

Sachbericht zum Verwendungsnachweis

Verbundprojekt:



**Flexible und zuverlässige Konzepte
für eine nachhaltige Wasserwiederverwendung
in der Landwirtschaft [FlexTreat]**

Fördermaßnahme: Wassertechnologien: Wiederverwendung

Projektlaufzeit: 01.02.2021 – 31.10.2024

Erstellungsdatum: 30.04.2025

Eine Initiative des Bundesministeriums
für Bildung und Forschung

WavE

Wassertechnologien: Wiederverwendung

Projektpartner	Kürzel	Förderkennzeichen
Institut für Siedlungswasserwirtschaft, RWTH Aachen (Koordination)	ISA	02WV1561A
Kompetenzzentrum Wasser Berlin	KWB	02WV1561B
Bundesanstalt für Gewässerkunde, BfG	BfG	02WV1561C
Institut für Hygiene und Public Health	IHPH	02WV1561D
Erftverband	EV	02WV1561E
Abwasserverband Braunschweig	AVB	02WV1561F
Analytik Jena GmbH+Co. KG	AJ	02WV1561G
AUTARCON GmbH	AUT	02WV1561H
inge GmbH	INGE	02WV1561I
PEGASYS Gesellschaft für Automation und Datensysteme mbH	PEG	02WV1561J
Xylem Water Solutions Herford GmbH	XYL	02WV1561K
P2m Berlin GmbH	p2m	02WV1561L

Das diesem Bericht zugrunde liegende Vorhaben wurde mit Mitteln des Bundesministeriums für Bildung und Forschung (BMBF) gefördert.

Die Verantwortung für den Inhalt der Veröffentlichung liegt bei der Autorin / beim Autor.

GEFÖRDERT VOM



Bundesministerium
für Bildung
und Forschung

Zitiervorschlag

Die Autorinnen und Autoren empfehlen diesen Bericht wie folgt zu zitieren:

FLEXTREAT (2025): Flexible und zuverlässige Konzepte für eine nachhaltige Wasserwiederverwendung in der Landwirtschaft. Abschlussbericht zum BMBF Vorhaben 02WV1561A-L, Projektlaufzeit 06/2021 – 10/2024

Verfügbarkeit als Printmedium

Dieser Bericht ist nach Veröffentlichung auch in der Schriftenreihe „Gewässerschutz – Wasser & Abwasser“ (GWA), Bandnummer 260 unter der ISBN 978-3-938996-66-9 auffindbar.

Erklärung zum Einsatz von KI

Die Autoren und Co-Autoren versichern hiermit, dass sie den vorliegenden Bericht selbstständig erarbeitet haben. Es wurden keine anderen als die angegebenen Quellen und Hilfsmittel benutzt. Alle Stellen der Arbeit, die wörtlich oder sinngemäß aus Veröffentlichungen oder aus anderweitigen fremden Äußerungen entnommen wurden, sind als solche kenntlich gemacht.

Im Falle des Einsatzes von generativen IT-/KI-gestützten Sprachmodellen sind diese Werkzeuge in der Übersicht verwendeter Hilfsmittel mit ihrem Produktnamen, der Art des Hilfsmittels und der Art der Verwendung vollständig aufgeführt. Auf die betreffenden Textstellen in der Arbeit wird in der Übersicht verwiesen, siehe Kapitel Anhang 8.7.

Danksagung

Wir bedanken uns recht herzlich bei den Projektpartnern, assoziierten Partnern und Unterauftragnehmern für die stets produktive und freundschaftliche Zusammenarbeit, welche zu einem erfolgreichen Projektabschluss beigetragen hat. Für die Förderung bedanken wir uns beim Bundesministerium für Bildung und Forschung (BMBF). Beim Projektträger Karlsruhe (PTKA) für eine klare Linie mit gleichzeitig notwendigen Freiräumen um ergebnisorientierte und anwendungsrelevante Forschung betreiben zu können, unter Rücksichtnahme von aktueller Relevanz und politischer Diskussion. Bei der Dechema für eine pro-aktive Vernetzung und Unterstützung bei der Dissemination der Projektergebnisse, auf vielfältigen Wegen. Bei Partnervorhaben aus der Fördermaßnahme WavE II für den offenen Austausch. Bei allen Teilhabern am Projekt, die oberhalb nicht explizit genannt wurden.

Durch das harmonische Zusammenspiel konnten zahlreiche wertvolle Ergebnisse erzielt und disseminiert werden, welche in Deutschland die angesichts sich wandelnden Klimas notwendig werdende, sichere Erschließung der Ressource kommunales Abwasser zur Bewässerung in der Landwirtschaft voranbringt.

