hierbei wird die erste, zweite und dritte Fraktion der einzelnen Stufen jeweils zusammengefasst. Je nach Ausgangskonzentration des Inputs weist die erste Kondensatfraktion einen Gehalt von 4 – 6 % $\text{NH}_4\text{-N}$ auf. Über eine nachgeschaltete Rektifikationskolonne kann der Gehalt auf bis zu 25 % erhöht werden. Dieses Kondensat kann z.B. für die Düngemittelherstellung genutzt oder aber auch außerhalb der Landwirtschaft als Grundchemikalie vermarktet werden. Die zweite Kondensatfraktion ist mit deutlich niedrigeren $\text{NH}_4\text{-N}$ -Konzentrationen dennoch behandlungsbedürftig. Die letzte Kondensatfraktion ist nahezu frei von Ammoniumstickstoff und kann je nach örtlichen Gegebenheiten und behördlichen Anforderungen eingeleitet, vernebelt oder für Betriebszwecke genutzt werden.

Typische Anwendungen und Umsetzungsbeispiele

Die fraktionierte Eindampfung ist ein innovatives Verfahren zur Aufbereitung von Substraten landwirtschaftlicher Herkunft (Gärprodukte, Gülle), das in dieser Form noch nicht mehrfach oder in anderen Kontexten umgesetzt wurde.

Voraussetzungen/Anforderungen

Das Verfahren setzt eine Wärmequelle voraus, sodass sich die Umsetzung der fraktionierten Eindampfung vorzugsweise auf dem Gelände einer Biogasanlage mit Blockheizkraftwerk eignet. Die erzielbare

Volumenreduktion wird sowohl von der angeschlossenen Wärmeleistung, als auch durch den Feststoffgehalt im Ausgangssubstrat bestimmt. Denn zum einen muss die Pumpfähigkeit des resultierenden Konzentrats gewährleistet sein. Des Weiteren mindern zu hohe Feststoffkonzentrationen die Wärmeübertragung an den Wärmetauschern innerhalb der Siedekammern (Verdampfer). Für den Betrieb der fraktionierten Eindampfung mit Gülle oder Gärrest sollte der Input daher einen Feststoffgehalt von 4 % nicht überschreiten. Daher ist in den meisten Fällen eine vorgeschaltete Feststoffabtrennung vorzusehen. Hierbei kann beispielsweise ein Pressschneckenseparator oder ein Taumelsieb zum Einsatz kommen. Der Dickschlamm der letzten Stufe sollte zudem einen Feststoffgehalt von 15 % nicht überschreiten, um weiterhin pumpfähig zu sein.

Je nach erreichbarer Temperatur in der Siedekammer muss gegebenenfalls ein Unterdruck per Vakuumpumpe eingestellt werden. Bei Kondensaten mit einer hohen $\text{NH}_4\text{-N}$ -Konzentration ist zur Vermeidung von Ammoniakverlusten zudem eine entsprechende Kühlleistung der Kondensatoren erforderlich. Zudem beeinflusst die Reaktorgeometrie beim Sieden den Übergang von der Flüssig- in die Dampfphase, sodass eine ausreichend große Oberfläche der flüssigen Phase zu berücksichtigen ist.

Die Abluft der Anlage ist behandlungsbedürftig.

Auslegung

Bemessungsansatz

Das Verfahren ist für die Nutzung einer vorhandenen Wärmequelle gedacht, sodass die verfügbare Wärmemenge als ausschlaggebend für die Bemessung der Anlage ist. Die Grundlage zur Dimensionierung des Verdampfungsprozesses bildet die Berechnung der erforderlichen Wärmeleistung zum Erwärmen sowie zum Verdampfen des Substrats. Der folgende Bemessungsansatz ist für eine Stufe beschrieben. In mehrstufigen Systemen lässt sich die zu behandelnde Menge durch Mehrfachnutzung der Wärme erhöhen, indem der Dampf aus einer Stufe jeweils als Wärmequelle für die darauffolgende Stufe übergeben wird.

Die erforderliche Wärmeleistung zum Erwärmen des Substrats berechnet sich wie folgt:

$$Q_{\text{warm}} = \dot{m}_{\text{Input}} * c_p * \Delta T \quad (14)$$

mit:

Q_{warm} : zugeführte Wärmeleistung zum Erwärmen des Substrats [kW]

\dot{m} : Massenstrom Input [kg/s]

c_p : spezifische Wärmekapazität [kJ/kg*K]

ΔT : Temperaturdifferenz $T_2 - T_1$ [K]

Die maximale Volumenreduktion ist durch den TS-Gehalt im resultierenden Dickschlamm begrenzt. Zur Sicherstellung der Pumpfähigkeit sollte ein Feststoffgehalt von 15 % nicht überschritten werden. In Abhängigkeit des TR-Gehalts im Input kann der zu verdampfende Wassergehalt wie folgt berechnet werden:

$$\dot{m}_{\text{Dampf}} = \dot{m}_{\text{Input}} * \left(1 - \frac{\text{TR}_{\text{Input}}}{15\%}\right) \quad (15)$$

mit

\dot{m}_{Dampf} : max. mögliche Dampfmenge [kg/s]

\dot{m}_{Input} : Massenstrom Input [kg/s]

TR_{Input} : Feststoffgehalt im Input [%]

Die erforderliche Wärmeleistung für den Übergang von der Flüssig- in die Dampfphase ergibt sich aus dem einzudampfendem Massenstrom und der spezifischen Verdampfungsenthalpie:

$$Q_{\text{Dampf}} = \dot{m}_{\text{Dampf}} * \Delta H_V \quad (16)$$

mit

Q_{Dampf} : zugeführte Wärmeleistung zum Verdampfen des Wassers [kW]

ΔH_V : spezifische Verdampfungsenthalpie [kJ/kg]

Das Verfahren wird in der Annahme einer festgelegten, zur Verfügung stehenden Wärmemenge ausgelegt, sodass die Menge des einzudampfenden Substrats durch die Wärmeleistung begrenzt wird. In Abhängigkeit dieser verfügbaren Wärmeleistung lässt sich die zu behandelnde Substratmenge wie folgt berechnen:

$$\dot{m}_{\text{Input}} = \frac{Q}{c_p * \Delta T + \left(1 - \frac{TR_{\text{Input}}}{15\%}\right) * \Delta H_V} \quad (17)$$

mit

Q : zur Verfügung stehende Wärmeleistung [kW]

Bei mehrstufigen Anlagen sind zur Senkung der Siedetemperatur unterschiedliche Druckstufen in den jeweiligen Siedekammern erforderlich.

Tab. B.26 Auslegungsparameter der fraktionierten Eindampfung

Symbol	Parameter	Typische Wert			Einheit	Quelle
		min	hinterlegt	max		
<i>Fallspezifische Werte</i>						
TR_{in}	Feststoffgehalt des Substrats	1,5	4	8	[%]	
Q	Verfügbare Wärmeleistung	250	400	1.500	[kW]	
T_1	Substrattemperatur	4	20	40	[°C]	
T_2	Betriebstemperatur Eindampfung	45	60	80	[°C]	
<i>Allgemeingültige Werte</i>						
c_p	spezifische Wärmekapazität von Wasser (p = 1 bar, T = 20 °C)	-	4,185	-	[kJ/(kg*K)]	Verein Deutscher Ingenieure (2013)
ΔH_V	spezifische Verdampfungsenthalpie von Wasser bei p_{atm} , T = 100 °C)	-	2257	-	[kJ/kg]	Verein Deutscher Ingenieure (2013)

Betrieb

Reinigungsleistung

Die Verlagerung der Stickstofffracht in die Fraktionen sowie die entsprechenden Volumina der Outputströme können Tab. B.27 entnommen werden. Für die Volumina der Kondensatfraktionen wurde die Mitte der Range angenommen.

Tab. B.27 Berechnung der Stoffströme der fraktionierten Eindampfung

Parameter	Berechnung	Einheit	Anmerkung
$\dot{m}_{TR,in}$	$\dot{m}_{TR,in} = \dot{V}_{in} * TR_{in}$	[kg/d]	(18)
\dot{V}_{F1}	$\dot{V}_{F1} = 0,09 * \dot{V}_{in}$	[m ³ /d]	8 – 10 % von \dot{V}_{in} (19)
NH ₄ -N _{F1}	$[NH_4 - N]_{F1} = 0,57 * [NH_4 - N]_{in}$	[kg/d]	(20)
\dot{V}_{F2}	$\dot{V}_{F2} = 0,25 * \dot{V}_{in}$	[m ³ /d]	17 – 33 % von \dot{V}_{in} (21)
NH ₄ -N _{F2}	$[NH_4 - N]_{F2} = 0,34 * [NH_4 - N]_{in}$	[kg/d]	(22)
\dot{V}_{F3}	$\dot{V}_{F3} = 0,17 * \dot{V}_{in}$	[m ³ /d]	12 – 22 % von \dot{V}_{in} (23)
NH ₄ -N _{F3}	$[NH_4 - N]_{F3} = 0,02 * [NH_4 - N]_{in}$	[kg/d]	(24)
\dot{V}_{out}	$\dot{V}_{out} = \dot{V}_{in} - \dot{V}_{F1} - \dot{V}_{F2} - \dot{V}_{F3}$	[m ³ /d]	39 – 63 % von \dot{V}_{in} (25)
NH ₄ -N _{out}	$[NH_4 - N]_{out} = 0,07 * [NH_4 - N]_{in}$	[kg/d]	(26)
$\dot{m}_{TR,out}$	$\dot{m}_{TR,out} = \dot{m}_{TR,in}$	[kg/d]	(27)
TR _{out}	$TR_{out} = \frac{\dot{m}_{TR,out}}{\dot{V}_{out}}$	[kg/m ³]	(28)

mit

TR_{in}: TR des Inputs [kg/m³]

\dot{V}_{in} : Volumenstrom des Inputs [m³/d]

NH₄-N: Ammonium-Stickstoff-Konzentration [mg/l]

Je nach Anzahl der Stufen können nach Erfahrungswerten etwa 1,4 – 3,0 L_{Destillat}/kWh produziert werden.

Betriebsmittelbedarf

Für den Betrieb der Anlage muss ein Mittel zur Schaumbekämpfung nach Bedarf zugeführt werden.

Reststoffe und Emissionen

Produkt der Fraktionierten Eindampfung ist die Erste Kondensatfraktion. Als Reststoffe fallen die 2. und 3. Kondensatfraktion und der Dickschlamm an. Die zweite Kondensatfraktion ist behandlungsbedürftig und kann über eine biologische Reinigung oder eine Umkehrosmose behandelt werden. Die dritte Kondensatfraktion kann in der Regel in einen Vorfluter eingeleitet, vernebelt oder zur Bewässerung genutzt werden. Die Abluft der Vakuumpumpen muss für der Eimission gereinigt werden.

Energiebedarf

Neben thermischer Energie zur Erwärmung und Verdampfung des Substrats wird elektrische Energie für den Betrieb der Substrat- und Vakuumpumpen benötigt (vgl. X). Der Verbrauch hängt maßgeblich vom Druckverlust innerhalb der Anlage ab. Der Bedarf an thermischer Energie kann je nach Anzahl der

Stufen mit einer Bandbreite von 140 – 385 kWh/t angegeben werden. Der U-förmige Kurvenverlauf für den Bedarf an elektrischer Energie resultiert aus dem erhöhten Druckverlust sowie zusätzlicher Maschinenteknik (Substrat- und Vakuumpumpen) (Döhler et al. 2021; Fechter 2019; Herbes et al. 2018).

Tab. B.28 Erwartbarer Energiebedarf der fraktionierten Eindampfung nach Döhler et al. (2021); Fechter (2019); Herbes et al. (2018)

Anzahl der Stufen	Energiebedarf [kWh/t]	
	thermisch	elektrisch
1-stufig	385	13
2-stufig	246	8
4-stufig	140	10

Personalbedarf

Der Personalbedarf beläuft sich in der Regel auf 14 Stunden pro Woche für Wartungs- und Reinigungsarbeiten.

Kosten

Investitionsausgaben

Fixe Kosten (Abschreibung, Zinsen, Wartung und Instandhaltung, Versicherung) können bei einer Anlagenkapazität von 30.000 t/a mit 4,25 €/t angegeben werden (Döhler et al. 2021). Bei einer Kapazität von 15.000 t/a steigen die Fixkosten auf ca. 7,60 €/t.

Betriebskosten

Variable Kosten (elektrische Energie, Personal, Hilfsmittel) betragen etwa 3,10 €/t für eine Anlage mit einer Kapazität von 30.000 t/a (Döhler et al. 2021). Bei einer Kapazität von 15.000 t/a steigen die variablen Kosten auf 5,10 €/t.

B.7.3.2 Deammonifikation – Stand-Alone

Verfahrensbeschreibung

Verfahrensprinzip

Ziel des Verfahrens ist eine Teilelimination von Stickstoff bei gleichzeitiger Reduktion des CSB aus Feststoffseparierter Schweinegülle. Das Verfahren ist dreistufig und besteht aus einer Denitrationsstufe, einer Nitritationsstufe und einer Anammoxstufe. In Bild B.42 ist das Fließschema des Stand-Alone-Moduls zur Deammonifikation von Schweinegülle dargestellt.

