

10. und 16.09.2026

36. Norddeutsches Kolloquium zur Abwasser- wirtschaft



TUHH



Hamburg

Behörde für Umwelt,
Klima, Energie und
Agrarwirtschaft



**TECHNISCHE
HOCHSCHULE
LÜBECK**



**HAW
HAMBURG**



GFEU e.V.



**HAMBURG
WASSER**

In Kooperation mit:



HK Hamburg

Themenschwerpunkte

- Spurenstoffe
- Hygiene / Resistenzen
- Abwasserbehandlung/
Wasserwiederverwendung
- Regenwasserbewirtschaftung
- Überflutungs- und Starkregenmodellierung
- Aktuelles aus dem Leitungsbau



36. Norddeutsches Kolloquium zur Abwasserwirtschaft

Themenschwerpunkte:

**Klärschlammverwertung und Nährstoffrückgewinnung,
Mikroschadstoffe, Mikroplastik und PFAS, Hygiene und
Krankenhausabwasser, Wasserwiederverwendung,
Kläranlagenbetrieb und Regenwassermanagement**

Hamburg, 15. und 16. September 2026

Herausgeber:

Dr.-Ing. Joachim Behrendt, Prof. Dr.-Ing. Ingo Weidlich

© GFEU 2026

Gesellschaft zur Förderung der Forschung und Entwicklung der Umwelttechnologien
an der TU Hamburg-Harburg e.V.
Eißendorfer Str. 42
21073 Hamburg

Tel.: +49 40 30601 3207

eMail: info@gfeu.org

Das Werk ist urheberrechtlich geschützt. Die daraus begründeten Rechte, insbesondere die der Übersetzung, des Nachdrucks, der Entnahme von Abbildungen und der Speicherung in Datenverarbeitungsanlagen, bleiben, auch bei auszugsweiser Verwertung, vorbehalten.

Hamburger Berichte zur Siedlungswasserwirtschaft
Band Nr. 114

Inhalt	Seite
Spurstoffe	
Emission von Spurenstoff-Frachten über den Klärschlamm-pfad in Schleswig-Holstein <i>Anna Retschko, Laura Carlsen, Johannes K.-M. Knobloch, Sabrina Schwarz, Kerstin Olschewski & Kai Wellbrock</i>	1
Das Spurenstoff-Zentrum Schleswig-Holstein – wissenschaftliche Begleitung zur Einführung der 4. Reinigungsstufe <i>Kai Wellbrock, Sabrina Schwarz, Annette Steffens, Veronika Hellwig & Philipp Zantout-Wilfert</i>	9
Spatial Distribution of Small Microplastics in Rivers and Lakes across Schleswig-Holstein State, Germany <i>Fangzhu Wu, Amami Manjana Perera, Yannik Hinse, Simone Heilgeist, Sonja Ehlers, Sebastian Pimpke & Gunnar Gerds</i>	17
Hygiene und Resistenzen	
Persistenz und Diversität von multiresistenten Enterobacterales im Klärschlamm: eine One Health Untersuchung norddeutscher Kläranlagen <i>Laura Carlsen, Anna-Kathrin Retschko, Folake Aina, Kai Wellbrock & Johannes K.-M. Knobloch</i>	19
Abwasserbehandlung/Wasserwiederverwendung	
Verbesserung der Energiebilanz von Kläranlagen durch Desintegration des Überschussschlammes mittels atb-Verfahren (atb = alkalische Thermobeschallung) <i>Jürgen Bräutigam</i>	35
Prozesswasserbehandlung auf dem Klärwerk Waßmannsdorf mit dem PNAA-Verfahren <i>Kerstin Ilgen & Olaf Große</i>	49
Regenwasserbewirtschaftung	
Überflutungs- und Starkregenmodellierung	
Praxiserfahrung aus Hamburg: Anwendung eines definierten Schutzniveaus in der Überflutungsprüfung <i>Andreas Baier</i>	57

Aktuelles aus dem Leitungsbau

Ökobilanzierung von Kanalbaumaßnahmen – Entwicklungen und
Einflussfaktoren

Stefan Dollhopf & Ingo Weidlich 69

Emission von Spurenstoff-Frachten über den Klärschlammfad in Schleswig-Holstein

Anna-Kathrin Retschko^{1,*}, Laura Carlsen², Johannes K.-M. Knobloch², Sabrina Schwarz³, Kerstin Olschewski⁴, Kai Wellbrock¹

¹ Technische Hochschule Lübeck, Kompetenzzentrum Angewandte Wasserforschung, Labor für Siedlungswasserwirtschaft, Mönkhofer Weg 239, 23562 Lübeck

² Universitätsklinikum Hamburg-Eppendorf, Institut für Medizinische Mikrobiologie, Virologie und Hygiene, Arbeitsbereich Krankenhaushygiene

³ Landesamt für Umwelt des Landes Schleswig-Holstein

⁴ Ministerium für Energiewende, Klimaschutz, Umwelt und Natur des Landes Schleswig-Holstein

* korrespondierende Autorin: anna-kathrin.retschko@th-luebeck.de

ZUSAMMENFASSUNG

Die landwirtschaftliche Verwertung von Klärschlamm ist in Schleswig-Holstein derzeit noch ein zentraler Bestandteil der Abwasserbewirtschaftung, während sie auf bundesweiter Ebene insgesamt rückläufig ist. In diesem Kontext wurde im Rahmen eines Forschungsprojektes die Belastung von Klärschlämmen mit Spurenstoffen sechs repräsentativer Kläranlagen im Land untersucht. Die Klärschlämme wurden über ein Kalenderjahr monatlich auf 34 ausgewählte Spurenstoffe - einschließlich Schwermetalle, Arzneimittel, Pflanzenschutz- und Desinfektionsmittel, per- und polyfluorierte Alkylsubstanzen (PFAS), sowie quartäre Ammoniumverbindungen (QAV) - analysiert. Zusätzlich wurden mikrobiologische Parameter, physikalische Kennwerte und teilweise Abwasserparameter erfasst. Die Ergebnisse zeigen eine Variabilität in der Spurenstoffbelastung, die von der Art der Klärschlammbehandlung und der Zusammensetzung des Einzugsgebiets beeinflusst wird. Für einige Arzneimittel wurden saisonale Schwankungen beobachtet. In Kläranlagen mit einer anaeroben Klärschlammbehandlung waren QAV-Konzentrationen erhöht.

Mit der landwirtschaftlichen Verwertung können die nachgewiesenen Spurenstoffe potentiell zu relevanten Umweltbelastungen beitragen. Die theoretisch bei einer landwirtschaftlichen Verwertung eingebrachten Frachten pro Hektar und Jahr lagen bei den untersuchten Schwermetallen zwischen wenigen Gramm und bis zu einem Kilogramm. Die aufsummierte Arzneimittelfracht betrug etwa 4 g pro Hektar und Jahr. Eine vereinfachte Risikoanalyse ergab für mehr als 60 % der untersuchten Stoffe ein Risikosignal. Aufgrund der eingeschränkten Bewertungsgrundlage sind diese Ergebnisse nicht als Nachweis eines tatsächlichen Umweltrisikos zu interpretieren, zeigen jedoch, dass potentielle Risiken für einen Teil der untersuchten Stoffe derzeit nicht ausgeschlossen werden können. Die aktuellen Fassungen der AbfKlärV und DüMV berücksichtigen nur eine begrenzte Substanzliste und lassen damit einen wesentlichen Teil der untersuchten Spurenstoffe unberücksichtigt. Im Sinne des Vorsorgeprinzips wird daher empfohlen, ausgewählte Spurenstoffe bei der zukünftigen

Bewertung der landwirtschaftlichen Klärschlammverwertung stärker zu berücksichtigen und bei Bestätigung eines erhöhten Umweltrisikos im Rahmen einer weitergehenden Risikoanalyse insbesondere die Möglichkeiten einer thermischen Verwertung der betroffenen Klärschlämme zu prüfen.

1 EINLEITUNG

Die landwirtschaftliche Verwertung von Klärschlamm ist in Schleswig-Holstein (SH) mit etwa 42 % ein bedeutender Bestandteil der Abwasserbewirtschaftung, obwohl die Praxis in Deutschland allgemein mit nur noch 12 % eher rückläufig ist (Destatis, 2026). Im Gegensatz zu anderen Bundesländern bleibt die landwirtschaftliche Verwertungsquote in SH somit vergleichsweise hoch. Dies ist der ländlichen Struktur mit vielen kleinen und mittelgroßen Anlagen geschuldet, die nicht der obligatorischen P-Rückgewinnung gem. AbfKlärV unterliegen. In SH stammt rund die Hälfte der gesamten Klärschlammmenge aus Kläranlagen der GK 4b und 5, die künftig die Anforderungen gem. AbfKlärV entsprechen müssen.

Mit der zunehmenden Erkenntnis über die Umweltverbreitung von Spurenstoffen - insbesondere aus dem Bereich der Pharmazeutika, Pflanzenschutzmittel und Desinfektionsmittel - gewinnt die Frage nach der Umweltverträglichkeit dieser Praxis an Bedeutung. Spurenstoffe können nach der Ausbringung potentiell über den Klärschlammweg in den Boden gelangen, dort persistieren, mobilisiert werden oder über diffuse Eintragswege in Oberflächen- und Grundwasser gelangen. Dies stellt eine mögliche Gefährdung für Ökosysteme und die menschliche Gesundheit dar.

In diesem Kontext wurde ein umfassendes Forschungsprojekt im Auftrag des Ministeriums für Energiewende, Klimaschutz, Umwelt und Natur des Landes Schleswig-Holstein (MEKUN SH) durchgeführt, das die Spurenstoffbelastung von Klärschlamm in repräsentativen Kläranlagen des Bundeslandes über ein Kalenderjahr hinweg untersuchte. Ziel dieses flächendeckenden Monitorings war es, die Emission von Spurenstoff-Frachten über den Klärschlammweg zu quantifizieren, die Einflüsse von Abwasserzusammensetzung, Behandlungsverfahren und Lagerung zu erfassen und daraus eine Einschätzung des möglichen Risikos zu erlangen, um schließlich politische und technische Handlungserfordernisse abzuleiten zu können.

Die Untersuchung umfasste sechs Kläranlagen der GK 3 und 4a (von 4.500 bis 45.000 EW) die ihre Klärschlämme über Entsorgungsunternehmen der landwirtschaftlichen Verwertung zuführen und auch nach der Novellierung der AbfKlärV weiterhin für diesen Entsorgungsweg in Frage kommen. Ausgewählt wurden sechs Kläranlagen, die sich in der Abwasser- und Schlammbehandlung, in der Lagerung und anhand ihrer Einzugsgebiete unterschieden. Davon jeweils zwei Kläranlagen mit anaerober Schlammstabilisation, mit Flüssigschlämmen, mit kurzzeitgelagerten und langzeitgelagerten Klärschlämmen. Die Klärschlammanalysen erfolgten monatlich über den Zeitraum eines Jahres, wobei insgesamt 72 Proben erfasst

wurden. Die Spurenstoffe wurden in Hauptgruppen eingeteilt: Schwermetalle, Arzneistoffe, Pflanzenschutz- und Desinfektionsmittel, per- und polyfluorierte Alkylsubstanzen (PFAS), sowie quartäre Ammoniumverbindungen (QAV). Zusätzlich wurden mikrobiologische Parameter¹, physikalische Kennwerte (pH, Trockensubstanz, Glühverlust) und zum Teil die Abwasserzusammensetzung von Kläranlagenzulauf- und -ablauf erfasst. Zudem wurden bei einigen Kläranlagen zusätzlich ausgewählte Indirekteinleiter untersucht, um mögliche Eintragspfade relevanter Stoffgruppen zu identifizieren. Die Ergebnisse wurden mit Literaturwerten und geltenden Umweltgrenzwerten verglichen, um ein umfassendes Bild der Spurenstoffbelastung zu erhalten.

2 ERGEBNISSE²

Die Analyse der Spurenstoffbelastung im Klärschlamm ergab eine hohe Variabilität zwischen den untersuchten Kläranlagen. Es waren zum Teil deutliche Einflüsse der Art der Klärschlammbehandlung und der Abwasserzusammensetzung des Einzugsgebiets zu erkennen. Die Untersuchung zeigt keine Abhängigkeit von den Verfahren der Abwasserbehandlung.

2.1 Spurenstoffbelastung

Die Belastung mit Schwermetallen war im Allgemeinen gering und bewegte sich im unteren Bereich der Referenzwerte. Lediglich bei einer Probe wurde der AbfKlärV-Grenzwert für Kupfer überschritten. Die vergleichsweise geringe Schwermetallbelastung könnte unter anderem mit der geringen industriellen Dichte und dem hohen Anteil an Trennsystemen in den untersuchten Einzugsgebieten zusammenhängen. Bei Arzneimitteln zeigte sich eine hohe Variabilität: Während einige Substanzen wie Gabapentin, Metformin nur vereinzelt und in vergleichsweise geringen Mengen nachgewiesen wurden, konnten andere Stoffe (z. B. Diclofenac) in fast allen Proben quantifiziert werden. Die Konzentrationen lagen im Allgemeinen im Rahmen der in der Literaturrecherche ermittelten Referenzwerte. Die untersuchten PFAS zeigen Gehalte, die meist unterhalb der Referenzwerte liegen. Der in der AbfKlärV (2017) und der DüMV (2012) festgelegte Grenzwert von 0,1 mg/kg TR sowie die Kennzeichnungspflicht ab 0,05 mg/kg TR für die Summe von PFAS und PFOS wurden in keiner der Proben überschritten. Bei den sechs untersuchten QAV ($\sum QAV_6$) konnten teilweise deutliche Konzentrationsunterschiede festgestellt werden. Die beiden Kläranlagen mit einer anaeroben Schlammstabilisation und einem eher städtischen Einzugsgebiet, jeweils mit einem Krankenhaus, zeigten im Vergleich deutlich erhöhte QAV-Konzentrationen von bis zu 103 mg/kg TR (Median), während der Gesamtmedian aller 72 untersuchten Proben gerade

¹ Für Ergebnisse dieses Teilprojektes s. den Beitrag von Carlsen *et al* in diesem Tagungsband.

² An dieser Stelle wird nur ein Auszug der Ergebnisse gezeigt. Die Autoren verweisen auf den Projektbericht, der im Herbst 2026 veröffentlicht werden soll.

einmal bei 5 mg/kg TR lag. Die QAV-Konzentrationen lagen dadurch teilweise im oberen Bereich oder sogar oberhalb der verfügbaren Referenzwerte. Die Zulaufproben im Rohabwasser ($n = 2$ für jede Kläranlage) zeigten allerdings keine erhöhten QAV-Konzentrationen im Kläranlagenzulauf in Einzugsgebieten mit Krankenhaus.

2.2 Saisonalität

Saisonale Muster konnten für mehrere Spurenstoffgruppen identifiziert werden. So zeigten einige Arzneimittel wie Azithromycin, Ciprofloxacin und Diclofenac im Winterhalbjahr erhöhte Konzentrationen, was auf eine erhöhte Zulauffracht oder einen reduzierten Rückhalt in der biologischen Abwasserbehandlung bei niedrigen Temperaturen zurückzuführen sein könnte. Im Gegensatz dazu zeigten antimikrobielle Substanzen wie Triclosan und Triclocarban keine signifikante Saisonalität, was wahrscheinlich auf kontinuierliche Einträge über kosmetische Produkte zurückzuführen ist. Bei PFAS-Verbindungen lagen die Konzentrationen in vielen Proben unterhalb der Bestimmungsgrenze, was eine Bewertung der Saisonalität erschwerte. Insgesamt lassen sich aus den ermittelten Daten keine Empfehlungen bezüglich einer saisonal abhängigen Klärschlammverwertung ableiten.

2.3 Lagerzeit

Bei den stark gekalkten, langzeitgelagerten Klärschlämmen zweier untersuchter Kläranlagen zeigten sich über die Lagerzeit hinweg keine signifikanten Veränderungen der Spurenstoffbelastung. Aufgrund der durchgängig hohen pH-Werte ($> 12,5$) nach Zugabe von Branntkalk ist ein weiterer biologischer Abbau nicht zu erwarten, und eine chemische Umwandlung konnte nicht nachgewiesen werden.

2.4 Schlammstabilisation

Bei den beiden untersuchten Kläranlagen, die ihren Klärschlamm einer anaeroben Stabilisierung unterzogen, zeigten sich signifikant höhere QAV-Konzentrationen im Vergleich zu Anlagen mit aeroben Behandlungsverfahren. Diese Unterschiede konnten nicht durch die Zulauffrachten aus den stichprobenartig untersuchten Abwasser- und Indirekteinleiterproben erklärt werden. Die Befunde deuten daher auf eine spezifische Anreicherung von QAV im Primärschlamm, der direkt der anaerob, mesophilen Schlammstabilisation zugeführt wird, und auf eine geringere biologische Abbaubarkeit dieser Substanzen unter anaeroben Bedingungen hin. Vermutlich aufgrund der fehlenden aeroben Kontaktzeit im Belebungsbecken verbleiben bei diesen Verfahren höhere QAV-Konzentrationen im Klärschlamm.

2.5 Spurenstoffeinträge bei landwirtschaftlicher Verwertung

Durch die landwirtschaftliche Verwertung verursachen die im Klärschlamm vorhandenen Spurenstoffe in den Böden eine Immission. Die dabei ausgebrachte Stofffracht hängt dabei maßgeblich von der ausgebrachten Klärschlammmenge, basierend auf den Vorgaben der AbfKlärV, DüV und DüMV, sowie den Vorgaben der Landwirtschaftskammer Schleswig-

Holsteins, und den im Klärschlamm enthaltenen Spurenstoffgehalten ab. Um abzuschätzen, welche Stofffrachten bei einer Ausbringung der untersuchten Klärschlämme potentiell auf die Äcker ausgebracht werden würden, erfolgte die Berechnung der jährlich ausgebrachten Fracht pro Hektar Ackerfläche exemplarisch für einen in Schleswig-Holstein landestypischen Boden mit der angebauten Feldfrucht Silomais für die Energieerzeugung.

Brannkalk (CaO) zur Stabilisierung führt insgesamt zu einer Verdünnung der Spurenstoffkonzentrationen im Medium Klärschlamm, da der Klärschlamm mit bis zu 30 % (bezogen auf die Trockensubstanz) CaO vermischt wird. Die erlaubte ausbringbare Klärschlammmenge hängt jedoch im Wesentlichen von den Nährstoffgehalten ab, sodass diese für die Ermittlung der rechnerisch aufbringbaren Menge herangezogen wurden. Durch die Verdünnung mit CaO werden die Nährstoffgehalte nicht erhöht werden, weshalb kein Einfluss auf die Spurenstofffracht gegeben ist.

Bei den untersuchten Schwermetallen (Arsen, Blei, Cadmium, Chrom, Kupfer, Nickel und Zink) lagen die jährlich ausgebrachten Frachten pro Hektar zwischen wenigen g/ha (Cadmium) und bis zu rund 1 kg/ha (Zink). Die ausgebrachten Frachten der untersuchten Arzneistoffe erstreckten sich über eine Spanne von wenigen mg/ha (Beispiele: Metformin, Gabapentin, Sulfamethoxazol, Trimethoprim) bis hin zu etwa einem g/ha (Beispiele: Ketoconazol). Die mit dem Klärschlamm ausgebrachten PFAS-Frachten variierten je nach Kläranlage im Bereich zwischen 0 (bzw. nicht quantifizierbar) und 22 mg/ha und Jahr (PFBA). Bei den QAV (ATMAC-C10, ATMAC-C12, BAC-C12, BAC-C14, DADMAC-C10 und DADMAC-C12) zeigten sich, analog zu den gemessenen Klärschlammkonzentrationen, die höchsten emittierten Frachten bei den zwei Kläranlagen mit einer anaeroben Klärschlammstabilisation. Hier würden bis zu 250 g/ha und Jahr (bezogen auf $\sum QAV_6$) auf das Feld ausgebracht.

2.6 Vereinfachte Risikoanalyse

Je nach Sorptionseigenschaften und Persistenz können sich die Stoffe in den oberen Bodenschichten anreichern. Stoffe, die weniger zur Sorption an Boden neigen, können potentiell in tiefere Bodenschichten bis hin zum Grundwasser transportiert werden. Zu berücksichtigen ist, dass für Wasserschutzgebiete der Kategorien I und II gemäß Wasserhaushaltsgesetz Beschränkungen für die Ausbringung von Klärschlamm bestehen, die dem Schutz dieser sensiblen Gebiete dienen. Bei Stoffen mit höherer Mobilität besteht zudem die Möglichkeit, dass diese Stoffe über den Zwischenabfluss oder diffuse Eintragswege wie z. B. über Drainagen oder Bodenerosion in die Oberflächengewässer gelangen.

Eine vereinfachte Risikoanalyse der Spurenstoffbelastung im Medium Klärschlamm sollte Hinweise über das von der landwirtschaftlichen Verwertung ausgehende Risikopotenzial geben. Die meisten in der Literatur beschriebenen ökotoxikologischen Schwellenwerte (PNEC, Predicted No Effect Concentration) sowie die Jahresdurchschnitts-Umweltqualitätsnorm (JD-UQN gem. OGeWV) beziehen sich jedoch auf die wässrige Matrix, d.h. es gibt in der Regel keine

PNEC explizit für das Kompartiment Klärschlamm. Aus diesem Grund wurden die $PNEC_{\text{Schlamm}}$ mit Hilfe experimentell ermittelter Verteilungskoeffizienten K_d für das Medium Klärschlamm und den vorliegenden PNEC für das Medium Süßwasser abgeschätzt. Der Risikoquotient RQ gibt das Verhältnis zwischen emittierter Stofffracht und $PNEC_{\text{Schlamm}}$ wieder. RQ -Werte $< 0,1$ gelten als geringes Risiko, Werte zwischen 0,1 und 1 als mittleres Risiko und Werte oberhalb von 1 und somit oberhalb der PNEC als hohes Risikopotenzial.

Bei mehr als 60 % der untersuchten Spurenstoffe (bezogen auf die ermittelten Maximalkonzentrationen) ergab sich dabei ein $RQ > 1$, bezogen auf die ermittelten Mittelwerte für 45 % aller Spurenstoffe. Besonders hohe RQ -Werte wurden für Azithromycin, Diclofenac, Venlafaxin-O-desmethyl, PFOS und ATMAC-C10 ermittelt ($RQ_{\text{max}} = 38$ bis 311). Wenn eine ideale Einarbeitung des Klärschlammes in den Ackerboden angenommen wird, was mit einer erhöhten Verdünnung einhergeht, fällt dieser Wert aufgrund der veränderten K_d -Werte im Boden-Klärschlammgemisch weiter und es ergeben sich nur noch für 13 % der Stoffe ein $RQ > 0,1$. Für keinen Stoff wäre dann der $RQ > 1$.

Anzumerken bleibt, dass für die vereinfachte Risikoabschätzung hilfsweise Beurteilungswerte herangezogen wurden, die anhand der Beurteilungswerte für die wässrige Matrix abgeschätzt wurden. Die zuvor genannten Ergebnisse stellen damit einen Hinweis darauf dar, dass ein mögliches Risiko nicht ausgeschlossen werden kann. Ein Nachweis eines tatsächlichen ökotoxikologischen Risikos auf dem Acker lässt daraus jedoch nicht ableiten. Hierfür bedarf es weitergehender Untersuchungen, vor allem vor dem Hintergrund, dass einige der betrachteten Stoffe mobil und wasserlöslich sind und somit potentiell in tiefere Bodenschichten und die Oberflächengewässer gelangen können.

3 FAZIT

Die aktuelle Regelung der AbfKlärV und DüMV berücksichtigt in ihrer derzeitigen Fassung lediglich eine begrenzte Anzahl von Schadstoffen, hauptsächlich Schwermetalle sowie einige ausgewählte organische Schadstoffe wie PCBs, PFOA und PFOS. Die vorgeschriebenen Analysen sind somit auf eine sehr kleine Substanzgruppe beschränkt. Angesichts der Tatsache, dass über den Klärschlammweg sehr viel mehr verschiedene Substanzen in die Umwelt gelangen können, bleibt ein umfassendes Wissen über die Gesamtbelastung landwirtschaftlich verwerteter Klärschlämme weitgehend aus.

Die vorliegende Studie zeigt anhand einer Auswahl von 34 Spurenstoffen, dass mit der landwirtschaftlichen Verwertung von Klärschlamm potentiell relevante Mengen an Spurenstoffen auf die Äcker ausgebracht werden können. Die im Klärschlamm enthaltenen Stofffrachten werden von einer Vielzahl von Faktoren beeinflusst, darunter die Zusammensetzung des Einzugsgebiets einer Kläranlage und die Art der Klärschlammbehandlung. Auffällig war insbesondere die Belastung einiger untersuchter Klärschlämme mit QAV. Einige Stoffe

unterlagen zudem saisonalen Schwankungen, darunter Arzneimittel wie Azithromycin, Ciprofloxacin und Diclofenac.

Die durchgeführte vereinfachte Risikoabschätzung ergab für einen Teil der untersuchten Stoffe Hinweise auf potentielle Risiken bei einer landwirtschaftlichen Klärschlammausbringung. Aufgrund der teilweise eingeschränkten Datenlage und der hilfswisen Verwendung von Beurteilungswerten, die ursprünglich für das aquatische Kompartiment abgeleitet wurden, sind diese Ergebnisse allerdings nicht als Nachweis eines tatsächlichen ökotoxikologischen Risikos im Boden zu verstehen. Sie zeigen vielmehr, dass für einen relevanten Anteil der untersuchten Stoffe potentielle Risiken derzeit nicht ausgeschlossen werden können und eine weitergehende, bodenbezogene Risikobewertung erforderlich ist. Insbesondere für Stoffe mit hohen Risikoquotienten besteht weiterer Untersuchungsbedarf hinsichtlich ihres Verhaltens und ihrer Persistenz im Boden sowie möglicher Auswirkungen auf Bodenorganismen und weitere Umweltkompartimente.

Insgesamt unterstreichen die Ergebnisse, dass neben den etablierten Parametern wie Schwermetallen auch organische Spurenstoffe bei der Bewertung der landwirtschaftlichen Klärschlammverwertung berücksichtigt werden sollten.

Das Spurenstoff-Zentrum Schleswig-Holstein – wissenschaftliche Begleitung zur Einführung der 4. Reinigungsstufe

Kai Wellbrock^{1,*}, Sabrina Schwarz², Annette Steffens³, Veronika Hellwig⁴, Philipp Zantout-Wilfert¹

¹ Technische Hochschule Lübeck, Kompetenzzentrum Angewandte Wasserforschung, Labor für Siedlungswasserwirtschaft, Mönkhofer Weg 239, 23562 Lübeck

² Landesamt für Umwelt des Landes Schleswig-Holstein

³ Ministerium für Energiewende, Klimaschutz, Umwelt und Natur des Landes Schleswig-Holstein

⁴ Technische Hochschule Lübeck, Centrum Industrielle Biotechnologie, Mönkhofer Weg 239, 23562 Lübeck

* korrespondierender Autor: kai.wellbrock@th-luebeck.de

ZUSAMMENFASSUNG

Mit der novellierten EU-Kommunalabwasserrichtlinie (KARL) wird die gezielte Elimination organischer Spurenstoffe zu einer neuen Kernaufgabe der kommunalen Abwasserbehandlung. Für Schleswig-Holstein liegen für die landesspezifischen Randbedingungen bislang nur begrenzte Erfahrungen mit Auswahl, Bemessung und Betrieb dieser Verfahren vor. Das geplante Spurenstoff-Zentrum Schleswig-Holstein (SpuZe-SH) soll diese Lücke schließen. In Kooperation von Technischer Hochschule Lübeck (THL), Ministerium für Energiewende, Klimaschutz, Umwelt und Natur (MEKUN) und Landesamt für Umwelt (LfU) verbindet das Zentrum standortspezifische Voruntersuchungen, halbtechnische Pilotversuche, Spurenstoff- und Begleitanalytik, angewandte Forschung sowie einen systematischen Wissenstransfer. Kernstück der technischen Infrastruktur sind die modularen Pilotanlagen der Versuchs- und Ausbildungskläranlage Reinfeld mit Ozonung, granulierter und pulverförmiger Aktivkohle, Tuchfiltration und Membranverfahren im halbtechnischen Maßstab sowie die Etablierung einer Spurenstoff-Analytik an der THL. Der Beitrag erläutert die Notwendigkeit des SpuZe-SH, fasst die geplanten Aktivitäten zusammen und skizziert das Arbeitsprogramm für die Einführungsphase bis Ende 2028.

1 EINLEITUNG

Die novellierte EU-Kommunalabwasserrichtlinie ist zum 1. Januar 2025 in Kraft getreten und muss bis Mitte 2027 in nationales Recht umgesetzt werden. Artikel 8 verlangt für bestimmte kommunale Kläranlagen spätestens bis 2045 einen gezielten Rückhalt von Spurenstoffen. Für die in der Richtlinie definierten Indikatorsubstanzen ist dabei eine mittlere Elimination von mindestens 80 % zwischen Zu- und Ablauf der Kläranlage sicherzustellen. Da konventionelle

Kläranlagen dieses Ziel für schwerer abbaubare organische Spurenstoffe nicht erreichen, wird eine weitergehende Behandlungsstufe zur gezielten Entfernung dieser Stoffe erforderlich.

Als 4. Reinigungsstufe (4RS) kommen vor allem oxidative und adsorptive Verfahren in Betracht. In der Praxis stehen in der Abwasserreinigung insbesondere Ozonung, Pulveraktivkohle (PAK) und granulierte Aktivkohle (GAK) im Vordergrund. Abhängig von der Verfahrenskette können vorgeschaltete Filtrationsstufen wie Sandfilter oder Membranverfahren zur Reduzierung suspendierter Stoffe erforderlich bzw. sinnvoll sein. Die Auswahl ist jedoch keine reine Technologieentscheidung: Abwasserzusammensetzung, vorhandene Verfahrenstechnik, Indirekteinleiter, hydraulische Randbedingungen und die Situation des aufnehmenden Gewässers bestimmen, welche Lösung an einem konkreten Standort technisch und wasserrechtlich geeignet ist.

Denn neben den emissionsbezogenen Vorgaben der KARL bleiben die immissionsbezogenen Anforderungen der Wasserrahmenrichtlinie (WRRL) und des Wasserhaushaltsgesetzes (WHG) maßgeblich. Bei einem hohen Abwasseranteil im Vorfluter oder bei bereits vorhandenen stofflichen Belastungen kann die Einhaltung von Umweltqualitätsnormen weitergehende Anforderungen auslösen. Für Planung und Betrieb der 4RS ist deshalb eine standortspezifische Betrachtung erforderlich, die Kläranlage, Einzugsgebiet und Gewässer gemeinsam berücksichtigt.

2 NOTWENDIGKEIT EINES SPURENSTOFF-ZENTRUMS IN SCHLESWIG-HOLSTEIN

Für Schleswig-Holstein lässt sich auf Grundlage des derzeitigen Umsetzungsstandes der KARL in nationales Recht und der noch nicht abschließend konkretisierten Ausgestaltung des risikobasierten Ansatzes für Kläranlagen zwischen 10.000 und 150.000 EW zum aktuellen Zeitpunkt nicht belastbar abschätzen, wie viele Kläranlagen von einem Ausbau um eine 4RS betroffen sein werden. Der überwiegende Teil wird voraussichtlich auf Anlagen dieser Ausbaugröße entfallen. Von den sechs Anlagen über 150.000 EW, die gemäß KARL zukünftig mit einer 4RS ausgebaut sein müssen, verfügt bislang nur die Kläranlage Rendsburg über eine entsprechende Behandlungsstufe; dort wurde eine Ozonierung im Vollmaßstab implementiert und befindet sich aktuell im Probetrieb.

Erfahrungen aus z.B. Baden-Württemberg, Nordrhein-Westfalen und der Schweiz sind für die Einführung der 4RS grundsätzlich wertvoll, lassen sich jedoch nicht ohne Weiteres auf Schleswig-Holstein übertragen. Unterschiede bestehen unter anderem hinsichtlich Topographie, Siedlungsstruktur, gewerblich-industrieller Einträge (Indirekteinleiter) und Entwässerungssysteme (Trenn- vs. Mischsystem). In Schleswig-Holstein fehlen daher für viele typische Konstellationen belastbare Praxiserfahrungen, insbesondere zur Frage, welche Verfahren unter den regionalen Bedingungen eine robuste Eliminationsleistung bei gleichzeitig beherrschbarem Betriebsaufwand gewährleisten.

Die ersten Anlagen werden damit einen ausgeprägten Modellcharakter haben. Fehlentscheidungen bei Verfahrenswahl, Bemessung oder Betriebsführung könnten langfristig zu erheblichen Mehrkosten führen und sollen durch die Arbeiten des SpuZe-SH vermieden werden. Gleichzeitig ist die 4RS technologisch und analytisch anspruchsvoll: Bei der Ozonung sind beispielsweise die Ozondosis, Ozonzehrung und mögliche Bromatbildung zu berücksichtigen; bei der Aktivkohle spielen Kohleeigenschaften, Dosierung bzw. Bettvolumina und die standortspezifische organische Matrix eine zentrale Rolle. Hier setzt das SpuZe-SH an. Es soll die Umsetzung der 4RS in Schleswig-Holstein wissenschaftlich begleiten, vergleichbare und belastbare Untersuchungsmethoden etablieren und die gewonnenen Erfahrungen für die landesweite Umsetzung verfügbar machen.