Inhaltsverzeichnis

Autorenübersicht	VI
Abbildungsverzeichnis.....	VIII
Formelverzeichnis	XIX
Tabellenverzeichnis.....	XX
Abkürzungsverzeichnis.....	XXIV
Kurzfassung	1
Ziel und Projektstruktur	2
Wissenschaftlicher Stand zu Beginn des Vorhabens.....	2
Wesentliche Ergebnisse im Überblick	3
1 Eingehende Darstellung der Verwendung der Zuwendung und des erzielten Ergebnisses im Einzelnen, mit Gegenüberstellung der vorgegebenen Ziele.....	4
1.1 Technische Innovationen (AP1).....	6
1.1.1 Parameterumfang für Routine Monitorings.....	8
1.1.2 Kombination aus Ozonung, Filtration und UV-Desinfektion (AP1.1)	12
1.1.3 Kombination aus Retentionsbodenfilter und UV-Desinfektion (AP1.2).....	26
1.1.4 Kombination aus Adsorption und Membranfiltration	39
1.1.5 Desinfektion mittels Elektrochlorung nach naturnaher Reinigung	58
1.1.6 Wasserqualität (Standardparameter).....	66
1.1.7 Zusammenfassung und Fazit Arbeitspaket 1 – Technische Innovationen	70
1.2 Digital Green Tech (AP2)	73
1.2.1 Visualisierung und Regelung (AP 2.1).....	74
1.2.2 KI zur Datenanalyse und Optimierung (AP 2.2).....	83
1.2.3 Mobile APP für UV und Ozon (AP 2.3)	94
1.2.4 Empfehlung von Surrogatparametern entlang des Multibarrierenkonzeptes.....	97
1.2.5 Zusammenfassung und Fazit Arbeitspaket 2 – Digital Green Tech	103
1.3 Risikomanagement (AP3).....	105
1.3.1 Analyse und Bewertung stofflicher Risiken (AP 3.1).....	106
1.3.2 Analyse und Bewertung mikrobieller Risiken (AP 3.2).....	145
1.3.3 Monitoring für Prozessvalidierung	145
1.3.4 Validierungsleitfaden für eine uneingeschränkte Bewässerung (AP 3.2.1)	155
1.3.5 Bewertung des Rückhalts von ARG und ARB (AP3.2.2)	160
1.3.6 Integrierte Bewertung des Wiederverkeimungspotentials (AP 3.2.3)	178
1.3.7 Entwicklung und Erprobung des mobilen qPCR-Nachweissystems.....	188
1.3.8 Integriertes Bewertungskonzept für die landwirtschaftliche Wasserwiederverwendung (AP 3.3).....	194

1.3.9 Zusammenfassung und Fazit Arbeitspaket 3 - Risikomanagement	207
1.4 Verwertungspotential der FlexTreat-Lösungen fördern (AP4).....	210
1.4.1 Anforderungen an die Wasserqualität operationell Umsetzen (AP 4.1)	210
1.4.2 Potenzialanalyse für die Wasserwiederverwendung aus dem RBF ^{plus} in Rheinbach 220	
1.4.3 Verwertungswege und Übertragbarkeit der Technologien (AP 4.2)	227
1.4.4 Akzeptanzuntersuchung und Stakeholder-Dialog (AP 4.3)	258
1.4.5 Entwicklung eines Leitfadens „Technologien für eine sichere Wasserwiederverwendung in der Landwirtschaft“ (AP 4.4)	264
1.4.6 Zusammenfassung und Fazit Arbeitspaket 4 – Übertragbarkeit der FlexTreat- Lösungen fördern.....	266
1.5 Übergreifende Projekt-Zusammenfassung	267
2 Darstellung des während des Vorhabens bekannt gewordenen Fortschritts auf diesem Gebiet	270
3 Nutzen und Verwertbarkeit des Ergebnisses im Sinne des fortgeschriebenen Verwertungsplanes.....	271
4 Zusammenarbeit mit anderen Stellen außerhalb des Verbundprojektes	272
5 Dissemination der Ergebnisse	273
6 Positionen des zahlenmäßigen Nachweises.....	277
7 Literaturverzeichnis	278
8 Anhang.....	297
8.1 Analyse und Bewertung mikrobieller Risiken (AP 3.2)	298
8.2 Anhang zu Bewertung des Rückhalts von ARG und ARB (AP3.2.2).....	298
8.3 Anhang zu Integrierte Bewertung des Wiederverkeimungspotentials (AP 3.2.3)	299
8.4 Zusatzinformationen zu Spurenstoffverhalten im Grundwasser	300
8.5 Zusatzinformationen zu AP3.1.4.....	301
8.6 Daten zur Bewertung (AP3.3).....	302
8.6.1 Grundlagen der Kostenrechnung	302
8.6.2 Wasserbilanz der Verfahren	303
8.6.3 Sachbilanz für Betriebsdaten	304
8.6.4 Personalkosten	306
8.6.5 Investitionskosten für Aufbereitungsverfahren	307
8.6.6 Sachbilanz für Verfahrenvergleich auf kleinen Klärwerken	311
8.6.7 Daten für THG-Bilanz: Hintergrunddaten und Material für Infrastruktur	313
8.6.8 Annahmen für Bewässerung	314
8.6.9 Annahmen für Entsorgung PAK im Klärwerk	317
8.7 Deklaration über die Nutzung von KI Tools bei der Erstellung dieses Berichtes	320