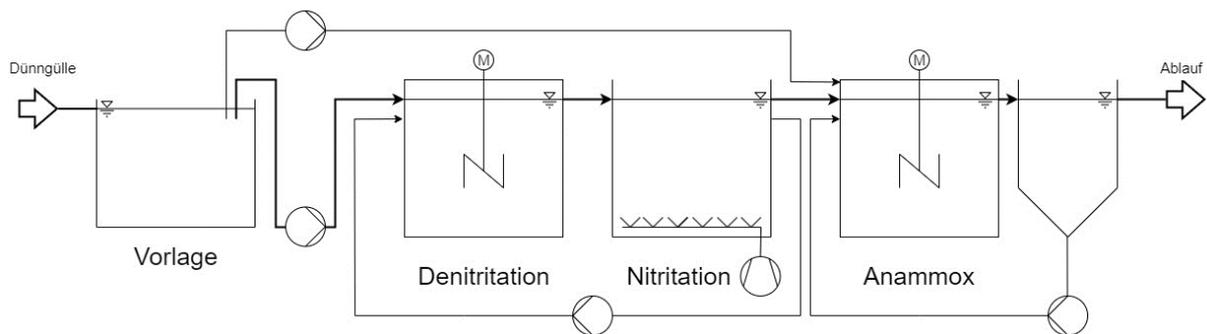


Bild B.42 Fließbild des Stand-Alone-Moduls zur Behandlung von Schweinegülle

In einer Vorlage wird Feststoff-separierte Gülle vorgehalten. Von dort wird sie in die Denitrationsstufe gefördert, in der CSB aus der Gülle zusammen mit dem in der darauffolgenden Nitritationsstufe gebildeten $\text{NO}_2\text{-N}$ – über eine Rezirkulation zurückgeführt – eliminiert wird. In der Nitritationsstufe, die als Ausschwemmreaktor konzipiert ist, um das Wachstum von NOB zu unterdrücken, wird $\text{NH}_4\text{-N}$ von AOB unter Verbrauch von Säurekapazität zu $\text{NO}_2\text{-N}$ oxidiert. Der Ablauf der Nitritationsstufe wird im Anschluss der Anammoxstufe zugeführt, wo $\text{NH}_4\text{-N}$ und $\text{NO}_2\text{-N}$ durch AnAOB zu N_2 und einem geringen Teil $\text{NO}_3\text{-N}$ umgewandelt wird. Über einen Bypass können die ersten beiden Stufen umfahren werden, um die Anammoxstufe direkt mit Dünggülle zu beschicken. So kann die Eliminationsleistung gesteuert werden. Der Ablauf der Anammoxstufe wird in ein Absetzbecken geführt. Der Großteil des Schlammes wird zum Erhalt einer angemessenen AnAOB-Biomassekonzentration in der Anammoxstufe rückgeführt, der Rest wird als Überschussschlamm abgezogen. Der Überstand der Nachklärung verlässt als Ablauf die Anlage.

Typische Anwendungen und Umsetzungsbeispiele

Die Deammonifikation wird zur Behandlung von Abwässern mit einem geringen Verhältnis von $\text{NH}_4\text{-N}$ zu abbaubarem CSB (CSB_{ab}) eingesetzt ($\text{NH}_4\text{-N}:\text{CSB}_{\text{ab}} < 2$) und findet in der kommunalen Teilstrombehandlung zur Behandlung von Schlammwässern oder Brüdenkondensaten aus der Klärschlamm-trocknung großtechnisch Anwendung (Bonassa et al. 2021; Lackner et al. 2014; SEHi 2020).

Deammonifikationsanlagen werden in unterschiedlichen Verfahrenskonfigurationen ausgeführt, wobei zwischen der Anzahl an Verfahrensstufen, dem Reaktortyp, dem Biomassensystem und dem Belüftungsregime unterschieden werden kann, wie in Tab. B.29 dargestellt.

Tab. B.29 Verfahrenskonfigurationen der Deammonifikation nach (Rosenwinkel et al. 2015)

Anzahl der Verfahrensstufen	Reaktortyp	Biomassensystem	Belüftungsregime
<ul style="list-style-type: none"> Einstufig Zweistufig 	<ul style="list-style-type: none"> Chemostat SBR Zweistufig 	<ul style="list-style-type: none"> Suspendiert Biofilm Granula 	<ul style="list-style-type: none"> Kontinuierlich intermittierend

Zur Behandlung von Schweinegülle wurde die Deammonifikation noch nicht großtechnisch etabliert.

Voraussetzungen/Anforderungen

Für die Behandlung von Schweinegülle mit dem Stand-Alone-Modul ist zwingend eine Feststoffseparation der Gülle vorzusetzen. Sie dient der Abscheidung von störenden Feststoffen und CSB und ermöglicht die energetische Nutzung dessen in einer Biogasanlage. Die Feststoffseparation kann bspw. über einen Pressschneckenseparator oder ein Taumelsieb realisiert werden und gegebenenfalls durch eine gezielte Sedimentation in der Vorlage ergänzt werden.

Wegen des hohen Schaumbildungspotentials der Gülle ist die Dosiermöglichkeit einer Schaumbremse vorzusehen.

Auslegung

Bemessungsansatz

Bei der Teilelimination liegt der Bemessung des Verfahrens der angestrebte Eliminationsgrad zugrunde. Über ihn lässt sich die zu behandelnde Stickstofffracht berechnen:

$$B_{d,N} = \frac{\eta_{Elim}}{100} * Q * C_{NH_4-N} \quad (29)$$

mit

$B_{d,N}$: Zu behandelnde Stickstofffracht [kg_{NH_4-N}/d]

η_{Elim} : Eliminationsgrad [%]

Q: Volumenstrom des Zuflusses [m^3/d]

C_{NH_4-N} : NH_4-N -Konzentration im Zulauf [kg_{NH_4-N}/m^3]

Die Denitrifikation dient zur Minderung des CSB-Gehalts in der behandelten Gülle. Der Bemessung der Denitrifikation wird allerdings die Stickstoff-Umsatzrate der Denitrifikation zugrunde gelegt. Für die Bemessung wird eine Denitrifikationsrate von $0,064 \text{ kg}_{NO_3-N}/(\text{kg}_{oTS} \cdot d)$ (für $14 \text{ }^\circ\text{C}$) herangezogen, wobei eine Adaption an die vorhandene Kohlenstoffquelle eine deutliche Steigerung mit sich bringen kann (Henze et al. 2008). Dimensioniert wird die Denitrifikation mit einem TS von 4 g/l und einem Glühverlust von 55% , was einen oTS von $2,2 \text{ g/l}$ ergibt. Als bilanzielle Zielgröße der Behandlung dient hier der bei der Anammox produzierte Nitratstickstoff, der 10% der zu behandelnden Stickstofffracht ausmacht. Das Reaktorvolumen ergibt sich somit aus der oTS-Konzentration, der Denitrifikationsrate und dem Anteil an der zu behandelnden Stickstofffracht:

$$V_{Deni} = \frac{B_{d,N} * 0,1}{oTS * r_{Deni}} \quad (30)$$

mit

- V_{Deni} : Reaktorvolumen der Denitrifikation [m^3]
 $B_{\text{d,N}}$: Zu behandelnde Stickstofffracht [$\text{kg}_{\text{NH}_4\text{-N/d}}$]
 r_{Deni} : Denitrifikationsrate [$\text{kg}_{\text{NO}_3\text{-N}}/(\text{kg}_{\text{oTS}} \cdot \text{d})$]
 oTS : Organische Trockensubstanz [$\text{kg}_{\text{oTS}}/\text{m}^3$]

Auch, wenn sehr hohe Raumumsatzleistungen erzielt werden können, sollte eine hydraulische Aufenthaltszeit von 0,3 Tagen nicht unterschritten werden (DWA 2019).

Bemessungsgrundlage für die Nitritationsstufe, die als Ausschwemmreaktor konzipiert ist, ist die hydraulische Aufenthaltszeit, die ohne eine Schlammrückführung dem Schlammalter (engl. Sludge Retention Time, SRT) entspricht. Da bei Temperaturen über 20 °C die Wachstumsrate der AOB höher ist als die NOB, ist es möglich, durch ein entsprechend kurz gewähltes Schlammalter AOB im Reaktor anzureichern, während NOB ausgeschwemmt werden (Liu et al. 2020). Die HRT muss also zwischen dem Mindestschlammalter der AOB und dem Mindestschlammalter der NOB liegen.

$$t_{\text{TS,min,AOB}} < \text{HRT} < t_{\text{TS,min,NOB}} \quad (31)$$

mit

$t_{\text{TS,min,AOB}}$: Mindestschlammalter der AOB

$t_{\text{TS,min,NOB}}$: Mindestschlammalter der NOB

Erfahrungen aus dem großtechnischen Betrieb haben gezeigt, dass eine HRT von 1,2 – 2 Tagen bei Temperaturen von über 25 °C eine stabile Akkumulation von AOB ermöglicht. In der halbtechnischen Erprobung wurde eine stabile Nitritation bei einer HRT von 2,2 Tagen erreicht. Als Default-Wert wurden 1,5 Tage gewählt.

Das Volumen der Nitritationsstufe ergibt sich folglich aus der HRT und dem Zufluss Q:

$$V_{\text{Nitri}} = \frac{Q}{\text{HRT}} \quad (32)$$

mit

Q: Volumenstrom des Zuflusses [m^3/d]

V_{Nitri} : Reaktorvolumen der Nitritation [m^3]

Ebenso wie die Denitrifikation ist die Anammox über die Raumbelastung zu bemessen. Das Reaktorvolumen der Anammoxstufe ergibt sich aus der Zuführten Tagesfracht an Stickstoff und der Raumbelastung:

$$V_{\text{Anammox}} = \frac{B_{\text{d,N}}}{B_{\text{R}}} \quad (33)$$

mit

V_{Anammox} : Reaktorvolumen der Anammox [m^3]

B_{R} : Raumbelastung [$\text{kg}_\text{N}/(\text{m}^3 \cdot \text{d})$]

$B_{\text{d,N}}$: Zu behandelnde Stickstofffracht [$\text{kg}_\text{N/d}$]

Bei einer einfachen Schwerkraft-getriebenen Schlammrückführung kann ein TS von bis zu 8 g/l in der Anammoxstufe erreicht werden. Für die Bemessung ist eine Raumbelastung von $1 \text{ kg}_{\text{NH}_4\text{-N}}/(\text{m}^3\cdot\text{d})$ anzusetzen.

Tab. B.30 Auslegungswerte für das Stand-Alone-Modul zur Behandlung von Gülle

Symbol	Parameter	Typische Werte			Einheit	Quelle
		min	hinterlegt	max		
<i>Fallspezifische Werte</i>						
$\eta_{\text{N,Elim}}$	Stickstoff-Eliminationsgrad	>0	-	100	[%]	
Q_{Dim}	Bemessungsdurchfluss	-	-	-	[m ³ /d]	
$C_{\text{NH}_4\text{-N}}$	NH ₄ -N-Konzentration des Substrats	0,82	2	5,5	[kg/m ³]	Reiter und Beier (2023)
$B_{\text{d,N}}$	Zu behandelnde Stickstoff-Tagesfracht	-	-	-	[kg/(m ³ *d)]	
<i>Allgemeingültige Werte</i>						
$r_{\text{Deni,Dim}}$	Denitrifikationsgeschwindigkeit (14 °C)	0,241	0,064	0,04	[kg _N /(kg _{oTS} *d)]	Henze et al. (2008)
TS_{Deni}	TS-Gehalt der Denitritation	-	4	-	[g/l]	
HRT_{Nitri}	Hydraulische Aufenthaltszeit der Nitritation	1,2	1,5	2	[kg _N /(m ³ *d)]	Beier et al. (2018)
C_{O_2}	Sauerstoffkonzentration in der Nitritation	1	1,5	1,5	[mg/l]	DWA (2019)
TS_{Nitri}	TS-Gehalt in der Nitritation	-	~ 1	-	[g/l]	Beier et al. (2018)
$BR_{\text{Dim,Anammox}}$	Raumbelastung Anammox	0,5	1	2	[kg _N /(m ³ *d)]	DWA (2019)
TS_{Anammox}	TS-Gehalt in der Anammox	5	6	8	[g/l]	DWA (2019); Lackner et al. (2014)

Betrieb

Reinigungsleistung

Für einen hohen Detailgrad in der Abbildung der Stoffströme zur Simulation der Reinigungsleistung sind dynamische Modelle nötig wie es beispielsweise im BMBF-geförderten Projekt E-Klär genutzt wurde (Beier et al. 2018). Im Folgenden ist die für eine statische Bilanzierung mit geringerem Detailgrad ausreichende, stöchiometrische Veränderung der Stoffströme aufgeführt. Der Volumenstrom bleibt über das gesamte Verfahren konstant. Der Umsatz in den einzelnen Stufen wird über typische Umsatzraten abgebildet.