3 AUFGABEN UND STRUKTUR DES SPURENSTOFF-ZENTRUM SCHLESWIG-HOLSTEIN

Das SpuZe-SH ist als landesweites Kompetenz- und Transferzentrum für die Einführung der 4RS konzipiert. Ziel ist es, Kläranlagenbetreibende, Planungsbüros, Kommunen und Behörden so zu unterstützen, dass für die jeweiligen Standortbedingungen geeignete Verfahren ausgewählt, belastbar ausgelegt und im Betrieb optimiert werden können. Die wissenschaftliche Begleitung erfolgt gemeinsam durch die Technische Hochschule Lübeck (THL), das Ministerium für Energiewende, Klimaschutz, Umwelt und Natur (MEKUN) und das Landesamt für Umwelt (LfU); bei speziellen Fragestellungen sollen weitere Hochschulen und Forschungspartner einbezogen werden.

Das Konzept lässt sich in drei eng miteinander verknüpfte Säulen gliedern:

- Datenerhebung: Standortbezogene Grundlagenermittlung, Laborvorversuche, halbtechnische Testbetriebe und analytische Begleitung.
- Wissenschaftlich-akademische Auswertung: Angewandte Forschung, Entwicklung und Bewertung von Betriebs- und Steuerungskonzepten, akademische Ausbildung und Fortbildung.
- Erfahrungsaustausch und Wissenstransfer: Aufbau eines Kompetenznetzwerks, Beratung der Praxis, Fachveranstaltungen, Leitfäden, Merkblätter und Öffentlichkeitsarbeit.

Damit soll eine durchgängige Kette, beginnend mit extern durchgeführten Machbarkeitsstudien (in der Verantwortung der Kläranlagenbetreibenden, durchzuführen von Planungsbüros) über Labor- und Pilotversuche bis zur späteren Realisierung, im Vollmaßstab entstehen. Das Zentrum übernimmt nicht die planerische Verantwortung der Anlagenbetreibenden oder Ingenieurbüros, sondern ergänzt diese dort, wo wissenschaftliche Methoden, vergleichende Versuche oder weitergehende Analytik erforderlich sind.

4 TECHNISCHE INFRASTRUKTUR: VERSUCHS- UND AUSBILDUNGSKLÄRANLAGE REINFELD

Eine wesentliche Voraussetzung für die praktische Arbeit des SpuZe-SH wurde mit der Erweiterung der Versuchs- und Ausbildungskläranlage (VAK) der THL in Reinfeld geschaffen. Seit Oktober 2025 stehen dort modular aufgebaute und transportable Verfahrenseinheiten zur Verfügung, die im Regelbetrieb mit etwa 1 bis 2 m³/h betrieben werden können. Die Module (Tabelle 1) können an der VAK oder – für standortspezifische Untersuchungen – auf ausgewählten kommunalen Kläranlagen eingesetzt und zu unterschiedlichen Verfahrensketten kombiniert werden.

Tabelle 1: Pilotanlagen der VAK Reinfeld und mögliche Einsatzschwerpunkte

Pilotanlage	Einsatzschwerpunkte im SpuZe-SH
Ozonung	Ermittlung standortspezifischer Ozondosen, Spurenstoffelimination, Ozonzehrung und Bewertung des Bromatbildungsrisikos.
Granulierte Aktivkohle (GAK)	Bestimmung von Eliminationsleistung, geeigneten Bettvolumina und Betriebsstrategien; Vergleich unterschiedlicher Verfahrensketten.
Pulveraktivkohle (PAK)	Untersuchung geeigneter PAK-Produkte und Dosierungen; Betrieb mit Kontaktbecken und Separator.
Tuchfiltration	Abtrennung von PAK bzw. Vorbehandlung in kombinierten Verfahrensketten.
Membran-Bioreaktor / Ultrafiltration	Weitergehende Feststoff- und Keimabtrennung; Vorbehandlung vor Ozonung oder GAK und Untersuchung kombinierter Verfahren.

Durch die modulare Bauweise können neben etablierten Einzelverfahren insbesondere Verfahrenskombinationen untersucht werden. Perspektivisch lassen sich damit auch zusätzliche Wirkungen, beispielsweise der Rückhalt von Mikroplastik oder (multiresistenten) Keimen, erfassen. Diese Themen sind jedoch nicht Kern des aktuellen Arbeitsprogramms.

5 ARBEITSPROGRAMM 2026 BIS 2028

Die Einführungsphase des SpuZe-SH ist zunächst für drei Jahre bis Ende 2028 angelegt. Das Arbeitsprogramm umfasst 14 Arbeitspakete. Für die Praxis lässt es sich zu fünf aufeinander aufbauenden Arbeitsfeldern verdichten: standortbezogene Priorisierung, methodisch standardisierte Vorversuche, Testbetrieb im halbtechnischen Maßstab (Pilotbetrieb), analytische Begleitung sowie Forschung und Transfer (Tabelle 2).

Tabelle 2: Verdichtete Darstellung des Arbeitsprogramms des SpuZe-SH

Arbeitsfeld	Kernaktivität	Praxisnutzen
Grundlagen und Priorisierung	Wasserrechtliche Zielvorgaben, Kläranlagen- und Gewässerdaten, Auswahl von Untersuchungsstandorten.	Transparente Entscheidungsgrundlage für die weitere Planung.
Vorversuche	Standardisierte Laborversuche zu Ozonung, PAK und standortspezifischen Betriebsparametern.	Frühzeitige Eingrenzung geeigneter Verfahren und Vermeidung unnötiger Pilot- oder Investitionsschritte.
Pilotbetrieb	Transportable halbtechnische Module auf ausgewählten Kläranlagen.	Validierung unter Realbedingungen und Übertragung auf die Auslegung im Vollmaßstab.
Analytik	Begleitparameter, Online-Sensorik, Bromid/Bromat-Bewertung und LC-MS/MS-Spurenstoffanalytik.	Belastbare Bewertung der Wirksamkeit und verbesserte Prozesssteuerung.
Forschung und Transfer	Auswertung, Lehre, Fortbildung, Netzwerk, Leitfäden und Merkblätter.	Landesweit nutzbares Know-how und beschleunigter Transfer von Wissenschaft in die Praxis.

5.1 Standortauswahl, Grundlagendaten und Machbarkeitsstudien

Zu Beginn werden die administrativen und wasserrechtlichen Rahmenbedingungen für Vorversuche und Pilotbetrieb geklärt. Parallel werden Grundlagendaten zu Kläranlagen, Emissionen, Gewässerbelastung und hydrologischen Randbedingungen zusammengeführt. Diese Informationen bilden die Grundlage für die Priorisierung geeigneter Untersuchungsstandorte und für die Definition der jeweils erforderlichen Eliminationsziele.

5.2 Standardisierte Laborvorversuche

Die Machbarkeitsstudien bleiben Aufgabe der Kläranlagenbetreibenden und der von ihnen beauftragten Ingenieurbüros. Das SpuZe-SH soll diese Studien bei wissenschaftlichen Fragestellungen unterstützen. Dies betrifft insbesondere Fälle, in denen das reguläre Messprogramm keine eindeutige Verfahrensentscheidung zulässt oder zusätzliche Vorversuche erforderlich sind, etwa zur grundsätzlichen Eignung einer Ozonbehandlung.

Für die Ozonung werden Batch-Versuche mit mehreren spezifischen Ozondosen durchgeführt, um die voraussichtlich erreichbare Eliminationsleistung, die Ozonzehrung und geeignete Betriebsbereiche für die jeweilige Abwassermatrix abzuschätzen. Begleitend werden unter anderem DOC, Nitrit, SAK₂₅₄ und Bromid betrachtet. Für PAK werden Schüttel- bzw. Rührversuche mit unterschiedlichen Kohleprodukten und Dosierungen durchgeführt. Die Ergebnisse dienen der Vorauswahl von geeigneten Aktivkohlen, der Dimensionierung

und der grundsätzlichen Entscheidung, ob ein Verfahren für den jeweiligen Standort weiterverfolgt werden sollte.

Die Proben werden auf ein an den Schleswig-Holsteinischen Leitfaden für Machbarkeitsstudien angelehnten Spurenstoffumfang analysiert, der über die Indikatorsubstanzen nach KARL hinausgeht. Dadurch entsteht schrittweise ein landesweiter, methodisch vergleichbarer Datensatz zu typischen Abwassermatrizes und Verfahrenskombinationen.

5.3 Halbtechnischer Testbetrieb auf Kläranlagen (Pilotbetrieb)

Ein Testbetrieb ist insbesondere bei stark schwankender Abwasserzusammensetzung, relevanten Indirekteinleitern, bei im Abwasser vorhandenen bislang wenig untersuchten Spurenstoffen wie Imidacloprid oder immissionsseitigen Anforderungen vorgesehen. Letzteres ist vor allem dann der Fall, wenn die nach KARL geforderte Elimination von 80 % voraussichtlich nicht ausreicht, um gewässerbezogene Anforderungen einzuhalten. Hinweise hierauf geben die Erkenntnisse aus dem WRRL-Monitoring des Landes und vorherige landeseigene Untersuchungen an Kläranlagen wie das Monitoring Spurenstoffe aus 2021 (Projekt SpuGe-SH).

Ziel ist es, unter Realbedingungen geeignete Verfahren bzw. Verfahrenskombinationen und Betriebsparameter zu identifizieren und daraus belastbare Empfehlungen für Projektierung und Bemessung im Vollmaßstab abzuleiten. Die Versuche werden eng mit dem Betriebspersonal durchgeführt und können zugleich als praktische Einführung in die Verfahren der 4RS genutzt werden.

5.4 Begleit- und Spurenstoffanalytik

Die Aussagekraft der Versuche hängt wesentlich von einer konsistenten begleitenden Analytik ab. Neben klassischen abwassertechnischen Parametern werden Online-Messdaten wie Sauerstoff, Trübung, Redox, pH, Ammonium/Nitrat sowie spektrale Messgrößen und DOC erhoben. Für Ozonversuche wird die Bromidkonzentration als Indikator für das standortspezifische Bromatbildungsrisiko berücksichtigt.

Parallel soll an der THL eine eigene LC-MS/MS-basierte Spurenstoffanalytik aufgebaut werden. Vorgesehen ist zunächst die Analyse der 19 im landesweiten Leitfaden für Machbarkeitsstudien berücksichtigten Spurenstoffe. Die enge räumliche und organisatorische Kopplung von Versuchsbetrieb und Analytik soll kurze Rückkopplungszeiten zwischen Messung, Auswertung und Betriebsoptimierung ermöglichen.

5.5 Angewandte Forschung, Ausbildung und Transfer

Über die unmittelbare Unterstützung einzelner Kläranlagen hinaus sollen im Rahmen der Untersuchungen des SpuZe-SH Daten für die Beantwortung angewandter Forschungsfragen erhoben werden. Dazu gehören beispielsweise die Entwicklung von Steuerungskonzepten, die Untersuchung der Eignung von Surrogatparametern wie DOC und SAK₂₅₄ für die Betriebsüberwachung, der Einsatz multispektraler oder fluoreszenzbasierter Messverfahren sowie die Bewertung standortspezifischer Einflüsse von Indirekteinleitern. Ein weiteres Ziel ist die Ableitung vereinfachter Entscheidungsgrundlagen und wiederkehrender Musterlösungen für (landes-) typische Anlagenkonstellationen.

Die Ergebnisse des SpuZe-SH werden unmittelbar in Lehre, Projekt- und Abschlussarbeiten an der THL integriert. Sämtliche Ergebnisse werden systematisch dokumentiert, ausgewertet und öffentlich zugänglich gemacht. Dazu zählen neben Projektberichten auch wissenschaftliche Fachpublikationen, Vorträge auf Fachkonferenzen sowie die Erarbeitung landesweiter Handlungsempfehlungen und Leitfäden. Ergänzt wird dies durch Informationsveranstaltungen, Vor-Ort-Schulungen und Hospitationen für Kläranlagenpersonal und Planungsbüros. Geplant ist ferner ein regelmäßiger Erfahrungsaustausch mit Behörden, Kommunen, Spurenstoff-Zentren anderer Bundesländer sowie Hochschulen und Universitäten. Der Landesverband Nord der DWA soll ab 2027 organisatorisch in das SpuZe-SH eingebunden werden und künftig zentrale Aufgaben im Wissenstransfer übernehmen. Die Zusammenarbeit ist aktuell in Abstimmung.

6 NUTZEN FÜR BETREIBER, PLANUNGSBÜROS UND BEHÖRDEN

Für die Praxis soll das SpuZe-SH vor allem eine Unterstützung in der Umsetzungsphase der Anforderungen der novellierten KARL bieten. Betreibende erhalten Zugang zu standardisierten Voruntersuchungen und zu halbtechnischen Tests, bevor langfristige Investitionsentscheidungen getroffen werden. Planungsbüros können auf belastbarere standortspezifische Daten und landesweit vergleichbare Untersuchungsmethoden zurückgreifen. Behörden profitieren von einer wissenschaftlich fundierten Datengrundlage für wasserrechtliche Bewertungen und für die Weiterentwicklung (landesweiter) Strategien zur Reduzierung des Eintrags von Spurenstoffen in die Gewässer.

Von besonderer Bedeutung ist die systematische Rückkopplung zwischen einzelnen Projekten. Erfahrungen aus einem Standort sollen nicht isoliert bleiben, sondern in ein landesweites Wissenssystem einfließen. Dadurch können wiederkehrende Muster erkannt, typische Risiken frühzeitig identifiziert und geeignete Lösungsansätze schneller auf weitere Anlagen übertragen werden. Der Aufbau eines Kompetenznetzwerks ist deshalb kein ergänzender Kommunikationsbaustein, sondern ein zentraler Bestandteil der technischen Umsetzung.

7 AUSBLICK

Mit der Umsetzung der KARL beginnt in den kommenden Jahren eine grundlegende Erweiterung der kommunalen Abwasserbehandlung. In Schleswig-Holstein trifft diese Aufgabe auf eine einzelne Vollmaßstabserfahrung und eine große Bandbreite standortspezifischer Randbedingungen. Das SpuZe-SH soll diesen Umsetzungsprozess der europäischen Vorgaben wissenschaftlich begleiten und dabei die Lücke zwischen Machbarkeitsstudie, zu weitergehender Planung, Implementierung und Betrieb schließen.

Entscheidend für den langfristigen Nutzen wird sein, die Ergebnisse der einzelnen Untersuchungen konsequent zu standardisieren, vergleichend auszuwerten und für die Praxis verfügbar zu machen. Gelingt dies, kann das SpuZe-SH nicht nur die Einführung der 4RS unterstützen, sondern dauerhaft als Schnittstelle zwischen Kläranlagenbetrieb, Ingenieurplanung, Verwaltung und angewandter Forschung wirken. Perspektivisch bietet die geschaffene Infrastruktur zudem Anknüpfungspunkte für weitere Ziele der Kommunalabwasserrichtlinie, etwa Energieeffizienz, Digitalisierung, Wasserwiederverwendung, Keim- und Mikroplastikrückhalt sowie Nährstoffrückgewinnung.

Spatial Distribution of Small Microplastics in Rivers and Lakes across Schleswig-Holstein State, Germany

Fangzhu Wu, Amami Manjana Perera, Yannik Hinse, Simone Heilgeist, Sonja Ehlers, Sebastian Primpke, Gunnar Gerdtz

Alfred-Wegener-Institut, Helmholtz-Zentrum für Polar- und Meeresforschung,

Am Handelshafen 12., 27570 Bremerhaven

E-Mail: fangzhu.wu@awi.de

ABSTRACT

Rivers and lakes serve as important transport pathways and accumulation zones for microplastics (MPs) within inland environments. Located between the North Sea and the Baltic Sea, Schleswig-Holstein plays a key role in the protection of both marine and freshwater ecosystems. Despite this ecological importance, current knowledge regarding MP contamination in the state's wastewater systems, inland waters, and coastal environments remains limited. To address these knowledge gaps, the project "Preliminary Study on Microplastics for Strategy Development, Schleswig-Holstein (MikroStrat-SH2)", funded by the Landesamt für Umwelt des Landes Schleswig-Holstein (LfU), was initiated. As part of this project, the present study aims to provide a comprehensive assessment of MP pollution in rivers and lakes across Schleswig-Holstein. Water samples were collected from 13 rivers and 10 lakes using an in-house developed mobile pump filtration system equipped with a stainless-steel mesh filter (293 mm diameter, 15 µm mesh size). Depending on the particulate matter load, typical filtered volumes exceeded 100 L per sample. In addition, environmental parameters, including water temperature, conductivity, pH, salinity, and dissolved oxygen concentration, were measured at each sampling site to complement the MP pollution data. Sediment samples were obtained from 11 rivers and 26 lakes across the state. LUMOS II micro-Fourier transform infrared (µ-FTIR) and siMPle software were applied to measure MP concentration, polymer composition and size distribution. This study provides a comprehensive overview of current MP contamination levels in Schleswig-Holstein and identifies potential pollution hotspots across the region. The findings establish an important baseline for future monitoring efforts and support the development of effective management strategies for freshwater ecosystems in Schleswig-Holstein.

Persistenz und Diversität von multiresistenten *Enterobacterales* im Klärschlamm: eine *One Health* Untersuchung norddeutscher Kläranlagen

Laura Carlsen^a, Anna-Kathrin Retschko^b, Folake Aina^a, Kai Wellbrock^b, Johannes K.-M. Knobloch^a

^a Universitätsklinikum Hamburg-Eppendorf, Institut für Medizinische Mikrobiologie, Virologie und Hygiene, Arbeitsbereich Krankenhaushygiene

^b Technische Hochschule Lübeck, Fachbereich Bauwesen, Labor für Siedlungswasserwirtschaft und Abfalltechnik
E-Mail: la.carlsen@uke.de

ZUSAMMENFASSUNG

In dieser Studie wurden das Vorkommen, die Persistenz und die genetische Vielfalt von multiresistenten *Enterobacterales*, sowie mit ihnen assoziierter Resistenzgene im Klärschlamm sechs norddeutscher Kläranlagen mit unterschiedlichen Schlammbehandlungsverfahren untersucht. Über einen Zeitraum von 12 Monaten wurden 72 Klärschlammproben entnommen. Die Proben wurden mittels selektiver Kultivierung, MALDI-TOF-Identifizierung, quantitativer PCR (qPCR) zur Untersuchung von 18 Antibiotikaresistenzgenen und Plasmid-Replikons sowie durch Gesamtgenomsequenzierung ausgewählter Isolate mit anschließender Stammbaum- und Resistenzgenanalyse untersucht. Die qPCR-Analyse zeigte ein weit verbreitetes Vorkommen von Antibiotikaresistenzgenen (ARGs) und Plasmid-Replikons. An allen Standorten wurden durchweg hohe durchschnittliche Konzentrationen von Resistenzgenen mit einer Wirksamkeit gegen Sulfonamide (*sul1*, *sul2*), Tetracyclin (*tet(A)*), Aminoglykoside (*aac(6')-Ib-cr*, *strA*), Makrolide (*mphA*), sowie Carbapeneme (*bla_{VIM}*, *bla_{GES}*) nachgewiesen. Die β -Laktamase-Gene *bla_{CTX-M}*, *bla_{NDM}* und *bla_{KPC}* zeigten eine standortspezifische Verteilung. Genomanalysen ergaben eine hohe Diversität unter den *E. coli*-Isolaten mit 57 unterschiedlichen Sequenztypen (ST). Zu den Hochrisikoklonen zählten ST131, ST69, ST38 und ST1193. Darüber hinaus wurden in mehreren Kläranlagen STs identifiziert, die mit der Tierhaltung und der Umwelt in Verbindung stehen, wie ST58, ST88, ST361 und ST2792. Mehrere klonale Linien in einzelnen Anlagen persistierten über Zeiträume von mehr als zehn Monaten hinweg. Insgesamt zeigen die Ergebnisse, dass Klärschlamm aus Kläranlagen als stabiles Umweltreservoir für multiresistente *Enterobacterales* und klinisch relevante Resistenzgene dienen kann. Diese Erkenntnisse betonen die Relevanz eines verbesserten Abwasser- und Klärschlamm-Managements, um die Ausbreitung in der Umwelt und die langfristige Persistenz von Resistenzgenen und resistenten Bakterien zu verringern.

1 EINLEITUNG

Kläranlagen (KA) spielen eine Schlüsselrolle für das *One Health* Konzept, indem sie als Schnittstelle zwischen Mensch, Tier und Umwelt fungieren. Ein bekanntes kritisches *One Health* Problem ist die kontinuierliche Freisetzung antibiotikaresistenter Bakterien aus den Abwässern von KA nach dem Behandlungsprozess in die städtischen Abwässer. Multiresistente Bakterien können so zunehmend in den Wasserkreislauf gelangen und über Kläranlagen an die Umwelt abgegeben werden. Ebenso können sich resistente Bakterien dauerhaft in Abwassersystemen etablieren (Carlsen et al. 2023) und zu einem kontinuierlichen Eintrag in Kläranlagen mit nachfolgender Freisetzung in Oberflächengewässer führen. Besonders Organismen, die von der Weltgesundheitsorganisation (WHO) mit der höchsten Risikostufe als besonders kritisch eingestuft werden und unter anderem *Enterobacterales* wie *Escherichia coli* umfassen (Sati et al. 2025), stehen häufig im Fokus. Antibiotikaresistenzen, beispielsweise gegen die häufig genutzte Gruppe der β -Laktam-Antibiotika, werden häufig durch spezielle Enzyme wie β -Laktamasen vermittelt. Deren zugrundeliegende Gene können außerhalb des bakteriellen Chromosoms auf Plasmiden liegen und so zwischen Bakterien weitergegeben werden, was als eine der treibenden Kräfte für die Verbreitung von Antibiotikaresistenzen gilt (Wang und Dagan 2024). In Deutschland wird die Nutzung von Klärschlämmen aus ruralen KA in der Landwirtschaft über die AbfKlärV und DüMV strikt geregelt, wobei mikrobiologische Testparameter nur begrenzt verpflichtend angegeben sind. Obwohl sich auch in Klärschlämmen noch resistente Bakterien nachweisen lassen (Nascimento et al. 2018, Serwecińska et al. 2024, Wójcik-Fatla et al. 2024), gibt es nur wenig spezifische Daten für Deutschland. Es wurden in dieser Studie umfassende mikrobiologische Analysen der Klärschlämme der beprobten KA durchgeführt, um beantworten zu können, inwiefern die bestehenden verpflichtenden Parameter ausreichen, um eine Übertragung von multiresistenten *Enterobacterales*, Resistenzgenen und Plasmiden aus Klärschlämmen auf landwirtschaftliche Nutzflächen zu vermeiden. Der Klärschlamm aus den KA1-3 wurde nicht weitergehend behandelt, der Klärschlamm aus KA4 wurde gekalkt und der Klärschlamm aus KA5-6 wurde gekalkt und in einem Langzeitlager aufbewahrt. Die Klärschlämme aus KA1 und KA3 lagen in flüssiger Form vor, die der anderen KA wurden zuvor verschieden stark entwässert bzw. getrocknet.

2 MOLEKULARER NACHWEIS BAKTERIELLER RESISTENZGENE MITTELS PCR

Zur Analyse und Quantifizierung von Resistenzgenen in den gesamten Klärschlammproben wurde Gesamt-DNA aus den Proben in Triplikaten extrahiert und mit der DNA eine quantitative PCR (qPCR) durchgeführt, sofern möglich. Von sechs Proben aus KA6, zwei Proben aus KA1 und einer Probe aus KA3 konnte in allen Triplikaten keine DNA nachgewiesen werden. Von weiteren zwei Proben aus KA1, sowie je einer Probe aus KA3 und KA6 konnte nicht in allen Triplikaten DNA nachgewiesen werden. Für die qPCR standen insgesamt 61 DNA-Proben zur Verfügung, davon jeweils zwölf aus KA2, KA4 und KA5, elf aus KA3, zehn aus KA1 und vier aus KA6. Die Quantifizierung des Anteils bakterieller DNA an der Gesamt-DNA anhand des

bakterienspezifischen 23S Gens konnte für alle diese Proben erfolgen. In KA4 konnte mit $1,40 \times 10^{12}$ Genkopien 23S/g Trockenschlamm durchschnittlich die höchste Menge bakterieller DNA nachgewiesen werden, in KA1 mit durchschnittlich $1,75 \times 10^{11}$ Genkopien 23S/g Trockenschlamm die geringste Menge. In KA1 zeigten sich zudem mit einer Spannweite von $8,01 \times 10^8$ bis $3,74 \times 10^{11}$ Genkopien/g Trockenschlamm die mit über drei log-Stufen größten Schwankungen.

Die Quantifizierung mittels PCR (als Genkopien pro Gramm Trockenschlamm) wurde neben dem bakteriellen 23S Gen auch für die Resistenzgene *bla*_{CTX-M}, *bla*_{OXA-48}, *bla*_{VIM}, *bla*_{NDM}, *bla*_{KPC}, *bla*_{GES}, *aac(6')-Ib-cr*, *strA*, *mcr-9*, *mphA*, *sul1*, *sul2* und *tet(A)* und die Plasmid-Replikons *IncFII*, *IncFII(Yp)*, *IncFIB*, *IncFIB(K)* und *IncHI2A* ausgewertet und als Boxplots dargestellt (Abb. 1-4). Die Replikons sind die Ausgangspunkte der Plasmide, anhand derer der Typ des Plasmids detektiert und das Plasmid quantifiziert werden kann. Die Sulfonamid Resistenzgene *sul1* und *sul2*, sowie das Tetracyclin Resistenzgen *tet(A)* wurden in allen zur Verfügung stehenden DNA-Proben nachgewiesen, wobei *sul1* an allen Standorten im Durchschnitt häufiger gefunden wurde als *sul2* (Abb. 1). Auch die Gene *aac(6')-Ib-cr* und *strA* konnten in allen getesteten Proben nachgewiesen werden (Abb. 2). Während in KA5 *aac(6')-Ib-cr* mit größerer Häufigkeit nachgewiesen werden konnte als *strA*, war es in KA4 genau umgekehrt. Das Gen *mcr-9* konnte in 40 der getesteten Proben und mindestens dreimal in jeder KA nachgewiesen werden, davon in allen Proben aus KA2. In 59 von 60 Proben mit auswertbarem Ergebnis konnte *mphA* nachgewiesen werden. Von den sechs getesteten β -Laktamase Genen *bla*_{CTX-M}, *bla*_{OXA-48}, *bla*_{VIM}, *bla*_{NDM}, *bla*_{KPC} und *bla*_{GES} konnten alle bis auf *bla*_{OXA-48} in mindestens einer getesteten Probe nachgewiesen werden (Abb. 3). Während *bla*_{GES} an allen Standorten in Mengen bis zu $1,22 \times 10^9$ Genkopien/g Trockenschlamm und bis auf eine Ausnahme auch in allen Proben detektiert werden konnte, variierten die Nachweise der anderen β -Laktamase Gene standortabhängig. Ein Nachweis von *bla*_{VIM} war an allen Standorten in mindestens einer Probe möglich. Nur in KA2 und KA4 konnte *bla*_{CTX-M} nachgewiesen werden. Nur in KA4 konnte auch *bla*_{NDM} nachgewiesen werden, während *bla*_{KPC} ausschließlich in KA5 detektiert wurde. Über den gesamten Jahresverlauf war ein insgesamt konstanter Nachweis der Gene in allen KA mit nur leichten, temporären Schwankungen zu sehen. Von den fünf getesteten Plasmid Replikons konnten *IncFII*, *IncFII(Yp)* und *IncFIB* jeweils in mindestens drei Proben von jedem Standort nachgewiesen werden (Abb. 4). In allen getesteten Proben aus KA2 konnten nicht nur *IncFII*, *IncFII(Yp)* und *IncFIB*, sondern durchgängig auch *IncFIB(K)* und *IncHI2A* gefunden werden. *IncFIB(K)* konnte an allen Standorten, an denen das Replikon nachgewiesen wurde, mit durchschnittlich höheren Konzentrationen an Genkopien pro g Trockenschlamm nachgewiesen werden als die anderen getesteten Replikons. Für *IncFIB(K)* konnte jedoch in KA5 und KA6 in keiner der Triplikate ein auswertbares PCR-Ergebnis erzielt werden, während an allen übrigen Standorten vollständige Datensätze vorlagen.

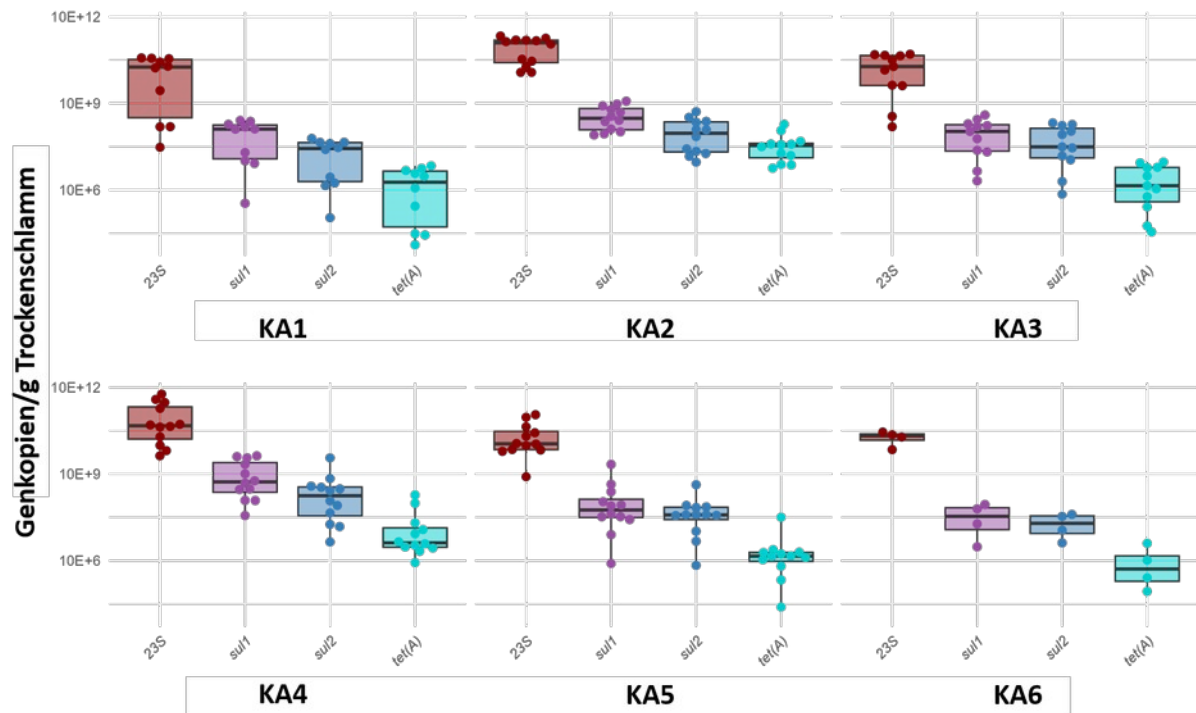


Abbildung 1: Anzahl Genkopien/g Trockenschlamm für die Gene 23S, *sul1*, *sul2* und *tet(A)*

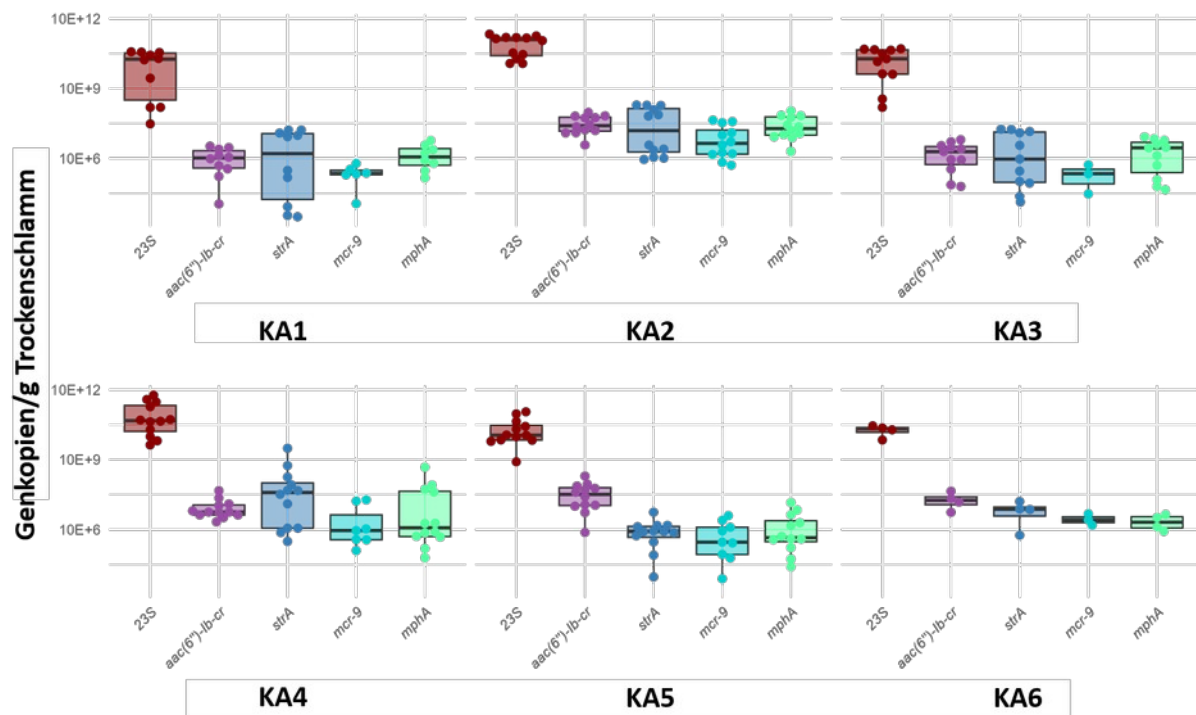


Abbildung 2: Anzahl Genkopien/g Trockenschlamm für die Gene *aac(6'')-Ib-cr*, *strA*, *mcr-9* und *mphA*