Autorenübersicht

Projektpartner	Autoren	Federführende Beteiligung an:
  RWTH Aachen University Institut für Siedlungswasserwirtschaft (ISA) Mies-van-der-Rohe-Str. 1, 52074 Aachen www.isa.rwth-aachen.de	Univ.-Prof. Dr.-Ing. habil. Thomas Wintgens M.Sc. Max Zimmermann M.Sc. Inka Schirm	Koordination Gesamtbericht AP1 (AP1.3; AP1.4), AP2.4, AP3.1.5, AP4.2, AP4.4
 Kompetenzzentrum Wasser Berlin gemeinnützige GmbH Grunewaldstr. 61-62, 10825 Berlin www.kompetenz-wasser.de	Dr.-Ing. Ulf Miehe Dipl.-Ing. Michael Stapf Dipl.-Ing. Michael Rustler Dr. Christoph Sprenger Dipl.-Ing. Wolfgang Seis M.Sc. Lea Conzelmann Dr.-Ing. Christian Remy	AP1.1, AP3, AP3.1.2, AP3.1.4, AP3.2.1, AP3.3, AP4.1
 Bundesanstalt für Gewässerkunde Bundesanstalt für Gewässerkunde (BfG) Am Mainzer Tor 1 56068 Koblenz www.bafg.de	Dr. Arne Wick Dr. Nina Hermes	AP3.1.1, AP3.1.3
  Universitätsklinikum Bonn Institut für Hygiene & Public Health Venusberg-Campus 1, 53127 Bonn www.ukbonn.de/ihph/	Prof. Dr. med. Thomas Kistemann Dr. Nicole Zacharias M.Sc. Lia Freier	AP3.2.1, AP3.2.2, AP3.2.3
 Erftverband Am Erftverband 6 50126 Bergheim www.erftverband.de	Dr. Alexander Ahring M.Eng. David Seiger Dr. Tilo Keller	AP1.2, AP4.1

 Abwasserverband Braunschweig Celler Straße 22 38176 Wendeburg	Dr. Franziska Groma-decki M. Sc. Janina Heinze	AP1.1, AP3.1.2, AP4.1, AP4.3
 An Endress+Hauser Company Analytik Jena GmbH und CO KG Konrad-Zuse-Str. 1 07745 Jena	Dr. Robert Möller	AP3.2.4
 AUTARCON GmbH Schillerstraße 73 34119 Kassel	Dr. Philipp Otter	AP1.4, AP4.2
 inge GmbH, (DuPont Water Solutions) Flurstrasse 27 86926 Greifenberg	M. Sc. Christian Staaks	AP1.3, AP4.2
 <small>PEGASYS Gesellschaft für Automation und Datensysteme mbH</small> PEGASYS Gesellschaft für Automation und Datensysteme mbH Heinrichsthaler Straße 8 59872 Meschede Teilw. im Unterauftrag vertreten durch:  inwa <small>Institut für nachhaltige Wassersysteme der Hochschule Hof</small> Alfons-Goppel-Platz 1 95028 Hof	Uwe Frigger Dr. Julia Frank	AP2.1, AP2.2, AP4.3 AP4.3
 <small>Let's Solve Water</small> Xylem Water Solutions Herford GmbH Boschstr. 4 – 14 32051 Herford	Dr. Achim Ried Vanessa Acevedo M.Sc. Jens Gebhardt	AP1.2, AP2, AP2.1, AP2.2, AP2.3, AP2.4
 p2m berlin GmbH Huttenstraße 34/35 10553 Berlin	Annette Ellmers Dana Tamim Christian Stankov	AP4, AP4.2