Denitritation: In der Denitritation wird NO₃-N mit CSB_{fil} zu N₂ umgesetzt, wobei CSB_{fil}:NO₃-N-Verhältnis beträgt hierbei 3 g_{CSB}/g_{NO₂-N} beträgt (DWA 2019). In großtechnischen Anlagen werden Raumumsatzleistungen von 0,03 – 1,1 kg_N/(m³*d) erreicht, wobei von einem Umsatz von mindestens 0,1 kg_N/(m³*d) ausgegangen werden kann (Regmi et al. 2014).

Nitritation: Während der Nitritation wird NH₄-N unter Nutzung von gelöstem Sauerstoff zu NO₂-N umgesetzt. Für jeden Kilogramm NH₄-N entsteht hierbei ein Kilogramm NO₂-N. Hierbei wird pro Gramm umgewandelten Ammoniumstickstoffs 0,14 Mol Säurekapazität verbraucht. Bei der Behandlung von

Schweinegülle ist davon auszugehen, dass die $\text{NH}_4\text{-N}$ -Oxidation nicht durch die Säurekapazität begrenzt ist. Als Raumumsatzleistung kann hier $0,5 - 1 \text{ kg}_\text{N}/(\text{m}^3 \cdot \text{d})$ angenommen werden (vgl. Kapitel 5.2.2).

Anammox – In der Anammoxstufe werden $\text{NH}_4\text{-N}$ und $\text{NO}_2\text{-N}$ in einem Verhältnis von 1:1,32 zu Luftstickstoff und $\text{NO}_3\text{-N}$ umgewandelt. Am Ende liegen etwa 10 % des Stickstoffs im Zulauf als $\text{NO}_3\text{-N}$ vor. Aufgrund der hohen erreichbaren TS-Gehalte kann mit Raumumsatzleistungen von mehr als $2 \text{ kg}_\text{N}/(\text{m}^3 \cdot \text{d})$ gerechnet werden (DWA 2019).

Reinigung und Wartung

Die Maschinenteknik (Rührwerke, Pumpen, Belüfter) und Sensoren/Elektroden müssen in regelmäßigen Abständen gewartet werden.

Betriebsmittelbedarf

Da durch den Einsatz von Gülle ein erhöhtes Schaumbildungspotential in der Nitritionsstufe besteht, wird eine Schaumbremse benötigt. Die nötige Menge an Entschäumer ist fallspezifisch und nach Bedarf abzuschätzen.

Reststoffe und Emissionen

Der anfallende Schlamm kann zusammen mit den im Vorfeld abgetrennten Feststoffen der Gülle einer energetischen Verwertung zugeführt und so kostenneutral entsorgt werden. Bei der Nitrifikation entstehen direkte Lachgasemissionen. Da die Emissionen stark variieren wurde für die Berechnung in Anlehnung an die Berechnungen der (DWA-AG KA-6.6 2023) ein Emissionsfaktor von 0,7 % des umgesetzten Ammonium-Stickstoffs (ca. 57 % für eine erfolgreiche Anammox) angesetzt. Über den Stromverbrauch des Verfahrens fallen zudem indirekte Emissionen an. Dies sind Emissionen, die bei der Erzeugung des Stroms anfallen. Für ein Abschätzen der indirekten Emissionen wird der CO_2 -Emissionsfaktor des deutschen Strommixes aus dem Jahr 2020 angesetzt (vgl. Kapitel B.7.5.1). Er beträgt $369 \text{ g}_{\text{CO}_2}/\text{kWh}$ (Pawlik 2023).

Energiebedarf

Beim Betrieb des Stand-Alone-Moduls wird elektrische Energie für den Betrieb des Belüfters benötigt, sowie für Pumpen und Rührwerke. Aus Erfahrungswerten großtechnischer Anlagen wird von einem Stromverbrauch von $1,8 \text{ MWh}/\text{kg}_\text{N}_{\text{eliminiert}}$ ausgegangen (DWA 2019).

Personalbedarf

Für Betrieb und Wartung ist mit einem Personalaufwand von 7 h/Woche zu rechnen.

Kosten

Investitionsausgaben

Die Investitionsausgaben umfassen im Wesentlichen die Kosten für die Becken, die Maschinenteknik, die Elektrotechnik und die Sensortechnik. Da das Stand-Alone-Modul zur Teilentfrachtung von Gülle von kleinen bis mittleren Betrieben konzipiert ist, ergeben sich vergleichsweise kleine Beckenvolumina. Eine Bauweise aus Beton bietet sich hier nicht an, weshalb auf Abwassertanks, die auch bei Kleinkläranlagen zum Einsatz kommen, gesetzt wird. Da das Reinigungsziel und damit auch die Bemessung der Güllebehandlung von der kommunalen Abwasserbehandlung unterscheiden, können die Investitionsausgaben nicht allein auf Grundlage der Einwohnergleichwerte (EW) abgeschätzt werden. Hier muss das Volumen der resultierenden Anlagen zur Abschätzung mit einbezogen werden. In Tab. B.31 sind beispielhaft die Investitionsausgaben für verschiedene Kleinkläranlagentypen aufgeführt.

Tab. B.31 Investitionsausgaben für Kleinkläranalgen verschiedenen Typs und Größe

EW	Volumen (Mall GmbH o. J.)	Investitionsausgaben inkl. Technik, netto (Moser et al. 2013)	
		SBR	CBR*
4	3.500 l	3.300 – 4.200 €	4.100 – 4.700 €
6	6.000 l	3.500 – 4.500 €	4.200 – 4.800 €
8	6.000 l	3.600 – 4.900 €	4.900 – 5.500 €

*Continuous-Batch-Reactor

Diese Kosten können aufgrund der veränderten Verfahrensweise nur zur Abschätzung der Investitionsausgaben genutzt werden, nicht zu deren genauer Planung. Vorhandene Bauwerke können zudem genutzt werden, um die Investitionsausgaben zu senken.

Betriebskosten

Die Betriebskosten umfassen die Kosten für Personal, Energie und Betriebsmitteln wie Entschäumer. Zur Abschätzung der Kosten werden nur die Personal- und Energiekosten herangezogen, da der Verbrauch von Entschäumer fallspezifisch betrachtet werden muss. Für die Berechnung der Personalkosten wird der durchschnittlicher Stundenlohn einer Fachkraft für Abwassertechnik mit 20,78 € und ein Arbeitgeberbrutto von 133 % angenommen (The Stepstone Group GmbH 2023; FG o. J.). Für die Abschätzung der Energiekosten wird der durchschnittliche Strompreis für Neuabschlüsse gewerblicher Kunden für das Jahr 2020 angesetzt (vgl. Kapitel B.7.5.1). Er beträgt 17,76 ct/kWh (BDEW 2022). Hinzu kommen jährliche Kosten für Wartung und Analyse in Höhe von 200 € (Moser et al. 2013).

B.7.3.3 Deammonifikation – Nachgeschaltet

Verfahrensbeschreibung

Verfahrensprinzip

Ziel des Verfahrens ist die Elimination von Stickstoff aus den nicht verwertbaren Kondensaten der Gärresteindampfung. Das Verfahren ist einstufig konzipiert und wird als Sequencing-Batch-Reactor betrieben. In Bild B.43 ist das Fließschema des Stand-Alone-Moduls zur Deammonifikation von Schweinegülle dargestellt.

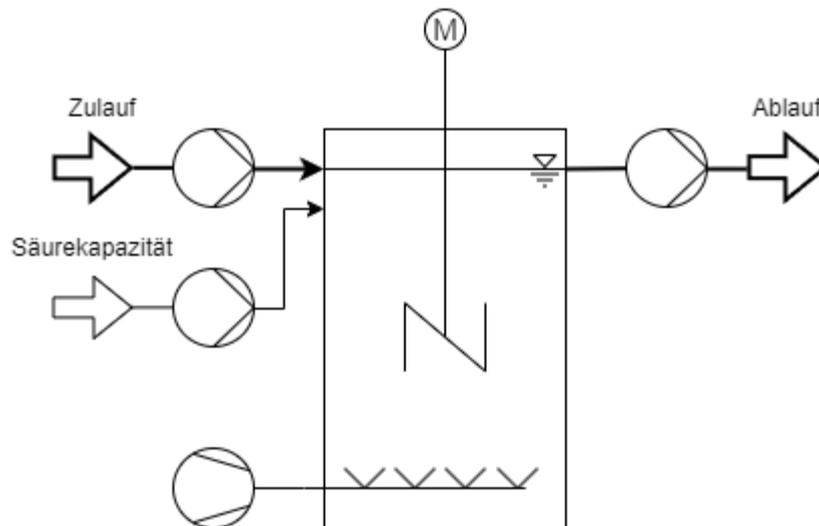


Bild B.43 Verfahrensschema der nachgeschalteten Deammonifikation zur Behandlung von Kondensaten der Gärresteindampfung

Um eine Überlastung des Reaktors durch den hohen pH-Wert oder hohe NH_3 -Konzentrationen zu verhindern, wird die Beschickung des Reaktors mit den Reaktionsphasen gekoppelt und gestaffelt realisiert. Es wechseln sich belüftete Phasen zur Nitritation mit unbelüfteten Phasen, während der die Anammox stattfindet ab. Die Beschickung erfolgt während der unbelüfteten Phasen. Durch einen vergleichsweise geringen Zulauf in jeder unbelüfteten, gerührten Phase wird der Reaktor sukzessive gefüllt. Bis zur vollständigen Füllung wechseln sich mehrere Nitritations- und Anammoxphasen ab. Die Steuerung des Phasenwechsels wird über den pH-Wert geregelt. Um den pH-Wert in einem optimalen Bereich zu halten, wird in der Anammox-Phase Kondensat zugegeben bis ein pH von 8 erreicht ist, womit die Phase abgebrochen und die Belüftung angeschaltet wird. Die Nitritationsphase dauert nun so lange an, bis der pH-Wert durch den mikrobiellen Umsatz auf 7 gesunken ist und die Anammox-Phase startet erneut. Ist mit der Anammox-Phase der maximale Füllstand des Reaktors erreicht, folgt noch einmal die Nitritationsphase. Im Anschluss wird der Reaktor für eine letzte Anammox-Phase ohne Beschickung gerührt. Hiernach findet die Sedimentationsphase ohne jegliche Durchmischung statt, die für ein Absetzen des Schlammes sorgt. Zuletzt wird der Überstand abgezogen und der Reaktor mit Beginn des neuen Zyklus mit abwechselnden Reaktionsphasen erneut sukzessive gefüllt.

Typische Anwendungen und Umsetzungsbeispiele

Siehe Kapitel B.7.3.2. In der Zusammensetzung ähneln die Kondensate aus der Gärresteindampfung einigen Brüdenkondensaten aus der Klärschlamm-trocknung, sodass Erfahrungen aus diesem Bereich übertragen werden können.

Voraussetzungen/Anforderungen

Bei der Behandlung der nicht verwertbaren Kondensatfraktion ist besonders der hohe pH-Wert zu beachten, da dieser schnell zu einem Zusammenbruch des biologischen Prozesses führen kann. Für die Inbetriebnahme des Prozesses ist der pH-Wert im Vorfeld anzupassen, bis der Prozess selbst für die nötige Absenkung des pH-Werts sorgt. Zudem ist ein Stützen der Säurekapazität durch Zugabe von bspw. NaHCO_3 nötig, um eine ausreichende Nitritation zu ermöglichen.

Auslegung

Bemessungsansatz

Für die Bemessung von einstufigen Deammonifikationsanlagen wird die Stickstoffraumbelastung herangezogen. Durch Division mit der täglichen zu behandelnden Stickstofffracht ergibt sich das aktive Reaktorvolumen:

$$V_{\text{SBR}} = \frac{B_{\text{d,N}}}{B_{\text{R}}} \quad (34)$$

mit

V_{SBR} : Aktives Reaktorvolumen des Sequencing-Batch-Reaktors [m^3]

B_{R} : Raumbelastung [$\text{kg}_{\text{NH}_4\text{-N}}/(\text{m}^3 \cdot \text{d})$]

$B_{\text{d,N}}$: Zu behandelnde Stickstofffracht [$\text{kg}_{\text{NH}_4\text{-N}}/\text{d}$]

Als Raumbelastung für einstufige Systeme mit suspendierten Schlammflocken sind 0,2 – 0,5 $\text{kg}_{\text{NH}_4\text{-N}}/(\text{m}^3 \cdot \text{d})$ anzusetzen (DWA 2019). In Bezug auf die durchgeführten Versuche wird eine Raumbelastung von 0,3 $\text{kg}_{\text{NH}_4\text{-N}}/(\text{m}^3 \cdot \text{d})$ angesetzt. Die Bemessungsparameter sind in Tab. B.32 zusammengefasst.

