

Untersuchung zum Beitrag bayerischer Kläranlagen zu Treibhausgasemissionen

**Abschlussbericht
im Auftrag des
Bayerischen Landesamtes für Umwelt**

Mitteilungen / Institut für Wasserwesen – Heft 138

Universität der Bundeswehr München
Institut für Wasserwesen
Werner-Heisenberg-Weg 39
D-85577 Neubiberg
www.unibw.de/wasserwesen

Untersuchung zum Beitrag bayerischer Kläranlagen zu Treibhausgasemissionen *Abschlussbericht* *im Auftrag des Bayerischen Landesamtes für Umwelt*

***Universität der Bundeswehr München – Institut für Wasserwesen
Professur für Siedlungswasserwirtschaft und Abfalltechnik***

Bettina Steiniger, M.Sc.
Christian Hubert, M.Sc.
Dr.-Ing. Sebastian Chalupczok
Prof. Dr.-Ing. habil. Steffen Krause
Univ.-Prof. Dr.-Ing. habil. Christian Schaum

Binder GmbH

Dipl.-Ing. Manuela Charatjan
Dr.-Ing. Bingxiang Wang

Dr.-Ing. Steinle Ingenieurgesellschaft für Abwassertechnik mbH

Dr.-Ing. Konstantinos Athanasiadis

Projektleitung durch das Bayerische Landesamt für Umwelt (LfU)

Dipl. Ing. (FH) Johanna Rameseder
Dipl.-Ing. (FH) Karla Mix-Spagl
Dipl.-Ing. Stefan Bleisteiner

Copyright 2025

Dieses Werk ist unter einer Creative Commons Lizenz vom Typ CC BY- Lizenz 3.0 DE (Namensnennung 3.0 Deutschland) zugänglich. Um eine Kopie dieser Lizenz einzusehen, konsultieren Sie <https://creativecommons.org/licenses/by/3.0/de/legalcode>.

ISSN 2700-7332

ISBN 978-3-943207-89-7

Inhaltsverzeichnis

Abbildungsverzeichnis	V
Tabellenverzeichnis	XI
Glossar.....	XV
1 Einleitung	1
1.1 Veranlassung und Zielsetzung	1
1.2 Arbeitsprogramm.....	1
1.3 Danksagung	2
2 Abwasser- und Klärschlammbehandlung in Bayern	3
2.1 Allgemeines und Struktur	3
2.2 Stromverbrauch.....	5
2.3 Faulgasgewinnung und -nutzung	6
2.4 Treibhausgasemissionen in Bayern	7
3 Grundlagen zur Bewertung von Treibhausgasemissionen	9
3.1 Unterscheidung von Treibhausgasemissionen	9
3.2 Global Warming Potential und CO ₂ -Äquivalente	10
4 Literaturrecherche zu Treibhausgasemissionen auf Kläranlagen	11
4.1 Direkte Treibhausgasemissionen auf Kläranlagen.....	11
4.1.1 Grundlagen zur Bildung von Lachgas, Methan und Kohlenstoffdioxid	11
4.1.2 Lachgasemissionen bei der Abwasser- und Klärschlammbehandlung.....	14
4.1.3 Methanemissionen bei der Abwasser- und Klärschlammbehandlung	29
4.2 Indirekte Treibhausgasemissionen auf Kläranlagen	60
4.3 Gesamte Treibhausgasemissionen von Kläranlagen	65
4.4 Zusammenfassung.....	70
5 Messprogramm zu Treibhausgasen auf bayerischen Kläranlagen	73
5.1 Durchführung der Messungen und Analyseverfahren.....	73
5.1.1 Auswahl der Kläranlagen und Messstellen	73
5.1.2 Kurzbeschreibung der Kläranlagen und der Messstellen	73
5.1.3 Messmethoden	78
5.1.4 Messprogramm und Betriebsdaten.....	85
5.1.5 Berechnungsgrundlagen.....	87

5.2	Ergebnisse der Messungen.....	89
5.2.1	Kläranlage #A	89
5.2.2	Kläranlage #B	109
5.3	Zusammenfassung und Zwischenfazit	124
5.3.1	Einordnung der Messergebnisse	124
5.3.2	Weiterer Forschungsbedarf	125
6	Untersuchungen zum Restmethanpotential aus entwässertem Klärschlamm	127
6.1	Probenahme und Analyseverfahren	127
6.1.1	Auswahl der Kläranlagen	127
6.1.2	Analyseverfahren	129
6.2	Ergebnisse der Messungen.....	130
6.2.1	Steckbriefe der Kläranlagen.....	130
6.2.2	Charakterisierung der beprobten Schlämme	137
6.2.3	Spezifisches Restmethanpotential und -produktion der entwässerten Klärschlämme	137
6.2.4	Vergleich des spezifischen Restmethanpotentials und -produktion der entwässerten Klärschlämme sowie von Klärschlämmen vor der Entwässerung	142
6.2.5	Abschätzung des Stabilisierungsgrads der Klärschlämme	147
6.3	Zusammenfassung und Zwischenfazit	149
7	Maßnahmen zur Reduzierung von Treibhausgasemissionen	151
7.1	Allgemeines	151
7.2	Direkte Emissionen	151
7.2.1	Lachgasemissionen	151
7.2.2	Methanemissionen	156
7.3	Indirekte Emissionen	159
7.4	Praxisbeispiele (Auswahl)	160
7.4.1	Reduzierung von Lachgasemissionen	160
7.4.2	Reduzierung von Methanemissionen.....	161
7.4.3	Reduzierung von indirekten Emissionen.....	161
7.5	Zusammenfassung.....	162

8	Zusammenfassung und Ausblick	165
8.1	Literaturrecherche zu Treibhausgasemissionen auf Kläranlagen	165
8.2	Treibhausgasmessungen auf zwei bayerischen Kläranlagen	165
8.3	Messungen des Restmethanpotentials von entwässertem Klärschlamm	166
8.4	Maßnahmen zur Reduzierung von Treibhausgasemissionen	166
8.5	Weiterer Untersuchungsbedarf	167
9	Literaturverzeichnis	169
10	Anhang	179
10.1	Rohdaten zur Untersuchung des Restgaspotentials	179

Abbildungsverzeichnis

Abbildung 1:	a) Verteilung der Verfahrenstechnik bei der Abwasserbehandlung auf bayerischen Kläranlagen der GK 1 bis GK 5 nach der Anzahl und b) nach der Ausbaugröße in EW (Daten: 2020) (LfU 2021).....	4
Abbildung 2:	Gewinnung, Verwendung und Abgabe von Faulgas (FG) in Deutschland. Zeitraum 1998 bis 2020 (FG in Strom: Einsatz in Stromerzeugungsanlagen; FG in Wärme: Einsatz zu reinen Heiz-/Antriebszwecken) (nach DESTATIS 2022).....	6
Abbildung 3:	Verteilung der gesamten Treibhausgasemissionen in Bayern nach Sektoren mit insgesamt 95.352 Gg CO ₂ e (Daten: 2019) (a) und nach für die einzelnen Gase Kohlenstoffdioxid, Methan, Lachgas und künstlich hergestellt fluoridierte Gase (F-Gase), berechnet als CO ₂ -Äquivalente (Schätzung 2021) (b) (StMUV 2022)	7
Abbildung 4:	Entwicklung der gesamten Emissionen aus dem CRF-Sektor 5 (Abfallwirtschaft und Sonstiges als CO ₂ -Äquivalente zwischen 1990 und 2020 für Bayern (GWP _{100,CH4} = 28, GWP _{100,N2O} = 265; ohne mechanisch-biologische Abfallbehandlung) / Daten: Arbeitskreis Umweltökonomische Gesamtrechnungen der Länder (Rechnungsstand: August 2022 / März 2023), unveröffentlicht	8
Abbildung 5:	Überblick über Emissionsquellen von Lachgas- und Methanemissionen einzelner Verfahrensschritte der Abwasser- und Klärschlammbehandlung (ausgefüllte Pfeile: Hauptbildungsorte; gestrichelte Pfeile: potentielle Emissionsorte) (DWA 2022c).....	11
Abbildung 6:	Vereinfachte Reaktionsgleichungen zur Bildung von Lachgas aus der Abwasser- und Klärschlammbehandlung (nach Beier (2015) in DWA (2022c))	12
Abbildung 7:	Vereinfachte Reaktionsgleichungen zur Bildung von direkten Methan- und Kohlenstoffdioxid-Emissionen aus der Abwasser- und Klärschlammbehandlung (nach Beier (2015) in DWA (2022c)).....	13
Abbildung 8:	Zusammenfassung von Literaturangaben zu Emissionsfaktoren von Lachgas bezogen auf die Stickstofffracht im Zulauf aufgeteilt nach Verfahrensvarianten in der Belebung (Punkte: einzelne Publikationen; Balken: mehrere Publikationen) (Bezeichnung wie in den Originalpublikationen - AO: anoxisch/oxisch; A2O: anaerob-anoxisch-oxisch; SBR: sequencing batch reactor; IB: intermittierende Belüftung; AO+P: anoxisch/oxisch + P-Elimination) (1 - Parravicini <i>et al.</i> (2015), 2 - IPCC (2019), 3 - de Haas und Andrews (2022), 4 - Ye <i>et al.</i> (2022) und 5 - DWA (2022c)).....	21

Abbildung 9: Aspekte der Treibhausgas-Bilanzierung einer Kläranlage (direkte und indirekte Emissionen, Systemgrenzen) (DWA 2022d).....	60
Abbildung 10: Zusammensetzung der spezifischen CO ₂ e-Emissionen für Modellkläranlagen in 48 Szenarien (verändert nach Parravicini <i>et al.</i> 2022) (AD – Kläranlage mit anaerober Schlammstabilisierung, SASS – Kläranlage mit simultan aerober Schlammstabilisierung, post-ASS – aerobe Nachbehandlung des ÜSS, RB – Pflanzenkläranlage; Unterschiedliche Kombinationen an Reinigungszielen für Nährstoffe C, N und P (einschl. reine CSB-Elimination); min und max: Minimum und Maximum der kumulierten Treibhausgas-Emissionsfaktoren für jedes Szenario (Spannbreite der verwendeten Parameter); max*: Maximum unter der Annahme, dass die indirekten Emissionen aus dem Gewässer das 5-fache des Durchschnitts anstatt der maximalen N ₂ O-Emissionsfaktoren nach IPCC (2019) betragen)	69
Abbildung 11: Übersicht der Quellen von direkten N ₂ O- und CH ₄ -Emissionen auf einer exemplarischen Kläranlage mit (A) vorgeschalteter Denitrifikation und anaerober Klärschlammstabilisierung und (B) simultan aerober Klärschlammstabilisierung - (volle/leere Markierung: Messwerte/ohne Messwerte; größere Markierung: wesentliche Emissionsquellen) (verändert nach Parravicini <i>et al.</i> (2016) und DWA (2022c))	71
Abbildung 12: Standorte der beprobten Kläranlagen in Bayern. ©OpenStreetMap and contributors, CC-BY-SA.....	73
Abbildung 13: Anlagenschema Kläranlage #A und Messstellen.....	74
Abbildung 14: Anlagenschema Kläranlage #B und Messstellen.....	76
Abbildung 15: Messhaube für die belüftete Messzone	79
Abbildung 16: Messhaube für die unbelüftete Messzone	79
Abbildung 17: Messmatte für eine offene Entnahme	80
Abbildung 18: Aufbau und Bauteile des Analyseschranks.....	81
Abbildung 19: Messstelle #1 Zulauf.....	89
Abbildung 20: Einzelwerte der Konzentrationen und Durchflüsse (nur Q _{P, Gasanalyse}) der Messstelle #1 (einschl. Messstelle #5 Umgebung) der Kläranlage #A (Punktmessung).....	90
Abbildung 21: Auswahl an Betriebsdaten der Kläranlage #A (Zufluss zur Kläranlage, Abwassertemperatur und Frachten im Zulauf).....	91
Abbildung 22: Messstelle #2 Denitrifikation (links) und #3 Nitrifikation (rechts).....	93
Abbildung 23: Messstellen zur Bestimmung der Verteilung der Konzentrationen im Belebungsbecken (Positionen der Messhauben: Messstellen Nr. 6 (#2 Denitrifikation) und Nr. 10 (#3 Nitrifikation)) der Kläranlage #A (interne Rezirkulation nicht dargestellt).....	94

Abbildung 24: Einzelwerte der gemessenen Konzentrationen und Durchflüsse der Messstellen #2 (links) und #3 (rechts) der Kläranlage #A (einschl. Referenzwert aus der Umgebung #5).....	96
Abbildung 25: Stündliche Frachten an Methan und Lachgas der Messstellen #2 (links) und #3 (rechts) der Kläranlage #A (für die mit der Messhaube abgedeckte Fläche).....	97
Abbildung 26: Tagesverlauf der Frachten aus Denitrifikation (A) und Nitrifikation (B), Messwerte der Sensoren in Belebung (C), Konzentrationen aus 2h-Mischproben zur Belebung (D) und Abbaugrade der biologischen Behandlungsstufe (E) der Kläranlage #A (Frachten aus abgedeckter Fläche mit Messhaube)	98
Abbildung 27: Tageswerte an Methan- und Lachgasfrachten aus der Denitrifikation (A) und Nitrifikation (B) und Auswahl an Betriebsdaten der Belebung (C) der Kläranlage #A (Frachten aus Fläche unter der Messhaube)	100
Abbildung 28: Messstelle #4 Förderband mit entwässertem Klärschlamm	104
Abbildung 29: Einzelwerte der gemessenen Konzentrationen und Durchflüsse (nur $Q_{P,Gasanalyse}$) (einschl. Referenzwert aus der Umgebung #5) (A) und die Frachten pro Stunde (B) der Messstelle #4 der Kläranlage #A (Punktmessung).....	105
Abbildung 30: Durchfluss an Faulschlamm zur Zentrifuge der Kläranlage #A.....	106
Abbildung 31: Gesamte Tagesfracht an Methan und Lachgas als CO ₂ -Äquivalente über den Zeitraum der Messungen an den Messstellen #2 und #3 der Kläranlage #A (bezogen auf die mit der Messhaube abgedeckte Fläche).....	108
Abbildung 32: Messstelle #1 unbelüftete Zone (links) und #2 belüftete Zone (rechts) des Belebungsbeckens der Kläranlage #B.....	109
Abbildung 33: Einzelwerte der gemessenen Konzentrationen und Durchflüsse der Messstelle #1 (links) und #2 (rechts) der Kläranlage #B (einschl. Referenzwert aus der Umgebung #4).....	111
Abbildung 34: Stündliche Frachten an Methan und Lachgas der Messstellen #1 (links) und #2 (rechts) der Kläranlage #B	112
Abbildung 35: Stündliche CH ₄ - und N ₂ O-Frachten aus der Denitrifikation (A) und der Nitrifikation (B), stündliche Messwerte der Onlinesensoren in der Belebung (C) sowie Konzentrationen aus 2h-Mischproben im Zulauf der Belebung (D) und der N-, C- und P-Abbaugrade in der biologischen Behandlungsstufe (E) der Kläranlage #B	113
Abbildung 36: Tageswerte an Methan- und Lachgasfrachten aus der unbelüftete Zone (A) und belüftete Zone (B) und Auswahl an Betriebsdaten der Belebung (C) der Kläranlage #B	115
Abbildung 37: Messstelle #3 Schlammstapelbehälter der Kläranlage #B.....	118

Abbildung 38: Einzelwerte der Konzentrationen und Durchflüsse (nur $Q_{P, Gasanalyse}$) (einschl. Referenzwert aus der Umgebung #5) (links) und die stündlichen Frachten (rechts) der Messtelle #3 der Kläranlage #B.....	119
Abbildung 39: Tageswerte an Frachten von Methan und Lachgas und täglich geförderte Menge an Überschussschlamm zum Schlammstapelbehälter der Kläranlage #B	120
Abbildung 40: Gesamte Tagesfracht an Methan und Lachgas als CO_2 -Äquivalente über den Zeitraum der Messungen an den jeweiligen Messstellen #1 bis #3 der Kläranlage #B (bezogen auf die mit der Messhaube abgedeckte Fläche)	123
Abbildung 41: Berechnungsweg von der Konzentration und dem Durchfluss bis zum CO_2 -Äquivalent	124
Abbildung 42: Standorte der beprobten Kläranlagen in Bayern. ©OpenStreetMap and contributors, CC-BY-SA	130
Abbildung 43: Anlagenschema Kläranlage #1	131
Abbildung 44: Anlagenschema Kläranlage #2	132
Abbildung 45: Anlagenschema Kläranlage #3	133
Abbildung 46: Anlagenschema Kläranlage #4	134
Abbildung 47: Anlagenschema Kläranlage #5	135
Abbildung 48: Anlagenschema Kläranlage #6	136
Abbildung 49: Spezifische Restmethanpotentiale der einzelnen Kläranlagen (links) und in Bezug auf die oTR-Gehalte (rechts) im entwässerten Klärschlamm (Mittelwerte aller Ansätze)	138
Abbildung 50: Verlauf der spezifischen Restmethanproduktion über die gesamte Versuchslaufzeit für die entwässerten Klärschlämme der sechs Kläranlagen (Mittelwerte der Dreifachbestimmung)	140
Abbildung 51: Gegenüberstellung der spezifischen Restmethanpotentiale der entwässerten Klärschlämme, bezogen auf das mittlere Schlammalter (links) und die Faulzeit (rechts) der beprobten Kläranlagen	142
Abbildung 52: Gegenüberstellung des spezifischen Restmethanpotentials entwässerter Klärschlämme (entw. KS auf der Kläranlage (KA) bzw. in der Laborzentrifuge (Labor)) mit simultan aerob (KA #4) und anaerob stabilisierten Klärschlämmen (KA #1, #3 und #5) im Vergleich zum stabilisierten Klärschlamm	143
Abbildung 53: Verlauf der spezifischen Restmethanproduktion pro Tag über die gesamte Versuchslaufzeit für die entwässerten Klärschlämme und Klärschlämme vor der Entwässerung (KS) von vier der sechs Kläranlagen (Mittelwerte der Dreifachbestimmung)	145

Abbildung 54: Gegenüberstellung der spezifischen Restmethanpotentiale der Klärschlämme vor der Entwässerung bezogen auf das mittlere Schlammalter (links) und die Faulzeit (rechts) der beprobten Kläranlagen	147
Abbildung 55: Akkumuliertes spezifisches Restmethanpotential (bezogen auf die oTM-Menge) für die entwässerten Klärschlämme der sechs Kläranlagen (alle Ansätze der Dreifachbestimmung).....	179
Abbildung 56: Akkumuliertes spezifisches Restmethanpotential für die Nassschlämme der vier Kläranlagen (alle Ansätze der Dreifachbestimmung).....	180

Tabellenverzeichnis

Tabelle 1:	Darstellung der Arbeitspakete.....	2
Tabelle 2:	Stromverbrauch bayerischer Kläranlagen sortiert nach Größenklasse und im Vergleich zum spez. Stromverbrauch in Deutschland (nach DWA 2020a; DWA 2021a)	5
Tabelle 3:	Spezifischer Stromverbrauch im 50-Perzentil bayerischer Kläranlagen sortiert nach Verfahrenstechnik, A: unbelüfteter Abwasserteich, AB: belüfteter Abwasserteich, TK: Tropfkörperanlage, RK: Rotationskörperanlage, SBR: sequencing batch reactor, B: Belebungsanlage, BS: Stabilisierungsanlage (nach DWA 2021a).....	6
Tabelle 4:	Einteilung der Treibhausgasemissionen nach Scopes (DWA 2022c).....	9
Tabelle 5:	GWP-Werte für relevante Treibhausgasemissionen auf Kläranlagen (ohne Klima-Kohlenstoff-Rückkopplung) aus dem 5. Sachstandsbericht (nach DWA (2022d) und IPCC (2013)).....	10
Tabelle 6:	Überblick über die wesentlichen Einflussgrößen auf die Bildung von Lachgas bzw. der Freisetzung von Lachgasemissionen bei der biologischen Abwasserbehandlung	16
Tabelle 7:	Literaturzusammenstellung zu Lachgasemissionen aus Belebungsbecken	20
Tabelle 8:	Literaturzusammenstellung zu Lachgasemissionen bei der Prozesswasserbehandlung.....	23
Tabelle 9:	Literaturzusammenstellung zu Lachgasemissionen aus einzelnen Verfahrensschritten der Klärschlammbehandlung (PS: Primärschlamm; ÜSS: Überschussschlamm).....	25
Tabelle 10:	Literaturzusammenstellung zu Lachgasemissionen der gesamten Kläranlage.....	27
Tabelle 11:	Literaturzusammenstellung zu Methanemissionen im Kläranlagenzulauf ..	30
Tabelle 12:	Literaturzusammenstellung zu Methanemissionen aus Sandfang und Vorklärung	31
Tabelle 13:	Literaturzusammenstellung zu Methanemissionen auf der Kläranlage	33
Tabelle 14:	Literaturzusammenstellung zu Methanemissionen aus der Eindickung	35
Tabelle 15:	Literaturzusammenstellung zu Methanemissionen aus Faulbehältern	37
Tabelle 16:	Literaturzusammenstellung zu Methanemissionen aus der Zwischenspeicherung von stabilisierten Klärschlämmen.....	39
Tabelle 17:	Literaturzusammenstellung zum Methanemissionen bzw. Restgaspotential aus Klärschlämmen	42

Tabelle 18:	Literaturzusammenstellung zu Methanemissionen bei der Klärschlamm entwässerung.....	44
Tabelle 19:	Literaturzusammenstellung zur Abgaskonzentration bei der Trocknung (vor der Abgasbehandlung)	46
Tabelle 20:	Literaturzusammenstellung zu Methanemissionen aus Schlamm trockenbeeten	47
Tabelle 21:	Literaturzusammenstellung zu Methanverlusten bei der Aufbereitung zur Einspeisung ins Erdgasnetz (nach DWA 2022e).....	49
Tabelle 22:	Literaturzusammenstellung zum Methanschleupf bei der Nutzung von Biogas in Blockheizkraftwerken	52
Tabelle 23:	Literaturzusammenstellung zu Methanemissionen von Kläranlagen.....	55
Tabelle 24:	Spezifische Emissionsfaktoren für externen Energiebezug auf Kläranlagen	62
Tabelle 25:	Spezifische Emissionsfaktoren für ausgesuchte Betriebsmittel auf der Kläranlage (nach DWA (2022d) und Parravicini <i>et al.</i> (2016)).....	63
Tabelle 26:	Spezifische Emissionsfaktoren für ausgesuchte Entsorgungen bzw. Verwertungen (nach DWA (2022d)).....	64
Tabelle 27:	Spezifische Emissionsfaktoren für unterschiedliche Transportarten (nach DWA ¹ (2022d) und Parravicini <i>et al.</i> ² (2016))	64
Tabelle 28:	Gesamtemissionen aufgeteilt in direkte und indirekte Emissionen von Kläranlagen (KS: Klärschlamm).....	66
Tabelle 29:	Beschreibung der Messstellen auf der Kläranlage #A	75
Tabelle 30:	Beschreibung der Messstellen auf der Kläranlage #B	77
Tabelle 31:	Erklärung der Bauteile des Analyseschanks	82
Tabelle 32:	Bezeichnung und Messbereich des Gases.....	83
Tabelle 33:	Überprüfung der Konzentrationsmessungen der Gasmodul für Lachgas und Methan der jeweiligen Messstationen der Kläranlage #A und #B.....	84
Tabelle 34:	Übersicht über das Messprogramm zur Quantifizierung der Lachgas- und Methanemissionen für die Kläranlage #A und #B.....	86
Tabelle 35:	Verteilung der Konzentrationen in Fließrichtung vom Zulauf der Belebung bis Ablauf der Nachklärung	95
Tabelle 36:	Zusammenfassung der Ergebnisse für die Messstellen #2 Denitrifikation und #3 Nitrifikation der Kläranlage #A	102
Tabelle 37:	Gegenüberstellung der spezifischen Methan- und Lachgasemissionen aus der Denitrifikation und Nitrifikation für die Kläranlage #A mit Literaturwerten (Messwerte basieren auf die Fläche der Messhauben)	103

Tabelle 38:	Zusammenfassung der Ergebnisse für die Messstellen #1 Unbelüftete Zone und #2 Belüftete Zone der Kläranlage #B (jeweils Hälfte des Belebungsbeckens für unbelüftete und belüftete Zone)	117
Tabelle 39:	Weiterführende Analysen vor und nach der Beckenentleerung für die Entwässerung (04.07.2023) und während Normalbetrieb (25.07.2023) ...	121
Tabelle 40:	Zusammenfassung der Ergebnisse für die Messstelle #3 Schlammstapelbehälter auf der Kläranlage #B.....	122
Tabelle 41:	Verfahrenstechnische Randbedingungen der ausgewählten bayerischen Kläranlagen zur Bestimmung des Restmethanpotentials aus entwässerten Klärschlämmen (KS: Klärschlamm, sKS: stabilisierter Klärschlamm).....	128
Tabelle 42:	Analysenergebnisse der entwässerten Klärschlämme und Nassschlämme (Kammerfilterpresse: KFP)	137
Tabelle 43:	Zusammenstellung der ermittelten spezifischen Restmethanpotentiale für die entwässerten Klärschlämme (alle Datensätze/verminderte Anzahl an Datensätzen zur Einhaltung des Qualitätskriteriums von rel. Abweichung von 6 %) (spezifisches Restmethanpotential (sRMP)).....	139
Tabelle 44:	Prozentualer Anteil des spezifischen Restmethanpotentials der entwässerten Klärschlämme bei unterschiedlichen Inkubationszeiten am gesamten spezifischen Restmethanpotential innerhalb von 60 Tagen (Mittelwerte der Dreifachbestimmung).....	141
Tabelle 45:	Zusammenstellung der ermittelten spezifischen Restmethanpotentiale für die simultan aerob und anaerob stabilisierte Klärschlämme (vor der Entwässerung) (alle Datensätze/verminderte Anzahl an Datensätzen zur Einhaltung des Qualitätskriteriums von rel. Abweichung von 6 %) (spezifisches Restmethanpotential (sRMP)).....	144
Tabelle 46:	Prozentualer Anteil des spezifischen Restmethanpotentials der Klärschlämme vor der Entwässerung bei unterschiedlichen Inkubationszeiten am gesamten, spezifischen Restmethanpotential innerhalb von 60 Tagen (Mittelwerte der Dreifachbestimmung)	146
Tabelle 47:	Stabilisierungskennwerte aus den stabilisierten Klärschlämmen (GV, BSB ₅ /CSB, Restmethanpotentiale) sowie Aufenthaltszeiten der untersuchten Kläranlagen	148
Tabelle 48:	Ansatzpunkte zur Reduzierung von Lachgasemissionen aus dem Wasser- und Schlammweg auf Kläranlagen	153
Tabelle 49:	Ansatzpunkte zur Reduzierung von Methanemissionen aus dem Schlamm- und Gasweg.....	157
Tabelle 50:	Ansatzpunkte zur Erhöhung des Versorgungsgrads mit Strom und Wärme (Überblick nach DWA (2015) und MULNV (2018))	160

Glossar

CO ₂ e	Kohlendioxidäquivalente	kWh	Kilowattstunden
CSB	Chemischer Sauerstoffbedarf	oTM	organische Trockenmasse
DIN	Deutsches Institut für Normung e.V.	oTR	organischer Trockenrückstand
E	Einwohner	P _{ges}	Gesamtphosphor
E ₁₂₀	Einwohner bezogen auf 120 g CSB/(E·d)	PS	Primärschlamm
E ₆₀	Einwohner bezogen auf 60 g BSB ₅ /(E·d)	Q	Volumenstrom
EW	Einwohnerwert	SSB	Schlammstapelbehälter
N _{ges}	Gesamtstickstoff (org. und anorg. N)	TKN	Gesamt-Kjeldahl-Stickstoff
GK	Größenklasse	TM	Trockenmasse
GV	Glühverlust	TR	Trockenrückstand
GWP	Global Warming Potential	TS	Trockensubstanz
KA	Kläranlage	UBA	Umweltbundesamt
kt	Kilotonnen	ÜSS	Überschussschlamm

1 Einleitung

1.1 Veranlassung und Zielsetzung

Das primäre Ziel des Betriebs von Kläranlagen ist die Behandlung des im Einzugsgebiet anfallenden Abwassers unter Berücksichtigung des Gesundheits-, Gewässer- und Ressourcenschutzes. Mit dem Ziel der Minderung von Treibhausgasemissionen der europäischen bzw. nationalen Klimapolitik gewinnen Treibhausgasemissionen auch auf Kläranlagen an Bedeutung.

Zu den relevanten Treibhausgasemissionen auf Kläranlagen zählen Methan (CH_4), Kohlenstoffdioxid (CO_2) und Lachgas (N_2O). Lachgas hat in einem Betrachtungszeitraum von 100 Jahren eine 265-fach und Methan eine 28-fach schädlichere Klimarelevanz als Kohlenstoffdioxid (Global Warming Potential, GWP_{100}) (IPCC (2013) in DWA (2022d)). Treibhausgase entstehen in unterschiedlichen Lebenszyklusphasen einer Kläranlage (wie dem Bau, Betrieb und Rückbau) und bei den unterschiedlichen Verfahrensschritten der Abwasser- und Klärschlammbehandlung (DWA 2022c). Grundsätzlich werden Treibhausgasemissionen aus Kläranlagen nach DWA (2022d) in direkte (N_2O und CH_4 aus dem Betrieb der Kläranlage) und indirekte Emissionen (Bezug von thermischer und elektrischer Energie, Gütern und Dienstleistungen) unterteilt.

Treibhausgase können nicht nur bei der biologischen Abwasserbehandlung entstehen, sondern durch die nachgelagerte Klärschlammbehandlung (Entwässerung, Trocknung und anschließende thermische Verwertung) und Faulgasverwertung (Speicherung, Verbrennung im Blockheizkraftwerk) verlagert werden. In Abhängigkeit der Anlagengröße, saisonaler Einflüsse und der Reinigungsleistung werden sich unterschiedliche Hauptemissionsquellen ergeben, welche beispielsweise bei kleinen und mittleren Kläranlagen aufgrund von langen Schlammagerzeiten vor der Eindickung und Entwässerung entstehen können (Schaum *et al.* 2022).

1.2 Arbeitsprogramm

Das Arbeitsprogramm ist in vier Arbeitspakete (AP) unterteilt (vgl. Tabelle 1). In einer Literaturrecherche wird ein Überblick über die wesentlichen Emissionsquellen und -höhen bei der Abwasser- und Klärschlammbehandlung gegeben und in Abhängigkeit der Verfahrenstechnik resultierende Abhilfemaßnahmen abgeleitet (AP 1). Der Betrachtungsumfang umfasst dabei die Abwasser- und Klärschlammbehandlung auf Kläranlagen (ohne Kanalisation, Gewässer und weiteren Verwertungswege des Klärschlammes).

Im AP 2 wurden an zwei ausgewählten bayerischen Kläranlagen mit unterschiedlichen Verfahrensvarianten (simultan aerobe und getrennte anaerobe Stabilisierung) über einen Zeitraum von jeweils min. 6 Wochen stichprobenartige Vor-Ort-Messungen zu Methan- und Lachgasemissionen durchgeführt. Die Messungen wurden unterstützt durch die Firma Binder GmbH. Auf Basis der Literaturrecherche und den ausgewählten Verfahrensstufen bzw. Messorten erfolgte die entsprechend notwendige Spezifikation für die Gasanalytik.

Zusätzlich wurde in AP 3 das Restmethanpotential von entwässerten Klärschlämmen mit unterschiedlichen Stabilisierungsstadien in Batch-Laborgärversuchen bestimmt. Als Stabilisierungskriterium für die Klärschlämme wird das aerobe Schlammalter bzw. die Aufenthaltszeit in der Faulung herangezogen.

Abschließend wurden im AP 4 die in den vorangegangenen Arbeitspaketen erarbeiteten Erkenntnisse in Hinblick auf die Gesamtemissionen von Kläranlagen zusammengeführt. Auf dieser Basis wurden Ansätze und Maßnahmen zur Reduzierung von Methan- und Lachgasemissionen auf bayerischen Kläranlagen, insbesondere mit Unterstützung durch die Dr.-Ing. Steinle Ingenieurgesellschaft für Abwassertechnik mbH, abgeleitet.

Die Projektlaufzeit war auf 12 Monate beschränkt (vom 01.09.2022 bis 31.08.2023). Wenn gleich eine Verlängerung bis 15.01.2024 erfolgte, so war der Umfang der Messungen auf Kläranlagen sowie die entsprechende Analytik durch die Beschränkung der Zeitspanne auf Stichproben limitiert.

Tabelle 1: Darstellung der Arbeitspakete

Arbeitspaket	Beschreibung
AP 1	Literaturrecherche zu Methan-, Lachgas- und Kohlenstoffdioxidemissionen bei der Abwasser- und Schlammbehandlung
AP 2	Durchführung eines Messprogramms zu Methan- und Lachgasemissionen
AP 3	Messungen des Restmethanpotentials im Klärschlamm
AP 4	Bewertung und Ableitung von Maßnahmen

1.3 Danksagung

Die Projektbearbeitung zur Untersuchung des Beitrags bayerischer Kläranlagen zu Treibhausgasemissionen war nur durch die Unterstützung diverser Stellen möglich, wofür ein ausdrücklicher Dank gilt:

Der Projektfortschritt wurde in regelmäßigen Projektbesprechungen mit Vertreterinnen und Vertretern aus dem Bayerischen Landesamt für Umwelt sowie dem Bayerischen Staatsministerium für Umwelt und Verbraucherschutz diskutiert.

Die Probenahme und Vor-Ort-Aufnahme wurde unterstützt durch die Kläranlage #A und #B (im AP 2) sowie die Kläranlagen #1 bis #7 (im AP 3), insbesondere durch die Kläranlagenbetreiber und deren Teams.

Die Durchführung der Messungen der Treibhausgasemissionen wurde unterstützt durch den technischen Laborleiter der Professur für Siedlungswasserwirtschaft und Abfalltechnik der Universität der Bundeswehr München, Marcel Hagen sowie durch Herrn Johannes Blattenberger.

Die zusätzlichen Laboranalysen erfolgten durch das Labor der Professur für Siedlungswasserwirtschaft und Abfalltechnik der Universität der Bundeswehr München, insbesondere durch Frau Hannelore Bauer, Karolina Eggersdorfer, Sybille Rupertseder sowie Renate Solmsdorf.

2 Abwasser- und Klärschlammbehandlung in Bayern

2.1 Allgemeines und Struktur

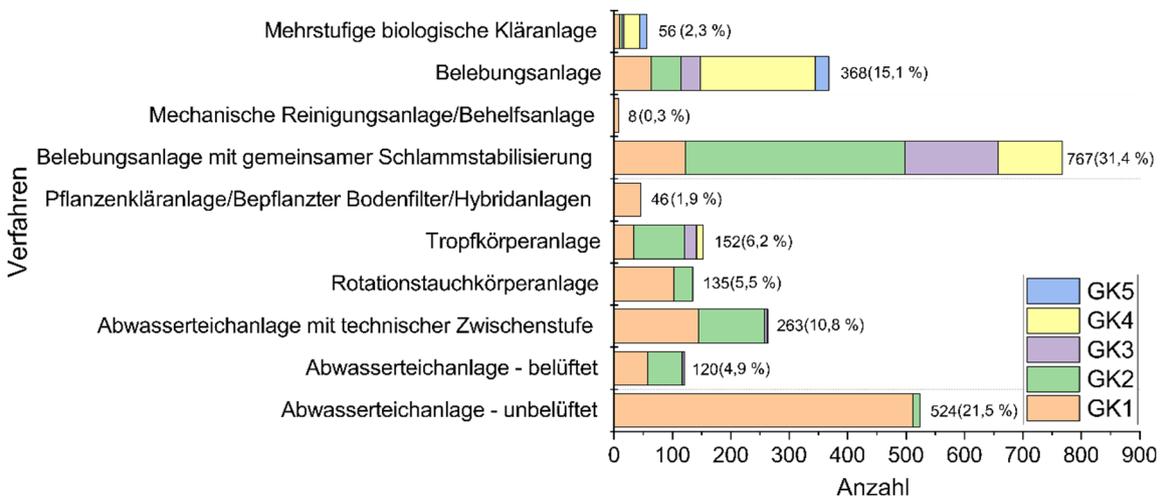
In Bayern werden 2.439 kommunale Kläranlagen betrieben, die im Jahr 2020 insgesamt 270.502 Mg Trockenmasse (TM) Klärschlamm entsorgt haben (Schaum *et al.* 2022). Aus dem Lagebericht zur Umsetzung der EG-Kommunalabwasserrichtlinie in Bayern wurden Informationen über die Struktur der Verfahrenstechnik der Abwasserbehandlung und den angeschlossenen Einwohnerwerten in Abhängigkeit der Verfahrenstechnik auf bayerischen Kläranlagen zusammengetragen (LfU 2021). Diese werden zur Konkretisierung der Literaturrecherche von Treibhausgasemissionen auf bayerischen Kläranlagen hinsichtlich der relevanten Verfahrensschritte herangezogen. Eine Übersicht der Verteilung der angewendeten Verfahrenstechnik bei der Abwasserbehandlung ist in Abbildung 1 dargestellt.

Bei der Abwasserbehandlung auf bayerischen Kläranlagen finden sich für Kläranlagen bis GK 3 (≤ 10.000 Einwohnerwerte (EW)) v. a. Abwasserteichanlagen (mit technischer Zwischenstufe, belüftet oder unbelüftet), Belebungsanlagen mit gemeinsamer Schlammstabilisierung, Tropfkörper-/Rotationstauchkörperanlagen, Belebungsanlagen und Pflanzenkläranlagen. Die Kläranlagen der GK 4 (10.001 bis 100.000 EW) behandeln das anfallende Abwasser in Belebungsanlagen, Belebungsanlagen mit gemeinsamer Schlammstabilisierung, mehrstufigen biologischen Kläranlagen und Tropfkörperanlagen. Unter den Kläranlagen der GK 5 (> 100.000 EW) finden sich nur Belebungsanlagen oder mehrstufige biologische Kläranlagen. Mit einer Anzahl von 767 ist die Belebungsanlage mit gemeinsamer Schlammstabilisierung die häufigste verfahrenstechnische Umsetzung der Abwasserbehandlung, gefolgt von unbelüfteten Abwasserteichanlagen (Anzahl: 524) und Belebungsanlagen (Anzahl: 368).

Eine Auswertung der DABay-Datenbank (DABay = Datenverbund Abwasser Bayern des Bayerischen Landesamtes für Umwelt) zeigt insgesamt 298 Kläranlagen, die eine stationäre und 381 Kläranlagen, die eine mobile Entwässerung einsetzen. Wiederum 72 Kläranlagen betreiben eine Klärschlamm-trocknung am Standort und 148 Kläranlagen bringen den Klärschlamm zu einer externen Trocknung.

Die Struktur der Abwasserbehandlung in Bayern ist u. a. geprägt von einer Vielzahl von kleinen ländlichen Kläranlagen. Rund die Hälfte des anfallenden Abwassers wird in Belebungsanlagen (49,5 %) und in mehrstufigen biologischen Kläranlagen (29,8 %) (Daten: 2020, (LfU 2021)) behandelt. Belebungsanlagen mit gemeinsamer Schlammstabilisierung sind mit einem Anteil von 15,3 % in Bayern vertreten.

a)



b)

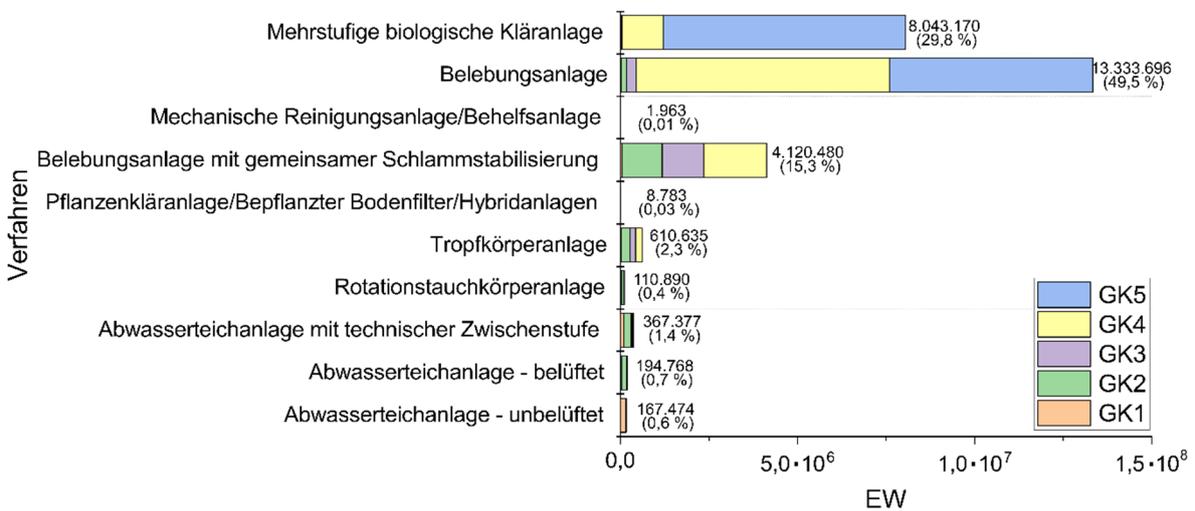


Abbildung 1: a) Verteilung der Verfahrenstechnik bei der Abwasserbehandlung auf bayerischen Kläranlagen der GK 1 bis GK 5 nach der Anzahl und b) nach der Ausbaugröße in EW (Daten: 2020) (LfU 2021)

2.2 Stromverbrauch

Abhängig von der Kläranlagengröße und den eingesetzten Verfahrenstechniken ergeben sich unterschiedliche Stromverbräuche (vgl. Tabelle 2). Im 50-Perzentil liegt der spezifische Stromverbrauch aller bayerischen Kläranlagen bei 42,2 kWh/(E₆₀·a) (Stand: 2020). Ausgewertet wurden insgesamt 1.921 bayerische Kläranlagen (DWA 2021a) und 4.835 Kläranlagen in Deutschland (DWA 2020a).

Tabelle 2: Stromverbrauch bayerischer Kläranlagen sortiert nach Größenklasse und im Vergleich zum spez. Stromverbrauch in Deutschland (nach DWA 2020a; DWA 2021a)

	Bayern			Deutschland	
	Anzahl	Stromverbrauch in Tsd. kWh	50-Perzentil in kWh/(E ₆₀ ·a)	Anzahl	spez. Stromverbrauch in kWh/(E ₁₂₀ ·a) ¹
GK 1	264	5.960	70,7	938	56,1
GK 2	522	44.816	47,4	1.484	42,1
GK 3	181	38.940	40,0	664	39,8
GK 4	292	184.847	30,8	1.538	31,3
GK 5	32	247.545	30,4	221	29,6
Gesamt	1.291	522.108	42,2	4.331	31,2

¹ berechnet über die mittlere Belastung in EW und jährlichen Stromverbrauch

Nach DWA (2020a) ergibt sich für Bayern ein spezifischer Stromverbrauch von rd. 32 kWh/(E₁₂₀·a) (bezogen auf die mittlere Belastung). Der Anteil der Eigenstromerzeugung am Gesamtstromverbrauch lag nach DWA (2020a) im Jahr 2020 bei den 4.835 deutschen Kläranlagen, die Daten zum Stromverbrauch und zur Stromerzeugung in dem Leistungsvergleich angaben, bei 36 %. Für Bayern wurden keine Werte erfasst, wobei der Anteil der Eigenstromerzeugung am Gesamtstromverbrauch in anderen Bundesländern bzw. Landesverbänden zwischen 27 % und 53 % liegt, vgl. DWA (2020a).

Die spezifischen Stromverbräuche in Bayern variieren abhängig von der eingesetzten Verfahrenstechnik (vgl. Tabelle 3). Im 50-Perzentil liegen die spezifischen Stromverbräuche von SBR-Anlagen mit 52,4 kWh/(E₆₀·a) am höchsten, während unbelüftete Abwasserteiche mit 19,5 kWh/(E₆₀·a) den geringsten spezifischen Stromverbrauch im 50-Perzentil aufweisen.

Tabelle 3: Spezifischer Stromverbrauch im 50-Perzentil bayerischer Kläranlagen sortiert nach Verfahrenstechnik, A: unbelüfteter Abwasserteich, AB: belüfteter Abwasserteich, TK: Tropfkörperanlage, RK: Rotationskörperanlage, SBR: sequencing batch reactor, B: Belebungsanlage, BS: Stabilisierungsanlage (nach DWA 2021a)

	A	AB	A+TK	A+RK	TK	RK	SBR	B	B+TK	BS
kWh/(E ₆₀ ·a)	19,5	52,7	34,1	42,6	35,4	48,9	52,4	33,7	39,0	43,7

2.3 Faulgasgewinnung und -nutzung

Kläranlagen mit anaerober Schlammbehandlung (v. a. GK 4 und GK 5) produzieren durch die Nutzung der Abwasserinhaltsstoffe (bzw. dem Klärschlamm) Energie in Form von Faulgas, welches in Blockheizkraftwerken (BHKW) in Strom und Wärme umgewandelt werden kann. Der überwiegende Anteil der erzeugten Wärme und des Stroms werden auf Kläranlagen für die Deckung des Eigenenergiebedarfs verwendet. Dabei hat die Faulgaserzeugung in Deutschland seit 1998 bis 2020 stetig zugenommen, wobei der überwiegende Anteil zur Stromerzeugung verwendet wird (vgl. Abbildung 2). Im Jahr 2020 betrug der Anteil von Faulgas in Stromerzeugungsanlagen rd. 82 % und zu reinen Heiz- und Antriebszwecken rd. 7 %. Die Verluste beziffern sich auf rd. 5 % und die Abgabe auf rd. 6 % (DESTATIS 2022).

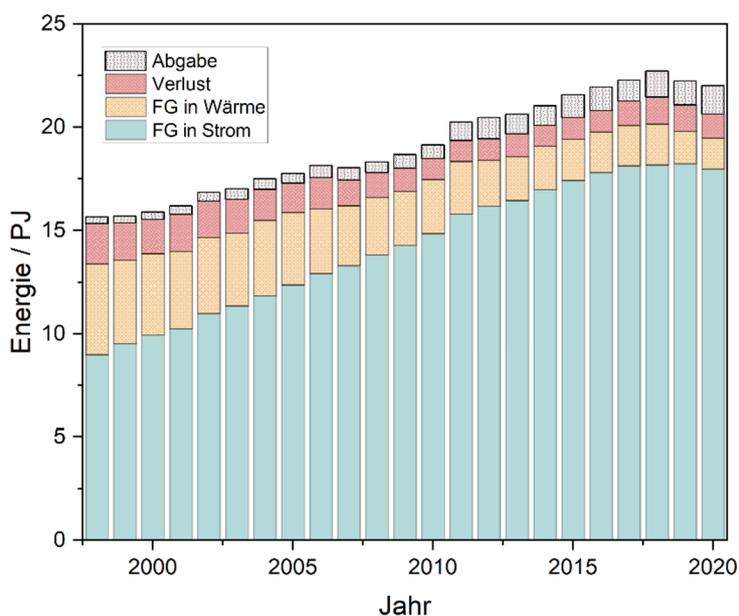


Abbildung 2: Gewinnung, Verwendung und Abgabe von Faulgas (FG) in Deutschland. Zeitraum 1998 bis 2020 (FG in Strom: Einsatz in Stromerzeugungsanlagen; FG in Wärme: Einsatz zu reinen Heiz-/Antriebszwecken) (nach DESTATIS 2022)

Aus einer DABay-Abfrage zeigt sich für das Jahr 2020, dass insgesamt 234 bayerische Kläranlagen Zahlen zum jährlichen Gasanfall angegeben haben. 13 Kläranlagen der GK 3 oder kleiner haben insgesamt 544.567 m³ Faulgas produziert, 190 Kläranlagen der GK 4 im selben Zeitraum 1.742.997 m³ und 33 Kläranlagen der GK 5 produzierten 115.698.489 m³ Faulgas.

2.4 Treibhausgasemissionen in Bayern

Die Treibhausgasemissionen in Bayern lagen im Jahr 2021 bei rd. 92.034 kt CO₂e (95.352 kt CO₂e im Jahr 2019), wobei der größte Anteil mit rd. 30 % der Gesamt-Kohlenstoffdioxid-Emissionen auf den Sektor Verkehr zurückzuführen ist (StMUV 2022). Im Jahr 1990 betragen die Treibhausgasemissionen in Bayern 111.916 kt CO₂e. Die Emissionen sind somit rückläufig.

Im Klimabericht des Bayerischen Staatsministeriums für Umwelt und Verbraucherschutz ist die Verteilung der gesamten Treibhausgasemissionen für das Jahr 2019 und die geschätzten Anteile für die Einzelgase für das Jahr 2021 dargestellt (vgl. Abbildung 3). Für das Jahr 2021 setzen sich die gesamten Emissionen (als CO₂-Äquivalente) zu 82 % aus Kohlenstoffdioxid, zu 10 % aus Methan sowie zu 6 % aus Lachgas zusammen.

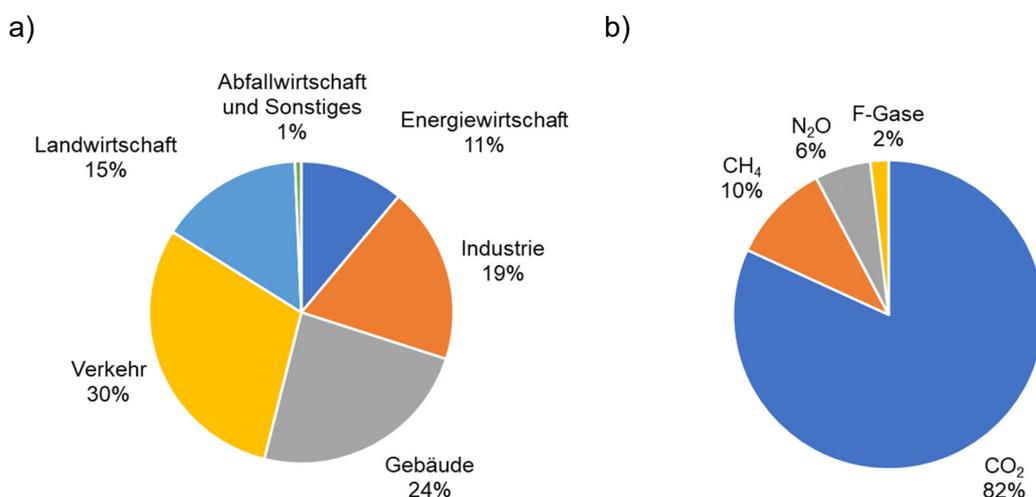


Abbildung 3: Verteilung der gesamten Treibhausgasemissionen in Bayern nach Sektoren mit insgesamt 95.352 Gg CO₂e (Daten: 2019) (a) und nach für die einzelnen Gase Kohlenstoffdioxid, Methan, Lachgas und künstlich hergestellte fluorierte Gase (F-Gase), berechnet als CO₂-Äquivalente (Schätzung 2021) (b) (StMUV 2022)

Der Sektor der Abfallwirtschaft und Sonstiges nach Bundes-Klimaschutzgesetz, zu dem auch die Abwasserbehandlung und -entsorgung zählt, trägt nur mit 1 % an den gesamten Treibhausgasemissionen in Bayern bei (Daten: 2019).

Im Vergleich zum Jahr 1990 mit insgesamt 4.110,4 kt CO₂e haben sich die gesamten Emissionen im CRF-Sektor 5 (Abfallwirtschaft und Sonstiges) bis 2020 auf 684,3 kt CO₂e deutlich reduziert (vgl. Abbildung 4). Wenngleich sich im selben Zeitraum auch die Emissionen aus dem Bereich der Abwasserbehandlung von 258,8 kt CO₂e im Jahr 1990 auf 160,2 kt CO₂e im Jahr 2020 reduziert wurden, hat sich gleichzeitig der prozentuale Anteil von rd. 6,3 % auf 23,4 % erhöht.¹

¹ Die Berechnung der Emissionen des CRF-Sektor 5 erfolgten hier gemäß 5. Sachstandsberichts des IPCC mit folgenden Werten: GWP_{100,CH₄} = 28, GWP_{100,N₂O} = 265

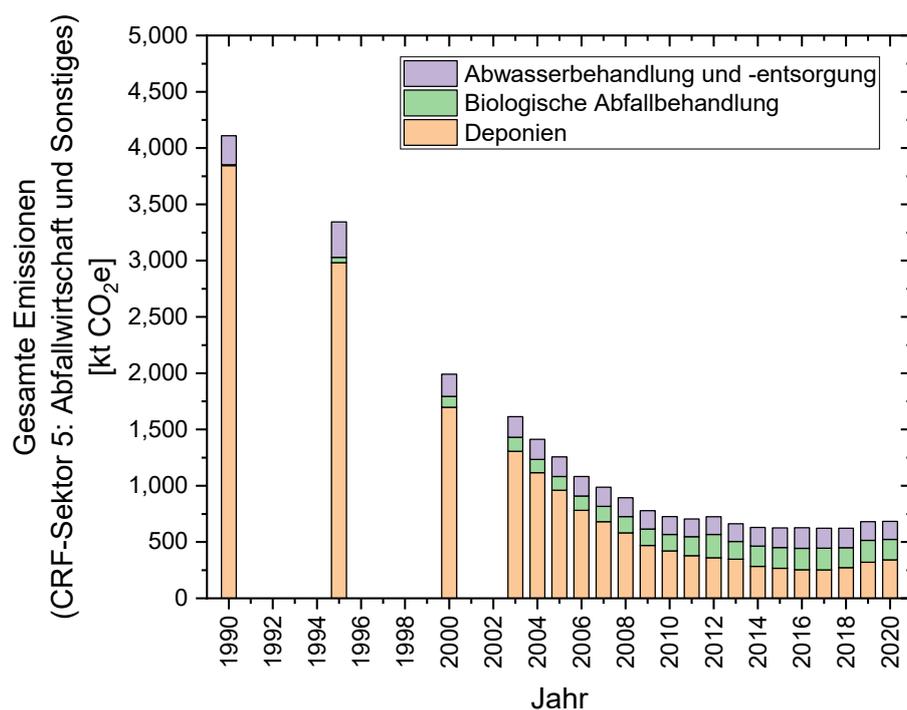


Abbildung 4: Entwicklung der gesamten Emissionen aus dem CRF-Sektor 5 (Abfallwirtschaft und Sonstiges) als CO₂-Äquivalente zwischen 1990 und 2020 für Bayern (GWP_{100,CH4} = 28, GWP_{100,N2O} = 265; ohne mechanisch-biologische Abfallbehandlung) / Daten: Arbeitskreis Umweltökonomische Gesamtrechnungen der Länder (Rechnungsstand: August 2022 / März 2023), unveröffentlicht

3 Grundlagen zur Bewertung von Treibhausgasemissionen

3.1 Unterscheidung von Treibhausgasemissionen

Treibhausgase entstehen und emittieren einerseits während der einzelnen Lebenszyklusphasen (Bau, Betrieb, Rückbau) und andererseits an den unterschiedlichen Stellen der Abwasser- und Klärschlammbehandlung auf Kläranlagen. Nach DWA (2022c) und (DWA 2022d) werden Treibhausgasemissionen von Kläranlagen in Geltungsbereiche (engl. scopes) aufgeteilt (vgl. Tabelle 4).

Tabelle 4: Einteilung der Treibhausgasemissionen nach Scopes (DWA 2022c)

Scope	Definition
1	Direkte Emissionen aus den jeweiligen Unternehmensprozessen
2	Indirekte Emissionen, die aus dem Bezug von Strom, Dampf, Wärme und Kälte resultieren
3	Emissionen aus dem vorgelagerten und nachgelagerten Bezug von Gütern und Dienstleistungen

Nach dem Greenhouse Gas Protocol, verfasst vom World Resource Institute and World Business Council for Sustainable Development 2004, zitiert in DWA (2022d), umfasst der Scope 1 sowohl die unbeabsichtigte Freisetzung von Kohlenstoffdioxid-, Lachgas- und Methanemissionen (z. B. Methanschluß im BHKW-Betrieb (unvollständige Verbrennung in BHKW-Motoren), Ausgasungen aus der Klärschlammbehandlung, Emissionen aus dem Klärprozess und der Abwasserableitung) als auch Treibhausgasemissionen aus verbrauchten Primärenergieträgern (z. B. gezielte Nutzung von Erdgas oder Heizöl (BHKW-Betrieb, Fahrzeugbetrieb etc.). Die direkten CO₂-Emissionen aus den mikrobiellen Abbauprozessen bei der Abwasser- und Klärschlammbehandlung werden aufgrund des biogenen Ursprungs nicht in einer CO₂e-Bilanzierung berücksichtigt.

Die indirekten Emissionen aus dem Bezug von elektrischer und thermischer Energie (Scope 2) werden auf den Strommix von Deutschland bezogen, welcher 420 g CO₂e/kWh im Jahr 2021 betrug (UBA 2022b).

Für den Scope 3 werden Bautätigkeiten, Betriebsmitteleinsatz (Fällmittel, Flockungsmittel, Schmierstoffe etc.), Reststoffentsorgung (Klärschlamm, Rechengut, Sand etc.) und die Arbeits- und Dienstwege der Mitarbeiterinnen und Mitarbeiter als relevant genannt.

3.2 Global Warming Potential und CO₂-Äquivalente

Die Einordnung und Bewertung unterschiedlicher Treibhausgase zur Berechnung von Gesamtemissionen von Kläranlagen erfolgt über das Treibhausgaspotential (engl. global warming potential (GWP)). Diese werden dann anschließend in CO₂-Äquivalente zu Gesamtemissionen kumuliert und häufig als CO₂e gekennzeichnet. Für die Bilanzierung von Siedlungswasserwirtschaftlichen Anlagen und Prozessen sind, analog zu den Berechnungen des Intergovernmental Panel on Climate Change (IPCC), die GWP-Werte für einen Bewertungszeitraum von 100 Jahre anzusetzen. Die GWP-Werte für N₂O, CH₄ und CO₂ sind in Tabelle 5 aufgeführt und werden für die folgenden Betrachtungen der direkten Emissionen angewendet.

Die GWP-Werte werden kontinuierlich durch das IPCC auf Basis der wissenschaftlichen Erkenntnisse angepasst. So lagen die GWP-Werte im Rahmen des 4. Sachstandsberichts (2007) bei $GWP_{100,CH_4} = 25$ sowie $GWP_{100,N_2O} = 298$.

Tabelle 5: GWP-Werte für relevante Treibhausgasemissionen auf Kläranlagen (ohne Klima-Kohlenstoff-Rückkopplung) aus dem 5. Sachstandsbericht (nach DWA (2022d) und IPCC (2013))

Gas	GWP-Wert (100 Jahre)
CO ₂	1
CH ₄	28
N ₂ O	265

4 Literaturrecherche zu Treibhausgasemissionen auf Kläranlagen

4.1 Direkte Treibhausgasemissionen auf Kläranlagen

4.1.1 Grundlagen zur Bildung von Lachgas, Methan und Kohlenstoffdioxid

Übersicht über die Bildung und Emission von Treibhausgasemissionen

Treibhausgasemissionen auf Kläranlagen können aus nahezu allen gängigen Verfahrensschritten der Abwasser- und Klärschlammbehandlung emittieren, dabei ist nicht zwangsläufig der Entstehungs- und Emissionsort identisch. Eine prozessbedingte Bildung von Treibhausgasen führt zunächst zur Erhöhung der Konzentration in der Wasser- bzw. Schlammphase. Die Freisetzung des Treibhausgases als Emission steht in direktem Zusammenhang mit sich veränderten physikalischen Bedingungen bei den einzelnen oder darauffolgenden Verfahrensschritten (z. B. Gasvolumeneintrag, Turbulenz, Temperatur, Druck).

Die potentiellen Emissionsquellen aus den gängigen Verfahrensschritten der Abwasser- und Klärschlammbehandlung auf Kläranlagen sind am Beispiel einer Belebungsstufe mit vorgeschalteter Denitrifikation und anaerober Klärschlammstabilisierung in Abbildung 5 aufgeführt. Während die Lachgasemissionen eher bei der Abwasser- bzw. Prozesswasserbehandlung auftreten, emittieren Methanemissionen vermehrt bei der Klärschlammbehandlung.

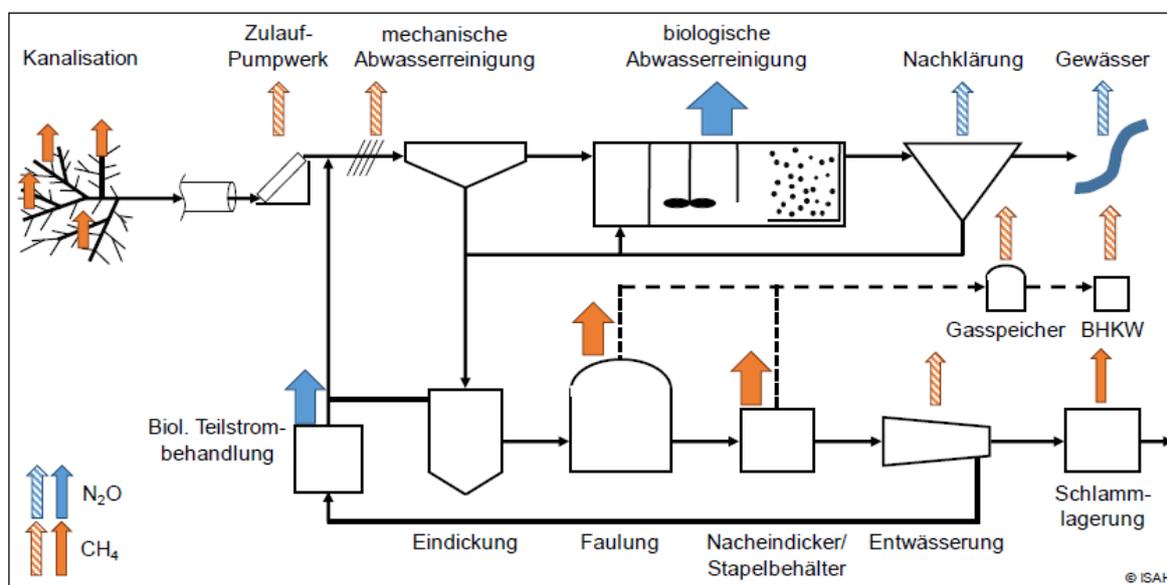


Abbildung 5: Überblick über Emissionsquellen von Lachgas- und Methanemissionen einzelner Verfahrensschritte der Abwasser- und Klärschlammbehandlung (ausgefüllte Pfeile: Hauptbildungsorte; gestrichelte Pfeile: potentielle Emissionsorte) (DWA 2022c)

Lachgas (N_2O)

Lachgas tritt durch biochemische Prozesse als Neben-, Zwischen- oder Endprodukt bei der Stickstoffelimination auf. Die Oxidation von Ammonium zu Stickstoff erfolgt über die verfahrenstechnische Kombination der Nitrifikation und Denitrifikation.

Bei der Nitrifikation oxidiert der Ammoniumstickstoff (NH_4) in einem zweistufigen Prozess zunächst durch ammonium-oxidierende Bakterien zu Nitrit (NO_2) und anschließend durch nitrit-oxidierende Bakterien weiter zu Nitrat (NO_3). Aus den Reaktionsgleichungen in Abbildung 6 ist zu entnehmen, dass N_2O einerseits als Nebenprodukt während der Oxidation von Ammonium gebildet und andererseits als Endprodukt bei der autotrophen Denitrifikation, welche ebenfalls von den Nitrifikanten als weiterer Abbauweg durchgeführt wird, entsteht.

Die autotrophe Denitrifikation wird nur unter Stressbedingungen, wie hoher Nitritkonzentration und hohem Ammoniumangebot aktiviert. Einflussgrößen auf die vermehrte Bildung von N_2O durch die Nitrifikanten sind Belastungsschwankungen, Hochlastverfahren mit hohen Ammoniumkonzentrationen und -umsätzen, hohe Nitritkonzentrationen, Sauerstoffunterversorgung und Hemmstoffe (DWA 2022c).

Das während der Nitrifikation erzeugte Nitrat wird während der heterotrophen Denitrifikation zu elementarem Stickstoff reduziert. Bei unvollständiger Reduktion kann sich auch das Nebenprodukt N_2O in der wässrigen Phase akkumulieren, wobei die bekannten Einflussgrößen Rest-Sauerstoffgehalt, chemischer Sauerstoffbedarf (CSB) bzw. das CSB/N-Verhältnis, Änderungen der Milieubedingungen (Temperatur, pH-Wert) und Hemmstoffe sind (DWA 2022c).

Nach derzeitigem Kenntnisstand ist bei der anaeroben Ammoniumoxidation zur gezielten Stickstoffelimination von Prozesswässern der Klärschlammmentwässerung keine N_2O -Bildung zu erwarten (DWA 2022c).

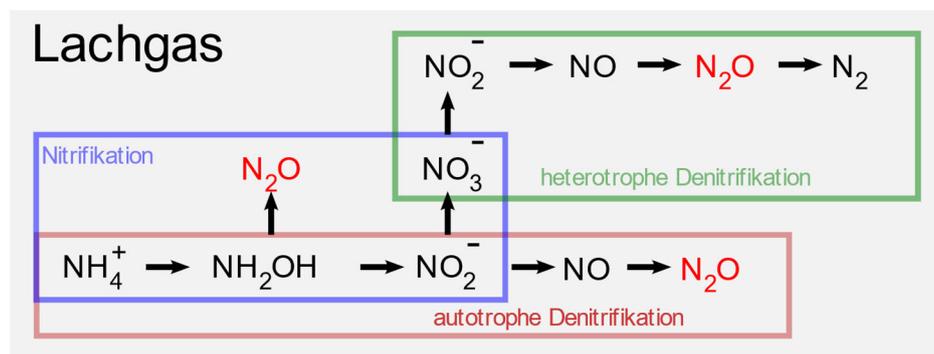


Abbildung 6: Vereinfachte Reaktionsgleichungen zur Bildung von Lachgas aus der Abwasser- und Klärschlammbehandlung (nach Beier (2015) in DWA (2022c))

Methan (CH_4)

Methan entsteht unter anaeroben Bedingungen aus dem Abbau von organischem Material aus Abwasser und den bei der Abwasserbehandlung anfallenden Klärschlämmen. Sukzessive wird das organische Material über den mikrobiellen Abbau in vier Schritten von der Hydrolyse, Acido-, Aceto- bis hin zur Methanogenese abgebaut. Die Methanbildung kann sowohl über die Verstoffwechslung von Essigsäure als auch von Kohlenstoffdioxid und Wasserstoff erfolgen (vgl. Abbildung 7).

Das entstehende Faulgas setzt sich aus den Hauptbestandteilen Methan und Kohlenstoffdioxid zusammen, wobei die Zusammensetzung im Wesentlichen von den Anteilen an Proteinen, Kohlenhydraten und Fetten abhängt.

Die potentiellen Emissionsquellen schließen die Verfahrensschritte ein, in denen ein anaerober Abbau von Organik stattfindet. Der Betrieb der Faulung zielt neben der Klärschlammstabilisierung auch auf die Faulgasproduktion zur Verwertung in Blockheizkraftwerken ab.

Im Wesentlichen sind Methanemissionen aus der Faulung einschließlich der nachgelagerten Klärschlammbehandlung (wie Lagerung des stabilisierten Klärschlammes im Schlammstapelbehälter, Klärschlamm entwässerung und -lagerung) zu erwarten. Das erzeugte Faulgas wird der Speicherung und anschließenden Verwertung im Blockheizkraftwerk zugeführt, sodass sich die Methanemissionen v. a. auf den Austritt an der Schlammtasche am Kopf der Faulbehälter, den Methanschluß der Blockheizkraftwerke, die Verschleppung mit dem Faulschlamm in die weitere Klärschlammbehandlung und der dortigen Ausgasung aufgrund der Reduzierung der Löslichkeit sowie Nachgärungsprozesse belaufen.

In geringerem Maße können Methanemissionen ebenfalls in weiteren Verfahrensschritten auftreten. Unter anaeroben Bedingungen kann bereits in der Kanalisation Methan in erheblichem Ausmaß gebildet und somit in die Kläranlage als gelöstes Methan eingetragen werden. Im Zulauf, Rechen- bzw. Sandfang und Belebungsbecken begünstigen Turbulenzen im Abwasserweg die Ausstrippung des gelösten Methans. Zudem können ungünstige Milieubedingungen in der Vorklärung oder auch in der Rohschlammeindickung auftreten, die zu Methanemissionen führen.

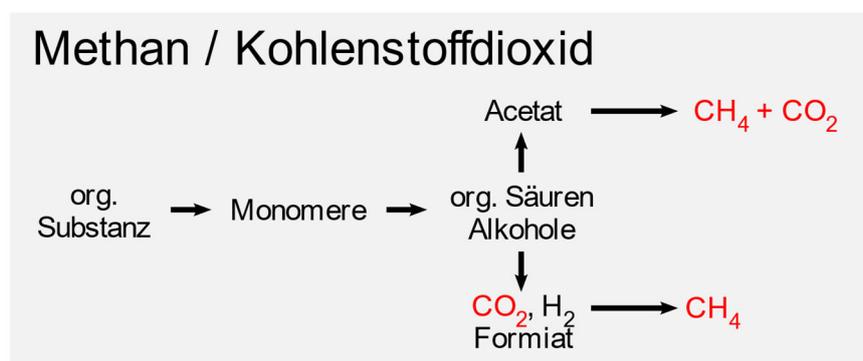


Abbildung 7: Vereinfachte Reaktionsgleichungen zur Bildung von direkten Methan- und Kohlenstoffdioxid-Emissionen aus der Abwasser- und Klärschlammbehandlung (nach Beier (2015) in DWA (2022c))

Kohlenstoffdioxid (CO₂)

Kohlenstoffdioxid bildet sich sowohl beim Abbau von organischen Verbindungen unter aeroben und anoxischen Bedingungen in der biologischen Stufe als auch in der Faulung unter anaeroben Bedingungen als Bestandteil des Faulgases.

Beim aeroben Abbau in der biologischen Abwasserbehandlung wird organisches Material beim Energiestoffwechsel (Dissimilation) abgebaut, während beim Baustoffwechsel (Wachstum/Assimilation) kein CO₂ freigesetzt wird.

Sowohl beim aeroben als auch anaeroben Abbau sind diese direkten Kohlenstoffdioxid-Emissionen aus biogenem Ursprung, sodass diese nach den Ausführungen der DWA (2022c) keine Berücksichtigung in der Erstellung von CO₂e-Bilanzen finden.

4.1.2 Lachgasemissionen bei der Abwasser- und Klärschlammbehandlung

Die Emission von Lachgas ist v. a. in Verfahrensschritten der Abwasserbehandlung mit Turbulenz durch Mischung, Umwälzung oder Belüftung zu erwarten. Neben der Stickstoffelimination in der Belebungsstufe und bei der Prozesswasserbehandlung können auch in Kanalisation, Sandfang, Vorklärung, Nachklärung, Schlamm Speicher und Faulbehälter Lachgas gebildet werden. Dies ist jedoch nur der Fall, sofern Sauerstoff in die Verfahrensstufe eingetragen wird (Nitrifikation) oder Nitrit bzw. Nitrat vorhanden sind (Denitrifikation) (Kampschreur *et al.* 2009; DWA 2022c).