Abbildungsverzeichnis

Abbildung 0-1 Übersicht über die Struktur und Verknüpfung der Arbeitspakete im FlexTreat Projekt.....	2
Abbildung 1.1-1: Verfahrensfliesschema von in FlexTreat untersuchten Verfahrenskombinationen, deren Standorte und Kapitelverweise.....	7
Abbildung 1.1-2 Fließbild der AP1.1 Pilotanlage für den Versuchsstandort Braunschweig. ..	12
Abbildung 1.1-3: Schema der Pilotanlage mit den fünf Probenahmestellen.	13
Abbildung 1.1-4: Drei Sauerstoffkonzentratoren und der Ozonerzeuger (links); zwei 2 m ³ -Reaktoren und Entgasungstank (rechts).	13
Abbildung 1.1-5: Bild einer der beiden Filtersäulen mit der Schichtung aus Sand und Anthrazit im Filter (links) sowie die UV-Anlage (rechts).	14
Abbildung 1.1-6: Übersicht der Onlinesensoren der Pilotanlage in Braunschweig zur Überwachung diverser Wasserqualitätsparameter.	15
Abbildung 1.1-7: Übersicht des Versuchsplans mit den Betriebseinstellungen und den geplanten/durchgeführten Probenahmen. Bei der Ozonung sind die ΔSAK_{254} -Sollwerte aufgeführt („k“ = konstante Ozondosis). Bei der Standardbeprobung wurde nur E. coli an den vier Probenahmestellen der Pilotanlage gemessen, während bei der LRV-Messung der vollständige mikrobiologische Parametersatz an allen fünf Probenahmestellen gemessen wurde.	16
Abbildung 1.1-8: Spurenstoffkonzentrationen im Zulauf (orange) und Ablauf der Ozonanlage bei den Betriebseinstellungen $\Delta\text{SAK}_{254} = 34\%$ (grün) bzw. $\Delta\text{SAK}_{254} = 47\%$ (türkis-blau) für den Zeitraum von 05/2022 bis 12/2023.	18
Abbildung 1.1-9: Abgeschätzte Spurenstoffentfernung gemäß KARL sowie der SAK_{254} Abnahme (ΔSAK_{254} , Labormessung) und mittleren UV-Transmission in Abhängigkeit des nitritkorrigierten spezifischen Ozoneintrags für die Pilotanlage in Braunschweig.	19
Abbildung 1.1-10: Bromatbildung in Abhängigkeit des nitritkorrigierten spezifischen Ozoneintrags.....	20
Abbildung 1.1-11: Zeitlichen Konzentrationsverläufe mikrobiologischen Indikatorparameter über den Versuchszeitraum (06/2022 – 12/2023) im Zu- und Ablauf der Kläranlage. Durchgezogene Linie = Median, gestrichelte Linien = 10 % bzw. 90 % Perzentil.....	21
Abbildung 1.1-12: Abnahme der vier mikrobiologischen Indikatorparameter durch die Ozonanlage normiert auf den spezifischen Ozoneintrag, inkl. linearer Regression (rote Linie) und dem 95%-Konfidenzintervall (blau).	22
Abbildung 1.1-13: Abnahme der vier mikrobiologischen Indikatorparameter durch die Filtration.	22
Abbildung 1.1-14: Konzentration der vier mikrobiologischen Indikatororganismen im Zu- und Ablauf der UV-Anlage normiert auf die jeweils erzielte UV-Dosis (PSS).	23
Abbildung 1.1-15: Konzentration der drei untersuchten mikrobiellen Indikatorparameter im Ablauf der UV-Anlage (oben) sowie die logarithmische Verringerung (LRV) bezogen auf den Zulauf der UV-Anlage (unten) in Abhängigkeit der eingestellten UV-Dosis (PSS). Leeren Symbole entsprechen 0 MPN/100 ml bzw. 0 PFU/100 ml (nicht nachweisbar).	24
Abbildung 1.1-16: Übersicht der laut EU VO 2020/741 für die Betriebsüberwachung relevanten Parameter im Ablauf des Filters (links, für beide Betriebsmodi) sowie E. coli im Ablauf der UV-	