Tab. B.32 Bemessungsparameter der nachgeschalteten Deammonifikation

Symbol	Parameter	Typische Werte			Einheit	Quelle
		min	hinterlegt	max		
<i>Fallspezifische Werte</i>						
Q_{Dim}	Bemessungsdurchfluss	-	-	-	[m^3/d]	
$C_{\text{NH}_4\text{-N}}$	$\text{NH}_4\text{-N}$ -Konzentration des Kondensats	1.500	3.000	4.000	[kg/m^3]	Substrat-screening
$B_{\text{d,N}}$	Zu behandelnde Stickstoff-Tagesfracht	-	-	-	[$\text{kg}/(\text{m}^3 \cdot \text{d})$]	
<i>Allgemeingültige Werte</i>						
$B_{\text{R,Dim}}$	Raumbelastung	0,2	0,3	0,5	[$\text{kg}_{\text{N}}/(\text{m}^3 \cdot \text{d})$]	DWA (2019)
TS	TS-Gehalt	2	4	6	[g/l]	Beier et al. (2018); Lackner et al. (2014)
C_{O_2}	Sauerstoffkonzentration in der Nitritation	0,2	0,3	1,5	[mg/l]	DWA (2019)

Betrieb

Reinigungsleistung

Für die als einstufige Deammonifikation konzipierte Behandlungsstufe gelten die die gleichen stöchiometrischen Umwandlungen wie in Kapitel B.7.3.2 beschrieben. Aufgrund der labortechnischen Versuche – stabiler Betrieb bei $0,175 \text{ kg}_N/(\text{m}^3\cdot\text{d})$ und maximaler Umsatzleistung von $0,77 \text{ kg}_N/(\text{m}^3\cdot\text{d})$ – wird mit einer Raumumsatzleistung von $0,5 \text{ kg}_N/(\text{m}^3\cdot\text{d})$ gerechnet (vgl. Kapitel 5.3.1).

Reinigung und Wartung

Die Maschinen- und Sensortechnik muss in regelmäßigen Abständen gewartet werden.

Betriebsmittelbedarf

Aufgrund der geringen Säurekapazität des Kondensats wird für eine erfolgreiche Deammonifikation eine Zugabe von Säurekapazität benötigt. Der Bedarf ergibt sich aus der Differenz der nötigen Säurekapazität zur Umwandlung von gut 56 % der $\text{NH}_4\text{-N}$ -Fracht ($0,078 \text{ mmol}$ pro $\text{mg NH}_4\text{-N}$ im Zulauf) und der im Kondensat vorhandenen Säurekapazität:

$$SK_{\text{zu}} = B_{\text{d,N}} * 78 \frac{\text{mol}_{\text{SK}}}{\text{kg}_{\text{NH}_4\text{-N}}} - SK_{\text{vorh}} \quad (35)$$

mit:

SK_{zu} : Zuzuführende Säurekapazität [mol/d]

$B_{\text{d,N}}$: Zu behandelnde Stickstofffracht [$\text{kg}_{\text{NH}_4\text{-N}}/\text{d}$]

SK_{vorh} : Vorhandene Säurekapazität [mol/d]

Die benötigte Säurekapazität kann über die Zugabe von chemischen Puffern wie Natriumhydrogencarbonat (NaHCO_3) oder durch andere Teilströme mit hoher Säurekapazität bereitgestellt werden.

Reststoffe und Emissionen

Der Anfallende Schlamm kann im dem Dickschlamm der Eindampfung dem Gärrestlager zugeführt und so kostenneutral entsorgt werden. Bei der einstufigen Deammonifikation ist die N_2O -Bildung in der Regel geringer als bei zweistufigen Verfahren. Zum Abschätzen der direkten Lachgasemissionen wird an Anlehnung an die Berechnungen der (DWA-AG KA-6.6 2023) ein Emissionsfaktor von 0,5 % des umgesetzten Ammonium-Stickstoffs (ca. 57 % für eine erfolgreiche Anammox) angesetzt. Die indirekten Emissionen durch die Stromerzeugung werden mit dem CO_2 -Emissionsfaktor des deutschen Strommixes 2020 von $369 \text{ g}_{\text{CO}_2}/\text{kWh}$ abgeschätzt (Pawlik 2023).

Energiebedarf

Die Positionen des Energiebedarfs unterscheiden sich nicht von denen einer zweistufigen Deammonifikation (vgl. Kapitel B.7.3.2). Erfahrungen aus dem großtechnischen Betrieb zeigen einen Energieverbrauch von $1 - 1,32 \text{ kWh}/\text{kgN}_{\text{eliminiert}}$ (DWA 2019). Für die Kostenabschätzung werden $1,2 \text{ kWh}/\text{kgN}_{\text{eliminiert}}$ angesetzt.

Personalbedarf

Für Betrieb und Wartung ist mit einem Personalaufwand von 20 h/Woche zu rechnen.

Kosten

Investitionsausgaben

Die Investitionsausgaben, die für die nachgeschaltete Deammonifikation anfallen, bestehen aus der Bautechnik, der Maschinentechnik, der Elektrotechnik und der Mess-Steuer-Regeltechnik. Der Reaktor wird, wie im landwirtschaftlichen Raum immer verbreiteter, als Edelstahlbehälter ausgeführt. Der Bauförderung für die Landwirtschaft e.V. nennt für Güllebehälter ab 300 m³ aus Beton oder Metall einschließlich Erdarbeiten einen Preis von 43 – 60 €/m³, für eine Feste Abdeckung 110 – 115 €/m² (BFL o. J.). Um die Investitionsausgaben deutlich zu senken, können auch vorhandene Bauwerke wie stillgelegte Speichertanks genutzt werden.

Die Baukosten machen bei Kläranlagen mit Belebungsverfahren in Deutschland ca. 60 % der Investitionsausgaben aus. Die Maschinentechnik macht ca. 25 %, die Elektrotechnik ca. 10 % und die Mess-Steuer-Regeltechnik ca. 5 % der Ausgaben aus (Horstmeyer et al. 2014).

Betriebskosten

Die Betriebskosten setzen sich primär aus Personal- und Energiekosten für die Aggregate zusammen. Zudem fallen Kosten für Betriebsmittel zum Stützen der Säurekapazität an. Für die aufsummierten Betriebskosten wird die von (Lackner et al. 2015) ermittelten Betriebskosten von 1,60 €/kg_{N,eliminiert} für eine als SBR ausgeführte, einstufige Deammonifikation angesetzt. Sie enthalten Stromkosten, Personalkosten und Kosten für Betriebsmittel. Es handelt sich hierbei um eine eher konservative Kostenabschätzung. Für eine genauere Abschätzung der Energiekosten kann der durchschnittliche Strompreis für Neuabschlüsse gewerblicher Kunden für das Jahr 2020 mit 17,76 ct/kWh angesetzt werden (BDEW 2022).

B.7.4 Bewertungskriterien

Ziel der Modellierung der Verfahren ist es, eine Datengrundlage für eine gut begründete Entscheidung zu schaffen. Die Berechnung selbst kann so kein Verfahren als vorzugswürdig ausweisen. Sie ermittelt lediglich Kenngrößen, die Eingang in die Bewertung finden (vgl. Bild B.40). Diese Eingangsdaten umfassen bspw. die erzielten Ablaufwerte, die Menge von erzeugten (Neben-)Strömen, die Anlagengröße, den Material- und Platzbedarf, den Bedarf an Betriebsmitteln sowie Energie. Diese Daten können zur Bewertung je nach strategischem Ziel unterschiedlich gewichtet werden. Hierbei können unterschiedliche Bewertungskriterien einbezogen werden. Für die beispielhafte Szenarienanalyse werden im Wesentlichen die Wirtschaftlichkeit und die Emission von Treibhausgasen (THG) betrachtet. Des Weiteren können auch die Robustheit und Flexibilität einer Verfahrenslösung als Bewertungskriterium herangezogen werden. Auch die Unabhängigkeit von Dritten kann als Bewertungskriterium herangezogen werden.

Wirtschaftlichkeit – Bei der Betrachtung der Wirtschaftlichkeit als Bewertungskriterium spielen die monetären Daten der zu vergleichenden Verfahren(skette)n die Hauptrolle. Hierbei geht es in der Regel um eine Optimierung der Kosten, die bei der Entscheidung für ein bestimmtes Verfahren im Vordergrund steht. Hauptkostentreiber der Verfahren sind die Investitionsausgaben und die Betriebskosten. Diese sollten immer getrennt betrachtet und gegeneinander abgewogen werden. Die Investitionsausgaben umfassen im Wesentlichen die Kosten für Bau-, Maschinen- und Elektrotechnik und fallen einmalig an. Die Betriebskosten beinhalten Kosten für Personal, Energie (Strom und/oder Wärme) sowie Betriebsmittel und fallen dauerhaft während des Betriebs an. Weitere wichtige Kostenpunkte, die beim Verfahrenvergleich zu berücksichtigen sind, sind die peripheren Kosten, die nicht dem einzelnen Verfahren direkt zuzuordnen sind. Dies sind bspw. Kosten für den Transport von Betriebsmitteln, Produkten oder Abfallströmen sowie Kosten für die Entsorgung der Abfallströme.

THG-Emissionen – Um die Emissionen von THG als Bewertungskriterium heranziehen zu können, ist es wichtig, die Auswirkungen verschiedener THG vergleichbar zu machen. Um dies zu ermöglichen, wird die Treibhauswirkung der verschiedenen Gase auf die Menge an Kohlenstoffdioxid (CO_2) bezogen, die die gleiche Wirkung hervorruft. Treibhausgasemissionen werden daher immer in CO_2 -Äquivalente (engl. CO_2 -equivalent, CO_2 -e) angegeben (Helmholtz Klima Initiative 2023). Bei der Nutzung von THG-Emissionen als Bewertungskriterium ist zwischen direkten und indirekten Emissionen zu unterscheiden. Direkte Emissionen entstehen durch den Prozess selbst. Bei abwassertechnischen Prozessen werden als Produkte der biologischen Prozesse primär CO_2 , Methan (CH_4) und Lachgas (N_2O) gebildet und emittiert (Nguyen et al. 2019). Das Treibhauspotential von CH_4 entspricht 28 CO_2 e, das von N_2O sogar 265 CO_2 e (Myhre et al. 2013). Die indirekten THG-Emissionen sind der Peripherie der Verfahren zuzuordnen. Dies ist vornehmlich die Energiebereitstellung in Form von Wärme oder Strom sowie der Transport von möglichen Betriebsmitteln, Produkten oder Abfällen. Besonders relevant sind die bei der Stickstoffelimination auftretenden direkten N_2O -Emissionen, denn bei wie (Gruber et al. 2020) zeigen, übersteigen bei einem beispielhaften N_2O -Emissionsfaktor von 2 % die direkten CO_2 e-Emissionen durch Lachgas die indirekten CO_2 e-Emissionen des Strombedarf der Kläranlage bei ausschließlicher Deckung durch Kohlestrom um 40 %. Auf die Bildungswege von N_2O und verfahrenstechnischen Implementierungen zu deren Minderung wird in Kapitel 5.4 eingegangen.

Robustheit, Flexibilität und Einfachheit – Bei der Bewertung von Verfahren kann auch die Maximierung deren Robustheit oder Flexibilität ein strategisches Ziel sein und so die Entscheidungsfindung maßgeblich beeinflussen. Bei der Robustheit eines Verfahrens kommen sowohl technische als auch

betriebliche Aspekte zum Tragen. Technische Robustheit zeichnet sich durch wartungsarme und weniger störanfällige Technik aus. Dies betrifft im Besonderen die Messtechnik kann aber auch auf Aggregate wie Rührwerke oder Belüfter übertragen werden. Die betriebliche Robustheit beschreibt die Resistenz gegen Abweichungen in der Verfahrensleistung bei veränderten Rahmenbedingungen wie beispielsweise Konzentrationsspitzen oder Störstoffen im Zulauf einer Anlage. Die Flexibilität eines Verfahrens bezieht sich primär auf dessen Betrieb und ist im Resultat der betrieblichen Robustheit ähnlich, da sie beide das Erreichen der gesetzten Anforderung bei veränderten Rahmenbedingungen gewährleistet. Im Gegensatz zu einem robusten Verfahren, bei dem veränderte Randbedingungen den Prozess „nicht stören“, ist ein flexibles Verfahren in der Lage, den Prozess an die veränderten Bedingungen anzupassen. Die Flexibilität eines Verfahrens kann sich aber auch in der einfachen An- und Abschaltbarkeit zeigen. Der Vorteil, dass ein Prozess schnell gestartet und bei Bedarf für längere Zeit unkompliziert unterbrochen werden kann, zeigt sich besonders bei Behandlungsverfahren, die einem Kampagnenbetrieb nachgeschaltet sind. Unter bestimmten Umständen kann auch die Einfachheit eines Verfahrens ausschlaggebend für die Auswahl sein. Dies ist insbesondere der Fall, wenn das Verfahren von ungeschultem Personal betrieben oder in einem Anwendungsfall ohne hoch-technologisierte Infrastruktur zum Einsatz kommen soll.