In einer Kläranlage mit optimiertem Anlagenbetrieb wird außerhalb der Belebungsstufe und der Prozesswasserbehandlung kein Lachgas gebildet, sondern lediglich emittiert.

Lachgasemissionen sind deutlich abhängig von der anlagenspezifischen Verfahrenstechnik, sodass sie nicht konstant, sondern räumlich und zeitlich dynamisch – gekoppelt an den biologischen Stickstoffabbau – anfallen (DWA 2022c).

Abwasserbehandlung

Sandfang und Vorklärung

Im Rahmen der Literaturrecherche konnten keine Angaben zu Lachgasemissionen aus dem Sandfang und der Vorklärung gefunden werden. Einzelne Veröffentlichungen deuten darauf hin, dass auch in diesen Verfahrensschritten Lachgasemissionen freigesetzt werden (DWA 2022c).

Belebungsbecken

Die Bildung von Stickstoff und Kohlenstoffdioxid bei der biologischen Abwasserbehandlung ist unvermeidbar, wobei Lachgas nur unter ungünstigen Betriebsbedingungen gebildet wird.

Nach der AbwV (2017) sind in Abhängigkeit der Größenklasse unterschiedliche Reinigungsanforderungen an das Abwasser für die Einleitung in das Gewässer einzuhalten. Dies bedeutet für die Stickstoffelimination im Hauptstrom i. d. R. die Umsetzung einer Nitrifikation oder die Verfahrenskombination aus Nitrifikation/Denitrifikation.

Zahlreiche Untersuchungen befassen sich mit der Bildung von Lachgas in Belebungsbecken, wobei die Vielzahl an Anlagenkonfigurationen, spezifischen Randbedingungen, eingesetzten Messmethoden zur Probenahme, Analytik und Bilanzierung die Identifikation von maßgeblichen Einflussgrößen für den direkten Vergleich von Messergebnissen aus diversen Studien erschwert.

Je nach Belegungstyp (vgl. Abbildung 8) und Reinigungsziel beeinflussen unterschiedliche Einflussgrößen die Höhe der Lachgasemissionen. Grundlegend ist die Verteilung von Lachgas zwischen Gas- und Flüssigphase abhängig von der Lachgas-Konzentration (Partialdruck in der Abluft) und von der Abwassertemperatur. Die wesentlichen Einflussgrößen auf die Bildung und Freisetzung von Lachgas aus der biologischen Abwasserbehandlung im Hauptstrom können spezifische Randbedingungen im Betrieb des Belebungsbeckens und verfahrenstechnische Aspekte umfassen. Insgesamt entsteht Lachgas grundsätzlich beim unvollständigen, mikrobiellen Abbau der Denitrifikation und Nitrifikation. Eine detaillierte Zusammenstellung von wesentlichen Einflussgrößen auf die Bildung von Lachgas in Belebungsbecken ist in Tabelle 6 dargestellt.

Während der Denitrifikation begünstigen beispielsweise CSB-Stöße, ein ungünstiges Verhältnis von CSB/N, plötzliche Änderungen der Temperatur und des pH-Werts sowie Hemmstoffe die Lachgasbildung.

Bei der Nitrifikation entsteht Lachgas bei ungünstigen O₂-Konzentrationen, hohen Nitritkonzentrationen, Belastungsschwankungen und hohen Ammonium-Umsatzleistungen (DWA 2017). Die O₂-Konzentration spielt sowohl bei der Denitrifikation und Nitrifikation als auch im Übergang von Nitrifikations- zu Denitrifikationsbecken eine wichtige Rolle. Geringe Konzentration von gelöstem Sauerstoff begünstigen nicht nur die Denitrifikation und die biologische Phosphorelimination, sondern sind auch essentiell zur Minimierung der Bildung von Lachgas bei der Denitrifikation. Nach DWA (2016) sollte die O₂-Konzentration im Zulauf zur Denitrifikationszone < 2 mg/l O₂ sein. Aboobakar *et al.* (2013) fanden die größten Emissionen direkt beim Eintritt des Abwassers in die anoxische Zone und beim letzten Kontakt mit der Belüftung (bei Ammonium-Konzentrationen < 0,5 mg/l).

Lachgas entsteht grundsätzlich bei einer unvollständigen Denitrifikation bzw. Nitrifikation. Nach Gruber *et al.* (2022) sind die genauen Gründe für eine instabile Nitrifikation und damit einhergehend die Nitritakkumulation nur teilweise bekannt. Grundsätzlich ist davon auszugehen, dass die größten Lachgasemissionen während der Belüftung im Belebungsbecken auftreten (Gruber *et al.* 2022; Ye *et al.* 2022) und damit die Nitrifikation die Hauptemissionsquelle von Lachgasemissionen ist.

Für die Denitrifikation hingegen finden sich gegensätzliche Aussagen, sodass die Lachgasemissionen aus Denitrifikationsprozessen einerseits vernachlässigbar (bei einer O₂-Konzentration von < 0,2 mg/l und ausreichend verfügbarem CSB) (Parravicini *et al.* 2015) und andererseits sogar höher als bei der Nitrifikation sein können (Gärtner *et al.* 2017).

Tabelle 6: Überblick über die wesentlichen Einflussgrößen auf die Bildung von Lachgas bzw. der Freisetzung von Lachgasemissionen bei der biologischen Abwasserbehandlung

Kategorie	Aspekt	Einfluss auf die Lachgasbildung bzw. Freisetzung von Lachgasemissionen
Betrieb der Belebung	Belastungsverhältnisse im Belebungsbecken	<ul style="list-style-type: none"> - Verdünnung des Zulaufs (Grundwasserinfiltration, Regenwetter) führt zu geringen Emissionen (Ye <i>et al.</i> 2022) - Tägliche als auch wöchentliche Dynamiken in Abhängigkeit der Belastungsverhältnisse und Änderungen der Abwasserzusammensetzung; erhöhte Lachgasemissionen bei zunehmender Stickstofffracht, während Nachtstunden (rückläufige Denitrifikation als Folge der Erhöhung des C/N-Verhältnisses), während Regenereignissen (erhöhte Belastung aufgrund Ausschwemmungen von Ablagerungen im Kanalnetz) (Parravicini <i>et al.</i> 2015) - Starke Schwankungen der Ammonium-Konzentration beeinflussen die Emissionen; Peaks von Ammonium führen zu kurzfristig erhöhten Lachgasemissionen (Kampschreur <i>et al.</i> 2009) - Hohe Ammonium-Konzentrationen führen zu erhöhten Ammonium-Oxidationsraten und damit Produktion von Zwischenprodukten (Ye <i>et al.</i> 2022) - Deutlicher Zusammenhang der Lachgasemission aus der Nitrifikation mit der zufließenden N- bzw. NH₄-N-Fracht im Tagesverlauf (Parravicini <i>et al.</i> 2015) - Mit Erhöhung der Belastungsverhältnisse (höhere NH₄-Konzentrationen) und zunehmender CSB-Raumbelastung sind höhere Wachstumsraten und die Verringerung des Schlammalters zu erwarten, wodurch sich bei der Nitrifikation die Lachgasbildung erhöht (außer Kläranlagen mit niedriger Zulaufkonzentration und hohem Fremdwasseranteil oder bei Regenwetter) (Parravicini <i>et al.</i> 2015)
	CSB/N-Verhältnis bzw. Substratlimitierung	<ul style="list-style-type: none"> - Zunahme des CSB/N-Verhältnisses kann eine Intensivierung der Lachgasemission fördern (Anstieg der N-Fracht, die nitrifiziert wird, weil die Inkorporierung von N in die neue Biomasse abnimmt; Reduktion des Denitrifikationspotentials und somit der N₂O-Reduktion); Lachgasemissionsfaktoren scheinen jedoch mehr von Stickstoffentfernung als vom CSB/N-Verhältnis abzuhängen (Parravicini <i>et al.</i> 2015) - Limitierung von Kohlenstoff hat starken Einfluss auf die Lachgasemissionen aufgrund von unvollständiger Denitrifikation (Foley <i>et al.</i> 2010; Ye <i>et al.</i> 2022); geringes CSB/N-Verhältnis limitiert die Denitrifikation und führt zu 5-mal höheren Lachgasemissionen bei Kläranlagen mit Denitrifikation/Nitrifikation (Ye <i>et al.</i> 2022); Akkumulation von Nitrat und Nitrit (Parravicini <i>et al.</i> 2015) - Geringe Konzentrationen an biologisch abbaubarer Organik erhöhen die Emissionen während der Denitrifikation; Untersuchungen von CSB/N (1,5, 2,5, 3,5 und 4,5) zeigten bei dem geringsten Verhältnis die höchsten Emissionen → Nitritakkumulation bei geringer Verfügbarkeit von CSB (Hanaki <i>et al.</i> 1992) in (Kampschreur <i>et al.</i> 2009) - Bei der Denitrifikation: Zugabe einer externen C-Quelle (Methanol, Ethanol) kann die Lachgasemissionen reduzieren; je nach Substrat in unterschiedlichem Ausmaß (Ye <i>et al.</i> 2022); in SBR-Reaktoren gegen Ende der anoxischen Phase kann die N₂O-Produktion ansteigen, sofern kein freier CSB mehr zur Verfügung steht (Itokawa <i>et al.</i> 2001) in (Parravicini <i>et al.</i> 2015)

Kategorie	Aspekt	Einfluss auf die Lachgasbildung bzw. Freisetzung von Lachgasemissionen
	Wirkungsgrad der Stickstoffentfernung	<ul style="list-style-type: none"> - Kläranlagen, die niedrige Ablaufwerte für Gesamtstickstoff ($< 10 \text{ g N/m}^3$) einhalten, zeigen tendenziell geringere und weniger variable Lachgasbildungsraten als jene, die nicht denitrifizieren → Rezirkulation hoher Volumenströme und große Beckenvolumina (Foley <i>et al.</i> 2010) in (DWA 2022c) - Bei Wirkungsgraden der Stickstoffelimination $> 92 \%$ sind Lachgasemissionen als gering anzunehmen (DWA 2022c) - Mit steigendem Wirkungsgrad der Stickstoffentfernung nimmt der N_2O-Emissionsfaktor ab (außer bei Kläranlagen mit simultan aerober Schlammstabilisierung, hohem Fremdwasseranteil oder bei Regenwetter) (Parravicini <i>et al.</i> 2015)
	Nitrit- bzw. Nitrat-Konzentration	<ul style="list-style-type: none"> - Vermehrte Lachgasbildung bei Nitritakkumulation für Belebungsanlagen mit Denitrifikation/Nitrifikation und P-Elimination (Ye <i>et al.</i> 2022) - Höhere Emissionen bei höheren Nitritkonzentrationen aufgrund von der Hemmwirkung auf die Reduktion von N_2O durch NO, NO_2^- oder HNO_2 (Foley <i>et al.</i> 2010) - Bei Konzentrationen zwischen $0,15 \text{ mg NO}_2\text{-N/l}$ und $0,35 \text{ mg NO}_2\text{-N/l}$ (einzelne Messstellen auch bei $1,5$ bis $3 \text{ mg/l NO}_2\text{-N}$ kein Einfluss bzw. Hemmwirkung auf die Lachgasbildung zu erkennen; bei Denitrifikation eindeutigen Zusammenhang zwischen Nitritkonzentration und Lachgasemission (Inaktivierung des Enzyms N_2O-Reduktase) (Parravicini <i>et al.</i> 2015) - Akkumulation von Nitrit begünstigt Lachgasemissionen (unvollständige Nitrifikation z. B. Auswaschen der Nitrifikanten bei zu niedrigem Schlammalter und niedrigen Temperaturen); vereinzelt nur saisonal auftretend (Gruber <i>et al.</i> 2022) - Bei der Nitrifikation führen erhöhte Nitritkonzentrationen zu einer verstärkten Denitrifikation (effektive Nitritreduktion zu N_2O) durch ammoniumoxidierende Bakterien (AOB) und bei der Denitrifikation zu einer geringeren Denitrifikationsrate und somit zur Akkumulation von NO und N_2O (Kampschreur <i>et al.</i> 2009) - Anstieg der Lachgasemissionen bei hohen Nitrat-Konzentrationen in anoxischer Zone (Tumendelger <i>et al.</i> 2019) - Korrelation von täglichen Lachgasemissionen mit Nitratlaufwerten aus der Biologie; bei Anlagen mit ganzjähriger, vollständiger Denitrifikation sind auch die Nitratlaufwerte niedriger (Gruber <i>et al.</i> 2022)
	Abwassertemperatur	<ul style="list-style-type: none"> - Kein eindeutiger Zusammenhang zwischen Abwassertemperatur und N_2O-Fracht in der Abluft; es wird vermutet, dass sich bei niedrigeren Abwassertemperaturen auch niedrigere Lachgasemissionen ergeben (Parravicini <i>et al.</i> 2015) - Höhere Lachgasemissionen von $10 \text{ }^\circ\text{C}$ bis $15 \text{ }^\circ\text{C}$ im Vergleich zu $15 \text{ }^\circ\text{C}$ bis $20 \text{ }^\circ\text{C}$ (Gruber <i>et al.</i> 2020) - Temperaturen höher als $25 \text{ }^\circ\text{C}$ in nitrifizierenden Belebtschlämmen ermöglichen, dass die NH_4-Oxidation schneller als die NO_2-Oxidation abläuft → Akkumulierung von NO_2 und somit Intensivierung der Lachgasemissionen (Gejlsbjerg <i>et al.</i> 1998; Helmer-Madhok 2004) in (Parravicini <i>et al.</i> 2015) - Die Löslichkeit von N_2O nimmt mit steigender Temperatur ab, sodass N_2O aus der flüssigen Phase in die Gasphase leichter übergeht → Erhöhung der Lachgasemissionen (Ye <i>et al.</i> 2022)

Kategorie	Aspekt	Einfluss auf die Lachgasbildung bzw. Freisetzung von Lachgasemissionen
		<ul style="list-style-type: none"> - Begünstigung der NH_4^+-Oxidation bei höheren Abwassertemperaturen → mehr NH_2OH und N_2O über den NH_2OH-Oxidationsweg gebildet (Gruber <i>et al.</i> 2020) in (Ye <i>et al.</i> 2022) - Tages- und jahreszeitliche Schwankungen der Abwassertemperatur beeinflussen das Wachstum und den Stoffwechsel der beteiligten Mikroorganismen → Höhere Lachgasemissionen im Sommer als im Winter (Ye <i>et al.</i> 2022)
	Belüftungsregelung/ Sauerstoffkonzentration	<ul style="list-style-type: none"> - Schwankungen der Sauerstoffkonzentration traten oft mit Änderung der Belastungsverhältnisse auf; tendenziell verschärfen niedrige Konzentrationen (0,25 mg/l O_2) bei der Denitrifikation die Lachgasemissionen, da die Produktion des Enzyms N_2O-Reduktase sehr empfindlich gegenüber O_2 ist (günstiger Bereich zwischen 0,3 und 1 mg/l O_2); keine finale Bewertung möglich (Parravicini <i>et al.</i> 2015) - Die Messergebnisse haben gezeigt, dass die N_2O-Produktion sowie -Emission hauptsächlich während der belüfteten Intervalle stattfinden, so lange Ammonium im Belebtschlamm vorliegt; sobald Ammonium weitgehend oxidiert ist, sinkt die emittierte N_2O-Emission rasch (Parravicini <i>et al.</i> 2015) - Signifikanter Zusammenhang mit der Konzentration an gelöstem Sauerstoff, jedoch innerhalb von 1,5 bis 2 mg/l keine signifikante Beeinflussung auf Lachgasemissionen bei Belebungsanlagen mit Denitrifikation/Nitrifikation; für SBR-Anlagen: geringe Sauerstoffkonzentrationen fördern die N_2O-Bildung und Zyklen mit langen Belüftungsphasen zeigen die höchsten Emissionen (Ye <i>et al.</i> 2022) - Negative Korrelation mit der Konzentration an gelöstem Sauerstoff zwischen 0,5 und 2,5 mg/l (Aboobakar <i>et al.</i> 2013) - Geringe O_2-Konzentrationen von < 1 mg/l führen zu höheren Lachgasemissionen, wobei die autotrophe Denitrifikation vermutlich verantwortlich ist für erhöhte Lachgasemissionen aufgrund Sauerstofflimitierung (Kampschreur <i>et al.</i> 2009) - Bei der Nitrifikation: geringere O_2-Konzentrationen erhöhen im Allgemeinen die Lachgasemissionen; allerdings wurden in Laborversuchen auch gegensätzliche Ergebnisse aufgezeigt, vgl. Ye <i>et al.</i> (2022) - Bei der Denitrifikation: Sauerstoff hemmt die Synthese und Aktivität der Enzyme bei der Denitrifikation → geringe N_2O-Reduktion → Akkumulation von N_2O (Kampschreur <i>et al.</i> 2009; Ye <i>et al.</i> 2022) - Abnahme der Lachgasemissionen bei kürzeren Belüftungsintervallen (Tumendelger <i>et al.</i> 2019) - Intermittierende und kontinuierliche Belüftung der Nitrifikation führt innerhalb eines Zyklus zwar zu unterschiedlich hohen Lachgasemissionen; über einen längeren Zeitraum gemittelt sind diese jedoch identisch (Gärtner <i>et al.</i> 2017) - Emissionen hauptsächlich aus belüfteter Zone mit deutlicher Zunahme zu Beginn der aeroben Zone hin zur anoxischen Zone für Belebungsanlagen mit Denitrifikation/Nitrifikation und P-Elimination (Ye <i>et al.</i> 2022)
	pH-Wert	<ul style="list-style-type: none"> - Denitrifizierende Belebungsbecken: pH-Werte < 7 sind zur Verringerung der Lachgasemissionen zu vermeiden; direkter Einfluss auf die Konzentration von NH_3 (tatsächliches Substrat für AOB) (Parravicini <i>et al.</i> 2015)

Kategorie	Aspekt	Einfluss auf die Lachgasbildung bzw. Freisetzung von Lachgasemissionen
	Akkumulation von Zwischenprodukten und Schwermetallen	<ul style="list-style-type: none"> - Nitrifikation: Anstieg von Lachgasemissionen bei Akkumulation von Nitrit, Nitrat, NH_3, NH_2OH und NO (Ye <i>et al.</i> 2022) - $\text{Fe}^{2+}/\text{Fe}^{3+}$ können während der Nitritation die Produktion von Zwischenprodukten (z. B. NH_2OH and NO_2^-) und damit die Bildung von N_2O fördern (Schreiber <i>et al.</i> 2012) in (Ye <i>et al.</i> 2022)
	Mikroorganismen	<ul style="list-style-type: none"> - Korrelation der Lachgasemissionen mit zunehmender Abundanz von AOB und geringer Abundanz von N_2O-reduzierenden Bakterien; AOB dominieren bei höheren Konzentrationen an NO_3^- und NO_2^- für Belebungsanlagen mit Denitrifikation/Nitrifikation (Ye <i>et al.</i> 2022)
Verfahrenstechnik	Art der N-Entfernung (allgemein)	<ul style="list-style-type: none"> - Unter den Verfahrenskonfigurationen der vorgeschalteten Denitrifikation, intermittierenden bzw. simultanen Denitrifikation und Kombinationen scheint der intermittierende Betrieb zu den geringsten Lachgasemissionen zu führen (Parravicini <i>et al.</i> 2015) - Kein direkter Einfluss des verfahrenstechnischen Prozesses auf den Emissionsfaktor von Lachgas; nur bei Festbettsystemen jeweils hohe Emissionsfaktoren; tendenziell zeigen Kläranlagen mit Denitrifikation (höhere N-Elimination) geringere Lachgasemissionen als nitrifizierende Anlagen und Anlagen, die nur Kohlenstoff eliminieren (Gruber <i>et al.</i> 2022)
	Simultane Schlammstabilisierung vs. Faulung	<ul style="list-style-type: none"> - Simultane Schlammstabilisierung erzielt tendenziell etwas niedrigere Lachgasemissionen als bei Anlagen mit Faulung (mehr CSB verfügbar für die N-Elimination und deutlich höheres Schlammalter sorgt für niedrige Wachstumsraten der AOB) (Parravicini <i>et al.</i> 2015) - Bei Kläranlagen (< 30.000 EW) mit simultan aerober Schlammstabilisierung (bei ausreichender Sauerstoffversorgung, keine Totzonen etc.) sind die Lachgasemission geringer (DWA 2022c) - Abzug von Primärschlamm aus der Vorklärung zur Erhöhung der Faulgasausbeute in der Faulung kann zur Verringerung des CSB/N-Verhältnisses führen → ggf. nicht ausreichend für vollständige Denitrifikation (DWA 2022c)
	SBR-Anlagen	<ul style="list-style-type: none"> - Höhere Lachgasemissionen bei SBR-Anlagen zu Beginn des Zyklus aufgrund höherer NH_4-Konzentrationen oder Beschickung während Denitrifikationsphase (Parravicini <i>et al.</i> 2015)
	Zweistufige Anlagen	<ul style="list-style-type: none"> - Höhere CSB-Raumbelastung bei zweistufigen als bei einstufigen Belebungsanlagen → höhere Lachgasemissionen (Parravicini <i>et al.</i> 2015) - Niedrigere Lachgasemissionen bei zweistufiger Anlage mit Prozesswasserbehandlung als einstufige Belebungsanlage (Weissenbacher <i>et al.</i> 2013) in (Parravicini <i>et al.</i> 2015)
	Rückbelastung mit Prozesswasser	<ul style="list-style-type: none"> - Stoßartige Rückführung von Ammonium aus dem Prozesswasser der Klärschlammwässerung in die Belebungsanlage; bei Kläranlagen mit Faulung kann durch Erhöhung der zu nitrifizierenden N-Fracht und Erhöhung des CSB/N-Verhältnisses zu vermehrter N_2O-Produktion führen (Parravicini <i>et al.</i> 2015)

Angaben zu Lachgasemissionen aus Belebungsbecken aus großtechnischen Kläranlagen, unabhängig von der Verfahrensvariante, sind in Tabelle 7 zusammengefasst dargestellt.

Zudem finden sich weitere Veröffentlichungen, die wiederum andere Bezugsgrößen verwenden, wodurch die Vergleichbarkeit erschwert wird. Beispielsweise beziffern Gärtner *et al.* (2017) auf Basis von Untersuchungen an 10 Kläranlagen der GK 4 und GK 5 in Deutschland die Lachgasemissionen der Denitrifikation mit rd. $3,6 \cdot 10^{-4}$ g N₂O/(E·h) und der Nitrifikation mit rd. $2,2 \cdot 10^{-4}$ g N₂O/(E·h). Schouten *et al.* (2013) zeigten, dass sich Lachgasemissionen auf einer Kläranlage mit vorgeschalteter Denitrifikation im Herbst von $0,67 \pm 0,72$ g N₂O/(m²·d) im Herbst auf $0,31 \pm 0,29$ g N₂O/(m²·d) im Winter verringern.

Tabelle 7: Literaturzusammenstellung zu Lachgasemissionen aus Belebungsbecken

Lachgasemissionen	Bemerkungen	Literatur
0 - 95 %	Literaturzusammenstellung aus Belebungsbecken; bezogen auf die Stickstofffracht für Untersuchungen im Labormaßstab	(Kampschreur <i>et al.</i> 2009)
0 - 14,6 %	bezogen auf die Stickstofffracht für Untersuchungen in der Großtechnik	
0,001 - 4,27 %	Literaturzusammenstellung aus Belebungsbecken; bezogen auf Stickstofffracht aus großtechnischen Kläranlagen (international)	(Tumendelger <i>et al.</i> 2019)
0,018 - 4 %	Stickstoffelimination	(Ye <i>et al.</i> 2022)
0,068 - 3,4 %	Stickstoffelimination mit P-Elimination	
0,36 - 1,8 %	nur aerobe Behandlung (konventionell) Literaturzusammenstellung aus Belebungsbecken; jeweils bezogen auf Stickstofffracht	
0,002 % und 1,52 (Ø 0,16 %)	bezogen auf die Stickstofffracht im Zulauf von Kläranlagen	(DWA 2022c)
0,00016 - 0,12 kg N ₂ O/kg N	Literaturzusammenstellung aus großtechnischen, häuslichen Kläranlagen; bezogen auf den Zulauf	(IPCC 2019)
0,00002 - 0,0240 kg N ₂ O-N/kg N	Literaturzusammenstellung aus Belebungsbecken; mittlere N ₂ O-Emissionensfaktoren bezogen auf die Stickstofffracht im Zulauf	(de Haas und Andrews 2022)
0,065 - 16,2 kg CO ₂ e/kg N _{denitri}	Einordnung der biologischen Abwasserbehandlung (am wahrscheinlichsten: 4,9 kg CO ₂ e/kg N _{denitri}); Abschätzung über (0,01 - 2,5) % des TKN im Zulauf als N ₂ O-N emittiert und 75 % bei Nitrifikation und Denitrifikation abgebaut	(de Haas <i>et al.</i> 2014)

Wie auch bei der Identifikation der Einflussgrößen wird eine Zusammenstellung von Literaturangaben sowohl aufgrund unterschiedlicher Anlagenkonfigurationen und standort-spezifischer Randbedingungen als auch der Inhomogenität der verwendeten Bezugsgrößen, erschwert. Einige Publikationen, beispielsweise von Parravicini *et al.* (2015), IPCC (2019), de Haas und Andrews (2022), Ye *et al.* (2022) und DWA (2022c), enthalten bereits mehr oder weniger umfangreiche und aktuelle Zusammenstellungen von Literaturangaben.

In Abbildung 8 sind die Emissionsfaktoren aus den zuvor genannten Publikationen nach Verfahrensvarianten aufgelistet. Insgesamt zeigt sich aus diesen Literaturzusammenstellungen eine große Spannweite von 0 bis 20 % der Stickstoffzulauf (ausgenommen die Zusammenstellung von Kampschreur *et al.* (2009) für Untersuchungen im Labormaßstab).

Eine grundlegende Aussage hinsichtlich typischer Größenordnungen für bestimmte Verfahrensvarianten anhand von Literaturangaben ist aufgrund standortspezifischer Randbedingungen und fehlender Standardisierung der Messmethoden in den aktuellen Veröffentlichungen nicht möglich.

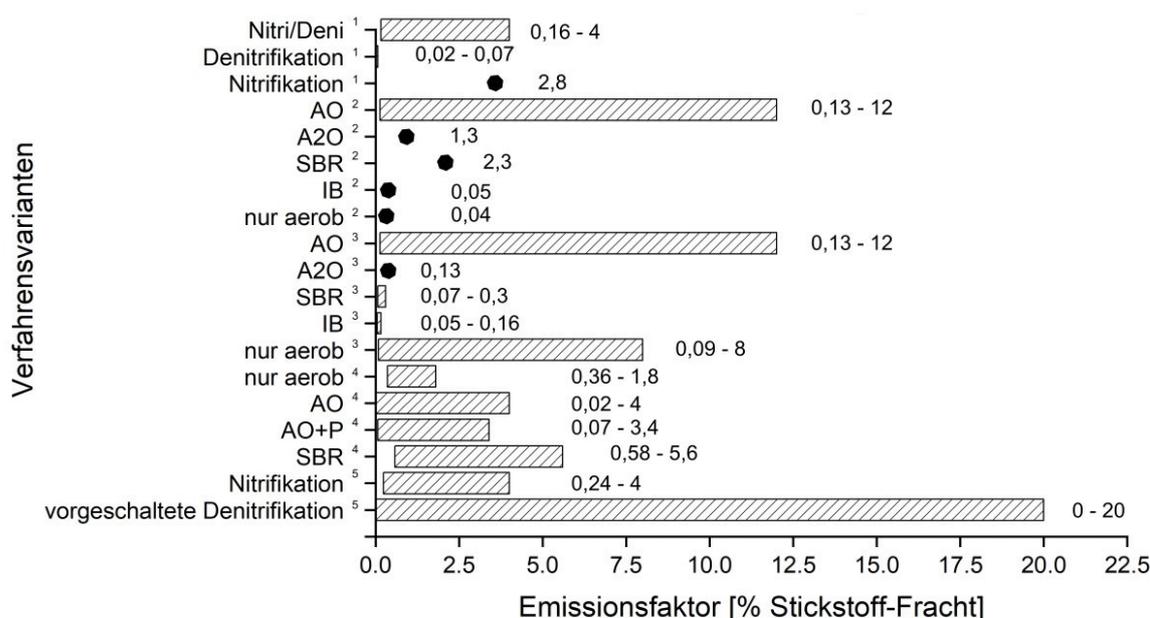


Abbildung 8: Zusammenfassung von Literaturangaben zu Emissionsfaktoren von Lachgas bezogen auf die Stickstofffracht im Zulauf aufgeteilt nach Verfahrensvarianten in der Belebung (Punkte: einzelne Publikationen; Balken: mehrere Publikationen) (Bezeichnung wie in den Originalpublikationen - AO: anoxisch/oxisch; A2O: anaerob-anoxisch-oxisch; SBR: sequencing batch reactor; IB: intermittierende Belüftung; AO+P: anoxisch/oxisch + P-Elimination) (1 - Parravicini *et al.* (2015), 2 - IPCC (2019), 3 - de Haas und Andrews (2022), 4 - Ye *et al.* (2022) und 5 - DWA (2022c))

Nachklärung

Einzelne Veröffentlichungen deuten darauf hin, dass auch in der Nachklärung Lachgas emittiert wird (DWA 2022c; Gruber *et al.* 2022). Im Rahmen der Literaturrecherche konnten jedoch keine Angaben zu Messergebnissen gefunden werden. Potentielle Lachgasemissionen aus der Nachklärung stehen vermutlich im Zusammenhang mit einem unvollständigen Stickstoffabbau im Belebungsbecken.

Prozesswasserbehandlung

Auf Kläranlagen werden Verfahren zur Fest-Flüssig-Trennung sowohl zur Eindickung (z. B. vor der anaeroben Schlammstabilisierung) als auch zur Verringerung des Schlammvolumens (z. B. Klärschlamm entwässerung) eingesetzt. Während das Schlammwasser aus der Eindickung des Überschussschlammes der Qualität des Kläranlagenablaufs ähnelt, ist das Schlammwasser aus der Klärschlamm entwässerung wesentlich höher mit Ammonium, gelöstem CSB und Phosphat belastet. Die Rückbelastung aus der Entwässerung beträgt i. d. R. zwischen 10 % und 20 % der Stickstofffracht im Kläranlagenzulauf (DWA 2016).

Für die Betrachtung von Lachgasemissionen ist entsprechend die gezielte Stickstoffelimination aus Schlammwässern der anaeroben Schlammstabilisierung von großem Interesse. Die hier angewendeten Verfahren umfassen die Nitrifikation/Denitrifikation, Nitritation, Denitritation und Deammonifikation, die auf biologischen Prozessen zur Stickstoffumsetzung basieren (DWA 2019). Die Prozesswasserbehandlung nach der Klärschlamm entwässerung ist als Behandlung im Nebenstrom anzusehen, sodass aufgrund der höheren Stickstoffkonzentrationen, der hohen Umsatzraten und ggf. der gezielten Entstehung von Nitrit mit höheren Lachgasemissionen im Vergleich zur Behandlung im Hauptstrom zu rechnen ist (DWA 2022c).

Die Stickstoffelimination mittels Deammonifikation erfolgt in einem zweistufigen Abbau über Nitritation und den Anammox-Schritt, wobei nach DWA (2022c) beim Anammox-Umsatz nach aktuellem Kenntnisstand keine direkten Lachgasemissionen entstehen. Bei diesen Schritten werden entsprechend nur die Nitritation und die Denitrifikation für die Bildung von Lachgasemissionen betrachtet, welche insgesamt eine große Schwankungsbreite aufweisen und stark verfahrensabhängig sind.

Untersuchungen von Weissenbacher *et al.* (2012) zeigen für den Deammonifikationsprozess, dass einerseits Änderungen des pH-Werts und der Sauerstoffkonzentrationen keinen Einfluss auf die Lachgasemissionen haben und andererseits eine Akkumulation von Nitrat zu erhöhten Lachgasemissionen führt. Es wird zudem darauf hingewiesen, dass Verfahren mit vollständiger oder partieller Nitritation mehr Lachgas emittieren als die Verfahrenskombination Nitrifikation und Denitrifikation.

Sowohl Parravicini *et al.* (2015) als auch Ye *et al.* (2022) halten fest, dass bei der Prozesswasserbehandlung mittels Nitritation höhere Lachgasemissionen als bei der Nitrifikation im Belebungsbecken gemessen wurden. Dies ist auf die vergleichsweise hohe Ammonium- und Nitrit-Konzentration zurückzuführen, die die Bildung von Lachgas fördern.

Eine Zusammenstellung von Literaturangaben zu Lachgasemissionen bei Verfahren zur Prozesswasserbehandlung ist in Tabelle 8 aufgelistet.

Wie auch bei den Ausführungen zu Lachgasemissionen aus Belebungsbecken sind die angegebenen Werte(-bereiche) beeinflusst durch standortspezifische Randbedingungen und fehlender Standardisierung der Messmethoden, sodass eine grundlegende Aussage hinsichtlich Größenordnung von Lachgasemissionen einzelner Verfahrensvarianten nur schwer möglich ist.

Tabelle 8: Literaturzusammenstellung zu Lachgasemissionen bei der Prozesswasserbehandlung

Variante	Lachgasemissionen	Bemerkungen	Literatur
Hochlaststufe (Teilstrom- behandlung)	0,001 - 14,6 %	Emissionsfaktoren aus Literaturangaben; bezogen auf TKN im Zulauf	(DWA 2022c)
	0,06 - 25,3 %	bezogen auf denitrifizierten Stickstoff	
Deammonifikation	0,9 - 1,3 %	der gesamten behandelten Stickstofffracht aus dem Prozesswasser (Pilotanlage)	(Weissenbacher <i>et al.</i> 2012)
Nitritation	1,7 %	bezogen auf die Stickstofffracht; aus dem Nitritationsreaktor	(Kampschreur <i>et al.</i> 2008)
Anammox	0,6 %	bezogen auf die Stickstofffracht (und 0,003 % NO); aus dem Anammoxreaktor Kläranlage in den Niederlanden (Online-Messung über 4 Tage)	
Nitritation	2,6 - 2,9 % N ₂ O/NH ₄ ,oxidiert	Labormaßstab (> 2 mg/l O ₂ und stabile t _{rs} und Ammoniumfracht); vollständige Nitrifikation zum Vergleich: (0,7 - 1,3) % bei Nitratpeak	(Schneider <i>et al.</i> 2013) in (DWA 2022c)
Partielle Nitritation/ Anammox	0,17 - 3,9 %	Literaturzusammenstellung; bezogen auf Stickstofffracht (in einem Reaktor)	(Ye <i>et al.</i> 2022)
Partielle Nitritation/ Anammox bzw. Nitritation/Denitratation	2,3 - 7,6 %	bezogen auf Stickstofffracht (in zwei Reaktoren)	
Schlammwasser	Winter/Sommer 0,0117 ± 0,005 mg N ₂ O/m ³ / 0,0151 ± 0,005 mg N ₂ O/m ³ ; 1,14 ± 0,086 mg N ₂ O/m ³ / 0,350 ± 0,150 mg N ₂ O/m ³	zwei untersuchte Kläranlagen in Japan (mit bzw. ohne Faulung); N ₂ O-Emissionsfaktoren aus der Entwässerung bezogen auf den Zulauf	(Oshita <i>et al.</i> 2014)

Klärschlammbehandlung

Wenngleich grundsätzlich aus den einzelnen Verfahrensschritten der Klärschlammbehandlung auch Lachgas emittiert werden kann, finden sich hierzu nur einzelne Angaben in der Literatur. So berichten Gärtner *et al.* (2017) von Lachgasemissionen aus Voreindickern, Faulbehältern und Faulschlammeindickern, wobei die Emissionen von Lachgas im Vergleich zu Methan eine höhere Schwankungsbreite (mit Ausnahme von Faulbehältern und Faulschlamm-Stapelbehälter) aufweisen.

Eine Zusammenstellung zu Lachgasemissionen aus einzelnen Verfahrensschritten der Klärschlammbehandlung ist in Tabelle 9 dargestellt. Die aufgelisteten Publikationen berichten von unterschiedlichsten Verfahrensschritten der Klärschlammbehandlung (von Eindickung bis Lagerung von Faulschlamm).

Ein direkter Vergleich und eine grundlegende Verallgemeinerung von Lachgasemissionen einzelner Verfahrensschritte ist aufgrund unterschiedlicher Bezugsgrößen, unterschiedlicher Messmethoden und der geringeren Anzahl an Untersuchungen nicht zielführend.

Tabelle 9: Literaturzusammenstellung zu Lachgasemissionen aus einzelnen Verfahrensschritten der Klärschlammbehandlung (PS: Primärschlamm; ÜSS: Überschussschlamm)

Variante	Lachgasemissionen	Bemerkungen	Literatur
Eindicker	$\sim 0,3 \cdot 10^{-4} / \sim 1,1 \cdot 10^{-4}$ g CO ₂ e/(E·h)	PS-Schlammeindicker/ ÜSS-Schlammeindicker	(Gärtner <i>et al.</i> 2017)
Faulung	$\sim 0,5 \cdot 10^{-4}$ g CO ₂ e/(E·h) $\sim 1,2 \cdot 10^{-4} / \sim 0,1 \cdot 10^{-4}$ g CO ₂ e/(E·h)	Faulbehälter Faulschlammindicker/ Faulschlamm-Stapelbehälter (10 Kläranlagen GK 4 und GK 5 in Deutschland)	
Schlamm Speicher- behälter	$1,7 \cdot 10^3$ g N ₂ O/a 3,1 g N ₂ O/(m ² ·d)/0,13 - 0,28 g N ₂ O/(m ² ·d)	Gesamtemissionen aus Schlamm Speicherbehälter für eine Kläranlage in den Niederlanden (ohne Faulung) an der belüfteten Oberfläche/mind. für einen Tag belüftet	(Czepiel <i>et al.</i> 1995)
Schlamm silo	2,2 ppm N ₂ O 2,7 ppm N ₂ O	direkte Emissionen für Kläranlagen in Spanien (ohne Faulung) (für zweite Kläranlage nicht bestimmt); Zulauf zum Silo bzw. vollgefülltes Silo	(Lorenzo-Toja <i>et al.</i> 2016)
Bandfilter	27/43 mg N ₂ O/m ³ behandeltes Abwasser (Sommer/Winter)	nur auf einer Kläranlage gemessen: < 2,0 ppm N ₂ O bzw. 2,1 ppm N ₂ O in der Raumabluft und 4,7 ppm N ₂ O im Innenraum	
Abluft Entwässerungs- gebäude	$14,1 \pm 5,2$ mg N ₂ O/m ³ (in Winter und Sommer) (Ø $7,0 \pm 2,6$ mg N ₂ O/m ³) bzw. $33,3 \pm 7,41/23,1 \pm 4,3$ mg N ₂ O/m ³ (Ø $28,2 \pm 5,8$ mg N ₂ O/m ³)	zwei untersuchte Kläranlagen in Japan (mit/ohne Faulung); N ₂ O-Emissionsfaktoren aus der Entwässerung bezogen auf den Zulauf (Winter/Sommer)	(Oshita <i>et al.</i> 2014)
Lagerung von Faulschlamm	0,14 g N ₂ O/(m ² ·d), 49,57 g N ₂ O/(m ² ·a) (M) 0,08 g N ₂ O/(m ² ·d), 28,67 g N ₂ O/(m ² ·a) (MC) 0,36 g N ₂ O/(m ² ·d), 5,37 g N ₂ O/(m ² ·a) (TC)	Methanemissionen über ein Jahr in Schweden; Vergleich von mesophil ausgefaultem, nicht abgedecktem (M) bzw. abgedecktem (MC) Faulschlamm sowie thermophil ausgefaultem abgedecktem Faulschlamm (TC) - (tägliches Mittelwert/kumuliert)	(Willén <i>et al.</i> 2016)

Gesamte Kläranlage

Nach DWA (2022c) können die Lachgasemissionen mittels einem einwohnerspezifischen Emissionsfaktor, dem Anschlussgrad an die Kläranlage, einem Korrekturfaktor für Industrieabwasseranteile und der Gesamtbevölkerungszahl nach IPCC (2006) berechnet werden. Als Wertebereiche für Lachgasemissionen wird für Kläranlagen 0,0005 - 0,25 kg N₂O-N/kg N (Standardwert: 0,005 kg N₂O-N/kg N) bzw. 2 - 8 g N₂O/(E·a) (Standardwert: 3,2 g N₂O/(E·a)) in IPCC (2006) angegeben. Zuletzt wurden diese Werte in IPCC (2019) für Kläranlagen mit Belebungsstufe auf 0,00016 - 0,045 kg N₂O-N/kg N (Standardwert: 0,016 kg N₂O-N/kg N) aktualisiert.

Zur überschlägigen Ermittlung der Lachgasemissionen aus der Abwasserbehandlung wird der Emissionsfaktor von IPCC (2006) für die Abschätzung des landesweiten Treibhausgas-Inventars vom Umweltbundesamt eingesetzt (Gärtner *et al.* 2017; DWA 2022c). Die standardisierten Emissionsfaktoren gelten jedoch als nicht belastbar und übertragbar, sodass für jede Kläranlage eine individuelle Einordnung, ggf. Messungen, erforderlich sind, wenn anlagenspezifische Emissionen betrachtet werden sollen. Dies liegt zum einen an der unterschiedlichen Abwasserbeschaffenheit an den verschiedenen Standorten sowie der unterschiedlichen Verfahrenstechnik und Betriebsweisen.

Auf Basis der vorherigen Ausführungen zu Lachgasemissionen aus den einzelnen Verfahrensschritten ist deutlich zu erkennen, dass die **Hauptemissionsquelle die biologische Abwasserbehandlung** ist. Wie bereits im Kapitel 4.2.1 (Belebungsbecken) ausgeführt, tragen sowohl die Nitrifikation als auch die Denitrifikation und, sofern vorhanden, die gezielte Stickstoffelimination aus dem Prozesswasser der Klärschlammmentwässerung maßgeblich zu den direkten Lachgasemissionen bei. Für die gesamte Kläranlage finden sich Literaturangaben zu Lachgasemissionen, die in Tabelle 10 zusammenfassend aufgelistet sind.

Neben den wesentlichen Einflussgrößen auf Lachgasemissionen bei der biologischen Abwasserbehandlung (vgl. Tabelle 6) gibt es einzelne Veröffentlichungen, die den Einfluss von Jahreszeiten auf die Lachgasemissionen der gesamten Kläranlage untersuchten. Dabei wurden für die Abhängigkeit der Lachgasemissionen von der Temperatur unterschiedliche Beobachtungen gemacht. Masuda *et al.* (2015) zeigte, dass die höchsten Emissionen in den Wintermonaten (~ 210 g CO₂e/m³) auftreten, mit rückläufigen Werten im Frühling und Sommer bis hin zu den geringsten Lachgasemissionen im Herbst (~ 40 g CO₂e/m³). Daelman *et al.* (2013) beschrieb für eine untersuchte Anlage höhere Lachgasemissionen in Abhängigkeit von der Abwassertemperatur, welche unterhalb von 15 °C deutlich angestiegen sind. Für eine weitere Anlage wurde hingegen (mit einem Bestimmtheitsmaß von 0,18) nur eine geringe Korrelation der Lachgasemission mit der Temperatur festgestellt.

Die Literaturrecherche zu Lachgasemissionen zeigt, dass zur Beurteilung der Lachgasemissionen einzelne Messungen nicht ausreichend sind und diese über einen längeren Zeitraum beobachtet und ausgewertet werden müssen (mehrere Woche anstatt nur wenige Tage nach (Parravicini *et al.* 2015)). Dies ermöglicht die Erfassung von Schwankungen der Lachgasemissionen und die Identifikation der Zusammenhänge mit Betriebsbedingungen.

Tabelle 10: Literaturzusammenstellung zu Lachgasemissionen der gesamten Kläranlage

Lachgasemissionen	Bemerkungen	Literatur
0,42 %	Kommunale Kläranlage aus dem Belebungsbecken; bezogen auf die Stickstofffracht im Zulauf; Herbst	(Daelman <i>et al.</i> 2013) in (DWA 2022c)
6,1 %	bezogen auf die Stickstofffracht im Zulauf; Februar	
(< 0,1 - 5,2) % (0,1 - 5,9) %	Bezogen auf Stickstofffracht im Zulauf Bezogen auf die abgebaute Stickstofffracht 5 skandinavische Kläranlagen mittels Abwindmessungen ((0,4 - 5,7) kg N ₂ O/h)	(Delre <i>et al.</i> 2017)
(0,1 - 8,0) % (Ø 1,5 %)	Bezogen auf die Stickstofffracht; 14 Langzeitmesskampagnen auf verschiedenen Kläranlagentypen in der Schweiz	(Gruber <i>et al.</i> 2022)
(0,002 - 1,52) % (0,04 - 81) g N ₂ O/(E·a)	Acht Kläranlagen in Österreich; bezogen auf die Stickstofffracht im Zulauf (Mittelwert: 0,42 % N ₂ O-N/N _{Zulauf,KA} ; Median: 0,16 % N ₂ O-N/N _{Zulauf,KA}) Mittelwert: 21,1 g N ₂ O/(E·a); Median: 3,3 g N ₂ O/(E·a)	(Parravicini <i>et al.</i> 2015)
~ 5 g N ₂ O-N/(E·a)	Messungen an 10 Kläranlagen der GK 4 und GK 5 in Deutschland (ohne Sandfang und BioP-Elimination)	(Gärtner <i>et al.</i> 2017)
0,0276 kg N ₂ O/(E·a)	Untersuchungen der Kläranlagen des Emschersystems in Deutschland	(Grün <i>et al.</i> 2013)
0,393 g N ₂ O/m ³ Zulauf	Jahresmittelwert (mit (0,141, 0,675, 0,578 und 0,29) g N ₂ O/m ³ Zulauf im Herbst, Winter, Frühling und Sommer); Kläranlage in Japan	(Masuda <i>et al.</i> 2015)
39 kg N ₂ O-N/d 271 kg N ₂ O-N/d < 10 kg N ₂ O-N/d	Saisonaler Einfluss auf eine Kläranlage mit anaerober Klärschlammstabilisierung in den Niederlanden (Januar, März, Oktober/November)	(Daelman <i>et al.</i> 2013)

Zwischenfazit

Lachgas entsteht primär durch einen unvollständigen, mikrobiellen Abbau im Rahmen der Denitrifikation und Nitrifikation in der Belebungsstufe und, sofern vorhanden, der Prozesswasserbehandlung auf Kläranlagen. Grundsätzlich ist, bedingt durch die biologischen Prozesse, davon auszugehen, dass die Hauptemissionsquelle von Lachgasemissionen während der Belüftung im Belebungsbecken gegeben ist.

Bei der Denitrifikation hingegen finden sich teilweise widersprüchliche Aussagen in der Literatur, inwieweit hier Lachgasemissionen auftreten. Derzeit unklar sind die genauen Wirkungsmechanismen bei einer instabilen Nitrifikation, insbesondere bei denitrifizierenden Anlagen.

Die wesentlichen Einflussgrößen auf die Lachgasemissionen aus der biologischen Abwasserbehandlung im Hauptstrom umfassen die Belastungsverhältnisse im Belebungsbecken, das CSB/N-Verhältnis bzw. die Substratlimitierung, den Wirkungsgrad der Stickstoffentfernung, die Akkumulation von Ammonium, Nitrit und Nitrat sowie die Belüftungsregelung bzw. der Sauerstoffkonzentration.

Die Festlegung optimaler Betriebsbereiche für diese Einflussfaktoren zur Minimierung der Lachgasbildung und -freisetzung ist derzeit nicht eindeutig möglich.

Im Rahmen der Literaturrecherche zu Lachgasemissionen fällt auf, dass zwar zahlreiche Publikationen existieren und die wesentlichen Einflussgrößen bekannt sind, jedoch noch weiterer Forschungsbedarf für die Eingrenzung von Konzentrationsbereichen, optimierten Betriebseinstellungen bzw. verfahrenstechnischen Umsetzungen für die Minimierung von Lachgasemissionen besteht. Die Vielzahl an Anlagenkonfigurationen, spezifischen Randbedingungen, Inhomogenität der verwendeten Bezugsgrößen bei der Ergebnisangabe, fehlende Standardisierung der eingesetzten Messmethoden zur Probenahme, Analytik und Bilanzierung erschweren derzeit die Einordnung der Größenordnung der Lachgasemissionen einzelner Verfahrensschritte und der gesamten Kläranlage. Zudem sind Langzeitmessungen für die korrekte Ermittlung von Lachgasemissionen unentbehrlich.

4.1.3 Methanemissionen bei der Abwasser- und Klärschlammbehandlung

Im Vergleich zu den Lachgasemissionen gibt es zu Methanemissionen auf großtechnischen Kläranlagen weniger Literaturangaben, obwohl Methanemissionen ebenfalls einen bedeutenden Beitrag zu den gesamten Treibhausgasemissionen an Kläranlagen leisten (DWA 2022c; Ye *et al.* 2022). Die Verwendung von absoluten Emissionsfaktoren ist aufgrund der auf den großtechnischen Anlagen in unterschiedlichem Maße umgesetzten Vermeidungsmaßnahmen für den speziellen Anwendungsfall kritisch zu bewerten (DWA 2022c).

Den wenigen Veröffentlichungen liegen unterschiedliche Verfahrenstechniken und Messmethoden zugrunde. Zudem unterscheiden sich oftmals die Bezugsgrößen und die Auswertung im Allgemeinen was den Vergleich der Angaben und die Ableitung von allgemeingültigen Aussagen erschwert.

Abwasserbehandlung

Zulauf

Bereits in der Kanalisation können anaerobe Bedingungen vorliegen, sodass dort bereits Methan in erheblichem Ausmaß gebildet wird und somit gelöstes Methan im Zulauf der Kläranlage vorhanden ist. Die Bildung von Biofilmen an den Kanalwandungen, hohe Konzentration an leicht abbaubaren Kohlenstoffverbindungen und die daraus resultierende Sauerstoffzehrung begünstigen ein anaerobes Milieu, wobei insbesondere intermittierend betriebene Druckleitungen mit langen Verweilzeiten für die Methanbildung prädestiniert sind. Isgren und Martensson (2013) geben für Druckleitungen eine 10-mal höhere durchschnittliche Methanbildungsrate im Vergleich zu Freispiegelleitungen an.

Nach DWA (2022c) ist aufgrund der kurzen Verweilzeit des Abwassers in Einlaufbauwerken der Kläranlagen eine Methanbildung unwahrscheinlich. Die Konzentration an gelöstem Methan im Zulauf hängt maßgeblich von der Abwassertemperatur, der Aufenthaltszeit im Kanal, dem Verhältnis von Volumen zu Oberfläche der Leitungen und der Konzentration von organischen Inhaltsstoffen ab (DWA 2022c). Eine Zusammenstellung von Literaturangaben zu Methanemissionen im Zulauf von Kläranlagen ist in Tabelle 11 enthalten. Die Methanemissionen im Zulauf liegen in der Größenordnung von 7 - 11 g CH₄/kg CSB_{Zulauf}.

Die aufgeführten Methanemissionen im Zulauf von Kläranlagen beziehen sich auf verschiedene standortspezifische Randbedingungen, wobei grundsätzlich die Abwasserzusammensetzung, die Temperatur und die Kanalbewirtschaftung Einfluss auf die Methanemissionen nehmen können. Daelman *et al.* (2012) halten fest, dass einerseits bei der Morgenspitze im Zulauf der Kläranlage eine Erhöhung der Methanemissionen folgt und andererseits an Regenwettertagen die Methanemissionen höher sind als an Trockenwettertagen.

Tabelle 11: Literaturzusammenstellung zu Methanemissionen im Kläranlagenzulauf

Methanemissionen	Bemerkungen	Literatur
7,5 g CH ₄ /kg (CSB _{Zulauf} – CSB _{Schlamm})	direkte Emissionen von gelöstem Methan (in der Kanalisation gebildet und auf der Kläranlage ausgestrippt); für zentralisierte, aerobe Kläranlagen	(IPCC 2019) in (Parravicini <i>et al.</i> 2022)
8,5 g CH ₄ /kg CSB _{Zulauf} 7 g CH ₄ /kg CSB _{Zulauf}	ohne Faulung mit Faulung	(STOWA 2010) in (Schaum 2016)
4,34 - 6,82 g CH ₄ /(m ² ·d)	Kläranlage in China; Pumpstation	(Wang <i>et al.</i> 2011)
1 %	der CSB-Fracht im Zulauf der Kläranlage (Annahme)	(Ye <i>et al.</i> 2022)
228 ± 144 µg CH ₄ /l	Jahresdurchschnitt; Konzentration an gelöstem Methan (339 µg CH ₄ /l, 70,2 µg CH ₄ /l, 142 µg CH ₄ /l und 359 µg CH ₄ /l im Herbst, Winter, Frühling und Sommer); Kläranlage in Japan	(Masuda <i>et al.</i> 2015)

Sandfang und Vorklärung

Bei der mechanischen Abwasserbehandlung kann an verschiedenen Stellen das bereits im Kanal gebildete Methan bei Kontakt mit der Atmosphäre, begünstigt durch eine hohe Gasaustauschfläche in turbulenten Bereichen, ausgasen. Nach DWA (2022c) ist davon auszugehen, dass das gelöste Methan vor dem Eintritt in die Belebung ausstrippt. Short *et al.* (2017) gehen wiederum davon aus, dass 50 % der Methanfracht im Zulauf der untersuchten Kläranlagen in Australien innerhalb der mechanischen Abwassereinigung emittiert werden.

Bei geringen Schlammaufenthaltszeiten in der Vorklärung ist die Ausbildung der für die Methanbildung benötigten Biozönose eher unwahrscheinlich (DWA 2022c).

In der Literatur finden sich Angaben zu Methanemissionen im Sandfang und in der Vorklärung (vgl. Tabelle 12), wobei keine Untersuchungen zu Methanemissionen aus dem Rechen im Rahmen der Literaturrecherche gefunden werden konnten. Anhand der Untersuchungen von Wang *et al.* (2011) ist davon auszugehen, dass im belüfteten Sandfang deutlich mehr Methan im Vergleich zur Vorklärung emittiert wird.

Tabelle 12: Literaturzusammenstellung zu Methanemissionen aus Sandfang und Vorklärung

Variante	Methanemissionen	Bemerkungen	Literatur
Sandfang			
Belüfteter Sandfang	6,19 - 18,87 g CH ₄ /(m ² ·d)	Kläranlage in China ohne Faulung	(Wang <i>et al.</i> 2011) in (Grün <i>et al.</i> 2013)
Sandfang, Bio-P, Nitrifikation	8 g CH ₄ /(E·a)	Kläranlage mit Faulung in Deutschland	(Becker <i>et al.</i> 2012) in (Schaum 2016)
Vorklärung			
Vorklärung/anoxisches Becken	0,11 - 0,18 g CH ₄ /(m ² ·d)	Kläranlage in China ohne Faulung	(Wang <i>et al.</i> 2011) in (Grün <i>et al.</i> 2013)
	max. 0,25 kg CH ₄ /kg CSB	bei 30 % CSB-Elimination	(Bolle <i>et al.</i> 2010) in (Grün <i>et al.</i> 2013)
Vorklärung	0,83 mg CH ₄ /l	Kläranlage in Schweden (durchschnittliche Methankonzentration aus drei Proben liegt höher als im Einlaufbereich)	(Isgren und Martensson 2013) in (DWA 2022c)
Vorklärung	0,1 g CH ₄ /m ³	größtechnische Kläranlage in Japan	(Masuda <i>et al.</i> 2015)
Vorklärung	1 ± 1 kg CH ₄ /h	aus Massenbilanz für großtechnische Kläranlage in den Niederlanden	(Daelman <i>et al.</i> 2012)
Vorbehandlung	Sommer/Winter (546,7/124,5) mg CH ₄ /m ³	mechanische Behandlungsstufe ohne Vorklärung (nicht näher definiert); Direkte Emissionen für Kläranlagen in Spanien (ohne Faulung) Normaler Betrieb 7,4 ppm CH ₄ und im Ablauf der Klärgrube: 79,1 ppm CH ₄	(Lorenzo-Toja <i>et al.</i> 2016)

Belebungsbecken und Nachklärung

Nach DWA (2022c) ist es derzeit nicht geklärt, ob Methanemissionen aus der Belebung auf die Verschleppung des gelösten Methans aus der Kanalisation oder erst in der Belebungsstufe neu gebildet werden.

In Tabelle 13 sind Literaturangaben zu Methanemissionen für verschiedene Verfahrensstufen auf der Kläranlage dargestellt. Ein Vergleich der Daten ist aufgrund der verschiedenen Bezugsgrößen und der verschiedenen zugrundeliegenden Verfahrenstechnik der Anlagen allerdings schwierig.

Tabelle 13: Literaturzusammenstellung zu Methanemissionen auf der Kläranlage

Variante	Methanemissionen	Bemerkungen	Literatur
Denitrifikation Nitrifikation	$\sim 0,5 \cdot 10^{-3}$ g CO ₂ e/(E·h) $\sim 0,1 \cdot 10^{-3}$ g CO ₂ e/(E·h)	Messungen an 10 Kläranlagen der GK 4 und GK 5 in Deutschland; Emissionen nur aus Methan	(Gärtner <i>et al.</i> 2017)
Denitrifikation Sandfang, Bio-P, Nitrifikation	20 g CH ₄ /(E·a) 8 g CH ₄ /(E·a)	Kläranlage mit Faulung in Deutschland	(Becker <i>et al.</i> 2012) in (Schaum 2016)
Belüftetes Becken	20,14 g CH ₄ /(E·a) bzw. $2,2 \cdot 10^3$ g CH ₄ /a	Kläranlage in den USA ohne Faulung	(Czepiel <i>et al.</i> 1993)
Anaerobes Becken Anoxisches Becken Belüftetes Becken Nachklärung	2,13 - 3,44 g CH ₄ /(m ² ·d) 0,11 - 0,18 g CH ₄ /(m ² ·d) 1,12 - 2,75 g CH ₄ /(m ² ·d) 0,06 - 0,11 g CH ₄ /(m ² ·d)	Kläranlage in China ohne Faulung	(Wang <i>et al.</i> 2011)
Belüftetes Becken	1,0 g CH ₄ /m ³	großtechnische Kläranlage in Japan	(Masuda <i>et al.</i> 2015)
A2O SBR	0,066 - 0,425 g CH ₄ /Mg Abwasser 8,95 - 63,0 g CH ₄ /(E·a) 0,088 - 0,815 g CH ₄ /Mg Abwasser 8,33 - 66,07 g CH ₄ /(E·a)	Kläranlage in China; A2O-Prozess (anoxisches, anaerobes und oxisches Becken)	(Liu <i>et al.</i> 2014)
Biologischer Reaktor Physikalisch-chemische Behandlung Nachklärung	Sommer/Winter 1.202,4/- mg CH ₄ /m ³ 379,0/170,6 mg CH ₄ /m ³ 49,2/- mg CH ₄ /m ³ ¹⁾ -145,9 mg CH ₄ /m ³ ²⁾ -154,3 mg CH ₄ /m ³ ²⁾	direkte Emissionen für Kläranlagen in Spanien (ohne Faulung); Denitrifikation und Nitrifikation jeweils < 2 ppm CH ₄ gemessen; bezogen auf behandeltes Abwasser; ¹⁾ in zweiter Kläranlage; ²⁾ in erster Kläranlage: 4 ppm CH ₄	(Lorenzo-Toja <i>et al.</i> 2016)

Variante	Methanemissionen	Bemerkungen	Literatur
Belüftetes Becken (unbelüftete Zone)	0,07 ± 0,01 kg CH ₄ /d	Kläranlage in Frankreich	(Yver Kwok <i>et al.</i> 2015)
Belüftetes Becken (belüftete Zone)	1,11 ± 0,03 kg CH ₄ /d		
Entlüftungsbecken	1,13 ± 0,24 kg CH ₄ /d		
Nachklärung	0,02 ± 0,01 kg CH ₄ /d		
Selektor	2 ± 1 kg CH ₄ /h	aus Massenbilanz für großtechnische Kläranlage in den Niederlanden	(Daelman <i>et al.</i> 2012)
Reaktor mit Denitrifikation und Nitrifikation	2 ± 1 kg CH ₄ /h		
Nachgeschaltetes belüftetes Becken	11 ± 3 kg CH ₄ /h		
Belüftetes Becken	0,72 ± 0,63 g CH ₄ /kg BSB ₅	für eine kommunale Kläranlage in Südkorea (mit Faulung)	(Hwang <i>et al.</i> 2016)
Nachklärung	0,67 ± 0,31 g CH ₄ /kg BSB ₅		

Klärschlammbehandlung

Eindickung

Die bei der Abwasserbehandlung anfallenden Klärschlämme haben sehr hohe Wassergehalte und geringe Feststoffgehalte (Primärschlamm: 3 - 6 % TR; Überschussschlamm: 0,6 - 0,8 % TR), sodass eine Volumenverminderung in Eindickern vor Zugabe in die Faulbehälter notwendig ist (DWA 2014).

Wenngleich nach DWA (2022c) Eindicker nicht als Quelle von Methanemissionen aufgeführt sind, konnten im Rahmen der Literaturrecherche einzelne Veröffentlichungen mit Angaben zu Methanemissionen aus Eindickern vor der Faulung gefunden werden (vgl. Tabelle 14). Ein direkter Vergleich ist aufgrund der Unterschiede in der Ergebnisangabe und den angewendeten Messverfahren nicht zielführend.

Lorenzo-Toja *et al.* (2016) zeigten für einen Homogenisierer nach der Eindickung direkte Methanemissionen von 749,5/129,2 mg CH₄/m³ behandeltes Abwasser (Sommer/Winter) und 178 ppm CH₄ in der Abluft. Nach IPCC (2001) in DWA (2022c) emittieren temporäre Rohschlammlager 1 kg CH₄/Mg TM und bei einer Lagerung über 3 Monate 36 kg CH₄/Mg TM. Diese Werte sind allerdings mit Vorsicht anzuwenden, da in Abhängigkeit der Temperatur und der Stabilisierung des Schlammes sich die Methangaspotentiale stark unterscheiden können.

Tabelle 14: Literaturzusammenstellung zu Methanemissionen aus der Eindickung

Variante	Methanemissionen	Bemerkungen	Literatur
Schwerkrafteindicker	1 kg CH ₄ /Mg TM		(IPCC 2001) in (DWA 2022c)
Statischer Eindicker	1,78 - 3,02 kg CH ₄ /Mg TM (Ø 2,7 kg CH ₄ /Mg TM)	Untersuchungen der Kläranlagen des Emschersystems in Deutschland	(Bolle <i>et al.</i> 2010) in (Grün <i>et al.</i> 2013)
Statischer Eindicker	16 g CH ₄ /(E·a)	Kläranlage mit Faulung in Deutschland	(Becker <i>et al.</i> 2012) in (Schaum 2016)
Primärschlamm-Eindicker	1 ± 1 kg CH ₄ /h	aus Massenbilanz für großtechnische Kläranlage in den Niederlanden; Aufenthaltszeit im Eindicker ca. 1 Tag	(Daelman <i>et al.</i> 2012)
Primärschlamm-Eindicker Überschussschlamm-Eindicker	~0,05·10 ⁻³ g CO ₂ e/(E·h) ~0,15·10 ⁻³ g CO ₂ e/(E·h)	Messungen an 10 Kläranlagen der GK 4 und GK 5 in Deutschland; Emissionen nur aus Methan	(Gärtner <i>et al.</i> 2017)

Variante	Methanemissionen	Bemerkungen	Literatur
Eindicker	Sommer/Winter 1.193,9/- mg CH ₄ /m ³ 8,7/214,9 mg CH ₄ /m ³	Kläranlagen in Spanien (ohne Faulung) (1. Kläranlage: Messungen bei Normalbetrieb und „Kehrschienenbetrieb“ mit jeweils Konzentrationen bei < 2 ppm CH ₄); bezogen auf behandeltes Abwasser	(Lorenzo-Toja <i>et al.</i> 2016)

Faulung

Neben der Klärschlammstabilisierung ist die Erzeugung von methanhaltigem Faulgas zur Verstromung in Blockheizkraftwerken ein wesentliches Ziel beim Betrieb der Faulung. Potentielle Emissionsquellen von Methan rund um die Faulung umfassen nach DWA (2022c) den Überlauf des Schlammes aus dem Faulbehälter, Undichtigkeiten außerhalb des Normalbetriebs, der Ablass von Schwimmschlamm und die Verschleppung mit der Wasser- oder Schlammphase in nachgelagerte Verfahrensstufen. Zudem werden hier auch Undichtigkeiten des bei leichtem Überdruck betriebenen Gassystems genannt, vgl. Kapitel 4.3.3. Grundsätzlich sind Leckagen von Faulbehälter auf eine unzureichende Wartung und Instandhaltung der Faulbehälter zurückzuführen. Eine Zusammenstellung von Literaturangaben zu Methanemissionen von Faulbehältern auf Kläranlagen ist in Tabelle 15 aufgeführt.

Darüber hinaus gibt es einzelne Publikationen mit Angabe von Methanemissionen aus der Klärschlammbehandlung rund um die Faulung, die sich nicht eindeutig einzelnen Verfahrensschritten zuordnen lassen.

Schaum *et al.* (2016) fassen Methanemissionen der Faulung (bezogen auf Faulbehälter, Eindicker/Schlammstapelbehälter, BHKW) zwischen 65 und 281 g CH₄/(E·a) bzw. mit einem Mittelwert von 162 ± 87 g CH₄/(E·a) zusammen. Schaum (2016) gibt auf Basis von UKWIR (2009) Methanverluste beim Betrieb von Faulungen (flüchtige Emissionen, Restgas und Methanschluß von 200 bzw. 68 g CH₄/(E·a) im Bestand bzw. im Neubau an (10,7 bzw. 3,5 % vom Gesamtgas; 14,6 bzw. 4,8 kg CH₄/Mg TM). Daelman *et al.* (2012) beziffern Methanemissionen der anaeroben Klärschlammbehandlung (statischer Eindicker für Primärschlamm, Zentrifuge, Faulschlamm Speicher, Speicher für entwässerten Klärschlamm und Methanschluß) auf 230 kg CH₄/d. (Parravicini *et al.* 2022) legen für die anaerobe Klärschlammstabilisierung und -behandlung einen Emissionsfaktor von 1,5 % des produzierten Methans zugrunde.

Scheutz und Fredenslund (2019) untersuchten 13 Biogasanlagen und 10 Kläranlagen mit Faulbehältern (zwischen 60.000 EW und 805.000 EW) mit unterschiedlichen Gasverwertungen (keine Gasverwertung, BHKW, Faul-/Biogasaufbereitung) und offenen bzw. geschlossenen Schlamm Speichern. Insgesamt wurden mittlere Methanemissionsraten von Faulbehältern zwischen 2,6 und 33,5 kg CH₄/h und Methanverluste zwischen 2,2 und 14,9 % ermittelt. Verluste von Kläranlagen mit offenen Faulschlamm Speichern lagen bei 9,2 % im Vergleich zu jenen mit geschlossenen Faulschlamm Speicher bei 6,1 %. Für Biogasanlagen und Faulbehälter auf Klärangaben geben die Autoren an, dass bei geringerer Methanproduktion in den Biogasanlagen bzw. Faulbehältern tendenziell auch geringere Methanverluste quantifiziert wurden.

Tabelle 15: Literaturzusammenstellung zu Methanemissionen aus Faulbehältern

Methanemissionen	Bemerkungen	Literatur
~ 0,25 - 0,76 kg CO _{2e} /(E·d)	Ablauf der Faulung (als Methanemissionen); rechnerisch mit mittleren täglichen Faulschlammanfall von 1 l/(E·d)	(DWA 2022c)
21,5 kg CH ₄ /Mg TM	mesophil anaerobe Stabilisierung; nicht empfohlen zur Abschätzung der anlagen-spezifischen CH ₄ -Emissionen)	(IPCC 2001) in (DWA 2022c)
0 - 11 %	Methanemissionsfaktoren; bezogen auf produziertes Methan in Faulung	(IPCC 2006; UKWIR 2009) in (Parravicini <i>et al.</i> 2016)
227,0 ± 23,53 g CH ₄ /kg BSB ₅	für eine kommunale Kläranlage in Südkorea (mit Faulung)	(Hwang <i>et al.</i> 2016)
~ 1,5·10 ⁻² g CO _{2e} /(E·h)	Messungen an 10 Kläranlagen der GK 4 und GK 5 in Deutschland, nur aus CH ₄	(Gärtner <i>et al.</i> 2017)
1,1/0,05 g CH ₄ /(E·a) 24,6 g CH ₄ /(E·a)	undichtes Mannloch/Risse im Beton gesamte Methanverluste einschl. Ausgasung und anderen Leckagen; entspricht 0,4 % der gesamten Faulgasproduktion; Messungen mittels Flux-Chamber und Leckageortung mittels IR-Kamera; zwei Kläranlagen mit Faulungen in Österreich	(Tauber <i>et al.</i> 2019)
70.000 m ³ CH ₄ /a; 0,3 %	Kläranlage mit Faulung in Deutschland; Schlammtasche mittels Messhaube mit Folienabdichtung; bezogen auf Gesamtgasertrag (vereinfachende Annahmen)	(Beier und Thöle 2022)
172 g CH ₄ /(E·a)	Kläranlage mit Faulung in Deutschland; größte Methanemissionen am Faulbehälterkopf; mit zunehmender Beschickungsmenge in die Faulung steigen die Methanemissionen	(Becker <i>et al.</i> 2012) in (Schaum 2016)
8,5 %	Untersuchungen der Kläranlagen des Emschersystems in Deutschland; bezogen auf die Faulgasmenge als CH ₄ durch Verluste	(Bolle <i>et al.</i> 2010) in (Grün <i>et al.</i> 2013)
65 g CH ₄ /(E·a)	Studie mit drei niederländischen Kläranlagen; nur jene mit Faulung	(STOWA 2010) in (Schaum 2016)
<< 1 %	Ablauf der Faulung (Freisetzung von gelöstem Methan im Faulschlamm); bezogen auf gesamtes produziertes Methan	(Parravicini <i>et al.</i> 2016)

Zwischenspeicherung von stabilisierten Klärschlamm

Sowohl nach aerober als auch anaerober Klärschlammstabilisierung erfolgt eine Zwischenspeicherung in Schlammspeichern, Stapelbehältern oder Nacheindickern vor der weiteren Klärschlammbehandlung (Verwertung, Entwässerung, etc.). Kläranlagen mit aerober Klärschlammstabilisierung nutzen zur Speicherung des anfallenden ÜSS Schlammstapelbehälter. Kläranlagen mit anaerober Klärschlammstabilisierung und mehr als 100.000 EW speichern den Faulschlamm wenige Stunden bis mehrere Tage bei kontinuierlicher Klärschlammmentwässerung, während bei kleineren Kläranlagen oft ein Chargenbetrieb der Klärschlammmentwässerung mit Zwischenspeicherung erfolgt (Schaum 2016). Bei der Lagerung kann sowohl gelöstes und an die Schlammmatrix anhaftendes Methan aus dem Faulprozess emittieren. Weiterhin kann unter anaeroben Bedingungen ein weiterer Abbau unter Bildung von Methan (Restmethanpotential) stattfinden.