Anlage für die beiden Ozonbetriebspunkte (rechts). Die Stufen in der TSS-Konzentrationen sind auf eine Anpassung der analytischen Bestimmungsgrenze zurückzuführen.	25
Abbildung 1.1-17: Übersicht über die in FlexTreat untersuchte Prozesskette zur Abwasserbehandlung und Wasseraufbereitung in der KA Rheinbach und dem RBF ^{plus} . Die Pilotanlagen zur UV-Desinfektion sind dem RBF-Segment 3 im Teilstrom nachgeschaltet.	26
Abbildung 1.1-18: Betriebszustände des RBF ^{plus} . Oben: Weitergehende Behandlungsstufe für das Abwasser der KA Rheinbach. Unten: Unterbrechung des Kläranlagenbetriebs und Einstau des Filters während eines Mischwasserabschlags. $h_{E,max}$ bezeichnet die maximale Einstauhöhe über Filteroberkante.	28
Abbildung 1.1-19: Filteraufbau in den drei Filtersegmenten – Referenzfilter (Segment 1) und zwei Filter mit unterschiedlichen Anteilen an GAK ($CaCO_3$ = Calciumcarbonat)	29
Abbildung 1.1-20: UV Reaktor Spektron 6. Sichtbar sind der Anschlussflansch für die UV-Sonde in der Mitte der Reaktorlänge, die elektrischen Versorgungsanschlüsse rechts im Mittelpunkt der Endplatte sowie der Hydraulische Zugang (unten rechts im Bild).	29
Abbildung 1.1-21: UV-LED Ringreaktor. Rechts ein Foto des Reaktors, links eine Prinzipskizze. In blau ist das Quarzrohr dargestellt, welches vom zu behandelnden Wasser durchströmt wird (Pfeil deutet in Fließrichtung). Der Reaktor selbst besteht aus drei separaten, mit LEDs ausgestatteten Ringen um das Quarzrohr herum (dargestellt in Rot).	30
Abbildung 1.1-22: Fließweg des Abwassers durch die KA Rheinbach, den RBF ^{plus} und den (im Teilstrom betriebenen) Pilotanlagen zur UV-Desinfektion mit Kennzeichnung der Probenahmestellen (PN).	31
Abbildung 1.1-23: Automatische Probenahmegeräte der Firma WaterSam für die drei Abläufe des RBF ^{plus} in Rheinbach. Im geöffneten Probenahmegerät rechts sind die Dosiervorrichtung im gekühlten Innenraum sowie die desinfizierten Probensammelgefäße aus Glas zu sehen.	32
Abbildung 1.1-24: Konzentrationen der Überwachungsparameter nach EU VO 2020/741 als Boxplots, gemessen am Ablauf der konventionellen UV-Desinfektion. Das kleine Rechteck markiert den Mittelwert.	35
Abbildung 1.1-25: Konzentration der Überwachungsparameter nach EU VO 2020/741 als Boxplots, gemessen am Ablauf UV-LED-Desinfektion. Das kleine Rechteck markiert den Mittelwert.	35
Abbildung 1.1-26 Heatmap der Befundanteile ausgewählter Spurenstoffe am RBF ^{plus} . n gibt die absolute Zahl der Positivbefunde im Verhältnis zur Anzahl aller auf den jeweiligen Stoff untersuchten Abwasserproben an. Der farblich codierte Befundanteil ergibt sich direkt als Quotient dieser beiden Größen.	36
Abbildung 1.1-27: Boxplot-Diagramm der Konzentrationen von ausgewählten Spurenstoffen im Zulauf und in den Abläufen des RBF ^{plus} (Routinebetrieb). Die Antennen der Boxplots reichen vom Minimum bzw. Maximum der Konzentrationen, während die Länge der Box den Interquartilabstand und der schwarze Querbalken den Median kennzeichnet. Die Einzelmesswerte sind zusätzlich als Punkte dargestellt. Die Lage der jeweiligen Bestimmungsgrenze ist am unteren Rand des Wertebereichs jeweils als gepunktete horizontale Linie in die Darstellung eingeschlossen. Unterhalb dieser Linie wird kein Boxplot mehr gezeichnet („zensierte Boxplots“). n gibt analog zu Abbildung 1.1-26 das Verhältnis der Positivbefunde oberhalb der Bestimmungsgrenze zur Gesamtzahl aller Messungen an.	37