Autarkie – Die Unabhängigkeit bzw. die Abhängigkeit von Dritten, die mit einem Verfahren einhergehen sind besonders in wirtschaftlich oder rechtlich unsicheren Zeiten wichtige Bewertungskriterien. Dies zeigte sich eindrücklich als 2022 bedingt durch die Energiekriege und Lieferengpässe die Salzsäure- und Farbstoffproduktion in Deutschland deutlich gedrosselt wurde. Dies führte zu akuten Problemen auf Kläranlagen bei der Einhaltung von Phosphorablaufwerten, da die für die Phosphat-Fällung eingesetzten Salze aus ebenjenen Prozessen als Nebenprodukt anfallen (DWA 2022).

B.7.5 Beispielhafte Szenarienanalysen

B.7.5.1 Kenndaten von Vergleichsverfahren

Um die betrachteten Verfahren vergleichen zu können, müssen auch die Alternativen abgeschätzt werden. Im Folgenden werden die hierfür herangezogenen Kennwerte erläutert. Als eine der grundlegendsten Kenngrößen, die bei der Betrachtung der Wirtschaftlichkeit und der Umweltverträglichkeit herangezogen werden, gelten die Kosten für die Bereitstellung von Strom sowie die damit einhergehenden THG-Emissionen. Für die Abschätzung der Energiekosten aller Verfahren wird der durchschnittliche Strompreis für Neuabschlüsse gewerblicher Kunden für das Jahr 2020 angesetzt, um die krisenbedingte Strompreisentwicklung in 2021 und 2022 ausklammern zu können. Es ist hierbei aber unbedingt zu beachten, dass der Strompreis krisenbedingt stark ansteigen kann und so energiesparende Verfahren wirtschaftlich deutlich bevorzugt werden. Der durchschnittliche Strompreis lag 2020 bei 17,76 ct/kWh, in der ersten Hälfte 2022 bei 33,02 ct/kWh und im Juli 2022 sogar bei 40,05 ct/kWh (BDEW 2022). Mit der Stromerzeugung gehen auch THG-Emissionen einher, die indirekt den Verfahren zugeordnet werden müssen. Um diese indirekten Emissionen quantifizieren zu können, wird der CO₂-Emissionsfaktor des Jahres 2020 herangezogen, sodass der Anstieg an CO₂-Emissionen bedingt durch die schlechten Witterungsbedingungen und die wirtschaftliche Kompensation nach dem ersten Einbruch durch die Corona-Pandemie 2021 und die vermehrte Verfeuerung von Kohle durch Gasknappheit 2022 nicht in die Betrachtung einfließen. Sie sind allerdings bei der Bewertung also mögliche Entwicklungen mitzudenken. Der CO₂-Emissionsfaktor lag 2020 bei 369 g_{CO2}/kWh und 2022 bei 434 g_{CO2}/kWh (Pawlik 2023).

Für den Transport der Gülle werden die in Tab. B.33 dargestellten Transportkosten angesetzt. Der Transport findet zurzeit mit herkömmlichen LWK statt. Es wird hier mit einem CO₂-Emissionsfaktor von 118 g_{CO_{2e}}/km gerechnet (UBA 2022).

Tab. B.33 Transportkosten von Gülle nach Entfernung und ohne Rücktransport nach Kirsch (2016)

Transportweg [km]	50	100	150	200	250	300
Transportkosten [€/t]	11,40	17,40	23,00	27,80	31,90	35,40

Für die Berechnung der Düngemittelskosten wurden die Preise von 2021 angesetzt, die für P-Dünger im Mittel bei 1,07 €/t_{P₂O₅}. Zu beachten ist, dass die Düngepreise stark an das weltpolitische Geschehen gekoppelt sind und durch den Einmarsch Russlands in die Ukraine der Preis für P-Dünger auf 1,33 €/t_{P₂O₅} steigt (Luyten-Naujoks und Thelen-Jüngling 2022). Um die THG-Emissionen, die durch die Düngemittelherstellung anfallen, abschätzen zu können, wird als Vergleichsdünger Superphosphat mit 18 % P₂O₅ mit einem Emissionsfaktor von 0,4722 kg_{CO_{2e}}/kg Dünger herangezogen (Schraml und Effenberger 2023).

Für den Vergleich der nachgeschalteten Deammonifikation in der im Projekt entwickelten Verfahrensweise mit der Umkehrosmose wurden die in Kapitel 4.4.2 angesetzten Betriebskosten von 10,06 €/m³ gewählt, die sowohl die Stromkosten, die Personalkosten als auch die Betriebsmittel beinhalten. Für den spezifischen Energieverbrauch werden Werte von 3,0 kWh/m³ und 6,7 kWh/m³ genannt, gewählt wurde aufgrund des zu erwartend geringen Durchsatzes das Maximum mit 6,7 kWh/m³ (Kim et al. 2019). Die Anschaffungskosten der Umkehrosmose variieren je nach Durchsatz und Hersteller stark. Da für den Vergleich vergleichsweise kleine Anlagen zum Einsatz kommen wird auf eine Abschätzung mithilfe von Kostenkurven aus großtechnischen Wasseraufbereitungsanlagen verzichtet. Anlagen mit einem Durchsatz bis 1 m³/h werden für zwischen ca. 9.600 € und ca. 23.700 € angeboten (Kadotec Wassertechnik 2023; Aquagusta Laborbedarf GmbH 2023). Für den Vergleich wurde daher ein gerundeter Preis im Mittelfeld von 17.000 € angenommen (Schaller WTI 2023).

Für die Berechnung der Personalkosten wird der durchschnittlicher Stundenlohn einer Fachkraft für Abwassertechnik mit 20,78 € und ein Arbeitgeberbrutto von 133 % angenommen (The Stepstone Group GmbH 2023; FG o. J.).

B.7.5.2 Auswahl systemcharakteristischer Beispiele

Um die Vorgehensweise bei der Verfahrensauswahl zu demonstrieren, werden im Folgenden zwei verschiedene Szenarien betrachtet. Diese Szenarienbetrachtung soll beispielhaft für zwei Systemtypen, die im landwirtschaftlichen Raum häufig vertreten sind, durchgeführt werden. Dabei soll sowohl die Aufbereitung von Gülle als auch die Aufbereitung von Gärresten betrachtet werden.

Szenario 1 – Ausgangstellung bildet ein schweinehaltender Betrieb, der über keine Biogasanlage verfügt. Aufgrund der mit der Gülle anfallenden Stickstoffmenge reichen die eigenen Flächen nicht aus, um die gesamte Gülle ausbringen zu können. Überschüssige Güllemengen müssen auf Fremdfächen transportiert werden. Während so zwar die Stickstoffausbringung über die Gülle gesichert ist, fehlt ihr Phosphor, um den Phosphordüngerbedarf zu decken. Es muss Mineraldünger zugekauft werden. Da ohne Biogasanlage keine Wärmequelle zur Verfügung steht, scheidet die Eindampfung der Gülle von vornherein aus. Über eine biologische Teilentfrachtung könnte allerdings der Stickstoffgehalt soweit reduziert werden, dass der darin enthaltene Phosphor in Gänze aufs Feld ausgebracht werden kann. Es wird davon ausgegangen, dass die in der Gülle enthaltene Phosphormenge eigentlich ausreicht, um

den Bedarf optimal zu decken. Die durch den hohen N-Gehalt überschüssige Gülle wird zur Verwertung in innerhalb Niedersachsens über eine Strecke von 100 km transportiert. Mit der Teilentfrachtung könnten sich die Transportwege verkürzen und eine Einsparung beim Mineraldünger erreicht werden. Zudem würde so die Wasserfracht erhalten bleiben.

Szenario 2 – Am Standort einer Biogasanlage bietet sich nicht die Möglichkeit, die Gärreste auf eigenen oder naheliegenden Flächen auszubringen. Aufgrund der zur Verfügung stehenden Abwärme des Blockheizkraftwerks kommt die fraktionierte Eindampfung zum Einsatz, um durch Volumenreduktion die Transportwürdigkeit zu erhöhen und ein marktfähiges Produkt zu schaffen. Für die Behandlung der zweiten, nicht verwertbaren Kondensatfraktion wird die Deammonifikation mit der Umkehrosmose verglichen. Im Gegensatz zu den Betrachtungen in Kapitel 4.4.2 wird hier die im Projekt entwickelte Verfahrensweise der Deammonifikation betrachtet.

B.7.5.3 Angewandter Verfahrenvergleich

Gülleaufbereitung – Teilentfrachtung

Für die Gülleaufbereitung wird das Stand-Alone-Module der Deammonifikation (vgl. Kapitel 5.1.1) betrachtet. Ziel ist hier die Reduktion des Stickstoffgehalts der Schweinegülle zur Anpassung des N:P-Verhältnisses, um sich dem pflanzen- bzw. standortspezifisch erforderlichen Nährstoffverhältnis bestmöglich anzunähern und so die Zugabe von Mineraldünger zu senken. Beispielhaft wird Bedarfsverhältnis am Landkreis Nienburg/Weser ermittelt. Im Landkreis Nienburg/Weser bestand im Zeitraum 2019 – 2020 ein Stickstoffbedarf von 11.813.679 kg_N und eine Phosphatabfuhr von 5.284.950 kg_{P2O5} (entspricht 2.306.352 kg_P), die es über eine Nährstoffaufgabe auszugleichen gilt (Landwirtschaftskammer Niedersachsen 2021). Der Nährstoffbedarf entspricht einen N:P-Verhältnis von 5,12. Die Nährstoffverteilung der Gülle wird beispielhaft auf Grundlage des Substratscreenings abgeschätzt. Hier geht ein mittleres N:P-Verhältnis der Gülle von 9,13 hervor (vgl. Kapitel B.2.2). Würde unter der Annahme, dass genügend Gülle zur Verfügung steht, diese Gülle genutzt, um den P-Bedarf der Region zu decken, entstünde ein theoretischer Stickstoffüberschuss von 9.243.315 kg_N. Aus dem Ziel der Anpassung des N:P-Verhältnisses ergibt sich der für die Bemessung des Verfahrens zugrunde liegende erforderliche Eliminationsgrad:

$$\text{Erforderlicher Eliminationsgrad [\%]} = \frac{\text{Bedarf}_P * N: P_{\text{Gülle}} - \text{Bedarf}_N}{\text{Bedarf}_P * N: P_{\text{Gülle}}} * 100 \quad (36)$$

Für eine optimale Nährstoffversorgung der Region müssten also ca. 43 % des Stickstoffs in der Gülle eliminiert werden. Im Einzelfall sind hier der spezifische Nährstoffbedarf der eigenen Flächen und Kulturen und der spezifische Nährstoffanfall über die Gülle einzusetzen. Neben dem erforderlichen Eliminationsgrad ist zudem die Raumbelastung für die Auslegung des Verfahrens entscheidend.

Auf dieser Grundlage wird das Stand-Alone-Modul für einen Eliminationsgrad von 43 % bemessen. Für den Gülleanfall und die Betriebsgröße (Anzahl Stellplätze), die fallspezifisch zu ermitteln sind, wird auf Literaturwerte zurückgegriffen. Für die Größe des Betriebs wird auf die Daten der Agrarstrukturerhebung im Landkreis Nienburg zurückgegriffen, um für die Szenarienbetrachtung beispielhaft einen durchschnittlichen Betrieb ermittelt zu können. Im Jahr 2020 hielten im Landkreis 223 Betriebe insgesamt 242.222 Mastschweine, was im Durchschnitt 1086 Schweine pro Betrieb ergibt (Statistische Ämter des Bundes und der Länder 2020). Der Gülleanfall wird über Untersuchungen der (Landwirtschaftskammer

Niedersachsen 2023) abgeschätzt. Hier lag der mittlere Gülleanfall pro Mastschwein und Mastdurchgang bei 0,444 m³. Bei zwei Mastdurchgängen pro Jahr ergibt sich so ein Gülleanfall von 0,888 m³ pro Stellplatz. Demnach fallen in dieser Betrachtung etwa 964 m³ Gülle pro Jahr an (entspricht 2,64 m³/d). Als NH₄-N-Konzentration werden 2.000 mg/l angenommen, die im Anwendungsfall für eine spezifische Gülle ermittelt werden können.

Die Ergebnisse der Verfahrensauslegung sind in Tab. B. 34 zusammengefasst. Im betrachteten Szenario müssen 2,27 kg_N/d eliminiert werden. Hierfür ist eine Denitrationsstufe von 1,6 m³, eine Nitritationsstufe von 1,8 m³ und eine Anammoxsstufe von 2,3 m³ notwendig. Als Investitionsausgaben werden in Anlehnung an Tab. B.31 Kosten von 5.000 € angesetzt. Es ergeben sich jährliche Betriebskosten von 10.526,09 €, von denen gut 10.000 € Personalkosten sind. Insgesamt entstehen THG-Emissionen von 1.938 kg_{CO_{2e}}, von denen ca. 72 % auf direkte N₂O-Emissionen zurückzuführen sind. Dies verdeutlicht die Wichtigkeit der Betrachtung der N₂O-Emissionen bei der Bewertung der Verfahren.