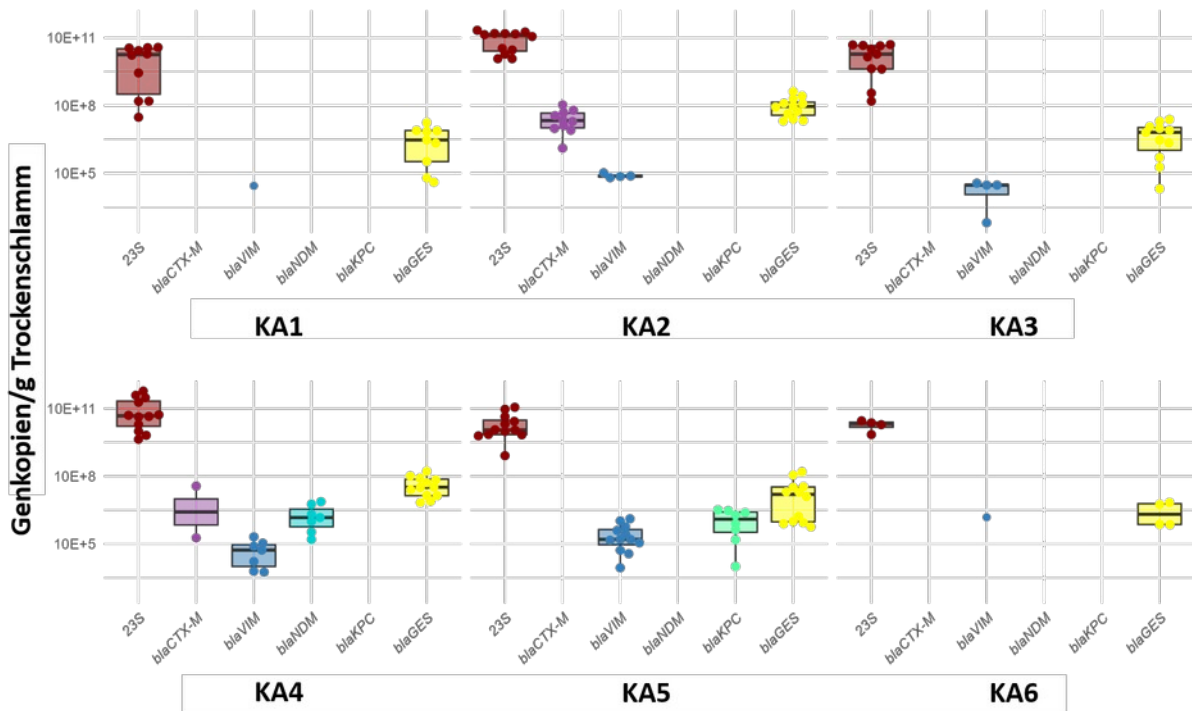


Abbildung 3: Anzahl Genkopien/g Trockenschlamm für die Gene *bla*_{CTX-M}, *bla*_{VIM}, *bla*_{NDM}, *bla*_{KPC} und *bla*_{GES}

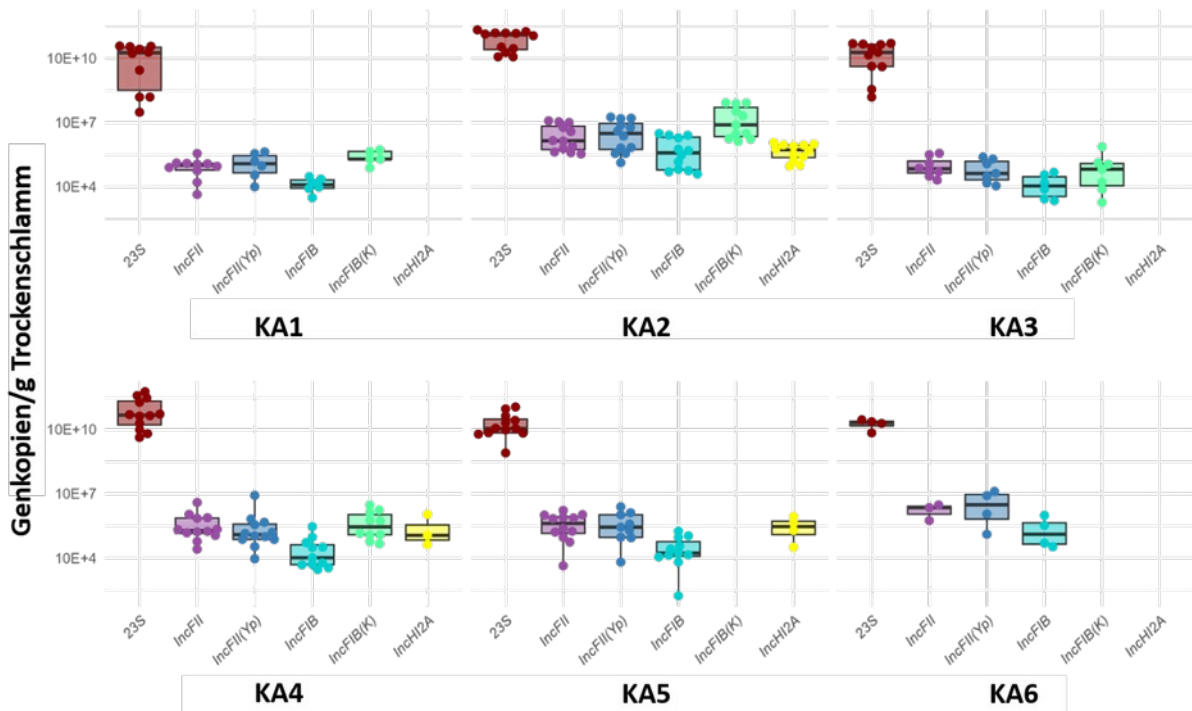


Abbildung 4: Anzahl Genkopien/g Trockenschlamm für die Plasmid-Replikons *IncFII*, *IncFII(Yp)*, *IncFIB*, *IncFIB(K)* und *IncHI2A*

Trotz der größten Schwankungen in der gesamten DNA-Menge zeigten sich in KA2 im Vergleich mit den anderen Standorten nur geringe und in KA4 moderate Schwankungen in Bezug auf die Anzahl 23S-Genkopien pro g Trockenschlamm, sodass die Schwankungen in der DNA-Menge vermutlich zum Großteil auf humane, tierische oder pflanzliche DNA zurückzuführen sind. Im Gegensatz hierzu konnten in KA1 und KA3 nur geringe Schwankungen in der DNA-Menge, jedoch die größten Schwankungen von ca. 3 log-Stufen an 23S-Genkopien pro g Trockenschlamm festgestellt werden, welche auf variierende bakterielle Frachten im Klärschlamm hinweisen.

Die in allen 61 zur Verfügung stehenden DNA-Proben nachgewiesenen Resistenzgene *sul1*, *sul2* und *tet(A)* wurden in hohen Mengen gefunden und auch in anderen Publikationen als hochfrequente Gene in Klärschlämmen und Abwässern aus KA beschrieben (Liang et al. 2022, Yin et al. 2024). Auch wurden Aminoglykosid-Resistenzgene häufig in Klärschlämmen und Kläranlagen beschrieben (Kang et al. 2022, Zhao et al. 2024), aufgrund der hohen Vielfalt verschiedener Aminoglykosid-Resistenzgene (Lund et al. 2023) lässt sich jedoch keine umfassende Aussage zur Frequenz von allen Aminoglykosid-Resistenzgenen treffen. In verschiedenen Kläranlagen in Europa konnten auch die Resistenzgene *mcr-9* und *mphA* bereits nachgewiesen werden (Brown et al. 2024, Silvester et al. 2025, Smyth et al. 2025), wobei *mcr-9* nicht in allen Spezies eine phänotypische Colistin-Resistenz vermittelt (Silvester et al. 2025). Obwohl OXA-48 die häufigste klinisch relevante Carbapenemase in Deutschland und vielen weiteren Ländern darstellt (Peirano und Pitout 2025), konnte das entsprechende Gen *bla_{OXA-48}* in dieser Studie nicht nachgewiesen werden. Ähnliche Ergebnisse in Abwässern wurden jedoch bereits anderweitig beschrieben (Cacace et al. 2019) und können in ländlichen Regionen auf eine abweichende Häufigkeitsverteilung von Resistenzgenen in der Tierhaltung zurückgeführt werden (Allende et al. 2025). Die Carbapenemasen *bla_{VIM}* und *bla_{GES}* wurden in allen untersuchten KA nachgewiesen, wobei *bla_{GES}* durchschnittlich am häufigsten unter allen detektierten β -Laktamase-Genen vorkam, was auch früher bereits beobachtet werden konnte (Gatica et al. 2016). Die Gene *bla_{KPC}* und *bla_{NDM}* konnten hingegen nur in einzelnen KA nachgewiesen werden, was auf standortspezifische Eintragsquellen in den jeweiligen Einzugsgebieten hinweist. Da die CTX-M-Genfamilie weltweit die häufigste ESBL-Gruppe darstellt (Yu et al. 2024) und die verwendeten Primer die gängigen *bla_{CTX-M}*-Varianten erfassen, wäre ein häufigerer Nachweis des *bla_{CTX-M}* Gens zu erwarten gewesen, wie es auch in anderen Untersuchungen von Abwasserproben beschrieben wurde (Borgogna et al. 2016, Ong et al. 2024).

Eine mögliche Ursache für die standortabhängig fehlgeschlagenen PCR-Assays ist das Vorhandensein einer dort dominierenden Replikonvariante, die von den verwendeten Primern nicht zuverlässig erkannt wird und nur ein schwaches, unspezifisches Signal erzeugt. Bis auf *IncFIB(K)* und *IncHI2A* konnten alle getesteten Replikons an allen Standorten nachgewiesen werden. Alle detektierten Replikons konnten mit mindestens zwei Log-Stufen geringerer Anzahl Genkopien pro Gramm Trockenschlamm nachgewiesen werden als *sul1*. Auch wenn ein

Resistenzgen mehrfach auf demselben Plasmid vorkommen kann (Smyth et al. 2025), lässt sich die deutliche Differenz dadurch nicht erklären, sondern ist wahrscheinlich auf eine überwiegend chromosomale Lokalisierung des Gens zurückzuführen. Zwischen den einzelnen Kläranlagen bestanden nur geringfügige Unterschiede hinsichtlich der detektierten Resistenzgene und Plasmid-Replikons, sodass kein eindeutiger Effekt der Kalkung oder der Langzeitlagerung der Proben auf die PCR-Ergebnisse feststellbar war. Da bei einer PCR aber lediglich ein kurzer Abschnitt des Zielgens amplifiziert wird, erlauben die Ergebnisse keine Unterscheidung zwischen vollständigen, funktionellen Genen und Genfragmenten.

3 VERSCHIEDENE MULTIRESISTENTE BAKTERIEN IN UNGEKALKTEM UND UNZUREICHEND GEKALKTEM KLÄRSCHLAMM

Zur selektiven Kultivierung von antibiotikaresistenten Bakterien wurden die Klärschlammproben aus den KA in verschiedenen Verdünnungen auf ein Selektivmedium aufgetragen, welches ein β -Laktam-Antibiotikum enthält und somit das Wachstum von Bakterien ohne spezifische Resistenzmechanismen verhindert. Anschließend wurden Bakterien gezählt, die aufgrund ihres morphologisch roten bzw. grünen Wachstums auf dem Medium als *Enterobacterales* identifiziert wurden und die Anzahl koloniebildender Einheiten (KBE)/g Trockenschlamm berechnet. Ausgewählte Kolonien wurden mittels MALDI-TOF (Matrix-Assistierte Laser-Desorption-Ionisierung mit Flugzeitanalyse (*time of flight*)) identifiziert.

In nahezu allen ungekalkten Proben (34/36) konnte rotes und/oder grünes Wachstum beobachtet werden, in den gekalkten Proben jedoch nur in zwei Proben aus KA4. Ein Wachstum von roten Kolonien auf dem Selektivmedium wurde zwölfmal in KA2, achtmal in KA1, siebenmal in KA3 und einmal in KA4 beobachtet. Ein Wachstum von grünen Kolonien auf dem Selektivmedium wurde zwölfmal in KA2, je elfmal in KA1 und KA3 und zweimal in KA4 beobachtet. In beiden Proben aus KA4 mit rotem und/oder grünem Wachstum wurde bei Ankunft ein ungewöhnlich niedriger pH-Wert von 8 festgestellt, was auf eine unzureichende Kalkung dieser Proben hinweist. In den gekalkten Proben aus KA5 und KA6 konnte durchgängig kein Wachstum nachgewiesen werden. Ein Vorkommen nicht-resistenter *Enterobacterales* oder anderer Bakterienspezies kann nicht bewertet werden.

Die berechneten Keimzahlen jeder Probe in KBE/g Trockenschlamm betrugen in KA1 durchschnittlich $3,41 \times 10^3$ rote und $4,62 \times 10^4$ grüne KBE/g Trockenschlamm, in KA2 durchschnittlich $2,13 \times 10^4$ rote und $3,08 \times 10^5$ grüne KBE/g Trockenschlamm und in KA3 durchschnittlich $4,64 \times 10^3$ rote und $1,16 \times 10^4$ grüne KBE/g Trockenschlamm erkennbar. In KA4 lag die Anzahl Kolonien bei $6,80 \times 10^2$ roten und durchschnittlich $3,79 \times 10^4$ grünen KBE/g Trockenschlamm. Unter den ungekalkten Proben wurde nur in KA2 in allen Proben sowohl rotes als auch grünes Wachstum nachgewiesen und dieser Standort wies die höchste Anzahl KBE/g Trockenschlamm auf. In den Flüssigschlämmen aus KA1 und KA3 wurde hingegen nicht in jeder Probe bakterielles Wachstum festgestellt. Da keine weitere KA mit überwiegend

getrocknetem, aber ungekalktem Klärschlamm vergleichend zur Verfügung stand, lässt sich nicht eindeutig bestimmen, ob die beobachteten Unterschiede auf die Konsistenz des Klärschlammes oder auf standortspezifische Faktoren zurückzuführen sind.

Es konnten 319 (97 %) der getesteten 329 roten Kolonien mittels MALDI-TOF wie erwartet als *E. coli* identifiziert werden. Von den getesteten 1.024 grünen Kolonien konnten hingegen nur 195 (19 %) als *Enterobacterales* identifiziert werden, davon 134 *Serratia fonticola*, 39 *Klebsiella pneumoniae*, 16 *Klebsiella oxytoca*, zwei *Raoultella ornithinolytica* und jeweils einmal *Citrobacter braakii*, *Raoultella terrigena*, *Enterobacter spp.* und *Kluyvera cryocrescens*. Die Spezies *S. fonticola* ist die einzige grün gewachsene *Enterobacterales*-Spezies, die an allen 4 Standorten gefunden wurde, was ihrem ubiquitären Vorkommen in Wasser und Umweltproben allgemein entspricht (Dong et al. 2021). Aufgrund der derzeit nicht gegebenen klinischen Relevanz und bekanntermaßen natürlichen Resistenz gegenüber β -Laktam-Antibiotika (Kunjalwar et al. 2024), wurde diese Spezies jedoch nicht für eine weiterführende Sequenzierung ausgewählt. Von den 39 *K. pneumoniae* wurden 36 in KA2 identifiziert. Trotz hoher Werte grüner KBE/g Trockenschlamm konnten insgesamt nur wenige oder keine *Enterobacterales*-Isolate aus den verschiedenen Standorten gewonnen werden, was sich darauf zurückführen lässt, dass das verwendete Selektivmedium für klinische Isolate entwickelt wurde und Umweltisolate einen andersartigen Phänotyp ausbilden können. Die Zählwerte für grünes Wachstum liefern somit nur eine begrenzte Aussage über die tatsächliche Menge nicht-*E. coli*-*Enterobacterales* in den Proben. Aufgrund des deutlich spezifischeren Wachstums von *E. coli* erscheint es für zukünftige kulturbasierte Untersuchungen von Umweltproben sinnvoll, sich auf diese Spezies zu konzentrieren.

4 PERSISTENTE HOCHRISIKO-SEQUENZTYPEN UND MÖGLICHE EINTRAGUNGSQUELLEN

Insgesamt 356 *E. coli* Isolate wurden mittels *short read sequencing* erfolgreich Gesamtgenomsequenziert und mit der Pipeline von Ridom SeqSphere+ (Version 10.0.4; Ridom) verarbeitet und analysiert. Insgesamt stammten 253 der erfolgreich sequenzierten Isolate aus KA2, 53 aus KA1, 46 aus KA3 und vier aus KA4. Die genetische Verwandtschaft der Isolate wurde durch einen Abgleich verschiedener Gene durchgeführt, die in allen Bakterien einer Spezies vorhanden sind (konservierte Gene) und sich je nach verwandtschaftlichem Verhältnis mehr oder weniger stark in ihrer Variante unterscheiden. Für eine erste Unterteilung der Isolate wurden sieben fest definierte, konservierte Genorte mittels Multi-Lokus-Sequenztypisierung (multi-locus sequence typing; MLST) verglichen, anhand derer die Isolate jeder Spezies verschiedenen klassischen Sequenztypen (ST) zugeordnet werden können. Diese Sequenztypen tragen fest definierte Nummern, durch die sie international vergleichbar sind und wurden für die weitere Bezeichnung der Isolate verwendet. Isolate unterschiedlicher Sequenztypen, welche sich nur in einem von sieben für die Bestimmung des klassischen Sequenztyps herangezogenen Allele unterscheiden werden als Single Locus Varianten (SLV) bezeichnet und gelten als weitläufig verwandt. Für eine tiefergehende Analyse der Isolate innerhalb einzelner Sequenztypen wurde zudem auch Kerngenom-Multilokus-

Sequenztypisierung (core genome multilocus sequence typing; cgMLST) unter Verwendung der veröffentlichten cgMLST-Schemata genutzt. Hier werden alle 2.513 verfügbaren konservierten Genorte verglichen, was eine detailliertere Analyse einzelner klassischer Sequenztypen ermöglicht. Um keine möglichen genetischen Zusammenhänge zu verpassen, wurde eine Verwandtschaftsanalyse der Isolate mit einem erweiterten Schwellenwert von ≥ 25 , sowie mit den publizierten Schwellenwerten von ≥ 10 differenten Allelen für verwandte Isolate durchgeführt. Auch eine mögliche Persistenz wurde auf diese Weise analysiert, wenn der Nachweis von nach cgMLST potentiell verwandten Isolat an mindestens zwei unterschiedlichen Zeitpunkten der Probenahmeserie möglich war.

Nach Auswertung von MLST zeigte sich eine hohe Diversität der Isolate mit 57 verschiedenen ST, von denen 26 nur jeweils einmal vorkamen. Dieses Muster entspricht der KA-typischen Heterogenität (Wu et al. 2019), die auf vielfältige Eintragungsquellen zurückzuführen ist. Auf Grund der Stichprobengröße lassen sich für nur einmalig nachgewiesene ST keine sicheren Rückschlüsse auf die Frequenz von Eintragungsereignissen schließen. Einzelne ST können auf singuläre Eintragungsereignisse im Zeitraum der Probenahme zurückzuführen sein oder repräsentieren nicht dominante klonale Linien, welche trotz dauerhafter Präsenz stochastisch nur einmal gefunden wurden. Der Sequenztyp ST131 wurde am häufigsten identifiziert (19,9 %), gefolgt von ST10 (7,8 %), ST69 (7,2 %) und ST38 (6,9 %). Von den Sequenztypen mit mehr als 15 Nachweisen wurde ST361 nur in KA1, ST2792 bis auf eine Ausnahme nur in KA3 und ST1193 nur in KA2 beobachtet (Tabelle 1). Die Sequenztypen ST131, ST69 und ST38 wurden in allen drei KA gefunden. Die beiden einzigen in KA4 identifizierten Sequenztypen ST46 und ST3580 wurden in keiner anderen KA gefunden.

Tabelle 1: in den einzelnen KA identifizierte ST mit >15 Nachweisen insgesamt

Sequenztyp	KA1	KA2	KA3
ST131	1/50 (2,0 %)	52/208 (25,0 %)	5/45 (11,1 %)
ST10	0/50 (0 %)	20/208 (9,6 %)	4/45 (8,9 %)
ST69	2/50 (4,0 %)	17/208 (8,2 %)	3/45 (6,7 %)
ST38	5/50 (10,0 %)	13/208 (6,3 %)	3/45 (6,7 %)
ST88	8/50 (16,0 %)	11/208 (5,3 %)	0/45 (0 %)
ST361	17/50 (34,0 %)	0/208 (0 %)	0/45 (0 %)
ST2792	1/50 (2,0 %)	0/208 (0 %)	17/45 (37,8 %)
ST1193	0/50 (0 %)	15/208 (7,2 %)	0/45 (0 %)

Mit cgMLST konnten die klassischen MLST Sequenztypen mit mehreren beobachteten Isolaten weitergehend unterteilt werden, wobei eine Clusterbildung von verwandten Isolaten in 29 der klassischen MLST Sequenztypen existierte (Abb. 5).

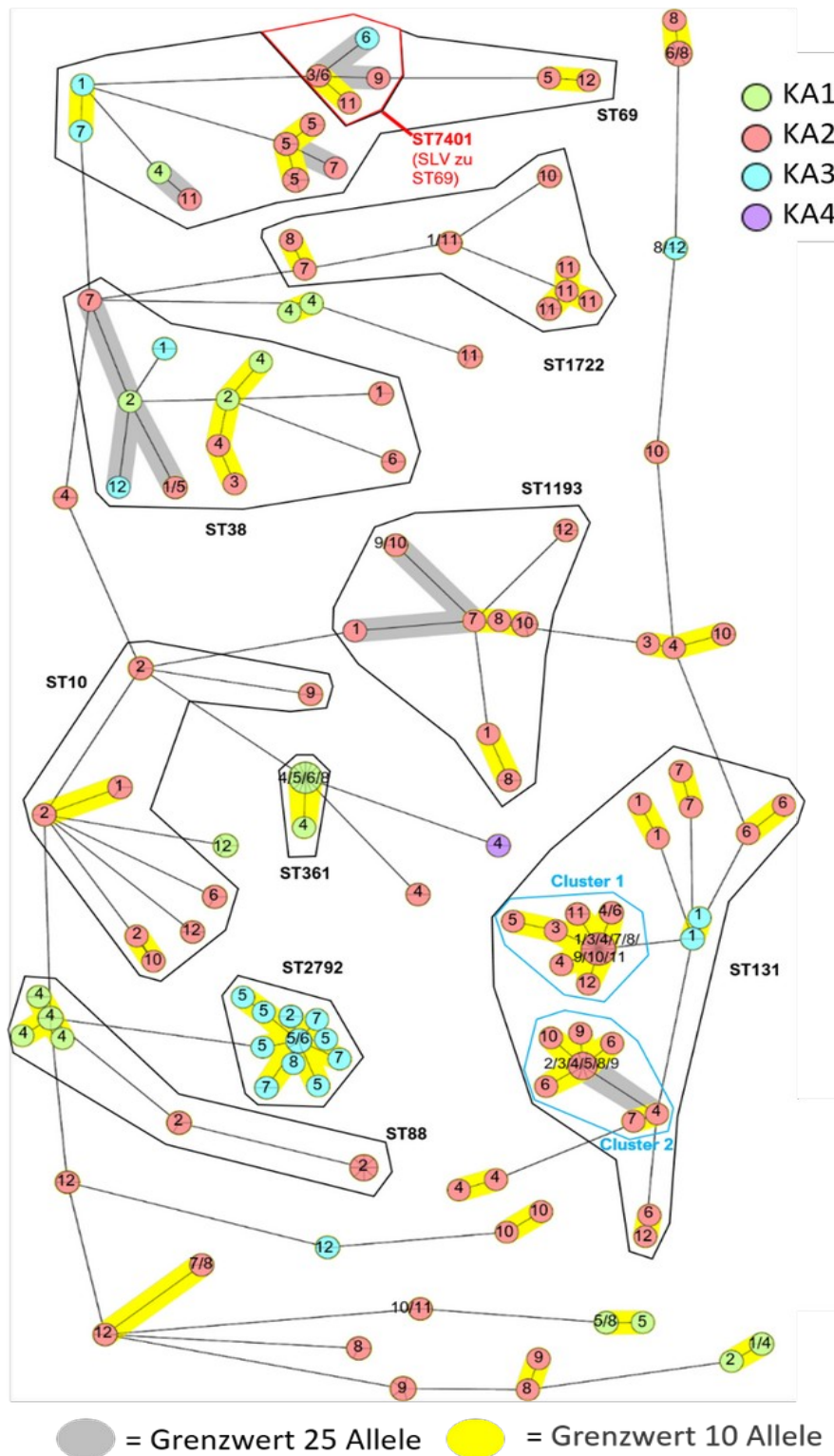


Abb. 5: Verwandtschaftsübersicht der sequenzierten *E. coli* mittels cgMLST. Häufig vorkommende ST sind eingekreist, die Zahlen innerhalb einzelner Isolate stehen für die jeweilige Nummer der Probenahme (1-12).

53 Isolate des am häufigsten vertretenen Sequenztyps ST131 konnten mittels cgMLST mit dem Grenzwert 25 in sieben und mit dem Grenzwert 10 in acht einzelne Cluster unterteilt werden. Die Isolate der beiden größten Cluster mit dem Grenzwert 25 aus KA2 (Cluster 1, n=26 und Cluster 2, n=16; Abb. 5) zeigten eine langfristige Persistenz und konnten in elf bzw. zehn der beprobten Monate nachgewiesen werden. Diese Ergebnisse weisen auf zwei separate, über längere Zeiträume in dem Bereich der Kläranlage persistierende klonale Linien hin, wobei der Ursprung sowohl in einer dauerhaften Eintragsquelle im Einzugsgebiet als auch in einer Biofilmbildung innerhalb des Abwassernetzes liegen kann. Aufgrund des häufigen Vorkommens von ST131 in humanen, tierischen und Umwelt-Proben (Hernández-García et al. 2021, Biggel et al. 2023) ist ebenfalls keine eindeutige Aussage zur Art einer möglichen Quelle möglich. Vier der kleineren Cluster konnten in den jeweiligen KA nur zu einem Zeitpunkt nachgewiesen werden, während ein Cluster aus KA2 zwei Isolate mit sehr naher Verwandtschaft mit einem zeitlichen Abstand von sechs Monaten repräsentierte.

Von dem zweithäufigsten ST10 (n=24) konnten nur 17 Isolate mittels cgMLST einem Cluster zugeordnet werden. Die sechs kleineren Cluster, in welchen die Isolate jeweils weniger als 10 Allele Unterschied aufwiesen und maximal vier Isolate pro Cluster umfassten wurden ausschließlich in KA2 beobachtet und nur zwei der vier Cluster in KA2 zeigten eine mögliche Persistenz mit Nachweis verwandter Isolate zu mehr als einem Untersuchungszeitpunkt. ST10 ist ein im menschlichen Gastrointestinaltrakt verbreiteter und hoch diverser *E. coli* (Kamal et al. 2021) und wurde in ähnlicher Häufigkeit auch in anderen Klärschlamm- und Abwasserstudien nachgewiesen (Carlsen et al. 2024). Vier Cluster mit insgesamt 18 Isolaten konnten innerhalb des ST69 (n=22) identifiziert werden. Der größte Cluster mit 12 Isolaten aus KA2 stammt aus einem einzigen Probenahmezeitpunkt, während zwei Cluster mit jeweils zwei Isolaten mit geringem Unterschied (<10 Allele Differenz; KA2 und KA3) einen Hinweis auf Persistenz geben. Die Cluster des Sequenztyps ST69 umschließen zudem einen fünf Isolate umfassenden Cluster des Sequenztyps ST7401 (Single Locus Varianten zu ST69). Auch in dem ST7401 Cluster wurden drei eng verwandte Isolate aus KA2 identifiziert, womit es auch in diesem als uropathogenem *E. coli* (UPEC) beschriebenen ST (Mattioni Marchetti et al. 2023) Hinweise auf mögliche Persistenz gibt. Von dem Sequenztyp ST38 (n=21) konnten 16 Isolate fünf Clustern zugeordnet werden, wovon ein Cluster eng verwandter Isolate (Grenzwert 10) Isolate aus KA2 und KA3 umfasst, jeweils mit Hinweis auf Persistenz. ST38 ist als weit verbreiteter, extraintestinal pathogener *E. coli* (ExPEC) beschrieben (Davidova-Gerzova et al. 2023), in welchem bekannte Clades mit eng verwandten Isolate aus nicht miteinander verbundenen Umgebungen auftreten können (Roy Chowdhury et al. 2023), weshalb diese Befunde am ehesten als Zufallsfunde zu interpretieren sind. Innerhalb der Isolate des Sequenztyps ST88 (n=19), der als Enterotoxin-bildender (ETEC) und Shiga-Toxin-bildender (STEC) *E. coli* sowohl in Menschen als auch in der Tierhaltung weltweit verbreitet ist (Day et al. 2016, Kusumoto et al. 2016), konnten alle Isolate einem von drei Clustern mit dem Grenzwert 10 zugeordnet werden, von denen zwei Cluster Isolate aus KA2 und ein Cluster Isolate aus KA3

repräsentierten. Innerhalb des Clusters aus KA3 lassen sich Hinweise auf Persistenz mit Isolaten aus drei Probenahmen erkennen.

Zwei KA-spezifische Sequenztypen (beide $n=17$) waren ST361 in KA1 und ST2792KA3, die jeweils an vier bis fünf verschiedenen Zeitpunkten vorkamen. In beiden Fällen bilden alle Isolate der ST jeweils ein einzelnes, großes Cluster mit maximal 10 Allelunterschieden zwischen den Isolaten und deuten aufgrund der wiederholten Funde ebenfalls auf eine Persistenz hin. Der ST361 machte in KA1 nahezu ein Drittel (32,1 %) der sequenzierten *E. coli* Isolate aus. Er ist als humanpathogener STEC bekannt (Haidar et al. 2024) und wird mit der Schweinehaltung assoziiert (Messele et al. 2023). Da sich im Einzugsgebiet von KA1 ein Schweinemastbetrieb befindet, ist eine indirekte Eintragung aus diesem Betrieb nicht auszuschließen, obwohl eine direkte Einleitung gemäß geltendem Einleitungsverbot für tierhaltungsbezogene Abwässer formal ausgeschlossen ist. Es lässt sich anhand der vorliegenden Daten nicht klären, ob ein kontinuierlicher oder punktueller Eintrag (z.B. durch ein Starkregenereignis) mit anschließender Persistenz vorlag. ST2792 wurde mit ESBL-positiven Isolaten unter anderem mit der Geflügelhaltung assoziiert (Shahada et al. 2013). Da sich auch hier im Einzugsgebiet der KA ein entsprechender Viehbetrieb befindet, ist eine Eintragung aus dieser Quelle nicht auszuschließen. Allerdings konnte ST2792 auch in norwegischen Abwässern schon häufiger als der sonst dominierende ST131 nachgewiesen werden (Paulshus et al. 2023), sodass auch andere unabhängige Quellen in Betracht gezogen werden müssen. In den clusterbildenden Isolaten aus ST1193 ($n=15$) konnten drei Cluster in KA2 identifiziert werden, von denen die beiden größeren Cluster Isolate aus fünf und zwei verschiedenen Zeitpunkten umfassen. Zum ST1193 findet sich eine nach klassischem MLST weitergehend verwandte SLV (ST1057), welche als persistierender Klon (vier Isolate an drei Zeitpunkten) ebenfalls in KA2 nachgewiesen wurde. Wie ST131 wird ST1193 überwiegend in humanen Proben nachgewiesen und wird trotz vereinzelter Funde in Haus- oder Wildtieren bisher nicht mit der landwirtschaftlichen Tierhaltung assoziiert (Wyrsh et al. 2022). Bei den ST mit weniger als 10 beobachteten Isolaten zeigten sich ausschließlich Cluster mit enger klonaler Verwandtschaft (<10 Allele Differenz). Hierbei konnte bei acht ST (ST12, ST58, ST95, ST101, ST517, ST533, ST1057 und ST2179) eine mögliche Persistenz mit Isolaten an mindesten zwei unabhängigen Probenahmezeitpunkten beobachtet werden.

5 FAZIT

In allen untersuchten KA konnten in den Klärschlammproben multiple Resistenzgene und Plasmid-Replikons in teils hohen Konzentrationen nachgewiesen werden. Zudem wurden auch in Proben, die durch Kalkzugabe eigentlich inaktiviert sein sollten, vitale, antibiotikaresistente und potenziell pathogene *Enterobacterales* identifiziert. Mehrere der detektierten Isolate konnten bekannten Hochrisiko-Klonen zugeordnet werden, darunter möglicherweise persistente Stämme wie *E. coli* ST131. Einzelne Klone konnten zu möglichen Eintragungsquellen aus der Nutztierhaltung assoziiert werden. Obwohl Kalkung und Lagerung die bakterielle Belastung teilweise reduzieren, kann nicht ausgeschlossen werden, dass

Klärschlämme weiterhin lebensfähige, resistente Bakterien enthalten. Besonders bei unzureichender Kalkung besteht das Risiko, dass vitale Bakterien auf landwirtschaftlich genutzte Flächen gelangen. Eine stärkere Berücksichtigung mikrobiologischer Parameter würde eine sinnvolle Ergänzung der bestehenden Grenzwerte und Richtlinien für die Nutzung von Klärschlamm in der Landwirtschaft darstellen.