Abbildung 1.1-28 Vereinfachtes Fließschema der im FlexTreat Arbeitspaket 1.3 untersuchten Verfahrenskette. Die gestrichelt dargestellte Rückführung von Membranretentat in die vorgeschaltete biologische Reinigungsstufe konnte optional betrieben werden.....	40
Abbildung 1.1-29 DuPont™ IntegraTec™ Pilotmodul, Fasern, Querschnitt der Fasern und elektronenmikroskopische Aufnahme des Faserquerschnitts	40
Abbildung 1.1-30 Screenshot von der grafischen Benutzeroberfläche der Membrananlage für Straße 1 von 4.....	41
Abbildung 1.1-31 Rohrleitungs- und Instrumentenfließbild der Kohlesuspensionsbereitstellung und des Ulmer Verfahrens.....	42
Abbildung 1.1-32 Aufstellungsplan des 20' Containers mit den UF-Straßen und des 10'PAK Containers.....	43
Abbildung 1.1-33 Innenaufnahme des 4-straßigen UF-Containers	43
Abbildung 1.1-34 Innenaufnahme des PAK-Containers.....	44
Abbildung 1.1-35 PAK-Inline Dosierung für eine Straße mit optimierten Parametereinstellungen.....	45
Abbildung 1.1-36 DuPont™ IntegraTec™ Multibore™ und Multibore™ PRO Membranen ...	46
Abbildung 1.1-37: Wasserqualität für die vier gemäß EU VO 2020/741 geforderten Parameter BSB ₅ (gezeigte Werte sind Bestimmungsgrenzen, wahre Werte sind kleiner zu erwarten), TSS (bestimmt als AFS, gezeigte Werte sind Bestimmungsgrenzen, wahre Werte sind kleiner zu erwarten), Trübung (gemessen aus der 24h Mischprobe) und E. coli.....	47
Abbildung 1.1-38: Trübungsmesskampagnen an der UF Pilotanlage (Zeitunabhängig).....	48
Abbildung 1.1-39: Links: Vergleich der Adsorptionskinetikkonstanten, basierend auf dem Surrogat SAK ₂₅₄ , von zwölf markverfügbaren Aktivkohleprodukten. Markiert sind die zwei ausgewählten Produkte. Rechts: Darstellung des Adsorptions-Zeitverhaltens für die zwei ausgewählten Produkte.....	49
Abbildung 1.1-40: Abhängigkeit der Eliminationsleistung von Benzotriazol von drei Variablen mit Bedeutung für den Adsorptionsprozess über die gesamte Prozesskette aus Biologie + PAK-Dosierung + Membranfiltration.	50
Abbildung 1.1-41: Vergleich der PAK-Dosis-Wirkungsbeziehung im Inline-Verfahren in der Versuchsphase ohne PAK-Rückführung (schwarze Kreise, grüne Ausgleichsgerade) mit der Versuchsphase mit PAK-Rückführung (Schwarze Kreise mit Kreuz, blaue Ausgleichsgerade). *Die Eliminationsleistung ist hier anhand der Substanzliste B nach Kompetenzzentrum Spurenstoffe Baden-Württemberg dargestellt.....	51
Abbildung 1.1-42: Belebtschlamm bei Rückführung teilbeladener PAK aus einer nachgeschalteten Stufe mit PAK Dosierung und Ultrafiltration (Inline Dosierverfahren, 20 mg _{PAK} /L) in die biologische Kläranlage.	52
Abbildung 1.1-43: Mikroskopien von Belebtschlammproben aus der Referenzstraße ohne PAK (a); aus der Straße 2 Ulmer Verfahren bei einer Dosierung von 10 mg/L grobe PAK (b) und (c)	52
Abbildung 1.1-44: Schlammvolumenindex in Straße 1 (bei Dosierung von 20 mg/L feiner PAK in der nachgeschalteten Stufe), Straße 2 (bei Dosierung von 10 mg/L grober PAK in der nachgeschalteten Stufe) und in der Referenzstraße ohne PAK-Dosierung. Der Erwartungswert E beschreibt den über eine instationäre Massenbilanz (angelehnt an perfekt durchmischte	

Reaktoren) berechnete zu erwartende PAK-Konzentration in den Becken, bei der jeweiligen Dosiermenge.....53

Abbildung 1.1-45: Ergebnisse der Partikelmessung mit einem Coulter Counter einer Verdünnungsreihe von PAK haltigem Membranfeedwasser in Membranpermeat in den in der Legende gezeigten Verhältnissen. In Rot sind die im Text Beschriebenen statistischen Grenzlinien eingezeichnet. Das Messgerät war während der Versuche mit einer 30µm Kapillare (AP30) ausgestattet, welche einen Messbereich von 0,8 µm bis 18 µm aufweist. Der Messkanal 5µm summiert die Partikelzählungen von 5µm bis 18 µm.56