Tab. B. 34 Zusammenfassung der Daten zur Dimensionierung und zum Betrieb des Stand-alone-Moduls

Eingangsdaten Bemessung	
Gewünschter Eliminationsgrad	43 %
Tierbestand	1086 Schweine
Gülleanfall	0,888 m ³ /(Stellplatz*a)
Q	2,64 m ³ /d
NH ₄ -N-Konzentration	2 kg/m ³
Zu eliminierende Tagesfracht	2,27 kgN/d
r _{Deni}	0,064 kgN/(kgoTS*d)
oTS	2,2 kgoTS/m ³
HRT _{Nitri}	1,5 d
B _{R,Dim,Anammox}	1 kgN/(m ³ *d)
Dimensionierung	
Reaktorvolumen Denitrifikation	1,6 m ³
Reaktorvolumen Nitritifikation	1,8 m ³
Reaktorvolumen Anammox	2,3 m ³
Eingangsdaten Energie, Kosten, THG	
Energieverbrauch zweistufige Deammonifikation	1,8 kWh/kgN _{eli}
Emmissionsfaktor Strommix	369 gCO _{2e} /kWh
Stromkosten	0,1776 €/kWh
Emmissionsfaktor N ₂ O	0,7 %
Treibhauspotential N ₂ O	265 gCO _{2e} /gN ₂ O
Personalaufwand	7 h/Woche
Personalkosten	27,64 €/h
Wartung und Analyse	200 €/a
Investitionsausgaben	
Baukosten und Technik	5.000 €
Betriebskosten	
Stromverbrauch	1.492,85 kWh/a
Stromkosten einzeln	265,13 €/a
Betriebskosten gesamt	10.526,09 €/a
Treibhausgasemissionen	
Direkte THG-Emissionen (N ₂ O)	1.387 kg CO _{2e} /a
Indirekte THG-Emissionen	551 kg CO _{2e} /a
Emissionen gesamt	1.938 kg CO _{2e} /a

Durch die Teilentfrachtung kann die Gülle in Gänze auf die eigenen Flächen aufgebracht werden, wodurch der Transport von 414,3 t/a wegfällt, womit Transportkosten in Höhe von 7.208,82 €/a und THG-Emissionen von 4.889 kg_{CO_{2e}}/a eingespart werden. Durch die Nutzung des gesamten P-Potentials der Gülle müssen 1155 t/a P-Dünger (Superphosphat, 18 % P₂O₅) weniger aufgebracht werden. Hieraus ergeben sich Kosteneinsparungen von 222,45 €/a und eine Einsparung an indirekten THG-Emissionen durch die Düngemittelproduktion von 545 kg_{CO_{2e}}/a. Die Ergebnisse sind in Tab. B.35 zusammengefasst.

Tab. B.35 Einsparung der Kosten und THG-Emissionen durch Betrieb des Stand-Alone-Moduls

Eingangsdaten Szenarienvergleich		
Dichte der Gülle	1000	kg/m ³
Transportentfernung	100	km
Transportkosten	17,4	€/t
THG-Emissionen Transport	118	g CO ₂ e/(t*km)
Phosphorbedarf der Fläche	376,3	kg P/a
N:P-Gehalt der unbehandelten Gülle	9,13	
N:P-Gehalt der behandelten Gülle	5,12	
Kosten P-Dünger	1,07	€/k P ₂ O ₅
Emissionsfaktor P-Dünger (Superphosphat 18%)	0,4722	kg CO ₂ e/kg Dünger
Einsparungen - Transport		
Eingesparte Transportmenge	414,3	t/a
Einsparung Transportkosten	7.208,82	€/a
THG-Emissionen	4.889	kg CO ₂ e/a
Einsparungen - Düngung		
Einsparung P-Düngemittel	1155	kg Dünger/a
Düngemittelkosten	222,45	€/a
THG-Emissionen	545	kg CO ₂ e/a
Einsparungen - Gesamt		
Kosten	7.431,27	€/a
THG-Emissionen	5.434	kg CO ₂ e/a

Den Anschaffungskosten von 5.000 € und den Betriebskosten von 10.526,09 €/a der Deammonifikation stehen Einsparungen von insgesamt 7.431,27 €/a durch ihren Einsatz gegenüber. Bei den Treibhausgasen stehen mit Behandlung Emissionen von 1.938 kg_{CO₂e}/a den dadurch entstehenden Einsparungen von 5.434 kg_{CO₂e}/a gegenüber. Durch die Teilentfrachtung der Gülle werden zudem die Ammoniak-Emissionen bei der Ausbringung gesenkt. Mit den angesetzten Bedingungen ist der Betrieb des Stand-Alone-Moduls also teurer als der Transport der überschüssigen Gülle. Hierbei ist aber ausdrücklich darauf hinzuweisen, dass die angesetzten Preise durch weltpolitische Einflüsse stark steigen können und auch mit einer deutlichen Bepreisung von CO₂ zu rechnen ist. Auch die Transportentfernung der überschüssigen Gülle kann sich durch Verschärfung der regionalen Rahmenbedingungen deutlich erhöhen. Die Teilentfrachtung bringt daher vornehmlich eine Unabhängigkeit von Dritten mit sich, die sich aber auch monetär zeigen kann. Zudem werden die THG-Emissionen auf fast ein Drittel gesenkt.

Gärrestaufbereitung – Vollreinigung

Für die Betrachtung der Gärrestaufbereitung wird in der Szenarienanalyse der Einsatz der nachgeschalteten Deammonifikation (vgl. Kapitel 5.1.2) mit der üblichen Behandlung per Umkehrosiose verglichen. Dem Verfahrensvergleich liegt das Betrachtungsszenario der Fa. BIORESTEC zugrunde (vgl. Kapitel 4.3). Bemessen wurde die fraktionierte Eindampfung für eine Biogasanlage mit einem jährlichen Gärrestanfall von 18.000 t/a und einer verfügbaren Wärmeleistung von 470 kW. Als NH₄-N-Konzentration des Gärrests wird für dieses Szenario die gerundete, mittlere Konzentration des im Substratscreening beprobten Gärrests mit 3.300 mg/l angesetzt (vgl. Kapitel 2.1.1), woraus sich für das Szenario eine der Eindampfung zugeführte NH₄-N-Fracht von 59.400 kg_{NH₄-N}/a bzw. 162,7 kg_{NH₄-N}/d ergibt. Als zweite, behandlungsbedürftige Fraktion fallen demnach 5.450 t/a Kondensat an (vgl. Bild 28), wobei hier eine Dichte von 1 kg/kg angenommen wird. Die zweite Kondensatfraktion enthält 34 % der zugeführten Stickstofffracht (vgl. Kapitel B.7.3.1), es fallen also 20.196 kg_{NH₄-N}/a an. Demnach muss ein Volumenstrom von 14,9 m³/d, mit einer NH₄-N-Fracht von 55,3 kg_{NH₄-N}/d und einer NH₄-N-Konzentration von 3,7 g/l behandelt werden.

In Tab. B.36 sind die Ergebnisse der Verfahrensauslegung der nachgeschalteten Deammonifikation zusammengefasst. Zur Behandlung des Kondensats ist ein Reaktorvolumen von knapp 185 m³ nötig,

für die Ausführung wurde ein Reaktorvolumen mit 200 m³ gewählt, mit einer Höhe von 5,5 m. Für die Abschätzung der Baukosten werden 50 €/m³ für den Behälter und 110 €/m² für die Abdeckung angenommen. Für den Bau der Anlage ergeben sich somit Investitionsausgaben in Höhe von 23.267 €. Jährlich fallen 32.295,20 € an Betriebskosten an. Durch die Berteilung von Strom (24.221,4 kWh/a; 4.301,72 €/a) entstehen indirekt THG-Emissionen von 8.938 kg_{CO_{2e}}/a, durch die Behandlung selbst weitere 24.090 kg_{CO_{2e}}/a in Form von N₂O-Emissionen. In Summe macht dies 33.028 kg_{CO_{2e}}/a.

Tab. B.36 Zusammenfassung der Daten zur nachgeschalteten Deammonifikation zur Behandlung des Kondensats

Gärresteindampfung	
Durschastz der Eindampfung	18000 t/a
NH ₄ -N-Konzentration	3,3 kg/m ³
Zugeführte Tagesfracht	162,74 kg N/d
Eingangsdaten Bemessung	
Q	14,9 m ³ /d
NH ₄ -N-Konzentration	3,7 kg/m ³
Anteil der N-Fracht in Fraktion 2	34 %
Zu eliminierende Tagesfracht	55,3 kg N/d
B _{R,Dim}	0,3 kg NH ₄ -N/(m ³ *d)
Dimensionierung	
Reaktorvolumen (benötigt)	184,3 m ³
Reaktorvolumen (gewählt)	200 m ³
Reaktorhöhe	5,5 m
Reaktorgrundfläche	36 m ²
Eingangsdaten Energie, Kosten, THG	
Energieverbrauch einstufige Deammonifikation	1,2 kWh/kg N _{eli}
Emmissionsfaktor Strommix	369 gCO _{2e} /kWh
Stromkosten	0,1776 €/kWh
Emmissionsfaktor N ₂ O	0,5 % _{NH₄-N, umgesetzt}
Treibhauspotential N ₂ O	265 g CO _{2e} /g N ₂ O
Betriebskosten	1,60 €/kg N _{eliminiert}
Investitionsausgaben	
Bautechnik	13960 €
Maschinenteknik	5817 €
Elektrotechnik	2327 €
Mess-Steuer-Regeltechnik	1163 €
Betriebskosten	
Stromverbrauch	24.221,40 kWh/a
Stromkosten einzeln	4.301,72 €/a
Betriebskosten	32.295,20 €/a
Treibhausgasemissionen	
Direkte THG-Emissionen (N ₂ O)	24.090 kg CO _{2e} /a
Indirekte THG-Emissionen	8.938 kg CO _{2e} /a
Emissionen gesamt	33.028 kg CO _{2e} /a

Im Vergleich hierzu sind die Ergebnisse der Betrachtung der Umkehrosmose in Tab. B.37 zusammengefasst. Für die Anschaffung fallen Investitionsausgaben von 17.000 € an. Die Betriebskosten belaufen sich auf 54.711,31 €/a, wovon 6.471,38 €/a für den Strom gezahlt werden. Der Stromverbrauch beläuft sich auf 36.4.37,95 kWh/a und bringt THG-Emissionen von 13.446 kg_{CO_{2e}}/a mit sich.

Tab. B.37 Zusammenfassung der Daten zur Umkehrosmose zur Behandlung des Kondensats

Eingangsdaten Szenarienvergleich		
Q	14,9	m ³ /d
Betriebskosten Umkehrosmose	10,06	€/m ³
Stromverbrauch Umkehrosmose	6,7	kWh/m ³
Emmissionsfaktor Strommix	369	gCO _{2e} /kWh
Stromkosten	0,1776	€/kWh
Investitionsausgaben		
Anschaffungskosten	17.000	€
Betriebskosten		
Stromverbrauch	36.437,95	kWh/a
Stromkosten (einzeln betrachtet)	6.471,38	€/a
Betriebskosten gesamt	54.711,31	€/a
Treibhausgasemissionen		
Indirekte THG-Emissionen	13.446	kg CO _{2e} /a

In der Anschaffung fallen bei der Deammonifikation 6.267 € mehr an Investitionsausgaben an. Der Stromverbrauch der Deammonifikation liegt 12.216,55 kWh/a unter dem der Umkehrosmose, was eine Ersparnis bei den Stromkosten von 2.169,66 €/a bedeutet. Generell liegen die Betriebskosten der Deammonifikation bei nur 59 % der Betriebskosten der Umkehrosmose, wodurch 22.416,11 €/a eingespart würden. Aufgrund der hohen direkten N₂O-Emissionen der Deammonifikation werden bei der Umkehrosmose 19.582 kgCO_{2e}/a weniger emittiert, obwohl die indirekten Emissionen der Deammonifikation um 4.508 kgCO_{2e}/a niedriger liegen. Die Gegenüberstellung ist in Tab. B.38 zusammengefasst.

Tab. B.38 Vergleich der nachgeschalteten Deammonifikation mit der Umkehrosmose

	Deammonifikation	Umkehrosmose
Investitionsausgaben [€]	23.267	17.000
Stromverbrauch [kWh/a]	24.221,40	36.437,95
Stromkosten [€/a]	4.301,72	6.471,38
Betriebskosten [€/a]	32.295,20	54.711,31
THG-Emissionen gesamt [kgCO _{2e} /a]	33.028	13.446

Auch wenn die Deammonifikation in der Anschaffung teurer ist als die Umkehrosmose, so ist sie im Betrieb deutlich günstiger. Bei den Betriebskosten ist dies primär auf den geringeren Stromverbrauch (etwa 2/3 des Verbrauchs der Umkehrosmose) und den geringen Einsatz von Chemikalien zurückzuführen. Aufgrund steigender Energie- und Chemikalienpreise ist mit einem wachsenden unterschied in den Betriebskosten zu rechnen. Der Vergleich zeigt allerdings auch die Wichtigkeit von Implementierungen verfahrenstechnischer Lösungen zur Minderung von N₂O-Emissionen bei der Deammonifikation, die den Großteil der THG-Emissionen ausmachen.