In der VDI-Richtlinie VDI 3475 Blatt 4 (2010) wird auf die besondere Bedeutung der Methanemissionen aus offenen Gärsubstratlagerern hingewiesen, aus denen aus dem anaeroben tieferen Bereich noch Nachgärprozesse stattfinden bzw. Gasblasen aufsteigen können (z. B. aufgrund von zu kurzen Verweilzeiten oder bei Überlastungen des Fermenters). Spätestens bei Turbulenzen oder Rühren treten diese aus, wobei als Einflussgrößen für die Methanemissionen Volumen, Temperatur, organische Trockenmasse (oTM) und Bakteriengehalt sowie die Faulzeit zu nennen sind (VDI 3475 2010; Woess-Gallasch *et al.* 2010).

In Tabelle 16 ist eine Zusammenstellung von Literaturangaben für Methanemissionen aus Nacheindicker und Schlammstapelbehälter aufgelistet. Während der Literaturrecherche fiel auf, dass unterschiedliche Bezeichnungen für die Klärschlammspeicher verwendet werden. In der Tabelle werden daher zwischen Kläranlagen ohne und mit Faulung unterschieden und die Begrifflichkeiten für die jeweiligen Speicher aus den Publikationen verwendet.

Auf Kläranlagen zählen Zwischenspeicher nach der Stabilisierung (insbesondere Schlammstapelbehälter und Nacheindicker) zu den Hauptemissionsquellen für Methan, da diese nicht selten in offener Bauweise ausgeführt sind. Eine Umfrage unter 27 Kläranlagen in der Schweiz (Meier (2016)) ergab, dass nach eigenen Schätzungen 15 % der Emissionen auf Leckagen der Stapelbehälter zurückzuführen sind. Es wird darauf hingewiesen, dass insgesamt eine Schlammstapelung mit hohen Methanemissionen die Stromproduktion nicht mehr „klimaneutral“ macht.

Nach Schäfer (2020) in DWA (2022c) erzielte die Abdeckung des Nacheindickers auf der Kläranlage Köhlbrandhöft in Hamburg eine zusätzliche Methanerfassung von ca. 1.100 m³ CH₄/d, das entspricht 1,6 % der täglichen Gasmenge. Reiter *et al.* (2021) berichten sogar, dass die Abdeckung des Schlammstapelbehälters und Verwertung des dort anfallenden Methans zur Steigerung um 6 bis 11 % der Faulgasgewinnung beitragen.

Tabelle 16: Literaturzusammenstellung zu Methanemissionen aus der Zwischenspeicherung von stabilisierten Klärschlämmen

Variante	Methanemissionen	Bemerkungen	Literatur
Kläranlagen ohne Faulung			
Schlamm Speicher	6,3·10 ⁴ g CH ₄ /a 6,9 - 10,9 g CH ₄ /(m ² ·d)	Kläranlage ohne Faulung, England (und 2,1·10 ⁷ g CO ₂ /a bzw. (954 - 5.208) g CO ₂ /(m ² ·d))	(Czepiel <i>et al.</i> 1993)
Schlamm silo	1.000,1/224,0 mg CH ₄ /m ³ behandeltes Abwasser 58,8/9,1 ppm CH ₄	direkte Emissionen für Kläranlagen in Spanien (ohne Faulung) (nur eine Kläranlage) (Sommer/Winter); Zulauf zum Silo/vollgefülltes Silo	(Lorenzo-Toja <i>et al.</i> 2016)
Schlammstapelbehälter	30.000 ppm CH ₄ i. d. R. bis zu 1.300 ppm CH ₄	geschlossener Schlammstapelbehälter (Maximalwert); höchste Konzentrationen bei hohem Füllgrad und nach intensiver Durchmischung (nach längerer Phase ohne Rühren); geringere Konzentration	(Hilliges und Kinshofer 2016)
Schlamm eindicker	1,07 - 1,89 g CH ₄ /(m ² ·d)	Kläranlage in China ohne Faulung	(Wang <i>et al.</i> 2011)
Kläranlagen mit Faulung			
Schlamm Speicher	2 - 7 %	der gesamten Faulgasproduktion der Schlammfäulung; Modellresultate; Untersuchungen in der Schweiz	(Cunningham und Baier 2015)
Schlamm Speicher	3 ± 1 % der gesamten Methanproduktion von Faulung und Schlamm Speicher 4 ± 1 kg CH ₄ /h	zweite volldurchmischte Faulung mit Verweilzeit von max. 5 Tagen und einer Temperatur von 25 °C (mittlere Faulzeit während Untersuchung: 26 Tage) aus Massenbilanz für Kläranlage in den Niederlanden (spez. Gasproduktion: 3,5 g CH ₄ /(kg TM·d))	(Daelman <i>et al.</i> 2012)
Schlamm Speicher	2 - 15 %	der gesamten Faulgasproduktion; Kläranlage in der Schweiz	(Müller <i>et al.</i> 2021)

Variante	Methanemissionen	Bemerkungen	Literatur
Schlamm Speicher	0,34 g CH ₄ /(E·d) 0,15 g CH ₄ /(E·d)	Modell-Kläranlagen in Europa; anaerob und aerob stabilisiertem Schlamm (3 % bzw. 2 % weitere CSB-Umsetzung)	(Parravicini <i>et al.</i> 2022)
Faulschlamm Speicher	64 g CH ₄ /(E·a)	Kläranlage mit Faulung in Deutschland	(Becker <i>et al.</i> 2012) in (Schaum 2016)
Entgasung Faulschlamm	30 g CH ₄ /(E·a)	Faulung kommunale Abwasserbehandlungsanlage in Deutschland	(Leal Verduguo 2014) in (Schaum 2016)
Stapelbehälter	76 g CH ₄ /(E·a)	Aufenthaltszeit von einem Tag	
Faulschlammeindicker Stapelbehälter	~ 1,7·10 ⁻² g CO ₂ e/(E·h) ~ 0,7·10 ⁻² g CO ₂ e/(E·h)	10 Kläranlagen der GK 4 und GK 5 in Deutschland für Faulschlamm; Emissionen nur aus Methan	(Gärtner <i>et al.</i> 2017)
Schlammstapelbehälter	~ 6,7 g CH ₄ /(m ³ ·h)	offener Schlammstapelbehälter mit 12 Stunden Aufenthaltszeit für eine Kläranlage in Dänemark (Studie untersuchte insgesamt 4 Biogasanlagen sowohl auf Kläranlagen als auch landwirtschaftliche Biogasanlagen)	(Fredenslund <i>et al.</i> 2018)
Schlamm Speicher	119 ± 15 mg CH ₄ /m ³	CH ₄ -Emissionsfaktor aus der Entwässerung in Japan bezogen auf den Zulauf (Kläranlage mit Faulung); gemessen in Faulschlamm mittels der Methode „floating close camber“	(Oshita <i>et al.</i> 2014)
Abgedeckter Nacheindicker	ca. 1.100 m ³ CH ₄ /d ca. 1,6 %	Kläranlage in Deutschland; anaerober Faulschlamm; bezogen auf tägliche Gasmenge	(Schäfer 2020) in DWA (2022c)
Faulschlamm Lagerung	bis zu 576 g CH ₄ /(E·a)	Bildungspotential (abhängig vom Ausfallgrad der Schlammfaulung und Lagerzeit)	(DWA 2022c)
Lagerung von Faulschlamm	Start/Ende 206/100 ml CH ₄ /g oTM (M) 202/88 ml CH ₄ /g oTM (MC) ~ 90/75 ml CH ₄ /g oTM (TC)	Methanemissionen während der Lagerung über ein Jahr in Schweden; Vergleich von mesophil ausgefaultem ungedecktem (M) und abgedecktem (MC) Faulschlamm sowie thermophil ausgefaultem abgedecktem Faulschlamm (TC)	(Willén <i>et al.</i> 2016)

Restgaspotential von Klärschlämmen

Die Bestimmung des Restgaspotentials erfolgt nach VDI (2016) und wird zur Quantifizierung der Gas- bzw. Methanmenge, die noch nach Verlassen der Faulung emittiert wird, eingesetzt. Nach Bauerfeld (2012) kann das Restgaspotential (RGP) bei 35 °C auch zur Bestimmung des Stabilisierungsgrads bei der biologischen Klärschlammstabilisierung eingesetzt werden. Für die anaerobe Stabilisierung von Klärschlamm wird ein $RGP_{35\text{ °C}} \leq 100 \text{ NI/kg oTM}_o$ (kg oTM_o ist die Masse an oTM zum Startzeitpunkt des Abbaus) angestrebt.

Die Höhe des Restgaspotentials ist sowohl vom Anteil der noch abbaubaren Organik im stabilisierten Klärschlamm, der Betriebsweise der Faulung und der Anlagenkonzeption als auch von der Temperatur und Lagerzeit im Klärschlamm Speicher abhängig (VDI 3475 2010; Tauber *et al.* 2019). In Tabelle 17 sind Literaturangaben zu Methanemissionen bzw. dem Restgaspotential aus Klärschlämmen aufgelistet.

Bei der Betrachtung von Methanemissionen aus Faulbehältern bzw. Zwischenspeichern ist zudem das im Faulschlamm gelöste Methan zu berücksichtigen, welches in den Verfahrensschritten nach der Faulung emittieren kann. Der Wertebereich von gelöstem Methan in Faulschlamm umfasst 11 bis 390 g $\text{CH}_4/(\text{E} \cdot \text{a})$, was 0,4 bis 1 % der gesamten produzierten Methanmenge aus der Faulung entspricht (Schaum *et al.* 2015; Schaum 2016; Tauber *et al.* 2019). Schaum (2016) zeigte die Abnahme der gemessenen Konzentration an gelöstem Methan von der Faulung (37 mg CH_4/l), Nacheindicker (7 mg CH_4/l), Prozesswasser (4 mg CH_4/l) bis zum Prozesswasserspeicher ($\ll 1$ mg CH_4/l). Schaum *et al.* (2016) ermittelten 7 bis 37 mg CH_4/l in mesophil ausgefaultem Schlamm (im Mittel 29 mg CH_4/l), was einer spezifischen Fracht von 14 bis 21 g $\text{CH}_4/(\text{E} \cdot \text{a})$ entspricht. Tauber *et al.* (2019) gibt an, dass die Methanemissionen aus gelöstem Gas von 1,0 auf 9,7 g $\text{CH}_4/(\text{E} \cdot \text{a})$ mit Verdopplung der Raumbelastung von 1,7 auf 3,4 kg $\text{CSB}/(\text{m}^3 \cdot \text{d})$ ansteigen und sich die Methanemissionen von gelöstem Methan im Faulschlamm auf 10 g $\text{CH}_4/(\text{E} \cdot \text{a})$ belaufen. Parravicini *et al.* (2016) ordnen das gelöste Methan im Faulschlamm in Bezug auf die gesamten Methanemissionen auf Kläranlagen mit $\ll 1$ % des produzierten Methans als weniger relevant ein.

Tabelle 17: Literaturzusammenstellung zum Methanemissionen bzw. Restgaspotential aus Klärschlämmen

Methanemissionen	Bemerkungen	Literatur
0,35 Nm ³ CH ₄ /kg CSB _{abgebaut} ca. 2 l/(E·d) Faulgas bzw. 1,3 l/(E·d) Methan	rechnerisch bei Vernachlässigung des Biomassewachstums	(DWA 2022c)
5,9 % vom Gesamtgas 8,0 kg CH ₄ /Mg TM 110 g CH ₄ /(E·a)	Methanverluste durch Restgas beim Betrieb der Faulung – Bestandsanlage	(UKWIR 2009) in (Schaum 2016)
1,5 % vom Gesamtgas 2,0 kg CH ₄ /Mg TM 30 g CH ₄ /(E·a)	Neubau	
55 - 120 NI/kg oTM _{zu} (nach 15 Tagen); 380 bis 830 g CH ₄ /(E·a) ¹	3 verschiedene Faulschlämme nach 15 Tagen Faulzeit	(Grüning 1998) in (Schaum 2016)
9 - 26 NI CH ₄ /kg oTM _{zu} 52 - 151 g CH ₄ /(E·a) ²	Faulschlämme mit (1, 2, 3, 4 und 5) Tagen Lagerzeit im Faulschlamm-speicher (je länger die Lagerung, desto höher das Restgaspotential); für Ansatz der CSB-Bilanz 87 g CH ₄ /(E·a) bei 2 Tage Speicherung	Schaum (2016)
~ 100 ml CH ₄ /g oTM Winter/Sommer 127 ± 25/219 ± 23 mg/m ³ im	Kläranlage mit Faulung in Japan; 30 Tage Faulzeit; Winterschlamm zu Beginn höhere Gasproduktion als im Sommer aber absolute Werte identisch (bei 17 Stunden Lagerzeit: ~10,3 ml CH ₄ /g oTM im Winter und 6,9 ml CH ₄ /g oTM im Sommer Kläranlage ohne Faulung in Japan	Oshita <i>et al.</i> (2014)
25 NI CH ₄ /kg CSB _{zu} 6,2 Nm ³ CH ₄ /d 12,4 g CH ₄ /(E·a)	Faulschlamm aus großtechnischer Faulung (Österreich) (Faulzeit 42 Tage) in Batch-Versuchen mit 10 Tagen Laufzeit	(Tauber <i>et al.</i> 2019)
¹ mit CH ₄ -Gehalt von 60 %, Rohschlammfall von 60 g TM/(E·d), GV _{RS} von 73 %, Dichte von Methan von 0,72 kg/m ³ (DWA 2014)		
² mit Dichte von Methan von 0,72 kg/m ³ , Faulschlammmenge von 38 g TM/(E·d), GV _{FS} von 58 %		

Entwässerung, Prozesswasser, entwässerter Klärschlamm

Ein wesentlicher Bestandteil der Klärschlammbehandlung ist die Entwässerung von Klärschlämmen mit dem primären Ziel der Trennung von Feststoff und Schlammwasser zur Reduzierung der zu verwertenden Klärschlammmenge. Im zuvor stabilisierten Klärschlamm sind sowohl gelöste Gase als auch an Feststoffen anhaftende kleine Gasblasen enthalten, sodass unter anaeroben Bedingungen bei ausreichender Aufenthaltszeit weiterhin Methan gebildet bzw. bei Änderung der Löslichkeit in die Umgebung emittiert wird (DWA 2022c). Wenngleich das Merkblatt 230 – Teil 1 keine konkreteren Angaben zu Methanemissionen aus der Klärschlamm-entwässerung enthalten, sind in Tabelle 18 Literaturangaben zusammengefasst dargestellt. Aus der Literaturzusammenstellung geht hervor, dass sowohl bei dem Betrieb von Entwässerungsaggregaten als auch bei der Lagerung von entwässertem Klärschlamm in geschlossenen Behältern Methanemissionen austreten.

Oshita *et al.* (2014) verweist auf das japanische Umweltministerium, das Methanemissionen aus der Klärschlamm-entwässerung für Kläranlagen mit Faulbehältern mit $106 \text{ mg CH}_4/\text{m}^3_{\text{Zulauf,KA}}$ angibt. Die Autoren kommen auf Basis von eigenen Untersuchungen zu dem Schluss, dass die Klärschlamm-entwässerung deutlich zu den gesamten Emissionen von CH_4 und N_2O auf Kläranlagen, insbesondere in den Wintermonaten, beiträgt. Die ermittelten Methanemissionen aus der Klärschlamm-entwässerung von zwei Kläranlagen in Japan liegen mit 384 bzw. 173 $\text{mg CH}_4/\text{m}^3_{\text{Zulauf,KA}}$ über den Methanemissionen, die vom japanischen Umweltministerium angegeben werden.

Drescher und Kapp (1994) untersuchten mögliche Gefahren der Gasbildung bei der Lagerung von maschinell entwässertem Klärschlamm in geschlossenen Behältern. Die Lagerung wurde mit einem Versuchsaufbau bei $25 \text{ }^\circ\text{C}$ bis $30 \text{ }^\circ\text{C}$ über einer Lagerzeit zwischen 13 und 28 Tagen abgebildet. Im Durchschnitt bildeten sich $50 \text{ l Faulgas/kg oTM}$, was ca. 5 % der primär eingelagerten organischen Trockenmasse entspricht. Die maximale Gasproduktion trat in den meisten Fällen nach 18 bis 24 Stunden nach Befüllung des Behälters ein. Im ungünstigsten Fall wurde ein Spitzenwert von $1,17 \text{ l/(kg TM}\cdot\text{h)}$ bei einem Methangehalt von 60 % ermittelt (entspricht $0,7 \text{ l CH}_4/\text{(kg oTM}\cdot\text{h)}$). Die Autoren weisen darauf hin, dass die maximale Gasproduktion nicht vom Glühverlust des eingelagerten Schlamms abhängt, sondern vielmehr von der biologischen Abbaubarkeit nach vorangegangener Stabilisierung. Bei Lagertemperaturen kleiner $20 \text{ }^\circ\text{C}$ ist im Vergleich zu $25 \text{ }^\circ\text{C}$ bzw. $30 \text{ }^\circ\text{C}$ mit wesentlich geringerer Gasproduktion zu rechnen. Je höher die Lagersilos gefüllt sind und je länger die Ruhephasen während der Lagerung sind, desto höhere Gasproduktionen sind zu erwarten.

Nach DWA (2022c) haben bisher stationäre Gaswarnanlagen in Entwässerungsanlagen für die Arbeitssicherheit auf Kläranlagen keine Methankonzentrationen erfasst, die zu einer explosionsfähigen Atmosphäre führen würden.

Im Prozesswasser nach der Entwässerung kann sich noch gelöstes Methan befinden. Im Vergleich zu der Konzentration an gelöstem Methan in der Faulung ($37 \text{ mg CH}_4/\text{l}$) und im Nacheindicker ($7 \text{ mg CH}_4/\text{l}$) liegen jene im Prozesswasser ($4 \text{ mg CH}_4/\text{l}$) und im Prozesswasserspeicher ($\ll 1 \text{ mg CH}_4/\text{l}$) niedriger (Schaum 2016).

Tabelle 18: Literaturzusammenstellung zu Methanemissionen bei der Klärschlamm entwässerung

Variante	Methanemissionen	Bemerkungen	Literatur
Mechanische Roh-/ Faulschlamm entwässerung	1 kg CH ₄ /Mg TM	nicht empfohlen zur Abschätzung der anlagenspezifischen CH ₄ -Emissionen); Schlamm lager (entw.) mit 0 kg CH ₄ /Mg TM	(IPCC 2001) in (DWA 2022c)
Bandfilter	184/719 bzw. 570/880 mg CH ₄ /m ³ behandeltes Abwasser 33 und 83 ppm CH ₄ ; 196 ppm CH ₄	direkte Emissionen für zwei Kläranlagen in Spanien (ohne Faulung) (Sommer/Winter) Raumabluft des Bandfilters (zwei Messstellen); Rauminnenluft	(Lorenzo-Toja <i>et al.</i> 2016)
Zentrifuge Speicher entw. Schlamm	1 ± 5 kg CH ₄ /h 2 ± 1 kg CH ₄ /h	aus Massenbilanz für Kläranlage in den Niederlanden aus Massenbilanz (als spez. Gasproduktion: 1 g CH ₄ /(kg TM·d))	(Daelman <i>et al.</i> 2012)
Entwässerung Abluft Entwässerungsgebäude Schlammwasser	106 mg CH ₄ /m ³ Winter/Sommer 667 ± 90/9,7 ± 17,2 mg CH ₄ /m ³ (Ø 384 ± 54) mg CH ₄ /m ³ ; 127 ± 25/ 219 ± 23 mg CH ₄ /m ³ (Ø 173 ± 24) mg CH ₄ /m ³ 11,4 ± 6,4/0,47 ± 0,21 mg CH ₄ /m ³ (Ø 5,9 ± 3,3) mg CH ₄ /m ³ ; 19,4 ± 1,8/2,86 ± 0,12 mg CH ₄ /m ³ (Ø 11,1 ± 1,0) mg CH ₄ /m ³	CH ₄ -Emissionsfaktor aus der Entwässerung in Japan bezogen auf den Zulauf (Kläranlage mit Faulung); Kläranlage mit Faulung; Kläranlage ohne Faulung Kläranlage mit Faulung Kläranlage ohne Faulung	(Oshita <i>et al.</i> 2014)
Lagerung von entwässertem Klärschlamm in geschlossenem Silo	0,7 l CH ₄ /(kg oTM·h); 125 l CH ₄ /(Mg _{entw.} Schlamm·h)	Methanproduktion unter ungünstigen Bedingungen; Versuchsaufbau mit 3 Stahlrohren je 1,3 m ³ Nutzvolumen in Deutschland Bemessungswert für entwässerte und zuvor stabilisierte Klärschlämme (unabhängig von Stabilisierungsart aerob, anaerob-kalt oder anaerob-mesophil); Methangehalte bis über 70 %	(Drescher und Kapp 1994)
Zentralspeicher	11.000 ppm CH ₄	geschlossener Speicher (aus Entwässerung) mit Abluftbehandlung auf Kläranlage mit Schlammstapelbehälter in Deutschland	(Hilliges und Kinshofer 2016)

Trocknung

Die Klärschlamm-trocknung dient der weiteren Reduzierung der Klärschlamm-masse, der Erhöhung des Heizwerts und der Verbesserung der biologischen Stabilität durch weitergehendem Wasserentzug aus dem i. d. R. zuvor maschinell entwässerten Klärschlamm. Grundsätzlich werden die Trocknungsverfahren in Kontakt- und Konvektionstrocknung mit direkter oder indirekter Wärmezufuhr unterschieden. In der Praxis finden sich nach DWA (2021b):

- Kontakt-trockner zur Teiltrocknung des Klärschlamm-s bei Monoverbrennungsanlagen
- Konvektionstrockner (v. a. Band-) bei Müllheizkraftwerken und Biomasseheizkraftwerken einschl. der Nutzung von Abwärme im Mitteltemperaturbereich zwischen 90 °C und 130 °C
- Solare, abwärmegestützte Trocknungsanlagen, sofern ausreichend Fläche und Abwärme vorhanden
- reine solare Trocknungsanlagen für kleine und mittlere Kläranlagen, sofern keine Abwärme vorhanden ist

Der entwässerte Klärschlamm wird i. d. R. vor der Zugabe in Trocknungsanlagen in Annahmehöfen oder Silos zwischengelagert. Während der Zwischenlagerung können weiterhin Faulgase entstehen, weshalb der Bunker aus sicherheitstechnischen Gründen abzusaugen bzw. eine ausreichend hohe Aspirationsluftmenge festzulegen ist. Im Merkblatt M 379 der DWA (2021b) wird auf das Merkblatt VGB M 116 (1998) verwiesen. Demnach muss im ungünstigsten Fall von einer Methanproduktion von 0,7 l/(kg oTM·h) ausgegangen werden. Wang *et al.* (2011) ermittelten Methanströme vom Förderband zwischen Entwässerung und Trocknung zwischen (631 und 978) g/(m²·d). Nach DWA (2021b) kann es aufgrund der noch enthaltenen Organik während der Lagerung und Trocknung von entwässertem Schlamm zu Faulgasen mit bis zu 70 % Methananteil kommen (DWA 2021b).

Während dem Trocknungsprozess entsteht belastete Abluft, deren Zusammensetzung von der Beschaffenheit des zu trocknenden Schlamm-s und dem Temperaturniveau abhängt. Bei Konvektionstrocknern ist mit steigendem Temperaturniveau die Abluftmenge kleiner, während bei Kontakt-trocknern die Abluftmenge unabhängig vom Temperaturniveau ist (DWA 2021b). Hallentrockner zeichnen sich durch sehr hohe Abluftvolumina aus. In der Abluft ist der im Methan gebundene Kohlenstoff als Anteil des gesamten organischen Kohlenstoff-s (Gesamtkohlenstoff) enthalten. In Tabelle 19 sind Literaturangaben für Abluftkonzentrationen an Gesamtkohlenstoff für unterschiedliche Trocknungstypen vor der Abluftbehandlung zusammengestellt.

Tabelle 19: Literaturzusammenstellung zur Abgaskonzentration bei der Trocknung (vor der Abgasbehandlung)

Variante	Gesamtkohlenstoff	Bemerkungen	Literatur
Hallentrocknung ¹	0 - 10 mg/m ³	solare Trocknung von stabilisierten Schlämmen; Niedertemperatur	(DWA 2021b)
	10 - 100 mg/m ³	mit Abwärme bzw. bei teilstabilisierten Schlämmen sowie länger gelagerten Schlämmen; Niedertemperatur	(DWA 2021b)
Bandtrockner ¹	5 - 100 mg C/m ³ , in Extremfällen bis 200 mg C/m ³	Mitteltemperatur	(DWA 2021b)

¹ Grenzwert $\leq 20 \text{ mg/m}^3$ Massenkonzentration, angegeben als Gesamtkohlenstoff (TA Luft 2021)

Zur Reduzierung der Emissionen von Staub, Ammoniak und Geruch im Abgas von Trocknungsanlagen werden zur Abgasreinigung chemische Wäscher, Biofilter oder Aktivkohlefilter eingesetzt, wobei Methan in keinem dieser Verfahren der Abgasreinigung relevant ausgewaschen bzw. zurückgehalten wird. Entsprechend ist zu prüfen, ob bei der Lagerung von entwässerten Klärschlämmen die Einhaltung des Grenzwerts für Gesamtkohlenstoff von 20 mg/m^3 Nr. 5.4.8.10b TA Luft 2021 und Nr. 5.4.8.10b ABA-VwV in den Abgasen von Trocknungsanlagen gegeben ist. Da weder energetisch noch monetär verhältnismäßige Reinigungsmethoden zur Reduktion von Methan zur Verfügung stehen, ist ein möglichst hoher Stabilisierungsgrad der zu trocknenden Schlämme zur Verringerung der Gesamtkohlenstoffemissionen das Mittel der Wahl.

Gleichzeitig ist jedoch festzuhalten, dass mit den bei der kommunalen Abwasserbehandlung eingesetzten biologischen Verfahren der simultan aeroben und getrennt anaeroben Schlammstabilisierung eine „vollständige Stabilisierung“ technisch nicht möglich ist. Es ist mit diesen Verfahren sowohl technisch als auch wirtschaftlich nicht möglich Klärschlamm so zu behandeln, dass bei der Lagerung keine Methanemissionen mehr auftreten.

Schlamm-trockenbeete

Schlamm-trockenbeete werden sowohl zur weiteren Stabilisierung, Eindickung und teilweisen Entwässerung bzw. Trocknung eingesetzt, wobei sich auch ein anaerobes Milieu einstellen kann. Nach DWA (2022c) wird i. d. R. aerob stabilisierter Überschussschlamm in mit Schilf bewachsene Schlammbeete geleitet und verbleibt dort mehrere Jahre. Im Merkblatt DWA-M 230 Teil 1 sind zwar keine Angaben zu Methanemissionen aus Schlamm-trockenbeeten enthalten, wobei in Tabelle 20 zwei internationale Literaturstellen aufgeführt sind.

Tabelle 20: Literaturzusammenstellung zu Methanemissionen aus Schlamm-trockenbeeten

Variante	Methanemissionen	Bemerkungen	Literatur
Schlamm-trockenbeete	0,11 - 0,23 g/(m ² -d)	Kläranlage in China ohne Faulung; maschinell entwässerter, aerob stabilisierter Schlamm in Nordchina	(Wang <i>et al.</i> 2011)
Schlamm-trockenbeete	0,72·10 ³ Mg CH ₄	Rechnerisch abgeschätzt für die Freisetzung innerhalb von 3 Jahren (1 g CH ₄ = 4 g CSB); Faulschlamm in Australien	(Pan <i>et al.</i> 2016)

Zwischenlagerung von Klärschlamm vor der weiteren Verwertung

Nach (DWA 2022b) ist die Zwischenlagerung von Klärschlamm sowohl bei der landwirtschaftlichen Verwertung als auch vor der thermischen Behandlung unvermeidbar. Bei der landwirtschaftlichen Verwertung ist die Ausbringung zunehmend begrenzt, wodurch optimale Lagerkapazitäten für bis zu neun Monate vorgehalten werden sollten. Wartungs-, Revisionszeiten oder Betriebsstörungen bei der thermischen Verwertung können ebenfalls die Zwischenlagerung von 1 bis 2 Monaten erfordern. Der Lagerplatz von entwässertem besteht i. d. R. aus einer Bodenplatte mit festen oder mobilen Seitenwänden oder einer Lagerhalle mit Überdachung.

Weitere Informationen zu Lachgas- und Methanemissionen bei der Lagerung von Klärschlämmen sind den vorherigen Kapiteln zu entnehmen.

Auch bei der Zwischenlagerung ist in Bezug auf potentielle Methanemissionen die Explosionsgefahr aus Restausgasung im entwässerten Schlamm zu beachten.

Nach den Regelungen für Emissionen von organischen Stoffen (angegeben als Gesamtkohlenstoff, welcher Methan mit einschließt) bei der Lagerung von Klärschlamm ist nach Nr. 5.2.5 TA Luft 2021 ein Grenzwert für einen Massenstrom von 0,50 kg/h bzw. einer Massenkonzentration von 50 mg/Nm³ einzuhalten.

Gasreinigung und -aufbereitung

In den folgenden Kapiteln werden Publikationen aus dem Biogasbereich ausgewertet, die bei den dargestellten Aspekten jedoch direkt auf den Kläranlagenbereich angewendet werden können. Entsprechend wird in diesem Kapitel neben Faulgas auch die Begrifflichkeit *Biogas* verwendet.

Die energetische Nutzung von Faulgas bedarf i. d. R. der Reinigung und ggf. einer Aufbereitung, je nach weiterer Nutzung des Faulgases. Die Reinigungsschritte können die Entfernung von Wasser und Partikeln, Entschwefelung und die Siloxanentfernung umfassen. Grundsätzlich können Leckagen in Gasleitungen zu diffusen Emissionen aus Kläranlagen beitragen, welche in hohem Maße von der Wartung vor Ort und der Kontrolle der Gasmessung abhängig sind (Ye *et al.* 2022).

Empfehlungen für die Reinigung und Aufbereitung von Faulgas sind in DWA (2022e) enthalten. Zwar sind für die Reinigung von Faulgas keine Angaben von Methanemissionen zu finden, dafür sind die Angaben von Methanemissionen von verschiedenen Aufbereitungsvarianten von Faulgas zur Einspeisung ins Erdgasnetz in Tabelle 21 zusammengefasst. Nach DWA (2022e) wird der prozentuale Anteil des im Rohbiogas enthaltenen Methans, der im Zuge der Aufbereitung nicht ins Produktgas überführt wird, als Methanschlupf bezeichnet. Methanverluste der Faulgasaufbereitung umfassen den Methanschlupf (Methanverlust in der Biogasaufbereitungsanlage) und weitere Verluste (z. B. Leckraten von Verdichtern).

Die Methanverluste liegen in der Größenordnung von rd. 0,5 bis 2 % (DWA 2022e) bzw. 1 bis 3 % (Ye *et al.* 2022) des zur Einspeisung aufbereiteten Faulgases. Nach VDI 3475 (2010) sind die Emissionen abhängig von der Rohgasqualität, dem gewählten Verfahren und der Größe der Aufbereitungsanlage. Neben den Methanemissionen werden auch Kohlenstoffdioxid, Schwefelwasserstoff, Geruch (bei der Regeneration) und ggf. noch weitere organische Emissionen aus dem Waschmittel emittiert.

Tabelle 21: Literaturzusammenstellung zu Methanverlusten bei der Aufbereitung zur Einspeisung ins Erdgasnetz (nach DWA 2022e)

Variante	Methanverlust	Einflussgröße	Bemerkungen
Druckwechseladsorption (mittels Molekularsieben) ¹	deutlich > 2 % ~ 1,5 %	örtliche Bedingungen (z. B. Methangehalt)	ältere Anlagen Neuanlagen
Druckwasserwäsche ¹	~ 0,5 - 2 %		Abgasnachbehandlung erforderlich
Chemische Absorption	gering		mittels organischer Lösungsmittel
Membranverfahren ²	deutlich > 2 % 0,5 - 2 %		ältere Anlagen Neuanlagen

¹ Nachbehandlung z. B. mittels regenerativ-thermischer Oxidation erforderlich
² Nachbehandlung z. B. mittels regenerativ-thermischer Oxidation bzw. katalytische Systeme erforderlich (ältere und einstufige Anlagen mit hohen Verlusten eher Schwachgasbrenner)

Gasspeicher

Auf Kläranlagen mit Faulbehältern werden üblicherweise Gasspeicher zum Ausgleich von tageszeitlichen Schwankungen zwischen der Faulgasproduktion und Verwertung des Faulgases eingesetzt (MULNV 2018). Niederdruckgasspeicher (1 kPa bis 5 kPa) weisen ein variables Speichervolumen und Hochdruckgasspeicher (0,1 MPa bis 1 MPa) ein festes Volumen auf. Nach DWA (2022f) befinden sich auf kleinen und mittelgroßen Biogasanlagen nahezu ausschließlich Niederdruckgasspeicher mit Membranen. Auf Kläranlagen werden in den letzten Jahren vermehrt Gasspeicher mit gewichtsbelasteter Membran für Betriebsdrücke bis zu 150 hPa eingesetzt.

Für Membranspeichersysteme wird zwischen unvermeidbarer Permeation (Diffusion durch den festen Membranwerkstoff) und Leckagen durch Defekte an der Membran einschließlich Einspannstellen, Durchführungen etc. unterschieden (DWA 2018). Die maximale Methanpermeation für Membranspeichersysteme auf Biogasanlagen ist nach dem Stand der Technik auf 500 ml/(m²·d·bar) bzw. 5,787·10⁻¹² m³/(m²·s·hPa) gemessen bei 23 °C festgelegt. Für potentielle Gasfreisetzungstellen sind folgende Emissionsquellen zu nennen:

- Defekte in der Membranabdeckung (äußere Einwirkungen, Bauteilversagen, unsachgemäße Herstellung/Montage, alterungsbedingte Porosität/Verschleiß)
- Lösbare Verbindungen bzw. Durchführungen (Befestigungen der Membranen am Behälter, Anschlüsse am Speichersystem, Durchführungen/Öffnungen) sind technisch dicht, aber Leckagen können nicht ausgeschlossen werden
- Betriebliche Freisetzungstellen (im Fermenter liegende Schaumfallen, Gasüber-/ unterdrucksicherungen, Gasprobenahmestutzen, Stutzluftauslass, Revisionsöffnungen, geöffnete Gasspeicher aufgrund von Instandhaltungsarbeiten) werden häufig erst bei Eingriffen in das Biogassystem wirksam

Reinelt *et al.* (2016) untersuchten Methanemissionen von Druckbegrenzungsventilen an Gasspeichern auf zwei landwirtschaftlichen Biogasanlagen in Deutschland. Die Methanemissionsfaktoren lagen bei 0,12 g CH₄/kWh_{el} (0,06 % Methanverlust innerhalb von 106 Tagen mit 161 auslösenden Ereignissen im Winter) und 6,80 bzw. 7,44 g CH₄/kWh_{el} (3,6 % bzw. 3,8 % Methanverlust innerhalb von 66 Tagen mit 452 auslösenden Ereignissen im Sommer. Der Betriebszustand der Biogasanlage (z. B. Störung des Blockheizkraftwerkes) und der Biogasfackel, die manuell oder automatisch betrieben werden kann, sowie die atmosphärischen Bedingungen (z. B. Abfall des Luftdruckes) beeinflussen die Methanemissionen der Druckbegrenzungsventile.

An dieser Stelle sei angemerkt, dass Gasfackeln auf Kläranlagen i. d. R. nur als Notfalleinrichtung betrieben werden. Methanemissionen durch unverbranntes Faulgas können durch Fehler bei der Flammenzündung entstehen, weshalb eine automatische Zündung und Flammenüberwachung vorgeschrieben ist. Nach DWA (2022c) werden relevante Methanemissionen durch Gasfackeln ausgeschlossen.

Blockheizkraftwerk

Bei der Nutzung von Faulgas in Blockheizkraftwerken verbleiben aufgrund der unvollständigen Verbrennung Kohlenwasserstoffe im Abgas (gemessene Summe angegeben als engl. total hydrocarbons, THC), welche nach Tappen *et al.* (2016) zu 97 % bis 99 % aus Methan bestehen (sogenannter Methanschluß). Auf Kläranlagen befinden sich i. d. R. Gas-Motoren und eher selten Mikrogasturbinen. Im Vergleich zu den Gas-Motoren weisen Mikrogasturbinen aufgrund der kontinuierlichen Verbrennung, dem hohem Verbrennungsluftüberschuss, der niedriger Verbrennungstemperatur und der hohen Abbrandgrade deutlich niedrigere Emissionswerte auf (VDI 3475 2010). Zudem begünstigen geringe Methangehalte im Faulgas und Ventilüberschneidungen den Methanschluß (Aschmann *et al.* 2006). In Tabelle 22 ist eine Zusammenstellung von Angaben zum Methanschluß aus Blockheizkraftwerken aus der Literatur dargestellt.

Die prozentualen Angaben des Methanschluffs belaufen sich auf 1 % bis 2 % bezogen auf die Methanmenge im Zulauf des BHKW. In Untersuchungen werden beispielsweise 1 % von Schaum (2016), 1,7 % von Fredenslund *et al.* (2018) und 1,5 % von Parravicini *et al.* (2022) angenommen. In einer Literaturzusammenstellung geben Woess-Gallasch *et al.* (2010) einen Bereich zwischen 280 bis 2.333 mg CH₄/Nm³ an. Woess-Gallasch *et al.* (2010) weisen darauf hin, dass ein hoher Methanschluß die Vorteile der Verstromung im BHKW bei der Betrachtung von Treibhausgasemissionen abschwächen oder gar zunichtemachen kann. Aschmann *et al.* (2009) zeigten, dass eine emissionsoptimierte Betriebsweise (Einhaltung von NO_x-Grenzwert) sowohl einen erhöhten Methanschluß und Gehalt von Formaldehyd im Abgas als auch einen verminderten elektrischen Wirkungsgrad zur Folge hat.

Tappen *et al.* (2016) und DWA (2022c) weisen auf den Zielkonflikt zwischen der Minimierung des Methanschluffs und der Maximierung des elektrischen Wirkungsgrades hin. In den durchgeführten Untersuchungen von Tappen *et al.* (2016) konnte festgestellt werden, dass Anlagen mit größeren Sauerstoffüberschüssen ($\lambda = 1,5 - 1,8$), notwendig zur Reduktion der NO_x-Bildung, zwar einen höheren elektrischen Wirkungsgrad, aber auch einen höheren Methanschluß aufweisen. Gleichzeitig treten im Magerbereich bei $\lambda < 1,5$ höhere

NO_x-Konzentrationen im unbehandelten Abgas bei relativ niedrigen THC-Konzentrationen auf.

Für die Reduzierung des Methanschlupfs empfiehlt sich die regelmäßige Wartung, da bei älteren und verschlissenen Motoren deutlich höhere Methanemissionen auftreten können. Nach Liebetrau *et al.* (2010) kann der Methanschlupf mit einer katalytischen Umwandlung oder einer Nachverbrennung der Abluft reduziert werden. Tappen *et al.* (2016) zeigen jedoch, dass Oxidationskatalysatoren für Methan nicht geeignet sind. Vielmehr ist eine thermische Nachverbrennung für THC wirksam, welche sich jedoch nicht für einen Intervallbetrieb aufgrund der langen Aufheizperiode eignen (Tappen *et al.* 2016) und mit hohen Investitions- und Betriebskosten einhergehen, weshalb der Einsatz derzeit auf relativ wenige Anwendungen beschränkt ist (DWA 2022f).

Mikrogasturbinen benötigen für die Einhaltung der Emissionsgrenzwerte keine weitere Abgasbehandlung, wobei der geringere elektrische Wirkungsgrad im Vergleich zu Gas-Motoren und der deutliche Anstieg des Methanschlupfs im Teillastbetrieb zu berücksichtigen sind.

Tabelle 22: Literaturzusammenstellung zum Methanschluß bei der Nutzung von Biogas in Blockheizkraftwerken

Methanschluß	Einflussgröße	Bemerkungen	Literatur
1 - 2 % < 1 %	Gaszusammensetzung, Brennraumtemperatur (Gasfeuchte), Brennraumgestaltung, Betriebsweise, Aggregatsleistung;	Ottomotoren (z. B. Williams (1994): 1,5 %) Mikrogasturbinen (typischerweise 30 kW bis 65 kW)	(DWA 2022c) (StMWi 2016) in DWA (2022c)
1,3 %		für großtechnische Kläranlage in den Niederlanden; entspricht in der Studie 38 kg CH ₄ /d	(Daelman <i>et al.</i> 2012)
1,8 %	Gaszusammensetzung, technische Ausführung des Motors, Leistung des BHKW	bezogen auf in Motor eingetretene Methanstoffmenge; verweist auf unveröffentlichten Bericht der BOKU (für 500 kW _{el} , 55 Vol-% CH ₄ , Konzentration von 5 % O ₂ im Motorabgas) (entspricht 1.100 mg/Nm ³) (entspricht in der Studie 14,6 t CH ₄ /a)	(Woess-Gallasch <i>et al.</i> 2010)
0,17 - 3,72 % Ø 1,73 %		Mittelwert aus 17 BHKW (bis zu 2.500 ppm; 0,31 - 6,63 (Ø 3,23) g CH ₄ /kWh _{el})	(Liebetrau <i>et al.</i> 2010)
1 - 2 %		Gas-BHKW	(Aschmann <i>et al.</i> 2009)
Ø 1,07 % Ø 1,23 % Ø 1,40 % Ø 0,59 % Ø 1,55 % Ø 3,95 %	Voll-/Teillast, Art des Motors, λ-Wert	Gas-BHKW unter Volllast 80 % Teillast (bis zu 2,5 %) 60 % Teillast Mikrogasturbine unter Volllast 80 % Teillast (bis zu 2,5 %) 60 % Teillast	(Tappen <i>et al.</i> 2016)
1 g/m ³		Bei modernen Biogasmotoren (bezogen auf trockene Abgase im Normzustand und bei 5 % O ₂); für Biogasanlagen	(VDI 3475 2010)
290 mg/m ³		Kohlenwasserstoffe im Abgas von Gasmotoren	(Aschmann <i>et al.</i> 2006)

Gesamte Kläranlage

In IPCC (2019) werden Emissionsfaktoren für Methanemissionen von Kläranlagen mit Belebungsstufen auf Basis einer Auswertung von 14 Kläranlagen angegeben. Der Emissionsfaktor (engl. emission factor (EF)) berechnet sich über das Produkt aus dem maximalen Methanproduktionspotential (engl. maximum CH₄ producing capacity (B₀)) und dem Methankorrekturfaktoren (engl. methane correction factor (MCF)). Als EF wird 0,018 kg CH₄/kg BSB und 0,0075 kg CH₄/kg CSB, als B₀ wird 0,6 kg CH₄/kg BSB und 0,25 kg CH₄/kg CSB und als MCF ein Bereich von 0,003 - 0,09 (durchschnittlich 0,03) angegeben. Die Anwendung von absoluten Emissionsfaktoren für Methanemissionen verschiedener Verfahrensstufen bei fehlender Datenlage ist, aufgrund in unterschiedlichem Maße umgesetzten Vermeidungsmaßnahmen auf den Anlagen, kritisch zu bewerten und derzeit noch nicht geeignet (DWA 2022c).

Neben den Angaben zu Methanemissionen für einzelne Verfahrensschritte finden sich in der Literatur weiterhin Angaben für Methanemissionen bezogen auf eine gesamte Kläranlage. Je nach Kläranlagenkonfiguration variieren die wesentlichen Emissionsquellen von Methan, wobei grundsätzlich die Schlammbehandlung (insbesondere Schlammspeicherbehälter und Methanschluß aus Blockheizkraftwerken) als Hauptquelle genannt wird (Daelman *et al.* 2012; Parravicini *et al.* 2016; Fredenslund *et al.* 2018). Grundsätzlich ist davon auszugehen, dass Kläranlagen mit einer ungenügenden Klärschlammbehandlung und einer alten Infrastruktur höhere Methanemissionen verursachen (Delre *et al.* 2017).

In Tabelle 23 sind Literaturangaben für Methanemissionen der gesamten Kläranlagen zusammenfassend aufgelistet. Es ist deutlich zu erkennen, dass die aufgelisteten Veröffentlichungen eine große Bandbreite an unterschiedlichem Betrachtungsumfang bzw. Anlagenkonfiguration (mit/ohne Klärschlammbehandlung, Verfahrensschritte) und der Betriebsweise in den verschiedensten Ländern abbilden. Dadurch wird ein direkter Vergleich zwischen den einzelnen Veröffentlichungen erschwert, wenngleich die Veröffentlichungen nach Methanemissionen bezogen auf die Organik im Zulauf, die angeschlossenen Einwohner, die Zulaufmenge sowie die Fracht bzw. die Fläche gegliedert sind.

Darüber hinaus gibt Schaum (2016) auf Basis einer Literaturrecherche an, dass die Methanemissionen auf Kläranlagen (ohne anaerobe Klärschlammbehandlung) zwischen 11 und 300 g CH₄/(E·a) liegen. Allein für den Bereich der Faulung (Faulung, Eindicker/Stapelbehälter und BHKW) finden sich Methanemissionen zwischen 65 und 281 g CH₄/(E·a). Darüber hinaus liegen die Methanemissionen aus Speicherung und Entwässerung von Faulschlamm zwischen 2 % und 4,5 % des produzierten Methans (Daelman *et al.* 2012; Schaum 2016).

In DWA (2022c) wird auf die Untersuchungen von Gärtner *et al.* (2017) hingewiesen, bei denen die Methanemissionen von Kläranlagen ohne Faulung über den Tag konstant waren. Einzelne Veröffentlichungen diskutieren zudem den Einfluss von Jahreszeiten auf die Methanemissionen von Kläranlagen. Es zeigt sich ein positiver Zusammenhang der gesamten Methanemissionen von Kläranlagen mit der Abwassertemperatur, wobei in den Wintermonaten die geringsten Methanemissionen auftreten (Czepiel *et al.* 1993; Foley *et al.* 2015; Masuda *et al.* 2018).

An dieser Stelle wird darauf hingewiesen, dass die Verwendung der Werte für Methanemissionen für häusliches Abwasser aus den IPCC-Leitlinien (vgl. Tabelle 23) für die Erstellung von nationalen Inventarberichten nicht zielführend ist (Foley *et al.* 2015). Hier werden beispielsweise die Methanemissionen, welche in der Kanalisation gebildet wurden und dann innerhalb der Kläranlage ausstripfen, nicht berücksichtigt.

Tabelle 23: Literaturzusammenstellung zu Methanemissionen von Kläranlagen

Methanemissionen	Bemerkungen	Literatur
Bezug zu CSB bzw. BSB		
0,6 kg CH ₄ /kg BSB 0,25 kg CH ₄ /kg CSB	maximale Methanproduktion für kommunales Abwasser	(IPCC 2019)
0,15 - 32,7 %	Methanemissionsfaktor, schwedische Kläranlage (nur Klärschlammbehandlung); bezogen auf CSB im Zulauf	(Pettersson 2012) in (Delre <i>et al.</i> 2017)
0,003 - 0,09 % (Ø 0,03 %)	Literaturzusammenstellung von Methankorrekturfaktoren aus der zentralen, aeroben Abwasserbehandlung; bzw. 3 % Methanemissionen bezogen auf BSB im Zulauf; 14 großtechnische Kläranlagen in den USA	(Ye <i>et al.</i> 2022)
0,018 kg CH ₄ /kg BSB _{Zulauf}	Abschätzung mittels 0,6 kg CH ₄ /kg BSB und 0,03 kg CH ₄ /kg CH ₄	
1,6 g CH ₄ /kg BSB _{Zulauf} 0,8 g CH ₄ /kg CSB _{Zulauf}	Kläranlage ohne Faulung	(Czepiel <i>et al.</i> 1993; Wang <i>et al.</i> 2011) in (Daelman <i>et al.</i> 2013)
8,7 g CH ₄ /kg CSB _{Zulauf}	Modellkläranlage mit Faulung und gesamten Methanemissionen von 10,4 % bezogen auf den CSB im Zulauf	(Parravicini <i>et al.</i> 2016)
0,017 - 0,24 kg CH ₄ /kg CSB	229 chinesische Kläranlagen	(Zhao <i>et al.</i> 2019)
0,0001 - 0,0004 kg CH ₄ /kg CSB _{Zulauf} 0,0053 - 0,012 kg CH ₄ /kg CSB _{Zulauf}	Kläranlage Frankreich (<i>n</i> = 4) Niederlande (<i>n</i> = 4); KA ohne Faulung zeigen niedrigere Werte berechnet über 120 g CSB/(E·d) in (Schaum <i>et al.</i> 2016)	(Foley <i>et al.</i> 2015)
0,0 - 0,1 kg CH ₄ /kg CSB 0,2 - 0,4 kg CH ₄ /kg CSB 0,8 - 1,0 kg CH ₄ /kg CSB	Standardwerte für häusliches Abwasser (mittlerweile veraltet) zentralisiert aerobe Behandlung (gut bewirtschaftet) überlastete Behandlung Faulung (ohne Methanrückgewinnung)	(IPCC 2006) in (Foley <i>et al.</i> 2015)

Methanemissionen	Bemerkungen	Literatur
0,49 kg CH ₄ /kg BSB _{reduziert} 0,35 - 1,38 g CH ₄ /kg BSB _{reduziert} 0,21 - 0,81 kg CH ₄ /kg oTM _{reduziert}	Mexiko als länderspezifischer Emissionsfaktor; basierend auf Untersuchungen an Faulbehältern auf 6 Kläranlagen	(Paredes <i>et al.</i> 2019)
0,0133 kg CH ₄ /kg CSB	größtechnische Kläranlage in den Niederlanden	(Daelman <i>et al.</i> 2012)
0,85 kg CH ₄ /kg CSB 0,70 kg CH ₄ /kg CSB	Kläranlage mit Faulung in den Niederlanden Kläranlage ohne Faulung in den Niederlanden	(VROM 2008) in (Daelman <i>et al.</i> 2012)
8,5 g CH ₄ /kg CSB _{Zulauf} 11 g CH ₄ /kg CSB _{Zulauf}	Niederlande; Kläranlagen mit anaerober Klärschlammstabilisierung	(Daelman <i>et al.</i> 2013)
0,87 kg CH ₄ /kg CSB _{Zulauf} 0,53 kg CH ₄ /kg CSB _{Zulauf} 1,2/0,8 kg CH ₄ /kg CSB _{Zulauf}	Papendrecht (ohne Faulung) Kortenoord (ohne Faulung) Kralingseveer – Oktober/Februar (mit Faulung)	(STOWA 2010) in (Daelman <i>et al.</i> 2013)
1,1 - 21,3 % (kg CH ₄ /kg CH _{4,produziert}) 0,2 - 3,2 % (kg CH ₄ /kg CH _{4,Zulauf})	fünf skandinavische Kläranlagen; Messungen im Abwind; geringste Werte bei Kläranlagen mit abgedeckter Schlammbehandlung und Speichern	(Delre <i>et al.</i> 2017)
0,8 g CH ₄ /kg CSB _{Zulauf}	Kläranlage ohne Faulung; China	(Wang <i>et al.</i> 2011)

Methanemissionen	Bemerkungen	Literatur
Einwohnerspezifisch		
306 g CH ₄ /(E·a)	größtechnische Kläranlage in den Niederlanden	(Daelman <i>et al.</i> 2012)
0,153 kg CH ₄ /(E·a) 0,212 kg CH ₄ /(E·a) 266 g CH ₄ /(E·a) 140 g CH ₄ /(E·a) 310/230 g CH ₄ /(E·a)	zwei unterschiedliche Kläranlagen (für eine 0,438 im Oktober und 0,230 kg CH ₄ /(E·a) im Februar Papendrecht (ohne Faulung) Kortenoord (ohne Faulung) Kralingseveer – Oktober/Februar (mit Faulung)	(STOWA 2010) in (Daelman <i>et al.</i> 2013)
211 - 429 kg CH ₄ /(E·d) 0,39 kg CH ₄ /(E·a) 0,212 kg CH ₄ /(E·a), 0,153 kg CH ₄ /(E·a)	Niederlande; Kläranlagen mit anaerober Klärschlammstabilisierung KA Kralingseveer (mit Faulung) KA Papendrecht, (ohne Faulung) KA Kortenoord (ohne Faulung)	(Daelman <i>et al.</i> 2013)
0,39 kg CH ₄ /(E·a)		(IPCC 2007) in (Daelman <i>et al.</i> 2013)
9,39 - 14,79 (Ø 11,3) g CH ₄ /(E·a)	Kläranlage ohne Faulung; China	(Wang <i>et al.</i> 2011)
31 g CH ₄ /(E·a)	Kommunale Kläranlage (ohne Klärschlammbehandlung)	(Aboobakar <i>et al.</i> 2014) in (Schaum <i>et al.</i> 2016)
< 4 - 18 g CH ₄ /(E·a)	Niederlande (<i>n</i> = 4); KA ohne Faulung zeigen niedrigere Werte berechnet über 120 g CSB/(E·d) in (Schaum <i>et al.</i> 2016)	(Foley <i>et al.</i> 2015)

Methanemissionen	Bemerkungen	Literatur
Bezug auf Zulaufmenge		
2,44 g CH ₄ /m ³ _{Zulauf} 1,56 g CH ₄ /m ³ _{Zulauf} (2,73/2,03) g CH ₄ /m ³ _{Zulauf}	Papendrecht (ohne Faulung) Kortenoord (ohne Faulung) Kralingseveer – Oktober/Februar (mit Faulung)	(STOWA 2010) in (Daelman <i>et al.</i> 2013)
3,44 g CH ₄ /(m ³ _{Zulauf})	größtechnische Kläranlage in den Niederlanden	(Daelman <i>et al.</i> 2012)
0,4141 g CH ₄ /m ³ , 0,5105 g CH ₄ /m ³ , 0,1128 g CH ₄ /m ³	drei Kläranlagen in Japan; bezogen auf Zulauf (Oxidationsgraben, doppelt-zirkulierte anoxische-oxische Becken, pseudo anoxische-oxische Becken) ohne Faulung	(Masuda <i>et al.</i> 2018)
1,15 g CH ₄ /m ³	gesamte Abwasser- und Klärschlammbehandlung (~ 740.000 EW) in Japan	(Masuda <i>et al.</i> 2015)
Weitere (Bezug auf Fracht und Fläche)		
13,5 ± 0,5 kg CH ₄ /h	Studie untersuchte insgesamt 4 Biogasanlagen sowohl auf Kläranlagen als auch landwirtschaftliche Biogasanlagen; Methanemissionen setzen sich aus offenem Schlamm-speicher (53,1 %), Gasmotor (38,3 %), Leckagen an Druckbegrenzungsventilen (2,6 %) sowie Entlüftung des Maschinengebäudes und andere (6,0 %) zusammen	(Fredenslund <i>et al.</i> 2018)
4,99 - 92,3 kg CH ₄ /h	Dänemark, Tracer-Dispersionmethode; Echtzeitemissionen im Abwind	(Yoshida <i>et al.</i> 2014)
1,29 - 2,03·10 ⁻⁴ (Ø 1,69·10 ⁻⁴) kg CH ₄ /a	Kläranlage ohne Faulung; China	(Wang <i>et al.</i> 2011)
3,3/4,8 g CH ₄ /(m ² ·d) (Winter/Herbst) 0,2 g CH ₄ /(m ² ·d)	Kläranlagen in Australien; für Kläranlage A mit großem Einzugsgebiet (mit Vorklärung, vorgesch. Denitrifikation und Faulung) im Herbst höhere Methanemissionen als im Winter; für Kläranlage B mit kleinem Einzugsgebiet (belüftetes Belebungsbecken, Schlamm-silo) nur Messwerte im Herbst	(Schouten <i>et al.</i> 2013)

Kläranlagen ohne Schlammbehandlung

In Ergänzung zu den Ausführungen in den vorangegangenen Kapiteln ist davon auszugehen, dass sich die Höhe der Methanemissionen von Kläranlagen mit aerober Klärschlammstabilisierung von denen mit anaerober Klärschlammstabilisierung unterscheidet.

Bei Kläranlagen mit Faulung finden sich wiederum die wesentlichen Methanemissionen rund um die Faulung und die nachgeschalteten Verfahrensschritte (Daelman *et al.* 2013; Schaum 2016). Schaum *et al.* (2016) ordnen Methanemissionen von Kläranlagen ohne Faulbehälter zwischen 0,09 und 307 g CH₄/(E·a) ein. Nach IPCC (2006), zitiert in Parravicini *et al.* (2016), sind Methanemissionen einer simultanen aeroben Schlammstabilisierung vernachlässigbar, solange die Belebungsbecken nicht überladen sind und ausreichend belüftet werden. Aus Tabelle 23 ist zudem zu entnehmen, dass Kläranlagen mit Faulung tendenziell höhere Methanemissionen als Kläranlagen ohne Faulung aufweisen.

Nach DWA (2022a) werden Stabilisierungsanlagen mit Nitrifikation bei einem Schlammalter $t_{TS} \geq 20$ Tagen und mit Nitrifikation und Denitrifikation $t_{TS} \geq 25$ Tagen betrieben. Für den anfallenden Überschussschlamm ist ein Schlammstapelbehälter zur Zwischenspeicherung vor der weiteren Verwertung vorzuhalten, der bei einer ganzjährig gesicherten Abfuhr für eine Lagerzeit von mehr als einem Monat und bei der bodenbezogenen Verwertung von mehr als sechs Monaten bzw. neun Monaten (DWA 2022b) ausgelegt sein sollte. Der zwischengelagerte Klärschlamm wird daraufhin entwässert, wobei stationäre oder mobile Entwässerungsaggregate sowie Trockenbeete eingesetzt werden. Bei der mobilen Entwässerung ist nach DWA (2022a) ein separater Schlammwasserspeicher vorzuhalten. Entsprechend sind für diese Verfahrensschritte in Bezug auf Methanemissionen die Ausführungen in den vorangegangenen Kapiteln zu berücksichtigen.

Zwischenfazit

Je nach Kläranlagenkonfiguration variieren die wesentlichen Emissionsquellen von Methan, wobei grundsätzlich die Schlammbehandlung (insbesondere Schlammstapelbehälter und Methanschluß aus Blockheizkraftwerken) als Hauptquelle genannt werden. Vom Eindicker über Schlammstapelbehälter bzw. Faulung, Schlammstapelbehälter, -entwässerung bis hin zur Lagerung können gelöstes und an die Schlammmatrix anhaftendes Methan aus dem Faulprozess emittieren oder unter anaeroben Bedingungen ein weiterer Abbau unter Bildung von Methan (Restmethanpotential) stattfinden. Bei der Faulgasverwertung können Methanemissionen sowohl bei der Speicherung (unvermeidbare Permeation, sowie Leckagen) als auch bei der Verstromung des Faulgases in Blockheizkraftwerken auftreten, wenn bei unvollständiger Verbrennung Kohlenwasserstoffe in das Abgas (Methanschluß) gelangen.

Die Methanbildung in der Kanalisation führt zum Eintrag von gelöstem Methan in den Zulauf der Kläranlage, sodass auch bei der mechanischen und biologischen Abwasserbehandlung Methanemissionen auftreten. Derzeit ist nicht eindeutig geklärt, ob Methanemissionen aus der Belebung auf die Verschleppung des gelösten Methans aus der Kanalisation zurückzuführen sind oder erst in der Belebungsstufe neu gebildet werden.

Insgesamt finden sich im Vergleich zu Lachgasemissionen eher wenige Veröffentlichungen zu Methanemissionen aus einzelnen Verfahrensschritten der Abwasser- und Klärschlammbehandlung auf Kläranlagen. Wie auch bei den Lachgasemissionen, wird die Einordnung der Größenordnung der Methanemissionen einzelner Verfahrensschritte und der gesamten Kläranlage aufgrund der Vielzahl an Anlagenkonfigurationen, spezifischen Randbedingungen, der Inhomogenität der verwendeten Bezugsgrößen bei der Ergebnisangabe, fehlender Standardisierung der eingesetzten Messmethoden zur Probenahme, Analytik und Bilanzierung derzeit erschwert.

4.2 Indirekte Treibhausgasemissionen auf Kläranlagen

Unter indirekten Emissionen von Treibhausgasen auf Kläranlagen sind jene Emissionen zu verstehen, die einerseits aus der Bereitstellung von elektrischer und thermischer Energie und andererseits für den vor- und nachgelagerten Bezug von Gütern und Dienstleistungen für die Kläranlage resultieren (Scope 2 und 3, vgl. Tabelle 4 und Abbildung 9).

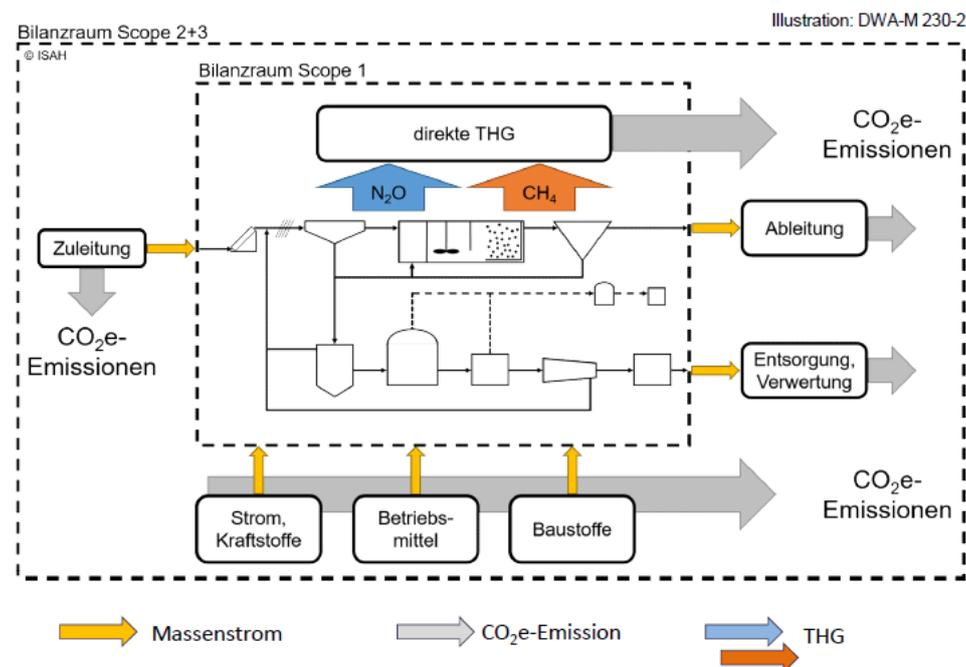


Abbildung 9: Aspekte der Treibhausgas-Bilanzierung einer Kläranlage (direkte und indirekte Emissionen, Systemgrenzen) (DWA 2022d)

Insbesondere die zu berücksichtigten Aspekte im Scope 3 sind sehr vielfältig, wobei bei der Erstellung von CO₂e-Bilanzen nach DWA (2022d) die Bautätigkeit, der Betriebsmitteleinsatz, die Reststoffentsorgung und die Mobilität der Mitarbeiter relevant sind. Die indirekten Emissionen auf Kläranlagen werden abhängig vom Energie- und Stoffeinsatz über die jeweiligen Emissionsfaktoren berechnet. Nach DWA (2022d) sind die größten vorgelagerten Positionen der Energiebedarf (elektrische Energie, fossile Brennstoffe etc.) und die Betriebsmittel (z. B. Fäll-, Flockungsmittel, Schmierstoffe, Sauerstoff und sofern benötigt externe C-Quellen, Oxidationsmittel, Kalk, Aktivkohle, Ozon). Die größten nachgelagerten Positionen sind die Schlamm entsorgung (inkl. möglicher Schlammzusatzstoffe, fossile

Brennstoffe für die Stützfeuerung bei der Verbrennung und eventuell erforderliche Transporte).

Zudem lassen sich Emissionen auch nach den Lebenszyklusphasen (Bau-, Nutzungsphase und Rückbau) einteilen. In der Bauphase tragen die Errichtung der Rohbauwerke (insbesondere Beton- und Erdarbeiten), maschinen- und elektrotechnische Installationen und der Straßenbau zu den indirekten Emissionen maßgeblich bei (Schmuck 2014 in DWA 2022d; DWA 2022d). Nach der DWA (2022d) dominieren in der Nutzungsphase die indirekten Emissionen aus dem Energiebezug. Schmuck (2014) ordnet hingegen die direkten CO₂-Äquivalente aus Lachgas- und Methanemissionen in ihrer Bedeutung vor diesen ein. Die Emissionen aus dem Rückbau sind als eher gering einzuordnen. Indirekte Emissionen im Kontext der Errichtung und dem Rückbau von Anlagen sind nur sehr aufwendig zu ermitteln und tragen nur in untergeordnetem Maß zu den Gesamtemissionen bei, sodass diese im Rahmen der Literaturrecherche nicht berücksichtigt werden (DWA 2022d).

Kläranlagen zählen häufig zu den größten Einzelenergieverbrauchern in Städten, wenn gleich mit der Verstromung in Blockheizkraftwerken das in der Faulung produzierte, methanhaltige Faulgas zur (teilweisen) Deckung des Eigenstrombedarfs eingesetzt wird. Die genutzten Mengen an Strom und Wärme aus der Verstromung des Faulgases werden aufgrund des biogenen Ursprungs in der CO₂e-Bilanz nicht berücksichtigt. Lediglich der externe Energiebezug, welcher über die Eigenenergieerzeugung aus Faulgas zur Deckung des Energiebedarfs hinaus geht, ist hier zu berücksichtigen. In Tabelle 24 ist ein Überblick über die gängigen externen Energiequellen auf Kläranlagen und deren spezifischen Emissionsfaktoren dargestellt. Die spezifischen Emissionsfaktoren beziehen sich auf die elektrische Energie.

Tabelle 24: Spezifische Emissionsfaktoren für externen Energiebezug auf Kläranlagen

Energieträger	Spez. CO ₂ -Äquivalent	Anmerkungen	Literatur
Strom aus öffentlichem Netz	0,428 kg CO ₂ e/kWh _{el}	Stromverbrauch im deutschen Strommix (mit Berücksichtigung der Vorkettenemissionen) – Bezugsjahr 2021	(UBA 2022a)
	0,485 kg CO ₂ e/kWh _{el}	Stromverbrauch im deutschen Strommix (ohne Berücksichtigung der Vorkettenemissionen) – Bezugsjahr 2021	
Heizöl	3,04 kg CO ₂ e/l Öl	Extra leicht flüssig, für kleine Heizanlagen	(UBA 2016) in (DWA 2022d)
	775 g CO ₂ e/kWh _{el}	ohne Vorkette: Emissionen ausschließlich durch den Energieträgereinsatz	(FFE 2010) in (Schaum 2016)
	860 g CO ₂ e/kWh _{el}	mit Vorkette: Zusätzliche Berücksichtigung der Emissionen durch Bau der Anlage als auch Förderung und Transport der Brennstoffe	
Erdgas	1,8 kg CO ₂ e/Nm ³		(Heslinga und van Harmelen 2006)
	475 g CO ₂ e/kWh _{el}	ohne Vorkette: Emissionen ausschließlich durch den Energieträgereinsatz	in (Daelman <i>et al.</i> 2013)
	525 g CO ₂ e/kWh _{el}	mit Vorkette: Zusätzliche Berücksichtigung der Emissionen durch Bau der Anlage, Förderung und Transport der Brennstoffe	(FFE 2010) in (Schaum 2016)

Für die Abwasserreinigung und die Klärschlammbehandlung benötigte Betriebsmittel umfassen beispielsweise Fäll-, Flockungs-, Schmiermittel, externe Kohlenstoffquellen, Reinsauerstoff und Aktivkohle. In Tabelle 25 ist eine Auswahl von gängigen Betriebsmitteln auf Kläranlagen und deren spezifischen Emissionsfaktoren dargestellt.

Tabelle 25: Spezifische Emissionsfaktoren für ausgesuchte Betriebsmittel auf der Kläranlage (nach DWA (2022d) und Parravicini *et al.* (2016))

Betriebsmittel	Spez. CO ₂ -Äquivalent
Fällmittel, Eisenchlorid	1,15 kg CO ₂ e/kg FeCl ₃
Fällmittel, Eisensulfat	1,298 kg CO ₂ e/kg FeSO ₄
Flockungsmittel, Kalkmilch „Chem-AnorgSoda-DE-2020“	1,13 kg CO ₂ e/kg Soda
Kalk (gelöscht)	0,573 kg CO ₂ e/kg Kalk
Essigsäure (techn., 70 %)	1,07 kg CO ₂ e/kg Säure
Aktivkohle (Herstellung)	8,6 kg CO ₂ e/kg Aktivkohle
Aktivkohle (Regenerierung)	3,9 kg CO ₂ e/kg Aktivkohle
Flüssigsauerstoff	0,37 kg CO ₂ e/kg O ₂
Schmierstoffe auf Propylenbasis	1,93 kg CO ₂ e/kg
Eisenchlorid für die Phosphatausfällung: Eisenoxid und Chlorwasserstoffsäure	0,16 kg CO ₂ e/mol Fe ³⁺
Eisenchlorid für die Phosphatausfällung: Beizsäuren und Chlorsäure	0,055 kg CO ₂ e/mol Fe ³⁺
Schlammkonditionierung: organische Polymere	2,62 kg CO ₂ e/kg Wirkstoff
Schlammkonditionierung: organische Polymere	1,18 kg CO ₂ e/kg Wirkstoff
Trinkwasser: „Xtra-TrinkwasserDE-2000“ (Trinkwasserförderung inkl. Energie- und Materialaufwand)	0,000402 kg CO ₂ e/kg Wasser

Für die Entsorgung von Reststoffen sowie bei der Verwertung von Klärschlämmen fallen ebenfalls indirekte Emissionen an. Eine Zusammenstellung von Literaturangaben für die Entsorgung bzw. Verwertung von Reststoffen bzw. Klärschlamm und deren Emissionsfaktoren sind in Tabelle 26 zusammengefasst.

Tabelle 26: Spezifische Emissionsfaktoren für ausgesuchte Entsorgungen bzw. Verwertungen (nach DWA (2022d))

Energieträger	Spez. CO ₂ -Äquivalent
Entsorgung Rechengut	0,161 kg CO ₂ e/kg Rechengut
Entsorgung Sand	0,00962 kg CO ₂ e/kg Sand
Klärschlamm, Verbrennung	0,024 kg CO ₂ e/kg TM

Darüber hinaus fallen auch indirekte Emissionen auf Kläranlagen durch Transport von Personen, Betriebsmitteln und Schlämmen an. In Tabelle 27 sind spezifische Emissionsfaktoren für unterschiedliche Transportarten für die Ermittlung von indirekten Emissionen auf Kläranlagen zusammengestellt.