Abbildung 1.1-46: Ergebnisse der Partikelmessung mit einem Laserbeugungsmessgerät einer Verdünnungsreihe von PAK haltigem Membranfeedwasser in Membranpermeat in den in der Legende gezeigten Verhältnissen. In Grün sind die im Text Beschriebenen statistischen Grenzlinien eingezeichnet. Die Verdünnungsreihe reicht von $v_2 = 1:10^2$ bis $v_5 = 1:10^5$ Membranfeed in Membranpermeat.....57

Abbildung 1.1-47: Schematischer Aufbau der Pflanzenkläranlage mit anschließender Elektrochlorung am Standort Aachen58

Abbildung 1.1-48: Prinzipschema einer vertikal durchströmten Pflanzenkläranlage (abgeändert nach Dotro et al. 2021)59

Abbildung 1.1-49: Pflanzenkläranlage (links, eine von zwei Filtersäulen) sowie Chlorerzeugung und Desinfektionsanlage (rechts).60

Abbildung 1.1-50: Vereinfachtes Fließbild und 3D Skizze der Elektrochlorung der Firma AUTARCON62

Abbildung 1.1-51 Links: Pilotanlage nach der Fertigstellung in Kassel, Rechts: Pilotanlage an ihrem Aufstellort in Aachen.....63

Abbildung 1.1-52: Entwicklung der Filtervegetation der Pflanzenkläranlage von Januar bis Juni 202364

Abbildung 1.1-53: Beschickung der Pflanzenkläranlage im Jahr 2023.....65

Abbildung 1.1-54 Wasserproben entlang der Aufbereitungskette am Standort Aachen Soers
66

Abbildung 1.1-55 Trübung und AFS entlang der Behandlungskette PfKA + EC12.....66

Abbildung 1.1-56 (a-c) Entfernung der organischen Summenparameter entlang der Behandlungskette (BSB₅ (a), CSB (b), TOC (c)67

Abbildung 1.1-57 (a-c) Konzentration von Ammonium (a), Nitrit (b) und Nitrat (c) entlang der Behandlungskette 67

Abbildung 1.1-58: Überwachungsparameter gemäß EU VO 2020/741 im Ablauf der Verfahrenskette aus Pflanzenkläranlage und Elektrochlorung. Werte für den TSS sind in 17/17 Fällen als kleiner BG zu verstehen.68

Abbildung 1.1-59: Spurenstoffelimination gemäß KARL-Auswahl aufgeteilt auf die einzelnen Verfahrensschritte69