Literaturverzeichnis

Anthonisen, A. C.; Loehr, R. C.; Prakasam, T. B. S.; Srinath, E. G. (1976): Inhibition of Nitrification by Ammonia and Nitrous Acid. In: *Journal (Water Pollution Control Federation)* 48 (5), S. 835–852. Online verfügbar unter <http://www.jstor.org/stable/25038971>.

Aquagusta Laborbedarf GmbH (Hg.) (2023): Protega OF 1000. Umkehrosmose-Anlage, Open Frame, 1000 l/h. Online verfügbar unter <https://shop.augusta-laborbedarf.de/871457317/1/AD167/VzNUMzE0NTgz/evoqua-water-technologies-W3T314583-augusta-laborbedarf.html?allAccepted=0&sid=doddmdnfroue3egudar7nam861>, zuletzt geprüft am 17.10.2023.

BDEW (2022): BDEW-Strompreisanalyse Juli 2022. Haushalte und Industrie. Unter Mitarbeit von Tilman Schwencke und Christian Bantle. Hg. v. BDEW Bundesverband der Energie- und Wasserwirtschaft e.V. Online verfügbar unter https://www.bdew.de/media/documents/220727_BDEW-Strompreisanalyse_Juli_2022.pdf, zuletzt geprüft am 13.02.2023.

Beier, M.; Freyschmidt, A. (2022): Prozesswasserbehandlung und -bewirtschaftung. DWA Fortbildung wawikurs Klärschlammbehandlung. Institut für Siedlungswasserwirtschaft und Abfalltechnik Hannover. DWA. Kassel, 07.12.2022.

Beier, M.; Mahnig, N.; Mikeska, M.; Rosenwinkel, K.-H. (2018): Entwicklung und Integration innovativer Kläranlagentechnologien für den Transformationsprozess in Richtung Technikwende. Teilprojekt 2. Gefördert im Rahmen der BMBF-Fördermaßnahme ERWAS, FKZ: 02WER1319B, 2018, S. 205–230. Online verfügbar unter https://bmbf.nawam-erwas.de/sites/default/files/abschlussbericht_e-klaer_geschuetzt.pdf, zuletzt geprüft am 10.07.2023.

BFL (o. J.): Kosten der Außenanlagen und Erschließung. Hg. v. Bauförderung Landwirtschaft e.V. Online verfügbar unter <https://www.bfl-online.de/media/alb03>, zuletzt geprüft am 20.01.2023.

Bonassa, Gabriela; Bolsan, Alice Chiapetti; Hollas, Camila Ester; Venturin, Bruno; Candido, Daniela; Chini, Angélica et al. (2021): Organic carbon bioavailability: Is it a good driver to choose the best biological nitrogen removal process? In: *The Science of the total environment* 786, S. 147390. DOI: 10.1016/j.scitotenv.2021.147390.

Bundesministerium der Justiz (1997): Verordnung über die Anforderungen an das Einleiten von Abwässern in Gewässer (Abwasserverordnung - AbwV). AbwV, vom 20.01.2022.

Chung, Jinwook; Shim, Hojae; Park, Seong-Jun; Kim, Seung-Jin; Bae, Wookeun (2006): Optimization of free ammonia concentration for nitrite accumulation in shortcut biological nitrogen removal process. In: *Bioprocess Biosyst Eng* 28 (4), S. 275–282. DOI: 10.1007/s00449-005-0035-y.

Cornelius, Axel (2008): Untersuchungen zum großtechnischen Einsatz der Deammonifikation bei der Schlammwasserbehandlung. Zugl.: Hannover, Univ., Diss., 2007. Hannover: ISAH (Veröffentlichungen des Institutes für Siedlungswasserwirtschaft und Abfalltechnik der Leibniz-Universität Hannover, H. 142).

DIN 38409-1: Deutsche Einheitsverfahren zur Wasser-, Abwasser- und Schlammuntersuchung; Summarische Wirkungs- und Stoffkenngrößen (Gruppe H);

Döhler, H.; Döhler, S.; Möller, K.; Bilbao, J.; Campos, A.; Fischer, H. et al. (2021): Nationaler Stand der Technik für die Intensivtierhaltung unter der Berücksichtigung der BVT-Schlussfolgerungen (IRPP BREF). Abschlussbericht. Hg. v. Umweltbundesamt. Dessau-Roßlau. Online verfügbar unter

https://www.umweltbundesamt.de/sites/default/files/medien/5750/publikationen/2021-07-14_texte_109-2021_intensivtierhaltung.pdf, zuletzt geprüft am 20.03.2023.

DWA (2019): Biologische Stickstoffelimination von Schlammwässern der anaeroben Schlammstabilisierung. Merkblatt M-349. 1. Auflage. Hennef, Deutschland: DWA (DWA-Regelwerk, M 349).

DWA (2022): Engpass Fällmittel: Gewässerschutz sicherstellen, Sanktionen vermeiden und Alternativen entwickeln. Politik und Wasserwirtschaft in engem Schulterschluss für den Schutz der Gewässer. In: *Korrespondenz Abwasser, Abfall 2022* (11), S. 927–928.

DWA-AG KA-6.6 (2023): Herausforderungen und Potenziale der Deammonifikation im Hauptstrom. Arbeitsbericht der DWA-Arbeitsgruppe KA-6.6 "Deammonifikation im Hauptstrom kommunaler Kläranlagen". In: *Korrespondenz Abwasser, Abfall 2023* (6), S. 435–442.

Fechter, Maximilian (2019): Technischer Vergleich von Aufbereitungsverfahren für Gärreste in der Biogastechnik. Unter Mitarbeit von Technische Universität Berlin und Matthias Kraume: Technische Universität Berlin, 2019.

FG (o. J.): Arbeitgeberbrutto. Bestandteile der Personalkosten + Berechnung. Hg. v. Für-Gründer.de. Online verfügbar unter <https://www.fuer-gruender.de/wissen/unternehmen-fuehren/buchhaltung/lohn-buchhaltung/arbeitgeberbrutto/>.

Gruber, Wenzel; Villez, Kris; Kipf, Marco; Wunderlin, Pascal; Siegrist, Hansruedi; Vogt, Liliane; Joss, Adriano (2020): N₂O emission in full-scale wastewater treatment: Proposing a refined monitoring strategy. In: *The Science of the total environment* 699, S. 134157. DOI: 10.1016/j.scitotenv.2019.134157.

Hansen, Kaare Hvid; Angelidaki, Irini; Ahring, Birgitte Kiaer (1998): Anaerobic Digestion of Swine Manure: Inhibition by Ammonia. In: *Water research* 32 (1), S. 5–12. DOI: 10.1016/S0043-1354(97)00201-7.

Helmholtz Klima Initiative (2023): Was sind CO₂-Äquivalente? Online verfügbar unter <https://www.helmholtz-klima.de/faq/was-sind-co2-aequivalente>, zuletzt aktualisiert am 23.02.2023, zuletzt geprüft am 26.10.2023.

Henze, M.; van Loosdrecht, M. C. M.; Ekama, G. A.; Brdjanovic, D. (2008): Biological wastewater treatment. Principles, modelling and design. London: IWA Pub.

Herbes, Carsten.; Pekrun, Carola; Dahlin, Johannes; Wulf Sebastian; Roth; Ursula et al. (2018): GÄRWERT. GÄRprodukte ökologisch optimiert und WERTorientiert aufabreiten und vermarkten. Abschlussbericht.

Horstmeyer, Nils; Papp-Fiegle, Stephanie; Helmreich, Brigitte; Drewes, Jörg E. (2014): Kosten der Abwasserbehandlung. Finanzierung, Kostenstrukturen und Kostenkenndaten der Bereiche Kanal, Sonderbauwerke und Kläranlagen. das vorliegende Buch entstand auf Grundlage des Abschlussberichtes des Projektes "Investitions- und Sanierungskosten bei kommunalen Abwasseranlagen", welches die Technische Universität München, Lehrstuhl für Siedlungswasserwirtschaft, im Auftrag des Bayerischen Landesamtes für Umwelt und des Bayerischen Staatsministeriums für Umwelt und Verbraucherschutz von Oktober 2011 bis Juni 2013 durchgeführt hat. 1. Aufl. München: Deutscher Industrieverlag (Edition GWF Wasser, Abwasser).

Jacobson, L.-D.; Hu, Bo; Yan, M. I.; Akdeniz, N. (2013): The Potential Causes of Manure Pit Foaming in Pig Finishing Barns. In: 2013 Kansas City, Missouri, July 21 - July 24, 2013: American Society of Agricultural and Biological Engineers, S. 1.

Joss, Adriano; Derlon, Nicolas; Cyprien, Clementine; Burger, Sabine; Szivak, Ilona; Traber, Jacqueline et al. (2011): Combined nitrification-anammox: advances in understanding process stability. In: *Environmental Science & Technology* 45 (22), S. 9735–9742. DOI: 10.1021/es202181v.

Kadotec Wassertechnik (Hg.) (2023): Umkehrosmoseanlage mit Vorbehandlung Aquaphor APRO SST 1000. Edelstahl-Ausführung. Online verfügbar unter <https://www.kadotec.de/shop/umkehrosmoseanlagen/gastronomie/umkehrosmoseanlage-mit-vorbehandlung-kadoclean-osmo-control-sst-1000-edelstahl-ausfuehrung/>, zuletzt geprüft am 17.10.2023.

Kim, Jungbin; Park, Kiho; Yang, Dae Ryook; Hong, Seungkwan (2019): A comprehensive review of energy consumption of seawater reverse osmosis desalination plants. In: *Applied Energy* 254, S. 113652. DOI: 10.1016/j.apenergy.2019.113652.

Kirsch, A. (2016): Markt für Gülle und Gärprodukte unter Druck. In: *H&K aktuell* (6), S. 7. Online verfügbar unter https://www.kompost.de/fileadmin/user_upload/Dateien/HUK-Dateien/6_2016/Markt_fuer_Guelle_und_Gaerprodukte_unter_Druck_HUK_6_2016.pdf, zuletzt geprüft am 28.08.23.

Koops, H. P.; Bottcher, B.; Moller, U. C.; Pommerening-Roser, A.; Stehr, G. (1991): Classification of eight new species of ammonia-oxidizing bacteria: *Nitrosomonas communis* sp. nov., *Nitrosomonas ureae* sp. nov., *Nitrosomonas aestuarii* sp. nov., *Nitrosomonas marina* sp. nov., *Nitrosomonas nitrosa* sp. nov., *Nitrosomonas eutropha* sp. nov., *Nitrosomonas oligotropha* sp. nov. and *Nitrosomonas halophila* sp. nov. In: *Journal of General Microbiology* 137 (7), S. 1689–1699. DOI: 10.1099/00221287-137-7-1689.

Koops, H. P.; Harms, H.; Wehrmann, H. (1976): Isolation of a moderate halophilic ammonia-oxidizing bacterium, *Nitrosococcus mobilis* nov. sp. In: *Arch. Microbiol.* 107 (3), S. 277–282. DOI: 10.1007/BF00425339.

Lackner, Susanne; Gilbert, Eva M.; Vlaeminck, Siegfried E.; Joss, Adriano; Horn, Harald; van Loosdrecht, Mark C. M. (2014): Full-scale partial nitrification/anammox experiences--an application survey. In: *Water research* 55, S. 292–303. DOI: 10.1016/j.watres.2014.02.032.

Lackner, Susanne; Thoma, Konrad; Gilbert, Eva M.; Gander, Wolfgang; Schreff, Dieter; Horn, Harald (2015): Start-up of a full-scale deammonification SBR-treating effluent from digested sludge dewatering. In: *Water science and technology : a journal of the International Association on Water Pollution Research* 71 (4), S. 553–559. DOI: 10.2166/wst.2014.421.

Landkreis Nienburg/Weser (2021a): Flächennutzung im Landkreis Nienburg/Weser. <https://www.lk-nienburg.de>; <https://www.lk-nienburg.de>. Online verfügbar unter <https://www.lk-nienburg.de/leben-im-landkreis/zahlen-daten-fakten/flaechennutzung/>, zuletzt aktualisiert am 03.11.2023, zuletzt geprüft am 03.11.2023.

Landkreis Nienburg/Weser (2021b): Landkreis Nienburg/Weser. Zahlen, Daten, Fakten. <https://www.lk-nienburg.de>. Online verfügbar unter <https://www.lk-nienburg.de/leben-im-landkreis/zahlen-daten-fakten/>, zuletzt aktualisiert am 03.11.2023, zuletzt geprüft am 03.11.2023.

Landwirtschaftskammer Niedersachsen (Hg.) (2021): Nährstoffbericht für Niedersachsen 2019/2020. Oldenburg. Online verfügbar unter https://www.ml.niedersachsen.de/download/166181/Naehrstoffbericht_2019_2020_nicht_vollstaendig_barrierefrei_.pdf, zuletzt geprüft am 29.08.23.