Tabelle 27: Spezifische Emissionsfaktoren für unterschiedliche Transportarten (nach DWA¹ (2022d) und Parravicini *et al.*² (2016))

Energieträger	Spez. CO ₂ -Äquivalent
Logistik: Lkw ¹	0,0672 kg CO ₂ e/(Mg·km)
Motorisierter Individualverkehr ¹	0,142 kg CO ₂ e/(Person·km)
Transport durch LKW 16-32 Mg, EURO 5 ²	0,17 kg CO ₂ e/(Mg·km)

4.3 Gesamte Treibhausgasemissionen von Kläranlagen

Die Zusammenführung der direkten und indirekten Emissionen auf Kläranlagen ermöglicht sowohl die Abschätzung der gesamten Treibhausgasemissionen von Kläranlagen als auch die Identifikation von Ansatzpunkten für Maßnahmen zur Reduzierung von Treibhausgasemissionen. Eine zusammenfassende Darstellung von Literaturangaben zu Gesamtemissionen aufgeteilt in direkte und indirekte Emissionen von Kläranlagen ist in Tabelle 28 zu finden. In der Zusammenstellung sind sowohl CO₂e-Bilanzen für großtechnische Kläranlagen als auch Abschätzungen für Modellkläranlagen enthalten.

In Abhängigkeit von den jeweiligen Randbedingungen und Berechnungsgrundlagen (Messungen, Annahmen, etc.) der Kläranlagen zeigt sich ein unterschiedliches Bild, ob die direkten oder indirekten Emissionen die Größenordnung der gesamten Treibhausgasemissionen maßgeblich verursachen.

Aus dem Variantenvergleich unterschiedlicher Verfahrensvarianten in Parravicini *et al.* (2016) zeigt sich, dass für Kläranlagen mit anaerober Klärschlammstabilisierung die direkten Emissionen und für Kläranlagen mit simultan aerober Klärschlammstabilisierung die indirekten Emissionen (insbesondere Deckung des Eigenstrombedarfs) dominieren. Insgesamt übersteigen die gesamten Treibhausgasemissionen von Kläranlagen mit anaerober Klärschlammstabilisierung mit 36,1 kg CO₂e/(E·a) jene von Kläranlagen mit simultan aerober Klärschlammstabilisierung mit 23,7 kg CO₂e/(E·a).

Beim Vergleich der CO₂-Äquivalente der direkten Emissionen zeigt sich ebenfalls ein uneinheitliches Bild. Mehrheitlich liegen die Lachgasemissionen höher als die Methanemissionen (vgl. Tabelle 28). Nach Parravicini *et al.* (2016) übersteigen die Lachgasemissionen bei einer Modellkläranlage mit anaerober Klärschlammstabilisierung die Methanemissionen, während bei einer Modellkläranlage mit simultan aerober Klärschlammstabilisierung die Emissionen als CO₂-Äquivalente von Methan größer sind als jene von Lachgas.

An dieser Stelle wird darauf hingewiesen, dass eine Vergleichbarkeit zwischen den aufgeführten Literaturangaben aufgrund unterschiedlicher Verfahrensvarianten, Berechnungsgrundlagen etc. nur bedingt möglich ist. Zudem beeinflusst die gewählte Berechnungsgrundlage die Größenordnung der gesamten Treibhausgasemissionen von Kläranlagen maßgeblich. Schmidtke (2022) vergleicht beispielsweise zwei Berechnungsansätze auf die gesamten Treibhausgasemissionen und zeigt, dass sich sowohl die gesamten Treibhausgasemissionen um den Faktor 2 als auch die Größenordnungen von direkten und indirekten Emissionen deutlich unterscheiden. Delre *et al.* (2019) wiederum stellten drei Berechnungsansätze für direkte Emissionen für sieben Kläranlagen in Dänemark und Schweden gegenüber (Messungen, nationale Empfehlung in Dänemark, IPCC-Empfehlungen). Die berechneten direkten Emissionen auf Basis der nationalen Empfehlungen in Dänemark waren bis zu 4-mal geringer und nach den IPCC-Empfehlungen bis zu 7-mal größer als der Ansatz basierend auf Messungen auf den einzelnen Kläranlagen.

Tabelle 28: Gesamtemissionen aufgeteilt in direkte und indirekte Emissionen von Kläranlagen (KS: Klärschlamm)

Direkte Emissionen	Indirekte Emissionen	Gesamtemissionen	Bemerkungen	Literatur
Anaerob/aerob N ₂ O aus Belebung: 15,5/1,3 kg CO ₂ e/(E·a) CH ₄ aus Abwasser- /Schlammweg: 9,5/4,6 kg CO ₂ e/(E·a) N ₂ O und CH ₄ (Gewässer): 3,3/1,6 kg CO ₂ e/(E·a)	Anaerob/aerob Transport: 0,61/0,7 kg CO ₂ e/(E·a) Strombedarf: 5,6/14,2 kg CO ₂ e/(E·a) Chemikalien P-Elimination: 0,9/0,99 kg CO ₂ e/(E·a) KS-Entwässerung: 0,6/0,32 kg CO ₂ e/(E·a)	Anaerob/aerob (36,1/23,7) kg CO ₂ e/(E·a)	Modellkläranlagen mit jeweils 50.000 EW: anaerobe Faulung (vorgesch. Denitrifikation; einschl. Faulschlamm-speicher, -entwässerung; Lagerung) / simultan aerobe Schlammstabilisierung (vorgesch. Denitrifikation; Schlammstapelbehälter, Schlammmentwässerung und Lagerung)	(Parravicini <i>et al.</i> 2016)
Verbrennung stationär: 4.178 Mg CO ₂ e/a Verbrennung mobil: 463 Mg CO ₂ e/a CH ₄ -Schlupf/Kühlmittelverluste): 1.661,2 Mg CO ₂ e/a N ₂ O aus Prozessen: 12.015,0 Mg CO ₂ e/a CH ₄ aus Prozessen: 4.605,8 Mg CO ₂ e/a	Zukauf Strom: 0 Mg CO ₂ e/a Fernwärme: 108,3 Mg CO ₂ e/a Fäll-/Flockungsmittel, Sonstiges: 2.238,8 Mg CO ₂ e/a Brennstoff-, energiebez. Emissionen: 613,3 Mg CO ₂ e/a Produzierte Abfälle: 1.320,8 Mg CO ₂ e/a Geschäftsreisen, Pendeln der Arbeitnehmer und Abfalltransport: 928,8 Mg CO ₂ e/a	28.132,9 Mg CO ₂ e/a	Bilanz eines Stadtentwässerungsbetriebs; Kläranlage mit Faulung	(Kleimann und Mauer 2022)
IPCC/1,6 %-Zulauf Aus N ₂ O: 112/1.407 Mg CO ₂ e/a Aus CH ₄ : 376/402 Mg CO ₂ e/a	IPCC/1,6 %-Zulauf Strom: 423/423 Mg CO ₂ e/a Betriebsstoffe: 79/79 Mg CO ₂ e/a KS-Entsorgung: 285/285 Mg CO ₂ e/a KS-Transport: 33/33 Mg CO ₂ e/a	IPCC/1,6 %-Zulauf (1.308/2.629) Mg CO ₂ e/a	Durchschnittskläranlage mit 50.000 EW: Szenario I (Berechnung nach nationalem Treibhausgasinventar (IPCC-Bericht)) / Szenario II (1,6 % N-Zulauf)	(Schmidtke 2022)

Direkte Emissionen	Indirekte Emissionen	Gesamtemissionen	Bemerkungen	Literatur
aus N ₂ O: 7.530 Mg CO ₂ e/a aus CH ₄ : 1.910 Mg CO ₂ e/a fossiles CO ₂ : 492 Mg CO ₂ e/a	Strom: 266 Mg CO ₂ e/a Wärme: 263 Mg CO ₂ e/a Betriebsstoffe: 358 Mg CO ₂ e/a KS-Entsorgung: 288 Mg CO ₂ e/a KS-Transport: 13 Mg CO ₂ e/a Gutschrift Fernwärmenetz: 365 Mg CO ₂ e/a	10.695 Mg CO ₂ e/a	Kläranlage in Lingen: thermische Desintegration und Vakuumentgasung mit Phosphatfällung im Faulschlamm; mit Faulung	(Hüer 2022)
aus N ₂ O: 27,3 Mio. kg CO ₂ e/a aus CH ₄ : 39,5 Mio. kg CO ₂ e/a	Strombezug: 84,1 Mio. kg CO ₂ e/a	150,9 Mio. kg CO ₂ e/a	Kläranlagen im Emschergebiet; Ausbauzustand 2020 (neues System)	(Grün <i>et al.</i> 2013)
Kläranlage A/B aerobe Stufe: ~0,22/0,09 kg CO ₂ e/m ³ Methanverbrennung: ~0,09/0,19 kg CO ₂ e/m ³ Methanleckagen: ~0,1/0,1 kg CO ₂ e/m ³ N ₂ O-Emissionen: ~0,09/0,06 kg CO ₂ e/m ³	Kläranlage A/B Energieverbrauch: (~0,08/-0,05) kg CO ₂ e/m ³	Kläranlage A/B (~0,58/0,39) kg CO ₂ e/m ³	Modellkläranlage A/B; bezogen auf m ³ behandeltes Abwasser (A: Nitrifikation/De-nitrifikation, Faulung, BHKW; B: aerobe Belebung inkl. anschließender partieller Nitritation und Annamox, Faulung, BHKW)	(Campos <i>et al.</i> 2016)
N ₂ O/CH ₄ /CO ₂ 2/17/81 % ¹⁾ 3/13/84 % ¹⁾ 21/36/43 bzw. 88/5/7 % ¹⁾	n. b.	n. b.	Kläranlagen in den Niederlanden; Papendrecht (ohne Faulung) Kortenoord (ohne Faulung) Kralingseveer (mit Faulung; Oktober/Februar)	(Daelman <i>et al.</i> 2013) in (STOWA 2010)
n. b. = nicht bestimmt; ¹⁾ Prozentuale Mengen der jeweiligen CO ₂ e bezogen auf die Gesamtemissionen				

Parravicini *et al.* (2022) schätzen die Treibhausgasemissionen aus urbanen Kläranlagen in Europa auf Basis der gesamten Treibhausgasemissionen von 48 Varianten an Kläranlagen ab. In den Berechnungen werden folgende Aspekte berücksichtigt:

- Lebenszyklusemissionen der Infrastruktur
- Emissionen von gelöstem Methan in den Kanalisationsnetzen (gebildet in der Kanalisation und emittiert auf Kläranlagen)
- Direkte Emissionen von Lachgas und Methan aus den einzelnen Behandlungsstufen
- Indirekte Emissionen durch Verschleppung in den Vorfluter,
- Indirekte Emissionen (Stromerzeugung, Herstellung von Chemikalien)
- Emissionsgutschriften aufgrund der Energierückgewinnung bzw. Biomethanexport (anaerobe Stabilisierung)

Die betrachtenden Kläranlagen werden in insgesamt 48 Varianten mit unterschiedlichen Größenklassen, Arten der Schlammstabilisierung und Verfahren bzw. Kombinationen der Nährstoffelimination (C, N und P) untergliedert (vgl. Abbildung 10). Beispielsweise werden bei Kläranlagen mit weniger als 30.000 EW die Stabilisierungsvarianten (simultan) aerobe Klärschlammstabilisierung, aerobe Nachstabilisierung des ÜSS und Schlammbeete für ÜSS unterschieden. Für Kläranlagen mit mehr als 30.000 EW wurde ein Verfahrensschema bestehend aus Vorklärung und anaerober Faulung untersucht

Die Spannweite der mittleren gesamten Treibhausgasemissionen der 48 Varianten liegen zwischen 50 und 125 kg CO₂e/(E·a), wobei zwischen 20 bis 40 kg CO₂e/(E·a) auf die Lebenszyklusemissionen der Infrastruktur zurückzuführen sind. Die wesentlichen Bereiche der gesamten Treibhausgasemissionen sind die direkten Lachgasemissionen und indirekten Emissionen aus dem Strombezug direkt gefolgt von direkten Methanemissionen. Für Deutschland ergeben sich auf dieser Basis beispielsweise rd. 7,2 Mio. Mg CO₂e/a aus der Abwasserbehandlung. Die so ermittelten gesamten Treibhausgasemissionen liegen damit in etwa in der gleichen Größenordnung wie die Angaben nach UBA (2022c) (1,1 % Treibhausgasemissionen aus der Abfallwirtschaft von rd. 762 Mio. Mg CO₂e/a).

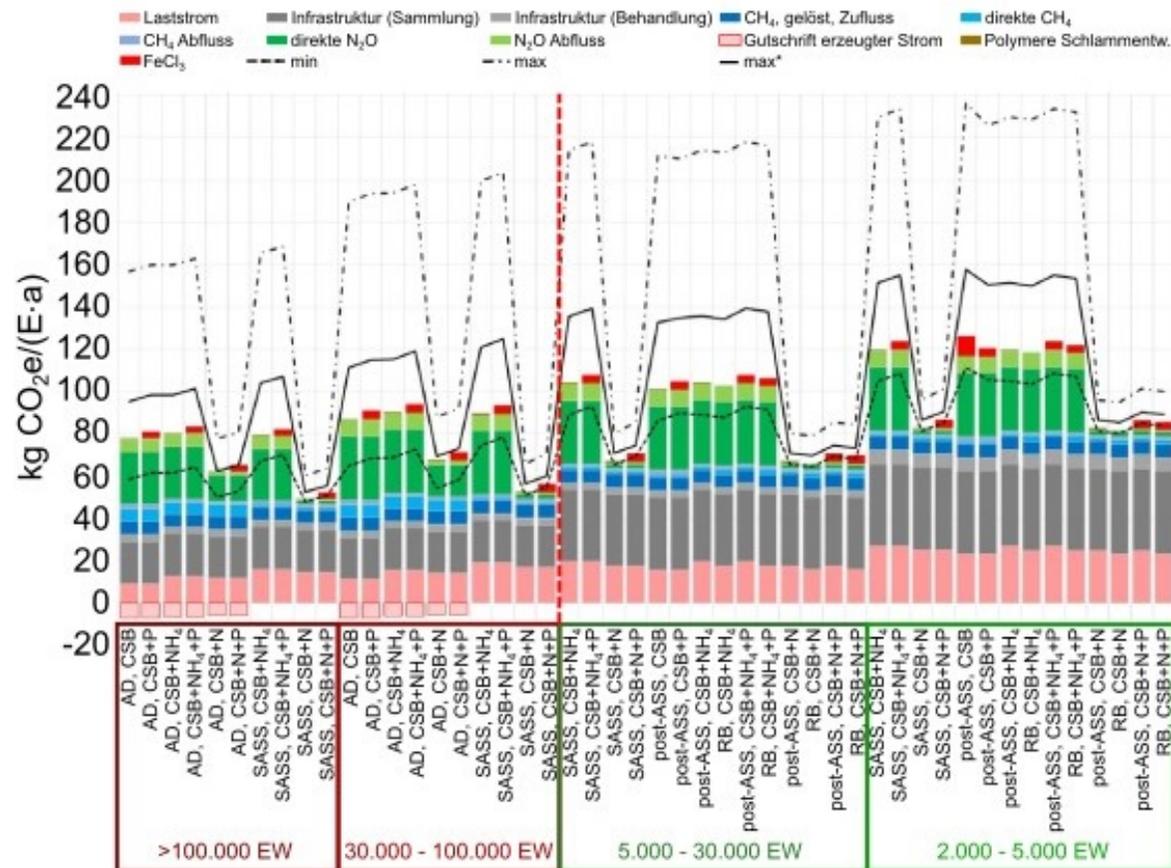


Abbildung 10: Zusammensetzung der spezifischen CO₂e-Emissionen für Modellkläranlagen in 48 Szenarien (verändert nach Parravicini *et al.* 2022) (AD – Kläranlage mit anaerober Schlammstabilisierung, SASS – Kläranlage mit simultan aerober Schlammstabilisierung, post-ASS – aerobe Nachbehandlung des ÜSS, RB – Pflanzenkläranlage; Unterschiedliche Kombinationen an Reinigungszielen für Nährstoffe C, N und P (einschl. reine CSB-Elimination); min und max: Minimum und Maximum der kumulierten Treibhausgas-Emissionsfaktoren für jedes Szenario (Spannbreite der verwendeten Parameter); max*: Maximum unter der Annahme, dass die indirekten Emissionen aus dem Gewässer das 5-fache des Durchschnitts anstatt der maximalen N₂O-Emissionsfaktoren nach IPCC (2019) betragen)

4.4 Zusammenfassung

Die Einordnung von Treibhausgasemissionen von Kläranlagen, beispielsweise zur Erstellung von CO₂e-Bilanzen, erfordert die Unterscheidung von direkten und indirekten Emissionen. Die direkten Emissionen umfassen Emissionen aus den einzelnen Prozessen bei der Abwasser- und Klärschlammbehandlung, wobei insbesondere die Treibhausgase Lachgas, Methan und Kohlenstoffdioxid unter Berücksichtigung der jeweiligen GWP-Werte relevant sind. Die direkten Kohlenstoffdioxid-Emissionen beim Abbau von Kohlenstoffverbindungen (C-Abbau in der Belebung und CO₂-Anteil im Faulgas) sind aufgrund des biogenen Ursprungs in CO₂e-Bilanzen nicht relevant, sodass diese hier nicht näher betrachtet werden. Indirekte Emissionen beinhalten Emissionen sowohl aus dem Bezug von Energie (Scope 2) als auch aus dem vorgelagerten und nachgelagerten Bezug von Gütern und Dienstleistungen (Scope 3).

Emissionsquellen für Lachgas- und Methanemissionen auf Kläranlagen können vielfältig sein, wobei diese nicht zwangsläufig nur am Ort der Entstehung auftreten. Lachgas emittiert primär im Abwasserweg (Belebungsstufe, Schlammwasserspeicher bzw. der Prozesswasserbehandlung) und Methan im Schlammweg (Faulung und (offene) Zwischenspeicherung von stabilisierten Klärschlämmen).

Exemplarisch für eine kommunale Kläranlage mit vorgeschalteter Denitrifikation und anaerober Klärschlammstabilisierung sowie für eine kommunale Kläranlage mit simultan aerober Klärschlammstabilisierung sind die wesentlichen Emissionsquellen schematisch in Abbildung 11 dargestellt. Die dargestellten Verfahrensschritte umfassen die gängigen Behandlungsstufen, wobei Trocknungsanlagen nur vereinzelt auf bayerischen Anlagen betrieben werden. Für Kläranlagen mit anaerober Klärschlammstabilisierung ist zu erwarten, dass Lachgasemissionen v. a. in der Belebungsstufe der Abwasserbehandlung und, sofern vorhanden, bei der Prozesswasserbehandlung emittieren.

Die Einordnung der Größenordnung der direkten Treibhausgasemissionen einzelner Verfahrensschritte und der gesamten Kläranlage ist aufgrund der Vielzahl an Anlagenkonfigurationen, spezifischen Randbedingungen, Inhomogenität der verwendeten Bezugsgrößen bei der Ergebnisangabe, fehlender Standardisierung der eingesetzten Messmethoden zur Probenahme, Analytik und Bilanzierung derzeit erschwert. Die Empfehlungen des DWA-Merkblatts 230 Teil 1, erschienen im Jahr 2022, geben wichtige Hinweise für die Messungen und Bewertung von direkten Treibhausgasemissionen.

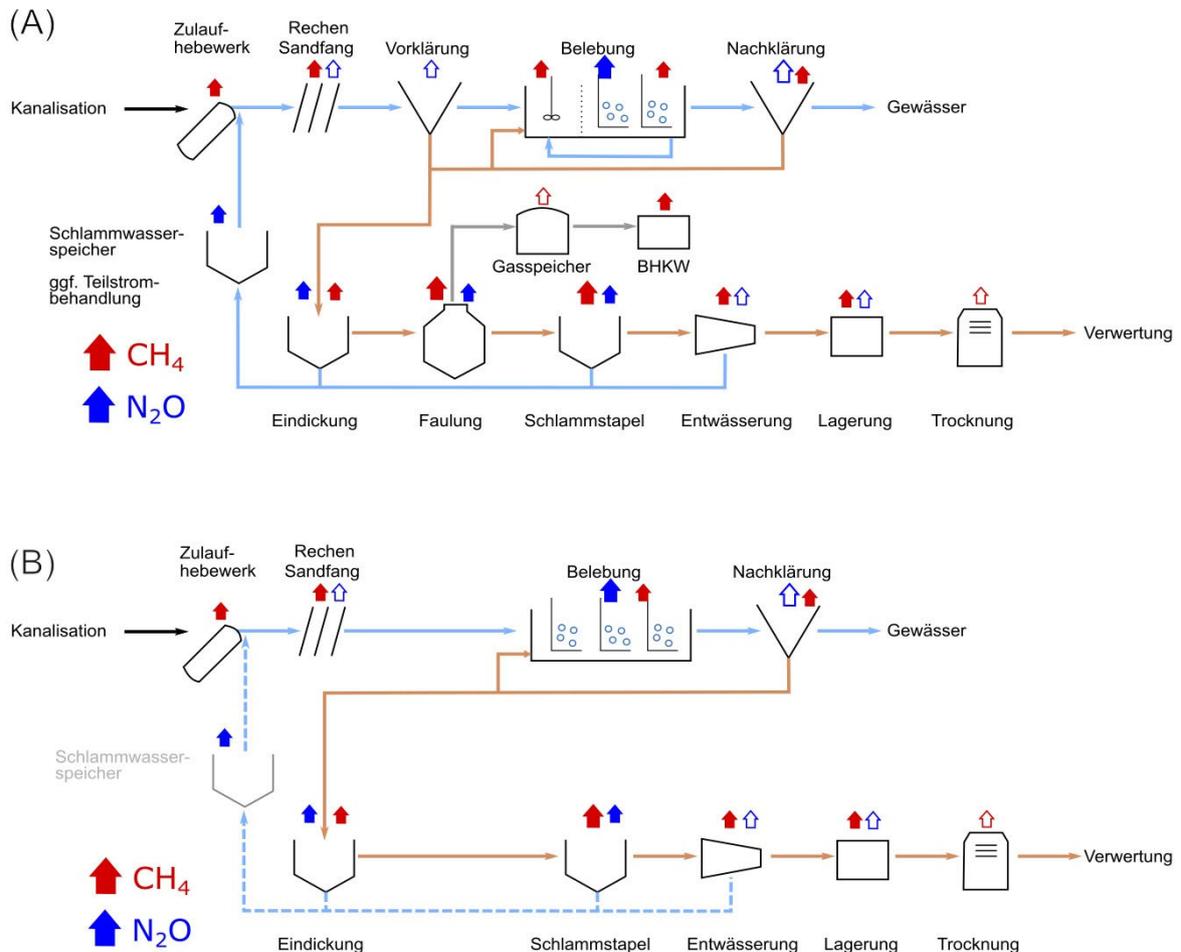


Abbildung 11: Übersicht der Quellen von direkten N_2O - und CH_4 -Emissionen auf einer exemplarischen Kläranlage mit (A) vorgeschalteter Denitrifikation und anaerober Klärschlammstabilisierung und (B) simultan aerobe Klärschlammstabilisierung - (volle/leere Markierung: Messwerte/ohne Messwerte; größere Markierung: wesentliche Emissionsquellen) (verändert nach Parravicini *et al.* (2016) und DWA (2022c))

Neben den direkten Treibhausgasemissionen können auch indirekte Emissionen maßgeblich zu den gesamten Treibhausgasemissionen auf Kläranlagen beitragen. Neben Treibhausgasemissionen aufgrund von Einsatz von Betriebsmitteln (u. a. Fäll-, Flockungsmittel, Aktivkohle), Entsorgung und Verwertung von Reststoffen aus der Abwasser- und Klärschlammbehandlung sowie Transportarten, spielt der externe Energiebezug eine entscheidende Rolle bei den indirekten Emissionen auf Kläranlagen. Die vor Ort genutzten Strom- und Wärmemengen aus der Verstromung des Faulgases werden aufgrund des biogenen Ursprungs in der CO_2e -Bilanz nicht berücksichtigt. Lediglich der externe Energiebezug (v. a. Strom, Heizöl, Erdgas), welcher über die Eigenenergieerzeugung aus Faulgas zur Deckung des Energiebedarfs hinaus geht, ist relevant. Für Abschätzung der indirekten Treibhausgasemissionen können spezifische CO_2 -Äquivalente aus der Literatur verwendet werden.

5 Messprogramm zu Treibhausgasen auf bayerischen Kläranlagen

5.1 Durchführung der Messungen und Analyseverfahren

5.1.1 Auswahl der Kläranlagen und Messstellen

Zur Messung der Treibhausgase wurden zwei bayerische Kläranlagen mit unterschiedlichen Varianten der Belebungsstufe und der Klärschlammstabilisierung ausgewählt. Hierbei sollte sowohl eine Kläranlage mit vorgeschalteter Denitrifikation und anaerober Klärschlammstabilisierung als auch eine Kläranlage mit simultan aerober Klärschlammstabilisierung untersucht werden. Die Auswahl der Kläranlagen konzentrierte sich überwiegend auf Kläranlagen im Großraum München, um eine enge Betreuung während der Dauermessungen und zusätzlich erforderliche Analysen im Labor der Professur für Siedlungswasserwirtschaft und Abfalltechnik der Universität der Bundeswehr München zu gewährleisten. Die Auswahl der Kläranlagen erfolgte in Abstimmung mit dem LfU. Die Lage der beiden ausgewählten Kläranlagen ist in Abbildung 12 dargestellt.

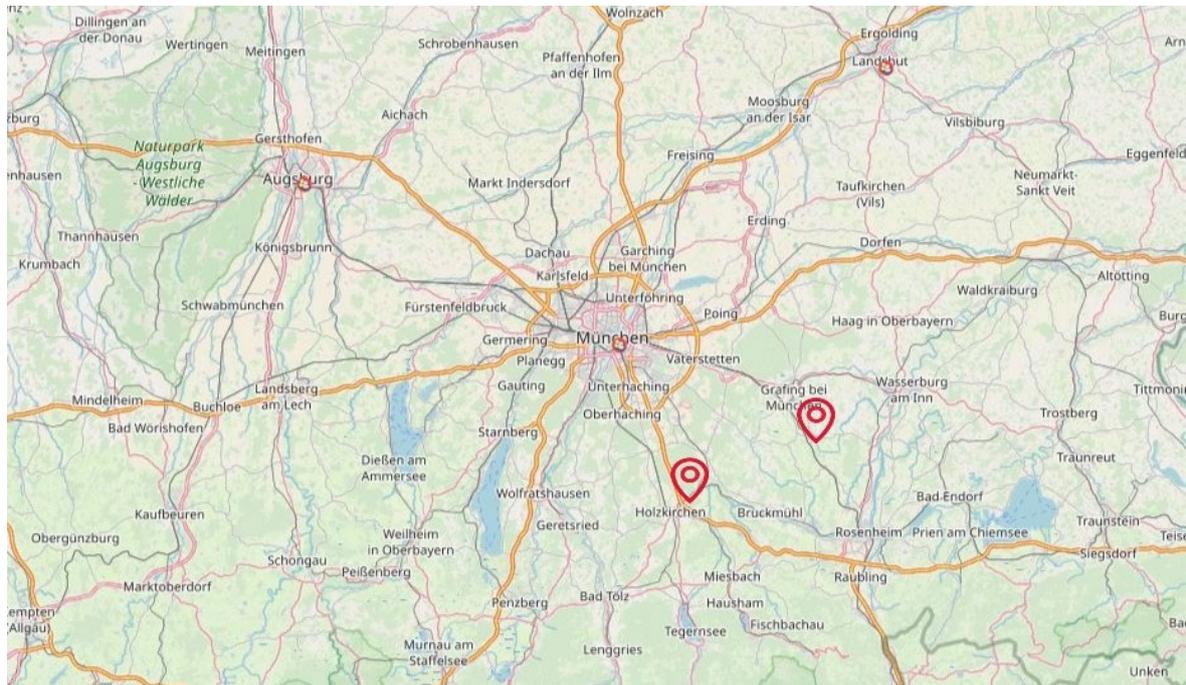


Abbildung 12: Standorte der beprobten Kläranlagen in Bayern. ©OpenStreetMap and contributors, CC-BY-SA

5.1.2 Kurzbeschreibung der Kläranlagen und der Messstellen

Nachfolgend werden die beprobten Kläranlagen kurz mit den wichtigsten Kennwerten dargestellt. Die Anlagen, ihr grundlegender verfahrenstechnischer Aufbau und die Messstellen sind in Abbildung 13 und Abbildung 14 dargestellt. Bilder der Messstellen können der Tabelle 29 für Kläranlage #A und Tabelle 30 für Kläranlage #B entnommen werden. Für die beiden Kläranlagen #A und #B wurden in Vorbegehungen jeweils Messstellen identifiziert.

Kläranlage #A

Ausbaugröße:	50.000 EW
Belebungsverfahren:	vorgeschaltete Denitrifikation
Schlammalter:	ca. 16 - 20 Tage
Klärschlammstabilisierung:	anaerob; Faulzeit ca. 35 d + ca. 35 d (zweiter Faulbehälter als Nachgärer)
Entwässerungsaggregat:	Zentrifuge
Messstellen:	#1 Zulauf #2 Denitrifikation #3 Nitrifikation #4 Förderband entw. Klärschlamm #5 Umgebungsluft (Referenzmessung in der Nähe der Belebungsstufe)

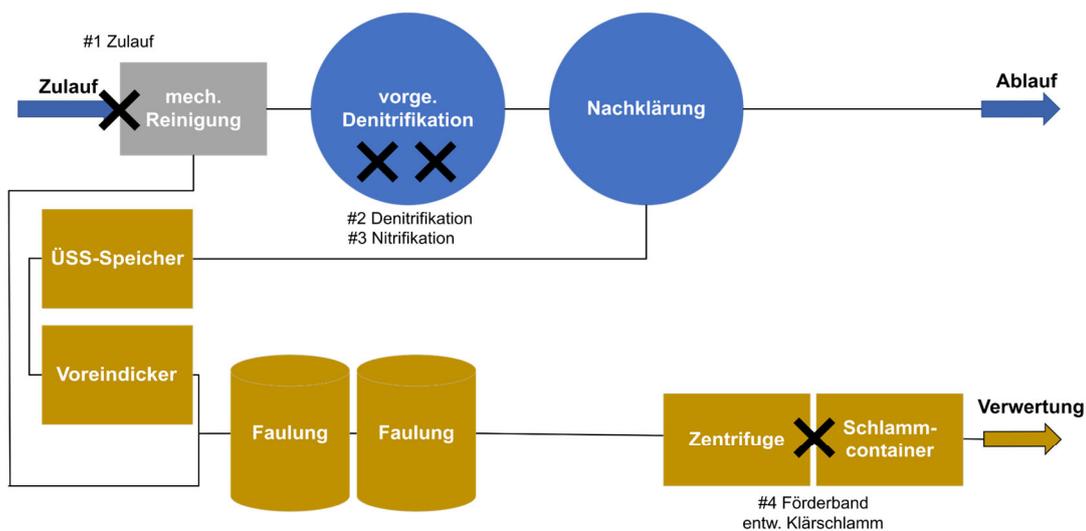


Abbildung 13: Anlagenschema Kläranlage #A und Messstellen

Tabelle 29: Beschreibung der Messstellen auf der Kläranlage #A



#1 Zulauf (Vorbegehung)
Abluft aus Schneckenhebewerk
(Auslauf zum Sandfang)



#2 Denitrifikation (Einbau Messhauben)
Oberfläche des Denitrifikationsbeckens



#3 Nitrifikation (Einbau Messhauben)
Oberfläche des Nitrifikationsbeckens



4 Förderband (Vorbegehung)
Austrittspunkt des entwässerten Faulschlammes (Förderband nach Auflockerung mit rotierenden Schaufeln)

Kläranlage #B

Ausbaugröße:	9.500 EW
Belebungsverfahren:	intermittierende Denitrifikation
Schlammalter:	> 25 Tage
Klärschlammstabilisierung:	simultan aerob
Entwässerungsaggregat:	Zentrifuge (mobil)
Messstellen:	#1 Unbelüftete Zone der Belebung #2 Belüftete Zone der Belebung #3 Schlammstapelbehälter #4 Umgebungsluft (Referenzmessung in der Nähe der Belebungsstufe)

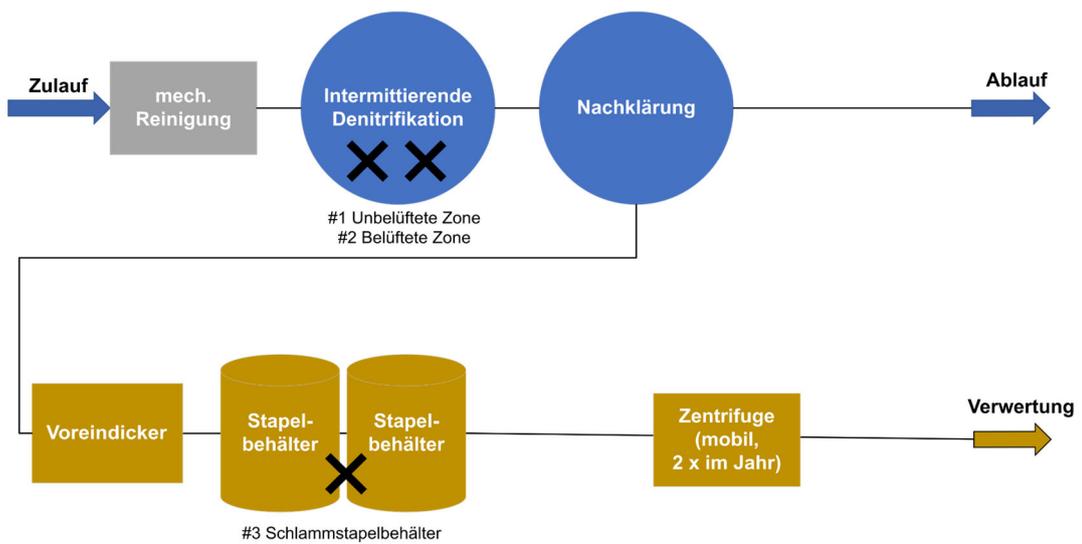


Abbildung 14: Anlagenschema Kläranlage #B und Messstellen

Tabelle 30: Beschreibung der Messstellen auf der Kläranlage #B



#1 Belüftete Zone der Belebung

Oberfläche in belüfteter Zone des Belebungsbeckens



#2 Unbelüftete Zone der Belebung

Oberfläche in unbelüfteter Zone des Belebungsbeckens



#3 Schlammstapelbehälter

Schlammoberfläche des Schlammstapelbehälters

5.1.3 Messmethoden

Quantifizierung von Lachgas- und Methanemissionen

Das Messsystem für Treibhausgase auf der Kläranlage bestand aus einem Gasentnahmegerät und einer Gasanalysestation. Die Gasentnahme erfolgte in offenen Becken (Belebungsbecken, Schlammspeicher, Schlammstapelbehälter) über die Schwimmhaubentechnik. Das zu analysierende Gas wurde durch Schläuche an die Gasanalysestationen geführt. Zur Gasentnahme an offenen Bauwerken, wie am Schneckenhebewerk, sowie am Förderband für entwässerten Schlamm wurde eine Messmatte verwendet.

Messhaube

Die Messhaube hatte eine rechteckige Grundfläche von 1,036 m² (L: 1,120 m, B: 0,925 m) zum Auffangen der Messgase. Die Messhauben wurden für die Messungen in der belüfteten Zone (Nitrifikationsbecken) und in der unbelüfteten Zone (Denitrifikationsbecken und Schlammstapelbehälter) unterschiedlich konstruiert.

In der belüfteten Zone entsteht durch die Belüftung ein Überdruck unter der Messhaube, wodurch das Gas aus dem Auslassrohr entweicht. Auf der Oberseite der Messhaube wurde ein Auslassrohr mit einem Durchmesser von 46,4 mm installiert, an dem der Schlauch für die Gasentnahme angeschlossen wurde (vgl. Abbildung 15). Der Schlauch verbindet die Haube mit der Analysestation. Während der Probenahme saugt die Pumpe in der Gasanalysestation die Luft aus der Messhaube mit einer Leistung von 0,75 l/min ($Q_{P, Gasanalyse}$) an. Neben den Messgaskonzentrationen wird auch die Strömungsgeschwindigkeit bzw. der Luftvolumenstrom mittels thermischer Sensoren der COMBIMASS® eco Serie der Fa. Binder (Messbereich 0,45 - 40 Nm³/h) ($Q_{Flowmeter}$) gemessen, um die entweichenden Gasströme nachträglich massenmäßig für die Bilanzierung zu quantifizieren. Aufgrund des Messprinzips des thermischen Durchflussmessgerätes entspricht der gemessene Gasvolumenstrom direkt dem Normvolumenstrom nach DIN 1343:1990-01 (1990). Es erfordert keine zusätzliche Temperatur- und Druckkompensation.

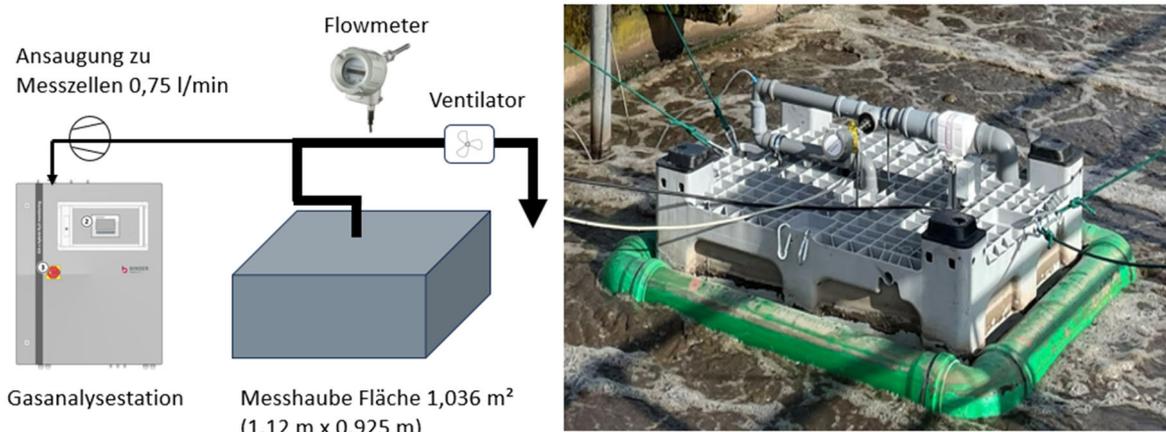


Abbildung 15: Messhaube für die belüftete Messzone

Aufgrund des möglichen Temperaturunterschieds zwischen der Innen- und Außenseite der Messhaube wird am Ende des Auslassrohrs ein konstanter Durchfluss durch einen Ventilator abgesaugt, damit keine Luft von außen durch das Rohr in die Messhaube gelangen kann. Dieser konstante Volumenstrom wird bei der Kalibrierung des Flowmeters berücksichtigt. Der Effekt des Lüfters ist so gering, dass er die Messergebnisse des Durchflussmessgerätes nicht beeinflusst.

In der unbelüfteten Zone wird nur eine geringe Menge an gelösten Gasbestandteilen aus dem Wasser freigesetzt. Der sich einstellende Gasvolumenstrom liegt unter dem Mindestmessbereich des Durchflussmessgerätes. In der unbelüfteten Zone werden daher nur die Gaskonzentrationen unter der Messhaube gemessen (vgl. Abbildung 16) und über kleine Bohrlöcher ein Druckausgleich unter der Haube erreicht.

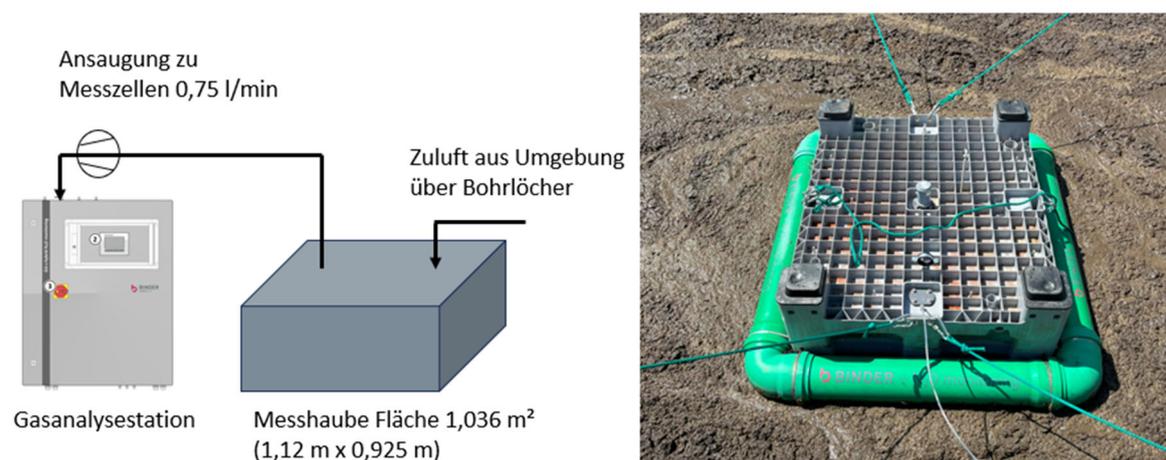


Abbildung 16: Messhaube für die unbelüftete Messzone

Bei den Messungen auf der Kläranlage #A wurde im Belebungsbecken jeweils eine Messhaube im belüfteten Nitrifikationsbecken und eine im unbelüfteten Denitrifikationsbecken genutzt.

Bei den Messungen auf der Kläranlage #B wurde im Belebungsbecken eine Messhaube im intermittierend belüfteten Bereich, eine in einer permanent unbelüfteten Zone sowie eine dritte Haube im Schlammstapelbehälter eingesetzt.

Messmatte

Das Gasentnahmeprinzip der Messmatte ist in Abbildung 17 dargestellt. Auf diese Weise kann nur die Konzentration des Gases gemessen werden. Da es sich nicht um einen geschlossenen Raum handelt, kann auch Umgebungsluft unter die Messmatte gelangen und die Messergebnisse beeinflussen.

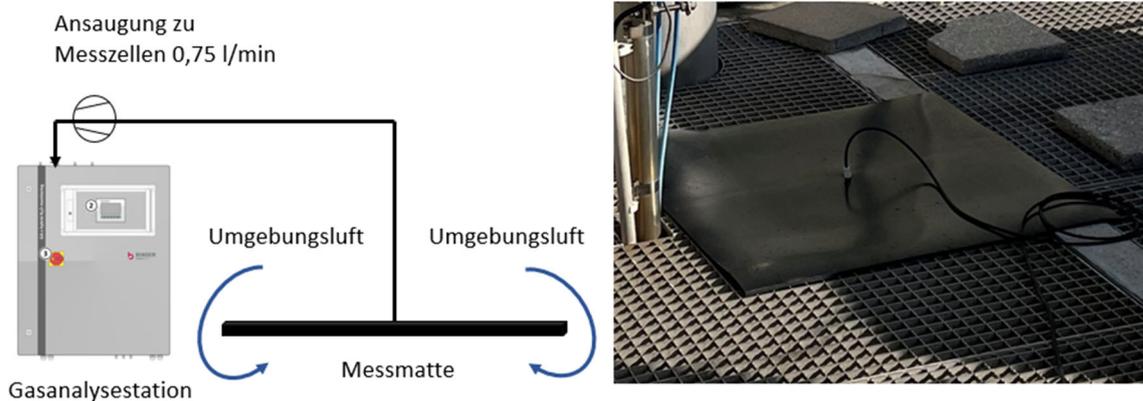


Abbildung 17: Messmatte für eine offene Entnahme

Gasanalysestation

Die Messungen der Treibhausgaskonzentrationen (CO_2 , CH_4 und N_2O) erfolgten mit Gasanalysestationen der Firma Binder vom Typ COMBIMASS GA-s hybrid premium N_2O Monitoring. Der Aufbau und die Bauteile in der Gasanalysestation sind in Abbildung 18 dargestellt. Die Analysestation ist komplett modular aufgebaut. Die Bauteile und die Erklärung des Analyseschrankes sind in Tabelle 31 dargestellt.

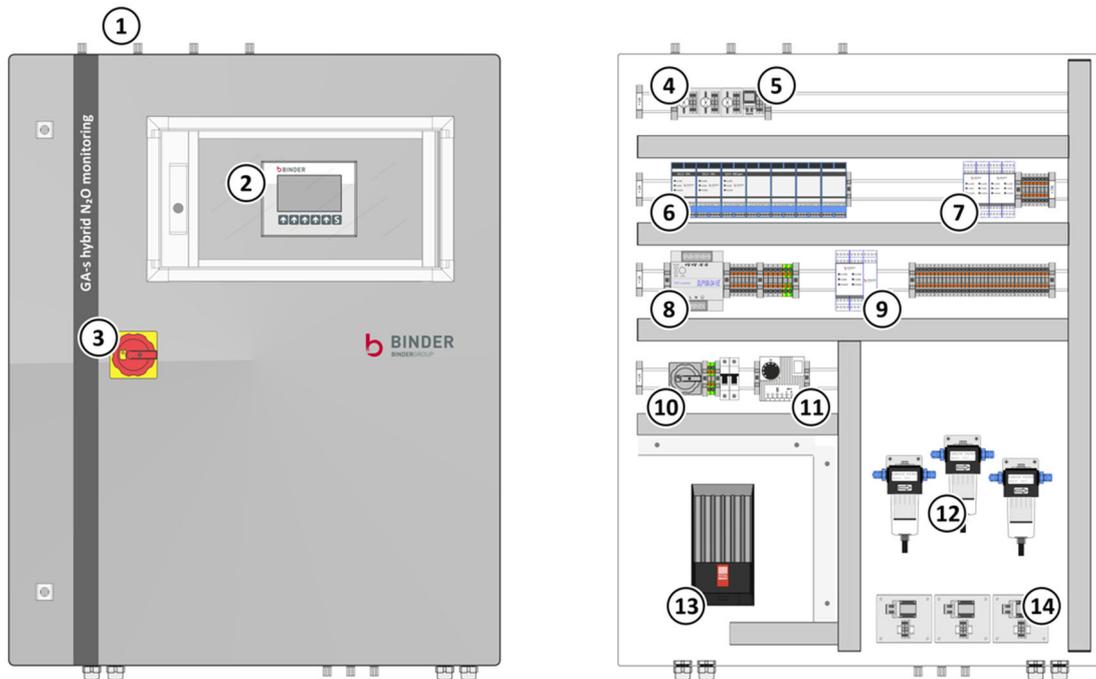


Abbildung 18: Aufbau und Bauteile des Analyseschrankes

Tabelle 31: Erklärung der Bauteile des Analyseschrank

Nr.	Bezeichnung	Erklärung
1	Gasanschlüsse	Anschlüsse für Analyse- und Abgas (3x Gas-In, 1x Gas-Out)
2	Display	Zeigt die Bedienoberfläche an und erlaubt Änderungen an der Konfiguration der Analysestation
3	Hauptschalter	Die Analysestation wird mit dem Hauptschalter ein- und ausgeschaltet
4	Ventile	Regeln den Gasstrom im Analyseschrank
5	Pumpe	Pumpt die Analysegease in die Gasmodule
6	Gasmodul	Misst die Gaskonzentration im Messgas
7	LTE- und SAB-Modul	Ermöglicht einen Fernzugriff zur Station Organisiert die intelligente Ansteuerung der Spannungsversorgung der Ventile
8	Spannungsversorgung und Sicherung	Das Netzteil wandelt 230 V AC in 24 V DC um. Der Sicherungsautomat schützt die Komponenten im Analyseschrank vor Überspannung und kann nach dem Auslösen wieder eingeschaltet werden
9	Steuerungsmodule	Steuermodul mit analogen und digitalen Eingängen zur Ansteuerung von Pumpen und Ventilen
10	Hauptschalter und Sicherungen	Schaltet die Analysestation ein bzw. aus. Schützen die Bauteile im Analyseschrank vor Überspannung. Können nach dem Auslösen wieder eingeschaltet werden
11	Thermostat	Einstellrad für die Temperaturregelung der Schrankheizung
12	Koaleszenzabscheider	Filtert Feuchtigkeit und Wassertropfen aus dem Gasstrom
13	Heizelement	Heizt den Analyseschrank bei niedrigen Temperaturen
14	Entwässerungspumpe	Entleert den Koaleszenzabscheider

An jeder Analysestation können bis zu drei Messstellen angeschlossen werden, an denen nacheinander die Gaszusammensetzung ermittelt wird. Die Verbindung zwischen der Analysestation und der Messstelle wird über einen 6 mm / 4 mm Schlauch hergestellt.

Nach dem Start des Messprogramms werden die Messungen automatisch nacheinander für jede Messstelle durchgeführt. Dazu läuft die Pumpe (Fördermenge von 0,75 l/min) zehn Minuten. Das Messgas durchläuft nacheinander die Gasmodule (O₂, CO₂, CH₄ und N₂O), wobei der Messwert erst am Ende der zehnten Minute als Ergebniswert aufgezeichnet und gespeichert wird. So ist sichergestellt, dass immer „frisches Gas“ analysiert wird. Die Umschaltung zwischen den Messstellen wird automatisch durch Ventile gesteuert. Nachdem

drei Messstellen gemessen wurden (ein Messzyklus), stoppt die Pumpe für 10 Minuten und fährt dann mit dem nächsten Messzyklus fort. Die gemessenen Daten werden automatisch auf einer SD-Karte gespeichert. Die Daten können aus der Ferne oder vor Ort von der SD-Karte heruntergeladen werden.

Die Gasanalysestation ist für die Analyse verschiedener Gase und Konzentrationen vorbereitet, vgl. Tabelle 32.

Tabelle 32: Bezeichnung und Messbereich des Gases

Bezeichnung		Messbereich	Messprinzip	Messstelle
N ₂ O	Distickstoffmonoxid	0 - 2.000 ppm _v	NDIR	Belebungsbecken, Schlammstapelbehälter
CH ₄ Low	Methan	0 - 4.000 ppm _v	NDIR	Belebungsbecken
CH ₄ High	Methan	0 - 40 Vol. -%	NDIR	Schlammstapelbehälter
CO ₂ Low	Kohlenstoffdioxid	0 - 10 Vol. -%	NDIR	Belebungsbecken,
CO ₂ High	Kohlenstoffdioxid	0 - 30 Vol. -%	NDIR	Schlammstapelbehälter
O ₂	Sauerstoff	0 - 30 Vol. -%	Elektrochemisch, long-life	Belebungsbecken, Schlammstapelbehälter

CO₂ und N₂O werden optisch mit einem NDIR-Verfahren gemessen. Wasserdampf hat im Spektrum mehrere Peaks und kann die Auswertung verfälschen, wenn die falsche Wellenlänge ausgewertet wird. Die gemessene Luft ist mit Wasserdampf gesättigt. Wassertropfen und ein großer Teil der Feuchtigkeit werden durch die vorgeschalteten Koaleszenzabscheider aus dem Gasstrom entfernt. Die Restfeuchte stört die Auswertung nicht, weil sich die verbleibenden Absorptionsspektren von Wassermolekülen von den anderen gemessenen Gasmolekülen unterscheiden.

Das im Messgas vorhandene CO₂ beeinflusst die N₂O-Auswertung, da das CO₂-Molekül bei ähnlichen Wellenlängen im Absorptionsspektrum Peaks wie das N₂O-Molekül aufweist. Deshalb wird hier die CO₂-Konzentration synchron gemessen, um die N₂O-Messwerte entsprechend zu kompensieren.

Zur Sauerstoffmessung wird eine langzeitstabile elektrochemische Zelle verwendet, die keine Querempfindlichkeit zu den anderen Gasbestandteilen aufweist.

Eine Überprüfung der Konzentrationsmessungen mit den Gasmodulen für Methan und Lachgas mit definierter Zusammensetzung eines Prüfgases der einzelnen Messstationen, welche auf den Kläranlagen #A und #B eingesetzt wurden, ist in Tabelle 33 dargestellt. Wie aus der Tabelle ersichtlich, nimmt die relative Abweichung für die Methanbestimmung mit

abnehmender Konzentration zu. Dies liegt zum einem daran, dass bei kleinen Ausgangsgrößen Veränderungen prozentual stärkere Auswirkungen haben, zum anderen kann auch die Empfindlichkeit bei niedrigen Konzentrationen hier eine Rolle spielen.

Tabelle 33: Überprüfung der Konzentrationsmessungen der Gasmodul für Lachgas und Methan der jeweiligen Messstationen der Kläranlage #A und #B

Modul	Soll [ppmv]	Ist [ppmv]	Abw. [%]
N ₂ O	0	0	0
	59	57,3	-2,9
	193	161,61	-16,3
	4.000	3.603,2	-9,9
CH ₄ Low	0	0,31	0
	59	18,3	-69,0
	193	132,4	-31,4
	4.000	2.764,4	-30,9

Ergänzende physikalisch-chemische Analyseverfahren

Ergänzende Analysen wurden aus dem Wasser- und Schlammweg mit folgenden Messgeräten und Analyseverfahren durchgeführt:

Belebtschlamm, Zulauf Belebung bzw. Ablauf Kläranlage, Schlammstapelbehälter (Zulauf und gelagerter ÜSS), entwässerter Klärschlamm

- Sauerstoffgehalt und Temperatur Gerät: WTW Multi 3430
- Trockensubstanz (TS) (DIN 38409-2:1987-03 1987)
- Trockenrückstand (TR) (DIN EN 12880:2001-02 2001)
- Glühverlust (GV) (DIN EN 15935:2021-10 2021)
- Kjeldahl-Stickstoff (TKN) (DIN EN 25663:1993-11 1993)
 Aufschluss mit Selen (ISO 5663:1984)
- Chemischer Sauerstoffbedarf (CSB) (DIN ISO 15705:2003-01 2003)
 Küvettest (ISO 15705:2002)
 – Merck 1.13431.0001 (25 - 1.500 mg/L) ggfs. in Verdünnung
- Gesamtphosphor (P_{ges}) (DIN EN ISO 15681-2:2019-05 2019)
 mittels Fließanalytik (FIA und CFA) – Gerät: SEAL AA500
- Biochemischer Sauerstoffbedarf (BSB₅) (DIN EN ISO 5815 2020)
 WTW Oxitop, Versuchsdauer von 21 Tagen

Belebtschlamm, Zulauf Belebung bzw. Ablauf Kläranlage, Schlammstapelbehälter (Zulauf und gelagerter ÜSS), nach 0,45 µm Filtration

- Nitrit-Stickstoff (NO₂-N) (DIN EN ISO 13395:1996-12 1996)
mittels Fließanalytik (FIA und CFA) und spektrometrischer Detektion
Gerät: SEAL AA500
- Nitrat-Stickstoff (NO₃-N) (DIN EN ISO 13395:1996-12 1996)
mittels Fließanalytik (FIA und CFA) und spektrometrischer Detektion
Gerät: SEAL AA500
- Ammonium-Stickstoff (NH₄-N) (ISO 5664:1984-05 1984)
mittels Destillation und Titration
- Chemischer Sauerstoffbedarf (CSB) (DIN ISO 15705:2003-01 2003)
Küvettentest (ISO 15705:2002)
– Merck 1.13431.0001 (25 - 1.500 mg/L) ggfs. in Verdünnung
- Orthophosphat-Phosphor (PO₄-P) (DIN EN ISO 15681-2:2019-05 2019)
mittels Fließanalytik (FIA und CFA) – Gerät: SEAL AA500

5.1.4 Messprogramm und Betriebsdaten

Quantifizierung der Lachgas- und Methanemissionen

Die Messungen auf der Kläranlage #A wurden im Zeitraum vom 28.04.23 bis 19.06.23 und auf der Kläranlage #B im Zeitraum zwischen dem 29.06.23 und 15.08.2023 durchgeführt.

Eine Übersicht des Messprogramms für beide Kläranlagen ist in Tabelle 34 aufgeführt.

Tabelle 34: Übersicht über das Messprogramm zur Quantifizierung der Lachgas- und Methanemissionen für die Kläranlage #A und #B

KA	Messstelle	Zeiträume	Messwerte und deren zeitliche Auflösung
#A	#1 Zulauf	16.05.- 19.06.23	c(CH ₄ , N ₂ O, CO ₂ , O ₂), Q _{P,Gasanalyse} ; 40 min
	#2 Denitrifikation	28.04.- 19.06.23	c(CH ₄ , N ₂ O, CO ₂ , O ₂), Q _{P,Gasanalyse} ; 40 min
	#3 Nitrifikation	28.04.- 19.06.23	c(CH ₄ , N ₂ O, CO ₂ , O ₂), Q _{P,Gasanalyse} , Q _{Flowmeter} ; 40 min
	#4 Förderband entw. KS	02.05.- 16.05.23	c(CH ₄ , N ₂ O, CO ₂ , O ₂), Q _{P,Gasanalyse} ; 40 min
	#5 Umgebungsluft	28.04.- 19.06.23	c(CH ₄ , N ₂ O, CO ₂ , O ₂), Q _{P,Gasanalyse} ; 40 min
#B	#1 Unbelüftete Zone der Belebung	29.06.- 15.08.23	c(CH ₄ , N ₂ O, CO ₂ , O ₂), Q _{P,Gasanalyse} , Q _{Flowmeter} ; 50 min
	#2 Belüftete Zone der Belebung	29.06.- 15.08.23	c(CH ₄ , N ₂ O, CO ₂ , O ₂), Q _{P,Gasanalyse} ; 50 min
	#3 Schlammstapelbehälter	29.06.- 15.08.23	c(CH ₄ , N ₂ O, CO ₂ , O ₂), Q _{P,Gasanalyse} ; 50 min
	#4 Umgebungsluft	29.06.- 15.08.23	c(CH ₄ , N ₂ O, CO ₂ , O ₂), Q _{P,Gasanalyse} ; 50 min

Betriebsdaten der Kläranlagen

Für die detailliertere Beurteilung des Betriebs der Kläranlagen und der Gegenüberstellung mit den gemessenen Treibhausgasemissionen (Abbauleistung, Konzentrationen ausgewählter Parameter etc.) stellten die Kläranlagenbetreiber die Betriebsdaten sowohl aus dem Prozessleitsystem als auch der vor Ort durchgeführten Laboranalysen zur Verfügung.

Dies umfasst im Wesentlichen folgende Parameter:

- Betriebsanalytik
 - Kläranlage #A: BSB₅, CSB, N_{ges}, NH₄-N, P_{ges} (Zulauf Belebung); BSB₅, CSB, NH₄-N, NO₃-N, NO₂-N, N_{ges}, P_{ges}, PO₄-P (Ablauf Kläranlage)
 - Kläranlage #B: BSB₅, CSB, N_{ges}, NH₄-N, P_{ges} (Zulauf Belebung); BSB₅, CSB, NH₄-N, NO₃-N, NO₂-N, N_{ges} (Ablauf Kläranlage)
- Onlinemessungen
 - Zufluss Abwasser
 - Belebung (O₂, pH, Temperatur, TS, NO₃-N)
 - Volumenströme Schlämme (für Kläranlage #A: Faulschlamm zur Zentrifuge (Q_{zur Zentrifuge}); für Kläranlage #B: geförderter Überschussschlamm in Schlammstapelbehälter (Q_{ÜSS, zu SSB}))

Für die Daten aus der Betriebsanalytik liegen i. d. R. einmal pro Woche Messwertevor, während die Daten der Onlinemessungen als Stunden- oder Tageswerte dargestellt werden.

Ergänzende physikalisch-chemische Analysen

Zur Ergänzung der Betriebsdaten der Kläranlagen und für einen detaillierteren Einblick in den Betrieb der Kläranlagen wurden zusätzliche Probenahmen sowohl im Wasser- als auch Schlammweg durchgeführt. Es wurden folgende ergänzende Analysen durchgeführt:

- Belebungsbecken
 - Zur Beurteilung der Position der Messhauben: Stichproben von 12 Belebtschlämmen entlang des Fließweges im Belebungsbecken (einschließlich Ablauf Vorklärung und Ablauf Belebung) – nur Kläranlage #A
 - jeweils TS, GV, NH₄-N, NO₃-N, NO₂-N, CSB_{gel}, O₂
 - Zur Erfassung von zwei Tagesverläufen (als 2-h Mischproben) – Kläranlage #A und Kläranlage #B
 - Zulauf Belebung: TKN, NH₄-N, NO₃-N, NO₂-N, CSB_{ges}, CSB_{gel}, P_{ges}
 - Ablauf Kläranlage: NH₄-N, NO₃-N, NO₂-N, CSB_{ges}, CSB_{gel}, P_{ges}, PO₄-P
- Schlämme
 - Klärschlammwässerung (Stichprobe) – nur Kläranlage #A
 - Entwässerter Klärschlamm: TR, GV
 - Überschussschlamm aus dem Schlammstapelbehälter (Stichprobe) – nur Kläranlage #B
 - Überschussschlamm (Zulauf): TR, GV, CSB_{ges}
 - Überschussschlamm (aus SSB): TR, GV, CSB_{ges}, CSB_{gel}, NH₄-N, PO₄-P, BSB₅

5.1.5 Berechnungsgrundlagen

Die Emissionen an Methan und Lachgas nach Tabelle 34 werden mit unterschiedlicher zeitlicher Auflösung von 40 bzw. 50 Minuten erfasst. Im ersten Schritt werden die Einzelwerte umgerechnet von ppm_v (ml/m³) zu g/m³. Dies erfolgt unter der Annahme, dass Lachgas und Methan ideale Gase sind, über das molare Normvolumen (V_m = 22,4 l/mol) und die molare Masse von Lachgas (M_{N₂O} = 44,01 g/mol) und Methan (M_{CH₄} = 16,04 g/mol). Im Weiteren werden in Abhängigkeit des Messzeitpunkts, unter Berücksichtigung des zeitlichen Anteils,

Stundewerte berechnet (z. B. erster Einzelwert geht mit 40 Minuten und zweiter Einzelwert mit 20 Minuten für die Berechnung des Stundenwerts ein). Die stündliche Fracht an Methan bzw. Lachgas ($B_{\text{Gas,h}}$) berechnet sich aus der Differenz der Konzentrationen an der Messstelle und in der Umgebung. Sofern die Konzentration in der Umgebung jene an der Messstelle übersteigt, wird die Konzentrationsdifferenz gleich 0 gesetzt.

$$B_{\text{h,Gas}} = (c_{\text{Gas,Messstelle}} - c_{\text{Gas,Umgebung}}) \cdot Q_{\text{Gasstrom}}$$

mit:

$B_{\text{h,Gas}}$	Stündliche Fracht an Methan bzw. Lachgas an der jeweiligen Messstelle, g Gas/h
$c_{\text{Gas,Messstelle}}$	Konzentration von Methan bzw. Lachgas an der jeweiligen Messstelle, g/m ³
$c_{\text{Gas,Umgebung}}$	Konzentration von Methan bzw. Lachgas in der Umgebung (Referenz), g/m ³
Q_{Gasstrom}	für belüftete Zone ($Q_{\text{Gasstrom}} = Q_{\text{Flowmeter}} + Q_{\text{P,Gasanalyse}}$) und für alle anderen Messstellen ($Q_{\text{Gasstrom}} = Q_{\text{P,Gasanalyse}}$), m ³ /h

Zur Berechnung der Tageswerte werden die einzelnen Stundenwerte über 24 Stunden aufsummiert.

Die Berechnung der spezifischen Emissionen (je nach Messstelle z. B. bezogen auf die CSB-/N-Fracht im Zulauf, die Fläche, die an die Kläranlage angeschlossenen Einwohner, den Durchfluss) erfolgt, v. a. zum Vergleich mit Literaturwerten, je nach Angabe sowohl für die stündlichen als auch täglichen Frachten an Methan und Lachgas bzw. als CO₂-Äquivalente.

Die Umrechnung auf CO₂e-Werte erfolgt mittels Multiplikation der jeweiligen Methan- bzw. Lachgasfrachten mit den GWP-Werten (vgl. Kapitel 3.2).

5.2 Ergebnisse der Messungen

5.2.1 Kläranlage #A

Die Messungen auf der Kläranlage #A begannen am 27.02.2023, wobei in den ersten Wochen das Messsystem an die Gegebenheiten vor Ort angepasst wurde. Im Folgenden werden die Daten ab dem 28.04.2023 bis zum 19.06.2023 dargestellt.

#1 Zulauf

Bei Vorversuchen wurde die Messhaube probeweise in den ersten offenen Kanalabschnitt auf der Kläranlage eingehängt, wobei die gemessenen Konzentrationen an Methan und Lachgas in der Größenordnung der Umgebung lagen. Aufgrund geringer Konzentrationsunterschiede, schwankenden Füllständen und schlechter Zugänglichkeit konnten die Messungen nicht über einen längeren Zeitraum dort durchgeführt werden. Jedoch zeigte sich am oberen Ende des Schneckenhebewerks sowohl am Tag der Vorbegehung als auch bei den Vorversuchen aufsteigender Wasserdampf am oberen Ende des Schneckenhebewerks. Entsprechend wurden die Versuche an dieser Messstelle durchgeführt.

Die Messungen liefen vom 16.05.2023 bis zum 19.06.2023. An der Messstelle wurde auf dem Gitterrost eine Gummimatte (0,8m x 0,6m) eingesetzt, von deren Mitte ein Gas Schlauch zur Analysestation führte (vgl. Abbildung 19). Während dem gesamten Messzeitraum wurde nur das Schneckenhebewerk, welches sich unterhalb der Messstelle #1 Zulauf befindet, betrieben. Zwischen dem 19.05.2023 und dem 22.05.2023 sowie am 14.06.2023 wurde die Aufzeichnung der Messdaten an der Messstelle #5 Umgebung unterbrochen, sodass hier keine Messdaten zur Verfügung stehen. Entsprechend ergeben sich fehlende Messdaten zu diesen Zeitpunkten. Bedingt durch die ungünstige Messanordnung, welche durch die Randbedingungen vorgegeben wurde und der fehlenden Möglichkeit die Messstelle zur Umgebung hin abzudichten, ist eine Berechnung von Frachten und spezifischen Emissionskennzahlen sowie ein Abgleich dieser mit Literaturwerten nicht zielführend. Die berechneten Frachten stehen in Abhängigkeit der Ansaugleistung der Messapparatur und dienen letztlich nur der Orientierung.



Abbildung 19: Messstelle #1 Zulauf

In Abbildung 20 (A) sind die Einzelwerte sowohl an der Messstelle #1 Zulauf als auch #5 Umgebung über den gesamten Zeitraum dargestellt. Es zeigt sich, dass die Konzentrationen bis zu 108 ppm_v CH₄ und bis zu 5 ppm_v N₂O betragen (in der Umgebung bis zu 65 ppm_v CH₄ und 26 ppm_v N₂O im selben Zeitraum).

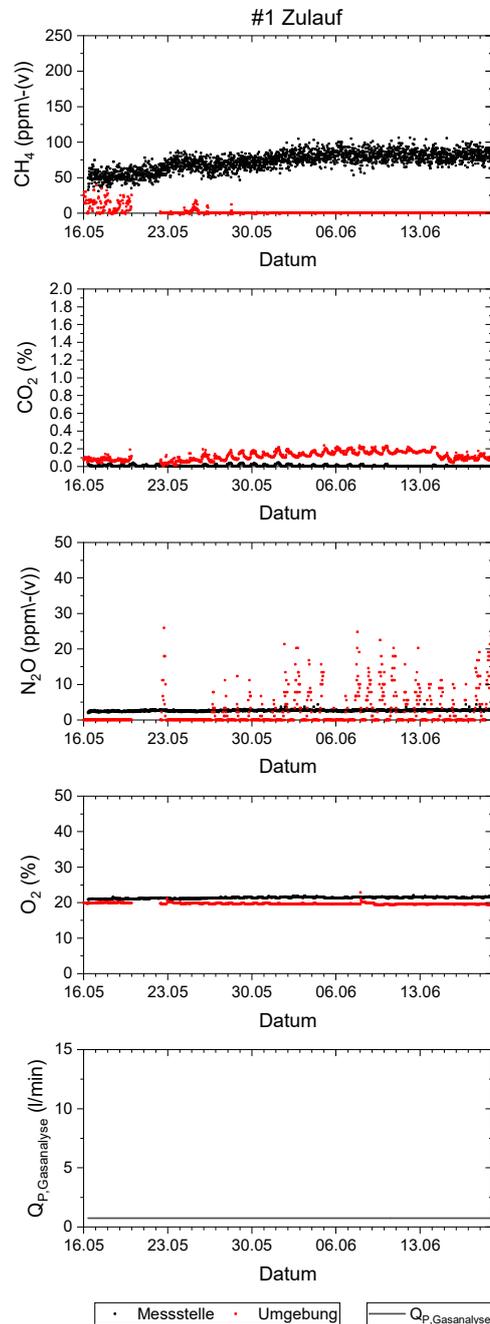


Abbildung 20: Einzelwerte der Konzentrationen und Durchflüsse (nur Q_{P, Gasanalyse}) der Messstelle #1 (einschl. Messstelle #5 Umgebung) der Kläranlage #A (Punktmessung)

Die Konzentration an Methan sind auf einem höheren Niveau als die Lachgasemissionen und steigen während des Zeitraums geringfügig an. Die Konzentrationen an Lachgas verbleiben auf einem niedrigen Niveau und zeigen deutlichere Schwankungen. Insgesamt sind für die Konzentrationen an Methan und Lachgas kein Zusammenhang mit der Zuflussmenge, der Abwassertemperatur und den Frachten an BSB₅, CSB, Gesamtstickstoff und Gesamtphosphor zu beobachten (vgl. Abbildung 21).

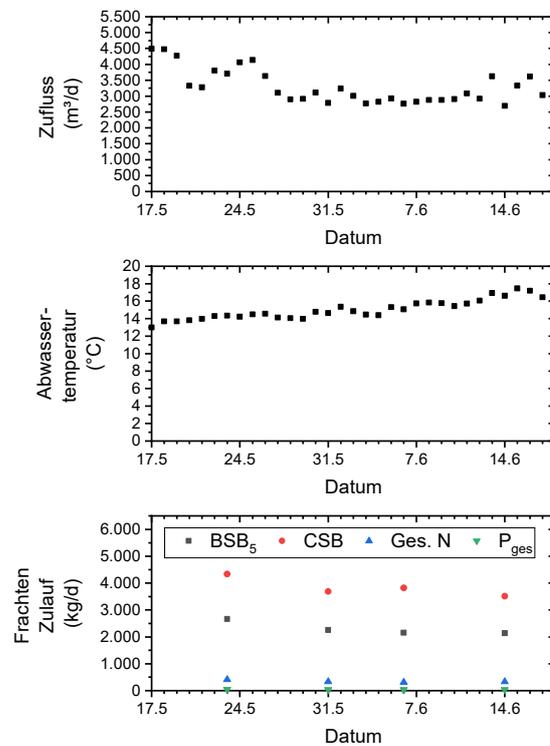


Abbildung 21: Auswahl an Betriebsdaten der Kläranlage #A (Zufluss zur Kläranlage, Abwassertemperatur und Frachten im Zulauf)

Einordnung der Ergebnisse

Aus der Literaturrecherche wurden die Methanemissionen im Zulauf von Kläranlagen auf eine Größenordnung von 7 - 8,5 g CH₄/kg CSB_{Zulauf} eingegrenzt (vgl. Kapitel 4.1.3). Die gemessenen Konzentrationen beliefen sich im Rahmen der Messkampagne zwischen 31 und 108 ppm_v für CH₄ und auf 1,9 bis 5,0 ppm_v N₂O. Legt man den Ansaugstrom der Messapparatur zu Grunde ergeben sich für CH₄ Frachten die um den Faktor 10³ unter den zitierten Werten liegen. Für Lachgasemissionen fanden sich keine Literaturangaben, welche für einen Vergleich hätten herangezogen werden können.