4 LITERATUR

- Allende A, Álvarez-Ordóñez A, Bortolaia V, Bover-Cid S, De Cesare A, Dohmen W, Guillier L, Herman L, Jacxsens L, Mughini-Gras L, Nauta M, Ottoson J, Pérez-Rodríguez F, Skandamis P, Suffredini E, Argüello H, Bengtsson-Palme J, Carattoli A, Kohlenberg A, Monnet DL, Poirer L, Guerra B, García-Fierro R, Liébana E, Goudjilhoude SM, Ferrer-Bustins N, Rabbås H, Peixe L (2025) Occurrence and spread of carbapenemase-producing Enterobacterales (CPE) in the food chain in the EU/EFTA. Part 1: 2025 update. EFSA BIOHAZ Panel (EFSA Panel on Biological Hazards) (Ed.). EFSA Journal 23. <https://doi.org/10.2903/j.efsa.2025.9336>
- Biggel M, Hoehn S, Frei A, Dassler K, Jans C, Stephan R (2023) Dissemination of ESBL-producing *E. coli* ST131 through wastewater and environmental water in Switzerland. Environmental Pollution 337: 122476. <https://doi.org/10.1016/j.envpol.2023.122476>
- Borgogna TR, Borgogna J-L, Mielke JA, Brown CJ, Top EM, Botts RT, Cummings DE (2016) High Diversity of CTX-M Extended-Spectrum β -Lactamases in Municipal Wastewater and Urban Wetlands. Microbial Drug Resistance 22: 312–320. <https://doi.org/10.1089/mdr.2015.0197>
- Brown CL, Maile-Moskowitz A, Lopatkin AJ, Xia K, Logan LK, Davis BC, Zhang L, Vikesland PJ, Pruden A (2024) Selection and horizontal gene transfer underlie microdiversity-level heterogeneity in resistance gene fate during wastewater treatment. Nature Communications 15: 5412. <https://doi.org/10.1038/s41467-024-49742-8>
- Cacace D, Fatta-Kassinos D, Manaia CM, Cytryn E, Kreuzinger N, Rizzo L, Karaolia P, Schwartz T, Alexander J, Merlin C, Garelick H, Schmitt H, De Vries D, Schwermer CU, Meric S, Ozkal CB, Pons M-N, Kneis D, Berendonk TU (2019) Antibiotic resistance genes in treated wastewater and in the receiving water bodies: A pan-European survey of urban settings. Water Research 162: 320–330. <https://doi.org/10.1016/j.watres.2019.06.039>
- Carlsen L, Grottker M, Heim M, Knobling B, Schlauß S, Wellbrock K, Knobloch JK (2024) High Genetic Diversity in Third-Generation Cephalosporin-Resistant *Escherichia coli* in Wastewater Systems of Schleswig-Holstein. Pathogens 13: 90. <https://doi.org/10.3390/pathogens13010090>
- Carlsen L, Büttner H, Christner M, Cordts L, Franke G, Hoffmann A, Knobling B, Lütgehetmann M, Nakel J, Werner T, Knobloch JK (2023) Long time persistence and evolution of carbapenemase-producing Enterobacterales in the wastewater of a tertiary care hospital in Germany. Journal of Infection and Public Health 16: 1142–1148. <https://doi.org/10.1016/j.jiph.2023.05.029>
- Davidova-Gerzova L, Lausova J, Sukkar I, Nesporova K, Nechutna L, Vlkova K, Chudejova K, Krutova M, Palkovicova J, Kaspar J, Dolejska M (2023) Hospital and community wastewater as a source of multidrug-resistant ESBL-producing *Escherichia coli*. Frontiers in Cellular and Infection Microbiology 13: 1184081. <https://doi.org/10.3389/fcimb.2023.1184081>
- Day MJ, Rodríguez I, Van Essen-Zandbergen A, Dierikx C, Kadlec K, Schink A-K, Wu G, Chattaway MA, DoNascimento V, Wain J, Helmuth R, Guerra B, Schwarz S, Threlfall J, Woodward MJ, Coldham N, Mevius D, Woodford N (2016) Diversity of STs, plasmids and ESBL genes among *Escherichia coli* from humans, animals and food in Germany, the Netherlands and the UK. Journal of Antimicrobial Chemotherapy 71: 1178–1182. <https://doi.org/10.1093/jac/dkv485>

Dong X, Zhang P, Zhou K, Liang J, Li Q, Zhang X, Zhou D, Lu W, Sun Z, Liu H, Lu J, Lin X, Li K, Xu T, Zhang H, Zhu M, Bao Q (2021) Characterization and identification of SFDC -1, a novel AMPC -type β -lactamase in *Serratia fonticola*. *Environmental Microbiology* 23: 7512–7522. <https://doi.org/10.1111/1462-2920.15663>

Gatica J, Tripathi V, Green S, Manaia CM, Berendonk T, Cacace D, Merlin C, Kreuzinger N, Schwartz T, Fatta-Kassinos D, Rizzo L, Schwermer CU, Garelick H, Jurkevitch E, Cytryn E (2016) High Throughput Analysis of Integron Gene Cassettes in Wastewater Environments. *Environmental Science & Technology* 50: 11825–11836. <https://doi.org/10.1021/acs.est.6b03188>

Haidar G, Kline EG, Kitsios GD, Wang X, Kwak EJ, Newbrough A, Friday K, Hughes Kramer K, Shields RK (2024) Emergence of high-level aztreonam–avibactam and cefiderocol resistance following treatment of an NDM-producing *Escherichia coli* bloodstream isolate exhibiting reduced susceptibility to both agents at baseline. *JAC-Antimicrobial Resistance* 6: dlac141. <https://doi.org/10.1093/jacamr/dlae141>

Hernández-García M, Sánchez-López J, Martínez-García L, Becerra-Aparicio F, Morosini MI, Ruiz-Garbajosa P, Cantón R (2021) Emergence of the New KPC-49 Variant Conferring an ESBL Phenotype with Resistance to Ceftazidime-Avibactam in the ST131-H30R1 *Escherichia coli* High-Risk Clone. *Pathogens* 10: 67. <https://doi.org/10.3390/pathogens10010067>

Kamal SM, Cimdins-Ahne A, Lee C, Li F, Martín-Rodríguez AJ, Seferbekova Z, Afasizhev R, Wami HT, Katikaridis P, Meins L, Lünsdorf H, Dobrindt U, Mogk A, Römling U (2021) A recently isolated human commensal *Escherichia coli* ST10 clone member mediates enhanced thermotolerance and tetrathionate respiration on a P1 phage-derived IncY plasmid. *Molecular Microbiology* 115: 255–271. <https://doi.org/10.1111/mmi.14614>

Kang M, Yang J, Kim S, Park J, Kim M, Park W (2022) Occurrence of antibiotic resistance genes and multidrug-resistant bacteria during wastewater treatment processes. *Science of The Total Environment* 811: 152331. <https://doi.org/10.1016/j.scitotenv.2021.152331>

Kunjalwar R, Shaw D, Mudey G (2024) Unveiling the Menace of *Serratia fonticola*: Rising Pathogenic Threat or Bystander? *Cureus*. <https://doi.org/10.7759/cureus.56840>

Kusumoto M, Hikoda Y, Fujii Y, Murata M, Miyoshi H, Ogura Y, Gotoh Y, Iwata T, Hayashi T, Akiba M (2016) Emergence of a Multidrug-Resistant Shiga Toxin-Producing Enterotoxigenic *Escherichia coli* Lineage in Diseased Swine in Japan. Fenwick BW (Ed.). *Journal of Clinical Microbiology* 54: 1074–1081. <https://doi.org/10.1128/JCM.03141-15>

Liang Z, Yao J, Ma H, Peng W, Xia X, Chen Y (2022) A sludge bulking wastewater treatment plant with an oxidation ditch-denitrification filter in a cold region: bacterial community composition and antibiotic resistance genes. *Environmental Science and Pollution Research* 30: 33767–33779. <https://doi.org/10.1007/s11356-022-24591-4>

Lund D, Coertze RD, Parras-Moltó M, Berglund F, Flach C-F, Johnning A, Larsson DGJ, Kristiansson E (2023) Extensive screening reveals previously undiscovered aminoglycoside resistance genes in human pathogens. *Communications Biology* 6: 812. <https://doi.org/10.1038/s42003-023-05174-6>

Mattioni Marchetti V, Hrabak J, Bitar I (2023) Fosfomycin resistance mechanisms in Enterobacterales: an increasing threat. *Frontiers in Cellular and Infection Microbiology* 13: 1178547. <https://doi.org/10.3389/fcimb.2023.1178547>

Messele YE, Trott DJ, Hasoon MF, Veltman T, McMeniman JP, Kidd SP, Djordjevic SP, Petrovski KR, Low WY (2023) Phylogenetic Analysis of *Escherichia coli* Isolated from Australian Feedlot Cattle in Comparison to Pig Faecal and Poultry/Human Extraintestinal Isolates. *Antibiotics* 12: 895. <https://doi.org/10.3390/antibiotics12050895>

Nascimento AL, Souza AJ, Andrade PAM, Andreote FD, Coscione AR, Oliveira FC, Regitano JB (2018) Sewage Sludge Microbial Structures and Relations to Their Sources, Treatments, and Chemical Attributes. *Frontiers in Microbiology* 9: 1462. <https://doi.org/10.3389/fmicb.2018.01462>

Ong AQ, Philo SE, Taylor A, Hu R, Meschke JS, Fuhrmeister ER (2024) Targeted Sequencing of CTX-M Alleles in Seattle Area Wastewater. <https://doi.org/10.1101/2024.05.24.24307913>

Paulshus E, Colque P, Kühn I, Tauhid T, Hu YOO, Zhou Y, Thorell K, Möllby R, Sørsum H, Sjöling Å, Joffré E (2023) *Escherichia coli* ST2797 Is Abundant in Wastewater and Might Be a Novel Emerging Extended-Spectrum Beta-Lactamase *E. coli*. Jun S-R (Ed.). *Microbiology Spectrum* 11: e04486-22. <https://doi.org/10.1128/spectrum.04486-22>

Peirano G, Pitout JDD (2025) Rapidly spreading *Enterobacteriales* with OXA-48-like carbapenemases. Humphries RM (Ed.). *Journal of Clinical Microbiology* 63: e01515-24. <https://doi.org/10.1128/jcm.01515-24>

Roy Chowdhury P, Hastak P, DeMaere M, Wyrsh E, Li D, Elankumaran P, Dolejska M, Browning GF, Marenda MS, Gottlieb T, Cheong E, Merlino J, Myers GSA, Djordjevic SP (2023) Phylogenomic analysis of a global collection of *Escherichia coli* ST38: evidence of interspecies and environmental transmission? Singh Y (Ed.). *mSystems* 8: e01236-22. <https://doi.org/10.1128/msystems.01236-22>

Sati H, Carrara E, Savoldi A, Hansen P, Garlasco J, Campagnaro E, Boccia S, Castillo-Polo JA, Magrini E, Garcia-Vello P, Wool E, Gigante V, Duffy E, Cassini A, Huttner B, Pardo PR, Naghavi M, Mirzayev F, Zignol M, Cameron A, Tacconelli E, Aboderin A, Al Ghoribi M, Al-Salman J, Amir A, Apisarnthanarak A, Blaser M, El-Sharif A, Essack S, Harbarth S, Huang X, Kapoor G, Knight G, Muhwa JC, Monnet DL, Ousassa T, Sacaquise R, Severin J, Sugai M, Taneja N, Umubyeyi Nyaruhirira A (2025) The WHO Bacterial Priority Pathogens List 2024: a prioritisation study to guide research, development, and public health strategies against antimicrobial resistance. *The Lancet Infectious Diseases* 25: 1033–1043. [https://doi.org/10.1016/S1473-3099\(25\)00118-5](https://doi.org/10.1016/S1473-3099(25)00118-5)

Serwecińska L, Font-Nájera A, Strapagiel D, Lach J, Tołoczko W, Bołdak M, Urbaniak M (2024) Sewage sludge fertilization affects microbial community structure and its resistome in agricultural soils. *Scientific Reports* 14: 21034. <https://doi.org/10.1038/s41598-024-71656-0>

Shahada F, Chuma T, Kosugi G, Kusumoto M, Iwata T, Akiba M (2013) Distribution of extended-spectrum cephalosporin resistance determinants in *Salmonella enterica* and *Escherichia coli* isolated from broilers in southern Japan. *Poultry Science* 92: 1641–1649. <https://doi.org/10.3382/ps.2012-02934>

Silvester R, Perry WB, Webster G, Rushton L, Baldwin A, Pass DA, Byrnes NA, Farkas K, Heginbotham M, Craine N, Cross G, Kille P, Kasprzyk-Hordern B, Weightman AJ, Jones DL (2025) Metagenomic profiling of hospital wastewater: A comprehensive national scale analysis of antimicrobial resistance genes and opportunistic pathogens. *Journal of Infection* 90: 106503. <https://doi.org/10.1016/j.jinf.2025.106503>

Smyth C, Leigh RJ, Do TT, Walsh F (2025) Communities of plasmids as strategies for antimicrobial resistance gene survival in wastewater treatment plant effluent. *npj Antimicrobials and Resistance* 3: 78. <https://doi.org/10.1038/s44259-025-00151-x>

Wang Y, Dagan T (2024) The evolution of antibiotic resistance islands occurs within the framework of plasmid lineages. *Nature Communications* 15: 4555. <https://doi.org/10.1038/s41467-024-48352-8>

Wójcik-Fatla A, Farian E, Kowalczyk K, Sroka J, Skowron P, Siebielec G, Zdybel JM, Jadczyzyn T, Cencek T (2024) *Enterobacteriaceae* in Sewage Sludge and Digestate Intended for Soil Fertilization. *Pathogens* 13: 1056. <https://doi.org/10.3390/pathogens13121056>

Wu L, Ning D, Zhang B, Li Y, Zhang P, Shan X, Zhang Q, Brown MR, Li Z, Van Nostrand JD, Ling F, Xiao N, Zhang Y, Vierheilig J, Wells GF, Yang Y, Deng Y, Tu Q, Wang A, Global Water Microbiome Consortium, Acevedo D, Agullo-Barcelo M, Alvarez PJJ, Alvarez-Cohen L, Andersen GL, De Araujo JC, Boehnke KF, Bond P, Bott CB, Bovio P, Brewster RK, Bux F, Cabezas A, Cabrol L, Chen S, Criddle CS, Deng Y, Etchebehere C, Ford A, Frigon D, Sanabria J, Griffin JS, Gu AZ, Habagil M, Hale L, Hardeman SD, Harmon M, Horn H, Hu Z, Jauffur S, Johnson DR, Keller J, Keucken A, Kumari S, Leal CD, Lebrun LA, Lee J, Lee M, Lee ZMP, Li Y, Li Z, Li M, Li X, Ling F, Liu Y, Luthy RG, Mendonça-Hagler LC, De Menezes FGR, Meyers AJ, Mohebbi A, Nielsen PH, Ning D, Oehmen A, Palmer A, Parameswaran P, Park J, Patsch D, Reginatto V, De Los Reyes FL, Rittmann BE, Noyola A, Rossetti S, Shan X, Sidhu J, Sloan WT, Smith K, De

Sousa OV, Stahl DA, Stephens K, Tian R, Tiedje JM, Tooker NB, Tu Q, Van Nostrand JD, De Los Cobos Vasconcelos D, Vierheilig J, Wagner M, Wakelin S, Wang A, Wang B, Weaver JE, Wells GF, West S, Wilmes P, Woo S-G, Wu L, Wu J-H, Wu L, Xi C, Xiao N, Xu M, Yan T, Yang Y, Yang M, Young M, Yue H, Zhang B, Zhang P, Zhang Q, Zhang Y, Zhang T, Zhang Q, Zhang W, Zhang Y, Zhou H, Zhou J, Wen X, Curtis TP, He Q, He Z, Brown MR, Zhang T, He Z, Keller J, Nielsen PH, Alvarez PJJ, Criddle CS, Wagner M, Tiedje JM, He Q, Curtis TP, Stahl DA, Alvarez-Cohen L, Rittmann BE, Wen X, Zhou J (2019) Global diversity and biogeography of bacterial communities in wastewater treatment plants. *Nature Microbiology* 4: 1183–1195. <https://doi.org/10.1038/s41564-019-0426-5>

Wyrsh ER, Bushell RN, Marenda MS, Browning GF, Djordjevic SP (2022) Global Phylogeny and F Virulence Plasmid Carriage in Pandemic *Escherichia coli* ST1193. Andam CP (Ed.). *Microbiology Spectrum* 10: e02554-22. <https://doi.org/10.1128/spectrum.02554-22>

Yin S, Gao L, Fan X, Gao S, Zhou X, Jin W, He Z, Wang Q (2024) Performance of sewage sludge treatment for the removal of antibiotic resistance genes: Status and prospects. *Science of The Total Environment* 907: 167862. <https://doi.org/10.1016/j.scitotenv.2023.167862>

Yu K, Huang Z, Xiao Y, Gao H, Bai X, Wang D (2024) Global spread characteristics of CTX-M-type extended-spectrum β -lactamases: A genomic epidemiology analysis. *Drug Resistance Updates* 73: 101036. <https://doi.org/10.1016/j.drug.2023.101036>

Zhao L, Gao X, Liu X, Li H, Luo Y, Qin S (2024) Reduction of Typical Antibiotic Resistance Genes and Mobile Gene Elements in Sewage Sludge During Sludge Bioleaching with *Acidithiobacillus ferrooxidans*. *Water, Air, & Soil Pollution* 235: 263. <https://doi.org/10.1007/s11270-024-07081-w>



Verbesserung der Energiebilanz von Kläranlagen durch Desintegration des Überschussschlammes mittels atb-Verfahren

(atb = alkalische Thermobeschallung)

Hans-Jürgen Bräutigam
Dr. Ing. Dipl.-Chem., Hamburg
Dorow GmbH, Schneverdingen

36. Norddeutsches Kolloquium
zur Abwasserwirtschaft, HCU
HafenCity Universität Hamburg
Dienstag, 13.09.2026



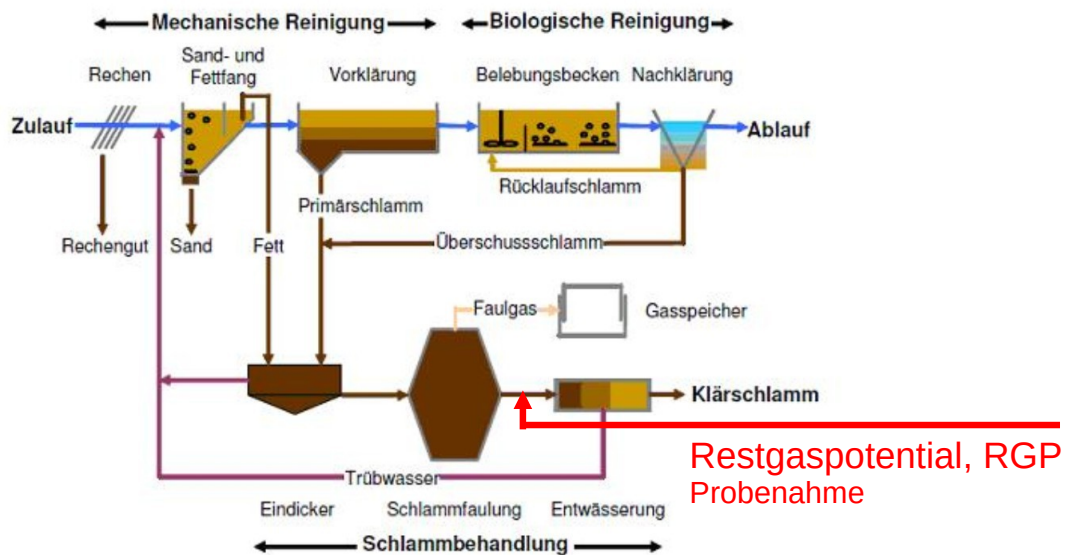
Inhalt



- 1. Energiebilanz & Klärschlammrestgaspotential, RGP
Das Restgaspotential – Spiegelbild der Faulung
Messung, Fallbeispiel, Folgerungen
- 2. Energiebilanz & ÜS-Desintegration
Die alkalische Thermobeschallung, atb-Desintegration
Verfahrensprinzip und aktueller Stand
- Anhang
Bericht zum atb-Verfahren
Frank-Steffen Schmid, Jedele & Partner GmbH, Stuttgart

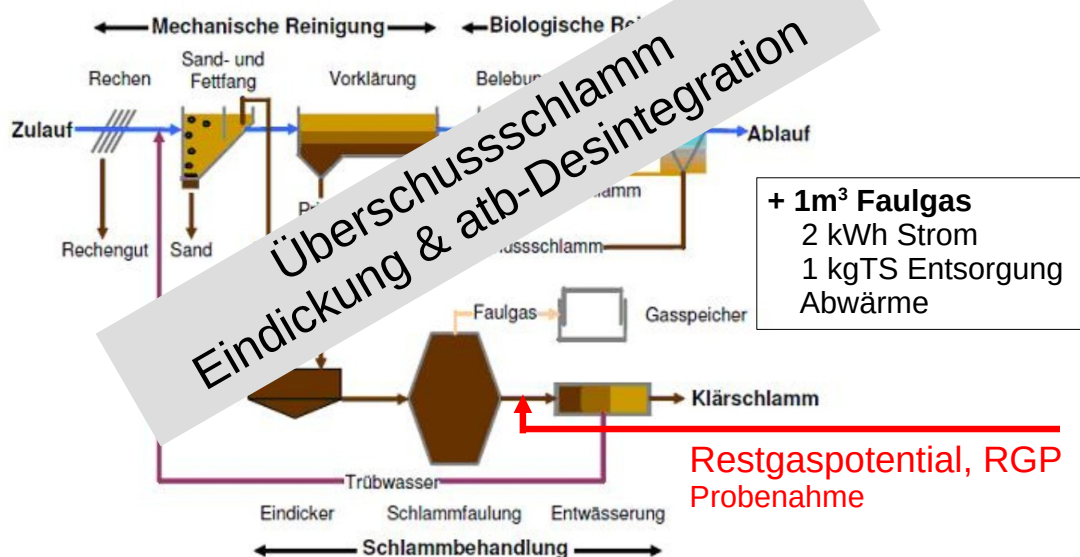
1. Energiebilanz & KS-Restgaspotential

RGP = Spiegelbild der anaeroben Schlammstabilisierung



1. Energiebilanz & KS-Restgaspotential

Spiegelbild der anaeroben Schlammstabilisierung



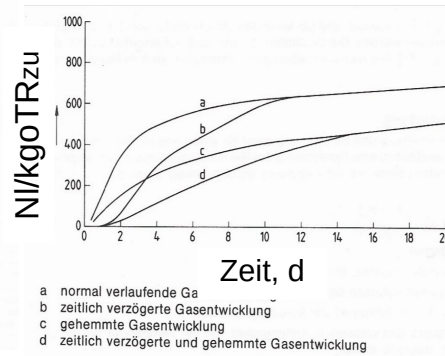
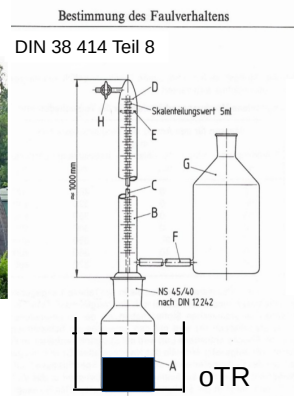
Energiebilanz & Restgaspotential



RGP-Messung



- P-Rück(2029)
- Trocknung
- Verbrennung



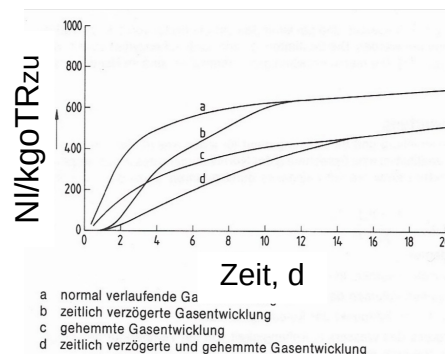
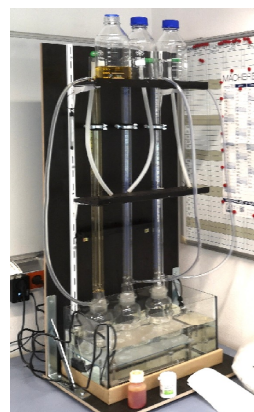
Energiebilanz & Restgaspotential



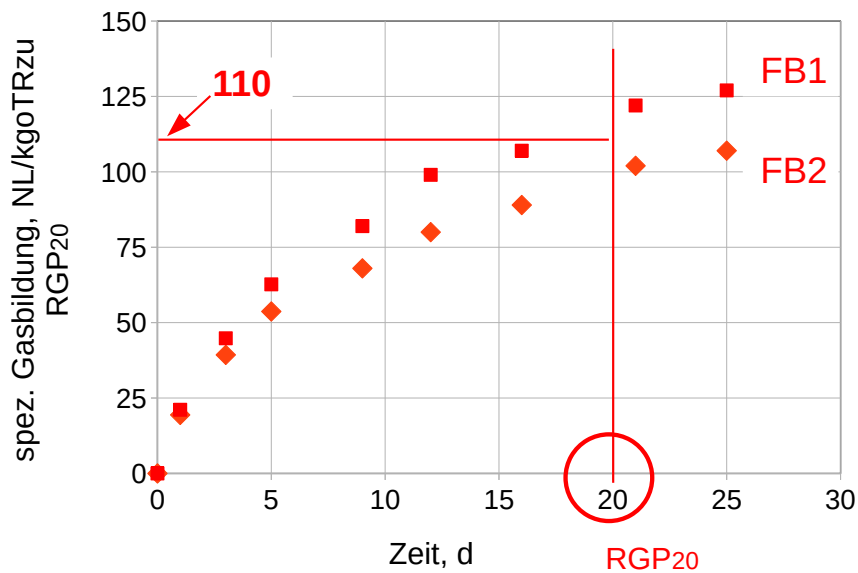
RGP-Messung



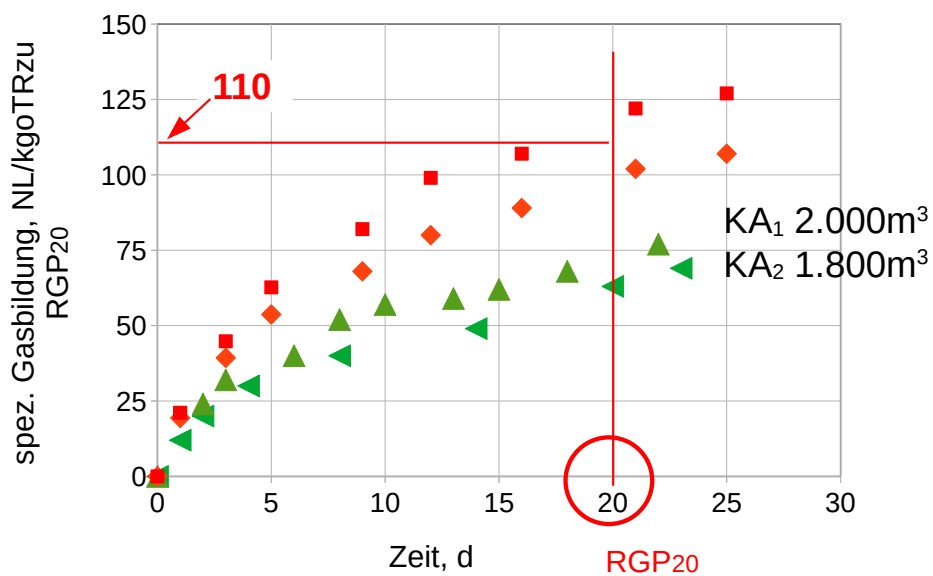
- P-Rück(2029)
- Trocknung
- Verbrennung



Fallbeispiel GK 5, ca. 350.000 EW, 2x8.000m³ Messergebnis



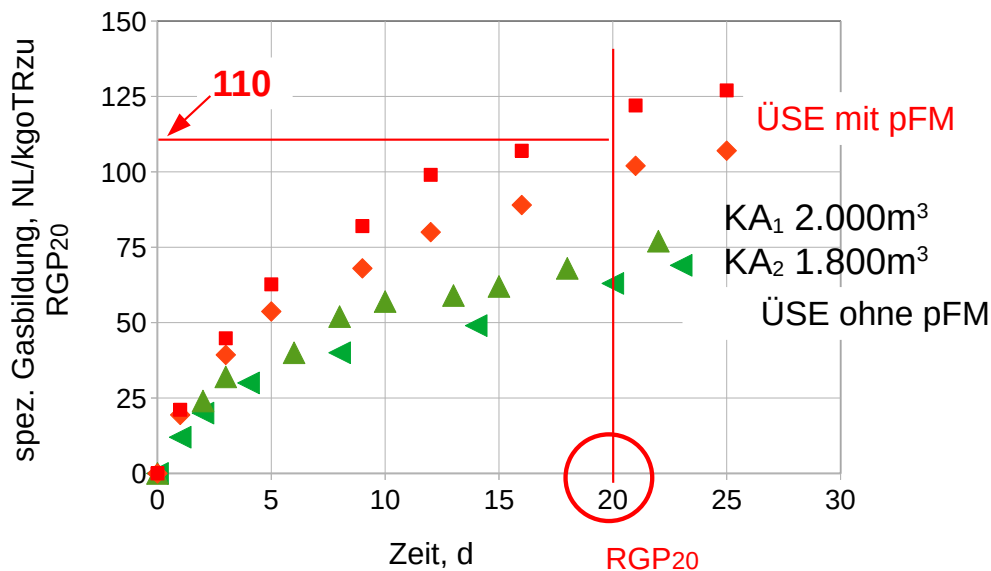
Fallbeispiel GK 5, ca. 350.000 EW, 2x8.000m³ Messergebnis im Vergleich



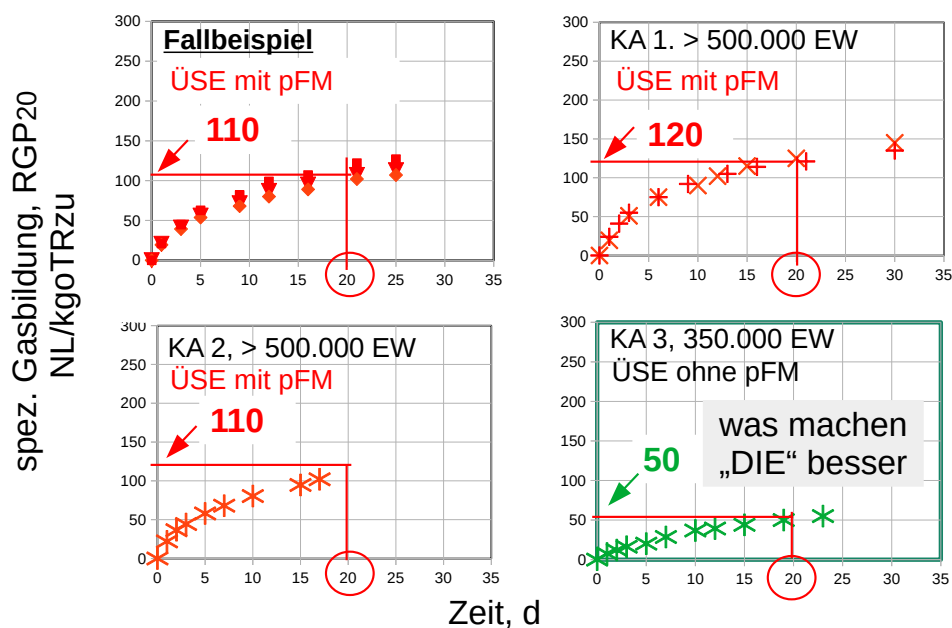


Fallbeispiel GK 5, ca. 350.000 EW, 2x8.000m³ Messergebnis im Vergleich

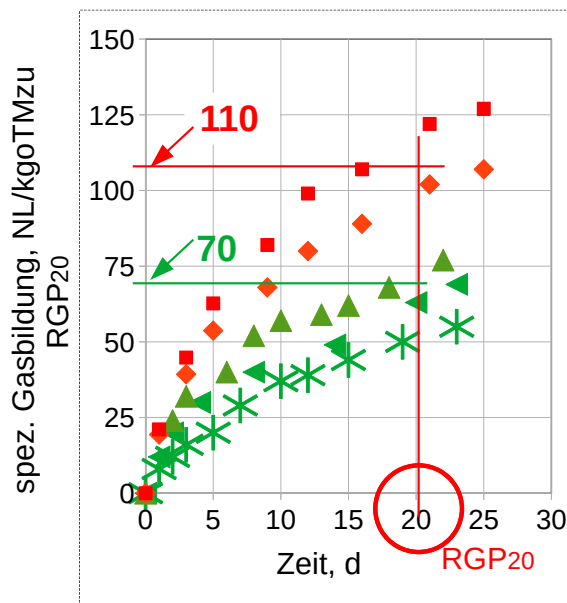
(ÜSE = Überschussschlammeindickung, pFM = polymere Flockungshilfsmittel)



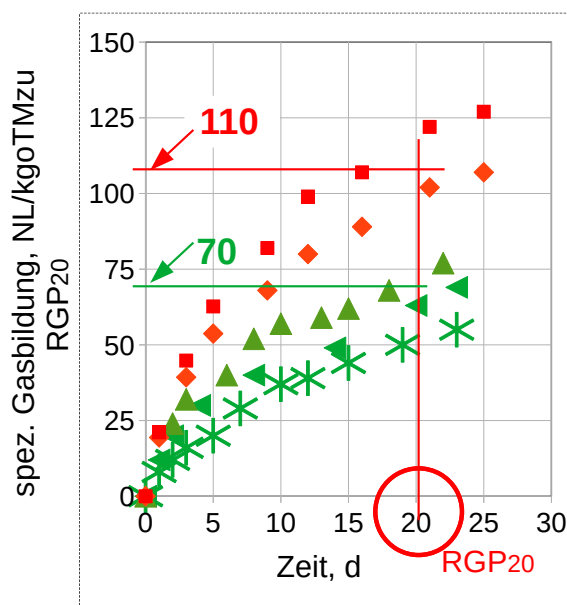
Fallbeispiel, GK 5, 44 Ltr/EW Vergleich mit GK 5



Fallbeispiel FG: 1.300.000 m³/a; oTM: 3.500 t/a wirtschaftliche Betrachtung



Fallbeispiel FG: 1.300.000 m³/a; oTM: 3.500 t/a wirtschaftliche Betrachtung



RGP₂₀ = 110 NL/kg oTMzu
Ziel 70 NL/kg oTMzu

40 NL/kg oTMzu

Fallbeispiel

Rohschlamm: 3.500 t/a oTM

Mehrgas 140.000 m³/a (+10,8%)
(3.500 t/a x 40 Nm³)

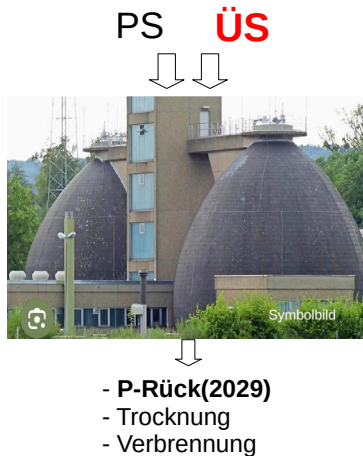
Einsparungen, €/a

Strom: 98.000 (0,35€/kWh)

Entsorgung: 112.000 (800€/tTM)

Wärme:

Energiebilanz & Restgaspotential



Fazit

Basis: RGP-Datensätze von 35 KA

Die Verwendung von polymeren Flockungshilfsmitteln (pFM) bei der Eindickung von Überschussschlamm verschlechtert die Qualität des ausgefaulten Schlammes und folglich auch die Energiebilanz der Kläranlage.