Landwirtschaftskammer Niedersachsen (2022): Datenzusammenstellung zu Nährstoffbedarf, Nährstoffanfall sowie Bewegungen von Wirtschaftsdüngern im Landkreis Nienburg/Weser. Unter Mitarbeit von Ahnemann und Hauke. Nienburg.

Landwirtschaftskammer Niedersachsen (2023): Wie viel Gülle produzieren Mastschweine? Aktuelle Ergebnisse aus der Leistungsprüfungsanstalt Quakenbrück. Online verfügbar unter https://www.lwk-niedersachsen.de/lwk/news/40513_Wie_viel_Guelle_produzieren_Mastschweine_Aktuelle_Ergebnisse_aus_der_Leistungspruefungsanstalt_Quakenbrueck, zuletzt geprüft am 20.10.2023.

Levén, Lotta; Nyberg, Karin; Korkea-aho, Lena; Schnürer, Anna (2006): Phenols in anaerobic digestion processes and inhibition of ammonia oxidising bacteria (AOB) in soil. In: *Science of The Total Environment* 364 (1-3), S. 229–238. DOI: 10.1016/j.scitotenv.2005.06.003.

Lindorfer, Harald; Demmig, Claudia (2016): Foam Formation in Biogas Plants - A Survey on Causes and Control Strategies. In: *Chem. Eng. Technol.* 39 (4), S. 620–626. DOI: 10.1002/ceat.201500297.

Liu, Xiaoguang; Kim, Mingu; Nakhla, George; Andalib, Mehran; Fang, Yuan (2020): Partial nitrification-reactor configurations, and operational conditions: Performance analysis. In: *Journal of Environmental Chemical Engineering* 8 (4), S. 103984. DOI: 10.1016/j.jece.2020.103984.

Luyten-Naujoks, Karin; Thelen-Jüngling, Maria (2022): Preisexplosion bei Mineraldüngern. In: *H&K aktuell* (Q1), S. 7–8. Online verfügbar unter https://www.kompost.de/fileadmin/user_upload/Daten/HUK-Dateien/2022/Q1_2022/Preisexplosion_bei_Mineralduengern_HUK_Q1_2022.pdf.

Mall GmbH (Hg.) (o. J.): Planerhandbuch. Kläranlagen von 4 bis 200 EW. Online verfügbar unter https://www.mall-umweltsysteme.at/fileadmin/user_upload/produkte/klaeranlagen/prospekte/planerhandbuch-klaeranlagen.pdf.

Michael T. Madigan, Kelly S. Bender Daniel H. Buckley W. Matthew Sattley & David A. Stahl (2017): Brock Biology of Microorganisms. 15th Edition. Pearson: Pearson.

Moser, Frank; Baumann, Dagobert; Bock, Harald; Borchardt, Ralf; Gesell, Chris; Kerneck, Antje et al. (2013): Investitions- und Betriebskosten von Kleinkläranlagen. 2. Aufl. Hg. v. Bildungs- und Demonstrationszentrum für dezentrale Abwasserbehandlung e.V. Online verfügbar unter https://www.kleinklaeranlagen-markt.de/files/PDF/Investitions_und_Betriebskosten_von_Kleinklaeranlagen.pdf, zuletzt geprüft am 20.09.2023.

Myhre, G.; Shindell, D.; Bréon, F.-M.; Collins, W.; Fugelstvedt, J.; Huang, J. et al. (2013): Anthropogenic and Natural Radiative Forcing. In: Thomas F. Stocker, Dahe Qin, Gian-Kapser Plattner, Melinda M. B. Tingor, Simon K. Allen, Judith Boschung et al. (Hg.): *Climate Change 2013: The Physical Science Basis. Working Group I Contribution to the Fifth Assessment Report of the Intergovernmental Panel on Climate Change*, S. 659–740. Online verfügbar unter https://www.ipcc.ch/site/assets/uploads/2018/02/WG1AR5_Chapter08_FINAL.pdf, zuletzt geprüft am 13.10.2023.

Nguyen, Thi Kieu Loan; Ngo, Huu Hao; Guo, Wenshan; Chang, Soon Woong; Nguyen, Dinh Duc; Nghiem, Long Duc et al. (2019): Insight into greenhouse gases emissions from the two popular treatment technologies in municipal wastewater treatment processes. In: *Science of The Total Environment* 671, S. 1302–1313. DOI: 10.1016/j.scitotenv.2019.03.386.

Niedersächsisches Ministerium für Ernährung, Landwirtschaft und Verbraucherschutz (2019): Auszug aus dem "Energieatlas Niedersachsen". Unter Mitarbeit von Referat für Raumordnung und Landesplanung. Online verfügbar unter <https://energieatlas.niedersachsen.de/startseite/datenabgabe/datenabgabe-energieatlas-niedersachsen-163630.html>.

Pawlik, V. (2023): Entwicklung des CO₂-Emissionsfaktors für den Strommix in Deutschland in den Jahren 1990 bis 2022. Hg. v. Statista GmbH. Online verfügbar unter <https://de.statista.com/statistik/daten/studie/38897/umfrage/co2-emissionsfaktor-fuer-den-strommix-in-deutschland-seit-1990/>.

Qiao, Sen; Yamamoto, Taichi; Misaka, Motoki; Isaka, Kazuichi; Sumino, Tatsuo; Bhatti, Zafar; Furukawa, Kenji (2010): High-rate nitrogen removal from livestock manure digester liquor by combined partial nitrification-anammox process. In: *Biodegradation* 21 (1), S. 11–20. DOI: 10.1007/s10532-009-9277-8.

Regmi, Pusker; Miller, Mark W.; Holgate, Becky; Bunce, Ryder; Park, Hongkeun; Chandran, Kartik et al. (2014): Control of aeration, aerobic SRT and COD input for mainstream nitrification/denitrification. In: *Water research* 57, S. 162–171. DOI: 10.1016/j.watres.2014.03.035.

Reiter, Johannes; Beier, Maik (2023): Deammonification Potential of Pig Slurries and Vapor Condensates from Sewage Sludge Drying—Substrate Quality and Inhibition. In: *Bioengineering* 10 (7), S. 826. DOI: 10.3390/bioengineering10070826.

Rosenwinkel, Karl-Heinz; Kroiss, Helmut; Dichtl, Norbert; Seyfried, Carl-Franz; Weiland, Peter (2015): Anaerobtechnik. Berlin, Heidelberg: Springer Berlin Heidelberg.

Sander, Marian (2014): Dynamische Modellierung der einstufigen Deammonifikation. Modellerweiterung und -anwendung. Zugl.: Hannover, Univ., Diss., 2013. Hannover: ISAH (Veröffentlichungen des Institutes für Siedlungswasserwirtschaft und Abfalltechnik der Leibniz Universität Hannover, 152).

Scaglione, D.; Ficara, E.; Corbellini, V.; Tornotti, G.; Teli, A.; Canziani, R.; Malpei, F. (2015): Autotrophic nitrogen removal by a two-step SBR process applied to mixed agro-digestate. In: *Bioresour. technology* 176, S. 98–105. DOI: 10.1016/j.biortech.2014.11.019.

Schaller WTI (Hg.) (2023): Umkehrosmoseanlage 1 m³/h mit Antiscalantdosierung. Online verfügbar unter <https://www.wasseraufbereitung-shop24.de/de/umkehrosmoseanlage-VE-Anlage-Vollentsalzungsanlage-1000>, zuletzt geprüft am 17.10.2023.

Schraml, Martine; Effenberger, Mathias (2023): Quantitative Klimabilanz landwirtschaftlicher Maßnahmen und Verfahren. Abschlussbericht. Hg. v. Bayerische Landesanstalt für Landwirtschaft (LfL). Online verfügbar unter https://www.lfl.bayern.de/mam/cms07/ilt/dateien/abschlussbericht_klimabilanz_landwirtschaftlicher_produkte.pdf.

SEHi (2020): Errichtung einer Deammonifikation zur Behandlung von Brüdenkondensaten aus der Klärschlamm-trocknung. Hannover, 11.02.2020. mündlich an Institut für Siedlungswasserwirtschaft und Abfalltechnik Hannover.

Sinha, Banashri; Annachhatre, Ajit P. (2007): Partial nitrification—operational parameters and microorganisms involved. In: *Rev Environ Sci Biotechnol* 6 (4), S. 285–313. DOI: 10.1007/s11157-006-9116-x.

Siripong, Slii; Rittmann, Bruce E. (2007): Diversity study of nitrifying bacteria in full-scale municipal wastewater treatment plants. In: *Water research* 41 (5), S. 1110–1120. DOI: 10.1016/j.watres.2006.11.050.

Statistische Ämter des Bundes und der Länder (2020): Landwirtschaftliche Betriebe mit Viehhaltung und Zahl der Tiere. Stichtag - regionale Ebene. Online verfügbar unter <https://www.regionalstatistik.de/genesis/online?operation=abrufabelleBearbeiten&levelindex=1&levelid=1699277106183&aus->

wahloperation=abrufabelleAuspraegungAuswaehlen&auswahlverzeichnis=ordnungsstruktur&auswahlziel=werteabruf&code=41141-03-02-4-B&auswahltext=&nummer=9&variable=9&name=KREISE&werteabruf=Werteabruf#abreadcrumb, zuletzt geprüft am 26.10.23.

Strom, Noah; Ma, Yiwei; Bi, Zheting; Andersen, Daniel; Trabue, Steve; Chen, Chi; Hu, Bo (2022): Eubacterium coprostanoligenes and Methanoculleus identified as potential producers of metabolites that contribute to swine manure foaming. In: *J. Appl. Microbiol.* 132 (4), S. 2906–2924. DOI: 10.1111/jam.15384.

Svehla, Pavel; Radechovska, Helena; Pacek, Lukas; Michal, Pavel; Hanc, Ales; Tlustos, Pavel (2017): Nitrification in a completely stirred tank reactor treating the liquid phase of digestate: The way towards rational use of nitrogen. In: *Waste management (New York, N.Y.)* 64, S. 96–106. DOI: 10.1016/j.wasman.2017.03.041.

Thandar, Soe Myat; Ushiki, Norisuke; Fujitani, Hirotsugu; Sekiguchi, Yuji; Tsuneda, Satoshi (2016): Ecophysiology and Comparative Genomics of Nitrosomonas mobilis Ms1 Isolated from Autotrophic Nitrifying Granules of Wastewater Treatment Bioreactor. In: *Front. Microbiol.* 7, S. 1869. DOI: 10.3389/fmicb.2016.01869.

The Stepstone Group GmbH (Hg.) (2023): Fachkraft für Abwassertechnik Gehälter in Deutschland. Online verfügbar unter <https://www.stepstone.de/gehalt/Fachkraft-Abwassertechnik.html>, zuletzt geprüft am 20.09.2023.

UBA (2022): Vergleich der durchschnittlichen Emissionen einzelner Verkehrsmittel im Güterverkehr in Deutschland 2021. Hg. v. Umweltbundesamt. Online verfügbar unter https://www.umweltbundesamt.de/sites/default/files/medien/366/bilder/dateien/uba_emissionstabelle_gueterverkehr_2021.pdf, zuletzt geprüft am 20.02.2022.

Vadivelu, Vel M.; Keller, Jurg; Yuan, Zhiguo (2006): Effect of free ammonia and free nitrous acid concentration on the anabolic and catabolic processes of an enriched Nitrosomonas culture. In: *Biotechnology and Bioengineering* 95 (5), S. 830–839. DOI: 10.1002/bit.21018.

Verein Deutscher Ingenieure (2013): VDI-Wärmeatlas. 11., bearb. und erw. Aufl. Berlin, Heidelberg: Springer Vieweg (SpringerLink Bücher). Online verfügbar unter <http://dx.doi.org/10.1007/978-3-642-19981-3>.

Wirtschaftsförderung im Landkreis Nienburg/Weser GmbH (Hg.) (o. J.): Wirtschaftsraum Mittelweser. investorenfreundlich, attraktiv, lohnenswert. Online verfügbar unter https://client.inecos.de/r1/rest/resource/65147e06092286b8d57b16d6/win_imagebro_201402_lite.pdf, zuletzt geprüft am 19.10.2023.

Yamamoto, Taichi; Wakamatsu, Shingo; Qiao, Sen; Hira, Daisuke; Fujii, Tkao; Furukawa, Kenji (2011): Partial nitrification and anammox of a livestock manure digester liquor and analysis of its microbial community. In: *Bioresour. Technol.* 102 (3), S. 2342–2347. DOI: 10.1016/j.biortech.2010.10.091.

Zhang, Qi; Lin, Lan; Chen, Yuqi; Cao, Wenzhi; Zhang, Yanlong (2022): Effects of hydroxylamine on treatment of anaerobic digestate of pig manure in partial nitrification-anaerobic ammonium oxidation. In: *Bioresour. Technol.* 363, S. 128015. DOI: 10.1016/j.biortech.2022.128015.