Letztlich entsprechen die durchgeführten Messungen an der Messstelle #1 einer Punktmessung über einen zeitlich begrenzten Messzeitraum. Die Messstelle selbst entspricht dabei nicht der ersten Öffnung des Zulaufs (nach der Kanalisation), sondern vielmehr der Aufwirbelung durch die Anhebung mit der Schneckenpumpe. Ein Rückschluss auf das in der Kanalisation gebildete Methan ist daher nicht möglich. Zudem wurde für die Frachtenberechnung der (konstante) Durchfluss der Ansaugpumpe in der Messstation verwendet, was nicht dem tatsächlich ausgestriipten Gasvolumen entspricht. Entsprechend sind die Werte als eine grobe Annäherung zu verstehen

#2 Denitrifikation und #3 Nitrifikation

Die Messungen an der Messstelle #2 Denitrifikation und #3 Nitrifikation wurden bereits Ende Februar 2023 mittels Messhauben begonnen. Die Nachrüstung der Durchflussmessungen an der Messhaube der Messstelle #2 und der nachträglichen Bohrungen an der Messhaube der Messstelle #3 ermöglichen eine belastbare Datenauswertung erst ab dem 09.05.2023. Für den Einsatz in der unbelüfteten bzw. belüfteten Zone werden Messhauben (1,12m x 0,925m) unterschiedlicher Ausstattung eingesetzt (vgl. Kapitel 5.1.3).

Während der Messungen bildete sich vermehrt Schwimmschlamm in den Belebungsbecken, insbesondere in der Denitrifikation, welche nach Angaben des Kläranlagenbetreibers jährlich bei Erhöhung der Abwassertemperatur und der Umstellung der Mikroorganismen im Frühjahr auftritt. Fotos der Messhauben während des Messzeitraums sind in der Abbildung 22 dargestellt. Beim Ausbau der Messhauben am Ende des Messzeitraums Mitte Juni zeigte sich unter der Messhaube der Messstelle #2 Denitrifikation ein kompakter Schwimmschlamm, welcher sich auch im Innenraum der Messhaube akkumuliert hat. Bei der Messhaube der Messstelle #3 Nitrifikation zeigte sich zum Zeitraum des Ausbaus der Messhauben keine Ausbildung von Schwimmschlamm unter der Messhaube.



Abbildung 22: Messstelle #2 Denitrifikation (links) und #3 Nitrifikation (rechts)

Während des Messzeitraums kam es zur Unterbrechung der Datenaufzeichnung sowohl zwischen dem 20.05.2023 und 22.05.2023 als auch am 14.06.2023. Entsprechend fehlen für diese Zeiträume die Messdaten, insbesondere für die Berechnung der stündlichen und täglichen Frachten an Methan und Lachgas.

Konzentrationsverteilung im Belebungsbecken

Die Belegung der Kläranlage #A wird als vorgeschaltete Denitrifikation in fünf Becken betrieben (vgl. Abbildung 23). Das erste Becken und die Hälfte des zweiten Beckens sind unbelüftet, wobei das erste Becken als Umlaufbecken gestaltet ist. Das Gemisch aus Abwasser und Belebtschlamm durchläuft die nacheinander geschalteten Becken (als Pfropfenströmung), wobei die Hälfte des mittleren und das letzte Becken belüftet werden.

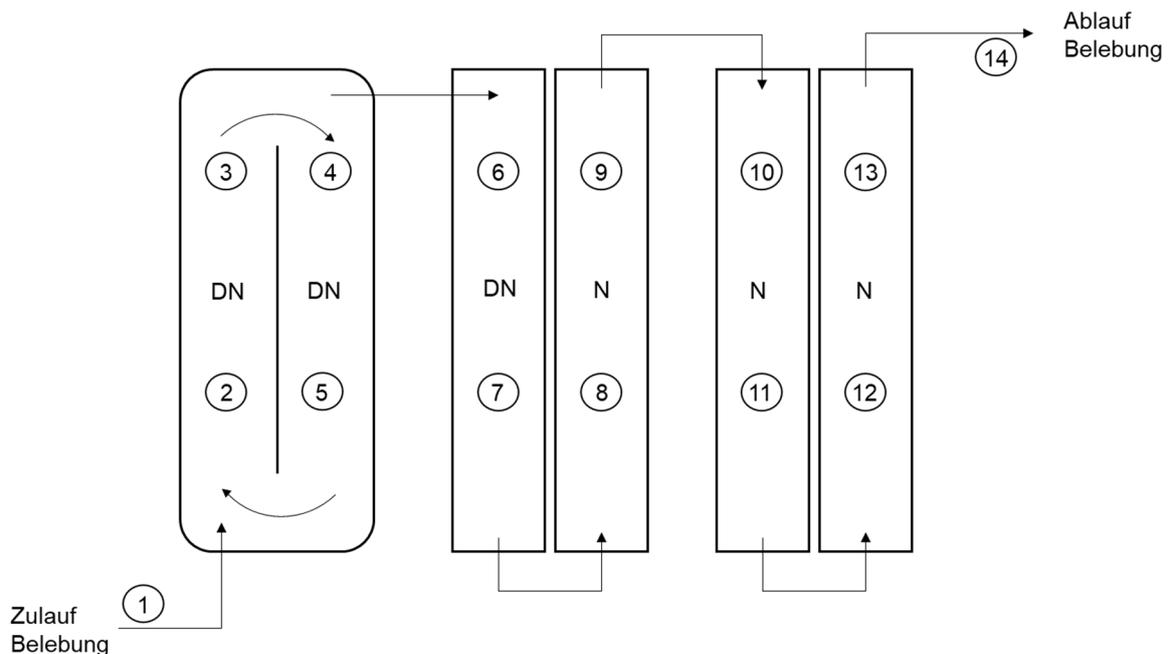


Abbildung 23: Messstellen zur Bestimmung der Verteilung der Konzentrationen im Belebungsbecken (Positionen der Messhauben: Messstellen Nr. 6 (#2 Denitrifikation) und Nr. 10 (#3 Nitrifikation)) der Kläranlage #A (interne Rezirkulation nicht dargestellt)

Zur Einordnung der Position der Messhauben in Hinblick auf die Bildung von Methan- und Lachgasemissionen wurden ausgewählte Parameter entlang der Fließrichtung im Belebungsbecken analysiert. Die Messungen wurden am 12.06.2023 durchgeführt. Die Ergebnisse der Messungen vom Zulauf der Belegung bis Ablauf der Belegung (und zusätzlich noch für den Ablauf der Nachklärung) sind in der Tabelle 35 aufgeführt.

Es zeigt sich, dass in der unbelüfteten Zone die Konzentrationen an Ammonium und Nitrit nahezu konstant sind, sich der gelöste CSB geringfügig erhöht und das Nitrat verringert. Zudem war während der Probenahme insbesondere bei der Denitrifikation ein kompakter Schwimmschlamm vorhanden, sodass sich, trotz Entfernung der Schwimmschicht vor der Probenahme, an der Messstelle 6 und 7 leicht erhöhte TS-Werte ergeben. Entlang der weiteren Fließrichtung durch die Nitrifikation verringert sich die Konzentration an Ammonium und gelöstem CSB, während sich die Konzentration an Nitrat erhöht. Die jeweiligen Tendenzen entlang der Fließrichtung entsprechen hierbei den Erwartungen beim Betrieb einer vorgeschalteten Denitrifikation (einschl. Rezirkulation und Schlammrückführung). Nach Angaben des Kläranlagenbetreibers beträgt das Rücklaufverhältnis 80 % (Rücklaufschlamm) und das Rückführverhältnis 200 % (interne Rezirkulation).

Tabelle 35: Verteilung der Konzentrationen in Fließrichtung vom Zulauf der Belebung bis Ablauf der Nachklärung

Parameter	Nr.	Belebtschlamm			Filtrat			Sensor ²⁾
		TS [g/l]	GV [%]	NH ₄ -N [mg/l]	NO ₃ -N [mg/l]	NO ₂ -N [mg/l]	CSB _{gel} [mg/l]	O ₂ [mg/l]
Zulauf Belebung	1	0,1	-	95	< 0,1	< 0,1	463	-
Denitrifikation	2	6,8	73,7	12	1,6	< 0,1	51	-
	3	6,6	72,9	12	1,5	< 0,1	48	-
	4	6,6	73,3	13	< 0,1	< 0,1	51	0,00
	5	6,6	73,3	14	< 0,1	< 0,1	47	0,00
	6 ¹⁾	9,7	73,6	14	< 0,1	< 0,1	65	-
	7	10,8	73,5	13	< 0,1	< 0,1	66	-
Nitrifikation	8	6,6	73,1	10	< 0,1	< 0,1	45	0,00
	9	6,5	73,1	7,4	4,5	< 0,1	42	0,38
	10 ¹⁾	6,7	73,3	4,6	5,4	< 0,1	40	0,76
	11	6,7	73,2	1,2	8,5	< 0,1	38	-
	12	6,6	73,8	0,2	10,1	< 0,1	36	4,61
	13	6,7	73,3	0,1	10,8	< 0,1	33	-
Ablauf Belebung	14	6,5	73,0	0,3	11,5	< 0,1	40	-
Ablauf Nachklärung	-	n. b.	n. b.	0,13	11,8	< 0,1	24	-

¹⁾ Probenahme nahe der Messhauben

²⁾ Ablesung der Anzeige der einzelnen O₂-Sensoren im Belebungsbecken direkt nach Probenahme (aus Betriebsdaten für den 12.06.23: O_{2,min}/O_{2,max} = 0,6/2,2 mg/l)

n. b. = nicht bestimmt

Aus der Literaturrecherche wurde festgehalten (vgl. insbesondere Kapitel 4.1.2), dass v. a. die Bildung von Lachgas bei CSB-Stößen, ungünstigen CSB/N-Verhältnissen, plötzlichen Änderungen der Temperatur und des pH-Werts sowie Hemmstoffen bei der Denitrifikation begünstigt ist. Bei der Nitrifikation wiederum sind hierfür ungünstige O₂-Konzentrationen, hohe Nitrit-Konzentrationen, Belastungsschwankungen und hohe Ammoniumumsatzleistungen zu nennen. Zudem kann sich aufgrund der geringen O₂-Konzentration bei den Übergängen zwischen Nitrifikations- zu Denitrifikationsbecken vermehrt Lachgas bilden.

Aufgrund der beobachteten geringen Veränderung der Konzentrationen im Verlauf der Denitrifikation sowie der Nitrifikation wurde der Position der Messeinrichtung für die Messergebnisse eine untergeordnete Rolle beigemessen. Es wurde daher eine mittige Position in den Becken gewählt.

Einzel- und Stundenwerte

Die Einzelwerte der Konzentrationen und Durchflüsse an den Messstellen #2 Denitrifikation und #3 Nitrifikation (einschl. der Messtelle #5 Umgebung) sind für den gesamten Messzeitraum in Abbildung 24 dargestellt. Für die Denitrifikation zeigt sich ein kontinuierlicher Anstieg der Konzentrationen an Methan bis zu 15.534 ppm_v CH₄ und für Lachgas bis zu

202 ppm_v N₂O. Für die Nitrifikation folgen die Konzentrationen an Methan und Lachgas jenen der Umgebung und verbleiben auf einem im Vergleich zur Denitrifikation wesentlich niedrigerem Niveau mit Werten bis zu 88 ppm_v CH₄ und 58 ppm_v N₂O.

Die stündlichen Frachten an Methan und Lachgas (bezogen auf die Fläche der Messhaube) folgen der Tendenz der Konzentrationen und zeigen im Mittel Werte von 0,3 g CH₄/(m²·h) und 0,01 g N₂O/(m²·h) für die Denitrifikation und 0,02 g CH₄/(m²·h) und 0,34 g N₂O/(m²·h) für die Nitrifikation (vgl. Abbildung 25).

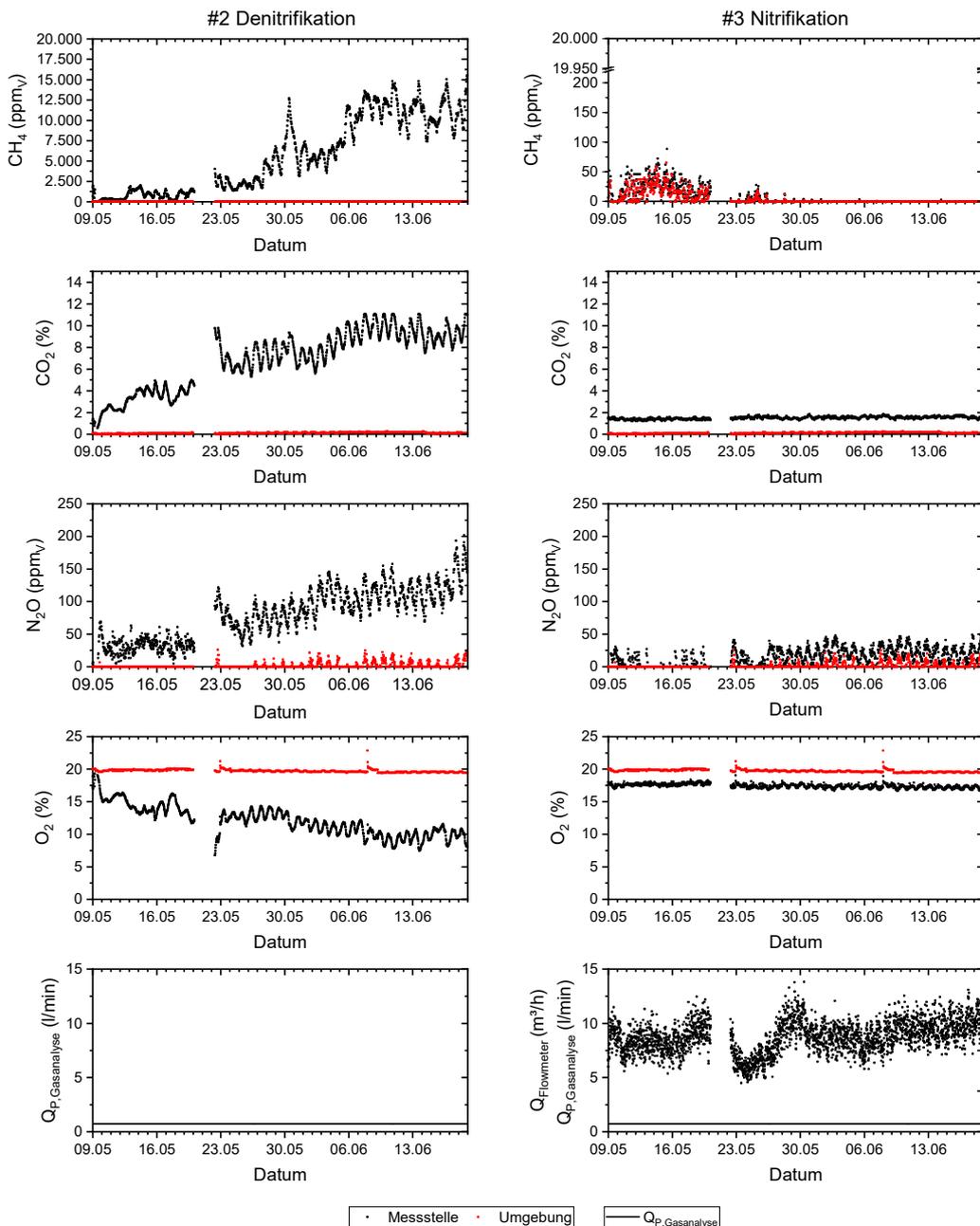


Abbildung 24: Einzelwerte der gemessenen Konzentrationen und Durchflüsse der Messtellen #2 (links) und #3 (rechts) der Kläranlage #A (einschl. Referenzwert aus der Umgebung #5)

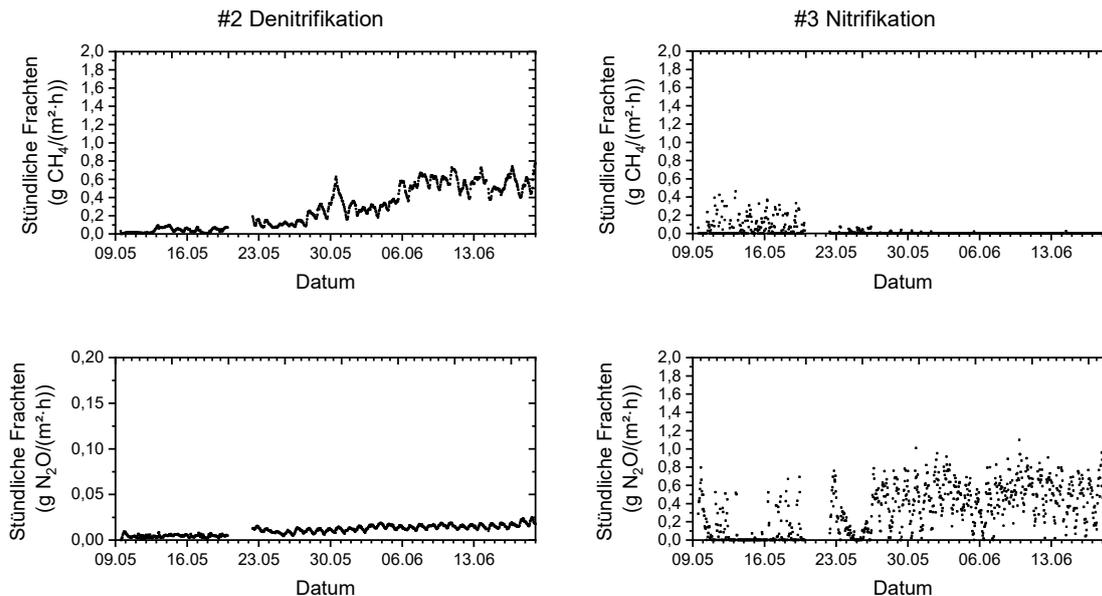


Abbildung 25: Stündliche Frachten an Methan und Lachgas der Messtellen #2 (links) und #3 (rechts) der Kläranlage #A (für die mit der Messhaube abgedeckte Fläche)

Betrachtung von Tagesverläufen

Für eine detaillierte Betrachtung der Frachten an Methan und Lachgas im Tagesverlauf wurde ein zusätzliches Messprogramm mit der Beprobung des Zulaufs der Belebung und des Ablaufs der Nachklärung als 2h-Mischproben über zwei Tage durchgeführt.

Während der zwei Tagesverläufe belaufen sich die stündlichen Methanfrachten zwischen 0,38 und 0,73 g CH₄/(m²·h) in der Denitrifikation bzw. zwischen 0 und 0,02 g CH₄/(m²·h) in der Nitrifikation. Diese Tagesfrachten beziehen sich dabei auf die mit der Messhaube abgedeckte Fläche. Die stündlichen Lachgasfrachten aus der Denitrifikation variieren innerhalb des Messzeitraums nur geringfügig. Die stündlichen Methanfrachten aus der Nitrifikation verbleiben bei 0 g CH₄/(m²·h) (mit der Ausnahme eines einzelnen Messwerts). Die dargestellten stündlichen Methanfrachten aus der Denitrifikation und Nitrifikation zeigen in den Tagesverläufen keine eindeutigen Zusammenhänge weder mit den Messwerten der Onlinemessungen in der Belebung (Ammonium, Nitrat, Sauerstoff, Temperatur), der Konzentrationen im Zulauf noch hinsichtlich der Abbaugrade der biologischen Reinigungsstufe.

Die stündlichen Lachgasfrachten variieren zwischen 0,01 und 0,02 g N₂O/(m²·h) in der Denitrifikation und zwischen 0,02 und 0,8 g N₂O/(m²·h) in der Nitrifikation. Die Tagesverläufe der stündlichen Lachgasfrachten aus der Denitrifikation verbleiben in etwa auf einem Niveau. Die stündlichen Lachgasfrachten aus der Nitrifikation unterliegen Schwankungen im Tagesverlauf, die dem Verlauf der Konzentration an Nitrat im Belebungsbecken ähneln.

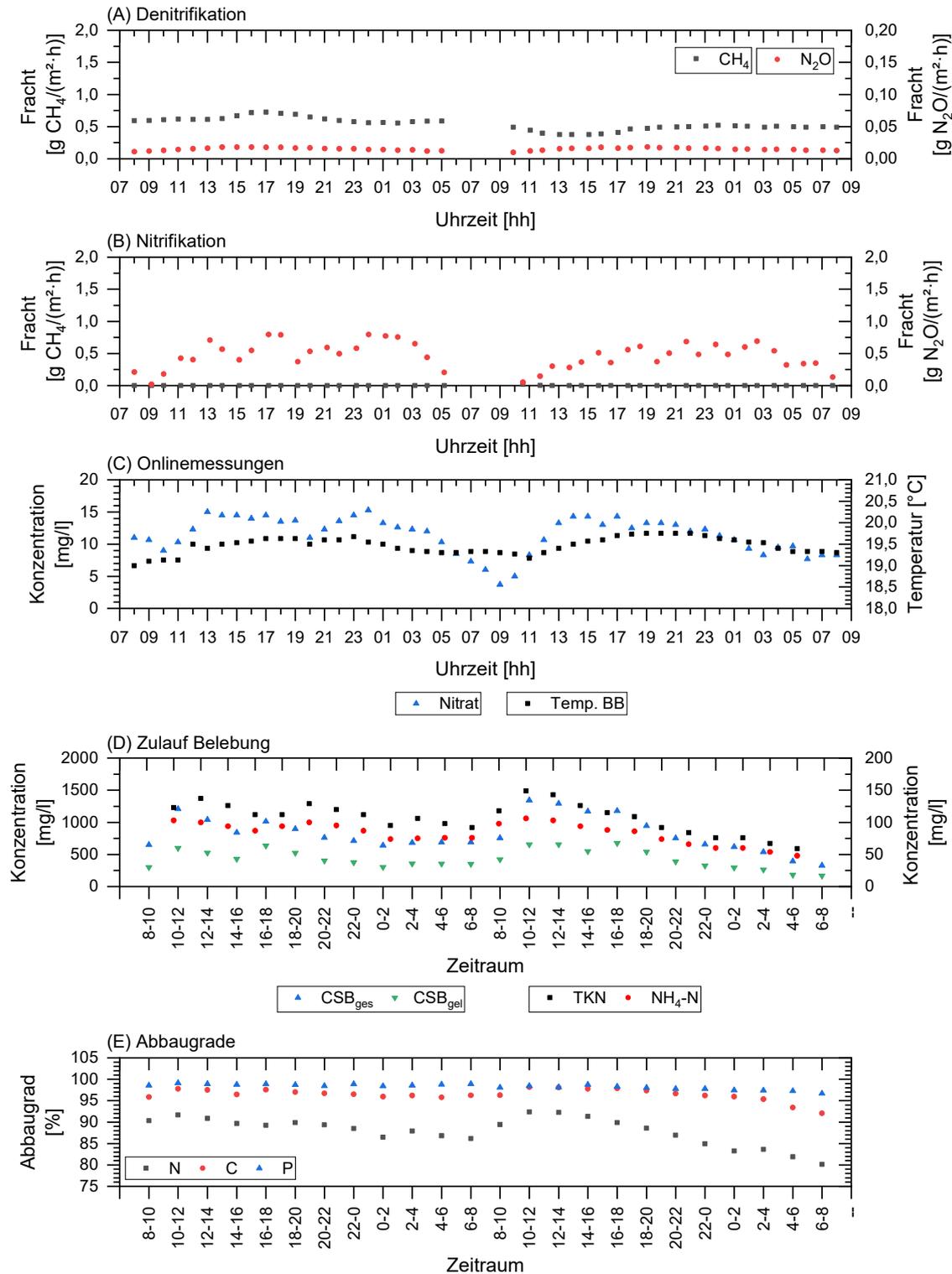


Abbildung 26: Tagesverlauf der Frachten aus Denitrifikation (A) und Nitrifikation (B), Messwerte der Sensoren in Belebung (C), Konzentrationen aus 2h-Mischproben zur Belebung (D) und Abbaugrade der biologischen Behandlungsstufe (E) der Kläranlage #A (Frachten aus abgedeckter Fläche mit Messhaube)

Die Konzentrationen an gelöstem Sauerstoff sind über beide Tage nahezu identisch mit Werten von $0,72 \pm 0,05$ mg/l O_2 (nicht dargestellt). Die Freisetzung von Lachgas v. a. aus der Nitrifikation könnte entsprechend mit der geringen Sauerstoffkonzentration in Verbindung stehen, wobei die Schwankungen der stündlichen Lachgasfrachten aus der Nitrifikation nicht mit der Sauerstoffkonzentration übereinstimmen.

Die Konzentrationen an gesamten und gelöstem CSB, TKN und Ammonium zeigen einen typischen Verlauf des Anstiegs in den Morgenstunden mit den höchsten Konzentrationen etwa zwischen 10 und 14 Uhr, des zwischenzeitlichen Rückgangs und dem erneuten Anstieg etwa zwischen 18 und 22 Uhr. Die Abbaugrade liegen bei Mittelwerten von 88 % für Stickstoff, 96 % für Kohlenstoff und 98 % für Phosphor und deuten auf einen weitgehenden und stabilen Abbau hin. Es zeigt sich, dass der Abbaugrad von Stickstoff im Tagesverlauf der Konzentration an TKN bzw. Ammonium im Zulauf der Belebung ähnelt. Ein zeitlicher Zusammenhang zwischen den stündlichen Methan- und Lachgasfrachten aus der Denitrifikation und Nitrifikation sowohl mit den Konzentrationen im Zulauf zur Belebung als auch den Abbaugraden von Stickstoff, Kohlenstoff und Phosphor sind jedoch nicht zu erkennen.

Tageswerte

Die täglichen Frachten an Methan und Lachgas aus der Denitrifikation und Nitrifikation werden ausgewählten Parametern der Belebung aus den Betriebsdaten in der Abbildung 27 gegenübergestellt. Die mittleren Tagesfrachten beziehen sich auf die mit der Messhaube abgedeckte Fläche und liegen bei $7,0$ g $CH_4/(m^2 \cdot d)$ und $0,26$ g $N_2O/(m^2 \cdot d)$ aus der Denitrifikation und bei $0,6$ g $CH_4/(m^2 \cdot d)$ und $8,0$ g $N_2O/(m^2 \cdot d)$ aus der Nitrifikation. Die Tagesfrachten an Methan, insbesondere aus der Denitrifikation, stehen im Zusammenhang mit dem ausgeprägten Schwimmschlamm, sodass deren Belastbarkeit kritisch zu hinterfragen sind.

Der Verlauf der täglichen Frachten an Methan und Lachgas über den Messzeitraum ähnelt jenem der stündlichen Frachten. Bei der Denitrifikation zeigt sich ein deutlicher Anstieg der Tagesfrachten an Methan und Lachgas mit voranschreitender Messdauer. Bei der Nitrifikation wiederum sind innerhalb der ersten Woche (bis zum 16.05.23) Tagesfrachten an Methan von bis zu $2,6$ g $CH_4/(m^2 \cdot d)$ zu beobachten, welche in folgenden Wochen auf ein Minimum bis zu 0 g $CH_4/(m^2 \cdot d)$ zurückgehen. Die Tagesfrachten an Lachgas steigen bei der Nitrifikation über den Messzeitraum deutlich an und weisen zwischen dem 03.06.2023 und 09.06.2023 einen deutlichen Rückgang auf, welcher im weiteren Verlauf wieder das vorherige Niveau erreicht.

Aus den Betriebsdaten werden Zufluss, Trockensubstanzgehalt des Belebtschlammes (TS_{BB}), Abwassertemperatur, Wertebereich von minimaler und maximaler Konzentration an gelöstem Sauerstoff, Frachten an BSB_5 , CSB, gesamten Stickstoff und Phosphor im Zulauf der Belebung sowie die Abbaugrade innerhalb der Belebungsstufe aus den Betriebsdaten entnommen.

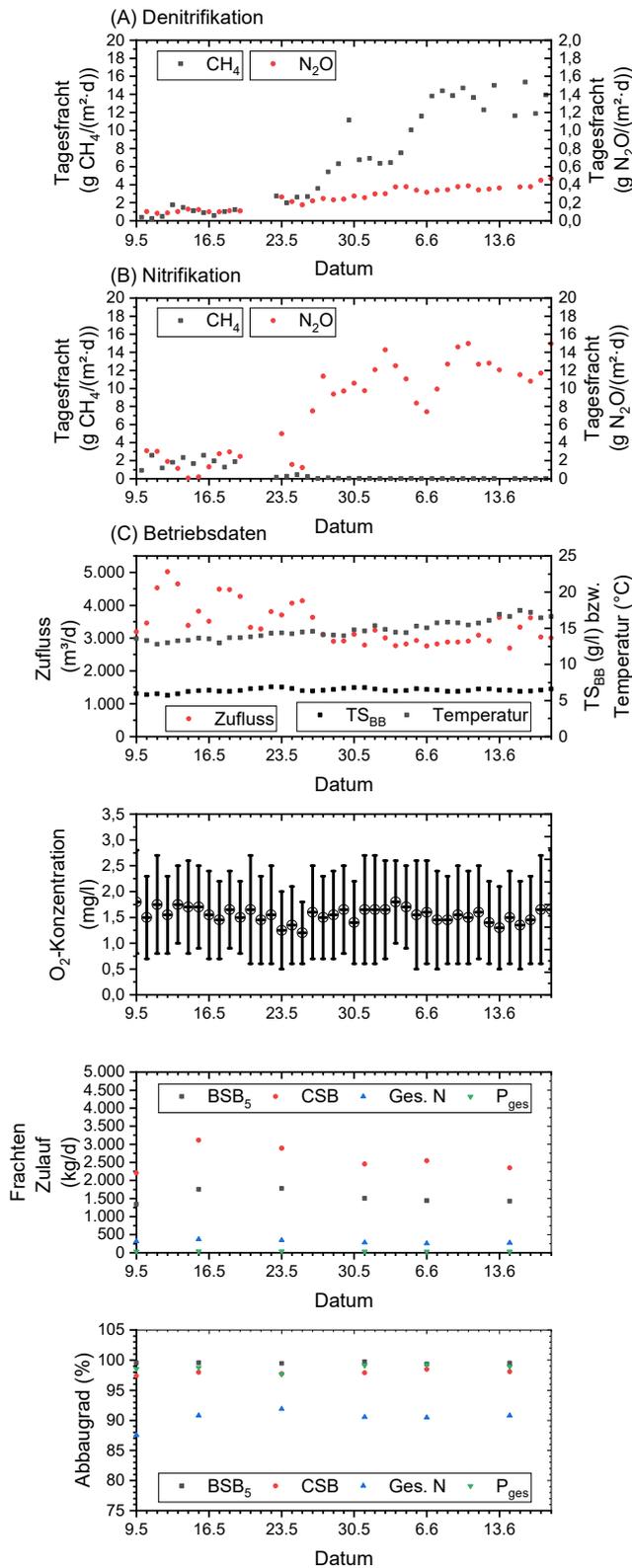


Abbildung 27: Tageswerte an Methan- und Lachgasfrachten aus der Denitrifikation (A) und Nitrifikation (B) und Auswahl an Betriebsdaten der Belebung (C) der Kläranlage #A (Frachten aus Fläche unter der Messhaube)

Die dargestellten Betriebsdaten zeigen wetterbedingte Schwankungen der täglichen Zulaufmengen und nahezu konstante Konzentrationen an TS_{BB} von $6,4 \pm 0,3$ g/l und Abwassertemperaturen von $14,7 \pm 1,2$ °C in der Belebung. Die mittlere Konzentration an gelöstem Sauerstoff liegt im Messzeitraum bei $1,6 \pm 0,1$ mg/l O_2 , entsprechend ist hierbei von eher ungünstigen Bedingungen für die Bildung von Lachgas auszugehen.

Die Leistungsfähigkeit der Belebungsstufe kann zudem über Abbaugrade beschrieben werden. Die ermittelten Abbaugrade nehmen Werte von $99,5 \pm 0,1$ % für BSB_5 , $97,9 \pm 0,4$ % für CSB, $90,3 \pm 1,4$ % für Gesamtstickstoff und $98,7 \pm 0,6$ % für Gesamtphosphor an und liegen, wie auch die aus den Tagesverläufen ermittelten Abbaugrade, in der Größenordnung oder oberhalb der im 33. Leistungsnachweise kommunaler Kläranlagen der DWA publizierten Abbaugrade derselben Parameter (DWA 2020a). Entsprechend ist von einem stabilen Betrieb der Belebungsstufe auszugehen.

Insgesamt zeigt sich, dass die ausgewählten Parameter aus den Betriebsdaten nicht eindeutig den Tagesfrachten an Methan und Lachgas weder aus der Denitrifikation noch der Nitrifikation folgen bzw. gegenläufig sind. Insbesondere zeigen sich keine Auffälligkeiten in den dargestellten Betriebsdaten zu den Zeitpunkten des deutlichen Rückgangs der Lachgasfracht aus der Nitrifikation zwischen dem 03.06.2023 und 09.06.2023.

Einordnung der Ergebnisse

Die wesentlichen Messergebnisse und berechnete Kennzahlen zum Vergleich mit Literaturwerten sind sowohl für die Denitrifikation als auch die Nitrifikation in Tabelle 36 aufgeführt. Zur besseren Differenzierung der Bezugsgrößen werden die stündlichen und täglichen Frachten sowohl in Bezug auf die mit der Messhaube abgedeckten Fläche und der gesamten Oberfläche der Denitrifikation bzw. Nitrifikation dargestellt.

Insgesamt ist zu beobachten, dass die Methankonzentration und die täglichen Frachten aus der Denitrifikation nahezu in der gleichen Größenordnung wie die Werte für Lachgas aus der Nitrifikation liegen. Die Messergebnisse der Denitrifikation sind dabei im Kontext des zum Ende des Messzeitraums ausgeprägten und kompakten Schwimmschlammes zu interpretieren. Es war zu beobachten, dass sich während des Messzeitraums der Schwimmschlamm zunehmend ausprägt. Es ist naheliegend, dass der Einsatz der schwimmenden Messhaube den Schwimmschlamm umschließt und anaerobe Bedingungen erzeugt. Der deutliche Anstieg, insbesondere der Methankonzentrationen, kann auf die vermehrte Methanbildung aufgrund des Abbaus des Schwimmschlammes zurückgeführt werden. Aus der Literaturrecherche zu Methanemissionen aus dem Belebungsbecken (vgl. Kapitel 4.1.3 – Belebungsbecken und Nachklärung) kann gefolgert werden, dass weiterhin unklar ist, ob die Methanemissionen aus der Belebung aus der Kanalisation verschleppt oder in den vorherigen Verfahrensschritten bzw. der Belebungsstufe neu gebildet werden. Zudem ist davon auszugehen, dass die Methankonzentrationen aus der Denitrifikation v. a. auf den Einsatz der Messhaube über den Schwimmschlamm, welche anaerobe Bedingungen begünstigt, anstatt der tatsächlichen Freisetzung aus der Denitrifikation zurückzuführen sind. Darüber hinaus ist unklar, inwieweit die gemessenen Lachgasemissionen aus der Denitrifikation durch den Schwimmschlamm begünstigt werden und letztendlich belastbar sind.

Tabelle 36: Zusammenfassung der Ergebnisse für die Messstellen #2 Denitrifikation und #3 Nitrifikation der Kläranlage #A

Aspekt	Einheit	Denitrifikation		Nitrifikation		Anmerkung
		CH ₄	N ₂ O	CH ₄	N ₂ O	
Einzelwerte	ppmv	0 - 15.534 (Ø 2.313)	0 - 202 (Ø 36)	0 - 104 (Ø 14)	0 - 68 (Ø 9)	
Frachten	g Gas/(m ² ·h)	0,001 - 0,77 (Ø 0,29) ¹⁾	0 - 0,02 (Ø 0,01) ¹⁾	0 - 0,46 (Ø 0,02) ¹⁾	0 - 1,1 (Ø 0,34) ¹⁾	A _{Messhaube} ³⁾
	g Gas/(m ² ·d)	0,25 - 15,37 (Ø 6,99) ¹⁾	0,08-0,47 (Ø 0,26) ¹⁾	0-2,59 (Ø 0,55) ¹⁾	0,07 - 14,97 (Ø 8,03) ¹⁾	A _{Messhaube} ³⁾
	kg CO ₂ e/(m ² ·d)	0,01 - 0,43 (Ø 0,20) ¹⁾	0,02 - 0,12 (Ø 0,07) ¹⁾	0 - 0,07 (Ø 0,02) ¹⁾	0,02 - 3,97 (Ø 2,13) ¹⁾	A _{Messhaube} ³⁾
	kg CO ₂ e/(m ² ·d)		0,029 - 0,530 (Ø 0,265)		0,08 - 3,97 (Ø 2,14)	A _{Messhaube} ³⁾
	kg CO ₂ e/d		13 - 239 (Ø 119)		38 - 1.785 (Ø 965)	Gesamt (A _{Deni} , A _{Nitri}) ³⁾
Weitere	g Gas/kg BSB ₅	0,28 - 3,63 (Ø 1,65) ²⁾	-	0 - 0,43 (Ø 0,12) ²⁾	-	Gesamt
Kennzahlen	g Gas/kg CSB	0,16 - 2,05 (Ø 0,97) ²⁾	-	0 - 0,24 (Ø 0,07) ²⁾	-	(A _{Deni} , A _{Nitri}) ³⁾
	kg Gas/d	0,1 - 6,9 (Ø 3,1)	-	0 - 1,2 (Ø 0,2)	-	
	kg N ₂ O-N/kg N ⁴⁾	-	0,00008 - 0,00029 (Ø 0,00019) ¹⁾	-	0,00013 - 0,0084 (Ø 0,0047) ¹⁾	Gesamt
	% ⁵⁾	-	0,008 - 0,029 (Ø 0,019)	-	0,013 - 0,84 (Ø 0,47)	(A _{Deni} , A _{Nitri}) ³⁾

¹⁾ n = 36, ²⁾ n = 4, ³⁾ A_{Messhaube} 1,036 m³, A_{Deni} = 450 m², A_{Nitri} = 450 m²; ⁴⁾ Umrechnungsfaktor: 1,57 kg N₂O/kg N₂O-N; ⁵⁾ Prozentuale Angabe der als Lachgas umgesetzten Stickstofffracht

Die ermittelten Ergebnisse für Methan und Lachgas sowohl für die Denitrifikation als auch die Nitrifikation werden im Folgenden mit Angaben aus der Literatur (vgl. Tabelle 13 für Methanemissionen und Tabelle 7 bzw. Abbildung 8 für Lachgasemissionen) in Tabelle 37 gegenübergestellt.

Tabelle 37: Gegenüberstellung der spezifischen Methan- und Lachgasemissionen aus der Denitrifikation und Nitrifikation für die Kläranlage #A mit Literaturwerten (Messwerte basieren auf die Fläche der Messhauben)

Einheit	Denitrifikation		Nitrifikation		Quelle
	Messung KA #A	Literatur	Messung KA #A	Literatur	
Spezifische CH₄-Emissionen					
g CH ₄ /(m ² ·d)	6,99 ¹⁾	2,13 - 3,44	0,55 ¹⁾	1,12 - 2,75	(Wang <i>et al.</i> 2011)
kg CH ₄ /d	3,1 ¹⁾	0,07 ± 0,01	0,2 ¹⁾	1,11 ± 0,03	(Yver Kwok <i>et al.</i> 2015)
g CH ₄ /kg BSB ₅	1,65	-	0,12	0,72 ± 0,63	(Hwang <i>et al.</i> 2016)
kg CH ₄ /kg BSB ₅		0,018 ²⁾			(IPCC 2019)
kg CH ₄ /kg CSB		0,0075 ²⁾			(IPCC 2019)
Spezifische N₂O-Emissionen					
% ³⁾	0,019 ¹⁾	0,02 - 0,07	0,47 ¹⁾	2,8	(Parravicini <i>et al.</i> 2015)
kg N ₂ O-N/kg N		0,00016 - 0,045 (Ø 0,016)			(IPCC 2019)

¹⁾ Mittelwert; ²⁾ maximales Methanentstehungspotential aus häuslichem Abwasser 0,6 kg CH₄/kg BSB₅ bzw. 0,25 kg CH₄/kg (IPCC 2019); ³⁾ Prozentuale Angabe der als Lachgas umgesetzten Stickstofffracht

Im Vergleich mit Literaturwerten bestätigt sich, dass die spezifischen Methanemissionen aus der Denitrifikation deutlich höher und jene Methanemissionen aus der Nitrifikation niedriger als die Literaturwerte liegen. Insgesamt ist davon auszugehen, dass die Methankonzentrationen aus der Denitrifikation v. a. auf den Einsatz der Messhaube über dem Schwimmschlamm, welcher anaerobe Bedingungen begünstigt, anstatt der tatsächlichen Freisetzung aus der Denitrifikation zurückzuführen sind.

Die spezifischen Lachgasemissionen nähern sich der Größenordnung aus den Literaturangaben an. Insgesamt ergeben sich aus der Belebungsstufe spezifische Lachgasemissionen zwischen 0,02 und 0,86 % (Ø 0,49 %) bezogen auf die Stickstoffzulaufmenge. Diese Werte liegen damit eher am unteren Ende der Angaben von Tumendelger *et al.* (2019) (0,001 - 4,27 %), Ye *et al.* (2022) (0,068 - 3,4 % für Anlagen mit P-Elimination) und DWA (2022c) (0,001 - 20 für Belebungsanlagen mit vorgeschalteter Denitrifikation). Gleiches gilt für die

ermittelten Lachgasemissionen im Vergleich zu den nach IPCC (2019) angesetzten Lachgasemissionen, welche bei der aeroben Abwasserbehandlung freigesetzt werden.

#4 Förderband mit entwässertem Klärschlamm

Bei der Vorbegehung wurde für den entwässerten Klärschlamm ein Abschnitt auf dem Förderband mit Schaufelrädern vor dem Abwurf in die Mulden mit sichtbarem Austritt von Wasserdampf identifiziert. Für die Messung wurde der offene Abschnitt (ca. 0,42 x 0,55 m) durch Auflegung der Gummimatte und Beschwerung mit der Abdeckung abgedeckt (vgl. Abbildung 28). Von der Mitte der Gummimatte führt der Gasschlauch zur Analysestation.



Abbildung 28: Messstelle #4 Förderband mit entwässertem Klärschlamm

Zwischen dem 07.05.2023 und dem 09.05.2023 wurde die Aufzeichnung der Messdaten an der Messstelle #4 unterbrochen, sodass hier keine Messdaten zur Verfügung stehen. Entsprechend ergeben sich fehlende Messdaten zu diesen Zeitpunkten bzw. bei den stündlichen und täglichen Frachten.

Die Messwerte an Konzentrationen und der Durchfluss sowohl der Messstelle #4 Förderband entwässerter Klärschlamm als auch #5 Umgebung sind über den gesamten Zeitraum in Abbildung 29 (A) dargestellt. Aus den Einzelmessungen ergeben sich maximale Konzentrationen an Methan und Lachgas von 82 ppm_v CH₄ und 2,8 ppm_v N₂O (in der Umgebung bis zu 65 ppm_v CH₄ und 6,7 ppm_v N₂O im selben Zeitraum).

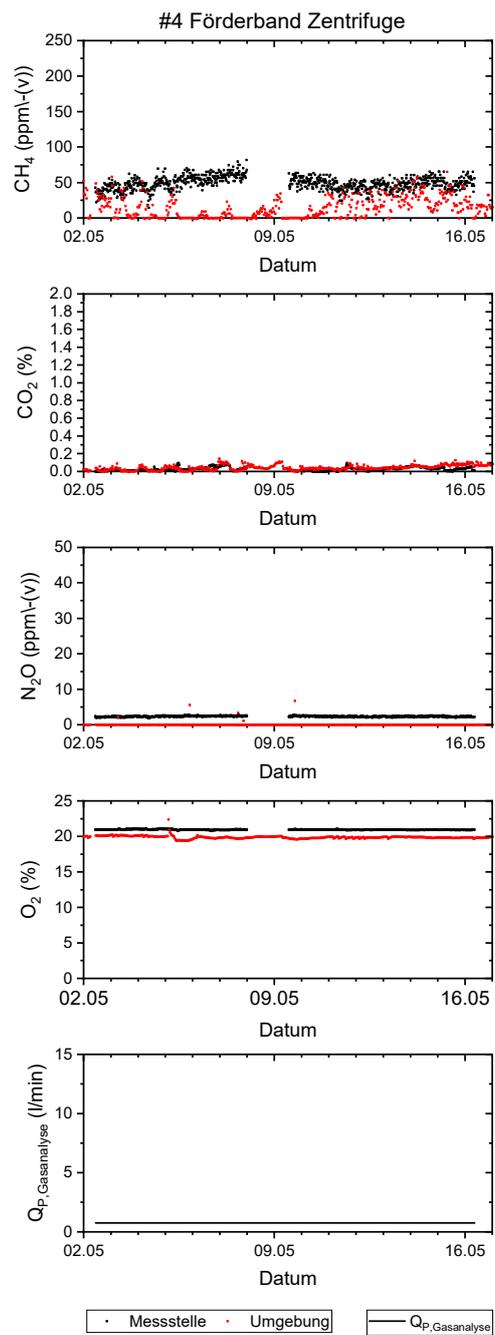


Abbildung 29: Einzelwerte der gemessenen Konzentrationen und Durchflüsse (nur Q_{P,Gasanalyse}) (einschl. Referenzwert aus der Umgebung #5) der Messstelle #4 der Kläranlage #A (Punktmessung)

Die Konzentration an Methan steigen im Messzeitraum geringfügig an und nehmen dann bis zum Ende des Messzeitraums wieder ab, was eher gegenläufig zum Durchsatz an Faulschlamm in der Zentrifuge ist (vgl. Abbildung 30). Im Vergleich zu den Methankonzentrationen, verbleiben die Konzentrationen an Lachgas auf einem deutlich niedrigeren Niveau und sind nahezu konstant über den Messzeitraum.

Zudem zeigt sich, dass im Messzeitraum zu einzelnen Tagen die Zentrifuge und dementsprechend das Förderband von Zentrifuge zur Mulde stillstand (insbesondere an den Wochenenden: 06./07.05.2023 und 14./15.07.2023), wobei an diesen Tagen keine Änderung der Methankonzentration, insbesondere kein Rückgang, zu erkennen ist. Die Konzentrationen an Methan und Lachgas an der Messstelle liegen in einer vergleichbaren Größenordnung wie jene in der Umgebung. Es ist naheliegend, dass an der Messstelle die Umgebungskonzentrationen gemessen wurden und diese entsprechend nicht auf die Ausgasung des beförderten, entwässerten Klärschlamm zurückzuführen sind.

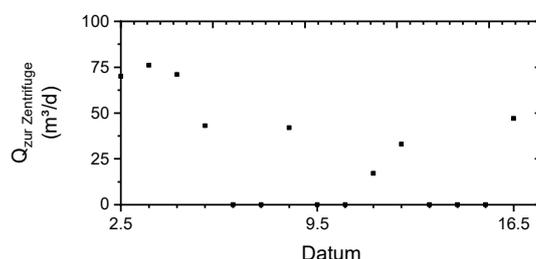


Abbildung 30: Durchfluss an Faulschlamm zur Zentrifuge der Kläranlage #A

Aus den Betriebsdaten der Kläranlage gehen für den Messzeitraum keine Angaben zur Analytik des entwässerten Klärschlamm hervor, wobei der mittlere erzielte TR des entwässerten Klärschlamm zwischen Februar und Juni 2023 bei $22,1 \pm 1,8$ % lag. Am 02.05.2023 wurde von der UniBwM zusätzlich der entwässerte Klärschlamm beprobt. Zu diesem Zeitpunkt wurde der Faulschlamm wie folgt charakterisiert: TR = 21,6 %, GV = 64,2 %, CSB = 206.000 mg/l (953 mg/g TM) und TKN = 9.810 mg/l (45 mg/g TM).

Einordnung der Ergebnisse

Die Methankonzentrationen liegen mit Werten bis zu 82 ppm_v in der Größenordnung von den Angaben von Lorenzo-Toja *et al.* (2016) in der Raumabluft eines Bandfilters mit Werten an zwei Messstellen von 33 und 83 ppm, jedoch unterhalb der Rauminnenluft von 196 ppm CH₄.

In der Literatur werden die Methanemissionen aus der Entwässerung bzw. Lagerung von entwässertem Klärschlamm in Bezug auf die Zulaufmenge an Abwasser zur Kläranlage angegeben. Nach Lorenzo-Toja *et al.* (2016) ergeben sich für einen Bandfilter 184 mg CH₄/m³ im Sommer und 570 mg CH₄/m³ behandeltes Abwasser im Winter (für eine Kläranlage mit Faulung). Oshita *et al.* (2014) geben wiederum spezifische Methanemissionen aus der Entwässerung von 106 mg CH₄/m³ und in der Abluft des Entwässerungsgebäudes von 667 mg CH₄/m³ im Winter und 9,7 mg CH₄/m³ im Sommer an.

Zudem geben Daelman *et al.* (2012) aus der Massenbilanz für die Zentrifuge bzw. die Speicherung von entwässertem Klärschlamm stündliche Methanfrachten von 1 bzw. 2 kg CH₄/h an. Mit stündlichen Methanfrachten von bis zu 0,0033 g CH₄/h aus dem Förderband mit entwässertem Klärschlamm sind die ermittelten Werte vergleichsweise gering.

Wie auch die Messungen im Zulauf, sind die durchgeführten Messungen an der Messstelle #4 Förderband mit entwässertem Klärschlamm als Punktmessungen über einen zeitlich begrenzten Messzeitraum einzuordnen.

Die Messstelle am Förderband trifft eine Aussage zu Methanemissionen bei der Förderung des entwässerten Klärschlammes. Eine allgemeine Aussage über die Methanemissionen bei der Entwässerung bzw. der Lagerung von entwässertem Klärschlamm ist nicht möglich. Entsprechend sind die Werte lediglich als Nachweis einer Methanausgasung an der entsprechenden Messstelle zu verstehen, eine Ableitung von Frachten ist an dieser Stelle nicht sinnvoll.

Zusammenfassung der Ergebnisse

Insgesamt werden für die vier Messstellen #2 Denitrifikation und #3 Nitrifikation die gesamten Tagesfrachten als CO₂-Äquivalente, anteilig aus den Methan- und Lachgasfrachten, über den gesamten Messzeitraum in Abbildung 31 dargestellt.

Die größten Tagesfrachten an direkten Treibhausgasemissionen werden aus der Nitrifikation mit im Mittel 2,4 kg CO₂e/(m²·d), gefolgt von der Denitrifikation mit im Mittel 0,27 kg CO₂e/(m²·d) freigesetzt (jeweils bezogen auf die von der Messhaube überdeckte Fläche). Der Großteil der Treibhausgasemissionen aus der Nitrifikation ist dabei auf Lachgas und aus der Denitrifikation auf Methan (aufgrund des Schwimmschlammes unterhalb der Messhaube) zurückzuführen. Da Messstelle #1 Zulauf und #4 Förderband nicht zur Umgebung abgegrenzt werden konnten, war eine Bestimmung der Frachten an diesen Stellen nicht möglich.

Die Durchführung der Messungen auf der Kläranlage #A fand über einen begrenzten Zeitraum von knapp sieben Wochen statt. Es zeigte sich, dass insbesondere der Einsatz von Messhauben bei ausgeprägtem Schwimmschlamm als auch Punktmessungen nur bedingt

geeignet sind, um belastbare Messdaten zu generieren. Eine Hochrechnung auf Jahreswerte anhand der zur Verfügung stehenden Daten ist nicht zielführend, da von einem Jahrgang der Treibhausgasemissionen auszugehen ist.

Neben den ausgewählten Messstellen auf der Kläranlage #A sind zudem Emissionen v. a. aus dem Überlauf der Faulung am Faulbehälterkopf und ggf. aus der offenen Vorlage mit Überschussschlamm (vor dem Eindicker) zu erwarten. Die Messungen an diesen Messstellen sowie eine Flächenmessung an den Messstellen #1 und #4, würde jedoch eine individuelle Lösung für den Messaufbau erfordern.

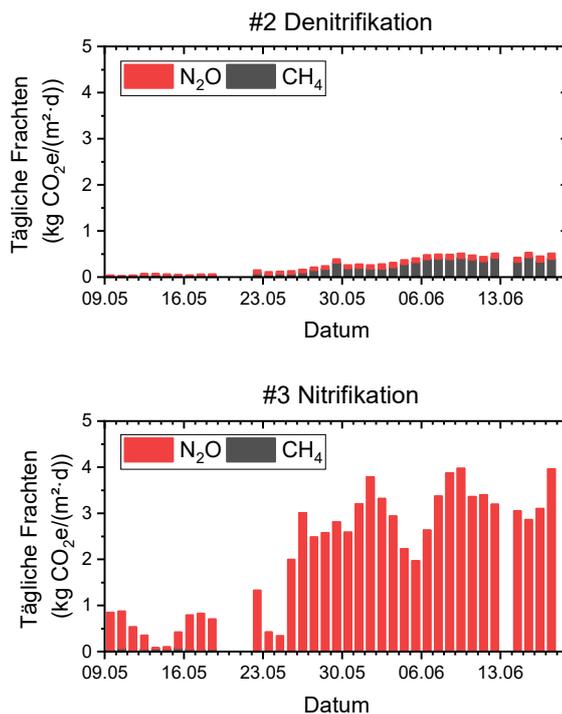


Abbildung 31: Gesamte Tagesfracht an Methan und Lachgas als CO_2 -Äquivalente über den Zeitraum der Messungen an den Messstellen #2 und #3 der Kläranlage #A (bezogen auf die mit der Messhaube abgedeckte Fläche)

5.2.2 Kläranlage #B

Die Messungen auf der Kläranlage #B begannen am 22.06.23 und wurden am 16.08.2023 abgeschlossen. Während dem 29.06.23 und dem 04.07.2023 wurden die Schlammstapelbehälter entleert und einer mobilen Entwässerung zugeführt. Die Messungen erfolgten an drei Messstellen jeweils mit Messhauben. Die Umgebungsmessung befand sich bei der Messstation.

Während des Messzeitraums kam es zur Unterbrechung der Datenaufzeichnung sowohl am 06.07.2023 als auch zwischen dem 12.07.23 und dem 16.07.2023. Entsprechend fehlen für diese Zeiträume die Messdaten, insbesondere für die Berechnung der stündlichen und täglichen Frachten an Methan und Lachgas.

#1 Unbelüftete Zone und #2 Belüftete Zone der Belebung

Die Messungen im Belebungsbecken erfolgten in Analogie zu den Messungen der Kläranlage #A, wobei die Messhaube mit den Bohrlöchern in der unbelüfteten Zone und die Messhaube mit dem Flowmeter und dem Ventilator in der belüfteten Zone eingesetzt wurde (vgl. Kapitel 5.1.3).

Das Belebungsbecken ist als Rundbecken mit intermittierender Belüftung (100 Minuten Belüftung, 100 Minuten Pause) konzipiert, wobei die Hälfte der Beckenfläche mit Belüftungselementen belegt ist. Entsprechend ist von einem nahezu vollständig durchmischten Belebungsbecken mit identischen Konzentrationen auszugehen. Entsprechend wurden keine zusätzlichen Messungen zur Konzentrationsverteilung im Belebungsbecken, vgl. Kläranlage #A, durchgeführt.



Abbildung 32: Messstelle #1 unbelüftete Zone (links) und #2 belüftete Zone (rechts) des Belebungsbeckens der Kläranlage #B

Während des Messzeitraums kam es am Wochenende des 08./09.07.2023 zu einer illegalen Einleitung, mutmaßlich von Heizöl oder Diesel, welches sich bis auf das Belebungsbecken als Ölfilm durchschlug. Laut Kläranlagenbetreiber wurde dadurch die Abbauleistung der Belebungsstufe jedoch nicht negativ beeinflusst. Da die Kläranlage über keinen Fettfang bzw. Leichtstoffabscheider verfügt, wurde schon häufiger ein Fettfilm an der Oberfläche des Belebungsbeckens beobachtet.

Einzel- und Stundenwerte

Die Einzelwerte der Konzentrationen und Durchflüsse an den Messstellen #1 Unbelüftete Zone und #3 Belüftete Zone (einschl. der Messstelle #4 Umgebung) sind über den gesamten Messzeitraum in Abbildung 33 dargestellt. In der unbelüfteten Zone zeigen sich zunächst Methankonzentrationen kleiner als $130 \text{ ppm}_V \text{ CH}_4$, wobei zwischen dem 17.07.2023 und dem 31.07.2023 ein Doppelhöcker mit Konzentrationen bis zu fast $5.000 \text{ ppm}_V \text{ CH}_4$ zu erkennen ist. Im weiteren Verlauf gehen die Konzentrationen fast schlagartig zurück und verbleiben unterhalb von ca. $530 \text{ ppm}_V \text{ CH}_4$. Laut Kläranlagenbetreiber wurden in diesem Zeitraum keine besonderen Verkommnisse im Betrieb der Kläranlagen beobachtet. Möglicherweise könnten die höheren Konzentrationen an freigesetztem Methan im Zusammenhang stehen mit der Akkumulation von Fett an der Oberfläche der unbelüfteten Zone, was in der Nähe dieser Messhaube zeitweise zu erkennen war. In der belüfteten Zone zeigen sich Konzentrationen an Methan bis zu $575 \text{ ppm}_V \text{ CH}_4$, welche nahezu zeitgleich mit dem Anstieg in der unbelüfteten Zone auftreten.

Die Lachgaskonzentrationen verhalten sich sowohl in der unbelüfteten als auch in der belüfteten Zone nahezu identisch. Die mittleren Konzentrationen belaufen sich auf 76 bzw. $60 \text{ ppm}_V \text{ N}_2\text{O}$. Zu einzelnen Zeitpunkten sind ausgeprägte Peaks mit Konzentrationen bis zu etwa $2.400 \text{ ppm}_V \text{ N}_2\text{O}$ zu erkennen, wobei diese beispielsweise am 09.07.2023 und 11.07.2023 auftauchen und damit im Zusammenhang stehen mit der illegalen Einleitung ins Kanalnetz.

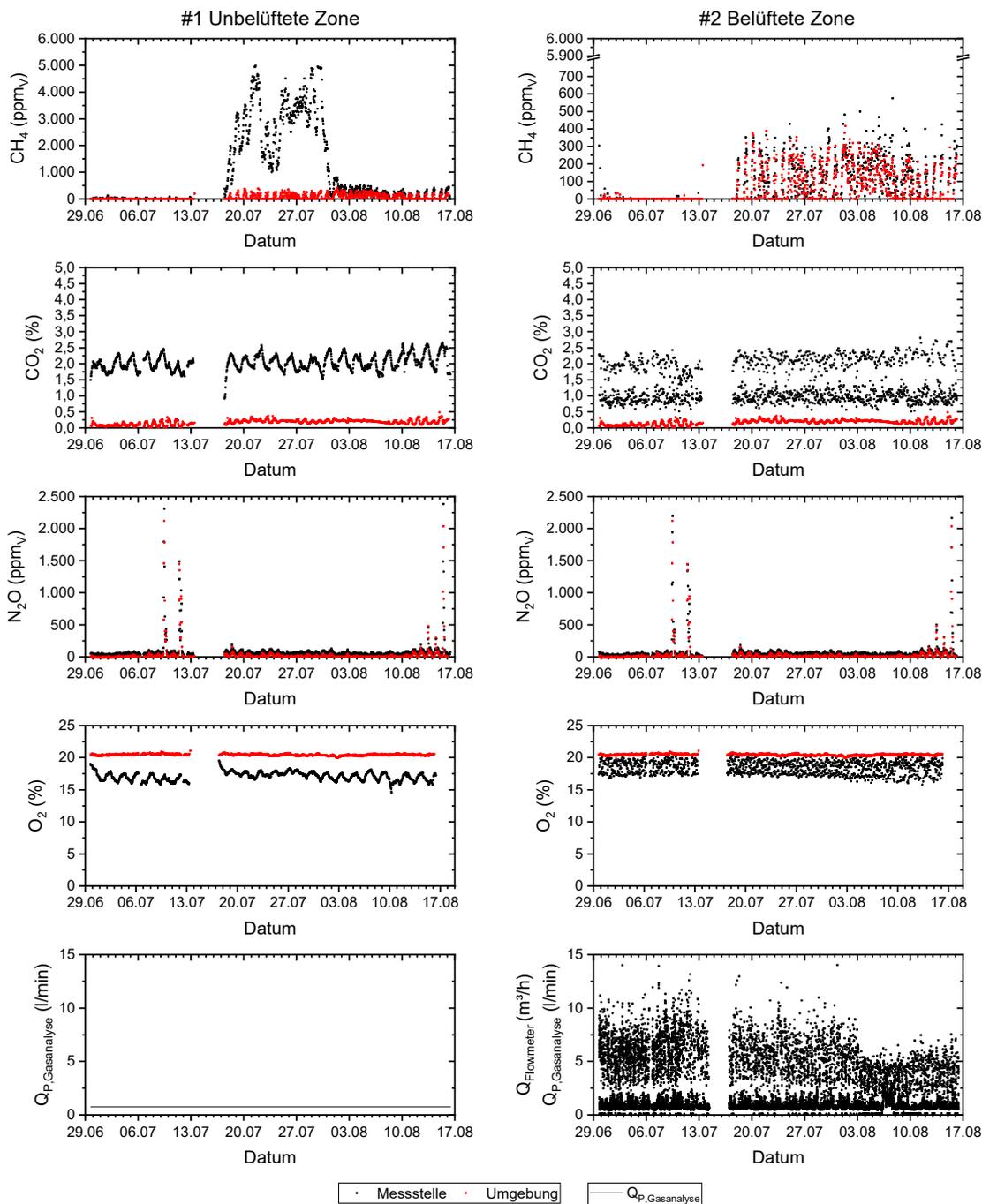


Abbildung 33: Einzelwerte der gemessenen Konzentrationen und Durchflüsse der Messtelle #1 (links) und #2 (rechts) der Kläranlage #B (einschl. Referenzwert aus der Umgebung #4)

Die stündlichen Frachten an Methan und Lachgas folgen der Tendenz der Konzentrationen und zeigen im Mittel Werte von 0,009 g CH₄/(m²·h) und 0,002 g N₂O/(m²·h) in der unbelüfteten Zone und von 0,002 g CH₄/(m²·h) und 0,012 g N₂O/(m²·h) in der belüfteten Zone (vgl. Abbildung 34).

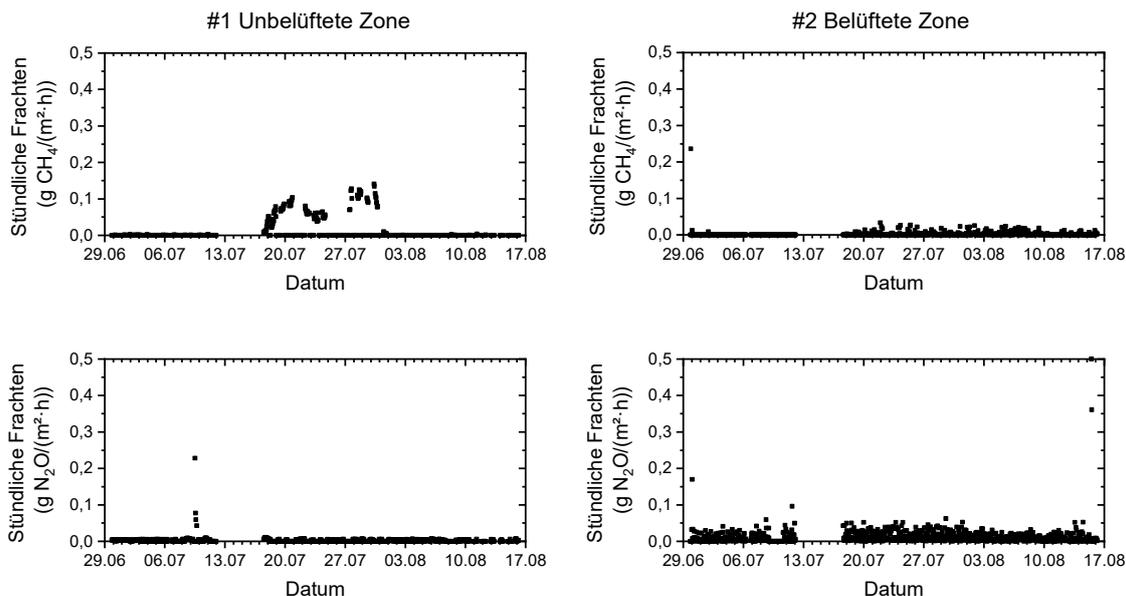


Abbildung 34: Stündliche Frachten an Methan und Lachgas der Messtellen #1 (links) und #2 (rechts) der Kläranlage #B

Betrachtung von Tagesverläufen

In Analogie zur Kläranlage #A wurde für eine detaillierte Betrachtung der Frachten an Methan und Lachgas im Tagesverlauf ein zusätzliches Messprogramm mit der Beprobung des Zulaufs der Belebung und des Ablaufs der Nachklärung als 2h-Mischproben (an zwei nicht aufeinander folgenden Tagen) durchgeführt.

In Abbildung 35 sind die stündlichen Methan- und Lachgasfrachten aus der unbelüfteten Zone (A) und der belüfteten Zone (B), stündliche Messwerte der Onlinesensoren in der Belebung (C) sowie Konzentrationen aus 2h-Mischproben im Zulauf der Belebung (D) gegenübergestellt.

Die Tagesverläufe der stündlichen Frachten an Methan in der unbelüfteten und belüfteten Zone unterscheiden sich deutlich, während die stündlichen Frachten an Lachgas in einer vergleichbaren Größenordnung liegen aber keinen parallelen Verlauf aufweisen. Die Online-Messungen an Ammonium und Nitrat deuten an, dass bei einsetzender Belüftung die Nitratkonzentration ansteigt und die Ammoniumkonzentrationen rückläufig ist. Die mittleren Konzentrationen an gelöstem Sauerstoff liegen am ersten betrachteten Tag bei 0,6 mg/l (0 - 1,5 mg/l) und am zweiten Tag bei 0,6 mg/l (0 - 1,6 mg/l), sodass der intermittierende Betrieb der Belüftung zu eher günstigen Sauerstoffkonzentrationen zur Bildung von Lachgas führt. In der Literatur finden sich Hinweise darauf, dass der intermittierende Betrieb, im Vergleich zur vorgeschalteten und simultanen Denitrifikation, vergleichsweise geringe Lachgasemissionen aufweist (Parravicini et al. 2015). Die stündlichen Frachten an Lachgas folgen jedoch sowohl in der unbelüfteten als auch der belüfteten Zone nicht der Konzentration an gelöstem Sauerstoff in der Belebung.

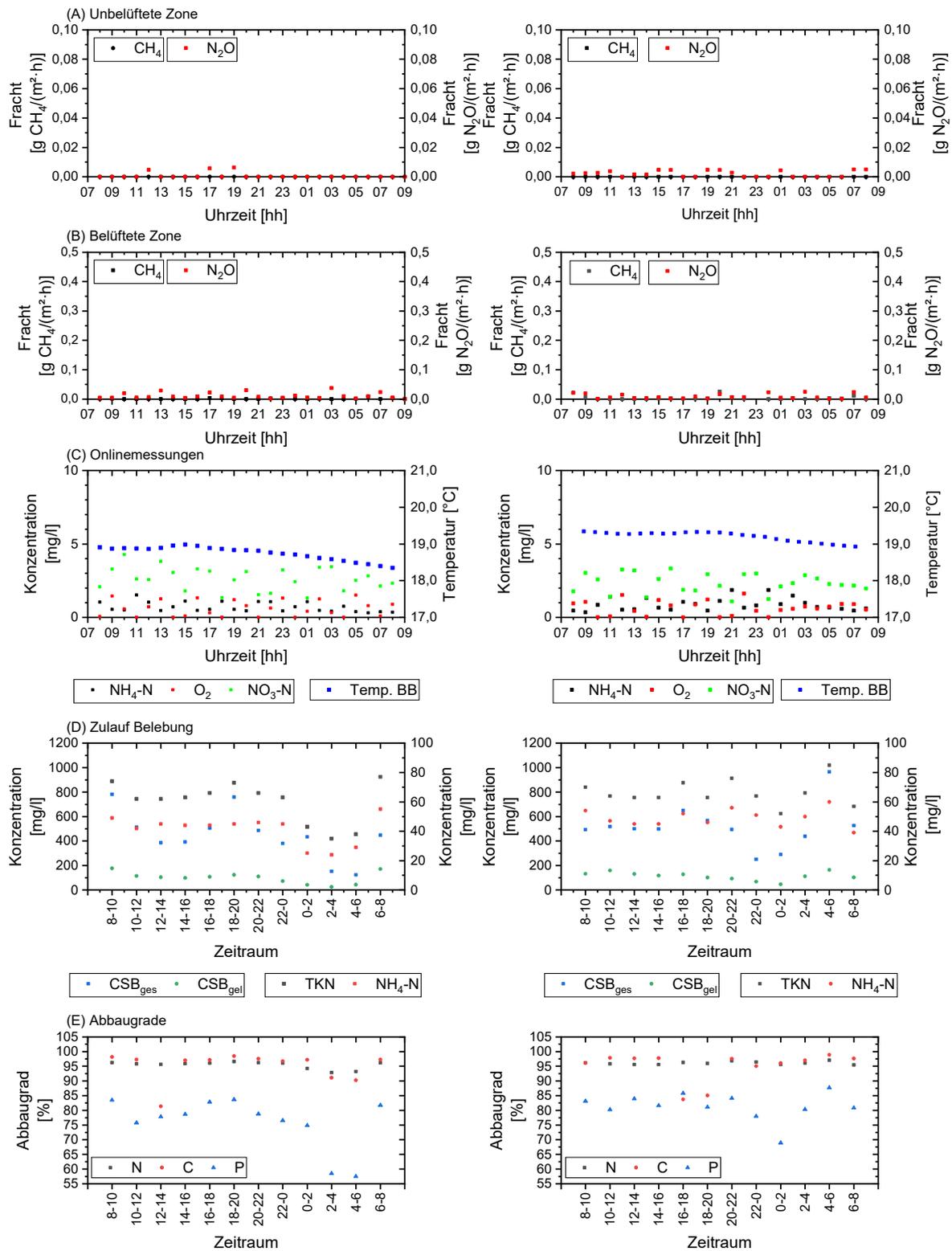


Abbildung 35: Stündliche CH₄- und N₂O-Frachten aus der Denitrifikation (A) und der Nitrifikation (B), stündliche Messwerte der Onlinesensoren in der Belebung (C) sowie Konzentrationen aus 2h-Mischproben im Zulauf der Belebung (D) und der N-, C- und P-Abbaugrade in der biologischen Behandlungsstufe (E) der Kläranlage #B

Die Konzentrationen an gesamten und gelöstem CSB, TKN und Ammonium zeigen einen typischen Verlauf mit einem Anstieg in den Morgenstunden mit den höchsten Konzentrationen etwa zwischen 6 und 10 Uhr, einem zwischenzeitigen Rückgang und einem erneuten Anstieg etwa zwischen 18 und 22 Uhr.