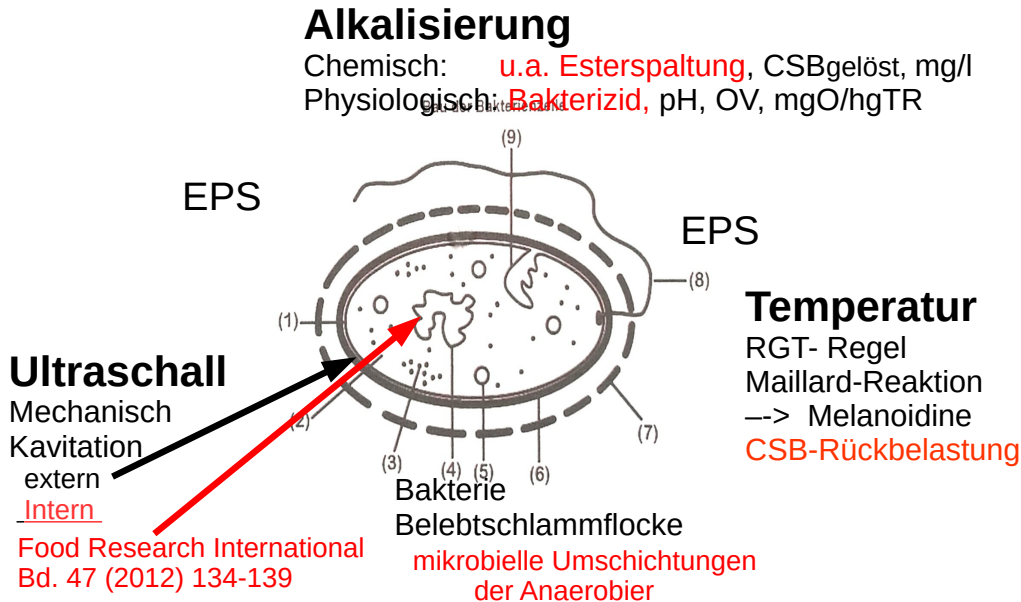
2. Energiebilanz & ÜS-Desintegration



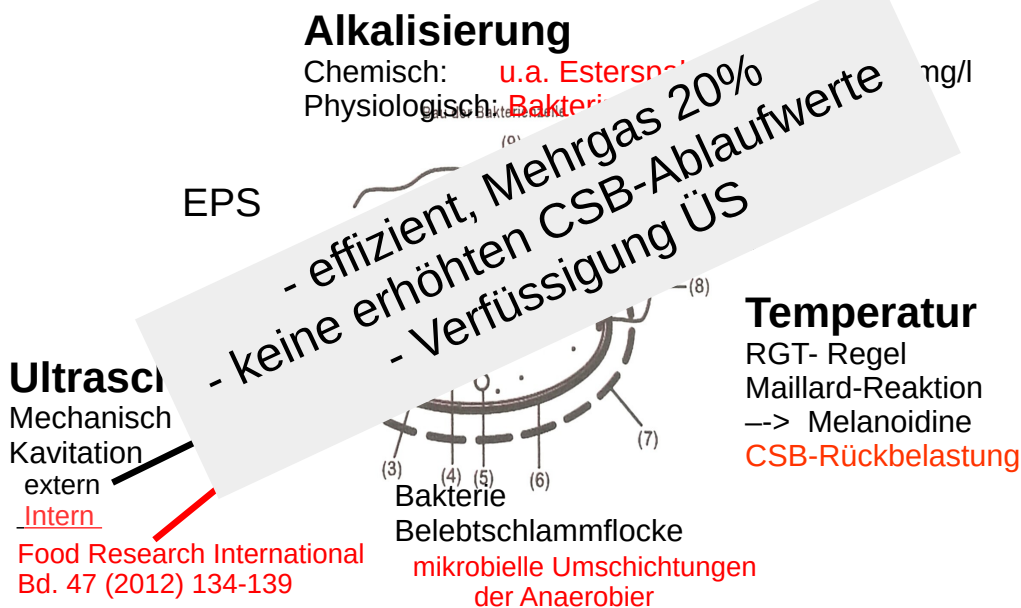
Hinweis:



Die Alkalische Thermobeschallung, atb



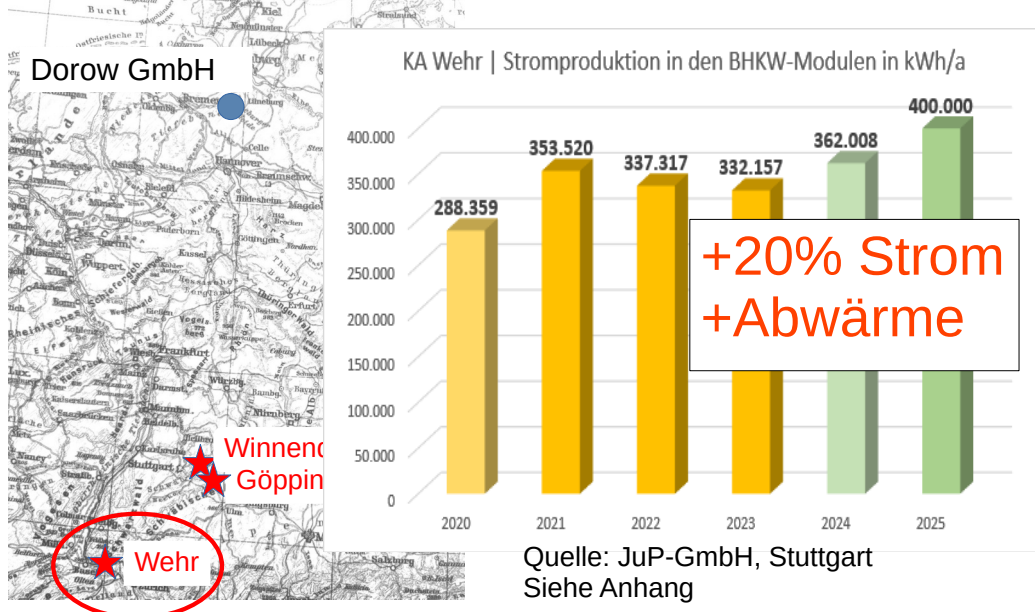
Die Alkalische Thermobeschallung, atb



Alkalische Thermobeschallung, atb atb-Pilotanlage



Alkalische Thermobeschallung, atb Stand 2025



Video

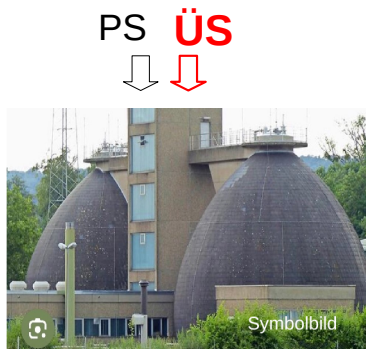
Verflüssigung von ÜSe (Siebband) durch atb-Desintegration



MÜSE//Siebband



MÜSE//Siebband nach atb-Desintegration



Vielen Dank für Ihre
Aufmerksamkeit!



Sie erreichen mich:
Mobil: 0172 4532333
dr.braeutigam@hamburg.de
Dorow GmbH
Schneverdingen
Telefon: 05193 6359



Anhang

Bericht zum atb-Verfahren

Frank-Steffen Schmid, Jedele & Partner GmbH, Stuttgart

Bericht zum atb-Verfahren...

Jedele und Partner

Bericht zum atb-Verfahren

Einführung



Das Kürzel **atb** steht laut den Entwicklern Dr. Jürgen Bräutigam, Hamburg und Volker Dorow, Schneveidungen (Patentoffenlegung C02F 11/04, München, 2.12.2021) für den Begriff **alkalische Thermobeschallung** von eingedicktem Überschuss-Schlamm (ÜSe) bei einer Temperatur von rd. 37 °C. Nach der Erwärmung erfolgt die Alkalisierung mit Natronlauge (50%) und eine Beschallung mit Ultraschall.

Nach einer Reaktionsstrecke wird der desintegrierte ÜSe (aufgebrochene und geschädigte Zellen) der Fäulung zugeführt. In der Fäulung wird der gelöste CSB (rd. 15.000 bis 30.000 mg/l CSB) der aufgeknackten Zellen in Klärgas umgesetzt.

Ziel ist es, den oTS im ÜSe nicht nur zu 30 % abzubauen sondern durch die Desintegration den Abbau nach Möglichkeit zu verdoppeln. Bilanziert man eine Fäulung, so werden rd. 50 % des oTS aus dem Primärschlamm (PS) und dem Sekundärschlamm (ÜS) abgebaut. Beide Schlammströme sind in einer üblichen kommunalen Kläranlage in etwa gleich groß. Der oTS im PS wird jedoch zu 70 % und der oTS im ÜS nur zu 30 % abgebaut. So ergibt sich im Schnitt der Abbau von 50 % des oTS in der Fäulung.

Verdoppelt man nun durch eine Desintegration den Abbau des oTS aus dem ÜS (stabile lebende Zellen), so steigert man diesen von 30 auf 60 %. Der Gesamtabbau des oTS in der Fäulung errechnet sich dann zu $(70\% + 60\%) / 2 = \text{rd. } 65\%$. Bezieht man diesen Abbau mit vorgeschalteter Desintegration auf den üblichen Abbau von 50 % oTS, so ergibt sich ein um +30 % erhöhter Abbau der Organik in der Fäulung. Wird mehr Organik abgebaut, entsteht mehr Klärgas, das in Bi-KW energetisch verwertet werden kann (Strom und Wärme).

Dies ist die grundsätzliche Herleitung der Mehrgaszeugung durch eine Desintegration. Durch den Mehrabbau mindert sich zudem der Glühverlust des ausgetauten Schlammes, wodurch sich die Entwässerbarkeit verbessert. Auch dies ist ein wichtiger Aspekt der ÜS-Desintegration, der Transport- und Entsorgungskosten einspart. Zudem werden durch diese Effekte die Umwelt geschont und tragen aktiv zum Klimaschutz bei.

atb-Verfahren 2021-2025

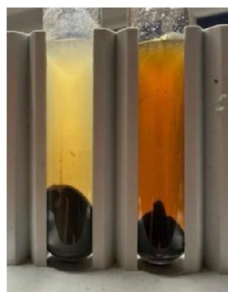
Jedele und Partner GmbH

Seite 2

Historie



Die Desintegration (Lyse) von Schlammern und speziell von ÜS ist kein neuer Gedanke. Schon in den 1980er Jahren entstanden erste Anlagen und arbeiteten z.B. nach dem Portecous-Verfahren (z.B. das Klärwerk Schwetzingen). Bei hohen Temperaturen zwischen 200 und 250 °C und Druck wurden die ÜS-Zellen in Kochketten aufgeschlossen. Der so behandelte Schlamm wurde gepresst und erreichte ohne Kalk bzw. später ohne Polymere einen TS um 50 %. Man sprach damals von einer thermischen Konditionierung. Das Filtrat aus den Pressen enthielt sehr viel gelösten CSB und kam zurück in die Fäulung.



Neben dem hohen Energieaufwand und dem oft „bergmännischen“ Abbau von Ablagerungen in den zweistraßigen Kochketten hatte das Verfahren einen weiteren gravierenden Nachteil: Bei hohen Temperaturen verläuft die Maillard-Reaktion schnell, bei der Zucker und Proteine zu unöklichen und biologisch nicht mehr abbaubaren Melanoidinen reagieren. Jeder kennt die Braunfärbung beim Brezelnbacken, beim Kaffeerösten oder im Bier. Auch hier läuft die Maillard-Reaktion ab. Die Folge waren Beeinträchtigungen bei der Nitrifikation und ein erhöhter CSB im Auslauf der Kläranlage.

Es mussten also neue Verfahren entwickelt werden, die weniger energieintensiv und schonender den Schlamm lysierten. So entstand z.B. das Cambi-Verfahren oder daraus abgeleitet Lysotherm. Beide Verfahren arbeiten zwischen 150 und 200 °C bei moderaten Drücken.

Man sprach nun von sogenannten „Thermodruck“-Verfahren. Aber auch hier bildete sich innerer CSB, der in den Auslauf der Kläranlagen und damit in die Vorfluter gelangte.

Einen weiteren Schritt markierte dann das PONDUS-Verfahren, bei dem die Temperatur auf 70 °C vermindert wurde. Kein Druck mehr, dafür Zugabe von Natronlauge zur Alkalisierung. Mit all den genannten Verfahren konnte in der Fäulung mehr Gas erzielt werden. Die Mehrgasproduktion der thermischen Verfahren lag zwischen 15 und 30 % bezogen auf die Gesamtgasproduktion.

atb-Verfahren 2021-2025

Jedele und Partner GmbH

Seite 3

Beim PONDUS-Verfahren gelang es, die Maillard Reaktion und ihre Auswirkungen in einem vertretbaren Rahmen zu halten. Aber erst die Entwicklung des atb-Verfahrens mit einer signifikanten Absenkung der Temperatur auf rd. 37 °C brachte den Durchbruch bei der thermischen Desintegration. In Verbindung mit Alkalität und Ultraschall konnte mit geringem Energieaufwand die Zellen geknackt und geschädigt werden. Der Maillard-Effekt ist bei diesen Körpertemperaturen zu langsam, um viele Melanidine zu erzeugen.

Heute dicken die meisten kommunalen Kläranlagen den ÜS mit Maschinen ein. Ziel ist ein TS von rd. 6 % zu erreichen, um den ÜSe-Volumenstrom gering zu halten und so die Verweilzeit in der Faulung zu erhöhen. Zudem wird für den geringeren Volumenstrom weniger Wärme für die Faulung benötigt, ergo eine signifikante Verbesserung der Wärmebilanz.

Untersuchungen des Restgaspotential (RGP) haben gezeigt, dass eine Faulung in aller Regel besser arbeitet, wenn wenig bis gar kein Polymer zur Entwässerung des ÜS eingesetzt wird. Lysat-Zentrifugen sind hierzu ideal, da sie mit ihrem auf der Welle montierten Messersatz die Zellen schon anritzen und damit eine optimale Vorbereitung für ein nachfolgendes atb-Verfahren darstellen.

Durch die nachfolgende Erwärmung auf Faultemperatur wird der eingedickte ÜS (ÜSe) fließfähig, was den Gegendruck des Systems mindert. Die Alkalisierung löst die Schutzschicht der Zellen (EPS = Exopolysaccharide, Schleimschicht der Zellen aus Zucker zum Schutz ihrer Zelloberfläche) und der nachfolgende Ultraschall beschädigt sowohl die Zelloberfläche als auch wichtige Zellbestandteile im Inneren der Zelle. So entsteht der gelöste CSB im Teilstrom des ÜSe, messbar als gelöster CSB. Aber auch die Schädigung des Zellinneren ist ein Effekt, der in der Faulung zum vermehrten Abbau des oTS aus dem ÜSe führt.

Mehrere Forschungseinrichtungen haben in diese Richtung Untersuchungen durchgeführt. Man kann die Ergebnisse so zusammenfassen, dass bei allen Untersuchungen zu diesem Thema eine Mehrgasproduktion von 15 bis 30 % gefunden wurde.

Schema des atb-Verfahrens (vgl. Patentoffenlegung)

1. ÜS eindicken, am besten ohne Polymer
2. Erwärmen, 35 bis 40 °C
3. Alkalisierung mit NaOH (50%)
4. Ultraschall
5. Reaktionsstrecke (Verweilzeit)
6. Faulung zuführen

Das Schema ist so einfach und bedient sich bekannter Grundtechniken, so dass hier von keiner „Raketentechnik“ gesprochen werden sollte. Alles ist einfach und gut durchschaubar.

atb-Verfahren 2021-2025

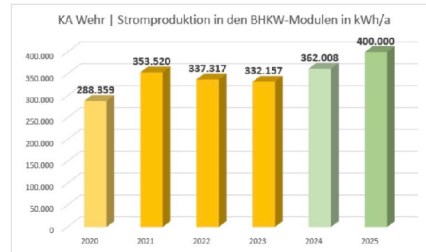
Jedele und Partner GmbH

Seite 4

Großtechnische Realisierung des atb-Verfahrens

Seit 2024 läuft das atb-Verfahren im Vollstrom auf drei kommunalen Kläranlagen.

In der **Kläranlage Wehr / Südboden** (40.000 EV) konnte das atb-Verfahren Mitte 2024 in Betrieb genommen werden. Die gleicher Eingangsbelastung wurde im gesamten Jahr 2024 rd. 9 % mehr Strom in den beiden BHKW produziert als im Vorjahr 2023. Hochgerechnet auf ein ganzes Jahr könnte mit einem atb-Verfahren so gesehen u.U. eine Mehrstromproduktion von rd. 18 % über ein gesamtes Jahr betrachtet erzielt werden.



Dies passt gut zum gelösten CSB, der in Wehr bei Werten um 20.000 mg/l liegt. Rechnet man mit einem Durchsatz von 12 m³/d und einem TS von 60 kg TS/m³ hoch, erhält die Faulung im Jahr rd. 88.000 kg gelösten CSB aus der Lyse. Daraus werden in der Regel rd. 44.000 m³/a Gas produziert. Bezogen auf die rd. 155.000 m³/a Gasproduktion 2023 wäre dies sogar ein **Anteil von rd. 28 %**.

Hier wissen wir derzeit noch zu wenig, ob beim Desintegrieren u.U. ein Anteil der Zellen kaputt geht, die in der Faulung sowieso geknackt werden würden. Demzufolge könnte die Mehrgasproduktion nicht 1:1 aus dem gelösten CSB errechnet werden. Es gibt aber auch andere Effekte. Man denke nur an die Schädigung der Zellorganellen durch den Ultraschall. Da können in der Faulung Zellen kaputt gehen, die sonst überleben würden. Daran erkennt man die vielfältigen Effekte in einer Faulung. In der Fachwelt wurde die Faulung deshalb auch schon als „schwarzes Loch der Kläranlagen“ bezeichnet. Wir möchten in Wehr das atb-Verfahren im Jahr 2025 weiterbetreiben. Ziel ist es, mit einer Mehrgasproduktion die Stromproduktion auf rd. 400.000 kWh/a zu erhöhen. Im Bezug auf 2023 entspricht dies einer Steigerung um **rd. 20 %**. Die Monate Januar und Februar 2025 zeigen, dass wir dies durchaus erreichen können.

atb-Verfahren 2021-2025

Jedele und Partner GmbH

Seite 5

In der **Kläranlage Winnenden-Buchenbachtal** (45.000 EV) läuft seit Herbst 2024 die inzwischen vollständig isolierte atb-Pilotanlage im Vollstrom mit rd. 0,8 m³/h Durchsatz. Die Technik ist in einem Container mit kompletter vollautomatischer Steuerung untergebracht. Gebaut wurde diese Anlage von der Dorow GmbH, Schweverdingen und deckt kommunale Kläranlagen bis ca. 80.000 EW im Vollstrom ab, d.h. es kann der gesamte ÜSe behandelt werden.



Vor Weihnachten 2024 wurde die Anlage winterfest gemacht, gespült und abgeschaltet.

Interessanter Effekt: Durch das Freispielen wurde sehr viel lysierter ÜS schlagartig in die Faulung gepumpt. Wir konnten eine Mehrgasproduktion von +34 % beobachten. Auch hier wurde also klar, dass die atb-Anlage die ÜS-Zellen aufschließt und der gelöste CSB in der Faulung recht schnell in Klärgas umgesetzt wird.

Links: atb-Pilotanlage im Buchenbachtal

Rechnerisch liegen wir im Buchenbachtal bei rd. 15.000 mg/l CSB gelöst in einem ÜSe mit einem TS von rd. 4 % TS. Bei rd. 20 m³/d pumpen wir also rd. 300 kg/d gelösten CSB in die Faulung. Daraus entstehen rd. 150 m³/d bzw. rd. 55.000 m³/a Klärgas. Bezogen auf die sonst übliche Gasproduktion im Buchenbachtal von rd. 200.000 m³/a sind dies **knapp 28 %**.

Auf die Stromerzeugung in der BHKW bezogen heißt dies, dass die Eigenproduktion von rd. 480.000 kWh/a bis auf 620.000 kWh/a gesteigert werden könnte. Damit würde die Kläranlage Winnenden-Buchenbachtal im Jahr 2025 einen Deckungsgrad beim Strom von über 80 % erzielen.

Damit rückt auch die in der neuen und ab 1.1.2025 gültigen kommunalen Abwasserrihtlinie (KARL) geforderte Energieautarkie (Strom + Wärme) näher. KARL muss bis Sommer 2027 ins deutsche Wasserrecht implementiert sein. Mit einige PV-Modulen auf Dächern könnte das Klärwerk Buchenbachtal so sehr schnell energieautark werden.

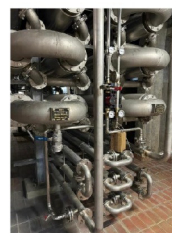
Wir haben auch eine erste THG-Bilanz nach DWA-M 230 erstellt und sind erstaunt, wie gut sich das Klärwerk Buchenbachtal heute schon präsentiert. Im Jahr 2025 werden noch Lachgas- und Methanmessungen in der Belebung durchgeführt, um mehr Sicherheit in die errechnete Klimabilanz zu bringen.

atb-Verfahren 2021-2025

Jedele und Partner GmbH

Seite 6

Im **Klärwerk Göppingen** (330.000 EV) wurde **seit 2019** eine ÜS-Desintegration auf Basis des PONDUS-Verfahrens im Vollstrom mit rd. 3 m³/h betrieben. Datenauswertungen von JuP zeigten, dass damit eine Mehrgasproduktion von rd. 16 % erzielt werden konnte. Um die Ausbeute zu erhöhen, wurden in Göppingen Vorversuche durchgeführt, ob ein Umbau auf das atb-Verfahren die Ausbeute weiter steigern könnte. Nach positivem Verlauf der Vorversuche wurde von der SEG im Oktober 2022 der Auftrag zum Umbau erteilt.



Im Jahr 2024 konnte die umgebaute Anlage erstmals in Betrieb genommen werden. Schon nach wenigen Minuten war klar, dass das atb-Verfahren einen guten Aufschluss erzielt. Leider traten in der Folge mehrere Defekte am Ultraschall-schwinger und den PONDUS-Wärmetauschern auf. Speziell die Defekte an den WT waren nicht einfach und schnell zu beheben. Gemeinsam wurde entschieden, neue WT einzubauen (unten im Bild, kleine Rohr in Rohr WT), darüber sind die großen WT der Faulung).

Am 22. Januar 2025 wurde die umgebaute Anlage nach dem atb-Prinzip in Betrieb genommen. Die Ergebnisse werden von allen Seiten nun mit Spannung erwartet. Ziel ist es, auf eine Mehrgasproduktion im Bereich von 20 bis 25 % zu kommen. Im Abschlussbericht zu PONDUS wurde vermutet, dass sich der Göppinger ÜSe aufgrund seiner Industrienteile nur schwer desintegrieren lässt.



In Göppingen sind die Randbedingungen so, dass mit 3 m³/h und einem TS von 6 % aus dem Turbodrain gefahren werden kann. Wir rechnen damit, dass der gelöste CSB mit dem atb-Verfahren auf rd. 25.000 mg/l kommt. So würden wir der Faulung jährlich rd. 660 t/a CSB zuführen. Daraus werden dann rd. 330.000 m³/a Klärgas produziert. Das sind hochgerechnet rd. 2.000 MWh/a Energie. Daraus machen die neuen BHKW dann rd. 800 MWh/a Strom und rd. 1.000 MWh/a Wärme.

Die zusätzlich gewonnene Energie (Strom und Wärme) wird zukünftig in neuen Verdunstungstrocknern eingesetzt. Diese sollen den gesamten Klärschlamm (rd. 8.000 bis 10.000 t/a) von rd. 25 auf über 90 % TS trocknen. Das erzeugte Granulat ist ein klimaneutraler Brennstoff mit einem Brennwert wie Braunkohle und kann kostengünstig verwertet werden.

Alles zusammen ergibt ein Konzept, wie das Klärwerk Göppingen bis 2030 klimaneutral werden kann. Alle Teilprojekte sind so gestaltet, dass sie sowohl wirtschaftlich sind als auch den Klimaschutz fördern. Ziel ist es, das Klärwerk Göppingen bis 2030 klimaneutral oder sogar „klimapositiv“ zu und damit als CO₂-Senke zu betreiben. Wir halten dies für möglich.

atb-Verfahren 2021-2025

Jedele und Partner GmbH

Seite 7

Warum begleitet JuP die atb-Versuche?

Wir bei der 1993 gegründeten Jedele und Partner GmbH (JuP), Stuttgart wurden schon häufig gefragt, warum wir das neue atb-Verfahren so intensiv begleiten. Die Antwort hierzu ist relativ einfach:

Der Verfahrensentwickler Dr. Jürgen Bräutigam stellte uns seine Technik am 30. April 2021 im Büro Stuttgart vor. Da wir uns als abwassertechnisches Fachbüro schon viele Jahre mit der ÜS-Desintegration beschäftigt hatten, war sofort klar, dass wenn das atb-Verfahren wie erläutert funktioniert, es ein Durchbruch im Bereich der Desintegration werden kann. Das atb-Verfahren kann in jeder Kläranlage mit Faulung implementiert werden. Damit kann ein Klärwerk energetisch und im Hinblick auf die THG-Bilanz (Klimabilanz) signifikant verbessert werden.

Die Gründe lagen klar auf der Hand: Durch die Kombination der verfahrenstechnischen Grundverfahren Erwärmung, Alkalisierung und Ultraschall wurde der Energieaufwand für die Lyse der Zellen signifikant vermindert. Dabei wirkt die Kombination der Verfahren selbstverstärkend. Und dies alles bei einer normalen Temperatur von nur 37 °C, wo sich so gut wie kein inerte CSB (Maillard-Reaktion, Melanoidine) bildet. Nach so einem Ansatz hatten wir viele Jahre Ausschau gehalten, aber kein passendes Verfahren gefunden. Eine erste Kostenberechnung ergab eine Amortisation nach rd. 4 Jahren. Da die Lebensdauer der Technik auf rd. 15 Jahre eingeschätzt werden konnte, erschien uns das atb-Verfahren auch wirtschaftlich interessant.

Die folgenden Jahre haben wir damit verbracht, einige langjährige Kunden ebenfalls von dieser Idee zu begeistern. Diese hatten wir in Kempten und Göppingen schnell gefunden. Bei beiden Klärwerken gab es jedoch sehr lange Haltepunkte, so dass wir uns im Frühjahr 2024 entschlossen, zwei weitere Projekte anzugehen: So wurde die atb-Pilotanlage von Kempten nach Winnenden ins Buchenbachtal gebracht und dort innerhalb weniger Wochen von einem hochmotivierten Team des Klärwerks in Betrieb gesetzt.

In Göppingen musste nochmals umgebaut werden, da die PONDUS-WT regelmäßig undicht wurden. Wir kamen aufgrund dieser Malaise nie in einen Dauerbetrieb. Am 22. Januar 2025 konnte dann die umgebaute Anlage in Betrieb genommen werden. Der ÜSe erreichte mit rd. 6 % TS und 2 m³/h in den zusätzlichen WT Temperaturen um 40 °C. Ist der ÜSe erwärmt, sinkt der Gegendruck im System auf rd. 2 bar. Dies sind die Grundvoraussetzungen, wie das atb-Verfahren im Klärwerk Göppingen nun dauerhaft betrieben werden kann.

Nur wenn der Zellaufschluss in der atb gut gelingt, hat auch das nachgeschaltete Airprex-Verfahren eine Chance, den P-Gehalt im ausgefallenen Schlamm sicher unter 2 % zu vermindern. Der Zusammenhang besteht im Fakt, dass bei einem Zellaufschluss sich auch die Nährstoffe N und P aus dem Zellinneren in den Massenstrom ergießen. Nur wenn viel Phosphor gelöst wird, kann Airprex nachgeschaltet sinnvoll arbeiten.

Stuttgart, 5. März 2025



Dipl.-Ing. Frank-Steffen Schmid

atb-Verfahren 2021-2025

Jedele und Partner GmbH

Seite 8



Abholung der atb-Pilotanlage in Schnvevdingen (Lüneburger Heide) bei der Fa. Dorow



Aufbau in Kempten (460.000 EW) – blieb aber eine Zwischenstation (Teilstrom)...

atb-Verfahren 2021-2025

Jedele und Partner GmbH

Seite 9



Anlieferung der atb-Pilotanlage im Buchenbachtal, Sommer 2024



Dr. Bräutigam und der BL Thomas Kühner (Buba) bringen Licht ins Dunkel der atb begleitende Laborversuche sind immer wichtig und schärfen die Kenntnis.

Prozesswasserbehandlung auf dem Klärwerk Waßmannsdorf mit dem PNAA-Verfahren

Kerstin Ilgen und Olaf Große

Holinger Ingenieure GmbH, Tannenstraße 2, 01099 Dresden

E-Mail: kerstin.ilgen@holinger.com

ALLGEMEIN

Auf dem Klärwerk Waßmannsdorf der Berliner Wasserbetriebe wurde von 2019 bis Januar 2024 eine Prozesswasserbehandlungs-Anlage (PWB) neu errichtet und in Betrieb genommen. Es handelt sich dabei um die Realisierung eines patent- und lizenzfreien PNAA-Verfahrens (Partielle Nitrifikation - Anaerobe Ammoniumoxidation) im SBR-System. Die PWB zählt europa- und weltweit zu den größten realisierten patentfreien Anlagen.

Ziel der Anlage ist es, die hohe Ammoniumbelastung des bei der Faulschlammmentwässerung anfallenden Prozesswassers zu reduzieren. Durch die nahezu vollständige Eliminierung des anorganischen Stickstoffs wird die biologische Stufe des Hauptklärwerks massiv entlastet. Dadurch lassen sich die Ablaufwerte Gesamt-Stickstoffanorganisch sicher einhalten und die Energiekosten senken. Die Übergabe der Prozesswasserbehandlungs-Anlage an die Berliner Wasserbetriebe erfolgte im Februar 2024.

Die Anlage zeichnet sich im täglichen Betrieb durch eine sichere Prozessführung sowie hohe bis sehr hohe Eliminierungsraten aus.

Die bauliche Errichtung des Gesamtkomplexes sowie die Montage der Aggregate, Rohrleitungen, Armaturen sowie der Messtechnik erfolgten in den Jahren 2018 bis 2020. Nach Abschluss der Elektromontagen und der Installation des Prozessleitsystems startete 2021 die "kalte" Inbetriebnahme. Im Juni 2022 folgte schließlich die biologische Inbetriebnahme der PWB-Anlage.