Die Abbaugrade liegen für die beiden Tage bei Mittelwerten von 95 bzw. 96 % für Stickstoff, jeweils 95 % für Kohlenstoff und 76 bzw. 81 % für Phosphor und deuten auf einen weitgehenden und stabilen Abbau hin. Es zeigt sich, dass der Abbaugrad von Stickstoff und Kohlenstoff im Tagesverlauf der Konzentration an TKN bzw. gesamtem CSB im Zulauf der Belebung ähnelt. Ein zeitlicher Zusammenhang zwischen den stündlichen Methan- und Lachgasfrachten aus der unbelüfteten und belüfteten Zone sowohl anhand der Konzentrationen im Zulauf zur Belebung als auch anhand der Abbaugrade von Stickstoff, Kohlenstoff und Phosphor sind jedoch nicht zu erkennen.

Tageswerte

Die täglichen Frachten an Methan und Lachgas aus der unbelüfteten und belüfteten Zone werden den ausgewählten Parametern der Belebung aus den Betriebsdaten in der Abbildung 36 gegenübergestellt. Während dem gesamten Messzeitraum belaufen sich die täglichen Frachten aus der unbelüfteten Zone im Mittel auf $0,20 \text{ g CH}_4/(\text{m}^2 \cdot \text{d})$ und $0,03 \text{ g N}_2\text{O}/(\text{m}^2 \cdot \text{d})$ und aus der belüfteten Zone auf $0,04 \text{ g CH}_4/(\text{m}^2 \cdot \text{d})$ und $0,26 \text{ g N}_2\text{O}/(\text{m}^2 \cdot \text{d})$. Die Größenordnung der Tagesfrachten an Methan aus der unbelüfteten Zone steht dabei im Zusammenhang mit den zeitweisen erhöhten Konzentrationen an Methan in der unbelüfteten Zone. Der Verlauf der täglichen Frachten an Methan und Lachgas über den Messzeitraum zeigt ein vergleichbares Bild wie für die stündlichen Frachten.

Aus den Betriebsdaten werden die Parameter Zufluss, Trockensubstanzgehalt des Belebtschlammes (TS_{BB}), Abwassertemperatur, Konzentration an gelöstem Sauerstoff, Frachten an BSB_5 , CSB, gesamtem Stickstoff und Phosphor im Zulauf der Belebung sowie die Abbaugrade dieser Parameter innerhalb der Belebungsstufe aus den Betriebsdaten entnommen.

Weder die wetterbedingten Schwankungen des Zuflusses, die nahezu konstante Konzentration von TS_{BB} ($5,7 \pm 0,6 \text{ g/l}$) und gelöstem Sauerstoff ($1,2 \pm 0,2 \text{ mg/l}$), die Abwassertemperaturen $19,1 \pm 0,8 \text{ °C}$ in der Belebung weisen auf einen direkten Zusammenhang mit den täglichen Frachten an Methan und Lachgas sowohl in der unbelüfteten als auch in der belüfteten Zone hin.

Die ermittelten Abbauleistungen der Belebungsstufe liegen für den Betrachtungszeitraum 28.06.2023 bis 17.08.2023 bei $98,8 \pm 0,6 \%$ für BSB_5 , $97,5 \pm 1,3 \%$ für CSB und $97,1 \pm 1,4 \%$ für Gesamtstickstoff. Es werden vergleichbare Größenordnungen wie beim 33. Leistungsnachweis kommunaler Kläranlagen der DWA publiziert (DWA 2020a), sodass sich ein stabiler Betrieb der Belebungsstufe zeigt.

Insgesamt zeigt sich, dass keine der dargestellten Parameter einen deutlichen Einfluss auf die täglichen Methan- und Lachgasfrachten, weder in der unbelüfteten noch in der belüfteten Zone hat.

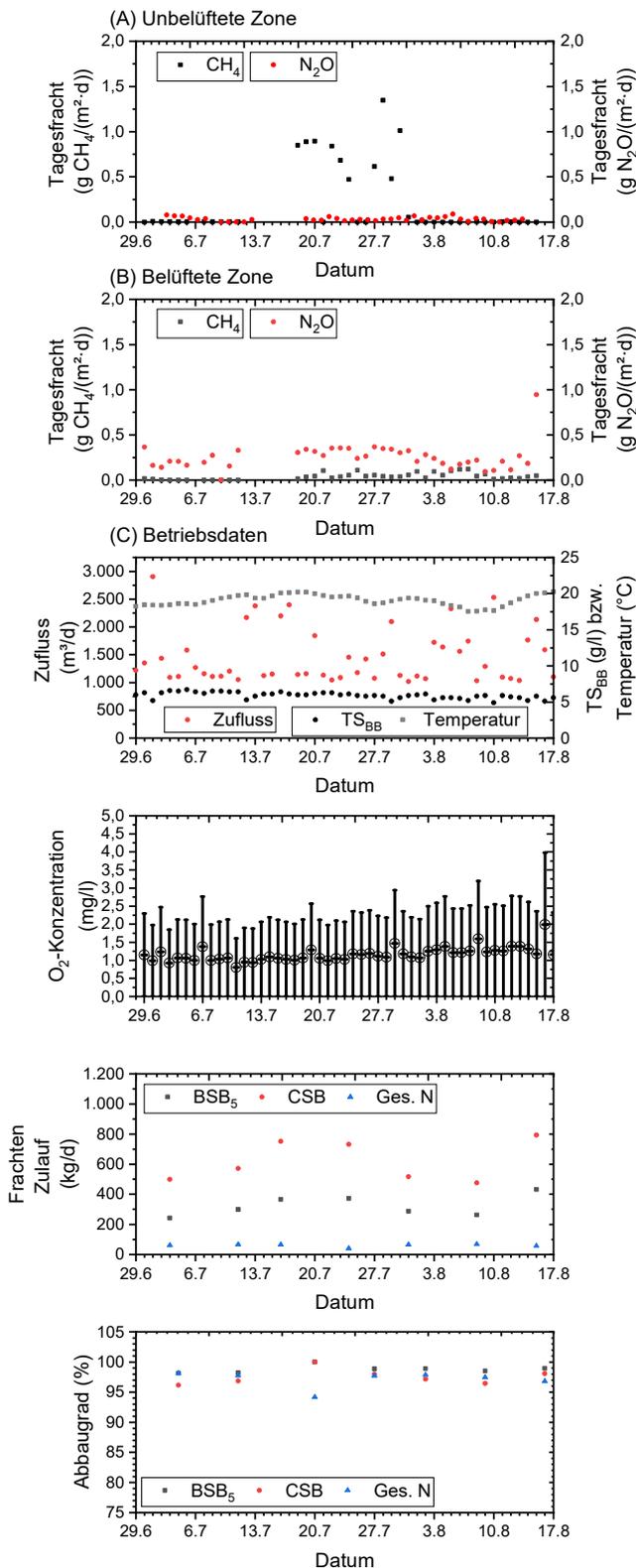


Abbildung 36: Tageswerte an Methan- und Lachgasfrachten aus der unbelüftete Zone (A) und belüftete Zone (B) und Auswahl an Betriebsdaten der Belebung (C) der Kläranlage #B

Einordnung der Ergebnisse

Die wesentlichen Ergebnisse der Konzentrationen und Frachten sowie berechneten Kennzahlen zum Vergleich mit anderen Angaben aus der Literatur sind sowohl für die Denitrifikation als auch die Nitrifikation in Tabelle 38 aufgeführt.

Die Konzentrationen für Lachgas an beiden Messstellen und für Methan in der belüfteten Zone liegen im Mittel bei kleiner gleich 80 ppm_v, während sich zeitweise in der unbelüfteten Zone deutlich erhöhte Konzentrationen an Methan ergeben. Aus den weiteren Berechnungen als tägliche Frachten als CO₂-Äquivalente zeigen sich geringfügig höhere Emissionen aus der unbelüfteten Zone im Vergleich zur belüfteten Zone.

Im Vergleich mit Literaturwerten (vgl. Tabelle 38) zeigt sich, dass die maximale Methanproduktion aus der Belebungsstufe noch deutlicher als bei der Belebung der Kläranlage #A, unterschritten werden.

Die ermittelten spezifischen Lachgasemissionen aus der unbelüfteten und der belüfteten Zone liegen mit Mittelwerten von 0,012 bzw. 0,112 % – bezogen auf die Stickstoffzulauf-fracht – in der Größenordnung der Werte von de Haas und Andrews (2022) (0,05 bis 0,16 % für Belebungsbecken mit intermittierender Belüftung) und innerhalb des IPCC-Wertebereichs von 0,016 - 4,5 % für aerobe Abwasserbehandlungsanlagen.

Wenngleich die identischen Kennzahlen für die Emissionen aus der unbelüfteten und belüfteten Zone wie für die Denitrifikation und Nitrifikation auf der Kläranlage #A berechnet wurden, scheint der direkte Vergleich der beiden Kläranlagen nicht zielführend (ausgeprägter Schwimmschlamm, kontinuierliche/intermittierende Belüftung, etc.). Zur groben Einordnung wird dennoch festgehalten, dass die dargestellten Kennzahlen geringere Werte als für die Kläranlage #A annehmen. Grundsätzlich ist davon auszugehen, dass geringere Lachgasemissionen bei Kläranlagen mit simultan aerober Schlammstabilisierung im Vergleich zu Kläranlagen mit anaerober Klärschlammstabilisierung emittiert werden (mehr CSB für die Stickstoffelimination und ein höheres Schlammalter, einschl. niedrigere Wachstumsraten der AOB) (Parravicini *et al.* 2015; DWA 2022c).

Tabelle 38: Zusammenfassung der Ergebnisse für die Messstellen #1 Unbelüftete Zone und #2 Belüftete Zone der Kläranlage #B (jeweils Hälfte des Belebungsbeckens für unbelüftete und belüftete Zone)

Aspekt	Einheit	Unbelüftete Zone		Belüftete Zone		Anmerkung
		CH ₄	N ₂ O	CH ₄	N ₂ O	
Einzelwerte	ppmv	0-4.986 (Ø 995)	4-2.382 (Ø 76)	0-575 (Ø 80)	0-2.195 (Ø 60)	
Frachten	g Gas/(m ² ·h)	0-0,14 (Ø 0,01) ¹⁾	0-0,23 (Ø 0,002) ¹⁾	0-0,24 (Ø 0,002) ¹⁾	0-0,94 (Ø 0,01) ¹⁾	A _{Messhaube} ³⁾
	g Gas/(m ² ·d)	0-1,35 (Ø 0,20) ¹⁾	0-0,09 (Ø 0,03) ¹⁾	0-0,12 (Ø 0,04) ¹⁾	0-0,95 (Ø 0,26) ¹⁾	A _{Messhaube} ³⁾
	kg CO ₂ e/(m ² ·d)	0-0,04 (Ø 0,01) ¹⁾	0-0,02 (Ø 0,01) ¹⁾	0-0,003 (Ø 0,001) ¹⁾	0-0,251 (Ø 0,065) ¹⁾	A _{Messhaube} ³⁾
	kg CO ₂ e/(m ² ·d)	0-0,05 (Ø 0,01)		0-0,25 (Ø 0,07)		A _{Messhaube} ³⁾
	kg CO ₂ e/d	0,01-18,6 (Ø 5,7)		0-101 (Ø 26)		Gesamt (A _{Unbel.} , A _{Bel.}) ³⁾
Weitere Kennzahlen	g Gas/kg BSB ₅	0-0,004 (Ø 0,001) ²⁾	-	0,026-0,065 (Ø 0,038) ²⁾	-	Gesamt (A _{Unbel.} , A _{Bel.}) ³⁾
	kg Gas/kg CSB	0-0,002 (Ø 0,0006) ²⁾	-	0,013-0,036 (Ø 0,020) ²⁾	-	
	kg Gas/d	0-0,54 (Ø 0,08)	-	0-0,05 (Ø 0,02)	-	
	kg N ₂ O-N/kg N ⁴⁾	-	0,00009-0,00019 (Ø 0,00012) ¹⁾	-	0,00043-0,0021 (Ø 0,0011) ¹⁾	Gesamt (A _{Unbel.} , A _{Bel.}) ³⁾
%	-	0,009-0,019 (Ø 0,012)	-	0,043-0,213 (Ø 0,112)		

¹⁾ n = 48, ²⁾ n = 6, ³⁾ A_{Messhaube} 1,036 m³, A_{Unbel.} = 402 m², A_{Bel.} = 402 m²; ⁴⁾ Umrechnungsfaktor: 1,57 kg N₂O/kg N₂O-N

#3 Schlammstapelbehälter

Für die Messungen im Schlammstapelbehälter wurde eine weitere Messhaube in einem der beiden Schlammstapelbehälter positioniert (vgl. Abbildung 37). Zwischen dem 29.06.23 und dem 04.07.2023 wurden die Schlammstapelbehälter weitestgehend entleert und der Überschussschlamm einer mobilen Entwässerung zugeführt. Wenngleich sich der Füllstand im Schlammstapelbehälter in diesem Zeitraum deutlich reduziert (keine Komplettentleerung), konnten die Messungen ohne Unterbrechungen weiterlaufen. Das bei der Entwässerung anfallende Prozesswasser wurde in einem Schlammstapelbecken zwischengespeichert und innerhalb von ca. 2,5 Monaten in sehr geringen Mengen und über den Tag gleichmäßig verteilt dem Zulauf der Belebung zugeführt. Eine Erhöhung der Zulauffrachten in diesem Zeitraum war nicht zu beobachten.

Nach der Entwässerung wurden die beiden Schlammstapelbehälter einmal die Woche mit 100 m³ Überschussschlamm, welcher zuvor in einer Vorlage gesammelt wurde, befüllt. In unregelmäßigen Zeiträumen wurde das Rührwerk im Schlammstapelbehälter eingeschaltet.



Abbildung 37: Messstelle #3 Schlammstapelbehälter der Kläranlage #B

Einzel- und Stundenwerte

Die Einzelwerte der Messungen der Konzentrationen und Durchflüsse sowie die stündlichen Frachten für Methan und Lachgas über den Messzeitraum an der Messstelle #3 Schlammstapelbehälter sind in Abbildung 38 dargestellt. Die maximalen Konzentrationen liegen bei Werten bis zu 39,6 Vol-% CH₄ (entspricht 396.000 ppm_v CH₄) und 2.119 ppm N₂O (in der Umgebung bis zu 416 ppm_v CH₄ und 2.119 ppm_v N₂O im selben Zeitraum). Die Konzentrationen an Methan schwanken deutlich, wobei bei der Betrachtung der Tageswerte der Einfluss der Beckenentleerung und Zugabe von frischem Überschussschlamm

näher untersucht wird. Zu denselben Zeitpunkten, sowohl in der belüfteten als auch unbelüfteten Zone im Belebungsbecken, zeigen sich Peaks bei den Konzentrationen an Lachgas. Diese treten zeitgleich mit der illegalen Einleitung auf.

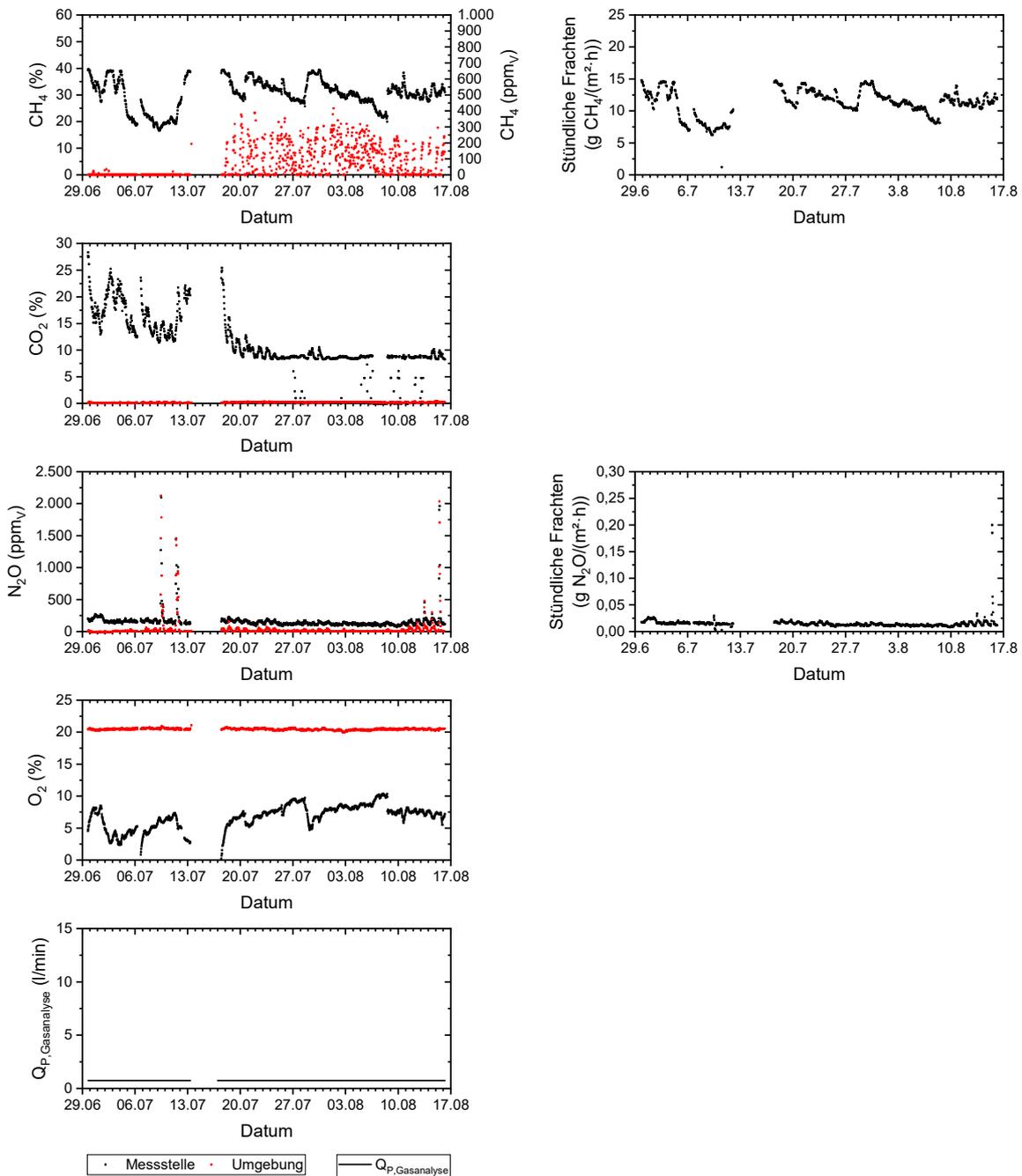


Abbildung 38: Einzelwerte der Konzentrationen und Durchflüsse (nur $Q_{P,Gasanalyse}$) (einschl. Referenzwert aus der Umgebung #5) (links) und die stündlichen Frachten (rechts) der Messtelle #3 der Kläranlage #B

Die stündlichen Frachten an Methan variieren zwischen 1,2 und 14,8 g $CH_4/(m^2 \cdot h)$, während die stündlichen Frachten an Lachgas zwischen 0,002 und 0,2 g $N_2O/(m^2 \cdot h)$ schwanken.

Tageswerte

Die täglichen Frachten an Methan und Lachgas an der Messstelle #3 Schlammstapelbehälter sind über den gesamten Messzeitraum in Abbildung 39 dargestellt. Täglich werden bis zu 343 g CH₄/(m²·d) und 0,8 g N₂O/(m²·d) unter der Messhaube freigesetzt. Insbesondere für das Methan zeigen sich höhere Frachten während der weitestgehenden Beckenentleerung zwischen dem 29.06.23 und dem 04.07.2023 und in den folgenden Tagen geringere tägliche Methanfrachten. Ab dem 18.07.2023 ist ein Anstieg der Methanfracht nach der Zugabe des frischen Überschussschlammes am nachfolgenden Tag, gefolgt von einem Rückgang der Methanfracht auf das vorherige Niveau innerhalb von ca. 5 Tagen, zu beobachten.

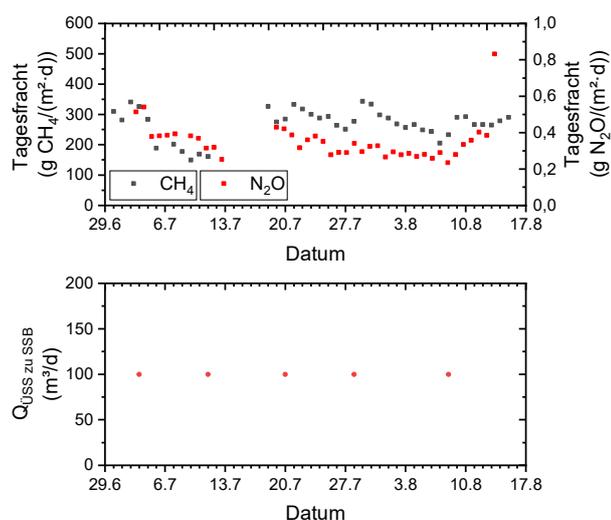


Abbildung 39: Tageswerte an Frachten von Methan und Lachgas und täglich geförderte Menge an Überschussschlamm zum Schlammstapelbehälter der Kläranlage #B

Weiterführende Analysen

Aus den Betriebsdaten der Kläranlage gehen für den Messzeitraum nur begrenzt Angaben zum Überschussschlamm bzw. dem im Schlammstapelbehälter gelagerten Schlamm hervor. So geben der TS in Belebung von $5,9 \pm 0,4$ g/L (Onlinemessung) und der Glührückstand von $36,3 \pm 1,4$ % (analytisch bestimmt) Hinweise auf die Qualität des Überschussschlammes im Messzeitraum.

Am 04.07.2023 wurden von der UniBwM zusätzlich Proben aus dem Schlammstapelbehälter, aus dem bei der Entwässerung anfallenden Prozesswassers und vom entwässerten Klärschlamm genommen. Zudem wurden am 25.07.2023 Proben aus der Vorlage zum Schlammstapelbehälter und aus dem Schlammstapelbehälter entnommen. Die Analyseergebnisse sind in der Tabelle 39 dargestellt.

Die beiden Beprobungen zeigen, dass die im SSB gelagerten Überschussschlämme vergleichbare Analysenwerte liefern. Die Konzentrationen an Ammonium von rd. 370 mg/l deuten einen anaeroben Abbau während der Lagerung an, was sich mit den gemessenen Methankonzentrationen und -frachten bestätigen lässt.

Tabelle 39: Weiterführende Analysen vor und nach der Beckenentleerung für die Entwässerung (04.07.2023) und während Normalbetrieb (25.07.2023)

Probe	TR [%]	GV [%]	CSB _{ges} [mg/l]	CSB _{ges} [mg/g TM]	CSB _{gel} [mg/l]	PO ₄ -P [mg/l]	NH ₄ -N [mg/l]	BSB ₅ ³⁾ [mg/l]
Beprobung vom 04.07.2023								
ÜSS _{aus SSB alt} ¹⁾	2,3	65,0	20.600	892	n. b.	n. b.	n. b.	n. b.
ÜSS _{aus SSB frisch} ²⁾	2,2	67,0	22.000	980	194	26	385	n. b.
Klärschlamm entw.	23,8	67,1	n. b.	n. b.	n. b.	n. b.	n. b.	n. b.
Prozesswasser	n. b.	n. b.	1.600	n. b.	108	18	347	n. b.
Beprobung vom 25.07.2023								
ÜSS _{Zulauf SSB}	1,2	64,9	10.250	833	n. b.	n. b.	n. b.	n. b.
ÜSS _{aus SSB}	2,3	64,2	20.280	882	122	21	364	2.837

¹⁾ Entnahme am 30.06.2023 vor der Beckenentleerung für die Entwässerung; Probe wurde bis zur Analyse eingefroren
²⁾ Entnahme vom 04.07.2023 nach Ende der Entleerung für die Entwässerung
³⁾ BSB₂₁ liegt bei 6.365 mg/l

Das Verhältnis von BSB₅ zu CSB wird nach DWA (2020b) für die Beurteilung des Stabilisierungsgrads von stabilisierten Klärschlämmen eingesetzt. Für den gelagerten ÜSS aus dem SSB ergibt sich ein Verhältnis von BSB₅ zu CSB von 0,14, sodass ein hinreichend stabilisierter Klärschlamm vorliegt.

Einordnung der Ergebnisse

Die wesentlichen Ergebnisse der Konzentrationen und Frachten sowie berechneten Kennzahlen zum Vergleich mit anderen Angaben aus der Literatur sind in der Tabelle 40 aufgeführt. Die Konzentrationen an Methan nehmen Werte bis zu 39,6 Vol.-% CH₄ und an Lachgas bis zu 2.119 ppm_v N₂O ein, sodass letztlich, wie erwartet, die wesentlichen Emissionen auf die Freisetzung von Methan aus dem Schlammstapelbehälter zurückzuführen sind. Bei den Untersuchungen von Hilliges und Kinshofer (2016) wurden in einem geschlossenen Schlammstapelbehälter im Mittel etwa 1.300 ppm CH₄ und einzelne Peaks bis zu 30.000 ppm CH₄ gemessen. Die höchsten Konzentrationen ergaben sich dabei bei hohem Füllstand und nach intensiver Durchmischung (insbesondere nach langer Ruhephase). Die Freisetzung der hier gemessenen Konzentrationen sowohl an Methan als auch an Lachgas werden letztlich durch die Zugabe von frischem ÜSS und bei der Durchmischung begünstigt. Es ist davon auszugehen, dass die beiden Schlammstapelbehälter auf der Kläranlage #B nur bedingt vergleichbare Emissionen freisetzen, da diese unterschiedlich befüllt bzw. entleert werden.

Tabelle 40: Zusammenfassung der Ergebnisse für die Messstelle #3 Schlammstapelbehälter auf der Kläranlage #B

Aspekt	Einheit	Ergebnisse für CH ₄	Ergebnisse für N ₂ O	Anmerkung
Einzelwerte	-	16,6 -39,6 (Ø 30,3) Vol-%	67-2.119 (Ø 160) ppm _v	
Frachten	g Gas/(m ² ·h) ²⁾	1,2-14,8 (Ø 11,3)	0-0,2 (Ø 0,015)	A _{Messhaube} ²⁾
	g Gas/(m ² ·d)	149-343 (Ø 268)	0,2-0,8 (Ø 0,4)	A _{Messhaube} ²⁾
	kg CO ₂ e/ (m ² ·d)	4,2-9,6 (Ø 7,5)	0,06-0,2 (Ø 0,09)	A _{Messhaube} ²⁾
	kg CO ₂ e/ (m ² ·d)	4,3-9,7 (Ø 7,6)		A _{Messhaube} ²⁾
	kg CO ₂ e/d	1.075-2.425 (Ø 1.900) ¹⁾		A _{Schlammstapel} ²⁾
Weitere Kennzahlen	g CH ₄ /(E·d)	3,9-9,0 (Ø 7,1)	-	A _{Schlammstapel} ²⁾

¹⁾ bezogen auf einen SSB; ²⁾ A_{Messhaube} = 1,036 m²; A_{Schlammstapel} = 250 m²

Weitere Literaturangaben zu Schlammstapelbehältern umfassen Angaben zu Methanemissionen von 0,15 g CH₄/(E·d) für die Speicherung von aerob stabilisiertem Schlamm, verursacht durch einen weiteren Abbau der Organik um 2 % bezogen auf den gesamten CSB im Schlammstapelbehälter (Parravicini *et al.* 2022). Des Weiteren berichten Czepiel *et al.* (1993) von Emissionen aus Schlammstapelbehältern bis zu 86 g CH₄/(m²·d) nach Zugabe von frischem Schlamm bzw. 6,9 bis 10,9 g CH₄/(m²·d) bzw. 0,13 bis 0,28 g N₂O/(m²·d) während der Lagerung. Die ermittelten spezifischen Frachten an Methan liegen damit deutlich über den Literaturwerten, während die ermittelten Lachgasfrachten gut mit den dargestellten Literaturwerten übereinstimmen. Mit den durchgeführten Versuchen kann nicht abschließend eingeordnet werden, inwieweit der Einsatz der Messhauben ein anaerobes Milieu und damit eine erhöhte Methanfreisetzung begünstigt.

Zusammenfassung der Ergebnisse

Auf der Kläranlage #B wurden die Methan- und Lachgasemissionen aus den Messstellen #1 Unbelüftete Zone, #2 Belüftete Zone und #3 Schlammstapelbehälter quantifiziert. Die gesamten Tagesfrachten als CO₂-Äquivalente, anteilig aus den Methan- und Lachgasfrachten, für diese Messstellen sind über den gesamten Messzeitraum in Abbildung 40 zusammenfassend dargestellt.

Mit im Mittel 7,6 kg CO₂e/(m²·d) über den gesamten Messzeitraum werden aus dem Schlammstapelbehälter die meisten Treibhausgasemissionen, fast ausschließlich Methan,

aller betrachteten Messstellen freigesetzt. Die Treibhausgasemissionen aus der unbelüfteten und belüfteten Zone der Belebungsstufe liegen in einer vergleichbaren Größenordnung von 0,014 bzw. 0,066 kg CO₂e/(m²·d). Die geringfügig höheren Emissionen aus der unbelüfteten Zone sind auf zeitweise erhöhte Methanemissionen in der Mitte des Messzeitraums zurückzuführen (vermutlich aufgrund der lokalen Akkumulation eines Fettfilms).

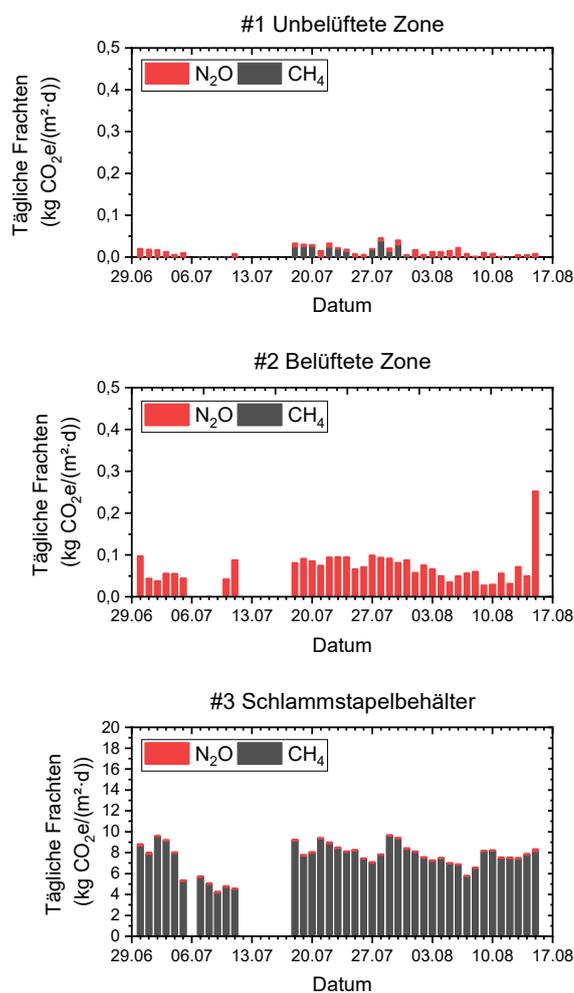


Abbildung 40: Gesamte Tagesfracht an Methan und Lachgas als CO₂-Äquivalente über den Zeitraum der Messungen an den jeweiligen Messstellen #1 bis #3 der Kläranlage #B (bezogen auf die mit der Messhaube abgedeckte Fläche)

Wie auch für die Kläranlage #A, spiegeln die durchgeführten Messungen nur einen begrenzten Zeitraum wider, sodass eine Hochrechnung auf Jahreswerte mit den erhobenen Daten nicht zielführend ist.

Neben den ausgewählten Messstellen sind auf der Kläranlage #B auch aus dem Zulauf, insbesondere aus dem ersten offenen Kanalabschnitt bzw. Schacht nach der Druckentwässerung, Emissionen zu erwarten. Die Messungen an diesen Messstellen erfordern jedoch eine individuelle Lösung für den Messaufbau.

5.3 Zusammenfassung und Zwischenfazit

Die Messungen der direkten Treibhausgasemissionen erfolgten auf zwei bayerischen Kläranlagen mit vorgeschalteter Denitrifikation und anaerober Klärschlammstabilisierung sowie mit intermittierender Denitrifikation und simultan aerober Klärschlammstabilisierung. Die Messstellen beliefen sich dabei auf den Zulauf zur Kläranlage, Denitrifikation, Nitrifikation, ein Förderband zwischen Zentrifuge und Schlammmulde, die unbelüftete und belüftete Zone der Belebungsstufe und den Schlammstapelbehälter. Für die Messungen werden sowohl Messhauben für Flächenmessungen als auch Gummimatten für Punktmessungen eingesetzt.

5.3.1 Einordnung der Messergebnisse

Insgesamt zeigen sich für die durchgeführten Messungen weitestgehend plausible Ergebnisse, unter Berücksichtigung der an den Messstellen vorherrschenden Bedingungen. Die wesentlichen Emissionsquellen sind auf der Kläranlage #A mit anaerober Klärschlammstabilisierung die Nitrifikation und auf der Kläranlage #B mit simultan aerober Klärschlammstabilisierung der Schlammstapelbehälter.

Bei der weiteren Berechnung der Messergebnisse fällt auf, dass durch die Berechnung vergleichsweise geringe Konzentrationen an den einzelnen Messstellen zu einer beachtlichen Größenordnung an CO₂-Äquivalenten führen kann. Dies ist letztlich auf die Berechnungsweise von der gemessenen Konzentration und des Durchflusses bis zu den spezifischen Emissionen als CO₂-Äquivalente zurückzuführen (vgl. Abbildung 41).

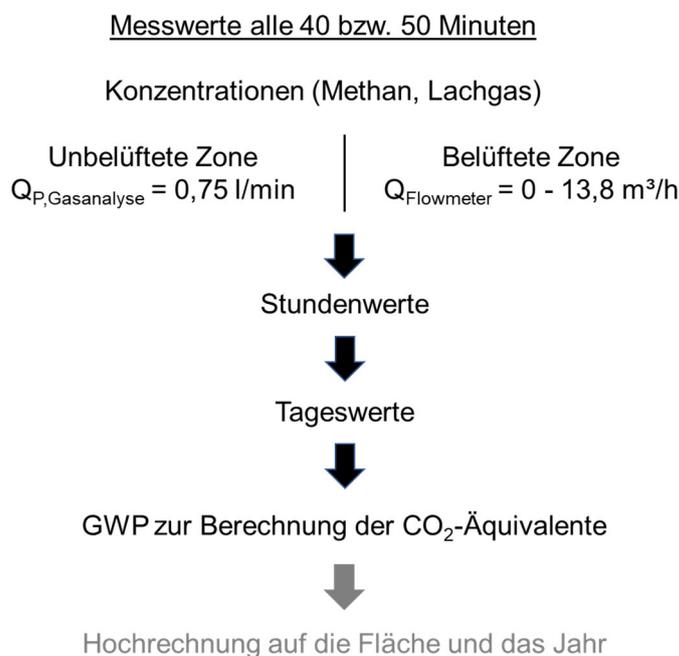


Abbildung 41: Berechnungsweg von der Konzentration und dem Durchfluss bis zum CO₂-Äquivalent

Ein direkter Vergleich zwischen den direkten Treibhausgasemissionen beider Kläranlagen (hinsichtlich der unterschiedlichen Arten der Klärschlammstabilisierung) ist dabei nicht zielführend. Wesentliche Unterschiede bzw. Unsicherheiten belaufen sich auf den (begrenzten) Messzeitraum, der unterschiedlichen Messstellen (einschl. den Betriebseinstellungen und Herausforderungen, wie z. B. Schwimmschlamm, Öleinleitung) und auch der begrenzten Anzahl an Messhauben.

Grundsätzlich eignet sich das Messsystem der Fa. Binder für Messungen von Konzentrationen und Durchflüssen der Treibhausgase CH_4 und N_2O , insbesondere in Kombination mit Messhauben. Es zeigt sich jedoch, dass der Einsatz der Messhauben an Messstellen möglichst ohne Schwimmschlamm, nur geringen Füllstandsschwankungen und der Abwesenheit von Rührwerken in unmittelbarer Nähe sinnvoll ist. Für die Messungen in den Belebungsbecken wurden zwei Messhauben eingesetzt, wobei die Position während des Messzeitraums nicht verändert wurde. Zur Anordnung der Messhauben wird in DWA (2022c) darauf hingewiesen, dass Emissionen aus dem Belebungsbecken aufgrund von Unterschieden in der Belüftung, Totzonen, Kurzschlussströmungen und unvollständiger Durchmischung lokal unterschiedlich sein können. Entsprechend sind bei gleichmäßiger Belüftungsverteilung etwa 2 % der Gesamtabdeckung des Belebungsbeckens und bei ungleichmäßiger Belüfterverteilung höhere Abdeckungen mit Messhauben erforderlich. Dies wurde bei beiden Kläranlagen nicht eingehalten.

5.3.2 Weiterer Forschungsbedarf

Für eine zuverlässige Emissionsabschätzung der direkten Treibhausgasemissionen sind Stichproben bzw. Punktmessungen aufgrund der zahlreichen Einflussfaktoren nur bedingt sinnvoll und daher als grobe Orientierungswerte zu interpretieren. Zudem ist der begrenzte Messzeitraum nur eine Momentaufnahme. Aus der Literaturzusammenstellung geht hervor, dass insbesondere Lachgas-, aber auch Methanemissionen in Zusammenhang mit der Abwassertemperatur stehen und sich dadurch ein deutlicher Unterschied zwischen Sommer- und Winterbetrieb ergibt.

Nach DWA 230-1 ist zur Identifikation von Bildungsprozessen und deren Einflussgrößen ein besseres Prozessverständnis notwendig, wofür sich insbesondere Konzentrationsmessungen in der Wasserphase am besten eignen. Zur Erfassung der Gesamtemissionen sind Messungen in der Gasphase vorzuziehen, wobei Messaufbauten mit flächigen Messungen jenen mit punktuellen Messungen vorzuziehen sind. Die Ungenauigkeiten der Messungen sollten unabhängig vom eingesetzten Messverfahren möglichst klein gehalten werden, da auch sehr kleine Konzentrationen durch Hochrechnen mit dem Volumenstrom und Umrechnung auf CO_2 -Äquivalente zu signifikanten Unterschieden in den Ergebnissen führen können. Entsprechend sind weitere (Forschungs)Arbeiten v. a. zu direkten (als auch indirekten) Treibhausgasemissionen mit verlängertem Messzeitraum, individuellen Messaufbauten für weitere Messstellen (z. B. Schlammfalle, Zulauf etc. mit Bündelung der Volumenströme) oder auch Vergleichsmessungen von Messungen in der gelösten Phase und mit Messhauben durchzuführen.

6 Untersuchungen zum Restmethanpotential aus entwässertem Klärschlamm

6.1 Probenahme und Analyseverfahren

Sowohl auf Kläranlagen mit simultan aerober als auch mit anaerober Klärschlammstabilisierung fallen Klärschlämme an, die entweder direkt vor Ort oder mit mobilen Entwässerungsaggregaten vor der weiteren Klärschlammverwertung entwässert werden.

Im Rahmen der Untersuchungen wurde für sechs Kläranlagen das Restmethanpotential (RMP) aus entwässerten Klärschlämmen, sowohl mit simultan aerober als auch mit anaerober Stabilisierung, analysiert. Zur Einordnung des Stabilisierungsgrades sind die Ergebnisse in Bezug zu setzen zum aeroben Schlammalter bzw. zur Aufenthaltszeit in der Faulung.

Das Restmethanpotential wird in Anlehnung an die Empfehlungen der VDI (2016) als spezifische Methanausbeute aus der Restgasuntersuchung über 60 Tage Inkubationszeit bestimmt.

6.1.1 Auswahl der Kläranlagen

Die Entwässerung auf Kläranlagen mit anaerober Klärschlammstabilisierung erfolgt i. d. R. direkt auf der Kläranlage, während auf Kläranlagen mit simultan aerober Klärschlammstabilisierung entweder stationäre oder mobile Entwässerungsaggregate eingesetzt werden. Für die Probenahme von entwässerten Klärschlämmen wurden bayerische Kläranlagen ausgewählt, die eine simultan aerobe oder eine anaerobe Klärschlammstabilisierung betreiben, unterschiedliche Typen an Entwässerungsaggregaten einsetzen und zu unterschiedlichen Größenklassen zählen.

Tabelle 41 zeigt eine Übersicht der ausgewählten Kläranlagen in Bayern, welche der Größenklasse 3 bis 5 zugeordnet werden. Die einzelnen Kläranlagen betreiben die Belebungsstufe mittels unterschiedlicher Verfahren, wobei die Kläranlage #4 eine simultan aerobe Klärschlammstabilisierung betreibt. Auf den Kläranlagen #1, #2, #3, #4 und #6 werden Zentrifugen und auf der Kläranlage #5 eine Kammerfilterpresse zur Entwässerung eingesetzt.

Bei jeder Probenahme auf den einzelnen Kläranlagen wurden zunächst die Kläranlagen besichtigt sowie Kenndaten und wesentliche Randbedingungen zur Interpretation der Ergebnisse dokumentiert (z. B. Schlammalter, Faulzeit, Co-Vergärung etc.). Anschließend wurden Schlammproben des entwässerten Klärschlammes genommen und direkt zur Analyse in das Labor der Professur für Siedlungswasserwirtschaft und Abfalltechnik der Universität der Bundeswehr München gebracht. An einzelnen Kläranlagen wurde der stabilisierte Klärschlamm (vor der Entwässerung) zusätzlich beprobt, um den Einfluss der Entwässerung auf das Restmethanpotential näher zu untersuchen. Die Beprobungen fanden im Zeitraum zwischen September und November 2022 statt.

Tabelle 41: Verfahrenstechnische Randbedingungen der ausgewählten bayerischen Kläranlagen zur Bestimmung des Restmethanpotentials aus entwässerten Klärschlämmen (KS: Klärschlamm, sKS: stabilisierter Klärschlamm)

Nr.	Ausbau- größe [E]	Belebungsverfahren	Schlammalter [d]	Faulzeit [d]	Probenahme	Entwässerungs- aggregat
#1	50.000	Vorgeschaltete Denitrifikation	ca. 16 - 20 d	ca. 70 d	entw. KS + sKS	Zentrifuge
#2	184.000/ 320.000	Mehrstufige biologische Klär- anlage (Kaskade); Sommer-/Winterbetrieb	ca. 12 d	ca. 37 d	entw. KS	Zentrifuge
#3	110.000	Belebungsanlage (teilw. mit Aufwuchskörpern)	ca. 12 - 15 d	ca. 20 d	entw. KS + sKS	Zentrifuge
#4	7.000	SBR-Belebungsanlage; simultan aerobe Stabilisierung	ca. 35 d	-	entw. KS + sKS	Zentrifuge
#5	800.000	Vorgeschaltete Denitrifikation	ca. 12 - 15 d	ca. 25 - 26 d	entw. KS + sKS	Kammerfilterpresse
#6	43.000	Intermittierende Denitrifikation (Durchlaufanlage)	ca. 9 - 10 d	ca. 30 d	entw. KS	Zentrifuge

6.1.2 Analyseverfahren

Für die Untersuchungen der entwässerten Klär- bzw. Faulschlämme wurden folgende Messgeräte und Analyseverfahren angewendet:

Entwässerter Klärschlamm und stabilisierter Klärschlamm

- Trockenrückstand (TR) (DIN EN 12880:2001-02 2001)
- Glühverlust (GV) (DIN EN 15169 2007)
- Chemischer Sauerstoffbedarf (CSB) (DIN ISO 15705:2003-01 2003)
Küvettest (ISO 15705:2002)
– Merck 1.13431.0001 (25 - 1.500 mg/l) ggfs. in Verdünnung
- Biochemischer Sauerstoffbedarf (BSB₅) (DIN EN ISO 5815 2020)
WTW Oxitop, Versuchsdauer von 5 Tagen (nur Nassschlamm)

Bestimmung des Restmethanpotentials

Die Messungen des Restmethanpotentials erfolgten mit einem Analysensystem der Firma BioprocessControl (Schweden) vom Typ AMPTS II bei einer Temperatur von 37 °C. Die Methanmenge wurde nach Absorption des CO₂ analysiert, sodass hierdurch das Restmethanpotential bestimmt wird. Je Probe wurde mindestens eine Dreifachbestimmung angesetzt. Die Ergebnisse werden als spezifisches Restmethanpotential in Bezug auf die oTR-Menge und CSB-Menge in der Probe angegeben.

Die Versuche wurden in Anlehnung an die Empfehlungen der Richtlinie VDI 4630 (2016) durchgeführt. Die Vorgaben zur Durchführung von Versuchen zur Bestimmung des Restmethanpotentials wurden wie folgt umgesetzt:

- Inkubationstemperatur von 37 °C: Vergleichbarkeit mit Literaturwerten und in Anlehnung an maximale Temperaturen bei der Lagerung von entwässertem Klärschlamm.
- Einwaage der Probe ohne Anpassung des TR (nach VDI 4630 (2016) sind Gärreste mit Wasser zu vermischen, um einen TR < 10 % zu erzielen).
- Ansätze mit entwässertem Klärschlamm werden nicht gerührt und jene mit den stabilisierten Klärschlämmen mit einem Intervall von 20 Minuten und einer Aktivierung für 30 Sekunden gerührt.
- Abbruchkriterium: 60 Tage Inkubationsdauer.

Zentrifugation im Labormaßstab

Zum Vergleich des spezifischen Restmethanpotentials und -produktion wurden für die Kläranlage KA #3 sowohl anaerob stabilisierter Klärschlamm (Nassschlamm) und entwässerter Klärschlamm beprobt. Zusätzlich wurde der Nassschlamm in einer Laborzentrifuge für 15 Minuten bei 9.600 rpm zentrifugiert (entwässert) und ebenfalls in Batch-Laborgärversuche eingebaut.

6.2 Ergebnisse der Messungen

6.2.1 Steckbriefe der Kläranlagen

Eine Übersicht der sechs ausgewählten Kläranlagen zur Bestimmung des Restmethanpotentials ist in Tabelle 43 dargestellt. In Abbildung 42 sind die Standorte der beprobten Kläranlagen aufgeführt.

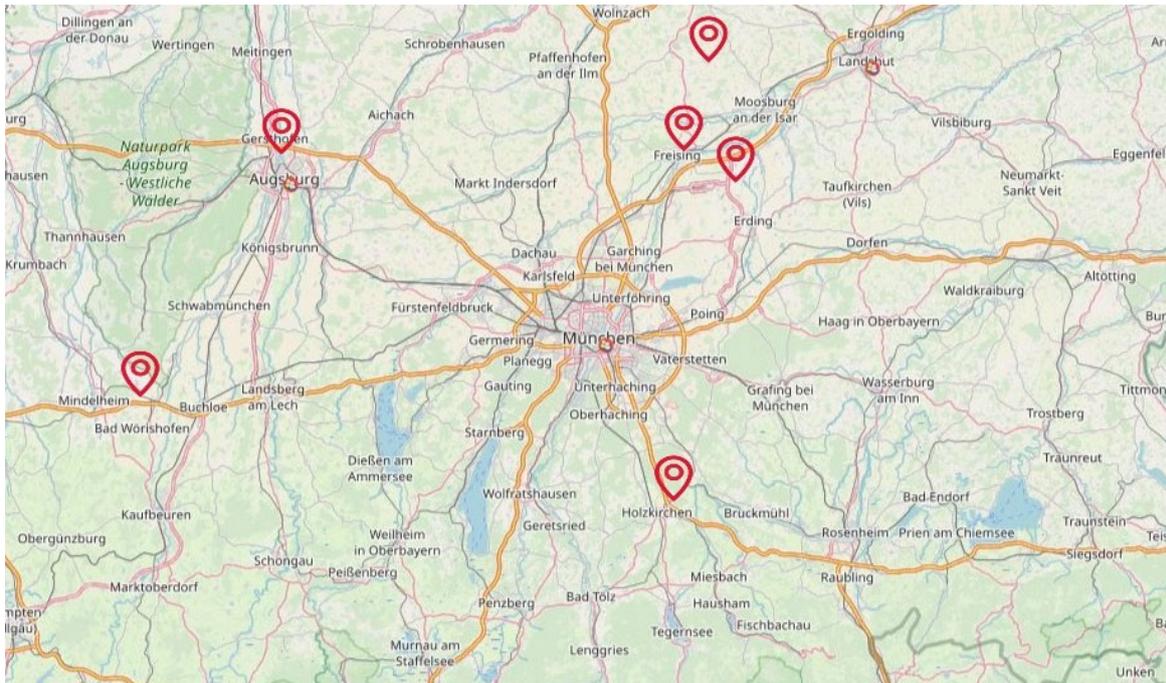


Abbildung 42: Standorte der beprobten Kläranlagen in Bayern. ©OpenStreetMap and contributors, CC-BY-SA

Nachfolgend werden die beprobten Kläranlagen in Form von kurzen Steckbriefen mit den wichtigsten Kennwerten dargestellt. Die Anlagen und ihr grundlegender verfahrenstechnischer Aufbau sind in Abbildung 43 bis Abbildung 48 dargestellt.

Kläranlage #1

Ausbaugröße: 50.000 EW
 Belebungsverfahren: vorgeschaltete Denitrifikation
 Schlammalter: ca. 16 - 20 Tage
 Faulzeit: ca. 70 d
 Entwässerungsaggregat: Zentrifuge
 Probenahme: aus Mulde (entwässerter KS);
 Zulauf Zentrifuge (FS)

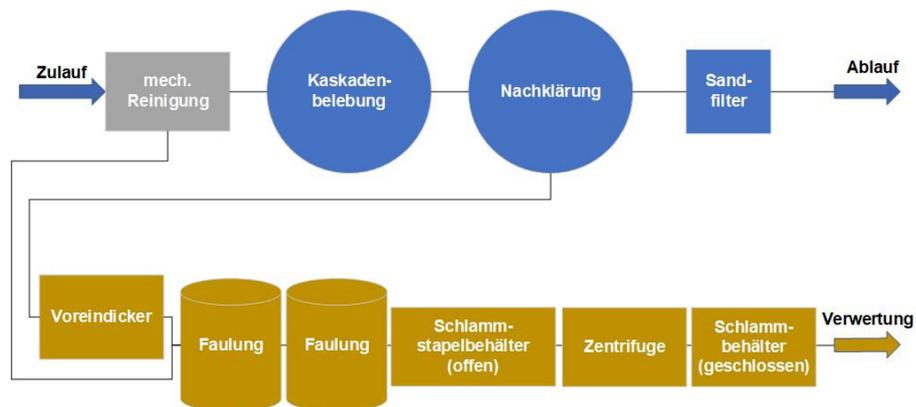


Abbildung 43: Anlagenschema Kläranlage #1

Kläranlage #2

Ausbaugröße:	184.000/320.000 EW (Sommer-/Winterbetrieb)
Belebungsverfahren:	mehrstufige Biologie (Kaskade)
Schlammalter:	ca. 12 d
Faulzeit:	ca. 37 d
Entwässerungsaggregat:	Zentrifuge
Probenahme:	Abwurf Zentrifuge (entwässerter KS)

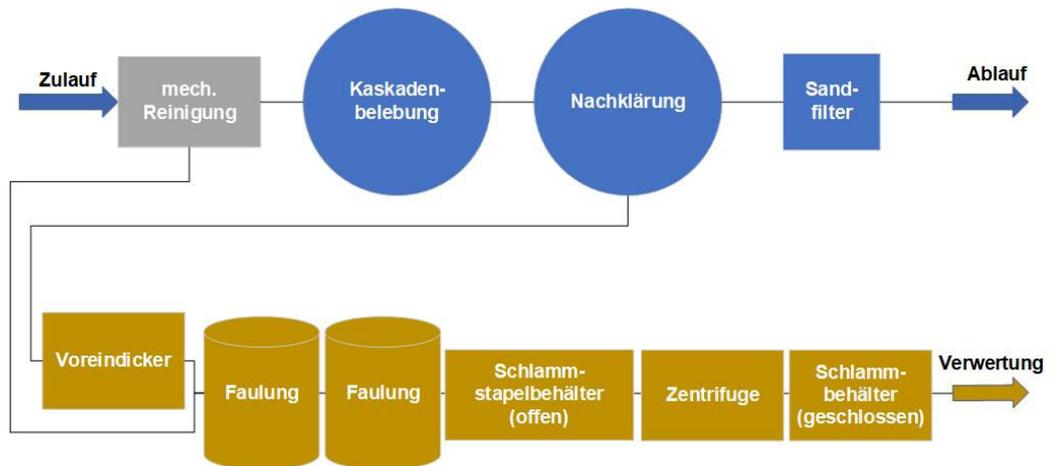


Abbildung 44: Anlagenschema Kläranlage #2

Kläranlage #3

Ausbaugröße:	110.000 EW
Belebungsverfahren:	Belebungsanlage (teilweise Aufwuchskörper)
Schlammalter:	ca. 12 - 15 d
Faulzeit:	ca. 20 d
Entwässerungsaggregat:	Zentrifuge
Probenahme:	aus Mulde (entwässerter KS); Umwälzung FB (FS)

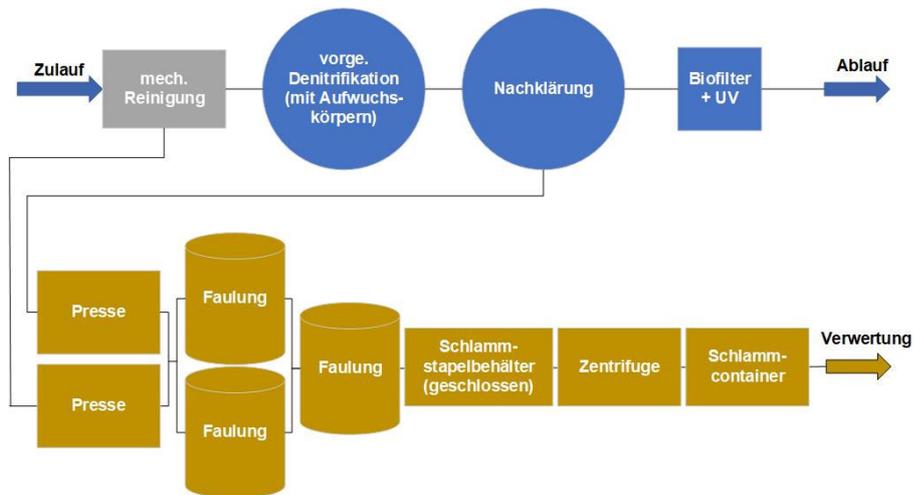


Abbildung 45: Anlagenschema Kläranlage #3

Kläranlage #4

Ausbaugröße:	7.000 EW
Belebungsverfahren:	SBR-Belebungsanlage, simultan aerobe Stabilisierung
Schlammalter:	ca. 35 d
Faulzeit:	-
Entwässerungsaggregat:	Zentrifuge
Probenahme:	Ablauf Zentrifuge (entwässertes KS), Zulauf Zentrifuge (FS)

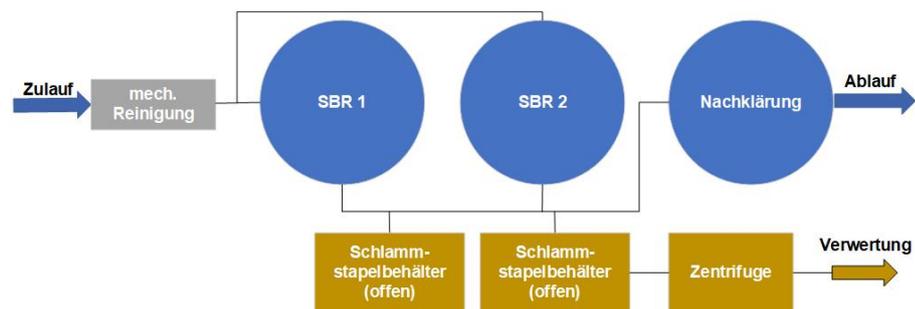


Abbildung 46: Anlagenschema Kläranlage #4

Kläranlage #5

Ausbaugröße:	800.000 EW
Belebungsverfahren:	vorgeschaltete Denitrifikation
Schlammalter:	ca. 12 - 15 d
Faulzeit:	ca. 25 - 26 d
Entwässerungsaggregat:	Kammerfilterpresse
Probenahme:	Abwurf Presse (entwässertes KS); Zulauf Presse (FS)

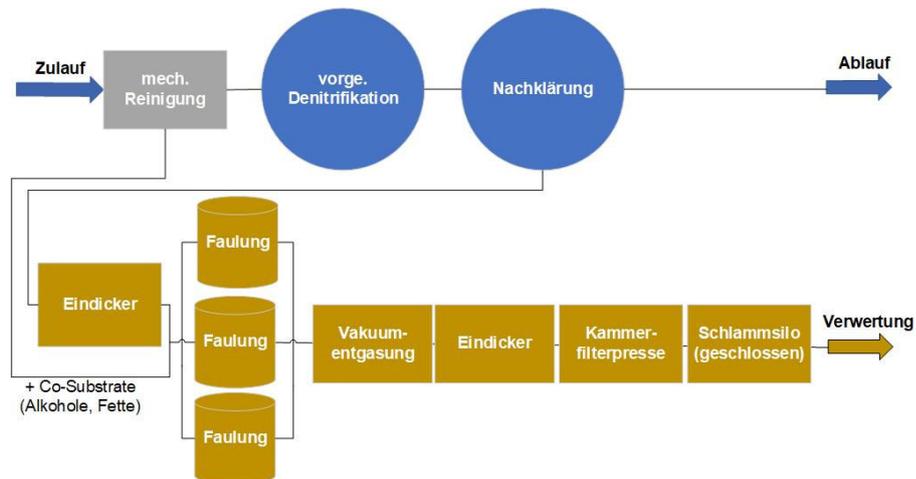


Abbildung 47: Anlagenschema Kläranlage #5

Kläranlage #6

Ausbaugröße:	43.000 EW
Belebungsverfahren:	intermittierende Denitrifikation (Durchlauf)
Schlammalter:	ca. 9 - 10 d
Faulzeit:	ca. 30 d
Entwässerungsaggregat:	Zentrifuge
Probenahme:	aus Mulde (entwässerter KS)

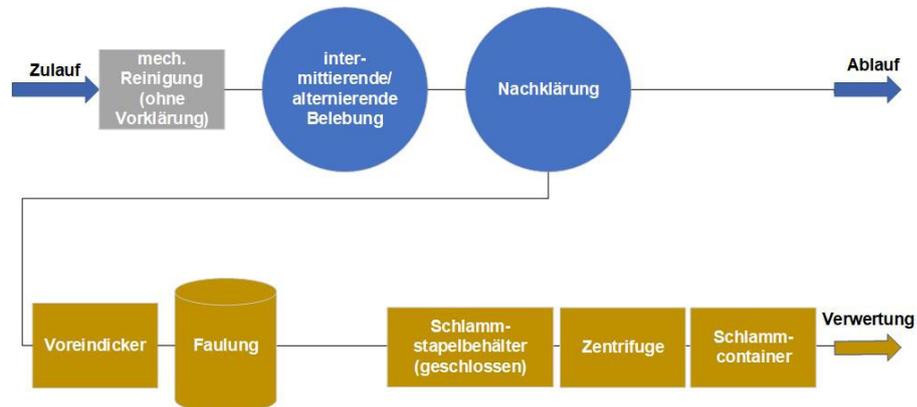


Abbildung 48: Anlagenschema Kläranlage #6

6.2.2 Charakterisierung der beprobten Schlämme

Für die Bestimmung des spezifischen Restmethanpotentials wurden für die beprobten Schlämme die Parameter TR, GV und oTR analysiert, vgl. Tabelle 42.

Tabelle 42: Analysenergebnisse der entwässerten Klärschlämme und Nassschlämme (Kammerfilterpresse: KFP)

Nr.	Probe	TR [%]	GV [%]	oTR [%]	Anmerkung
#1	Entw. KS	21,7	61,1	13,2	Zentrifuge
	Nassschlamm	1,8	59,8	1,1	
#2	Entw. KS	28,2	55,0	15,5	Zentrifuge
#3	Entw. KS	22,3	58,0	12,9	Zentrifuge
	Nassschlamm	2,9	61,0	1,8	
#4	Entw. KS	22,3	59,4	13,3	Zentrifuge
	Nassschlamm	2,9	58,0	1,7	
#5	Entw. KS	35,8	66,0	23,6	KFP
	Nassschlamm	4,1	67,0	2,8	
#6	Entw. KS	20,0	62,0	12,4	Zentrifuge

6.2.3 Spezifisches Restmethanpotential und -produktion der entwässerten Klärschlämme

Die Ergebnisse der spezifischen Restmethanpotentiale (bezogen auf die oTM-Menge) der entwässerten Klärschlämme sind in Abbildung 49 (links) für die sechs Kläranlagen aufgeführt. Die spezifischen Restmethanpotentiale der entwässerten Klärschlämme variieren zwischen rd. 29 und 76 Nml CH₄/g oTM_{zu}, wobei der niedrigste Wert bei der Kläranlage mit langer Faulzeit (rd. 70 Tage) und der höchste Wert bei der Kläranlage mit simultan aerober Klärschlammstabilisierung auftritt. Ein Einfluss durch das Entwässerungsaggregat ist nicht zu erkennen. Wenngleich die Messungen mit entwässertem Klärschlamm durchgeführt wurden, liegen insgesamt die Messergebnisse damit in der Größenordnung der in der Literatur angegebenen Restmethanpotentiale für Faulschlämme (vgl. Tabelle 17).

Die ermittelten spezifischen Restmethanpotentiale liegen damit in der Größenordnung wie die Versuchsergebnisse der Gasbildung bei der Lagerung von maschinell entwässertem Klärschlamm in geschlossenen Behältern (Lagertemperatur bei 25 bis 30 °C über 13 bis 28 Tagen) von Drescher und Kapp (1994). Hier wurden im Durchschnitt 50 l Faulgas/kg oTM erzeugt.

Die spezifischen Restmethanpotentiale werden in Abbildung 49 (rechts) den oTR-Gehalten der entwässerten Klärschlämme gegenübergestellt. Die mittels Zentrifugen entwässerten

Klärschlämme liegen im Bereich von 12,4 bis 15,5 % oTR, während der mittels Kammerfilterpresse entwässerte Klärschlamm (KA #6) aufgrund des höheren TR-Gehalts der Probe bei einem oTR-Gehalt von 23,6 %. Insgesamt lässt sich kein eindeutiger Zusammenhang des spezifischen Restmethanpotentials mit dem oTR-Gehalt der entwässerten Klärschlämme erkennen.

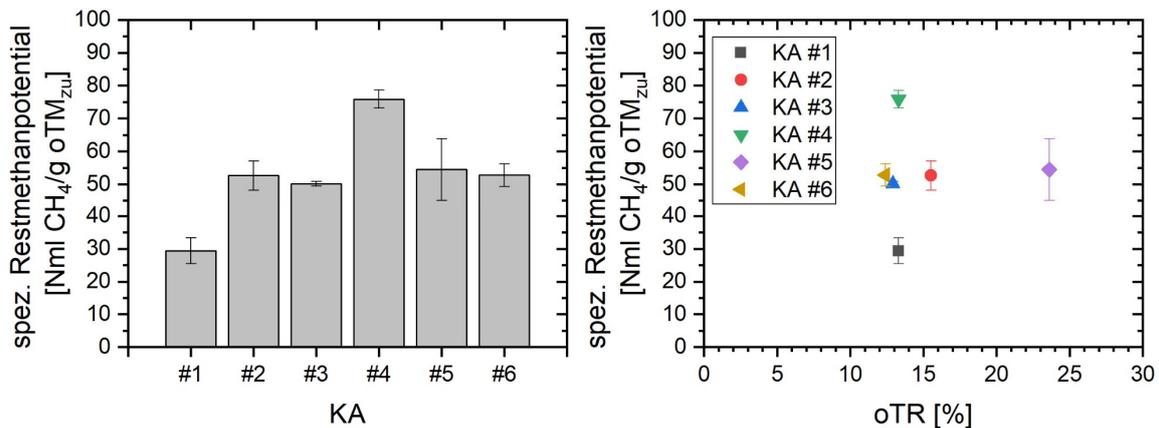


Abbildung 49: Spezifische Restmethanpotentiale der einzelnen Kläranlagen (links) und in Bezug auf die oTR-Gehalte (rechts) im entwässerten Klärschlamm (Mittelwerte aller Ansätze)

Für die Bestimmung von spezifischen Methanausbeuten von organischen Substraten in Batch-Laborgärversuchen werden nach VDI (2016) eine absolute Differenz zwischen den Untersuchungsergebnissen von maximal 15 % des Mittelwerts und nach Holliger *et al.* (2021) die relative Abweichung von kleiner als 6 % als Qualitätskriterium angegeben. Die Einhaltung einer maximalen Differenz zum Mittelwert von 6 % bedarf bei den Kläranlagen #1, #3, #5 und #6 des Ausschlusses jeweils eines Datensatzes innerhalb der Dreifachbestimmung. Die mittleren spezifischen Restmethanpotentiale verändern sich dadurch geringfügig und variieren nach dieser Korrektur zwischen rd. 27 und 76 Nml CH₄/g oTM_{zu} bzw. rd. 312 und 690 g CH₄/(E·a) (vgl. Tabelle 43). Aufgrund der nur geringen Unterschiede der spezifischen Restmethanpotentiale zwischen der Berücksichtigung aller Datensätze oder die Korrektur der Anzahl für eine Minimierung der relativen Abweichung werden für die weitere Ergebnisdarstellung jeweils alle drei Datensätze je entwässerten Klärschlamm (unter Angabe der Standardabweichung) dargestellt.

Tabelle 43: Zusammenstellung der ermittelten spezifischen Restmethanpotentiale für die entwässerten Klärschlämme (alle Datensätze/verminderte Anzahl an Datensätzen zur Einhaltung des Qualitätskriteriums von rel. Abweichung von 6 %) (spezifisches Restmethanpotential (sRMP))

Nr.	Daten-sätze	Versuchs-dauer [d]	sRMP	sRMP	relative Abweichung [%]
			[Nml CH ₄ /g oTM _{zu}]	[g CH ₄ /(E·a)] ¹	
#1	3/2	60	29,4 ± 3,9/27,1 ± 0,3	338,4/311,9	13,3/0,9
#2	3	60	52,6 ± 4,4	605,5	1,5
#3	3/2	60	50,2 ± 0,7/50,1 ± 1,	577,8/576,7	8,7/1,9
#4	3	60	75,9 ± 2,7	873,7	4,1
#5	3/2	60	54,5 ± 9,4/59,9 ± 0,7	627,3/689,5	25,0/0,8
#6	3/2	60	52,8 ± 3,4/50,8 ± 0,2	607,8/584,7	7,0/0,3

¹ berechnet über sRMP und unter der Annahme von einem Rohschlammfall von 60 g TM/(E·d), GV von 73 %, Methandichte von 0,72 kg/m³ (DWA 2014)

Die akkumulierten spezifischen Restmethanpotentiale im zeitlichen Verlauf über die 60 Tage sind für die einzelnen Kläranlagen im Anhang in Abbildung 55 dargestellt. Die Kurvenverläufe der entwässerten Klärschlämme von Kläranlagen mit anaerober Klärschlammstabilisierung (alle außer KA #4) deuten nach VDI (2016) einen normalen Verlauf mit einem raschen Anstieg des spezifischen Restmethanpotentials insbesondere in den ersten Tagen an. Der entwässerte Klärschlamm der KA #4 (simultan aerober Klärschlammstabilisierung) zeigt wiederum eine zweiphasige Umsetzung der Organik zu Methan (Treppenverlauf), wobei die zweite Abbauphase in allen Ansätzen der Dreifachbestimmung bei rd. 20 Tagen beginnt.

Der Verlauf der spezifischen Restmethanproduktion bezogen auf die oTM-Menge in den entwässerten Klärschlämmen ist in Abbildung 50 zusammengefasst als Mittelwerte aus der Dreifachbestimmung dargestellt. Die Messwerte der spezifischen Methanproduktion der KA #1 zeigt im Zeitraum zwischen Tag 0 bis 30 die wesentliche Methanproduktion mit einem Maximum bei 5 Tagen. Im Gegensatz zu den anderen entwässerten Klärschlämmen nach anaerober Klärschlammstabilisierung ist keine kontinuierliche Abnahme der spezifischen Methanproduktion, sondern zwei weitere minimale Zunahmen ca. bei Tag 13 und 23, zu erkennen. Für die entwässerten Klärschlämme der KA #2, 3, 5 und 6 nach anaerober Klärschlammstabilisierung zeigt sich ein Maximum der spezifischen Methanproduktion innerhalb der ersten 2 bis 3 Tage, gefolgt von einer unterschiedlich ausgeprägten Abnahme bis zum Erreichen des Abbruchkriteriums nach 60 Tagen. Der Kurvenverlauf der spezifischen Restmethanproduktion für die KA #4 mit simultan aerober Klärschlammstabilisierung zeigt ein Maximum innerhalb der ersten 3 Tage und ist daraufhin bis etwa zum Tag 13 stark rückläufig. Bis etwa Tag 20 findet nahezu keine spezifische Methanproduktion statt, wobei darauffolgend erneut vermehrt Methan über einen längeren Zeitraum (bis etwa Tag 50) gebildet wird.

Ein zweistufiger Abbau bei Batch-Laborgärversuchen kann auf die Verstoffwechslung von leicht abbaubarer Organik in der ersten Stufe, gefolgt von einer Zwischenphase zur Synthese von Enzymen für die anschließende Verstoffwechslung von schwer abbaubarer Organik in der zweiten Stufe zurückgeführt werden. Zudem ist jener Kurvenverlauf einer einzigen Kläranlage (KA #4) zuzuordnen, die den Klärschlamm simultan aerob stabilisiert. Es ist zu vermuten, dass während der Entwässerung vermehrt Organik freigesetzt wird, die jedoch erst nach der Verstoffwechslung der leicht abbaubaren Organik und der Synthese von Enzymen abgebaut wird. Umlagerungsprozesse aufgrund der anaeroben Inkubation des aerob stabilisierten Klärschlammes sind aufgrund des Kurvenverlaufes des Nassschlammes eher zu vernachlässigen (vgl. Abbildung 53).