AUFGABENSTELLUNG

Hauptaufgabe der Prozesswasserbehandlung ist die Eliminierung der Stickstofffracht der mit Ammonium-Stickstoff hoch belasteten Abwässer der Schlammbehandlung. Mit der PWB wird die biologische Reinigungsstufe um ca. 15 % der kritischen Ammoniumfracht entlastet. Neben der stabilen Einhaltung der behördlichen Überwachungswerte spielt auch eine Reduzierung des Energiebedarfs insgesamt eine Rolle.



Abbildung 1: Luftaufnahme Prozesswasserbehandlung KW Waßmannsdorf

AUSLEGUNG

Der hydraulische Bemessungswert für die Prozesswasserbehandlung beträgt $3.271 \text{ m}^3/\text{d}$.

Die Zulaufkraft, ausgedrückt als Ammonium-Stickstoff ($\text{NH}_4\text{-N}$) beträgt:

im Mittel: 2.901 kg/d - $1.451 \text{ kg/d pro Linie}$

85-Perzentil: 3.233 kg/d - $1.617 \text{ kg/d pro Linie}$

Umgerechnet auf die Zulaufkonzentration an Ammonium-Stickstoff entspricht die Konzentration an $\text{NH}_4\text{-N}$, bei einer Zulaufmenge von $3.271 \text{ m}^3/\text{d}$:

im Mittel: $887 \text{ mg/l NH}_4\text{-N}$

85-Perzentil: $988 \text{ mg/l NH}_4\text{-N}$

Die zu erreichende Ablaufkraft, ausgedrückt als Ammonium-Stickstoff ($\text{NH}_4\text{-N}$) beträgt:

im Mittel: $290,1 \text{ kg/d}$ - $145,1 \text{ kg/d pro Linie}$

85-Perzentil: $323,3 \text{ kg/d}$ - $161,7 \text{ kg/d pro Linie}$

Umgerechnet auf die Ablaufkonzentration an Ammonium-Stickstoff beträgt die zu erreichende Konzentration, bei einer Zulaufmenge von $3.271 \text{ m}^3/\text{d}$:

im Mittel: $88,7 \text{ mg/l NH}_4\text{-N}$

85-Perzentil: $98,8 \text{ mg/l NH}_4\text{-N}$

Die zu erreichende Ablauffracht, ausgedrückt als Gesamtstickstoff _{anorganisch} beträgt:

im Mittel: 580,2 kg/d - 290,1 kg/d pro Linie

85-Perzentil: 646,6 kg/d - 323,3 kg/d pro Linie

Umgerechnet auf die Ablaufkonzentration an Gesamtstickstoff _{anorganisch} beträgt die zu erreichende Konzentration, bei einer Zulaufmenge von 3.271 m³/d:

im Mittel: 177 mg/l N _{anorganisch}

85-Perzentil: 198 mg/l N _{anorganisch}

AUSFÜHRUNG

Die Prozesswasserbehandlung des Klärwerks Waßmannsdorf besteht im Wesentlichen aus vier baugleichen Sequencing Batch Reaktoren (SBR) mit jeweils 1.930 m³ Raumvolumen. Diese ermöglichen sowohl bei zweistufiger als auch einstufiger Prozessführung einen quasikontinuierlichen Betrieb, Abbildung 2.

Im Hauptschluss einer Pumpstation sind zwei Stapelbecken "Sammelbehälter Prozesswasser" mit jeweils 3.270 m³ Nutzvolumen angeordnet, die dem Mengen- und Konzentrationsausgleich dienen.

Der Klarwasserabzug aus den SBR wird über ein Zwischenpufferbecken, mit jeweils 300 m³ Nutzvolumen geführt und anschließend in den Abwasserhauptstrom abgegeben. Alle Stoffströme der Prozesswasserbehandlung (Klarwasser, Schlamm) werden über Pumpstufen zum Verteilerbauwerk der biologischen Reinigungsstufe gefördert.

Bedingt durch die geringe Säurekapazität des Prozesswassers, resultierend aus einer vorgeschalteten Magnesium-Ammonium-Phosphatfällung, ist die Prozesswasserbehandlung mit einer eigenständigen Natronlauge-Dosierung für alle SBR ausgestattet. Für eventuell auftretende Schaumereignisse ist eine Dosierung von Entschäumer sowie eine Schaumniederhaltungseinrichtung integriert. Letztere realisiert die Zugabe von Entschäumer bzw. Betriebswassers über eine im oberen Bereich der SBR installierten Ringleitung mit Lechlerdüsen.

BETRIEBSREGIME UND INBETRIEBNAHME

Mehrjährige Betriebserfahrungen mit ein- bzw. zweistufigen Fahrweisen für die Prozesswasserbehandlung mit SB-Reaktoren zeigen, dass eine hohe Prozessstabilität mit einer einstufigen Prozessführung schwierig bzw. nur mit erhöhtem Betreuungsaufwand erreicht werden kann.

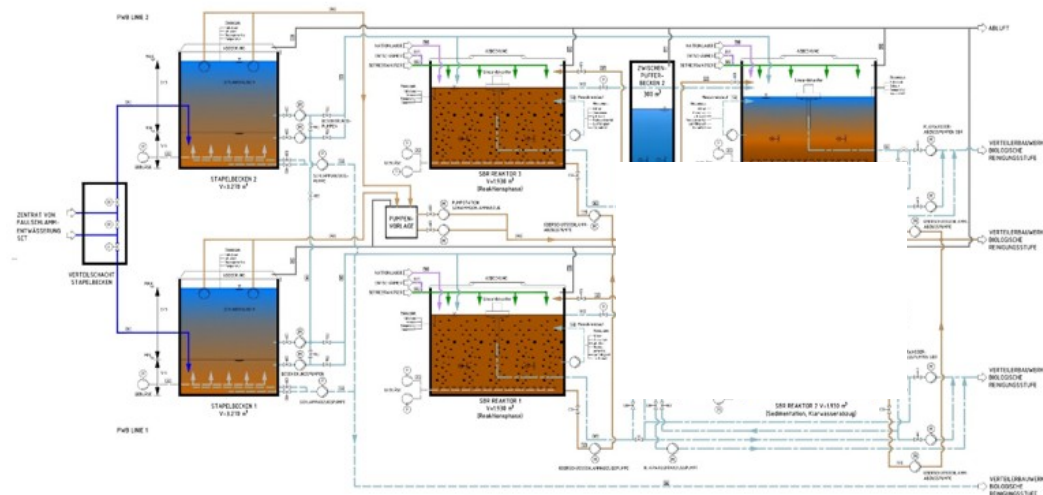


Abbildung 2: Verfahrensfliessbild Prozesswasserbehandlung KW Waßmannsdorf

Stör- und Havariefälle wirken sich vor allem auf die Anammox-Bakterien mit ihrer langen Generations- und einer dementsprechend langen Regenerationszeit negativ aus. Mit einer zweistufigen Prozessführung werden eventuelle Veränderungen bzw. Störungen im ersten Prozessschritt, der Nitrifikation bspw. Anstieg der Ammonium- und/oder Nitratkonzentration, Verringerung der Nitritkonzentration, Absinken oder Ansteigen des pH-Wertes, zu niedrigen - oder zu hohen Sauerstoffkonzentrationen, Reduzierung des TS-Gehaltes, frühzeitig erkannt. In dem zweiten Prozessschritt, der anaeroben Ammoniumoxidation (Anammox), weist vor allem ein Anstieg der Nitrit-, Ammonium- sowie Nitratkonzentration auf eine Störung innerhalb des Prozesses hin.

Aus vorgenannten Gründen erfolgten die Inbetriebnahme sowie die Prozessführung der Prozesswasserbehandlungs-Anlage in Waßmannsdorf zweistufig - das heißt, es sind immer zwei SBR in Reihe geschaltet. Im ersten, vorgeschalteten Reaktor findet die Nitrifikation (die Oxidation des Ammoniums zum Nitrit) statt. Im zweiten, nachgeschalteten Reaktor, erfolgt die Umsetzung des generierten Nitrits unter Zuhilfenahme des noch vorhandenen Ammoniums zu molekularem Stickstoff.

Die vorgeschalteten SBR sind als Ausschwemmreaktoren ausgeführt. Es wird immer der erste SBR beschickt. Ein Ausgleich der ausgewaschenen Nitrit-Bakterien (AOB) erfolgt mittels einer getakteten Zuführung von Überschuss-Schlamm aus der Belebungsstufe des Klärwerks.

Die Inbetriebnahme der Prozesswasserbehandlungs-Anlage erfolgte im Juni 2022 mit der Linie 1 und wurde mit einem vierwöchigen Probetrieb im November 2022 abgeschlossen. Die Linie 2 wurde im Januar 2023 in Betrieb genommen. Mit einem vierwöchigen Probetrieb der Gesamtanlage, beginnend im Juni 2023, wurde die Inbetriebnahme abgeschlossen. Im Anschluss daran wurde der hydraulische Durchsatz und damit auch die

Zulaufkraft langsam bis zu dem ausgelegten Maximum von 3.271 m³/d bzw. 1.636 m³/(d*Linie) erhöht. Der Nachweis der biologischen Leistung erfolgte im Februar 2024 im Rahmen einer 48-stündigen Leistungsfahrt.

STEUER- UND REGELUNGSKONZEPT

Das Regelkonzept basiert auf Echtzeitmessungen der prozessbestimmenden Qualitätsparameter NH₄-N, NO₂-N, NO₃-N, pH-Wert, gelöster Sauerstoff (O₂), Redoxspannung und TS-Konzentration. Eine Anreicherung prozesshemmender Stoffe durch das Überschreiten von Hemmgrenzen (wie bspw. Nitrit und Ammonium) wird durch eine dynamische Regelung vermieden.

Alle chemischen- und physikalischen Parameter der Prozesswasserbehandlungs-Anlage werden mittels Online-Messtechnik überwacht, aufgezeichnet und im PLS dargestellt

Die wichtigsten Qualitäts-Parameter für den Prozess sind frei editierbar und können von den Anlagenfahrern eingestellt werden. Für eine optimale Prozessführung werden wichtige Prozessparameter wie folgt konfiguriert.

Tabelle 1: Einstellung Qualitätsparameter Nitrifikation- und Anammoxstufe

Prozess	Regelparameter	Minimum	Maximum	Einheit
Nitrifikation				
Einstellung pH-Wert	pH-Wert	7,2*	7,3**	
Belüftung	Gelöst-Sauerstoff	1,0	2,0	mg/l
Deaktivieren Belüftung	NH ₄ -N	330		mg/l
	NO ₃ -N		80	mg/l
Unterbrechen	NH ₄ -N		440	mg/l
Beschickung	NO ₂ -N		500	mg/l
Anammox-Stufe				
Einstellung pH-Wert	pH-Wert	7,2***	7,8****	
Unterbrechen	NO ₂ -N		10 (15)	mg/l
Beschickung				
* Aktivieren Zugabe NaOH ** Deaktivieren Zugabe NaOH *** Deaktivieren Belüftung **** Aktivieren Belüftung				

Zugabe Prozesswasser Anammox-Stufe

Zur Sicherstellung einer ausreichenden Konzentration an Ammonium für die Anammox-Biomasse (von mindestens 10 mg/l NH₄-N) ist eine zusätzliche Dosierung an Prozesswasser in den Anammox-Reaktor vorgesehen. Die Zugabe erfolgt automatisch über die Anlagensteuerung unter Vorgabe des gewünschten NO₂/NH₄-Verhältnisses sowie der Konzentration an NH₄-N im Prozesswasser, Abbildung 3.



Abbildung 3: Darstellung Verlauf Konzentration Ammoniumstickstoff (drei SBR Zyklen von je 8h)

Zugabe Überschuss-Schlamm Nitritation

Die Nitritations-Stufe wird als Ausschwemmreaktor ohne Biomasserückhalt betrieben. Der Biomassegehalt richtet sich nach dem Verhältnis von Wachstumsgeschwindigkeit und hydraulischem Durchsatz. Um eine Biomassekonzentration von ca. 1 g/l TS zu halten, werden ca. 5 % des zur Verfügung stehenden Raumvolumens - rd. 100 m³/(d*SBR) Überschuss-Schlamm mit ca. 10 % TS-Gehalt - zugegeben. Die Zugabe erfolgt mittels SPS parallel während der Beschickungs-Phase. Das Schlammvolumen ist frei editierbar.

Temperatur

Die Temperatur des Prozesswassers liegt bei ca. 33°C. Mittels biogener Erwärmung stellt sich in der Nitritations-Stufe eine Temperatur von ca. 35°C und in der Anammox-Stufe von ca. 35-38°C ein, was im optimalen Bereich liegt.



Abbildung 4: Darstellung Temperaturanstieg pro Zyklus in der Anammox-Stufe

LEISTUNG DER PROZESSWASSERBEHANDLUNG

Mit einer 48-stündigen Leistungsfahrt der Linie 1, im Februar 2024, konnte nachgewiesen werden, dass die Prozesswasserbehandlung die geforderten Leistungsdaten vollumfänglich erbracht und übertroffen hat.

Es wurden im Mittel 1.537 kg/d Ammoniumstickstoff abgebaut. Das entspricht 97 % der Zulaufkraft (Mittelwert der Leistungsfahrt: 1.586 kg/d). Damit liegt die tatsächliche Abbauleistung über dem mittleren Auslegungswert und erreicht eine nahezu vollständige Eliminierung des Ammoniumstickstoffs. Die Eingangsfrachten bzw. -konzentrationen an Nitrat- und Nitritstickstoff im Prozesswasser sind dabei so gering, dass sie bei der Leistungsberechnung vernachlässigt werden können.

Bezogen auf die Gesamtleistung wurden im Mittel 1.472 kg/d Gesamt-Stickstoffanorganisch eliminiert. Das entspricht 93 % der Zulaufkraft (Mittelwert 1.586 kg/d $\text{NH}_4\text{-N}$). Die erbrachte Leistung liegt deutlich über der im Mittel geforderten Abbauleistung. Gerechnet auf das nominelle Raumvolumen der SBR-Becken entspricht dies einer Leistung von rund 381 g/($\text{m}^3 \cdot \text{d}$). Da die Anammox-Stufe im Betrieb jedoch nur mit einem reduzierten Füllstand von ca. 1.500 – 1.600 m^3 arbeitet, liegt die spezifische Abbauleistung bezogen auf das tatsächliche biologische Reaktionsvolumen nochmals deutlich höher. Hydraulisch konnten die geforderten maximalen 1.636 $\text{m}^3/(\text{d} \cdot \text{Linie})$ problemlos durchgesetzt werden.

Die hohe verfahrenstechnische Effizienz spiegelt sich direkt im Energiebedarf der Anlage wider. Im Mittel wird ein spezifischer Gesamtenergiebedarf von lediglich 1,68 kWh pro kg eliminiertem Stickstoff (kWh/kg N eliminiert) benötigt. In optimalen Betriebsphasen sinkt dieser Wert auf ein Minimum von 1,22 kWh/kg N eliminiert (Maximum in Lastphasen: 2,35 kWh/kg N eliminiert). Damit erreicht die verfahrenstechnische Konfiguration einen energetischen Spitzenwert, der deutlich unter dem Aufwand einer konventionellen Hauptstrom-Stickstoffelimination liegt.

Die Prozesswasserbehandlung arbeitet bis heute nahezu störungsfrei. Die Ablaufwerte des Klärwerkes Waßmannsdorf beim anorganischen Gesamtstickstoff liegen deutlich unter dem aktuellen behördlichen Überwachungswert. Damit erfüllt die Anlage bereits heute die zukünftig verschärften Anforderungen der neuen EU-Kommunalabwasserrichtlinie (KARL).

FAZIT

Die erfolgreiche Inbetriebnahme sowie der stabile Dauerbetrieb auf dem Klärwerk Waßmannsdorf liefern wichtige Erkenntnisse für eine großtechnische Nebenstromanlage.

- Realisierung und erfolgreicher Betrieb eines patent- und lizenzfreien PNAA-Verfahrens im SBR-System
- sehr hohe Prozessstabilität durch ein zweistufiges Betriebsregime

- sehr hohe Eliminierungsrate Ammonium, massive Entlastung der Hauptbiologie
- hohe Energieeffizienz durch Einsparung von Sauerstoff in der Nitritionsstufe
- Einhaltung der zukünftigen verschärften Grenzwerte gemäß EU-Kommunalabwasserrichtlinie

Ansprechpartner HOLINGER Ingenieure Dresden

Olaf Große: Projektleitung olaf.grosse@holinger.com

Kerstin Ilgen: Inbetriebnahme kerstin.ilgen@holinger.com

Praxiserfahrung aus Hamburg: Anwendung eines definierten Schutzniveaus in der Überflutungsprüfung

Andreas Baier | 16.09.2026 | 36. Norddeutsches Kolloquium zur Abwasserwirtschaft
Team Stadthydrologie | Stab Infrastrukturentwicklung

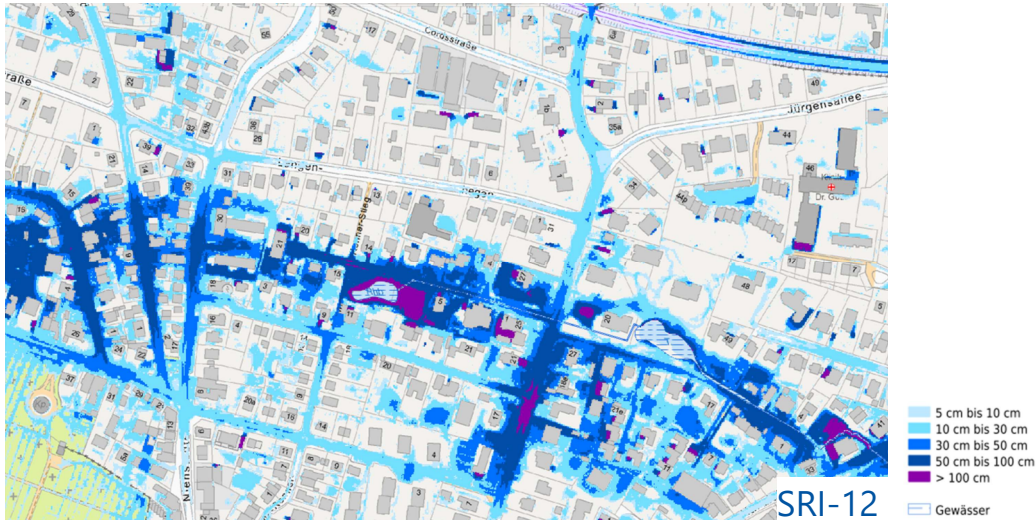
Foto: photostock.de

01 Einleitung: Wo wird das erforderliche Schutzniveau (nicht) erreicht?



HAMBURG WASSER | Praxiserfahrung Überflutungsprüfung | 36. Norddeutsches Kolloquium zur Abwasserwirtschaft

01 Einleitung: Wo wird das erforderliche Schutzniveau (nicht) erreicht?



HAMBURG WASSER | Praxiserfahrung Überflutungsprüfung | 36. Norddeutsches Kolloquium zur Abwasserwirtschaft

01 Einleitung: Hintergrund DWA-A 118 (2024)

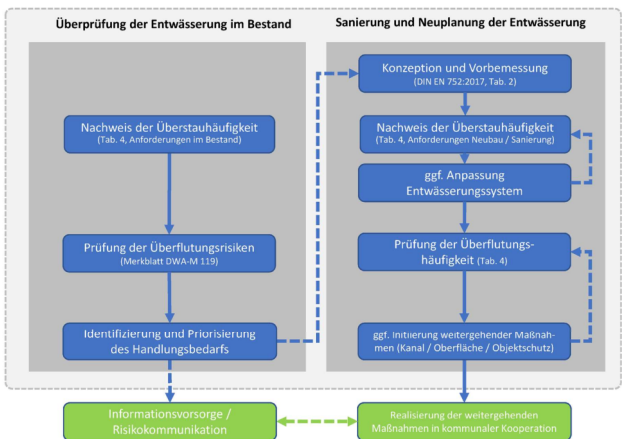


Bild 3: Ablaufschema zur Überprüfung der hydraulischen Leistungsfähigkeit von Entwässerungssystemen (Quelle: DWA-A6 ES-2.5)

Tabelle 4: Hydraulische Anforderungen an Entwässerungssysteme

Schutz- kategorie	Auswirkungen auf Flächen und Objekte	Bereitschaftsklassifizierung	Überstau- häufigkeit	Überstau- häufigkeit	Über- flutungshäufigkeit
Für Mensch, Umwelt, Versorgung, Wirtschaft, Kultur	Zuordnung nach DIN EN 752:2017 Tabelle 3	Beispielhafte Nutzung	einmal in x Jahren Bestand	einmal in x Jahren Neubau	einmal in x Jahren
(1) gering	sehr gering	Bereiche, in denen das Wasser überwie- gend schädlich und ohne Nutzungseinschrän- kungen auf der Oberfläche abfließen oder verbleiben kann, z. B. ländliche Gebiete/Streuungsflächen, Grün- und Freiflächen, Parks	1	2	10
(2) mäßig	gering bis mittel	Bereiche, in denen Überflutungen geringe bis mittlere Schäden oder Nutzungseinschrän- kungen verursachen können und die Sicherheit und Gesundheit nicht gefährden, z. B. Wohn- und Mischgebiete mit Wohnbe- bauung und/oder Einzelhandel und Kleinge- werbe ohne zu Wohn- oder Gewerbezeck- gen genutzte Untergeschosse	2	3	20
(3) stark	mittel bis stark	Bereiche, in denen Überflutungen lokal zu größeren Schäden oder Nutzungseinschrän- kungen führen oder die Sicherheit und Gesundheit potenziell gefährden kön- nen, z. B. Stadtzentren, Wohngebiete mit zu Wohn- oder Gewerbezecken genutzten Untergeschossen, Gewerbe-/Industriege- biete, Verkehrswege und Flächen von be- sonderer Bedeutung, Tiefgaragen und ver- kehrstechnisch untergeordnete Straßenunterführungen	3	5	30
(4) sehr stark	sehr stark	Bereiche, in denen Überflutungen zu wech- selnd größeren Schäden oder Nutzungseinschrän- kungen führen oder die Sicherheit und Gesund- heit akut gefährden können, z. B. Bereiche mit kritischer Infrastruktur, Tiefbahnhof-Zugänge oder verkehrstechnisch übergeordnete Infrastrukturen/Tiefgaragen	5	10	50

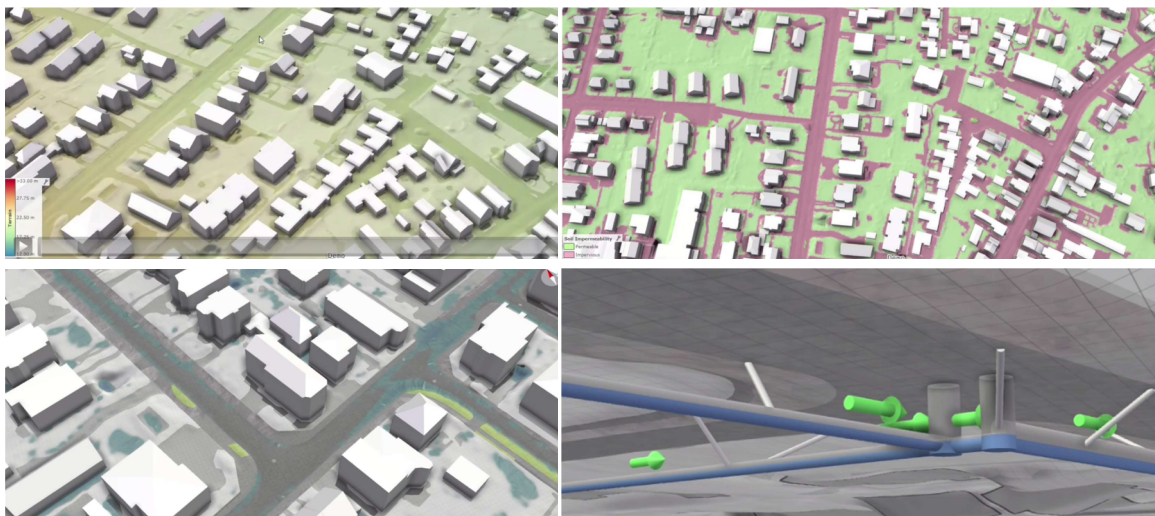
HAMBURG WASSER | Praxiserfahrung Überflutungsprüfung | 36. Norddeutsches Kolloquium zur Abwasserwirtschaft

Agenda

- 01 Einleitung
- 02 Grundlagen**
- 03 Schutzniveau
- 04 Anwendungsfälle



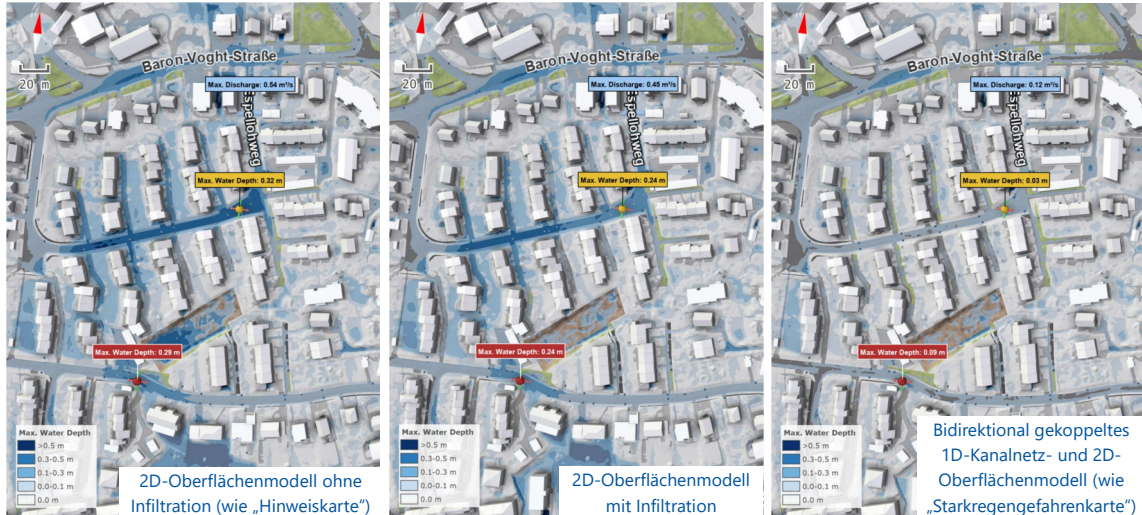
02 Grundlagen: Blick ins Modell (Impressionen aus Video)



HAMBURG WASSER | Praxiserfahrung Überflutungsprüfung | 36. Norddeutsches Kolloquium zur Abwasserwirtschaft

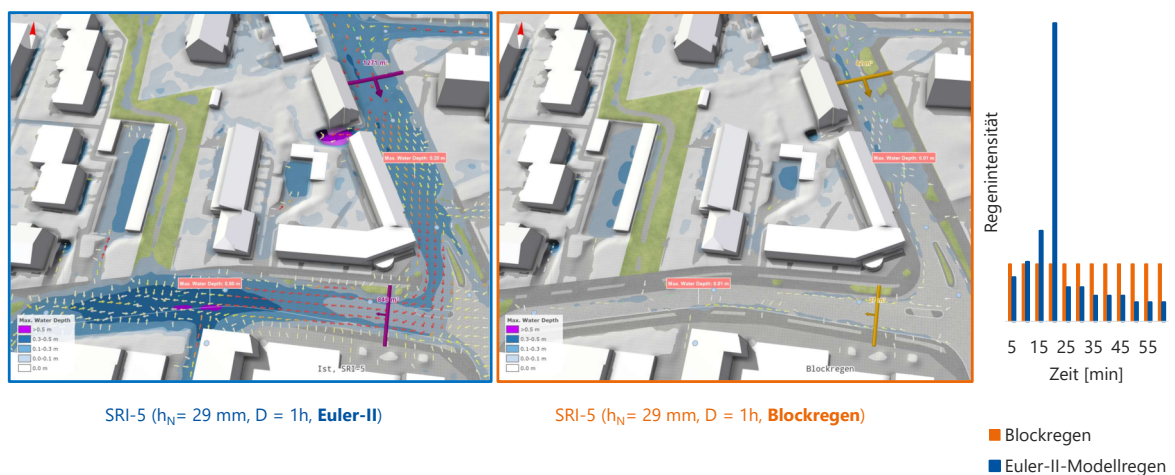
02 Grundlagen: Modellvarianten

SRI-5



HAMBURG WASSER | Praxiserfahrung Überflutungsprüfung | 36. Norddeutsches Kolloquium zur Abwasserwirtschaft

02 Grundlagen: Modellvarianten



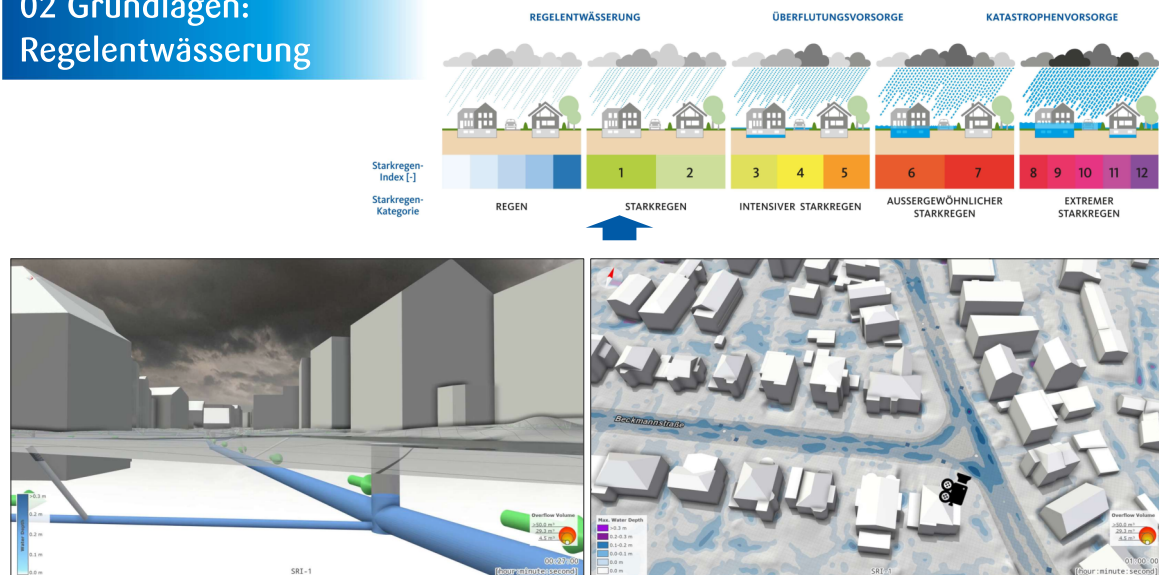
HAMBURG WASSER | Praxiserfahrung Überflutungsprüfung | 36. Norddeutsches Kolloquium zur Abwasserwirtschaft

02 Grundlagen: Modellkomponenten

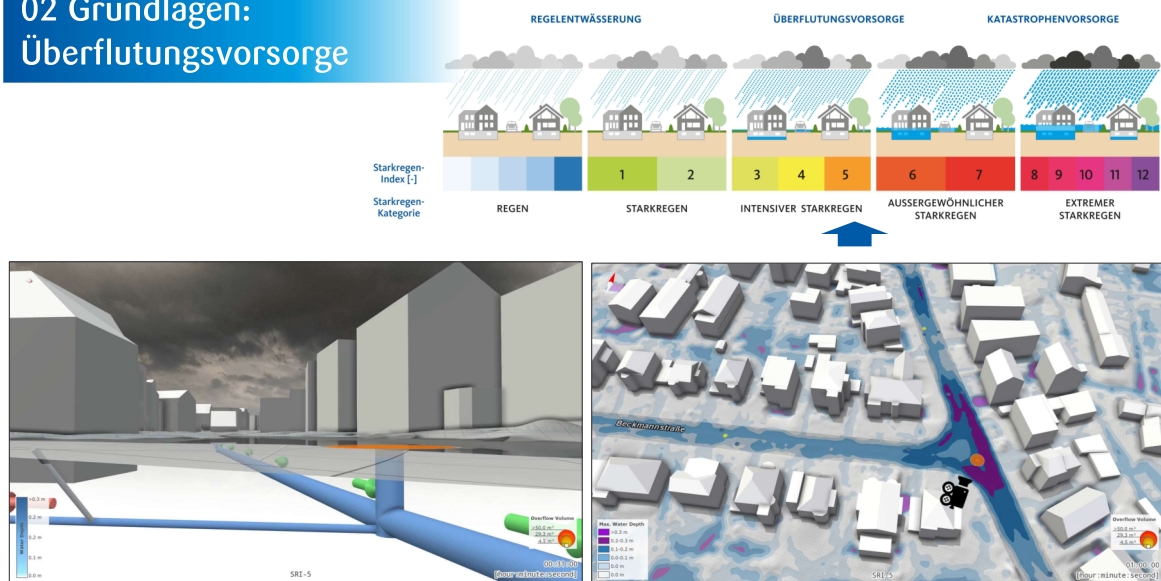


HAMBURG WASSER | Praxiserfahrung Überflutungsprüfung | 36. Norddeutsches Kolloquium zur Abwasserwirtschaft