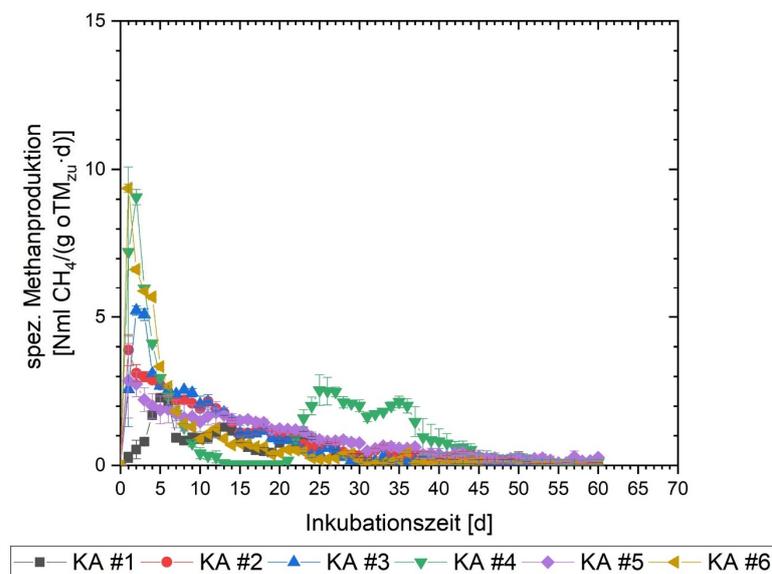


Abbildung 50: Verlauf der spezifischen Restmethanproduktion über die gesamte Versuchslaufzeit für die entwässerten Klärschlämme der sechs Kläranlagen (Mittelwerte der Dreifachbestimmung)

Eine nähere Betrachtung der Ausgasung der entwässerten Klärschlämme unter anaeroben Bedingungen im zeitlichen Verlauf erfolgt beispielhaft über den prozentualen Anteil des spezifischen Restmethanpotentials innerhalb des 1. Tages sowie bis zum 7. und 14. Tag an dem spezifischen Restmethanpotential innerhalb von 60 Tagen (vgl. Tabelle 44). Innerhalb des ersten Tages werden für die einzelnen entwässerten Klärschlämme zwischen 1 bis 18 %, bis zum 7. Tag zwischen 28 und 67 % und bis zum 14. Tag zwischen 54 und 81 % des gesamten spezifischen Restmethanpotentials freigesetzt. Entsprechend weisen die einzelnen entwässerten Klärschlämme unter anaeroben Bedingungen ein unterschiedlich starkes Ausgaspotential von Methan auf.

Tabelle 44: Prozentualer Anteil des spezifischen Restmethanpotentials der entwässerten Klärschlämme bei unterschiedlichen Inkubationszeiten am gesamten spezifischen Restmethanpotential innerhalb von 60 Tagen (Mittelwerte der Dreifachbestimmung)

Nr.	Parameter	Inkubationszeit			
		60 d	14 d	7 d	1 d
#1	[Nml CH ₄ /g oTM _{zu}]	29,4	15,8	8,6	0,3
	[%]	100,0	53,8	29,4	0,9
#2	[Nml CH ₄ /g oTM _{zu}]	52,6	33,6	20,1	3,9
	[%]	100,0	63,9	38,2	7,4
#3	[Nml CH ₄ /g oTM _{zu}]	50,2	37,9	23,6	2,6
	[%]	100,0	75,5	47,0	5,1
#4	[Nml CH ₄ /g oTM _{zu}]	75,9	36,6	33,4	7,2
	[%]	100,0	48,2	44,0	9,5
#5	[Nml CH ₄ /g oTM _{zu}]	54,5	26,7	15,3	2,9
	[%]	100,0	49,1	28,1	5,2
#6	[Nml CH ₄ /g oTM _{zu}]	52,8	42,9	35,4	9,4
	[%]	100,0	81,2	67,0	17,7

Die spezifischen Restmethanpotentiale werden in Abbildung 51 zur Identifikation des Einflusses der Stabilisierungsart sowohl dem mittleren Schlammalter in der Belebungsstufe (links) als auch der Faulzeit (rechts) gegenübergestellt. Während nur die KA #4 mit dem Belebungsbecken eine simultan aerobe Klärschlammstabilisierung betreibt, erfolgt die Klärschlammstabilisierung auf den anderen Kläranlagen über den anaeroben Abbau in der Faulung. Entsprechend ist das Schlammalter der KA #4 mit rd. 35 Tagen deutlich höher als das Schlammalter (zwischen rd. 9,5 und 13,5 Tagen) in der Belebung der anderen Kläranlagen. Die Gegenüberstellung des spezifischen Restmethanpotentials mit dem mittleren Schlammalter zeigt keinen eindeutigen Zusammenhang.

Letztlich erfolgt die Klärschlammstabilisierung der Kläranlagen #1, #2, #3, #5 und #6 innerhalb der Faulung, sodass hier die Bezugsgröße Faulzeit für eine Gegenüberstellung zu wählen ist. Die Faulzeit der KA #2, #3, #5 und #6 liegen zwischen rd. 20 und 37 Tagen und zeigen eine vergleichbare Größenordnung des spezifischen Restmethanpotentials. Die Faulzeit der KA #1 liegt mit rd. 70 Tagen deutlich höher, wobei gleichzeitig das spezifische Restmethanpotential auch deutlich niedriger liegt.

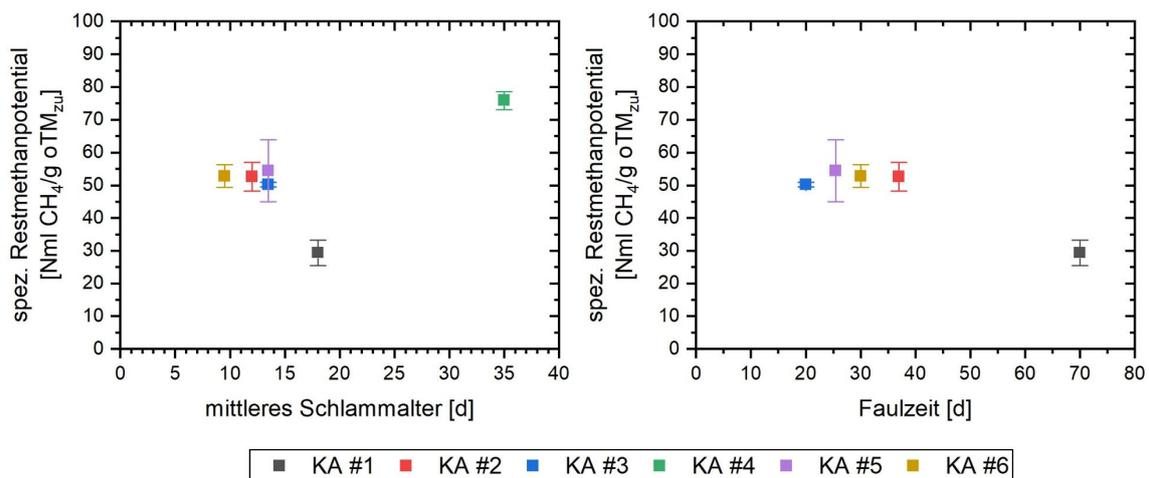


Abbildung 51: Gegenüberstellung der spezifischen Restmethanpotentiale der entwässerten Klärschlämme, bezogen auf das mittlere Schlammalter (links) und die Faulzeit (rechts) der beprobten Kläranlagen

6.2.4 Vergleich des spezifischen Restmethanpotentials und -produktion der entwässerten Klärschlämme sowie von Klärschlämmen vor der Entwässerung

Wenngleich der Fokus der Untersuchungen im AP3 auf den entwässerten Klärschlämmen liegt, beziehen sich Stabilisierungsparameter i. d. R. auf den Klärschlamm vor der Entwässerung. Daher wurden für vier Kläranlagen sowohl entwässerte Klärschlämme als auch die Klärschlämme vor der Entwässerung (simultan aerob oder anaerob stabilisierte Klärschlämme) beprobt.

Für die Kläranlagen KA #1, #3, #4 und #5 wurden zusätzlich auch die Klärschlämme vor der Entwässerung in Batch-Laborgärversuchen zur Bestimmung des spezifischen Restmethanpotentials analysiert (vgl. Abbildung 52). Die spezifischen Restmethanpotentiale der Klärschlämme vor der Entwässerung liegen zwischen 18,8 und 44,5 Nml CH₄/g oTM_{zu} (Mittelwert der Dreifachbestimmung). Dies liegt in der Größenordnung der in der Literaturrecherche zusammengestellten spezifischen Restmethanpotentiale zwischen 9 und 100 Nml CH₄/g oTM_{zu} (vgl. Tabelle 17).

Die Zusammenstellung in Abbildung 52 beinhaltet Klärschlämme, die einerseits simultan aerob (KA #4) und anaerob (KA #1, #3 und #5) stabilisiert wurden und andererseits mittels Zentrifuge (KA #1, #3 und #4) und mittels einer Kammerfilterpresse (KA #5) entwässert wurden. Die spezifischen Restmethanpotentiale aus den entwässerten Klärschlämmen sind unabhängig von dem Entwässerungsaggregat für alle Kläranlagen zwischen 24 bis 87 % höher als die Messergebnisse aus den simultan aerob bzw. anaerob stabilisierten nicht entwässerten Klärschlämmen. Es fällt auf, dass die Differenzen des spezifischen Restmethanpotentials der KA #4 (simultan aerob stabilisiert, Zentrifuge) und KA #5 (anaerob stabilisiert, Kammerfilterpresse) zwischen Nassschlamm und entwässertem Klärschlamm höher sind als bei der KA #1 und #3.

Für die KA #3 wurde zusätzlich der anaerob stabilisierte Klärschlamm in einer Laborzentrifuge entwässert. Es zeigt sich, dass sowohl die Entwässerung im Labor als auch in der Großtechnik zur Erhöhung des spezifischen Restmethanpotentials um 12 bzw. 24 % führt. Es ist davon auszugehen, dass während des Entwässerungsprozesses das noch an der Schlammflocke haftende Methan ausgestript wird. Die Erhöhung des spezifischen Restmethanpotentials ist daher vermutlich auf den weiteren Teilaufschluss aufgrund der mechanischen Beanspruchung des Klärschlammes während der Entwässerung zurückzuführen, sodass vermehrt leicht abbaubare Organik zur Verfügung steht.

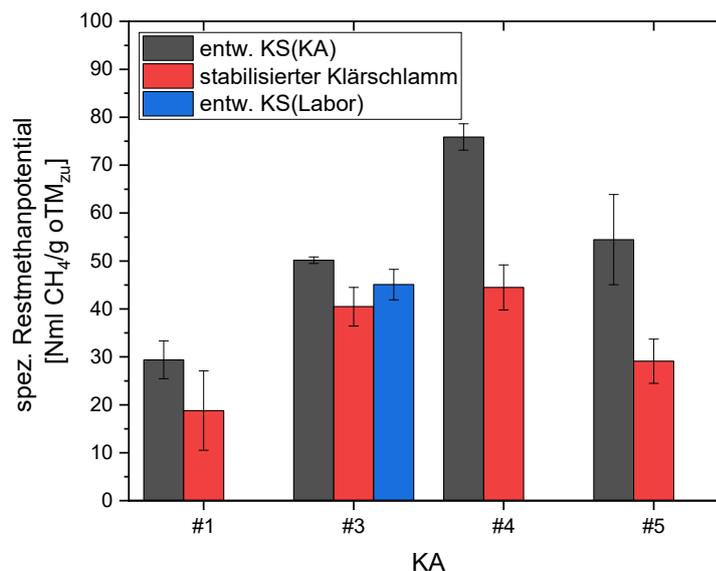


Abbildung 52: Gegenüberstellung des spezifischen Restmethanpotentials entwässerter Klärschlämme (entw. KS auf der Kläranlage (KA) bzw. in der Laborzentrifuge (Labor)) mit simultan aerob (KA #4) und anaerob stabilisierten Klärschlämmen (KA #1, #3 und #5) im Vergleich zum stabilisierten Klärschlamm

Wie auch bei den spezifischen Restmethanpotentialen der entwässerten Klärschlämmen in Kapitel 6.2.3 erfolgt eine Überprüfung des Qualitätskriteriums für die Abweichung zwischen den einzelnen Ansätzen innerhalb der Dreifachbestimmung je Probe. Zur Minimierung der maximalen relativen Abweichung auf kleiner 6 % nach Holliger *et al.* (2021) für die Bestimmung der spezifischen Methanausbeute von organischen Substanzen bedarf den Ausschluss einzelner Ansätze innerhalb der Dreifachbestimmung. Bei Verringerung der ausgewerteten Ansätze auf zwei Ansätze je Probe verändern sich die spezifischen Restmethanpotential minimal und verbleiben zwischen 14,1 und 42,7 Nml CH₄/g oTM_{zu} bzw. 162 und 492 g CH₄/(E·a) (vgl. Tabelle 45). Wie auch die spezifischen Restmethanpotentiale aus den entwässerten Klärschlämmen liegen auch jene der Nassschlämme in der Größenordnung der in der Literatur berichteten Restmethanpotentiale für Faulschlämme (vgl. Tabelle 17).

Aufgrund der nur geringen Unterschiede der spezifischen Restmethanpotentiale zwischen der Berücksichtigung aller Datensätze oder die Korrektur der Anzahl für eine Minimierung der relativen Abweichung, werden für die weitere Ergebnisdarstellung jeweils alle drei

Datensätze je stabilisiertem Klärschlamm (vor Entwässerung) und entwässertem Klärschlamm (unter Angabe der Standardabweichung) dargestellt.

Tabelle 45: Zusammenstellung der ermittelten spezifischen Restmethanpotentiale für die simultan aerob und anaerob stabilisierte Klärschlämme (vor der Entwässerung) (alle Datensätze/verminderte Anzahl an Datensätzen zur Einhaltung des Qualitätskriteriums von rel. Abweichung von 6 %) (spezifisches Restmethanpotential (sRMP))

Nr.	Datensätze	Versuchsdauer [d]	sRMP		relative Abweichung [%]
			[Nml CH ₄ /g oTM _{zu}]	[g CH ₄ /(E·a)]	
#1	3/2	60	18,8 ± 8,3/14,1 ± 1,0	216,4/162,3	41,2/5,5
#2	n. b.	n. b.	n. b.	n. b.	n. b.
#3	3/2	60	40,5 ± 4,0/42,7 ± 2,0	466,2/491,5	12,1/3,5
#4	3/2	60	44,5 ± 4,7/41,8 ± 1,1	512,2/481,1	10,7/1,8
#5	3/2	60	29,1 ± 4,6/31,7 ± 0,7	335,0/364,9	22,2/1,6
#6	n. b.	n. b.	n. b.	n. b.	n. b.

n. b. = nicht bestimmt

¹ berechnet über sRMP und unter der Annahme von einem Rohschlammanfall von 60 g TM/(E·d), GV von 73 %, Methandichte von 0,72 kg/m³ (DWA 2014)

Die akkumulierten spezifischen Restmethanpotentiale im zeitlichen Verlauf über die 60 Tage sind für die einzelnen Kläranlagen im Anhang in Abbildung 56 dargestellt. Die Kurvenverläufe der Klärschlämme vor der Entwässerung deuten für alle Ansätze nach VDI (2016) einen normalen Verlauf mit einem raschen Anstieg des spezifischen Restmethanpotentials insbesondere in den ersten Tagen an.

Der Verlauf der spezifischen Restmethanproduktion bezogen auf die oTM-Menge der Klärschlämme vor und nach Entwässerung sind in Abbildung 53 für die vier beprobten Kläranlagen dargestellt. Die spezifische Restmethanproduktion über die 60 Tage der Klärschlämme vor der Entwässerung zeigen für die vier Kläranlagen ein Maximum innerhalb des ersten Tages, gefolgt von einem in unterschiedlichem Maße ausgeprägten Rückgang in den darauffolgenden Tagen. Der Vergleich der Verläufe der spezifischen Restmethanproduktion zwischen dem stabilisiertem und entwässertem Klärschlamm gestaltet sich für die vier Kläranlagen unterschiedlich. Am deutlichsten variiert der Kurvenverlauf für die KA #4 innerhalb der Inkubationszeit zwischen rd. 20 und 45 Tagen. Erst nach der Entwässerung der Klärschlämme ist ein zweistufiger Abbau zu erkennen. Es ist zu vermuten, dass durch die Entwässerung vermehrt Organik freigesetzt wird, die jedoch erst nach der Stoffwechslung der leicht abbaubaren Organik und der Synthese von Enzymen abgebaut wird.

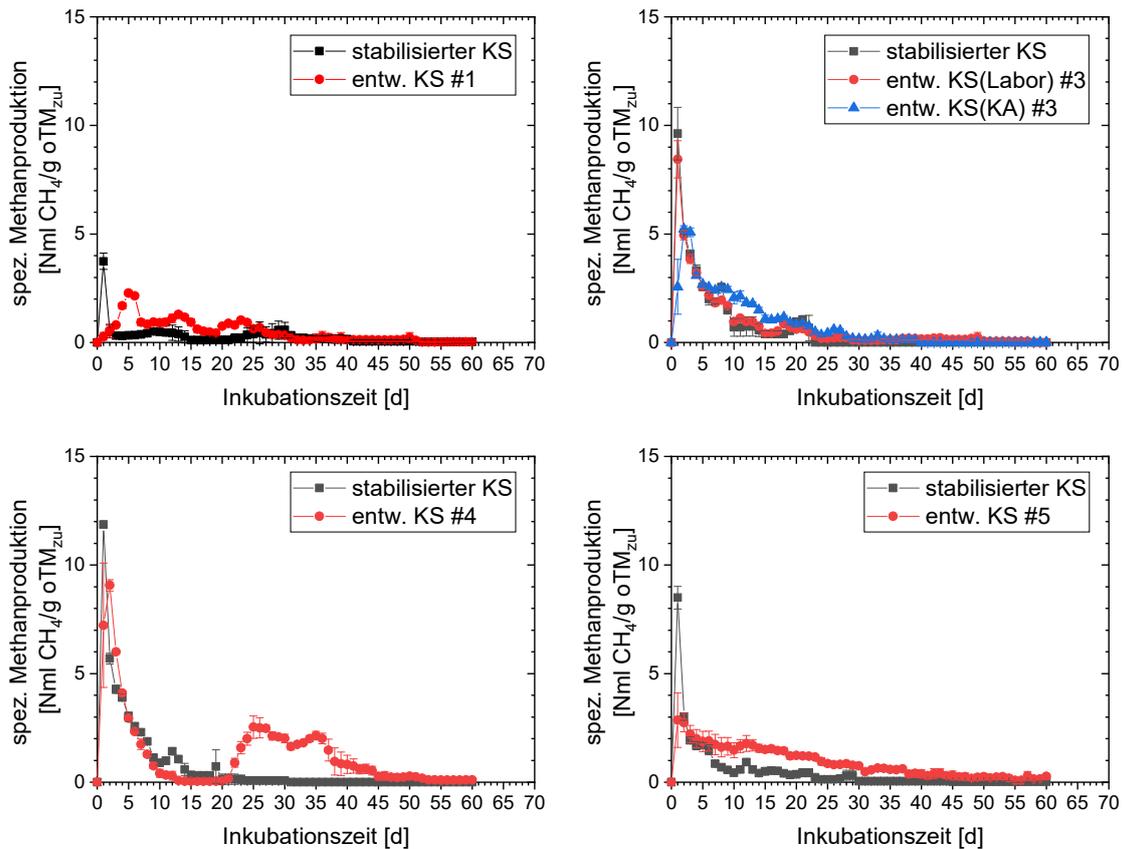


Abbildung 53: Verlauf der spezifischen Restmethanproduktion pro Tag über die gesamte Versuchslaufzeit für die entwässerten Klärschlämme und Klärschlämme vor der Entwässerung (KS) von vier der sechs Kläranlagen (Mittelwerte der Dreifachbestimmung)

In Analogie zu den Ausführungen in Kapitel 6.2.3 wird das Ausgasungsverhalten anhand des prozentualen Anteils des spezifischen Restmethanpotentials innerhalb des 1. Tages sowie bis zum 7. und 14. Tag an dem spezifischen Restmethanpotential innerhalb von 60 Tagen näher betrachtet (vgl. Tabelle 46). Bereits innerhalb des ersten Tages wird für die vier Klärschlämme zwischen 20,4 bis 39,6 %, bis zum 7. Tag zwischen 34 und 76 % und bis zum 14. Tag zwischen 52 und 94 % des gesamten spezifischen Restmethanpotentials freigesetzt. Im Vergleich zu den Anteilen bei den entwässerten Klärschlämme zeigt sich, dass insbesondere innerhalb des ersten Tages die spezifische Methanproduktion unter anaeroben Bedingungen bei der KA #1 deutlich und bei den KA #3, #4 und #5 leicht höher sind. Bis zum 7. und 14. Tag liegen die prozentualen Anteile dann wiederum in einer vergleichbaren Größenordnung.

Tabelle 46: Prozentualer Anteil des spezifischen Restmethanpotentials der Klärschlämme vor der Entwässerung bei unterschiedlichen Inkubationszeiten am gesamten, spezifischen Restmethanpotential innerhalb von 60 Tagen (Mittelwerte der Dreifachbestimmung)

Nr.	Parameter	Inkubationszeit			
		60 d	14 d	7 d	1 d
#1	[Nml CH ₄ /g oTM _{zu}]	18,8	9,7	6,4	3,8
	[%]	100,0	51,7	33,9	20,4
#2	[Nml CH ₄ /g oTM _{zu}]	n. b.	n. b.	n. b.	n. b.
	[%]	n. b.	n. b.	n. b.	n. b.
#3	[Nml CH ₄ /g oTM _{zu}]	40,5	36,0	28,5	9,6
	[%]	100,0	89,0	70,4	23,8
#4	[Nml CH ₄ /g oTM _{zu}]	44,5	41,6	33,7	11,9
	[%]	100,0	93,5	75,6	26,7
#5	[Nml CH ₄ /g oTM _{zu}]	29,1	23,8	19,8	11,5
	[%]	100,0	81,9	68,2	39,6
#6	[Nml CH ₄ /g oTM _{zu}]	n. b.	n. b.	n. b.	n. b.
	[%]	n. b.	n. b.	n. b.	n. b.

n. b. = nicht bestimmt

Die spezifischen Restmethanpotentiale der Klärschlämme vor der Entwässerung werden in der Abbildung 54 sowohl dem mittleren Schlammalter in der Belebungsstufe (links) als auch der Faulzeit (rechts) gegenübergestellt. Nur die KA #4 betreibt eine simultan aerobe Klärschlammstabilisierung. Die Gegenüberstellung mit dem mittleren Schlammalter zeigt keinen eindeutigen Zusammenhang, wenngleich sich mit Erhöhung der Faulzeit das spezifische Methanpotential im stabilisiertem Klärschlamm verringert. Die Einordnung des Zusammenhangs zwischen dem spezifischen Restmethanpotential mit dem mittleren Schlammalter und der Faulzeit ist jedoch aufgrund der geringen Anzahl an Messdaten nicht belastbar.

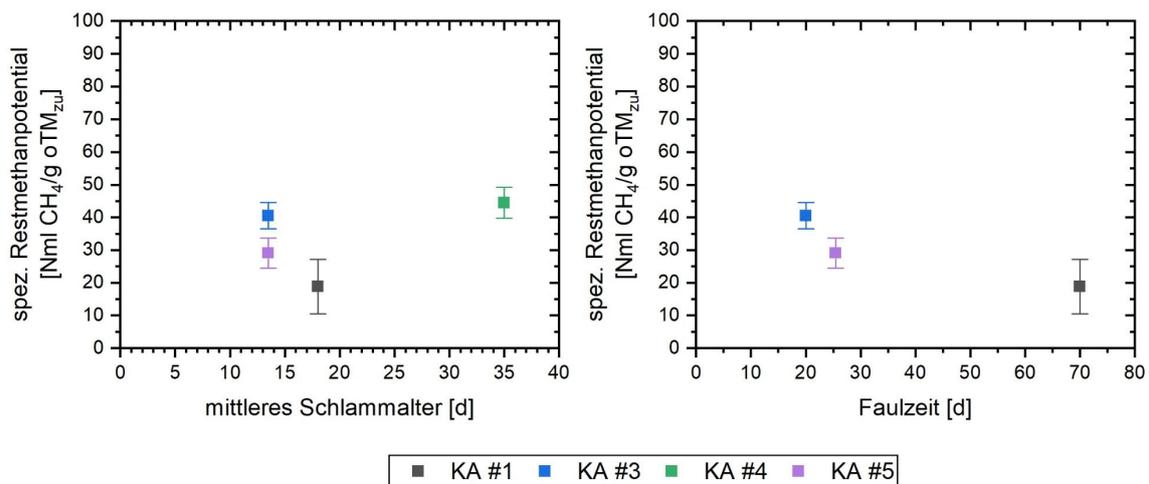


Abbildung 54: Gegenüberstellung der spezifischen Restmethanpotentiale der Klärschlämme vor der Entwässerung bezogen auf das mittlere Schlammalter (links) und die Faulzeit (rechts) der beprobten Kläranlagen

6.2.5 Abschätzung des Stabilisierungsgrads der Klärschlämme

Vor dem Hintergrund der Vermeidung von Methanemissionen in Verfahrensschritten nach der Klärschlammstabilisierung (Speicherung, Entwässerung und Lagerung) gewinnt die Charakterisierung der biologischen Stabilität von Klärschlämmen an Bedeutung. Diese hängt von einer Vielzahl an Parametern (z. B. aerobes/anaerobes Schlammalter, Temperatur, etc.) und Prozessbedingungen (aerobe/anaerobe Stabilisierung, intermittierende/Kaskadenbelüftung etc.) ab (DWA 2014).

Je nach Stabilisierungsverfahren (aerob/anaerob) und Anwendungsfall (Anlagenbemessung, Prozessüberwachung oder Beschreibung der Produktqualität) eignen sich verschiedene Kennwerte zur Beschreibung des Stabilisierungsgrads. In der Literatur finden sich zudem sowohl im DWA-Merkblatt M 368 (DWA 2014) als auch im DWA-Arbeitsblatt A 226 (DWA 2022a) Angaben zu Parametern und Größenordnungen für die Beurteilung des Stabilisierungsgrades bei anaerober und aerober Klärschlammstabilisierung. Darüber hinaus gibt die DWA-Arbeitsgruppe KEK 2.1 wichtige Hinweise für die Beurteilung der Klärschlammstabilisierung (DWA 2020b).

Im Rahmen der Untersuchungen im AP 3 wurden die Parameter GV, das Verhältnis von BSB₅ zu CSB und das Restmethanpotential analysiert. Diese Parameter werden im Folgenden zur Abschätzung des Stabilisierungsgrads der beprobten Klärschlämme herangezogen. In Tabelle 47 sind die Stabilisierungskennwerte GV, BSB₅/CSB und Restmethanpotential für die Schlammproben der untersuchten Kläranlagen und deren Aufenthaltszeiten (Schlammalter und Faulzeit) aufgeführt.

Tabelle 47: Stabilisierungskennwerte aus den stabilisierten Klärschlämmen (GV, BSB₅/CSB, Restmethanpotentiale) sowie Aufenthaltszeiten der untersuchten Kläranlagen

Nr.	Schlammalter [d]	Faulzeit [d]	GV [%]	BSB ₅ /CSB [-]	Restmethanpotential [NL CH ₄ /kg oTM _{zu}]
#1	ca. 16 - 20 d	ca. 70 d	63	0,08	18,8
#2	ca. 12 d	ca. 37 d	55	n. a.	n. a.
#3	ca. 12 - 15 d	ca. 20 d	61	0,10	40,5
#4	ca. 35 d	-	58	0,12	44,5
#5	ca. 12 - 15 d	ca. 25 - 26 d	67	0,13	29,1
#6	ca. 9 - 10 d	ca. 30 d	62	n. a.	n. a.

n. a. = nicht analysiert

Nach DWA-Arbeitsblatt A 226 kann der GV aufgrund der relativ einfachen Bestimmbarkeit als näherungsweise relativer Indikator der Schlammzusammensetzung (oTR-Anteil) herangezogen werden (DWA 2022a). Das Stabilisierungskriterium von einem GV kleiner als 55 % (DWA 2009) ist in der aktuellen Version des Arbeitsblatts nicht mehr enthalten. Die GV der beprobten Klärschlämme liegen im Bereich zwischen 55 und 67 %. Der GV wird nach DWA (2020b) zur Charakterisierung der Stabilität von Schlämmen als nicht geeignet eingeschätzt, da er keine Aussage über die Abbaubarkeit der organischen Masse enthält. Entsprechend wird der GV zwar aufgezeigt, jedoch nicht zur Abschätzung des Stabilisierungsgrads der Klärschlämme herangezogen.

Das Verhältnis von BSB₅ zu CSB wird nach DWA (2020b) für die Charakterisierung der Stabilisierungsgrade von Klärschlämmen aus aerober und anaerober Stabilisierung als geeignet angesehen. Hier wird zur Einordnung des Stabilisierungsgrades eine Abstufung von BSB₅/CSB > 0,25 für nicht stabilisierte Schlämme, bis zu vollstabilisierten Schlämmen mit einem Verhältnis von BSB₅/CSB < 0,1 vorgeschlagen. Die Verhältnisse von BSB₅/CSB liegen zwischen 0,08 und 0,13 und werden als hinreichend stabilisiert (KA #1 als vollstabilisiert) eingeordnet.

Das Restgaspotential gilt nach DWA (2020b) als das zuverlässigste Stabilisierungskriterium für aerob und anaerob stabilisierte Klärschlämme. Nach Bauerfeld (2012) gelten aerob und anaerob stabilisierte Klärschlamm (vor der Entwässerung) mit einem Restgaspotential ≤ 100 NL/kg oTM_{zu} bei einer Inkubationstemperatur von 35 °C als vollstabilisiert. Unter der Annahme eines Methangehalts von 60% entspricht die Stabilisierungsgrenze einem Restmethanpotential von 60 NL CH₄/kg oTM_{zu}. Die Restmethanpotentiale der untersuchten Nassschlämme liegen zwischen 18,8 und 44,5 NL CH₄/kg oTM_{zu}, womit die Klärschlämme als vollstabilisiert gelten.

Grundsätzlich sind allein aufgrund der Einhaltung der Empfehlungen zur Dimensionierung der simultan aeroben und der anaeroben Klärschlammstabilisierung über das Schlammalter (≥ 25 Tage für simultan aerobe Schlammstabilisierung und Denitrifikation) und die Faulzeit (≥ 16 bis 28 Tage, je nach Anlagengröße) die Kläranlagen #1 bis #6 nach DWA (2022a) und (DWA 2014) in Hinblick auf die Klärschlammstabilisierung ausreichend dimensioniert. Die weiteren betrachteten Stabilisierungsparameter zeigen mindestens eine hinreichende (BSB₅/CSB-Verhältnisse zwischen 0,1 und 0,15) bzw. eine vollständige Stabilisierung (Restmethanpotential kleiner als 60 NL CH₄/kg oTM_{zu}).

Aufgrund der geringen Anzahl an untersuchten Proben ist eine Verallgemeinerung der Einordnung des Stabilisierungsgrads an Art der Klärschlammstabilisierung bzw. Aufenthaltszeiten nicht eindeutig möglich. Eine detaillierte Auseinandersetzung mit dem Stabilisierungsgrad (anhand der Parameter GV, Reduktasen-Aktivität (TTC-Test) und Atmungsaktivität) in Belebtschlammproben ist Hilliges und Kinshofer (2016) zu entnehmen. Nach DWA (2020b) sind der TTC-Test und die Bestimmung der Atmungsaktivität nur bedingt zur Überwachung von aerob stabilisierten Klärschlämmen geeignet.

6.3 Zusammenfassung und Zwischenfazit

Das Restmethanpotential wurde für sechs Kläranlagen mit simultan aerober bzw. anaerober Klärschlammstabilisierung aus dem entwässerten Klärschlamm bestimmt (und zusätzlich von vier Kläranlagen der stabilisierte Klärschlamm). Die wesentlichen Erkenntnisse aus den Untersuchungen zum Restmethanpotential (und den ergänzenden Untersuchungen) sind:

- Das spezifische Restmethanpotential aus den entwässerten Klärschlämmen von sechs Kläranlagen liegt zwischen rd. 27 und 76 Nml CH₄/g oTM_{zu} bzw. rd. 312 und 690 g CH₄/(E·a). Es ist weder ein Einfluss aus dem Entwässerungsaggregat (Zentrifuge, Kammerfilterpresse) noch aus dem mittleren Schlammalter auf das Restmethanpotential zu erkennen. Für jene Kläranlagen mit anaerober Klärschlammstabilisierung zeigt sich bei Faulzeiten bis zu 40 Tagen eine vergleichbare Größenordnung des spezifischen Restmethanpotentials. Jene Faulung mit einer vergleichsweise hohen Faulzeit von rd. 70 Tagen zeigt ein geringeres spezifisches Restmethanpotential.
- Der Vergleich des spezifischen Restmethanpotentials für vier Kläranlagen zeigt zwischen 24 bis 87 % höhere Werte aus dem entwässerten Klärschlamm im Vergleich zum dazugehörigen stabilisiertem Klärschlamm (14,1 und 42,7 Nml CH₄/g oTM_{zu} bzw. 162 und 492 g CH₄/(E·a)). Diese Erhöhung ist vermutlich auf den weiteren Teilaufschluss aufgrund der mechanischen Beanspruchung des Klärschlammes während der Entwässerung zurückzuführen, sodass vermehrt leicht abbaubare Organik zur Umwandlung in Methan zur Verfügung steht. Für die Nassschlämme zeigt sich mit Erhöhung der Faulzeit eine Verringerung des spezifischen Restmethanpotentials.
- Anhand der Verhältnisse von BSB₅/CSB (zwischen 0,1 und 0,15) und den spezifischen Restmethanpotentialen (kleiner als 60 NL CH₄/kg oTM_{zu} für den stabilisierten Klärschlamm) sind die Nassschlämme der beprobten Kläranlagen sowohl mit simultan aerober als auch anaerober Klärschlammstabilisierung hinreichend bzw. vollständig stabilisiert.

Mit der Bestimmung des spezifischen Restmethanpotentials mittels Batch-Laborgärversuchen wird letztlich unter idealisierten Bedingungen abgebildet (Stichprobe ohne Zugabe von neuem Schlamm, komplett anaerobe Milieubedingungen, konstante Temperaturbedingungen, kontinuierliche Durchmischung). Eine Abschätzung der Methanemissionen bei der großtechnischen Lagerung von entwässerten Klärschlämmen oder Zwischenlagerung der Nassschlämme vor der Entwässerung auf Basis der Batch-Laborgärversuche ist entsprechend nur als Näherung zu verstehen. Zudem unterliegen die durchgeführten Untersuchungen einer vorgegebenen limitierten Anzahl an beprobten Kläranlagen, sodass eine Verallgemeinerung der Aussagen in Bezug auf den Einfluss der Art der Klärschlammstabilisierung und des Entwässerungsaggregats auf das Restmethanpotential nur bedingt möglich ist.

7 Maßnahmen zur Reduzierung von Treibhausgasemissionen

7.1 Allgemeines

Zur Vermeidung und Reduzierung von Treibhausgasemissionen auf Kläranlagen gibt es zahlreiche Ansatzpunkte. Dennoch lassen sich sowohl die direkten als auch indirekten Emissionen nicht komplett verhindern, sodass nach heutigem Verständnis unvermeidbare Emissionen aus dem Betrieb von Kläranlagen hingenommen werden müssen.

Potentielle Ansatzpunkte zur Reduzierung von Treibhausgasemissionen können die ganze Bandbreite von betrieblichen und baulichen Anpassungen einzelner Verfahrensschritte (zur Prozessoptimierung und Erhöhung der Energieeffizienz) bis hin zur Einführung von neuen Konfigurationen oder Prozessen zur Nährstoffelimination und Stoffstrombehandlung umfassen.

Sowohl die direkten als auch die indirekten Emissionen stehen in unmittelbarem Zusammenhang mit den spezifischen Randbedingungen auf der jeweiligen Kläranlage (Abwasserzusammensetzung, Reinigungsziel, vorhandene Verfahrensschritte, etc.). Entsprechend werden im Folgenden Ansatzpunkte zur Ableitung von Maßnahmen zur Reduzierung von direkten, differenziert nach Lachgas- und Methanemissionen, und indirekten Treibhausgasemissionen in einzelnen Verfahrensschritten aufgeführt.

7.2 Direkte Emissionen

7.2.1 Lachgasemissionen

Auf Basis der Ausführungen in Kapitel 4.1.2 zeigt sich, dass die wesentlichen Lachgasemissionen aus der belüfteten Zone des Belebungsbeckens und, sofern vorhanden, der gezielten Stickstoffelimination im Nebenstrom, emittieren.

Nach Campos *et al.* (2016) zeigen betriebliche Anpassungen bei bestehenden Anlagen unter ökonomischen Aspekten das größte Potential zur Reduzierung von N₂O- und CO₂-Emissionen ohne die Ablaufqualität zu verschlechtern. Die Behandlung von Gasströmen wiederum ist derzeit aufgrund hoher Investitionskosten nicht zielführend.

Insbesondere die unvollständige Umwandlung zu N₂ beeinflusst die gesamten CO₂e-Emissionen (DWA 2022c), sodass wesentliche Ansatzpunkte zur Reduzierung und Vermeidung von Lachgasemissionen in der Optimierung des Betriebs der Belebungsbecken liegen. Das primäre Ziel zur Reduzierung von Lachgasemissionen aus der biologischen Behandlungsstufe liegt in der ganzjährig stabilen Nitrifikation und Denitrifikation, sodass eine weitergehende Stickstoffelimination im Einklang sowohl mit der Einhaltung von Ablaufwerten als auch der Minimierung von Lachgasemissionen ist.

Parravicini *et al.* (2022) weisen darauf hin, dass die Lachgasbildung während der autotrophen Nitrifikation und damit überhaupt die N₂O-Emissionen aus der biologischen Belebungsstufe nicht komplett verhindert werden können. Dennoch finden sich zahlreiche Hinweise in der Literatur, die zur Reduzierung von Lachgasemissionen in der Belebungsstufe

im Hauptstrom und bei der gezielten Stickstoffelimination im Nebenstrom auf Kläranlagen beitragen können. Eine Zusammenstellung von Ansatzpunkten zur Reduzierung von Lachgasemissionen ist in Tabelle 48 aufgeführt.

Die betrieblichen Ansatzpunkte umfassen jegliche Aspekte, die auf eine weitestgehende und stabile Stickstoffelimination abzielen. Entsprechend sind die Anlagen so zu betreiben, dass Milieubedingungen, die die Bildung von N_2O fördern, zu vermeiden sind. Nach Ye *et al.* (2022) lassen sich die Ansatzpunkte in der biologischen Abwasserbehandlung in die folgenden vier Aspekte untergliedern:

- (1) Verringerung der täglichen Schwankungen und die Vermeidung von Spitzen von NH_4-N und Akkumulation von NO_2 (Integration von Ausgleichsbehältern, Optimierung der Prozesswasserzugabe, etc.)
- (2) Erhöhung der Belebtschlammkonzentration zur Senkung der spezifischen N-Belastung (Optimierung interne Rezirkulation, Erhöhung des Schlammalters)
- (3) Erleichterung vollständiger Reaktionen durch die Bereitstellung ausreichender Elektrodendonatoren (CSB) während der Denitrifikation (Bereitstellung einer zusätzlichen C-Quelle) und Elektronenakzeptoren (O_2) während der Nitrifikation
- (4) Erleichterung des N_2O -Verbrauchs während der Denitrifikation (Erhöhung der anoxischen Dauer, Senkung des gelösten Sauerstoffs)

Tabelle 48: Ansatzpunkte zur Reduzierung von Lachgasemissionen aus dem Wasser- und Schlammweg auf Kläranlagen

Aspekt	Verfahrensschritt	Ansatzpunkte
Wasserweg	Belebungsbecken (im Hauptstrom)	<p>Allgemein</p> <ul style="list-style-type: none"> - Vermeidung bzw. Ausgleich von Belastungsspitzen von $\text{NH}_4\text{-N}$ bzw. Organik im Tagesgang <ul style="list-style-type: none"> o Belebungsbecken mit großem Volumen (Pufferung von Belastungen; vorübergehende Sauerstoffverarmung vermeiden, Verdünnung von Konzentrationen) und hohen Rezirkulationsraten o gleichmäßige Rückführung des Prozesswassers (Zwischenspeicherung) o Nutzung von Ausgleichsbecken (bei Industrieeinleitungen → leicht abbaubarer CSB) - Möglichst weitgehende N-Elimination (Denitrifikation statt nur Nitrifikation) - Sicherstellung eines ausreichenden Schlammalters zur Vermeidung der Nitratakkumulation → geringe Ammonium- und Nitritkonzentration; Konzentrationsgradienten im Belebungsbecken von Vorteil; stabile Nitrifikation - Bei Neubau von Belebungsanlagen: flexible, belastungsunabhängige Aufteilung der Belebungsbecken-volumen zwischen Nitrifikation und Denitrifikation - Ggf. Reduzierung der Gasstrippung/Abdecken der Becken mit Abluftbehandlung <p>Nitrifikation</p> <ul style="list-style-type: none"> - Anpassung und Kontrolle des Belüftungsregimes <ul style="list-style-type: none"> o eindeutige Trennung aerober und anoxischer Zone/Zeiten und Variabilität der Belüftung zur Bereitstellung an die Belastung angepasste Volumina o Überbelüftung vermeiden → Ausstrippung von N_2O; Eintrag in Denitrifikation; hoher Energieverbrauch; in Kombination mit hoher interner Rezirkulation Inhibierung die Reduktion von N_2O in anoxischer Phase o Unterbelüftung vermeiden → Akkumulation von $\text{NO}_2\text{-N}$ o ggf. intermittierende Belüftung zur N-Entfernung zur Kontrolle der $\text{NH}_4\text{-Anreicherung}$ (z. B. in Kombination mit vorgeschalteter bzw. simultaner N-Entfernung); bevorzugt kürzere Belüftungsintervalle; Regelung über $\text{NH}_4\text{-Konzentration}$ bei Belastungsstößen - Autotrophe Nitrifikation: Vermeidung von Überladung der Nitrifikanten und Optimierung der Prozessbedingungen - Sicherstellung eines ausreichenden Schlammalters für die Nitrifikation → geringe spezifische Aktivität Vermeidung von hohen Nitritkonzentrationen

Aspekt	Verfahrensschritt	Ansatzpunkte
		<p>Denitrifikation</p> <ul style="list-style-type: none"> - Minimierung der Konzentration an gelöstem O₂ (z. B. bedarfsangepasste Belüftung in Nitrifikation, Trennung aerober und anoxyischer Phase) - Ausreichendes Denitrifikationsvolumen vorhalten (keine Aufteilung des anoxyischen Volumens in Kaskaden); bei Neuplanung der Belebung ausreichend Denitrifikationskapazität einplanen - Gewährleistung einer ausreichenden C-Verfügbarkeit: Bypass der Vorklärung oder Zudosierung von externer C-Quelle → Vermeidung einer partiellen Denitrifikation bei reduzierter Verfügbarkeit von Kohlenstoff, z. B. an Wochenenden, oder Postdenitrifikation - bei volumenmäßig kleiner Dimensionierung der Belebungsstufe ist bei zeitweiser vollständiger Belüftung und Kaskadierung eine vollständige Denitrifikation möglich (bei größerer Dimensionierung der Belebungsstufe nicht zwingend notwendig) <p>Intermittierender Betrieb der Denitrifikation hat Vorteile gegenüber vorgeschalteter und simultaner Denitrifikation</p>
		<ul style="list-style-type: none"> - bei Rückführung des Prozesswassers der Klärschlammwässerung: Zudosierung in Zulauf in der Nacht aufgrund reduzierter Kohlenstoffverfügbarkeit nicht sinnvoll (Anpassung an ausreichende Denitrifikations- und Belüftungs-kapazität); separate Faulwasserbehandlung (einschl. Abluftbehandlung mittels Katalysators oder Membranstrippungsverfahren ohne N₂O-Strippung) für Anlagen mit instabiler Nitrifikation und nicht ganzjähriger Denitrifikation; bei Anlagen mit ganzjähriger Denitrifikation kann die Faulwasserbehandlung im Hauptstrom erfolgen <p>wenn Optimierung limitiert, dann Einsatz von überdachten Festbettreaktoren (inkl. Erhitzung der Abluft und Abluftbehandlung mittels Katalysators)</p>
		<p>Weitere Besonderheiten</p> <ul style="list-style-type: none"> - vorgeschaltete Denitrifikation: Aufteilung der Sauerstoffkonzentration in Kaskaden - aerob simultane Schlammstabilisierung: Verringerung und sanfte Kontrolle der Belüftung → Reduzierung von N₂O-Emissionen und Energieverbrauch für Belüftung; Ergänzung einer anoxyischen Zone und Rezirkulation zur Nitrifikation ohne biologische N-Elimination - BioP-Anlagen: variable Belüftung; Verbesserung der Durchmischung mittels hoher horizontaler Pfropfenströmung kombiniert mit vertikaler Belüftungsströmung <p>SBR: intermittierende Belüftung und Verringerung der Belüftungsintervalle zur Vermeidung von NO₂-Akkumulation; Erhöhung der Belüftung während der Beschickung und Verringerung während Nitrifikation oder alternativ dazu: Beschickung mit anoxyischer Durchmischung → Sicherstellung von ausreichend CSB (für</p>

Aspekt	Verfahrensschritt	Ansatzpunkte
		Denitrifikation); Verlängerung der Denitrifikationsphase oder Zugabe von externer C-Quelle; kontinuierliche Konzentration an gelöstem Sauerstoff ~ 0,5 mg/l (simultane Nitrifikation-Denitrifikation)
	Gezielte Stickstoffelimination im Nebenstrom	<p>Deammonifikation/Demon</p> <ul style="list-style-type: none"> - pH-Wertregelung zur Verhinderung der NO₂-Akkumulation; Ausgleich der Zulaufkraft durch Prozesswasserspeicher; angepasste Beschickung an Leistung der Mikroorganismen (Vermeidung übermäßige Akkumulation von NH₄-N und NO₂); Abbau der N₂O-Konzentration induziert durch Rückführung in einen Denitrifikationsbereich/-phase; Behandlung des Abluftstroms <p>Partielle Nitritation/Annamox</p> <p>1 Reaktor: Belüftungsregime: sanfter Übergang bei der Belüftung; kurze Zyklen und Belüftungsintervalle zur Vermeidung von NO₂-Akkumulation; schrittweise Fütterung und Optimierung der Belastung mit Prozesswasser (Vermeidung freies Ammoniak und hohe AOR)</p> <p>2 Reaktoren: kontinuierliche Belüftung bei Nitritation; gelöster Sauerstoffkonzentration > 1,3 mg/l; Vermeidung anoxische Phase bei Nitritation; Umstellung auf ein Reaktorsystem für Nitritation/Annamox</p>
Schlammweg	Allgemein	Vermeidung von langen Schlammhalterzeiten; ggf. Verbringung auf größere Kläranlagen (interkommunale Zusammenarbeit)

7.2.2 Methanemissionen

Aus den Ausführungen zu den direkten Methanemissionen (v. a. Kapitel 4.1.3) lässt sich festhalten, dass insbesondere Methanemissionen im Zulauf der Kläranlage aufgrund der Methanbildung in der Kanalisation und der Klärschlammbehandlung (insbesondere Schlamm-speicherbehälter und Methanschluß aus Blockheizkraftwerken) zu wesentlichen Methanemissionen führen. Grundsätzlich kann es jedoch in allen Verfahrensschritten der Klärschlammbehandlung (Eindicker über Schlammstapelbehälter bzw. Faulung, Schlamm-speicherung, -entwässerung bis hin zur Lagerung) zur Methanbildung und zusätzlich auch bei der Faulgasverwertung (Speicherung, Verstromung) zu Methanemissionen kommen.

Die Methanbildung in der Kanalisation und die Verschleppung auf die Kläranlage steht im Zusammenhang mit der Abwasserzusammensetzung, -temperatur und der Kanalbewirtschaftung. Eine Vermeidung der Ausstrippung des in der Kanalisation gebildeten, gelösten Methans auf der Kläranlage ist aufgrund der häufig eingesetzten Schneckenhebwerke und belüfteten Sandfänge nicht zu vermeiden. Wengleich die Kanalisation nicht im Betrachtungsumfang dieses Forschungsvorhabens ist, liegen Ansatzpunkte zur Reduzierung der Methanbildung in der Kanalisation in der Vermeidung von Ablagerungen als auch in der Vergleichmäßigung der Zulauffracht und -menge.

Ansatzpunkte zur Reduzierung der direkten Methanemissionen aus dem Schlamm- und Gasweg auf Kläranlagen sind tabellarisch in Tabelle 49 aufgelistet. Die dort aufgeführten Aspekte berücksichtigen sowohl Kläranlagen mit aerober als auch anaerober Klärschlammstabilisierung. Nach DWA (2022c) ist das Auffangen von Methanemissionen aus den der Faulung nachgeschalteten Verfahrensstufen technisch möglich, aber aufwendig. Grundvoraussetzung für Kläranlagen mit Faulung ist ein möglichst hoher Abbau- bzw. Stabilisierungsgrad, um möglichst geringe Methanemissionen in den weiteren Verfahrensschritten zu erreichen.

Nach DWA (2022f) nimmt nicht zuletzt die Aufenthaltszeit in der Vorklärung und dem Reinigungsziel in der biologischen Stufe Einfluss auf die Faulgasausbeute. Die spezifische Faulgasausbeute erhöht sich einerseits mit Erhöhung der Aufenthaltszeit in der Vorklärung und andererseits mit Verminderung des Reinigungsziels (C-Elimination, Deni/Nitri bei $t_{TS} = 13$ d und Deni/Nitri bei $t_{TS} = 25$ d).

Wengleich nicht für Kläranlagen maßgebend, wird an dieser Stelle darauf hingewiesen, dass die VDI 3475 (2010) Vorgaben für die Zwischenlagerung von Gärresten auf Biogasanlagen (nicht für Gülle-Biogasanlagen) enthält. Hier ist eine vollständige und gasdichte Abdeckung bei zu geringen Mindestverweilzeiten in den Gärfermentern vorzusehen. Auf diese kann verzichtet werden, sofern die Restmethanbildung pro Stunde kleiner als 1,5 % der in der Biogasanlage pro Stunde gebildeten Methanmenge ist (bezogen auf Nm^3 , Restmethanbildung bei 20 °C und über 60 Tage bestimmt).

Tabelle 49: Ansatzpunkte zur Reduzierung von Methanemissionen aus dem Schlamm- und Gasweg

Aspekt	Verfahrensschritt	Ansatzpunkte
Schlammweg	Eindicker	- Prüfen der Abdeckung/Abluftabzug von Eindickern
	Faulung	<ul style="list-style-type: none"> - regelmäßige Wartung und Instandhaltung der Faulung - Erhöhung des Stabilisierungsgrads und der Faulgasausbeute - Erhöhung der Faulzeit in Faulungen (je länger die Faulzeit, desto geringer das Restgaspotential) - Gezielte Entgasungspunkte und Gasfassung im Ablauf der Faulung - Vermeidung von offenen Schächten (Gestaltung Schlammtasche/-überlauf) → Faulschlammüberlauf in Faulbehälter anstatt in Faulbehältertasche - Ggf. Ablauf aus Faulbehälter aus dem oberen Schlammbereich (Reduzierung gelöste Methanmenge) → Aufrechterhaltung des Sandaustrags notwendig - Unterdruckentgasung am Schlammüberlauf der Faulung (Hüer 2022) zeigt eine Einsparung von ca. 150 t CO₂e pro Jahr an → mehr Faulgas, höherer oTR-Abbaugrad, bessere Entwässerungseigenschaften)
	Zwischenspeicherung	<ul style="list-style-type: none"> - Allgemein <ul style="list-style-type: none"> o Auffangen des Restgases durch geschlossene Bauweise von Speichern mit Gasabzug o Minimierung der Aufenthaltszeit in den Speichern o Schlammpumpe geschlossen aufstellen - Nacheindicker <ul style="list-style-type: none"> o Aerobes Milieu schaffen durch grobblasige, kurzzeitige Belüftung des Schlammes o Ggf. Kalkung (nicht sinnvoll bei Schlämmen, die nachfolgend der Verbrennung zugeführt werden) - Schlammstapelbehälter/Schlamm Speicher <ul style="list-style-type: none"> o Vermeidung der offenen Schlammstapelung; ansonsten Abdeckung von Schlammstapelbehältern o Abdeckung und Anschluss an Faulbehälter (Zuführung des erzeugten Gases in BHKW oder Schlammverbrennung) → Aktuelles Förderprogramm in der Schweiz o Ggf. Nachrüstung zu Faulraum (Schlammwärmer und Rührwerk) (v. a. sinnvoll bei großen Schlammströmen, kurze Aufenthaltszeit in der Faulung, schlechter Abbau der organischen Stoffe im Faulraum, große und offene Stapelvolumen mit langer Verweilzeit des Schlammes)

Aspekt	Verfahrensschritt	Ansatzpunkte
	Entwässerung	<ul style="list-style-type: none"> - Lagerung <ul style="list-style-type: none"> o Abkühlung des entwässerten Klärschlammes zur Verminderung der Restgasbildung o Vermeidung lange Ruhephasen und Vollfüllung im Lager; Reduzierung der Menge an entwässertem Klärschlamm im Speicher
	Trocknung	<ul style="list-style-type: none"> - Optimierung der der Trocknung vorgeschalteten Verfahrensschritte im Hinblick auf eine möglichst weitgehende Stabilisierung - Vermeidung von Schlamm-trockenbeeten
Gasweg	Gasspeicher	<ul style="list-style-type: none"> - Vorhalten eines ausreichenden Gasspeichervolumens zum Ausgleich der Schwankungen zwischen Gasproduktion und Gasabnahme (z. B. Reparatur und Wartungsarbeiten am Motor) - Regelmäßige Kontrolle der Dichtheit im laufenden Betrieb
	Gasfackel	<ul style="list-style-type: none"> - Regelmäßige Wartung und Instandsetzung
	BHKW	<ul style="list-style-type: none"> - Methanschlupf: regelmäßige Wartung, möglichst Vollast, Nachrüstung thermische Nachverbrennung (Mikrogasturbinen benötigen keine weitere Abgasbehandlung)

7.3 Indirekte Emissionen

Die in Kapitel 4.2 betrachteten Aspekte zu indirekten Emissionen umfassen den externen Energiebezug, Einsatz von Betriebsmitteln (u. a. Fäll- Flockungsmittel, Aktivkohle) sowie unterschiedliche Entsorgungs- und Verwertungswege und Transportarten. Im Rahmen der Literaturrecherche finden sich v. a. Ansatzpunkte zur Reduzierung der indirekten Emissionen aus dem externen Energiebezug.

Parravicini *et al.* (2022) verglichen zahlreiche Szenarien (GK, aerobe bzw. anaerobe Klärschlammstabilisierung, Ziele der Nährstoffelimination) in Hinblick auf die jährlichen Treibhausgasemissionen der gesamten Kläranlage, wobei die effiziente Verwendung und die Dekarbonisierung des verwendeten Stroms maßgeblich den CO₂-Fußabdruck der Kläranlagen reduziert. Die Untersuchung von 45 unterschiedlichen Kläranlagenkonfigurationen durch Wu *et al.* (2022) zeigte, dass aufgrund der höheren Energieeffizienz, die Konfigurationen mit anaerober Klärschlammstabilisierung im Hinblick auf eine Reduktion der Emissionen aus Scope 2 und Scope 3 besser als die entsprechenden Alternativen abschnitten.

Eine Vielzahl an Investitionen bei der kommunalen Abwasserreinigung zielen vor allem auf die Energieeffizienz und dadurch mittelbar auf die Reduktion von indirekten Emissionen ab (Beuter *et al.* 2023). Nach Beuter *et al.* (2023) zählen die energiebedingten Emissionen jedoch zum Sektor „Energiewirtschaft“, sodass eine Minderung nicht zum Sektor „Abfallwirtschaft und Sonstiges“ beiträgt (vgl. Abbildung 3).

Der Energiebedarf der Kläranlage ist maßgeblich von der behandelten Abwassermenge, der Art und Konzentration der Verschmutzung, die eingesetzten Verfahrensschritte zur Einhaltung der Ablaufwerte und der Energieeffizienz der Reinigungsschritte abhängig (IWA 2022). Ansatzpunkte zur Erhöhung des Versorgungsgrads mit Eigenenergie (Strom, Wärme, Kälte) sind entsprechend auf Seiten des Verbrauchs als auch der Bereitstellung möglich. Ein grober Überblick über Ansatzpunkte zur Erhöhung des Eigenversorgungsgrads mit Energie ist in Tabelle 52 gegeben. Zudem tragen die Minimierung bzw. Vermeidung des Strombezugs aus dem öffentlichen Netz sowie des Einsatzes von Heizöl und Erdgas maßgeblich zur Reduzierung der indirekten Emissionen bei. Konkrete Maßnahmen sind maßgeblich anhand der standortspezifischen Randbedingungen abzuleiten, wobei häufig der Fokus auf der elektrischen Energie liegt.

Zusätzlich zählen der Einsatz von Betriebsmitteln und die Entsorgung bzw. Verwertung von Reststoffen zu den indirekten Treibhausgasemissionen (vgl. Tabelle 25 und Tabelle 26), welche von den vorhandenen Verfahrensschritten, Typen an Aggregaten, deren Betriebsweisen und Anforderungsziele abhängen. Ansatzpunkte zur Reduzierung dieser indirekten Emissionen stehen entsprechend im direkten Zusammenhang mit der betrieblichen Optimierung der betreffenden Verfahrensschritte. Zudem werden unterschiedliche Transportarten in den indirekten Emissionen berücksichtigt (vgl. Tabelle 27), wobei Ansatzpunkte zur Reduzierung dieser indirekten Emissionen im Zusammenhang mit den Aspekten „zurückgelegte Distanz“ und „transportierte Masse bzw. Anzahl an Personen“ stehen.

Tabelle 50: Ansatzpunkte zur Erhöhung des Versorgungsgrads mit Strom und Wärme (Überblick nach DWA (2015) und MULNV (2018))

Aspekt	Ansatzpunkte
Strom	<ul style="list-style-type: none"> - Verringerung des Stromverbrauchs/-bezugs aus dem öffentlichen Netz <ul style="list-style-type: none"> ○ Optimierung der Abwasser- und Klärschlammbehandlung (Einstellung von Betriebsparametern, Einsatz von energieeffizienten und optimal dimensionierten Aggregaten und verfahrenstechnische Anpassungen in allen Verfahrensschritten) ○ Effizienzsteigerung der Anlagen- und EMSR-Technik (Motoren, Pumpen, Druckluftherzeuger, Durchmischung, Eindickung/Entwässerung, Prozessleittechnik) - Erhöhung bzw. Anpassung der Strombereitstellung <ul style="list-style-type: none"> ○ Faulgasverwertung (zusätzlich Co-Vergärung, Desintegration) ○ Ggf. Faulgasreinigung und -aufbereitung zu Biomethan ○ Einbindung von Photovoltaik, Windenergie, Wasserkraft ○ Umsetzung eines Lastmanagements
Wärme	<ul style="list-style-type: none"> - Wärmeverbrauch <ul style="list-style-type: none"> ○ Optimierung der wesentlichen Verbraucher (Rohschlammaufheizung, Transmissionsverluste, Beheizung, BHKW-Notkühlung) ○ Wärmerückgewinnung (Faulschlamm, Abwasser, Druckluft) - Wärmebereitstellung <ul style="list-style-type: none"> ○ Faulgasverwertung ○ Wärmerückgewinnung (Faulschlamm, Abwasser, Druckluft) ○ Umwandlung in Wärme/Kälte ○ Einbindung Solar-/Geothermie

Jegliche konkrete Maßnahme zur Reduzierung der indirekten Treibhausgasemissionen sollten ganzheitlich bewertet werden (Ablaufanforderungen, verfahrenstechnische Abläufe, Sicherheitsaspekte etc.). Zudem können auch Maßnahmen zur Reduzierung von direkten Emissionen Einfluss nehmen auf die indirekten Emissionen (z. B. Belüftung in der Belebung).

7.4 Praxisbeispiele (Auswahl)

Im Folgenden werden ausgewählte Maßnahmen zur Reduzierung von Treibhausgasemissionen vorgestellt, die entweder bereits konkret umgesetzt wurden, Gegenstand von Forschungsvorhaben bzw. Studien sind oder unter Fachexperten derzeit diskutiert werden.

7.4.1 Reduzierung von Lachgasemissionen

Die Maßnahmen zur Reduzierung von Lachgasemissionen werden indirekt in Forschungsprojekten bzw. Studien mit Schwerpunkt der Eingrenzung der Einflussgrößen auf die Bildung und Freisetzung von Lachgas untersucht.

Beispiel: Automatisierungsstrategie des Belüftungsregimes

Nach Ekström *et al.* (2017), zitiert in Baumann *et al.* (2023), wurden auf einer dänischen Kläranlage mit alternierender Nitrifikation/Denitrifikation eine Automatisierungsstrategie zur Optimierung des Belüftungsregimes (Vermeidung hoher Ammoniumkonzentrationen und lange Belüftungsphasen mit niedrigen Sauerstoffkonzentrationen) im Rahmen einer Studie entwickelt. Die Anpassungen der Belüftungen führte zur Reduzierung der Ammoniumkonzentration von im Mittel 2,3 auf 1,8 mg/l, wodurch sich die Lachgasemissionen von 0,8 auf 0,3 % (der emittierten Stickstofffracht) verringerten.

7.4.2 Reduzierung von Methanemissionen

Beispiel: Umgestaltung der Faulbehältertasche

Messungen der Strömungsgeschwindigkeit und Messung der Konzentration an Methan und Kohlenstoffdioxid von Hamburg Wasser zeigten, dass pro Faulbehälter bis zu 1 m³/h mit einer Konzentration von 50 % Methan und 50 % Kohlenstoffdioxid austreten (Schäfer 2023). Dies entspricht etwa 0,3 % der gesamten produzierten Methanmenge. Zur Reduzierung der Methanemissionen, wenngleich sie streng genommen nicht in der CO₂e-Bilanzierung berücksichtigt werden, sind offenliegende Faulbehältertaschen beispielsweise zu einem innenliegenden Quelltopf oder einer innenliegenden Siphonlösung umzugestalten. Es handelt sich in diesem Fall um vorgeschlagene Maßnahmen. Die Durchführung dieser Maßnahme in der Praxis ist bisher nicht publiziert.

Beispiel: Abdeckung von offenen Faulschlammstapelbehältern

Schäfer (2023) berichtet von der Nachrüstung eines offenen Faulschlammstapelbehälters mit einem Doppelmembranspeicher, frequenzgesteuerten Rührwerken, Gastechnikcontainer mit Gasverdichter und Sensoren zur Messung der Gasmenge und -qualität sowie einer Gaswarneinrichtung. Die Inbetriebnahme erfolgt bereits im November 2019. Täglich werden zusätzlich ca. 1.800 m³/d Faulgas mit einer Methankonzentration von 61 % dem Gasweg zugeführt. Dies entspricht ca. 1,7 % der gesamten produzierten Methanmenge. Die Kosten dieser Maßnahme lagen bei 2,5 Mio. €, wobei 80 % der Investitionskosten durch das Bundesministerium für Umwelt, Naturschutz und Reaktorsicherheit gefördert wurden.

Cunningham und Baier (2015) schlagen ebenfalls die Abdeckung von Stapelbehältern und den Anschluss an die Gasverwertung vor, wobei gemäß Modellergebnissen aus der Schweiz die Methanverluste aus Stapelbehälter auf 2 bis 7 % der gesamten Klärgasproduktion eingeordnet werden.

7.4.3 Reduzierung von indirekten Emissionen

Laut Rosso *et al.* (2008) umfasst allein der Energiebedarf der Belebungsbecken in konventionellen aeroben Stabilisierungsanlagen zwischen 45 und 75 % des gesamten Energiebedarfs der Kläranlage. Entsprechend ist das Stromeinsparpotential bei der Belüftung im Belebungsbecken enorm. Mit der Optimierung der Belüftungseinrichtungen können beispielsweise nach Longo *et al.* (2016) Stromeinsparungen bis zu 20 % und mit dem Ersatz

von konventionellen Gebläsen mit Turboverdichtern nach Bell und Abel (2011) Stromersparungen bis zu 35 % erzielt werden.

Beispiel: Abwasserverband Obere Iller – Optimierung der Belüftungseinrichtungen

Als Optimierungsmaßnahme wurden die Belüftungseinrichtungen der bestehenden Belebungsbecken der Kläranlage (Ist-Belastung 168.000 EW₁₂₀) optimiert und die Belegungsdichte auf 30 % erhöht. Zu diesem Zweck wurden in beiden Becken die Luftabgangsleitungen zu den Registern erneuert und je Becken 983 Plattenbelüfter installiert. Die Maßnahme verursachte eine signifikante Reduzierung der erforderlichen Gebläselaufzeiten und eine damit einhergehende Stromersparung von ca. 20 %. Die Gesamtkosten der Optimierung der Belüftungseinrichtungen ohne Nebenkosten belaufen sich auf 610.000 €.

Beispiel: JenaWasser – Erneuerung der Belüftungstechnik der Zentralkläranlage Jena (215.000 EW)

Ziel dieses Vorhabens war die Wiederherstellung der erforderlichen Belüftungsleistung durch einen wirtschaftlichen Sauerstoffeintrag und die Anpassung der Leistung der Gebläsestation. Folgende Maßnahmen wurden erbracht:

- Neubelegung der Nitrifikations- und N/DN-Kaskaden mit Silikonbelüftern auf neuen, angepassten Unterverteilungen
- Erstellung eines neuen Drucklufttringleitungssystems
- Ggf. schrittweiser Austausch der bestehenden Drehkolbengebläse gegen Turboverdichter
- Anpassung der Energieversorgung
- Anpassung/Erweiterung der Zuluftzu- und Abluftabführung.

Die Gesamtkosten der Optimierungsmaßnahmen liegen bei 1,35 Mio. €. Durch die Maßnahme konnte nicht nur die Leistungsfähigkeit und Aufnahmekapazität der Anlage erheblich gesteigert, sondern auch der Energieverbrauch der Anlage in erheblichem Umfang (ca. 30 %) reduziert werden.

7.5 Zusammenfassung

Direkte und indirekte Emissionen lassen sich beim Betrieb von Kläranlagen zwar nicht komplett verhindern, jedoch gibt es einige Möglichkeiten, diese mittels spezifischer Maßnahmen zu reduzieren. Jede Maßnahme zur Reduzierung von Treibhausgasemissionen ist ganzheitlich zu bewerten (insbesondere unter Berücksichtigung von Ablaufanforderungen, verfahrenstechnischen Abläufen, Sicherheitsaspekten und auch gegenseitiger Beeinflussung von direkten und indirekten Emissionen).

Konkrete Maßnahmen zur Reduzierung von Treibhausgasemissionen können sich je nach standortspezifischen Bedingungen auf den Kläranlagen unterscheiden. Ganz allgemein lassen sich auf Basis der Literaturrecherche folgende wesentlichen Maßnahmen zur Reduzierung sowohl für direkte Emissionsquellen von Lachgas und Methan als auch der indirekten Emissionen aus dem externen Energiebezug zusammenfassen:

- Direkte Emissionen
 - N₂O: Sicherstellung einer stabilen, ganzjährigen, möglichst weitgehenden Stickstoffelimination in der Belebungsstufe und angepasster Dosierung des Prozesswassers bzw., sofern vorhanden, stabile Prozesswasserbehandlung
 - CH₄: Erhöhung des Stabilisierungsgrads und der Faulgasausbeute in der Faulung und Vermeidung der offenen und langen Lagerung von stabilisierten Klärschlämmen
- Indirekte Emissionen
 - Steigerung der Eigenenergieversorgung und Dekarbonisierung; Umsetzung von ganzheitlichen, zukunftsfähigen Energiekonzepten

Maßnahmen zur Reduzierung von Treibhausgasemissionen sollten hinsichtlich dem größten Einsparpotential bei gleichzeitiger Berücksichtigung des Aufwands priorisiert werden. Zur Minderung von Treibhausgasemissionen ist zu prüfen, inwieweit etwaige Emissionsannahmen mit Messungen (im besten Fall Langzeitmessungen bei verschiedenen Jahreszeiten und Betriebszuständen) überprüft werden sollten. Ein wesentlicher Baustein liegt zudem in der Digitalisierung und Vollautomatisierung der Kläranlagen zur Betriebsüberwachung und zum Betrieb nahe am optimalen Betriebspunkt. Dies erfordert insbesondere die Nachrüstung von Sensoren zur Erfassung einer breiten Datenbasis.

8 Zusammenfassung und Ausblick

Im Kontext der angestrebten Verringerung der Treibgasemissionen der europäischen und nationalen Klimapolitik nimmt die Bedeutung der Treibhausgasemissionen aus Kläranlagen zu. Dabei ist es beim Betrieb von Kläranlagen unvermeidbar, dass sowohl direkte als auch indirekte Treibhausgasemissionen anfallen.

Im Rahmen des Forschungsprojektes „Untersuchung zum Beitrag bayerischer Kläranlagen zu Treibhausgasemissionen“ wurde der aktuelle Stand in Forschung und Praxis zur Messung und Bewertung von Treibhausgasemissionen von Kläranlagen dargestellt. Die durchgeführten (aufgrund des Förderrahmens zeitlich begrenzten) Analysen, aber auch die Literaturrecherche haben hierbei sehr deutlich gezeigt, dass für eine Beurteilung der Treibhausgasemissionen von Kläranlagen weitere Untersuchungen notwendig sind.

8.1 Literaturrecherche zu Treibhausgasemissionen auf Kläranlagen

Emissionsquellen für Lachgas- und Methanemissionen beim Betrieb von Kläranlagen können vielfältig sein, wobei diese nicht zwangsläufig nur am Ort der Entstehung auftreten. Lachgasemissionen emittieren primär im Abwasserweg (Belebungsstufe, Schlammwasserspeicher bzw. der Prozesswasserbehandlung) und Methanemission im Schlammweg (Faulung und (offene) Zwischenspeicherung von Klärschlämmen). In Abhängigkeit der Anlagengröße, saisonalen Einflüssen und der Reinigungsleistung ergeben sich unterschiedliche Hauptemissionsquellen. Bei kleinen und mittleren Kläranlagen werden sich diese aufgrund von langen Schlamm lagerzeiten vor der Eindickung und Entwässerung ergeben (Schaum *et al.* 2022).

Insgesamt ist die Einordnung der Größenordnung der direkten Treibhausgasemissionen einzelner Verfahrensschritte und der gesamten Kläranlage aufgrund der Vielzahl an Anlagenkonfigurationen, spezifischen Randbedingungen, Inhomogenität der verwendeten Bezugsgrößen bei der Ergebnisangabe, fehlender Standardisierung der eingesetzten Messmethoden zur Probenahme, Analytik und Bilanzierung derzeit erschwert. Insbesondere für die Lachgasbildung besteht noch Forschungsbedarf bzgl. ungünstiger Bereiche der wesentlichen Einflussparameter (gelöster O₂-Konzentrationen etc.). Die Empfehlungen des DWA-Merkblatts M 230 Teil 1, erschienen im Jahr 2022, geben erste wichtige Hinweise für die Messungen und Bewertung von direkten Treibhausgasemissionen.

Die indirekten Emissionen können maßgeblich zu den gesamten Treibhausgasemissionen beitragen. Neben Treibhausgasemissionen aufgrund des Einsatzes von Betriebsmitteln (u. a. Fäll-, Flockungsmittel, Aktivkohle), Entsorgung und Verwertung von Reststoffen aus der Abwasser- und Klärschlammbehandlung sowie Transportarten, spielt der externe Energiebezug eine entscheidende Rolle bei den indirekten Emissionen auf Kläranlagen.

8.2 Treibhausgasmessungen auf zwei bayerischen Kläranlagen

Wie in der Literatur dargestellt, sind für Kläranlagen mit anaerober Klärschlammstabilisierung primär Lachgasemissionen aus der Belebungsstufe der Abwasserbehandlung und, sofern vorhanden, bei der Prozesswasserbehandlung zu erwarten. Simultan aerobe Kläranlagen emittieren primär Methan aus dem offenen Schlammstapelbehälter. Dies konnte

anhand der Flächenmessungen mittels Messhauben und Punktmessungen mit einer Gasanalysestation auf zwei Kläranlagen im bayerischen Raum bestätigt werden. Der Untersuchungsumfang bezieht sich nur auf die direkten Emissionen.

Der Einsatz der Messhauben ist nur an Messstellen mit offenen Oberflächen möglich, insbesondere Messstellen mit ausgeprägtem Schwimmschlamm, Füllstandsschwankungen oder in unmittelbarer Nähe von Rührwerken sind für den Einsatz nicht geeignet. Für die Messungen standen zwei Messhauben für die Kläranlage #A und drei Messhauben für die Kläranlage #B zur Verfügung. Punktmessungen wiederum (Zulauf und Förderband mit entwässertem Klärschlamm der Kläranlage #A) geben nur bedingt belastbare Aussagen zur Größenordnung der Treibhausgasemissionen wieder. Insgesamt zeigt sich, dass bei der Berechnung von Tagesfrachten an Methan und Lachgas für die einzelnen Messstellen der beiden Kläranlagen bereits geringe Konzentrationen von kleiner als 100 ppm_v zu deutlichen Treibhausgasemissionen (als CO₂e-Äquivalente unter Berücksichtigung der GWP-Faktoren) führen.

Für eine Quantifizierung aller direkten und indirekten Emissionen von bayerischen Kläranlagen sind Langzeituntersuchungen für unterschiedliche Typen an Anlagenkonfigurationen mit (mehr) Messhauben und Individuallösungen für weitere Messstellen notwendig. Erst mit einer belastbaren Datenbasis (der direkten und indirekten Emissionen) kann eine Hochrechnung der gesamten Treibhausgasemissionen aus den bayerischen Kläranlagen erfolgen.

8.3 Messungen des Restmethanpotentials von entwässertem Klärschlamm

Die Restmethanpotentiale der sechs ausgewählten bayerischen Kläranlagen mit simultan aerober und anaerober Klärschlammstabilisierung zeigen Werte von kleiner 80 Nml CH₄/g oTM_{zu} bzw. 700 g CH₄/(E·a). Es ist weder ein Einfluss aus dem Entwässerungsaggregat (Zentrifuge, Kammerfilterpresse) noch aus dem mittleren Schlammalter der Belebungsstufe auf das Restmethanpotential zu erkennen.

Die Einordnung der Methanemissionen bei der großtechnischen Lagerung von entwässerten Klärschlämmen anhand der Restmethanpotentiale ist dabei nur als Annäherung zu verstehen.

8.4 Maßnahmen zur Reduzierung von Treibhausgasemissionen

Die Treibhausgasemissionen aus dem Betrieb von Kläranlagen lassen sich nicht vollständig vermeiden, können aber mit (teilweise kostenintensiven) Maßnahmen reduziert werden.

Bei den direkten Emissionen sind für den Lachgasbereich im Bestand betriebliche Anpassungen (einhergehend mit weiterhin bestehendem Forschungsbedarf) in der Belebungsstufe mit dem Ziel einer stabilen (möglichst ganzjährigen) Nitrifikation und Denitrifikation sowie für den Methanbereich konstruktive Maßnahmen im Klärschlammweg zu tätigen.

Die indirekten Emissionen können v. a. mit der Steigerung der Energieeffizienz und Dekarbonisierung des Energiebezugs reduziert werden. Letztlich kann auch die Digitalisierung und Vollautomatisierung dazu beitragen, dass die Kläranlage am optimalen Betriebspunkt gefahren wird und etwaige Flexibilität im Betrieb, unter Berücksichtigung der möglichst geringen Freisetzung von Treibhausgasemissionen, ausgenutzt werden kann.

Jede Maßnahme zur Reduzierung von Treibhausgasemissionen ist ganzheitlich zu bewerten (insbesondere unter Berücksichtigung von Ablaufanforderungen, verfahrenstechnischen Abläufen, Sicherheitsaspekten und auch der gegenseitigen Beeinflussung von direkten und indirekten Emissionen).

8.5 Weiterer Untersuchungsbedarf

Im Rahmen des Forschungsprojektes konnte die grundsätzliche Machbarkeit der Messung von Treibhausgasemissionen gezeigt werden. Allerdings wurde auch sehr deutlich, dass Messungen über kurze Zeiträume nur bedingt aussagekräftig sind – insbesondere, wenn diese Werte als Jahreswerte hochgerechnet werden sollen. Die hohen Faktoren, die bei der Umrechnung zu CO_{2e} mit eingehen, potenzieren Analysungenauigkeiten.

Aufbauend auf den durchgeführten Arbeiten wird die Durchführung von Langzeitmessungen (mindestens 12 Monate) auf zwei bayerischen Kläranlagen empfohlen. Anhand solcher Ergebnisse wäre dann eine detaillierte Einschätzung der Emissionen, aber auch die genauere Ableitung von Maßnahmen zur Reduktion, möglich.

9 Literaturverzeichnis

- Aboobakar A., Cartmell E., Stephenson T., Jones M., Vale P. und Dotro G. (2013). Nitrous oxide emissions and dissolved oxygen profiling in a full-scale nitrifying activated sludge treatment plant. *Water Research* **47**(2), 524-34.
- Aboobakar A., Jones M., Vale P., Cartmell E. und Dotro G. (2014). Methane Emissions from Aerated Zones in a Full-Scale Nitrifying Activated Sludge Treatment Plant. *Water, Air, & Soil Pollution* **225**(1), 1-10.
- AbwV (2017). *Verordnung über Anforderungen an das Einleiten von Abwasser in Gewässer (Abwasserverordnung - AbwV)*.
- Aschmann V., Jin W., Effenberger M. und Gronauer A. (2009). Emissionsproblematik und Energieeffizienz biogasbetriebener Blockheizkraftwerke (BHKW) im Verlauf der Standzeit. *Internationale Biogastagung Biogas Science* **1**, 193-200.
- Aschmann V., Kissel R. und Stanzel H. (2006). *Emissions- und Leistungsverhalten von Biogas-Verbrennungsmotoren in Abhängigkeit von der Motorwartung. Schlussbericht zum Forschungsvorhaben (LfU-Projekt Nr. 1325)*.
- Bauerfeld K. (2012). Einfluss klimatischer Randbedingungen auf die Klärschlammbehandlung. Dissertation. Gesellschaft zur Förderung des Institutes für Siedlungswasserwirtschaft an der Technischen Universität Braunschweig e.V. Band 82. Braunschweig.
- Baumann P., Gahr A., Hansen J., Thamm J., Voß R. und Wolf C. (2023). Mess- und Automatisierungslösungen zur Verminderung von Methan und Lachgas auf Kläranlagen. *KA Korrespondenz Abwasser, Abfall* **70**(10), 759-69.
- Becker A., Düputell D., Gärtner A., Hirschberger R. und Oberdörfer M. (2012). Emissionen klimarelevanter Gase aus Kläranlagen, Immissionsschutz, 4.
- Beier M. (2015). Lachgasemissionen auf Kläranlagen. 43. Abwassertechniker Seminar: Innovationen aus der Forschung und Erfahrungen aus der Praxis – Energieeffiziente Verfahren zur Stickstoffelimination. Garching, 16.07.2015.
- Beier M. und Thöle D. (2022). Direkte Treibhausgasemissionen - Messen und Bewerten. Merkblatt DWA-M 230 - Teil 1. DWA Seminar "Zero Emissions -Wege zur Klimaneutralität". 25.10.2022, Berlin.
- Bell K. Y. und Abel S. (2011). Optimization of WWTP aeration process upgrades for energy efficiency. *Water Practice and Technology* **6**(2).
- Beuter I., Meyer C. und Schmidtke J. (2023). Lachgas und Methan trüben die Klimabilanz von Kläranlagen. *KA Korrespondenz Abwasser, Abfall* **70**(2), 114-20.
- Bolle F.-W., Pinnekamp J. und Genzowsky K. (2010). Treibhausgasemissionen bei der Abwasserreinigung und Klärschlammbehandlung. Vortrag bei der DWA-Bundesversammlung, 25.11.2010, Bonn.

- Campos J. L., Valenzuela-Heredia D., Pedrouso A., Val del Río A., Belmonte M. und Mosquera-Corral A. (2016). Greenhouse Gases Emissions from Wastewater Treatment Plants: Minimization, Treatment, and Prevention. *Journal of Chemistry* **2016**, 1-12.
- Cunningham M. und Baier U. (2015). Methanemissionen auf Kläranlagen. *Aqua & Gas* **3**, 60-2.
- Czepiel P., Crill P. und Harriss R. (1995). Nitrous Oxide Emissions from Municipal Wastewater Treatment. *Environmental Science & Technology* **29**(9), 2352-6.
- Czepiel P. M., Crill P. M. und Harriss R. C. (1993). Methane Emissions from Municipal Wastewater Treatment Processes. *Environmental Science & Technology* **27**(12), 2472-7.
- Daelman M. R., van Voorthuizen E. M., van Dongen L. G., Volcke E. I. und van Loosdrecht M. C. (2013). Methane and nitrous oxide emissions from municipal wastewater treatment - results from a long-term study. *Water Sci Technol* **67**(10), 2350-5.
- Daelman M. R. J., van Voorthuizen E. M., van Dongen U. G. J. M., Volcke E. I. P. und van Loosdrecht M. C. M. (2012). Methane emission during municipal wastewater treatment. *Water Research* **46**(11), 3657-70.
- de Haas D. und Andrews J. (2022). Nitrous oxide emissions from wastewater treatment - Revisiting the IPCC 2019 refinement guidelines. *Environmental Challenges* **8**.
- de Haas D. W., Pepperell C. und Foley J. (2014). Perspectives on greenhouse gas emission estimates based on Australian wastewater treatment plant operating data. *Water Science and Technology* **69**(3), 451-63.
- Delre A., Mønster J. und Scheutz C. (2017). Greenhouse gas emission quantification from wastewater treatment plants, using a tracer gas dispersion method. *Science of the Total Environment* **605-606**, 258-68.
- Delre A., ten Hoeve M. und Scheutz C. (2019). Site-specific carbon footprints of Scandinavian wastewater treatment plants, using the life cycle assessment approach. *Journal of Cleaner Production* **211**, 1001-14.
- DESTATIS (2022). *Jahreserhebung über Gewinnung, Verwendung und Abgabe von Klärgas, 2021*.
- DIN 1343:1990-01 (1990). Referenzzustand, Normzustand, Normvolumen; Begriffe und Werte. Deutsches Institut für Normung (DIN).
- DIN 38409-2:1987-03 (1987). Deutsche Einheitsverfahren zur Wasser-, Abwasser- und Schlammuntersuchung; Summarische Wirkungs- und Stoffkenngrößen (Gruppe H); Bestimmung der abfiltrierbaren Stoffe und des Glührückstandes (H 2).
- DIN EN 12880:2001-02 (2001). Charakterisierung von Schlämmen - Bestimmung des Trockenrückstandes und des Wassergehalts. Deutsche Fassung EN 12880:2000.
- DIN EN 15169 (2007). *Charakterisierung von Abfall - Bestimmung des Glühverlustes in Abfall, Schlamm und Sedimenten. Deutsche Fassung EN 15169:2007*.

- DIN EN 15935:2021-10 (2021). Boden, Abfall, behandelter Bioabfall und Schlamm - Bestimmung des Glühverlusts; Deutsche Fassung EN 15935:2021
- DIN EN 25663:1993-11 (1993). Wasserbeschaffenheit; Bestimmung des Kjeldahl-Stickstoffs; Verfahren nach Aufschluß mit Selen (ISO 5663:1984); Deutsche Fassung EN 25663:1993
- DIN EN ISO 5815 (2020). Wasserbeschaffenheit - Bestimmung des biochemischen Sauerstoffbedarfs nach n Tagen (BSB_n) - Teil 1: Verdünnungs- und Impfverfahren mit Zugabe von Allylthioharnstoff (ISO 5815-1:2019); Deutsche Fassung EN ISO 5815-1:2019
- DIN EN ISO 13395:1996-12 (1996). Wasserbeschaffenheit - Bestimmung von Nitritstickstoff, Nitratstickstoff und der Summe von beiden mit der Fließanalytik (CFA und FIA) und spektrometrischer Detektion (ISO 13395:1996); Deutsche Fassung EN ISO 13395:1996
- DIN EN ISO 15681-2:2019-05 (2019). Wasserbeschaffenheit - Bestimmung von Orthophosphat und Gesamtposphor mittels Fließanalytik (FIA und CFA) - Teil 2: Verfahren mittels kontinuierlicher Durchflussanalyse (CFA) (ISO 15681-2:2018); Deutsche Fassung EN ISO 15681-2:2018
- DIN ISO 15705:2003-01 (2003). Deutsche Einheitsverfahren - Wasserbeschaffenheit: Bestimmung des chemischen Sauerstoffbedarfs (ST-CSB) - Küvettentest (ISO 15705:2002).
- Drescher D. und Kapp H. (1994). Restgasentwicklung von Klärschlämmen. *KA Korrespondenz Abwasser, Abfall* **41**(8), 1282-9.
- DWA (2009). Arbeitsblatt DWA-A 226 - Grundsätze für die Abwasserbehandlung in Belebungsanlagen mit gemeinsamer aerober Schlammstabilisierung ab 1.000 Einwohnerwerte. In: *DWA-Regelwerk*, Deutsche Vereinigung für Wasserwirtschaft, Abwasser und Abfall, Hennef, p. 28.
- DWA (2014). *Merkblatt DWA-M 368 - Biologische Stabilisierung von Klärschlamm*. Deutsche Vereinigung für Wasserwirtschaft, Abwasser und Abfall e. V.. Hennef.
- DWA (2015). Arbeitsblatt DWA-A 216 - Energiecheck und Energieanalyse - Instrumente zur Energieoptimierung von Abwasseranlagen. Deutsche Vereinigung für Wasserwirtschaft, Abwasser und Abfall e. V.. Hennef.
- DWA (2016). Merkblatt DWA-A 131 - Bemessung von einstufigen Belebungsanlagen. Deutsche Vereinigung für Wasserwirtschaft, Abwasser und Abfall e. V.. Hennef.
- DWA (2017). Treibhausgasemissionen bei der Abwasserreinigung. Arbeitsbericht der DWA-Arbeitsgruppe KA-6.7 "Treibhausgasemissionen bei der Abwasserbehandlung". *KA Korrespondenz Abwasser, Abfall* **64**(9), 779-88.
- DWA (2018). Merkblatt DWA-M 375 - Membranspeichersysteme. Deutsche Vereinigung für Wasserwirtschaft, Abwasser und Abfall e. V.. Hennef.
- DWA (2019). Merkblatt DWA-M 349 - Biologische Stickstoffelimination von Schlammwässern der anaeroben Schlammstabilisierung. Deutsche Vereinigung für Wasserwirtschaft, Abwasser und Abfall e. V.. Hennef.

- DWA (2020a). 33. Leistungsnachweis kommunaler Kläranlagen. Entwicklung des Stromverbrauchs. Daten von 2020. Deutsche Vereinigung für Wasserwirtschaft, Abwasser und Abfall e.V.
- DWA (2020b). Kennwerte zur Beurteilung der Produktqualität von biologisch stabilisierten Klärschlämmen. Arbeitsbericht der DWA-Arbeitsgruppe KEK-2.1 "Stabilisierung und Entseuchung". *KA Korrespondenz Abwasser, Abfall* **67**(12).
- DWA (2021a). *Kanal- und Kläranlagen-Nachbarschaften. DWA-Landesverband Bayern.*
- DWA (2021b). Merkblatt DWA-M 379 - Klärschlamm-trocknung. Deutsche Vereinigung für Wasserwirtschaft, Abwasser und Abfall e. V.. Hennef.
- DWA (2022a). Arbeitsblatt DWA-A 226 - Grundsätze für die Abwasserbehandlung in Belebungsanlagen mit gemeinsamer aerober Schlammstabilisierung ab 1.000 Einwohnerwerte. Deutsche Vereinigung für Wasserwirtschaft, Abwasser und Abfall e. V.. Hennef.
- DWA (2022b). Lagern, Verladen, Transportieren und Analysieren von Klärschlamm als Vorstufe zur thermischen Behandlung. 4. Arbeitsbericht der DWA-Arbeitsgruppe KEK-1.5. *KA Korrespondenz Abwasser, Abfall* **69**(10), 856-67.
- DWA (2022c). Merkblatt DWA-M 230-1: Treibhausgasemissionen bei der Abwasserbehandlung - Teil 1: Direkte Treibhausgasemissionen - Messen und Bewerten. Deutsche Vereinigung für Wasserwirtschaft, Abwasser und Abfall e. V.. Hennef.
- DWA (2022d). Merkblatt DWA-M 230-2: Treibhausgasemissionen bei der Abwasserbehandlung - Teil 2: Motivation und Vorgehen zur Erstellung von CO₂e-Bilanzen. Deutsche Vereinigung für Wasserwirtschaft, Abwasser und Abfall e. V.. Hennef.
- DWA (2022e). Merkblatt DWA-M 361 - Reinigung und Aufbereitung von Biogas. Deutsche Vereinigung für Wasserwirtschaft, Abwasser und Abfall e. V.. Hennef.
- DWA (2022f). Merkblatt DWA-M 363 - Herkunft und Verwertung von Biogas. Deutsche Vereinigung für Wasserwirtschaft, Abwasser und Abfall e. V.. Hennef.
- Ekström S. E. M., Vangsgaard A. K., Lemaire R., Valverde Pérez B., Benedetti L., Jensen M. M., Plósz B. G., Thornberg D. und Smets B. F. (2017). Simple control strategy for mitigating N₂O emissions in phase isolated full-scale WWTPs, Proceedings of 12th IWA Specialized Conference on Instrumentation, Control and Automation, 2017.
- FFE (2010). Basisdaten zur Bereitstellung elektrischer Energie. Forschungsstelle für Energiewirtschaft e.V. (FFE).
- Foley J., de Haas D., Yuan Z. und Lant P. (2010). Nitrous oxide generation in full-scale biological nutrient removal wastewater treatment plants. *Water Research* **44**(3), 831-44.
- Foley J., Zhiguo Y., Keller J., Senante E., Chandran K., Willis J., Shah A., van Loosdrecht M. und van Voorthuizen E. (2015). *N₂O und CH₄ Emission from Wastewater Collection and Treatment Systems - State of the Science Report and Technical Report*, London, UK.

- Fredenslund A. M., Hinge J., Holmgren M. A., Rasmussen S. G. und Scheutz C. (2018). On-site and ground-based remote sensing measurements of methane emissions from four biogas plants: A comparison study. *Bioresource Technology* **270**, 88-95.
- Gärtner A., Hirschberger R., Becker A. und Düputell D. (2017). Diffuse biogene Emissionen aus Kläranlagen. *KA Korrespondenz Abwasser, Abfall* **64**(11), 985-93.
- Gejlsbjerg B., Frette L. und Westermann P. (1998). Dynamics of N₂O production from activated sludge. *Water Research* **32**(7), 2113-21.
- Gruber W., van Känel L. und Mohn J. (2022). Lachgasemissionen aus ARA - Reduktionsmassnahmen zeichnen sich ab. *Aqua & Gas* **1**, 14-22.
- Gruber W., Villez K., Kipf M., Wunderlin P., Siegrist H., Vogt L. und Joss A. (2020). N₂O emission in full-scale wastewater treatment: Proposing a refined monitoring strategy. *Science of the Total Environment* **699**.
- Grün E., Schmelz K.-G. und Schild L. (2013). Klimarelevante Emissionen des Emschersystems. *KA Korrespondenz Abwasser, Abfall* **60**(3), 191-200.
- Grüning H. (1998). Einfluss des Aufschlusses von Faulschlamm auf das Restgaspotential, Schriftenreihe Institut für Siedlungswasserwirtschaft der TU Braunschweig, 61.
- Hanaki K., Hong Z. und Matsuo T. (1992). Production of Nitrous Oxide Gas during Denitrification of Wastewater. *Water Science and Technology* **26**(5-6), 1027-36.
- Helmer-Madhok C. (2004). *Stickstoffelimination in Kläranlagen – Bewährte und neue Wege*. *Hochschulschriften zur Nachhaltigkeit*, Ökon Verlag, München.
- Heslinga D. C. und van Harmelen A. K. (2006). *Vaststellingsmethodieken voor CO₂-emissiefactoren van aardgas in Nederland. TNO-rapport. 2006-A-R0079/B*.
- Hilliges R. und Kinshofer J. (2016). Anforderungen an die Schlammstabilisierung auf Kläranlagen. F&E-Vorhaben. Auftraggeber: Bayerisches Landesamt für Umwelt (LfU). In Zusammenarbeit mit: Dr.-Ing. Schreff.
- Holliger C., Astals S., de Lacos H. F., Hafner S. D., Koch K. und Weinrich S. (2021). Towards a standardization of biomethane potential tests: a commentary. *Water Science and Technology* **83**(1), 247-50.
- Hür L. (2022). Klimabilanzierung der Kläranlage Lingen: mit thermischer Faulschlamm-Desintegration und Vakuumentgasung mit Phosphatfällung im Faulschlamm. DWA Seminar "Zero Emissions -Wege zur Klimaneutralität". 25.10.2022, Berlin.
- Hwang K.-L., Bang C.-H. und Zoh K.-D. (2016). Characteristics of methane and nitrous oxide emissions from the wastewater treatment plant. *Bioresource Technology* **214**, 881-4.
- IPCC (2001). *Dritter IPCC-Sachstandsbericht (TAR)*.
- IPCC (2006). *Guidelines for National Greenhouse Gas Inventories, Prepared by the National Greenhouse Gas Inventories Programme. Volume 5: Waste, Chapter 4: Biological treatment of solid waste*.

- IPCC (2007). Changes in atmospheric constituents and in radiative forcing. In: *Climate Change 2007: The Physical Science Basis. Contribution of Working Group I to the Fourth Assessment Report of the Intergovernmental Panel on Climate Change* (S. Solomon, D. Qin, M. Manning, Z. Chen, M. Marquis, K. B. Averyt, M. Tignor & H. L. Miller, eds). Cambridge University Press, Cambridge, UK and New York, NY, USA.
- IPCC (2013). *Climate Change 2013 - The Physical Science Basis. Working Group I Contribution to the Fifth Assessment Report of the Intergovernmental Panel on Climate Change*. Cambridge University Press.
- IPCC (2019). Refinement to the 2006 IPCC Guidelines for National Greenhouse Gas Inventories. Chapter 6 - Wastewater Treatment and Discharge.
- Isgren M. und Martensson P. (2013). Methane Formation in Sewer Systems. Master Thesis No. 2013-1. Department of Chemical Engineering, Lund University, Lund Sweden.
- ISO 5664:1984-05 (1984). Wasserbeschaffenheit; Bestimmung von Ammonium: Destillations- und Titrationsverfahren
- Itokawa H., Hanaki K. und Matsuo T. (2001). Nitrous oxide production in high-loading biological nitrogen removal process under low cod/n ratio condition. *Water Research* **35**(3), 657-64.
- IWA (2022). Reducing the greenhouse gas emissions of water and sanitation services: Overview of emissions and their potential reduction illustrated by the know-how of utilities. IWA Publishing. DOI: 10.2166/9781789063172.
- Kampschreur M. J., Temmink H., Kleerebezem R., Jetten M. S. M. und van Loosdrecht M. C. M. (2009). Nitrous oxide emission during wastewater treatment. *Water Research* **43**(17), 4093-103.
- Kampschreur M. J., van der Star W. R. L., Wielders H. A., Mulder J. W., Jetten M. S. M. und van Loosdrecht M. C. M. (2008). Dynamics of nitric oxide and nitrous oxide emission during full-scale reject water treatment. *Water Research* **42**(3), 812-26.
- Kleimann J. und Mauer C. (2022). Wege zur Bilanzierung von Treibhausgasemissionen (Merkblatt DWA-M 230-2). DWA Seminar "Zero Emissions -Wege zur Klimaneutralität". 25.10.2022, Berlin.
- Leal Verduguo N. A. (2014). Verwertungsmöglichkeiten von Gärresten aus der Behandlung von Schwarzwasser und Co-Substraten im Rahmen des HAMBURG WATER Cycle, 01.09.2014, Masterthesis, TU Darmstadt, Darmstadt.
- LfU (2021). *Umsetzung der EG-Kommunalabwasserrichtlinie in Bayern - Lagebericht 2020*.
- Liebetrau J., Clemens J., Cuhls C., Hafermann C., Friehe J., Weiland P. und Daniel-Gromke J. (2010). Methane emissions from biogas-producing facilities within the agricultural sector. *Engineering in Life Sciences* **10**(6), 595-9.
- Liu Y., Cheng X., Lun X. und Sun D. (2014). CH₄ emission and conversion from A2O and SBR processes in full-scale wastewater treatment plants. *Journal of Environmental Sciences* **26**(1), 224-30.

- Longo S., d'Antoni B. M., Bongards M., Chaparro A., Cronrath A., Fatone F., Lema J. M., Mauricio-Iglesias M., Soares A. und Hospido A. (2016). Monitoring and diagnosis of energy consumption in wastewater treatment plants. A state of the art and proposals for improvement. *Applied Energy* **179**, 1251-68.
- Lorenzo-Toja Y., Alfonsín C., Amores M. J., Aldea X., Marin D., Moreira M. T. und Feijoo G. (2016). Beyond the conventional life cycle inventory in wastewater treatment plants. *Science of the Total Environment* **553**, 71-82.
- Masuda S., Sano I., Hojo T., Li Y.-Y. und Nishimura O. (2018). The comparison of greenhouse gas emissions in sewage treatment plants with different treatment processes. *Chemosphere* **193**, 581-90.
- Masuda S., Suzuki S., Sano I., Li Y.-Y. und Nishimura O. (2015). The seasonal variation of emission of greenhouse gases from a full-scale sewage treatment plant. *Chemosphere* **140**, 167-73.
- Meier S. (2016). Treibhausgasemissionen auf Kläranlagen - Quellen und Minderungsmaßnahmen. Kanton Zürich. Baudirektion AWL, Abteilung Luft.
- Müller E., Baumhauer C. und Ambühl S. (2021). Methanschlupfreduktion - Ein wirtschaftlich interessanter Beitrag zum Klimaschutz. *Aqua & Gas* **6**, 80-3.
- MULNV (2018). *Energie in Abwasseranlagen: Handbuch NRW*, Düsseldorf.
- Oshita K., Okumura T., Takaoka M., Fujimori T., Appels L. und Dewil R. (2014). Methane and nitrous oxide emissions following anaerobic digestion of sludge in Japanese sewage treatment facilities. *Bioresource Technology* **171**, 175-81.
- Pan Y., Ye L., van den Akker B., Ganigué Pagès R., Musenze R. S. und Yuan Z. (2016). Sludge-Drying Lagoons: a Potential Significant Methane Source in Wastewater Treatment Plants. *Environmental Science & Technology* **50**(3), 1368-75.
- Paredes M. G., Güereca L. P., Molina L. T. und Noyola A. (2019). Methane emissions from anaerobic sludge digesters in Mexico: On-site determination vs. IPCC Tier 1 method. *Science of the Total Environment* **656**, 468-74.
- Parravicini V., Nielsen P. H., Thornberg D. und Pistocchi A. (2022). Evaluation of greenhouse gas emissions from the European urban wastewater sector, and options for their reduction. *Science of the Total Environment* **838**.
- Parravicini V., Svardal K. und Krampe J. (2016). Greenhouse Gas Emissions from Wastewater Treatment Plants. *Energy Procedia* **97**, 246-53.
- Parravicini V., Valkova T., Haslinger J., Saracevic E., Winkelbauer A., Tauber J., Svardal K., Hohenblum P., Clara M., Windhofer G., Pazdernik K. und Lampert C. (2015). *Reduktionspotential bei den Lachgasemissionen aus Kläranlagen durch Optimierung des Betriebes (ReLaKO)*, Wien.
- Petersson A. (2012). The Swedish Voluntary system for control of methane emissions. Letzter Zugriff (13.12.2022) unter: <http://task37.ieabioenergy.com/case-studies.html?file=files/daten-redaktion/download/case-studies/Case%20Study%20Sweden.pdf>.

- Reinelt T., Liebetau J. und Nelles M. (2016). Analysis of operational methane emissions from pressure relief valves from biogas storages of biogas plants. *Bioresource Technology* **217**, 257-64.
- Reiter J., Beier M. und Schumüller K. (2021). Energie und Wärmebilanzen - Relevante Bewertungskriterien bei der Schlammbehandlung? DWA Energietag - Energie auf Kläranlagen. 02.12.2021. Online.
- Rosso D., Stenstrom M. K. und Larson L. E. (2008). Aeration of large-scale municipal wastewater treatment plants: state of the art. *Water Science and Technology* **57**(7), 973-8.
- Schäfer A. (2020). Klimaschutz – Modellprojekt: Abdeckung des Schlamm-speicherbehälters und Einspeisung des Gases im Klärwerk Hamburg (MeGa), Abschlussbericht FKZ: 03KSM0008.
- Schäfer A. (2023). Minimierung von Methanemissionen im Bereich der Klärschlammbehandlung. Präsentation am 24.05.2023 im Rahmen der KlärschlammTage 2023.
- Schaum C., Chalupczok S., Blattenberger J., Hubert C., Krause S., Steiniger B., Athanasiadis K., Egeler M., Mix-Spagl K. und Bleisteiner S. (2022). *Untersuchungen zur Entwässerung, Trocknung und Entsorgung von Klärschlamm kleiner und mittlerer Kläranlagen. Abschlussbericht. Im Auftrag des Bayerischen Landesamtes für Umwelt. Mitteilungen /Institut für Wasserwesen - Heft 136.*
- Schaum C., Fundneider T. und Cornel P. (2016). Analysis of methane emissions from digested sludge. *Water Science and Technology* **73**(7), 1599-607.
- Schaum C., Lensch D., Bolle P. Y. und Cornel P. (2015). Sewage sludge treatment: evaluation of the energy potential and methane emissions with COD balancing. *Journal of Water Reuse and Desalination* **05**(4), 437-45.
- Schaum C. A. (2016). *Abwasserbehandlung der Zukunft: Gesundheits-, Gewässer- und Ressourcenschutz. Hrsg.: Verein zur Förderung des Instituts IWAR der TU Darmstadt e.V. (Schriftenreihe 233).*
- Scheutz C. und Fredenslund A. M. (2019). Total methane emission rates and losses from 23 biogas plants. *Waste Management* **97**, 38-46.
- Schmidtke J. (2022). Mit einem "Klik" zur klimaneutralen Kläranlage?! DWA Seminar "Zero Emissions -Wege zur Klimaneutralität". 25.10.2022, Berlin.
- Schmuck S. (2014). Entwicklung einer Methodologie zur Quantifizierung der klimarelevanten Emissionen von Abwasseranlagen in Deutschland. Dissertation. Förderverein der Siedlungswasserwirtschaft und Abfallwirtschaft an der Universität Essen (Hrsg.). Forum Siedlungswasserwirtschaft und Abfallwirtschaft Universität Duisburg-Essen, Band 42, 210 S. ISBN: 978-3-8440-2603-0.
- Schneider Y., Beier M. und Rosenwinkel K.-H. (2013). Nitrous oxide formation during nitrification and nitrification of high-strength wastewater. *Water Science and Technology* **67**(11), 2494-502.

- Schouten P., Sharma A., Burn S., Goodman N. und Umapathi S. (2013). Evaluation of Fugitive Greenhouse Gas Emissions from Decentralized Wastewater Treatment Plants. In: *World Environmental and Water Resources Congress 2013*, pp. 3050-61.
- Schreiber F., Wunderlin P., Udert K. M. und Wells G. F. (2012). Nitric oxide and nitrous oxide turnover in natural and engineered microbial communities: biological pathways, chemical reactions, and novel technologies. *Frontiers in Microbiology* **3**.
- Short M. D., Daikeler A., Wallis K., Peirson W. L. und Peters G. M. (2017). Dissolved methane in the influent of three Australian wastewater treatment plants fed by gravity sewers. *Science of the Total Environment* **599-600**, 85-93.
- StMUV (2022). *Klimabericht 2022*.
- StMWi (2016). Wegweiser für Energieprojekte in Bayern, Bayerisches Staatsministerium für Wirtschaft und Medien, Energie und Technologie, Broschüre StMWi, Referat 83 "Energiedialog und Kommunikation".
- STOWA (2010). Emissies van broeikasgassen van rwzi's, STOWA (Stichting Toegepast Onderzoek Waterbeheer), Report 08-2010, Amersfoort, Nederlanden.
- TA Luft (2021). Neufassung der Ersten Allgemeinen Verwaltungsvorschrift zum Bundes-Immissionsschutzgesetz (Technische Anleitung zur Reinhaltung der Luft – TA Luft) vom 18. August 2021. In.
- Tappen S. J., Aschmann V. und Effenberger M. (2016). *Energetische Effizienz und Emissionen der Biogasverwertung - Abschlussbericht, Förderkennzeichen: BE/14/14*.
- Tauber J., Parravicini V., Svardal K. und Krampe J. (2019). Quantifying methane emissions from anaerobic digesters. *Water Science and Technology* **80**(9), 1654-61.
- Tumendelger A., Alshboul Z. und Lorke A. (2019). Methane and nitrous oxide emission from different treatment units of municipal wastewater treatment plants in Southwest Germany. *Plos One* **14**(1).
- UBA (2016). CO₂-Emissionsfaktoren für fossile Brennstoffe. Climate Change 27/2016, Umweltbundesamt (Hrsg.), Dessau-Roßlau, 48 S. ISSN 1862-4359.
- UBA (2022a). *Entwicklung der spezifischen Treibhausgas-Emissionen des deutschen Strommix in den Jahren 1990 - 2021*.
- UBA (2022b). Strom- und Wärmeversorgung in Zahlen. Entwicklung der spezifischen Emissionen des deutschen Strommix 1990-2020 und erste Schätzungen 2021. <https://www.umweltbundesamt.de/themen/klima-energie/energieversorgung/strom-waermeversorgung-in-zahlen#Strommix> (letzter Zugriff: 24.11.2022)
- UBA (2022c). Treibhausgas-Emissionen in Deutschland. <https://www.umweltbundesamt.de/daten/klima/treibhausgas-emissionen-in-deutschland#emissionsentwicklung> (Upload: 15.03.22; letzter Zugriff: 09.01.2023)
- UKWIR (2009). Workbook for Estimating Operational GHG Emissions Volume 3. UK Water Industry Research Limited, London, Großbritannien.

- VDI 3475 (2010). VDI 3475 Blatt 4: Emissionsminderung - Biogasanlagen in der Landwirtschaft - Vergärung von Energiepflanzen und Wirtschaftsdünger. Hrsg.: VDI/BIN-Kommission Reinhaltung der Luft (KRdL) - Normenausschuss
- VDI (2016). VDI 4630: Vergärung organischer Substratcharakterisierung, Probenahme, Stoffdatenerhebung, Gärversuche; Verein deutscher Ingenieure (VDI). VDI Handbuch Energietechnik. Beuth Verlag GmbH. Berlin.
- VGB M 116 (1998). Brand- und Explosionsschutz beim Trocknen und Verbrennen von Klarschlamm, VGB Technische Vereinigung der Groskraftwerksbetreiber e.V., Essen. Merkblatt.
- VROM (2008). Protocol 8136 Afvalwater, t.b.v NIR 2008 uitgave maart 2008 6B: CH4 en N2O uit Afvalwater, The Hague, Netherlands.
- Wang J., Zhang J., Xie H., Qi P., Ren Y. und Hu Z. (2011). Methane emissions from a full-scale A/A/O wastewater treatment plant. *Bioresource Technology* **102**(9), 5479-85.
- Weissenbacher N., De Clippeleir H., Hell M. und Wett B. (2013). *Hauptstromdeammonifikation in Kläranlagen*. Bundesministerium für Land- und Forstwirtschaft, Umwelt und Wasserwirtschaft, Sektion III. Landwirtschaft und Ernährung, Wien, Februar 2013.
- Weissenbacher N., de Clippeleir H. und Wett B. (2012). Lachgasemissionen bei der Behandlung von Prozesswässern im Deammonifikationsverfahren. *Österreichische Wasser- und Abfallwirtschaft* **64**, 247-52.
- Willén A., Rodhe L., Pell M. und Jönsson H. (2016). Nitrous oxide and methane emissions during storage of dewatered digested sewage sludge. *Journal of Environmental Management* **184**, 560-8.
- Williams A. (1994). *Methane Emissions: Report of a Working Group appointed by the Watt Committee on Energy*. London : The Committee, 1994.
- Woess-Gallasch S., Bird N., Enzinger P., Jungmeier G., Padinger R., Pena N. und Zanchi G. (2010). *Greenhouse Gas Benefits of a Biogas Plant in Austria*, Graz.
- Wu Z., Duan H., Li K. und Ye L. (2022). A comprehensive carbon footprint analysis of different wastewater treatment plant configurations. *Environmental Research* **214**.
- Ye L., Porro J. und Nopens I. (2022). *Quantification and Modelling of Fugitive Greenhouse Gas Emissions from Urban Water Systems*.
- Yoshida H., Mønster J. und Scheutz C. (2014). Plant-integrated measurement of greenhouse gas emissions from a municipal wastewater treatment plant. *Water Research* **61**, 108-18.
- Yver Kwok C. E., Müller D., Caldow C., Lebègue B., Mønster J. G., Rella C. W., Scheutz C., Schmidt M., Ramonet M., Warneke T., Broquet G. und Ciais P. (2015). Methane emission estimates using chamber and tracer release experiments for a municipal waste water treatment plant. *Atmospheric Measurement Techniques* **8**(7), 2853-67.
- Zhao X., Jin X. K., Guo W., Zhang C., Shan Y. L., Du M. X., Tillotson M. R., Yang H., Liao X. W. und Li Y. P. (2019). China's Urban Methane Emissions From Municipal Wastewater Treatment Plant. *Earth's Future* **7**(4), 480-90.

10 Anhang

10.1 Rohdaten zur Untersuchung des Restgaspotentials

Versuche mit entwässertem Klärschlamm

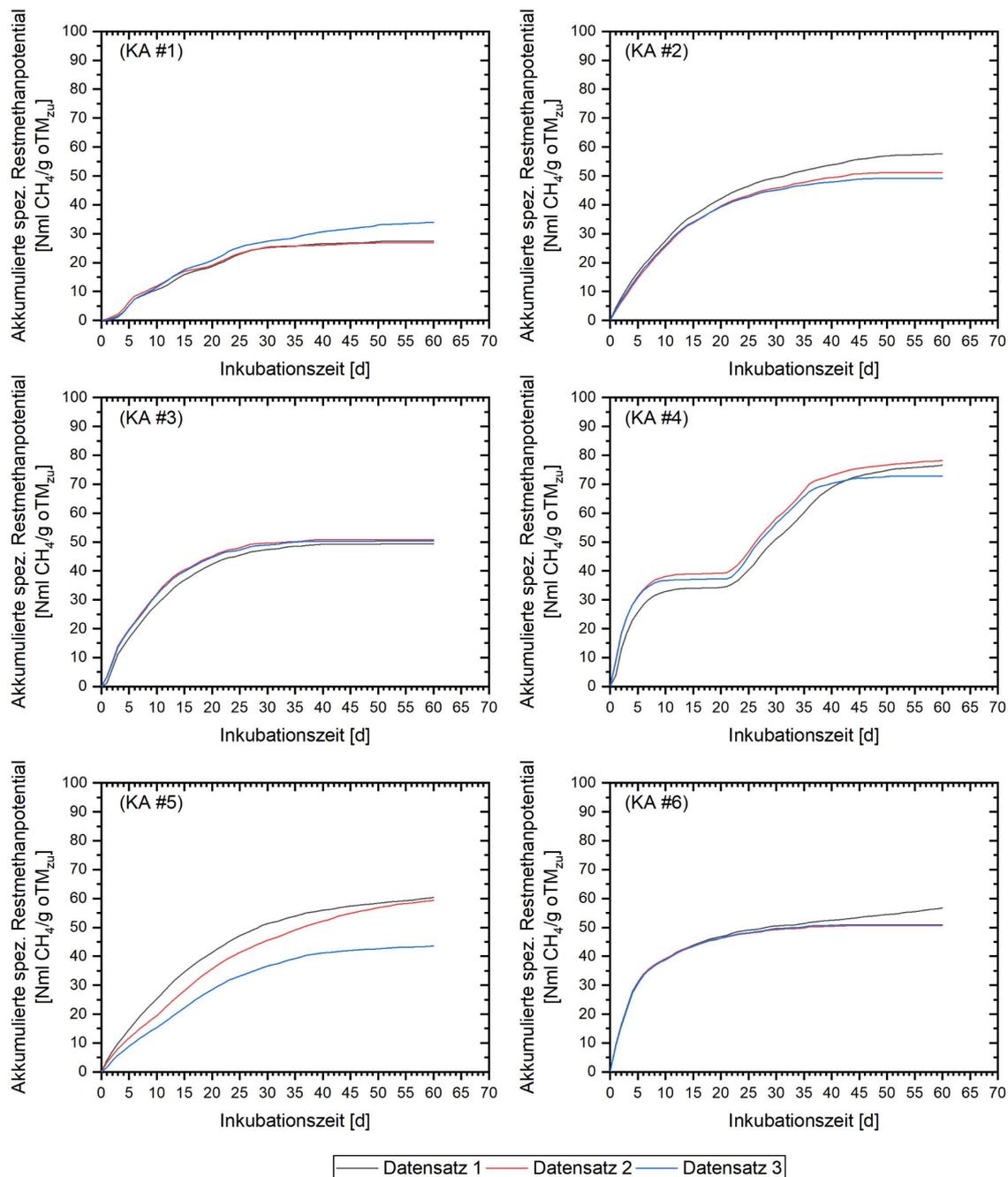


Abbildung 55: Akkumuliertes spezifisches Restmethanpotential (bezogen auf die oTM-Menge) für die entwässerten Klärschlämme der sechs Kläranlagen (alle Ansätze der Dreifachbestimmung)

Versuche mit simultan aerob und anaerob stabilisiertem Klärschlamm

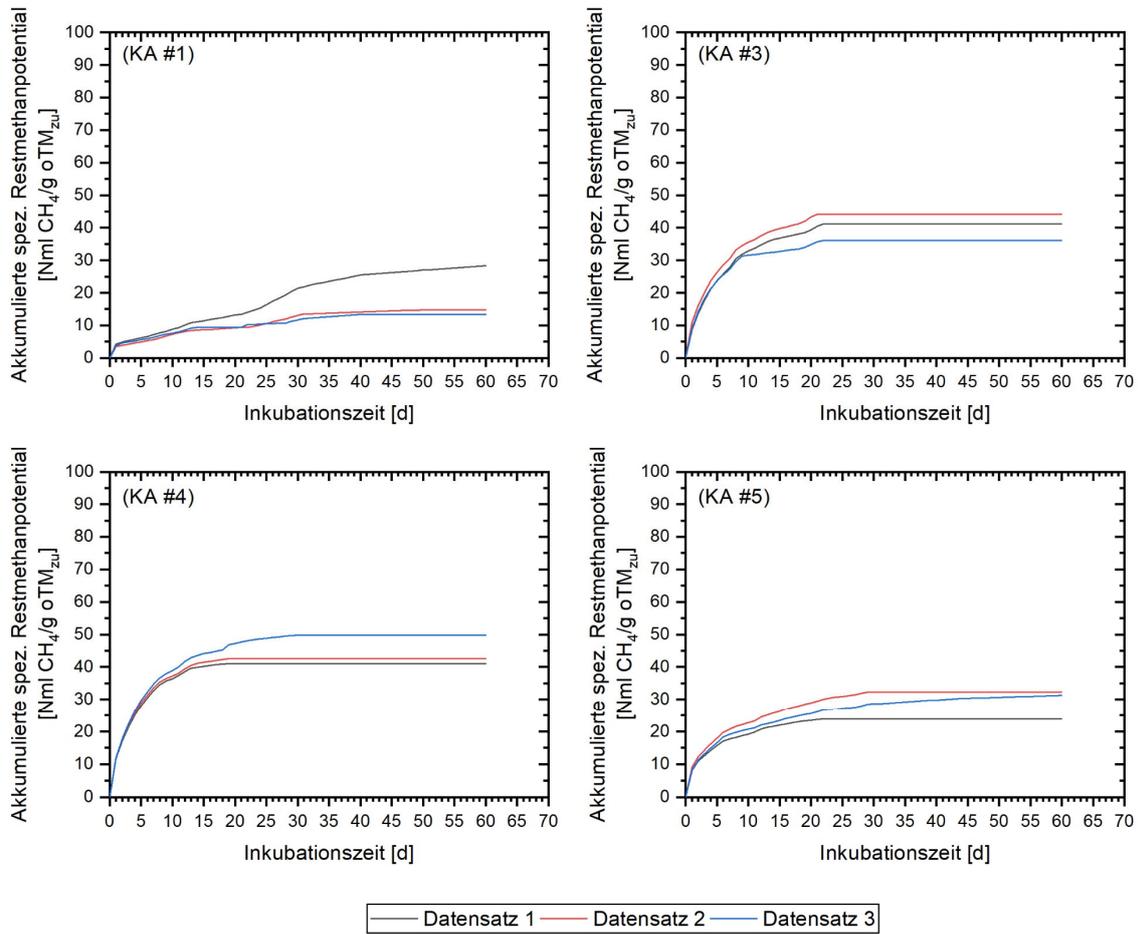


Abbildung 56: Akkumuliertes spezifisches Restmethanpotential für die Nassschlämme der vier Kläranlagen (alle Ansätze der Dreifachbestimmung)

Mitteilungen / Institut für Wasserwesen

- | | | |
|---------|---|-------------------|
| Heft 1 | Darstellung des Instituts für Wasserwesen an der Hochschule der Bundeswehr München, 1978 | <i>vergriffen</i> |
| Heft 2 | Ansprachen und Vorträge anlässlich der Inbetriebnahme der Laboratorien des Instituts für Wasserwesen an der Hochschule der Bundeswehr München, 1979 | <i>vergriffen</i> |
| Heft 3 | Vorträge aus dem Wasserwirtschaftlichen Kolloquium, 1980 | |
| Heft 4 | Vorträge aus dem Wasserwirtschaftlichen Kolloquium, 1980 | |
| Heft 5 | Vorträge aus dem Wasserwirtschaftlichen Kolloquium, 1981 | |
| Heft 6 | Vorträge aus dem Wasserwirtschaftlichen Kolloquium, 1982 | <i>vergriffen</i> |
| Heft 7 | Vorträge aus dem Wasserwirtschaftlichen Kolloquium, 1982 | <i>vergriffen</i> |
| Heft 8 | Vorträge aus dem Wasserwirtschaftlichen Kolloquium, 1983 | <i>vergriffen</i> |
| Heft 9 | Koch, K.
Physikalisch-chemische Messung von Geruchsemissionen auf kommunalen Kläranlagen, 1983 | <i>vergriffen</i> |
| Heft 10 | Vogel, G.
Instationäre Strömung von Wasser-Feststoff-Gemischen in Druckrohrleitungen, 1983 | |
| Heft 11 | Tätigkeitsbericht des Instituts für Wasserwesen, 1983 | |
| Heft 12 | Schrimpf, W. und Steinle, E.
Untersuchung an horizontal durchströmten Sandfängen zur Verbesserung der Sandabscheidung und Vorreinigung kommunaler Abwässer, 1984 | <i>vergriffen</i> |
| Heft 13 | Vorträge aus dem Wasserwirtschaftlichen Kolloquium, 1984 | <i>vergriffen</i> |
| Heft 14 | Vorträge aus dem Wasserwirtschaftlichen Kolloquium, 1985 | <i>vergriffen</i> |
| Heft 15 | Koplitz-Weißgerber, G.
Bewirtschaftung von Bewässerungssystemen in semiariden Regionen, 1985 | |
| Heft 16 | Vorträge aus dem Wasserwirtschaftlichen Kolloquium, 1986 | |
| Heft 17 | Keser, G.
Der Einfluss der hydrologischen Unsicherheit auf die Versorgung durch Wasserkraftspeicher, 1986 | |
| Heft 18 | Färber, K.
Stochastische Modelle zur Simulation des Transportes nicht kohäsiver Sedimente in offenen Gerinnen, 1987 | |
| Heft 19 | Vetter, M.
Der Transport suspendierter Feststoffe in offenen Gerinnen, 1987 | <i>vergriffen</i> |
| Heft 20 | Schrimpf, W.
Ein Beitrag zur Berechnung der Sedimentation von Feststoffen in horizontal durchströmten Sandfängen, 1987 | |

-
- Heft 21 Färber, K.
Stochastische Modelle der Bewegung suspendierter Partikel in turbulenter Strömung, 1987
- Heft 22 Steinle, E.
Untersuchungen zur Energiebilanz konventioneller beheizter Faulbehälter - Konsequenzen für die Bemessung von Faulgasspeichern sowie Faulraumheizungen, 1987
- Heft 23 Hoffmann, H.
Die Leistungsfähigkeit von Belebungsverfahren in Kaskadenschaltung, 1987
- Heft 24 Kaiser, K. und Teichmann, H. *vergriffen*
Vergleichende Geruchsmessungen auf Abwasserreinigungsanlagen, 1987
- Heft 25 Vorträge aus dem Wasserwirtschaftlichen Kolloquium, 1987
- Heft 26 Vetter, M.
Gesamttransport von Sedimenten in offenen Gerinnen, 1988
- Heft 27 Tätigkeitsbericht des Instituts für Wasserwesen, 1988
- Heft 28 Grußadressen und Vorträge anlässlich der 10-Jahres-Feier des Instituts für Wasserwesen (1978 - 1989), 1988
- Heft 29 Vorträge aus dem Wasserwirtschaftlichen Kolloquium, 1989
- Heft 30 Vorträge aus dem Wasserwirtschaftlichen Kolloquium, 1989
- Heft 31 Montaña Vargas, J. L.
Prognose von Niederschlagsfeldern, 1989
- Heft 32 Vorträge aus dem Wasserwirtschaftlichen Kolloquium, 1989
- Heft 33 Bever, J. G.
Die Monodeponie als eine Möglichkeit zur Entsorgung von kommunalem Klärschlamm, 1989
- Heft 34 Niekamp, O.
Der Betrieb von Speichersystemen mit Überleitung unter Berücksichtigung von Nutzungsänderungen, 1989
- Heft 35 Øverland, H.
Einfluss der Landnutzung auf Hochwasserabfluss und Schwebstofftransport, 1990
- Heft 36 Patt, H. *vergriffen*
Hydromechanische Untersuchungen an einem belüfteten Sandfang, 1990
- Heft 37 Stein, A.
Ein Beitrag zur Bemessung belüfteter Sandfänge kommunaler Kläranlagen, 1990
- Hefte 38 Beiträge der 5. Wissenschaftlichen Tagung „Hydrologie und Wasserwirtschaft“: 38a/38b Folgen anthropogener Einflüsse auf den Wasserhaushalt und die Wasserbewirtschaftung, 1990
- Heft 39 Zottmann, W. L. M. *vergriffen*
Zur Entstehung von Riffeln und Dünen, 1991
- Heft 40 Vorträge aus dem Wasserwirtschaftlichen Kolloquium, 1992

- Heft 41 Norgauer, U.
Untersuchung der Abhängigkeit des Wirkungsgrades der
Schlammfäulung von der Durchmischung im Faulbehälter, 1992
- Heft 42 Vetter, M.
Ein Beitrag zur Berechnung des Feststofftransports in offenen Gerinnen, 1992
- Heft 43 Vorträge aus dem Wasserwirtschaftlichen Kolloquium, 1992
- Heft 44 Hagen, N.
Steuerung von Speichern unter dem Aspekt der Wassergüte, 1992
- Heft 45 Kleeberg, H.-B. und Øverland, H.
Möglichkeiten der Abflußmodellierung unter Nutzung von
Geoinformationssystemen, 1993
- Heft 46 Urbaniak, S.
Phosphorelimination durch Vor-, Simultan- und Nachfällung mit
Kalk bei Abwasser mit geringer Säurekapazität, 1993
- Heft 47 Hagen, N. und Kleeberg, H.-B. *vergriffen*
Möglichkeiten der Modellierung des großräumigen Stofftransportes
auf Landflächen Güte- Simulationsmodelle für stehende Gewässer
- Eine Literaturanalyse, 1993
- Heft 48 Bechteler, W., Broich, K., Hartmann, S., Kulisch, H., Nuji, M., Otto, A. J.
Simulationsmodelle zur Berechnung von Damnbrüchen
und 1- bzw. 2-dimensionaler Ausbreitung der Flutwelle im Gelände, 1993
- Heft 49 Tätigkeitsbericht des Instituts für Wasserwesen 1988 - 1993, 1993
- Heft 50 Sattel, H. *vergriffen*
Wandschubspannung an umströmten Körpern, 1994
- Heft 51 Geitz, M.
Einfluss der räumlichen Niederschlagsvariabilität auf Ergebnisse
von Niederschlag-Abfluss- Berechnungen, 1994
- Heft 52 Patt, H.
Der naturnahe Gewässerausbau - Grundlagen und Anwendungen, 1995
- Heft 53 Mayer, O. *vergriffen*
Auslegung und Simulation photovoltaischer
Wechselstrompumpensysteme, 1995
- Heft 54 Vorträge aus dem Wasserwirtschaftlichen Kolloquium, 1995
- Heft 55 Kleeberg, H.-B. und Niekamp, O.
Vorstudie zur Formulierung von Forschungen zur
Verfügbarkeit von Wasser, 1995
- Heft 56 Tagungsband Klimaänderung und Wasserwirtschaft
- Internationales Symposium 27./28. November 1995
im Europäischen Patentamt München, 1996
- Heft 57 Baier, V.
Bestimmung und Beschreibung der Form von Schwebstoffpartikeln
mittels Unterwasservideomikroskop und digitaler Bildverarbeitung, 1996
- Heft 58 Bechteler, W., Vollmers, H.-J., Wieprecht, S.
DFG - Rundgespräch Geschiebe am 7./8. 12. 1995 in Würzburg, 1996

- Heft 59 Tasdemir, A.
Experimentelle und numerische Ermittlung der freien Wasseroberfläche, 1997
- Heft 60 Hartmann, S.
Entwicklung einer Strategie zur in situ-Ermittlung der kritischen Erosionsgeschwindigkeit, 1997
- Heft 61 Broich, K.
Computergestützte Analyse des Dammerosionsbruchs, 1998
- Heft 62 Nujic, M.
Praktischer Einsatz eines hochgenauen Verfahrens für die Berechnung von tiefengemittelten Strömungen, 1998
- Heft 63 Shen, Z.
Veränderung des Geschiebetransports durch naturnahe Sohleneinbauten, 1998
- Heft 64 Urbaniak, S.
Belastungsschwankungen und ihre Auswirkungen auf die Leistung von Abwasserreinigungsanlagen, 1998
- Heft 65 Tätigkeitsbericht des Instituts für Wasserwesen 1993 -1998, 1998
- Heft 66 Festveranstaltung 20 Jahre Institut für Wasserwesen
Ehrendoktorwürde Prof. Dr.-Ing. Habil. J. Giesecke, 1999
- Heft 67 Vorträge aus dem Wasserwirtschaftlichen Kolloquium, 1999
- Heft 68 Vorträge aus dem Wasserwirtschaftlichen Kolloquium, 1999
- Heft 69 Günthert, F. W. und Osswald, M.
Minimierung des Schlammmanfalls auf Kläranlagen durch Desintegration - Bestandsaufnahme auf großtechnischen Anlagen, 1999
- Heft 70 Kleeberg, H.-B. und Mayer, U.
Hydrologische Extreme - Gefährdungspotentiale in Fließgewässern durch Trockenperioden, 1999
- Heft 71¹ Hügel, T.
Abflussberechnung mit Hilfe Neuronaler Netze, 2000
ISBN 3-486-26499-0
- Heft 72¹ Schmid, A.
Das Phänomen der „biologischen Resonanz“:
Basis zur Optimierung biologischer Reinigungsstufen, 2000
ISBN 3-486-26444-3
- Heft 73¹ Mück, R.
Räumliche und zeitliche Verteilung von Starkregen und deren Wahrscheinlichkeiten, 2000
ISBN 3-486-26500-8
- Heft 74¹ Bechteler, W. und Günthert, F. W.
Zerstörungsfreie Dichtheitsprüfung von Grundstücksentwässerungsleitungen, 2001
ISBN 3-486-26517-2
- Heft 75¹ Wieprecht, S.
Entstehung und Verhalten von Transportkörpern bei groben Sohlenmaterial, 2001
ISBN 3-486-26518-0

- Heft 76¹ Günthert, F. W., Eder, B., Krause, S., Herb, S., Hagemeyer, G.
Einsatz von Ultrafiltration zur Trinkwasseraufbereitung von trübstoffhaltigem
und mikrobiologisch belastetem Karst-, Grund- und Quellwässern, 2001
ISBN 3-486-26519-9
- Heft 77¹ Günthert, F. W., Narr, N., Reicherter, E.
Beiträge zum Bau von Abwasserleitungen: Zeitaufwand,
Kosten und Verlegeverfahren, 2001
ISBN 3-486-26520-2
- Heft 78¹ Günthert, F. W. et al.
Feststoffabtrennung auf Kläranlagen: Theorie und Praxis, 2001
ISBN 3-486-26525-3
- Heft 79¹ Kulisch, H.
Ausbreitung von Dammbuchwellen im physikalischen Modell, 2002
ISBN 3-486-26
- Heft 80¹ Krause, S.
Huminstoffe im Sickerwasser von Klärschlamm-Monodeponien, 2002
ISBN 3-486-26538-5
- Heft 81¹ Farshi Haghro, D.
Two-Dimensional Simulation of Sediment Transport on Unstructured Mesh,
2003
ISBN 3-486-26557-1
- Heft 82¹ Dick, T.
Variabilität hydrologischer Regressionsmodelle, 2003
ISBN 3-486-26540-7
- Heft 83¹ Maurer, M.
Zuverlässigkeit von Berechnungen des Feststofftransports, 2003
ISBN 3-486-26558-X
- Heft 84¹ Reicherter, E.
Untersuchungen zu Kennzahlen als Grundlage für Kostenbetrachtungen
in der Abwasserentsorgung, 2003
ISBN 3-486-26553-9
- Heft 85 Festveranstaltung zur Verabschiedung *vergriffen*
von Prof. Dr.-Ing. Wilhelm Bechteler
und Prof. Dr.-Ing. Hans-B. Kleeberg
- Heft 86¹ Vestner, R.
Leistung und CBS-Bemessung der vorgeschalteten Denitrifikation
unter erhöhter Sauerstofflimitierung für Tropfkörper-Anlagen, 2003
ISBN 3-486-26554-7
- Heft 87¹ Walther, G.
In-situ-Versuche zu Planung und Bau von Ver- und Entsorgungsleitungen
mit dem Pflugverfahren, 2003
ISBN 3-486-26562-8
- Heft 88¹ Vogel, S.
Ansätze zur Bemessung rauer Rampen in aufgelöster Bauweise, 2003
ISBN 3-486-26563-6

- Heft 89 Bofinger, A. *vergriffen*
 Das stationäre Transportgleichgewicht natürlicher geschiebeführender
 Fließgewässer - Empfindlichkeit hydromechanischer Parameter in
 eindimensionalen Modellen, 2003
- Heft 90 Günthert, F. W.
 Einführung und Umsetzung der getrennten Abwassergebühr, 2004
- Heft 91¹ Komaei, S.
 A Robust Implicit Shallow Water Equations Solver on Unstructured Grid, 2004
 ISBN 3-486-63072-5
- Heft 92¹ Eder, B
 Untersuchungen zur Verbesserung des Stoffstrommanagements auf
 Kläranlagen - Auslegungsansätze von Ultraschallanlagen zur
 Klärschlammbehandlung, 2004
 ISBN 3-486-63071-7
- Heft 93¹ Günthert, F. W. und Krause, S.
 Ultrafiltration zur Trinkwasseraufbereitung, 2004
 ISBN 3-486-63067-9
- Heft 94¹ Khedr, A. M.
 Socio-Economic Assessment of Water Supply in Rural Egypt, 2006
 ISBN 3-8356-3121-7, ISBN 978-3-8356-3121-2
- Heft 95 Wolf, M. *vergriffen*
 Untersuchung zu Sanierungsstrategien von Abwasserkanalnetzen
 und deren Auswirkungen auf Wertentwicklung und Abwassergebühren, 2006
- Heft 96¹ Goebel, H.
 Entwicklung einer Benchmarking - Methode für die Verbesserung
 der Gewässerstrukturen von Fließgewässern, 2006
 ISBN 3-8356-3111-X, ISBN 978-3-8356-3111-3
- Heft 97¹ Rapp-Fiegle, S.
 Ermittlung von Leitkennzahlen als Grundlage zur Optimierung
 siedlungswasserwirtschaftlicher Prozesse, 2006
 ISBN 3-8356-3110-1, ISBN 978-3-8356-3110-6
- Heft 98¹ Günthert, F. W.
 Tagungsband zu den Seminaren Wirtschaftliches Handeln in
 Bayerischen Kommunen und Mikrobiologische Probleme
 bei Schlammseparation und Schlammbehandlung, 2007
 ISBN 978-3-8356-3136-6
- Heft 99² Yörük, A.
 Unsicherheiten bei der hydrodynamischen Modellierung von
 Überschwemmungsgebieten, 2009
 ISBN 978-3-8322-8723-8
- Heft 100¹ Disse, M., Kalk, M., Rieger, W.
 Tagungsband zum Seminar Wasserrückhalt in der Fläche
 - Möglichkeiten und Grenzen des dezentralen Hochwasserschutzes, 2008
 ISBN 978-3-8356-3173-1

- Heft 101² Schönherr, F.
Halbtechnische Untersuchungen zum Einfluss des pH-Wertes auf die Nitrifikation beim Belebungsverfahren in Abhängigkeit des Kohlensäuresystems, 2009
ISBN 978-3-8322-8888-4
- Heft 102² Günthert, F. W. und Obermayer, A.
Tagungsband zum Kanalseminar: Grundstücksentwässerungsanlagen, Fremdwasser und Überflutung, 2009
ISBN 978-3-8322-8628-6
- Heft 103² Cvaci, D.
Zustandserfassung und Bewertung von Grundstücksentwässerungsanlagen unter Einbeziehung einer optimierten organisatorischen Vorgehensweise, 2009
ISBN 978-3-8322-8658-3
- Heft 104² Hirschbeck (geb. Schwarz), C.
Untersuchungen zur Leistungsfähigkeit von belüfteten Sandfängen auf Kläranlagen, 2010
ISBN 978-3-8322-9093-1
- Heft 105² Günthert, F. W., Obermayer, A., Krause, S.
Charakterisierung von Rohwässern bezüglich ihrer Eignung für die Aufbereitung mit Membranverfahren, 2010
ISBN 978-3-8322-9243-0
- Heft 106² Schütter, J.
Wissensmanagement in der Wasserwirtschaft - am Beispiel der Planung und Umsetzung des integrierten Hochwasserschutzkonzeptes Obere Iller, 2010
ISBN 978-3-8322-9249-2
- Heft 107² Heinisch, T.
Entwicklung eines Entscheidungsunterstützungssystems zur Anpassung an den Klimawandel am Beispiel der Wasserwirtschaft, 2010
ISBN 978-3-8322-9519-6
- Heft 108² Putzar, B., Marques, W., Fernandes, E., Malcherek, A.
An Integrated Modeling System for the Patos Lagoon in Brazil - Final Project Report, 2010
ISBN 978-3-8322-9244-7
- Heft 109 Günthert, F. W., Disse, M., Malcherek, A.
Tagungsband zum Institutsseminar, Oktober 2010
Risiko und Sicherheit in der Wasserwirtschaft, 2010
- Heft 110² Günthert, F. W., Krause, S., Obermayer, A.
Tagungsband zum Seminar Wasserversorgung, 2010
ISBN 978-3-8322-9563-9
- Heft 111² Malcherek, A. und Cha, H.
Zur Rheologie von Flüssigschlickern: Experimentelle Untersuchungen und theoretische Ansätze - Projektbericht, 2011
ISBN 978-3-8440-0136-5
- Heft 112² Günthert, F. W., Krause, S., Platschek, C.
Tagungsband zum 3. Seminar Wasserversorgung, 2011
ISBN 978-3-8440-0387-1

- Heft 113² Pakosch, S.
Development of a fuzzy rule based expert system for flood forecasts
within the meso-scale Upper Main basin, 2011
ISBN 978-3- 8440-0611-7
- Heft 114² Schardt, V.
Vergleich hydrologischer und hydrodynamischer Modelle und
Konsequenzen für die praktische Anwendung, 2012
ISBN 978-3- 8440-1208-8
- Heft 115² Wehr, D.
An Isopycnal Numerical Model for the Simulation of Fluid Mud Dynamics, 2012
ISBN 978-3- 8440-0860-9
- Heft 116² Rieger, W.
Prozessorientierte Modellierung dezentraler
Hochwasserschutzmaßnahmen, 2012
ISBN 978-3- 8440-1209-5
- Heft 117² Günthert, F. W., Krause, S., Platschek, C.
Tagungsband zum 4. Seminar Wasserversorgung, 2012
ISBN 978-3- 8440-1294-1
- Heft 118² Winter, F.
Prozessorientierte Modellierung der Abflussbildung und -konzentration
auf verschlammungsgefährdeten landwirtschaftlichen Nutzflächen, 2013
ISBN 978-3- 8440-2242-1
- Heft 119 Günthert, F. W. und Schlederer, S.
Tagungsband zum 1. Abfallwirtschaftlichen Seminar: Kommunale
biogene Reststoffe als regionale Energieträger, 2013
- Heft 120² Günthert, F. W. und Krause, S.
Tagungsband zum 5. Seminar Wasserversorgung, 2013
ISBN 978-3-8440-2179-0
- Heft 121² Walter, W. K.
Recommendations for Small Water Supply Systems in Newly Industrialized
Countries on the Example of Assessment in the State of Minas Gerais,
Brazil, 2013
ISBN 978-3-8440-2238-4
- Heft 122² Günthert, F. W., Krause, S., Platschek, C.
Tagungsband zum 6. Seminar Wasserversorgung, 2014
ISBN 978-3-8440-2986-4
- Heft 123² Krause, S.
Tagungsband zum 7. Seminar Wasserversorgung, 2015
ISBN: 978-3-8440-3806-4
- Heft 124² Platschek, C.
Technische und organisatorische Strukturuntersuchung von kleinen
Wasserversorgungsunternehmen zur Ableitung von unterstützenden
Handlungsempfehlungen, 2015
ISBN 978-3-8440-4021-0

- Heft 125² Baselt, I.
Die Steffturbine - Experimentelle und theoretische Untersuchungen
zu einer Kleinwasserkraftanlage mit Bindegliedfunktion zwischen
ober- und unterschlächtiger Wirkungsweise, 2016
ISBN 978-3-8440-4387-7
- Heft 126² Krause, S.
Tagungsband zum 8. Seminar Wasserversorgung, 2016
ISBN 978-3-8440-4719-6
- Heft 127² Krause, S. und Schaum, C.
Tagungsband zum 9. Seminar Wasserversorgung, 2017
ISBN 978-3-8440-5468-2
- Heft 128² Krause, S. und Schaum, C.
Tagungsband zum 10. Seminar Wasserversorgung, 2018
ISBN 978-3-8440-5468-2
- Heft 129² Putzar, B.
Simulating Large-Scale Morphodynamics of a Tidally Dominated Mixed Energy
Coast Fundamentals - Applications - Limits
ISBN: 978-3- 8440-6240-3
- Heft 130³ Schaum, C. et al.
Phosphorrückgewinnung bei der Abwasserbehandlung
Abschlussbericht im Auftrag des Bayerischen Landesamtes für Umwelt (LfU)
ISBN: 978-3-943207-45-3
- Heft 131² Chmiel, O.
Zur Interaktion der Turbulenz und der Schwebstoffkonzentration in Ober-
flächengewässern
ISBN: 978-3-8440-7471-0
- Heft 132³ Parra, S.
Verfahren zur Bewertung von Trinkwassernetzen als Grundlage
der Anpassungsplanung
ISBN 978-3-943207-46-0
- Heft 133³ Broß, L.
Wasserversorgung in Notsituationen
ISBN 978-3-943297-51-4
- Heft 134³ Lösungsstrategien zur Verminderung von Einträgen von urbanem Plastik in
limnische Systeme – Synthesebericht
ISBN 978-3-943207-52-1
- Heft 135³ Anforderungen an Nottrinkwasser und Maßnahmen zur Verwendung für
sensible technische Systeme in Einrichtungen des Gesundheitswesens,
Abschlussbericht im Auftrag des Bundesamtes für Bevölkerungsschutz
und Katastrophenhilfe
ISBN 978-3-943207-66-8
- Heft 136³ Untersuchungen zur Entwässerung, Trocknung und Entsorgung von
Klärschlamm kleiner und mittlerer Kläranlagen
Abschlussbericht im Auftrag des Bayerischen Landesamtes für Umwelt
ISBN 978-3-943207-74-3

Heft 137³ Schmidt, J.

Numerische Simulation sedimentgeschichteter Strömungen mit einem
holistischen Modell und Anwendung für das Ems-Ästuar
ISBN 978-3-943207-77-4

Heft 138³ Untersuchung zum Beitrag bayerischer Kläranlagen zu Treibhausgas-
emissionen

Abschlussbericht im Auftrag des Bayerischen Landesamtes für Umwelt
ISBN 978-3-943207-89-7

Heft 139³ Müller, S.

Experimental and Numerical Investigations on the Momentum Balance Applied
to Hydraulic Structures
ISBN 978-3-943207-78-1

¹ Oldenbourg Industrieverlag GmbH
Rosenheimer Straße 145
81671 München

² Shaker Verlag GmbH
Am Langen Graben 15a
52353 Düren

³ Universität der Bundeswehr München, AtheneForschung Open-Access-Publikation

www.unibw.de/wasserwesen

ISBN 978-3-943207-89-7