02 Grundlagen: Regelentwässerung

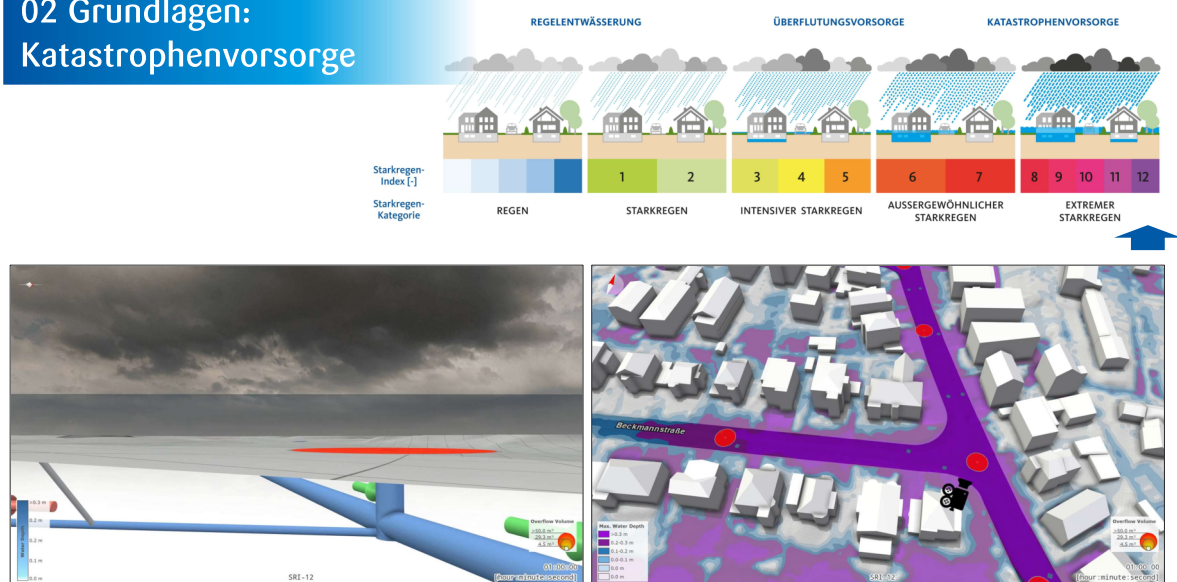


02 Grundlagen: Überflutungsvorsorge



HAMBURG WASSER | Praxiserfahrung Überflutungsprüfung | 36. Norddeutsches Kolloquium zur Abwasserwirtschaft

02 Grundlagen: Katastrophenvorsorge



HAMBURG WASSER | Praxiserfahrung Überflutungsprüfung | 36. Norddeutsches Kolloquium zur Abwasserwirtschaft

Agenda

- 01 Einleitung
- 02 Grundlagen
- 03 Schutzniveau**
- 04 Anwendungsfälle



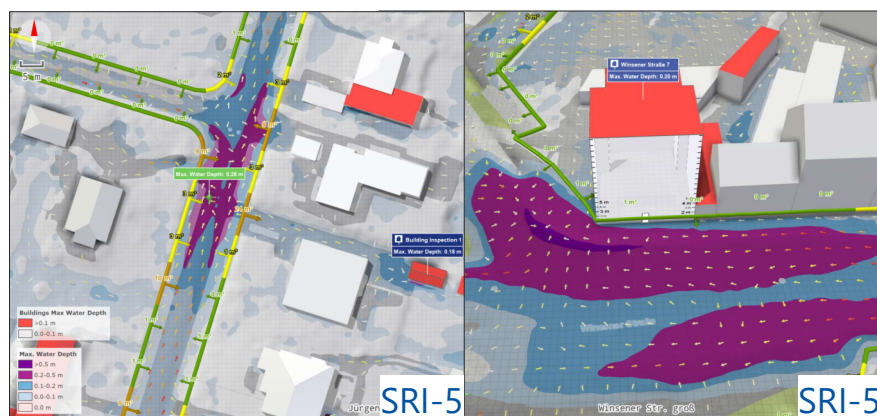
03 Schutzniveau: Modellansicht

* Kriterien sind vorläufig und befinden sich in einer ersten Testphase

Screening-Kriterien

(Testphase*) i.d.R. mit SRI-5:

- Straßensenken mit > 20 cm
- Abfluss von öffentlichen Flächen auf private (bebaute) Grundstücke
- Betroffenheit von Gebäuden mit > 10 cm durch Einfluss Zuflüssen aus öffentlichen Flächen
- „Selbstflutende Grundstücke“ werden nicht betrachtet



Straßenüberflutung
Zuflüsse auf Grundstücke
Gebäudebetroffenheit

Schutzniveau
zu gering

Straßenüberflutung
Zuflüsse auf Grundstücke
Gebäudebetroffenheit

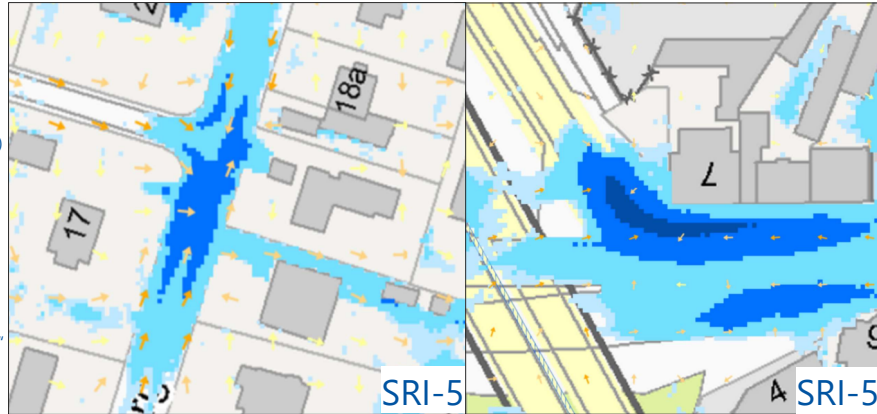
Schutzniveau
zu gering

03 Schutzniveau: Starkregengefahrenkarte

* Kriterien sind vorläufig und befinden sich in einer ersten Testphase

Screening-Kriterien (Testphase*) i.d.R. mit SRI-5:

- Straßensenken mit > 20 cm
- Abfluss von öffentlichen Flächen auf private (bebaute) Grundstücke
- Betroffenheit von Gebäuden mit > 10 cm durch Einfluss Zuflüssen aus öffentlichen Flächen
- „Selbstflutende Grundstücke“ werden nicht betrachtet



Straßenüberflutung
Zuflüsse auf Grundstücke
Gebäudebetroffenheit

Schutzniveau
zu gering

Straßenüberflutung
Zuflüsse auf Grundstücke
Gebäudebetroffenheit

Schutzniveau
zu gering

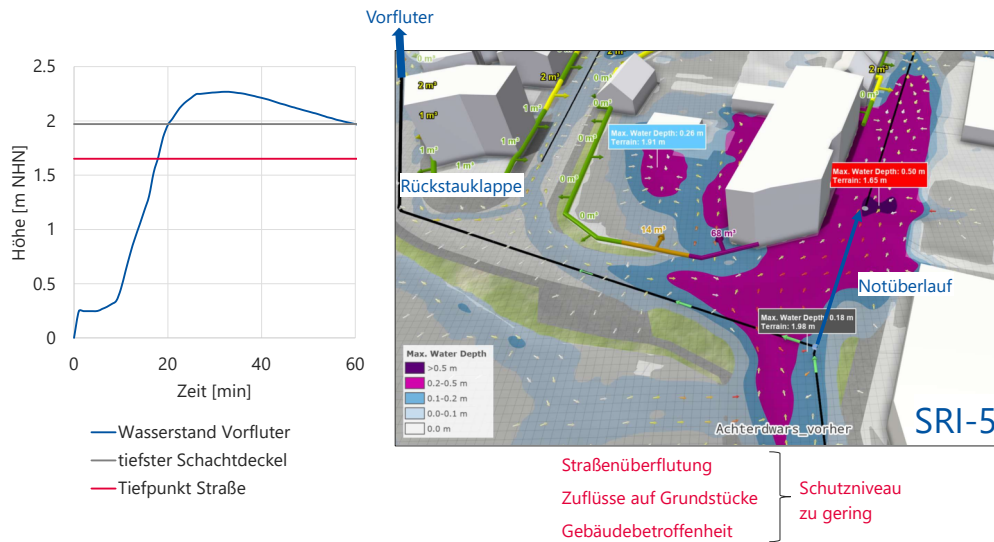
HAMBURG WASSER | Praxiserfahrung Überflutungsprüfung | 36. Norddeutsches Kolloquium zur Abwasserwirtschaft

Agenda

- 01 Einleitung
- 02 Grundlagen
- 03 Schutzniveau
- 04 Anwendungsfälle**

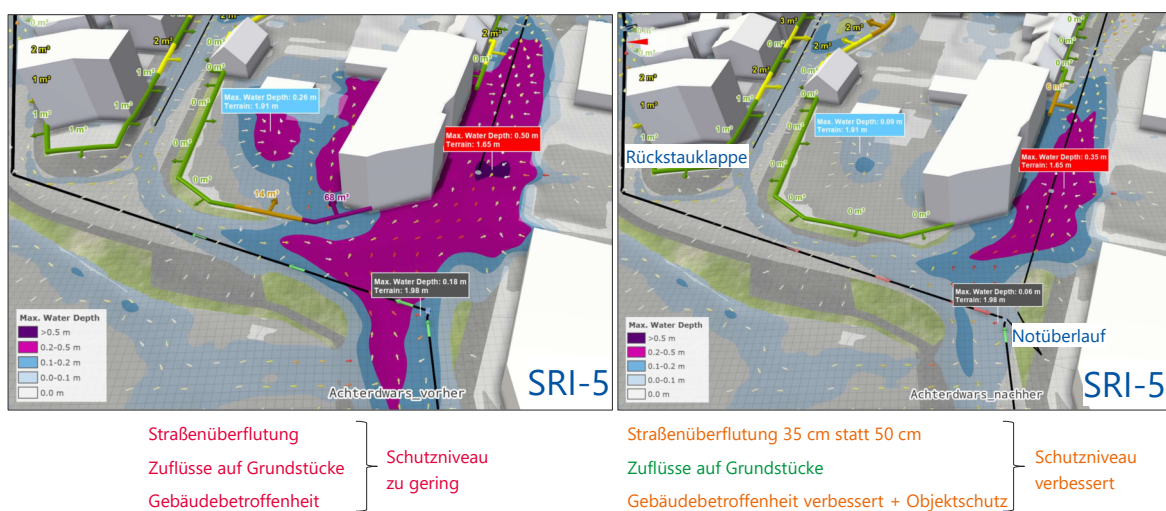


04 Anwendungsfälle: Beispiel 1 – Bestandssituation



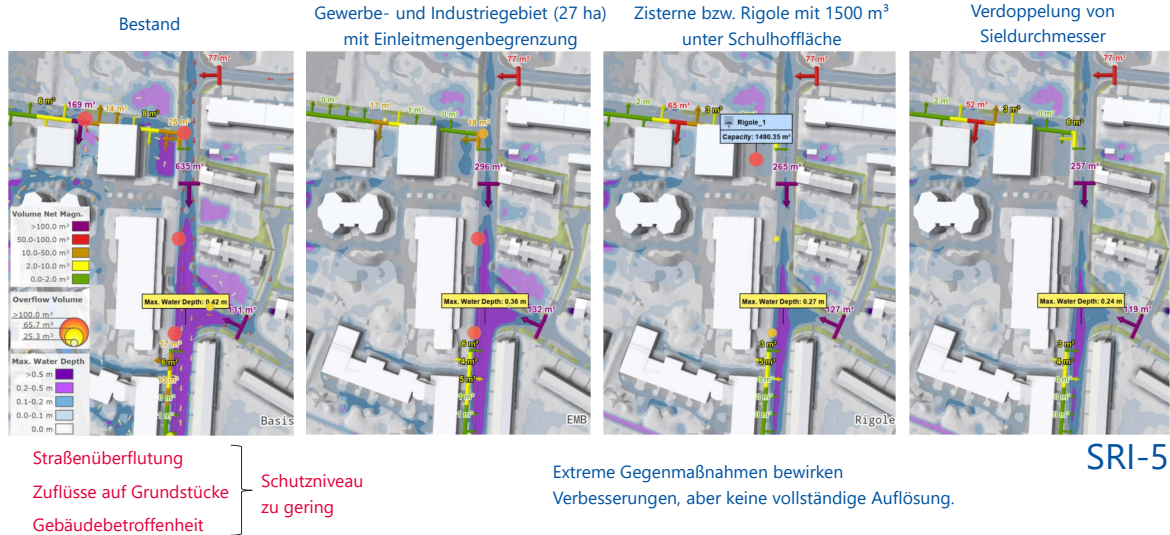
HAMBURG WASSER | Praxiserfahrung Überflutungsprüfung | 36. Norddeutsches Kolloquium zur Abwasserwirtschaft

04 Anwendungsfälle: Beispiel 1 – Auswirkungen der Gegenmaßnahmen



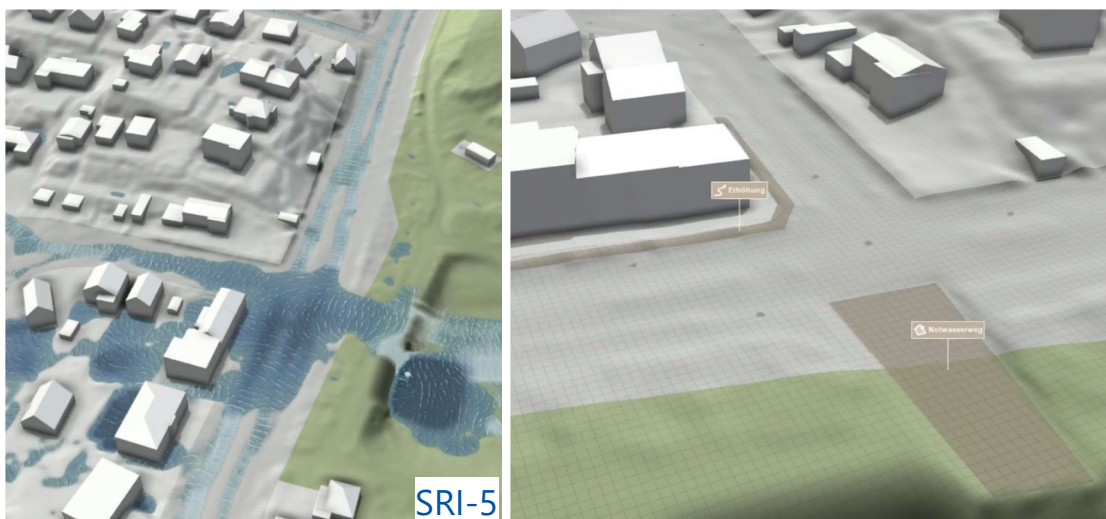
HAMBURG WASSER | Praxiserfahrung Überflutungsprüfung | 36. Norddeutsches Kolloquium zur Abwasserwirtschaft

04 Anwendungsfälle: Beispiel 2



HAMBURG WASSER | Praxiserfahrung Überflutungsprüfung | 36. Norddeutsches Kolloquium zur Abwasserwirtschaft

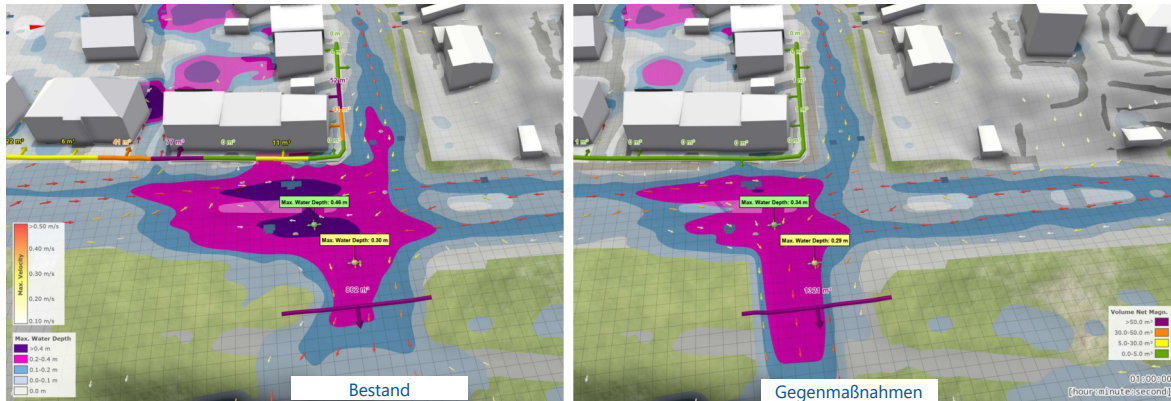
04 Anwendungsfälle: Beispiel 3 – Bestandsituation und Gegemaßnahme



HAMBURG WASSER | Praxiserfahrung Überflutungsprüfung | 36. Norddeutsches Kolloquium zur Abwasserwirtschaft

04 Anwendungsfälle: Beispiel 3 – Vergleich

SRI-5



Straßenüberflutung
Zuflüsse auf Grundstücke
Gebäudebetroffenheit

Schutzniveau
zu gering

Straßenüberflutung 34 cm statt 46 cm
Keine Zuflüsse auf Grundstücke
Keine Gebäudebetroffenheit

Schutzniveau
verbessert

HAMBURG WASSER | Praxiserfahrung Überflutungsprüfung | 36. Norddeutsches Kolloquium zur Abwasserwirtschaft

Zusammenfassung

- Starkregengefahrenkarten sind immer das Ergebnis von Modellannahmen, Datengrundlagen und gewählten Randbedingungen. Ihre Interpretation ist komplex und erfordert für vertiefte Analysen ein hohes Maß an Hintergrundwissen.
- Für die praktische Anwendung braucht es gleichzeitig pragmatische Kriterien zur Einordnung und Bewertung einzelner Situationen.
- Praxiserfahrungen für Überflutungsvorsorge:
 - Die Lösung liegt nur selten im Ausbau des Sietnetzes (+ i.d.R. begrenzte Einleitkapazität)
 - Häufig sind Maßnahmen an der Oberfläche erfolgversprechender.
 - Nicht jedes theoretische Überflutungsproblem lässt sich mit öffentlichen Gegenmaßnahmen im verhältnismäßigen Aufwand lösen.
- Bereits die Analyse der Situation schafft eine belastbare Grundlage, um Handlungsbedarfe, Gelegenheitsfenster und Prioritäten zu erkennen sowie fachlich fundierte Aussagen zu treffen.

HAMBURG WASSER | Praxiserfahrung Überflutungsprüfung | 36. Norddeutsches Kolloquium zur Abwasserwirtschaft



Überflutungsvorsorge ist eine kommunale Gemeinschaftsaufgabe

Vielen Dank für Ihre Aufmerksamkeit!

Andreas Baier
Andreas.Baier@hamburgwasser.de

Foto: Ulrich Perny / H&M

Ökobilanzierung von Kanalbaumaßnahmen – Entwicklungen und Einflussfaktoren

Stefan Dollhopf, M.Sc., Prof. Dr.-Ing. Ingo Weidlich

HafenCity Universität Hamburg, Henning-Voscherau-Platz 1., 20457 Hamburg

E-Mail: stefan.dollhopf@hcu-hamburg.de

ZUSAMMENFASSUNG

Die Berücksichtigung von Treibhausgasemissionen im Bauwesen gewinnt durch kürzlich erweiterte regulatorische Vorgaben zunehmend an Bedeutung, auch die Planung und Umsetzung von Kanalbaumaßnahmen ist diesbezüglich im Hinblick auf den künftigen Baubedarf untersuchungsrelevant. Der Beitrag untersucht das Treibhauspotenzial verschiedener Bauweisen des Kanalbaus und optimiert bestehende Bilanzierungsansätze durch die Einbindung aktueller Ökobilanzdaten. Die Ergebnisse zeigen, dass vor allem bauliche Randbedingungen einen wesentlichen Einfluss auf die Ergebnisse haben. Insbesondere Asphaltarbeiten tragen erheblich zum Treibhauspotenzial der gesamten Maßnahme bei.

1 EINLEITUNG

Um nachhaltige Infrastrukturen zu schaffen müssen bestehende Infrastruktursysteme langfristig erhalten und stetig an neue Anforderungen angepasst werden. Dies zeichnet sich auch am Bestand und Zustand der öffentlichen Kanalisation in Deutschland ab. Der vorhandene Bestand umfasst etwa 600.000 Kilometer und weist einen hohen Instandhaltungs- und Erneuerungsbedarf auf (Berger et al., 2020), gleichzeitig führt der Umbau vom Misch- hin zum Trennsystem und die zunehmende Urbanisierung zu weiterem Baubedarf.

Die Umsetzung von Infrastruktur-Baumaßnahmen ist vornehmlich an technischen und ökonomischen Maßgaben orientiert. Mit der Förderung des nachhaltigen Bauens findet jedoch auch die Bewertung globaler Umweltwirkungen Einzug in die Planungs- und Entscheidungsprozesse. Die bislang lokal ausgerichteten ökologischen Begleitprozesse der Planung, wie beispielsweise die Umweltverträglichkeitsprüfung (UVP) oder der Landschaftspflegerische Begleitplan (LBP), werden damit um eine weitere Betrachtungsebene ergänzt. Dabei rückt in der Regel die Bilanzierung von Treibhausgasemissionen (THG-Emissionen) in den Fokus. Die umgangssprachlich häufig als „CO₂-Bilanzierung“ bezeichnete Bewertung wird meistens über die Ermittlung des Treibhauspotenzials (Global Warming Potential, GWP) im Rahmen einer Ökobilanzierung, oder kurz Ökobilanz umgesetzt.

Im Bauwesen haben sich hinsichtlich der gesetzlichen Vorgaben bezüglich THG-Bilanzierungen und der Normierung der Ökobilanz im Bauwesen in den vergangenen Jahren wesentliche

Veränderungen und Entwicklungen ergeben. Ziel der Arbeit ist deshalb zunächst, einen Überblick über den aktuellen Stand hinsichtlich der gesetzlichen Vorgaben, der relevanten Normierung sowie der praktischen Anwendung, im Bauwesen zu geben.

Im Weiteren wird das Treibhauspotenzial für ausgewählte Bauprozesse des Kanalbaus auf Grundlage eigener Berechnungsansätze ermittelt. Dabei werden insbesondere die maßgebenden Einflussgrößen identifiziert und die Ergebnisse hinsichtlich ihrer Sensitivität diskutiert. Abschließend wird ein Ausblick auf Möglichkeiten zur zielgerichteten Einbindung der ökologischen Bewertung in Planungs- und Entscheidungsprozesse gegeben.

2 STATUS QUO THG-BILANZIERUNG UND ÖKOBILANZ

2.1 Gesetzliche Anforderungen

Seit der Novelle des Klimaschutzgesetzes 2019 besteht für Bauvorhaben, im Rahmen von Planfeststellungsverfahren, die Anforderung, Auswirkungen durch Treibhausgasemissionen in den planungsrechtlichen Abwägungsprozess einzubeziehen. Dies wird im sogenannten Berücksichtigungsgebot des § 13 KSG explizit formuliert:

„Kommen mehrere Realisierungsmöglichkeiten in Frage, dann ist in Abwägung mit anderen relevanten Kriterien mit Bezug zum Ziel der jeweiligen Maßnahme solchen der Vorzug zu geben, mit denen das Ziel der Minderung von Treibhausgasemissionen über den gesamten Lebenszyklus der Maßnahme zu den geringsten Kosten erreicht werden kann.“

Damit sind die Auswirkungen auf die Treibhausgasemissionen bei entsprechenden Planungs- und Abwägungsentscheidungen über den Lebenszyklus einer Maßnahme zu berücksichtigen. Eine fehlende oder unzureichende Berücksichtigung der Klimawirkungen kann zu rechtlichen Unsicherheiten führen und die Umsetzung notwendiger Infrastrukturmaßnahmen verzögern. Unzureichende Betrachtungen führten bereits bei der Planfeststellung einer Deponie in Niedersachsen (OVG Niedersachsen, 2024) und dem Neubau der A 26-Ost (Hamburg) (Bundesverwaltungsgericht, 2025) zu Verzögerungen.

Eine weitere bedeutende Entwicklung hinsichtlich der THG-Bilanzierung ergibt sich aus der Einführung der verpflichtenden Nachhaltigkeitsberichterstattung durch die Corporate Sustainability Reporting Directive (CSRD) (EU, 2022). Im Rahmen der Nachhaltigkeitsberichterstattung werden neben den direkten Emissionen eines Unternehmens auch relevante Emissionen entlang der vor- und nachgelagerten Wertschöpfungskette betrachtet. Für Ver- und Entsorgungsunternehmen können dabei insbesondere Investitionen in die bestehende Infrastruktur und deren Neubau unter diese Verordnung fallen. Damit gewinnt die Erfassung und Bewertung der mit Infrastrukturmaßnahmen verbundenen THG-Emissionen auch unabhängig von einzelnen Planfeststellungsverfahren an Bedeutung.

2.2 Stand des Wissens und bestehende Leitfäden für den Kanalbau

Umfassende Ökobilanzen des Kanalbaus wurden unter anderem in wissenschaftlichen Studien in (Petit-Boix et al., 2014), (Morera et al., 2016) und (Vahidi et al., 2016) durchgeführt. Dabei steht meist der Materialvergleich der Rohrleitungen im Fokus. Nach den Ergebnissen dieser Studien weisen Kanäle aus Beton häufig ein geringeres GWP auf als Kanäle aus anderen Rohrwerkstoffen. Darüber hinaus zeigen die Studien, dass die Bauprozesse, beispielsweise Erdarbeiten, Transport und die Wiederherstellung der Oberfläche, einen relevanten Anteil an den Umweltwirkungen ausmachen. Die Ergebnisse unterscheiden sich jedoch teils deutlich durch die unterschiedlich definierten Rahmenbedingungen, wie die Festlegung der technischen Nutzungsdauer, dem baulichen Umfeld und auch den Quellen der ökologischen Daten.

Um belastbare Ergebnisse für Rahmenbedingungen in Deutschland zu generieren, wurden deshalb eigens Bilanzierungsansätze entwickelt (Dollhopf, 2022). Der Kern der Arbeit besteht in der detaillierten Analyse des Baubetriebs in Verbindung mit den vorhandenen Baubetriebsdatensätzen der ÖkobaDat. Dadurch können die Umweltwirkungen einzelner Bauprozesse differenziert und detailliert bilanziert werden. Die verwendeten ökologischen Baudaten basierten auf Datensätzen der ÖkobaDat aus dem Jahr 2020.

Durch den zunehmenden Handlungsdruck hinsichtlich der Bilanzierung von Treibhausgasemissionen im Rahmen des CSRD wurden für den Kanalbau jüngst auch verschiedene Leitfäden und Empfehlungen erarbeitet. Hervorzuheben ist hierbei insbesondere der Leitfaden zu Scope-3-Emissionen (Berliner Wasserbetriebe et al., 2024), welcher in Kooperation verschiedener Ver- und Entsorgungsträger erarbeitet wurde. Dieser bietet unterschiedliche Ansätze zur Ermittlung der THG-Emissionen und ermöglicht unter anderem eine detaillierte, baustellenspezifische Berechnung. Ergänzend wird auch ein vereinfachter Ansatz über Material- und Energiemengen angeboten. Bei der Durchsicht der zugrunde liegenden Tabellen ist jedoch festzustellen, dass die verwendeten Kennwerte teilweise auf unterschiedlichen Quellen basieren. Bei der Verwendung verschiedener Datenquellen ist auf eine konsistente und kohärente Datengrundlage zu achten, um die Vergleichbarkeit der Ergebnisse sicherzustellen.

Ein anderer Ansatz zur THG-Bilanzierung wird vom Rohrleitungsbauverband (RBV) im Rahmen eines Infopoints (Behrmann et al., 2025) präsentiert. Dieser empfiehlt eine Ermittlung der THG-Emissionen über den Kraftstoffverbrauch der auf der Baustelle eingesetzten Baugeräte. Dieser Ansatz bietet sich für die praktische Anwendung für Baufirmen an, da Auftragnehmer über detaillierte Daten zu Kraftstoffverbräuchen und eingesetzten Baugeräten verfügen.

Die unterschiedlichen Ansätze zeigen, dass für die Bilanzierung des Kanalbaus bereits verschiedene Möglichkeiten bestehen, sich jedoch hinsichtlich Detaillierungsgrad, Datenbedarf und Abbildungsgenauigkeit des tatsächlichen Bauprozesses unterscheiden.

Gleichzeitig unterscheiden sich auch die Anforderungen der beteiligten Akteure. Während für die Planung einer konkreten Baumaßnahme eine detaillierte Betrachtung der eingesetzten Baustoffe und Bauprozesse erforderlich sein kann, steht für Auftragnehmer die praxisnahe Erfassung der tatsächlich auf der Baustelle anfallenden Verbräuche im Vordergrund. Für Ver- und Entsorgungsunternehmen können die ermittelten Emissionen wiederum Bestandteil einer unternehmensbezogenen Scope-3-Bilanzierung sein. Bei der Verknüpfung dieser unterschiedlichen Bilanzierungsansätze sind daher klare Bilanzgrenzen und eine eindeutige Zuordnung der Emissionen erforderlich. Überschneidungen zwischen den Bilanzierungen verschiedener Akteure lassen sich bei Scope-3-Betrachtungen grundsätzlich nicht vollständig vermeiden, jedoch können Bilanzierungen voneinander getrennt werden, wenn Rahmenbedingungen und Systemgrenzen transparent definiert und konsistente ökologische Daten verwendet werden. Dies entspricht auch den methodischen Grundsätzen der Ökobilanz.

2.3 Normierung der Ökobilanz im Bauwesen

Eine Ökobilanz wird in der Regel auf Grundlage der übergeordneten Normen DIN EN ISO 14040 und DIN EN ISO 14044 durchgeführt, welche die methodischen Grundlagen und Anforderungen an die Durchführung einer Ökobilanz definieren. Die Methodik umfasst vier Phasen: die Definition von Ziel und Untersuchungsrahmen, die Sachbilanz, die Wirkungsabschätzung und die Interpretation. Die betrachteten Lebenszyklusphasen und Systemgrenzen werden im Rahmen der Definition von Ziel und Untersuchungsrahmen festgelegt. Eine Ökobilanz kann den gesamten Lebenszyklus eines Bilanzobjekts oder ausgewählte Lebenszyklusphasen umfassen.



Bild 1: Modularer Aufbau der Normstruktur „Nachhaltigkeit von Bauwerken“

Die Normierung der Ökobilanz im Bauwesen ist in verschiedenen Ebenen gegliedert (vgl. Bild 1) und ist ein Teil der Nachhaltigkeitsbewertung von Bauwerken. Die Struktur umfasst dabei die allgemeinen Rahmenbedingungen, die Anwendung auf Bauwerksebene mit der

Gliederung des Lebenszyklus in einzelne Module sowie die DIN EN 15804 auf Produktebene, für die Erstellung von Umweltproduktdeklarationen (EPD) für Bauprodukte.

Insbesondere in der ökologischen Dimension der Nachhaltigkeitsbewertung, in der die Ökobilanz verortet ist, haben sich in den vergangenen Jahren zahlreiche Anpassungen ergeben. Mit der Einführung der DIN EN 15804+A2 wurden die Vorgaben für Umweltproduktdeklarationen weiterentwickelt und die Wirkungsabschätzung angepasst. Infolgedessen mussten bestehende Umweltproduktdeklarationen sukzessive an die neuen Anforderungen angepasst bzw. neu erstellt werden.

Mit der Einführung der DIN EN 17472 liegt zudem eine Norm vor, die sich konkret mit der Nachhaltigkeitsbewertung von Ingenieurbauwerken befasst. Sie enthält im Hinblick auf die Ökobilanz unter anderem Vorgaben zur Festlegung des Bilanzrahmens und der zu bilanzierenden Module. Die Norm kann damit auch als methodische Grundlage für die ökologische Bewertung von Kanalbaumaßnahmen herangezogen werden.

3 METHODIK

Im Rahmen des vorliegenden Beitrags werden die bestehenden Bilanzierungsansätze aus (Dollhopf, 2022) angepasst und weiterentwickelt und damit eine THG-Bilanzierung für verschiedene Bauweisen des Kanalbaus verwendet. Der Kern der bisherigen Arbeit liegt in der detaillierten Analyse des Baubetriebs in Verbindung mit den verfügbaren Baubetriebsdatensätzen der ÖkobaDat. Dadurch können die Umweltwirkungen der einzelnen Bauprozesse des Kanalbaus transparent und detailliert bilanziert werden. Die bestehende Arbeit berücksichtigt hier bereits verschiedene Rohrwerkstoffe und enthält auch Schachtbauwerke als integralen Bestandteil der Kanalisation.

Im vorliegenden Beitrag wird nun auch eine Sensitivitätsbetrachtung durchgeführt, um den Einfluss ausgewählter Randbedingungen und Annahmen auf die Ergebnisse zu untersuchen. Des Weiteren wird die Datengrundlage durch die Einbindung aktueller ökologischer Datensätze aktualisiert. Die zuvor verwendeten Baudaten stammen aus dem Jahr 2020 und basieren auf der DIN EN 15804 ohne Anhang A2. Durch die Aktualisierung der Datengrundlage soll die Bilanzierung auf den aktuellen Stand der Ökobilanzdaten angepasst werden. Für die detaillierte baubetriebliche Kalkulation wird auf die bestehende Arbeit verwiesen, Abweichungen und generell die Definition des Ziels und des Bilanzrahmens werden im Folgenden erläutert.

Das Ziel der Untersuchung ist die Erstellung von THG-Bilanzierung mit einer Berechnung des GWPs mit einer Ökobilanz für verschiedene Bauweisen des Kanalbaus sowie die Sensitivitätsanalyse der Ergebnisse. Die Bilanzierung wird im Hinblick auf die Methode nach DIN EN ISO 14040/44 sowie hinsichtlich der Strukturierung des Lebenszyklus in Anlehnung an DIN EN 17472 durchgeführt. Als Rahmenbedingungen werden repräsentative und aktuelle Annahmen (Geräteinsatz und Transportentfernung) für Baustellen in urbanen Räumen in

Deutschland herangezogen. Die Bilanzierung erfolgt bezogen auf einen laufenden Meter Kanaltrasse [lfm.] mit den ökologischen Baudaten der Ökobaudat nach DIN EN 15804+A2. Bei den Daten handelt es sich um die Ökobaudat-Version 2024-II vom 22.07.2026 (BMWSB, 2026). Als Wirkungskategorie wird das Globale Erwärmungspotenzial, GWP_{total} in der Einheit [kgCO₂-eq.] verwendet. Hinsichtlich des Lebenszyklus werden die Herstellungsphase mit den Modulen A1 bis A3, die Errichtungsphase mit den Modulen A4 (Transport) und A5 (Errichtung) sowie die Phase des Lebenszyklusendes mit den Modulen C1 bis C3 bilanziert (siehe Bild 2). Modul D wird von der Betrachtung ausgenommen, da die darin ausgewiesenen potenziellen Gutschriften außerhalb der Systemgrenze des betrachteten Lebenszyklus liegen, dies entspricht der Vorgabe aus DIN EN 17472. Eine Ausnahme bilden Gutschriften aus dem Asphaltausbau, die im Rahmen der Bilanzierung berücksichtigt werden. Da auch die Nutzungsphase nicht betrachtet wird, wird für die Untersuchung keine technische Nutzungsdauer festgelegt.

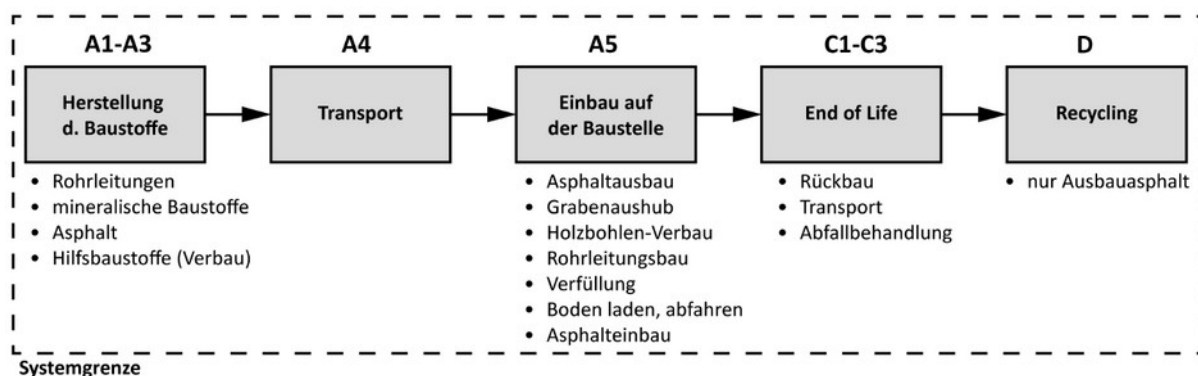


Bild 2: Systemgrenze hinsichtlich des Lebenszyklus für die Bilanzierung

Die Bilanzierung erfolgt nur für den Kanal ohne Schächte. Dabei wird für den Tief- und Rohrleitungsbau zunächst eine Mengenermittlung erstellt. Dies beinhaltet die Herstellung von Rohrleitungen, mineralischen Baustoffen, Asphalt und Hilfsbaustoffen über die Module A1 bis A3 Datensätze der Baustoffe. Der Transport wird anhand mittlerer Transportentfernungen, siehe (Dollhopf, 2022), in Deutschland und dem LKW-Datensatz, berücksichtigt. Die Bilanzierung des Einbaus erfolgt über die zentralen Bauleistungen Asphaltausbau, Grabenaushub, Vebau, Rohrleitungsbau, Verfüllung, Erdtransporten und Asphalteinbau. Für diese Bauleistungen wird der Kraftstoffverbrauch je Leistung und Mengeneinheit ermittelt und über einen Datensatz für Baumaschinen bilanziert. Die Bilanzierung der End-of-Life-Phase erfolgt auf Grundlage der Module C1 bis C3 der jeweiligen Baustoffdatensätze. Sofern für einzelne Baustoffe keine entsprechenden Angaben in den Datensätzen vorliegen, werden die Module C1 (Rückbau) und C2 (Transport) anhand eigener Annahmen ergänzt. Die Berechnung des GWP für die bilanzierten Lebenszyklus Module ist in Bild 3 dargestellt.

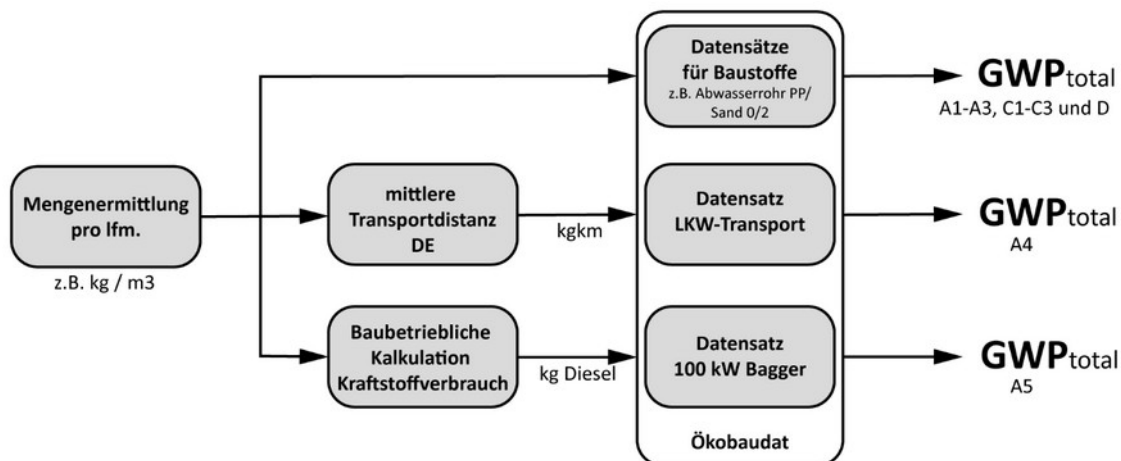


Bild 3: Berechnung des GWP Kanalbaus

Für die Untersuchung werden die Rohrwerkstoffe Stahlbeton (StB), Polypropylen (PP) und Steinzeug (Stz) in verschiedenen Nennweiten bilanziert. Als Referenzszenario wird eine Sohltiefe von 3,0 m und eine Lage des Kanals innerhalb einer bestehenden Straße mit einer Asphaltstärke von 20 cm angesetzt. Die erforderliche Mindestgrabenbreite wird nach DIN EN 1610 bestimmt und um 0,12 m für den Einsatz eines Hamburger Verbaus mit Holzbohlen erweitert. Die Leitungszone wird mit feinkörnigem Bodenmaterial ausgeführt, die Ökobilanz bietet hier zur Bilanzierung einen Datensatz für Sand 0/2. Der beim Grabenaushub anfallende Boden wird, soweit möglich, zur Verfüllung oberhalb der Leitungszone wiederverwendet. Überschüssiges Bodenmaterial wird geladen und abgefahren. Für die Verfüllung werden neben den erforderlichen Baggerarbeiten auch die anfallenden Verdichtungsarbeiten berücksichtigt.

Abweichungen zu den bisherigen Bilanzierungsansätzen bestehen hauptsächlich in der nicht Berücksichtigung der Recycling Phase D, der ergänzenden Betrachtung eines Leitungsgrabenverbaus und der Ergänzung der Nennweite PP DN 160, sowie der großen StB Nennweiten DN 700 und DN 800. Bei den Verlegearbeiten wird ein leicht reduzierter Arbeitszeit-Ansatz bei kleinen PP Rohren berücksichtigt. Da der Verbau einen Hilfsbaustoff darstellt, wird bei der Bilanzierung von einer 10-fachen Nutzung der Holzbohlen ausgegangen. Demnach wird nur ein Zehntel der Herstellung (A1-A3) und der Abfallbehandlung (C1-C3) in der Bilanzierung berücksichtigt. Die Bilanzierung des Verbaus erfolgt mit dem Datensatz „Nadelschnittholz - frisch (Durchschnitt DE)“.

4 ERGEBNISSE

Die Ergebnisse des GWP in [kg CO₂-eq./lfm.] werden zunächst für die drei untersuchten Rohrwerkstoffe und die verschiedenen Nennweiten dargestellt. Dabei wird zwischen dem Anteil des Rohrleitungsbaus, bestehend aus Rohrerstellung und Rohrverlegung, und den übrigen Tiefbauarbeiten unterschieden. Die Anteile des Rohrleitungsbaus sind dunkel, die des Tiefbaus hell dargestellt.

Die Ergebnisse zeigen ein breites Spektrum von 128,5 kg CO₂-eq./lfm. für einen Kanal aus PP DN 160 bis 476,4 kg CO₂-eq./lfm. für einen Kanal aus PP DN 630. Bei den kleinen Nennweiten bis DN 300 weist PP das geringste GWP auf. Bei größeren Durchmessern zeigen dagegen Stahlbeton und Steinzeug geringere Werte als Polypropylen. Beim Vergleich von Stahlbeton und Steinzeug ergeben sich unter den angenommenen Randbedingungen nur geringfügige Unterschiede. Kanäle mit Stahlbetonrohren weisen ein etwas geringeres GWP auf.

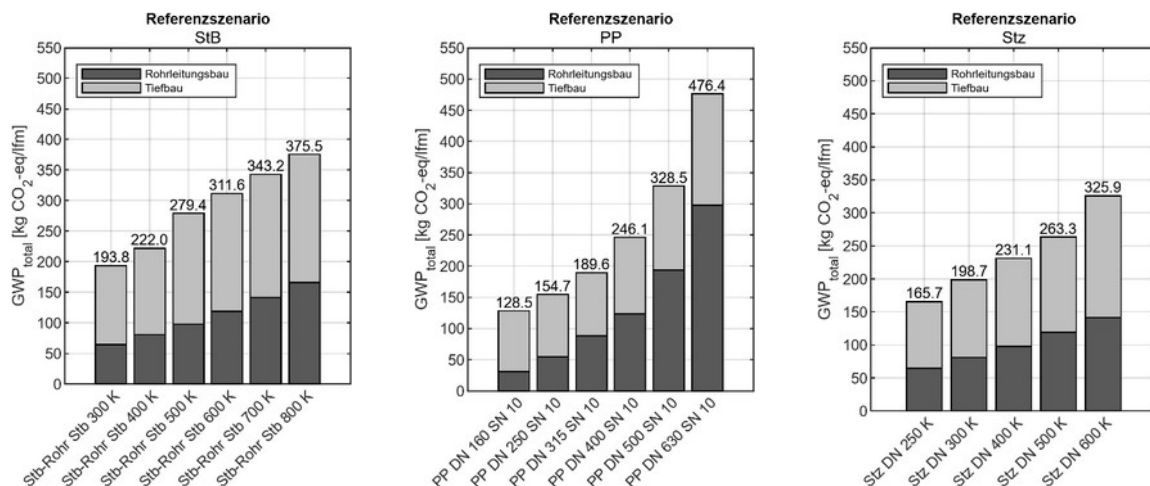


Bild 4 a bis c: Ergebnisse für das GWP im Referenzszenario

Die Ergebnisse liegen in einer ähnlichen Größenordnung wie die vorangegangenen Bilanzierungsergebnisse in (Dollhopf, 2022). Ein direkter Vergleich ist für den Rohrleitungsbau möglich. Zwischen den Untersuchungen bestehen jedoch Unterschiede im Bilanzierungsrahmen und in den zugrunde gelegten Datensätzen, welche sich auf die absoluten Werte auswirken. Auch im Vergleich zu den Ergebnissen von (Morera et al., 2016) zeigt sich eine ähnliche Größenordnung des ermittelten GWP, die Ergebnisse werden deshalb als plausibel bewertet.

Die Anteile des Rohrleitungsbaus bei Stahlbeton und Steinzeug machen bei den kleinen Durchmessern etwa ein Drittel aus und bei den großen Durchmessern macht der Rohrleitungsbau etwa bis 45 % des GWPs aus. Dies zeigt, dass der Tiefbau bei den betrachteten Bauweisen meist den größten Teil des GWPs ausmacht. Lediglich bei den Rohren aus PP mit

den großen Nennweiten DN 500 und DN 630 der PP-Rohre überwiegt der Anteil des Rohrleitungsbaus. Hier wirken sich die fossilen Ausgangsstoffe und die petrochemische Herstellung deutlich auf das Ergebnis aus. Gleichzeitig verdeutlichen die Ergebnisse, dass auch bei den Rohrwerkstoffen mit einem vergleichsweise hohen Anteil des Rohrleitungsbaus der Tiefbau einen wesentlichen Beitrag zum gesamten GWP der Kanalbaumaßnahme leistet.

Deshalb werden im zweiten Teil der Bilanzierung die Parameter des Referenzszenarios auf ihre Beeinflussung des Ergebnisses hin überprüft. Zunächst wird die Sohltiefe variiert und eine Variation mit einer Sohltiefe von 1,6 m und eine Variation mit einer Sohltiefe von 4,5 m bilanziert. Die Ergebnisse der ersten Parametervariation (Sohlentiefe) sind in Bild 5 a bis c dargestellt.

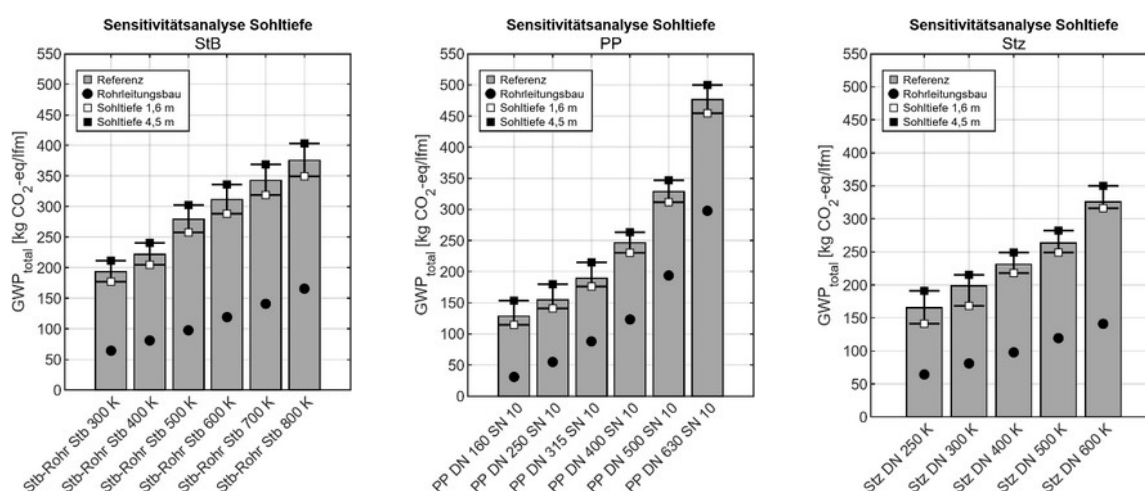


Bild 5 a bis c: Sensitivitätsanalyse der Sohlentiefe verschiedener Kanal-Bauweisen

Die Variation der Sohlentiefe um $-1,4$ m bis $+1,5$ m gegenüber dem Referenzszenario zeigt bei Stahlbetonrohren einen Einfluss auf das GWP von durchschnittlich etwa -8 % bis $+8$ %. Bei PP-Rohren beträgt die Abweichung bei DN 160 etwa -10 % bis $+20$ %. Für die großen Nennweiten liegt sie dagegen bei etwa ± 5 %. Bei Steinzeugrohren ergibt sich für die kleinen Nennweiten eine größere Bandbreite von etwa -15 % bis $+8$ %, während bei den größeren Nennweiten eine Abweichung von etwa -5 % bis $+3$ % festgestellt wird.

Damit zeigt sich, dass die Sohlentiefe vor allem bei kleinen Nennweiten einen deutlichen Einfluss auf das GWP hat. Trotz der technisch anspruchsvolleren Bauausführung bei größeren Sohlentiefen fällt deren Einfluss auf das GWP bei großen Nennweiten vergleichsweise gering aus. Dies ist darauf zurückzuführen, dass mit zunehmender Nennweite der Anteil der Rohrherstellung am Gesamtergebnis steigt und dadurch der Einfluss der tiefenabhängigen Tiefbauleistungen geringer ausfällt.

In einer weiteren Parametervariation wird die Dicke der Asphaltdeckschicht variiert. Es werden ergänzend zum Referenzszenario eine Variation ohne Asphaltdecke (weder beim Aus- noch

Einbau) und eine Variation mit einer 30 cm dicken Asphaltbefestigung berechnet. Das Ergebnis der Parametervariation ist in Bild 6 a bis c dargestellt.

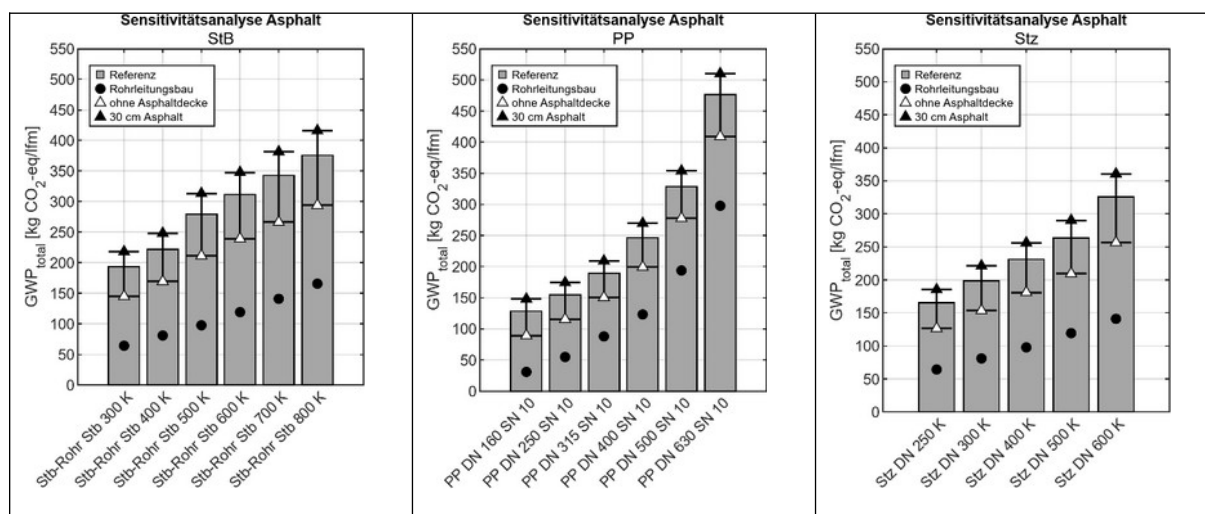


Bild 6 a bis c: Sensitivitätsanalyse der Asphaltbefestigung verschiedener Kanal-Bauweisen

Die zweite Parametervariation, die Änderung der Asphaltstärke, zeigt einen größeren Einfluss auf die Ergebnisse als die Variation der Sohlentiefe.

Bei Stahlbetonrohren ergibt sich über alle Nennweiten eine Abweichung des GWP von durchschnittlich -23 % bis +12 %. Bei den kleinen PP-Rohren beträgt die Abweichung -30 % bis +15 %. Mit zunehmender Nennweite nimmt der relative Einfluss ab und liegt bei PP DN 630 nur noch bei etwa -15 % bis +7 %. Bei Steinzeugrohren zeigt sich ein ähnliches Verhalten wie bei Stahlbeton, mit einer durchschnittlichen Abweichung von etwa -22 % bis +11 %.

Die Ergebnisse zeigen damit eine hohe Sensitivität des GWP gegenüber der Asphaltbefestigung. Der Einfluss ist bei PP und kleinen Nennweiten besonders ausgeprägt und nimmt mit zunehmendem Rohrdurchmesser ab. Ursache hierfür ist der hohe Anteil des Asphalts am Gesamtaufwand kleiner Kanalquerschnitte, während bei größeren Nennweiten die Rohrherstellung einen zunehmend größeren Anteil am GWP einnimmt. Bei Stahlbeton und Steinzeug ist die Sensitivität gegenüber der Asphaltbefestigung konstanter, da der Anteil des Tiefbaus nur leicht zunimmt und bei größeren Nennweiten auch breitere Leitungsgräben, bzw. größere Asphaltmengen anfallen.

Zur weiteren Veranschaulichung der Sensitivität werden die Anteile der einzelnen Bauleistungen für einen Kanal aus DN 400 StB-Rohren im Referenzszenario ausgewertet. In Bild 7a sind die Anteile der Bauleistungen am GWP dargestellt. Auf den ersten Blick zeigt sich der große Anteil des Asphalteinbaus, der knapp ein Drittel des GWP ausmacht. Darüber hinaus wird deutlich, dass der überwiegende Anteil des GWP durch die Bauleistungen Rohrleitung herstellen, Asphalteinbau und Verfüllung verursacht wird. Die Ausbauprozesse weisen dagegen nur einen geringen Anteil auf.

Dieser Unterschied erscheint zunächst bemerkenswert, lässt sich jedoch durch die Betrachtung der Lebenszyklusanteile plausibilisieren. Bei den Herstellungs- und Einbauprozessen fallen alle relevanten Lebenszyklusphasen an, die Herstellung der Bauprodukte, deren Transport und Einbau auf der Baustelle sowie die Prozesse am Ende der Nutzungsdauer. Beim Grabenaushub und beim Abfahren des überschüssigen Bodenmaterials fallen dagegen im Wesentlichen nur Bau- bzw. Transportprozesse an.

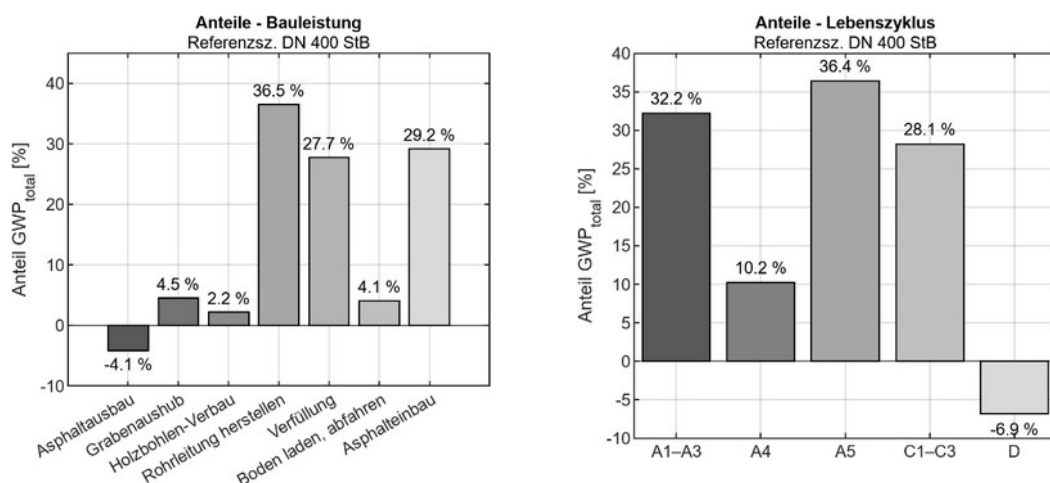


Bild 7 a bis b: Anteile der Bauleistung bzw. Lebenszyklus für Referenzszenario StB DN 400

Der Vergleich der Lebenszyklusanteile zeigt eine relativ gleichmäßige Verteilung zwischen Herstellungs-, Errichtungs- und End-of-Life-Phase. Die Baustellenprozesse weisen mit 36,4 % den größten Anteil auf und liegen damit über dem Beitrag der Herstellung der Bauprodukte in den Modulen A1-A3. Insgesamt entfallen mehr als 75 % des GWP auf die Module A1-A5. Gleichzeitig stellt die End-of-Life-Phase mit 28 % einen relevanten Anteil dar. Die Transporte tragen mit etwa 10 % vergleichsweise wenig zum Gesamtergebnis bei. Dennoch verdeutlicht die Analyse der Lebenszyklus-Anteile die Notwendigkeit der Bilanzierung bis zum Lebenszyklusende, da im vorliegenden Fall auch das Lebenszyklusende mit GWP intensiven Prozessen einhergeht.

Ergänzend ist zu berücksichtigen, dass die verschiedenen Bauweisen ohne Berücksichtigung einer technischen Nutzungsdauer bilanziert wurden. Werden für die Bauweisen unterschiedliche Nutzungsdauern angesetzt, kann dies einen maßgeblichen Einfluss auf die Ergebnisse haben. Auch Erneuerungs- und Instandhaltungsmaßnahmen können aufgrund der hohen Sensitivität gegenüber Asphaltarbeiten einen erheblichen Einfluss auf das GWP haben.

Die Festlegung technischer Nutzungsdauern ist jedoch mit Unsicherheiten verbunden. Um diese zusätzlichen Unsicherheiten nicht in die vorliegende Betrachtung einzuführen, wurde auf die Berücksichtigung unterschiedlicher Nutzungsdauern bewusst verzichtet.

5 FAZIT UND AUSBLICK

Die Untersuchung zeigt, dass die THG-Bilanzierung von Infrastrukturen durch regulatorische Vorgaben wie das Klimaschutzgesetz und die Nachhaltigkeitsberichterstattung an Bedeutung gewonnen hat und zukünftig zunehmend als Kriterium in Planungs- und Entscheidungsprozessen berücksichtigt werden wird. Als Folge dieses zunehmenden Handlungsdrucks wurden für den Kanalbau erste Praxisleitfäden und Empfehlungen zur THG-Bilanzierung entwickelt. Diese unterscheiden sich jedoch hinsichtlich Bilanzierungsrahmen, Datenquellen und Detaillierungsgrad. Eine Vergleichbarkeit und eindeutige Zuordnung von Emissionsbereichen sind dadurch bislang nur eingeschränkt gegeben. Die fortschreitende Normierung schafft gleichzeitig verbesserte Voraussetzungen für eine konsistente Datengrundlage und Bilanzierung.

Für eine belastbare Anwendung ist daher eine transparente Darstellung der Bilanzierungsrahmen, Randbedingungen und verwendeten Umweltindikatoren erforderlich. Nur durch eine konsistente Abgrenzung und Bewertung lassen sich Bilanzierungen verschiedener Stakeholder miteinander verknüpfen und für übergeordnete Entscheidungsprozesse nutzbar machen.

Die Weiterentwicklung der Bilanzierungsansätze ermöglicht Planenden eine bessere Einordnung der Umweltwirkungen eigener Kanalbaumaßnahmen. Die Sensitivitätsanalyse zeigt jedoch, dass die Ergebnisse deutlich von den gewählten Randbedingungen abhängen. Für den Leitungsbau ergibt sich daraus die Notwendigkeit, neben der Wahl des Rohrwerkstoffs auch die baulichen Rahmenbedingungen zu berücksichtigen. Ein wesentlicher Ansatzpunkt liegt dabei in der Herstellung langlebiger Bauwerke und in der Bündelung von Baumaßnahmen, um ein häufiges Öffnen und Wiederherstellen des Straßenoberbaus zu vermeiden.

Darüber hinaus zeigt der hohe Anteil der lokalen Bauprozesse am GWP des Kanalbaus weitere Möglichkeiten zur Reduktion von THG-Emissionen. Neben der Optimierung der Bauabläufe bietet beispielsweise die zunehmende Elektrifizierung von Baumaschinen ein Potenzial zur Verringerung der Emissionen auf der Baustelle. Umweltbezogene Vergabekriterien können dazu beitragen, THG-Emissionen bei der Umsetzung von Kanalbaumaßnahmen zu reduzieren. Eine entsprechende Berücksichtigung in der Vergabe schafft zugleich Anreize für Auftragnehmer, um emissionsärmere Bauverfahren und moderne Baugeräte einzusetzen.

NORMEN

DIN EN ISO 14040:2021-02 - Umweltmanagement - Ökobilanz - Grundsätze und Rahmenbedingungen (ISO 14040:2006 + Amd 1:2020); Deutsche Fassung EN ISO 14040:2006 + A1:2020

DIN EN ISO 14044:2021-02 - Umweltmanagement - Ökobilanz - Anforderungen und Anleitungen (ISO 14044:2006 + Amd 1:2017 + Amd 2:2020); Deutsche Fassung EN ISO 14044:2006 + A1:2018 + A2:2020

DIN EN 15643:2021-12 - Nachhaltigkeit von Bauwerken - Allgemeine Rahmenbedingungen zur Bewertung von Gebäuden und Ingenieurbauwerken; Deutsche Fassung EN 15643:2021

DIN EN 15804:2022-03 - Nachhaltigkeit von Bauwerken - Umweltproduktdeklarationen - Grundregeln für die Produktkategorie Bauprodukte; Deutsche Fassung EN 15804:2012+A2:2019 + AC:2021

DIN EN 15978:2026-09 - Nachhaltigkeit von Bauwerken - Bewertung der Umweltqualität von Gebäuden - Methodik; Deutsche Fassung EN 15978:2026

DIN EN 16306:2014-12 - Nachhaltigkeit von Bauwerken - Bewertung der sozialen Qualität von Gebäuden - Berechnungsmethoden; Deutsche Fassung EN 16309:2014+A1:2014

DIN EN 16627:2015-09 - Nachhaltigkeit von Bauwerken - Bewertung der ökonomischen Qualität von Gebäuden - Berechnungsmethoden; Deutsche Fassung EN 16627:2015

DIN EN 17472:2024-06 - Nachhaltigkeit von Bauwerken - Nachhaltigkeitsbewertung von Ingenieurbauwerken - Rechenverfahren; Deutsche Fassung EN 17472:2022

LITERATUR

Behrmann, S., Köster, P., Meisel, M., Pretzsch, T., Schnippe, K., Schütte, D., & von Brechan, M. (2025): CO₂-Reduzierung auf Baustellen – Grundlagen und Handlungsmöglichkeiten im Leitungsbau, die Sie kennen sollten! Rohrleitungsbauverband e. V.

Berger, C., Falk, C., Hetzel, F., Pinnekamp, J., Ruppelt, J., Schleiffer, P., & Schmitt, J. (2020): Zustand der Kanalisation in Deutschland—Ergebnisse der DWA Umfrage 2020. DWA.

Berliner Wasserbetriebe, Gelsenwasser AG, Hamburg Wasser, hanseWasser Bremen GmbH, Münchner Stadtentwässerung, & StEB Köln. (2024): Bilanzierung von Scope 3-Emissionen—Leitfaden zur Berechnung und Berichterstattung für die Wasserwirtschaft. <https://www.hansewasser.de/unternehmen/scope-3-leitfaden>

BMWSB. (2026): ÖKOBAUDAT (Version ÖKOBAUDAT 2024-II) [Datenbank]. https://www.oekobaudat.de/no_cache/datenbank/suche.html

Bundesverwaltungsgericht. (2025): Klagen gegen den Planfeststellungsbeschluss für den Neubau der A 26-Ost (Hamburg) teilweise erfolgreich [Pressemitteilung Nr. 75/2025].

Dollhopf, S. (2022): Ansätze zur Energie- und CO₂-Bilanzierung bei dem Bau von Entwässerungssystemen; Master-Thesis zur Erlangung des akademischen Grades „Master of Science (M.Sc.)“. HafenCity Universität Hamburg. <https://repos.hcu-hamburg.de/handle/hcu/632>

Morera, S., Remy, C., Comas, J., & Corominas, L. (2016): Life cycle assessment of construction and renovation of sewer systems using a detailed inventory tool. The International Journal of Life Cycle Assessment, 21(8), 1121–1133. <https://doi.org/10.1007/s11367-016-1078-9>

OVG Niedersachsen (2024): Vorläufiger Rechtsschutz gegen einen Planfeststellungsbeschluss zur Errichtung und zum Betrieb einer Deponie; Berücksichtigung des klimaschutzrechtlichen Berücksichtigungsgebots, 7 MS 83/23 (Oberverwaltungsgericht Niedersachsen 7. Mai 2024).

Petit-Boix, A., Sanjuan-Delmás, D., Gasol, C. M., Villalba, G., Suárez-Ojeda, M. E., Gabarrell, X., Josa, A., & Rieradevall, J. (2014): Environmental Assessment of Sewer Construction in Small to Medium Sized Cities Using Life Cycle Assessment. *Water Resources Management*, 28(4), 979–997. <https://doi.org/10.1007/s11269-014-0528-z>

Europäische Union (2022) RICHTLINIE (EU) 2022/2464 DES EUROPÄISCHEN PARLAMENTS UND DES RATES - zur Änderung der Verordnung (EU) Nr. 537/2014 und der Richtlinien 2004/109/EG, 2006/43/EG und 2013/34/EU hinsichtlich der Nachhaltigkeitsberichterstattung von Unternehmen (2022).

Vahidi, E., Jin, E., Das, M., Singh, M., & Zhao, F. (2016): Environmental life cycle analysis of pipe materials for sewer systems. *Sustainable Cities and Society*, 27, 167–174. <https://doi.org/10.1016/j.scs.2016.06.028>