Abbildung 1.2-1: Systemarchitektur74

Abbildung 1.2-2: Grafische Analyse der Prozesse75

Abbildung 1.2-3: Prinzipskizze der Isolation Forest Analyse76

Abbildung 1.2-4: Prinzipskizze Clustering Methode76

Abbildung 1.2-5: Beschriebene Varianz in Abhängigkeit der Anzahl an Komponenten bei der Principal Component Analyse.....	77
Abbildung 1.2-6: Korrelationsmatrix verschiedener Messgrößen der Pilotanlage auf der KA Braunschweig.....	78
Abbildung 1.2-7: Übersicht über Messgrößen und deren Messstellen an der Verfahrenskette Ozonung Filtration und UV-Desinfektion.....	79
Abbildung 1.2-8: Festgestellte Anomalien im Mai 2024	80
Abbildung 1.2-9: Festgestellte Anomalien im Mai 2024	81
Abbildung 1.2-10: Visualisierung von detektierten Anomalien.....	82
Abbildung 1.2-11: Systemarchitektur für Datensammlung an den Pilotanlagen	84
Abbildung 1.2-12: Modellschema als KNN.....	85
Abbildung 1.2-13: Darstellung der Modellrückmeldung. Wert = 0 Prognosewerte konnten berechnet werden, Wert = 1 Prognosewerte konnten nicht berechnet werden	86
Abbildung 1.2-14: Wertevergleich über einen bestimmten Betriebszeitraum der Modell- (blau) und Messwerte (grün)	87
Abbildung 1.2-15: Wertevergleich der Modell- und Messwerte	89
Abbildung 1.2-16: Darstellung des Prognosewertes des ΔSAK_{254} für den Zeitraum A	90
Abbildung 1.2-17: Darstellung des Prognosewertes des ΔSAK_{254} für den Zeitraum B	90
Abbildung 1.2-18: Darstellung des Prognosewertes des ΔSAK_{254} für den Zeitraum C	90
Abbildung 1.2-19: Pearson-Korrelationskoeffizient der Trainings-, Validierungs- und Testdaten für einen Prognosezeitraum bis zu 7 Stunden.	91
Abbildung 1.2-20: Mittlerer absoluter Fehler (mean absolute error - mae) der Trainings-, Validierungs- und Testdaten für einen Prognosezeitraum bis zu 7 Stunden.	92
Abbildung 1.2-21: Vergleich der Modellperformance mit den gemessenen Werten über einen definierten Zeitraum	92
Abbildung 1.2-22: „Predictive Control“-Fahrweise im Vergleich mit der nicht modellbasierten Steuerung über einen definierten Zeitraum.....	93
Abbildung 1.2-23: Erreichte Delta SAK in Abhängigkeit der Betriebsarten: Modellfahrweise (neue) und ursprüngliche Regelung (alte).....	93
Abbildung 1.2-24: Übersicht der Dashboards auf der Avensorplattform bei der Nutzung der APP.....	95
Abbildung 1.2-25: Darstellung der Ganglinien in der Avensorplattform.....	95
Abbildung 1.2-26: Darstellung der Art der Alarme und der Alarmstatistik in der Avensor APP	96
Abbildung 1.2-27: Datenbankstruktur als Grundlage für die Empfehlung von Surrogatparametern	97
Abbildung 1.2-28: Pearson-Korrelations-Matrix für Wasserqualitätsparameter gemessen im Ablauf der Ozonung am Standort Braunschweig	99
Abbildung 1.2-29: Surrogatparameter ΔSAK_{254} für die Spurenstoffentfernung am Standort Braunschweig gemessen vor und nach der Ozonung	100
Abbildung 1.2-30 Surrogatparameter ΔSAK_{254} für die Spurenstoffentfernung am Standort Neuss für Straße 1 (links) und Straße 2 (rechts).....	100

Abbildung 1.2-31	Surrogatparameter ΔSAK_{254} für die Spurenstoffentfernung am Standort Aachen für den gesamten Aufbereitungszug	101
Abbildung 1.2-32:	Korrelation der UV-Dosis mit E. coli und C. Perfringens Messwerten im Ablauf des UV-Reaktors am Standort Braunschweig.....	102
Abbildung 1.2-33	Multivariate Regression für die E. coli und C. Perfringens Messwerten im Ablauf der UV-Lampe am Standort Braunschweig in Abhängigkeit der Ozon- und UV-Dosis 102	
Abbildung 1.3-1:	Normierte Anzahl an Features je Verhaltenskategorie und spezifischer Ozondosis in der Pilotanlage (links) und Detektionsfrequenzen aller Features im Zu- und Ablauf der Ozonung (rechts). Die Abbildung berücksichtigt nur die Ergebnisse der positiven Ionisation, da sich bei der Negativen ähnliche Ergebnisse ergaben.	109
Abbildung 1.3-2:	Schnittmenge (links) zwischen Grundwasser, KA-Ablauf (= Zulauf Ozonanlage) und Ablauf Ozonanlage sowie Detektionsfrequenzen (rechts) der gemeinsamen Features im KA- und O ₃ -Ablauf. Pos./Neg. ESI = positive bzw. negative Ionisation in der Massenspektrometrie.	110
Abbildung 1.3-3:	Impression der Pflanzversuche (links: Kartoffel, rechts: Gerste).	111
Abbildung 1.3-4:	Probenvorbereitung zur Analyse von Pflanzenbestandteilen	113
Abbildung 1.3-5:	Ergebnisse der Validierung der Methode zur Extraktion von Spurenstoffen aus Pflanzenmatrizes.	116
Abbildung 1.3-6:	Verteilung der Substanz-Konzentrationen im ozonierten Wasser zur Bewässerung der Pflanzen.....	116
Abbildung 1.3-7:	Boxplot (oben) über die Konzentrationen der detektierten Substanzen in den einzelnen Matrizes mit Angabe der Anzahl detektierter Substanzen („SalatB“ ohne Acesulfam und Iopromid, beide $c > 50$ ng/g). Balkendiagramm (unten) über die Summe der Konzentrationen aller detektierten Substanzen je Matrix (inkl. Acesulfam und Iopromid für „SalatB“).	117
Abbildung 1.3-8:	Anteile an Substanzen je Ladungsgruppe bezogen auf die Gesamtanzahl je Gruppe im Analysenspektrum (oben) und Summen-Konzentration je Gruppe (unten) in den einzelnen Matrizes.	119
Abbildung 1.3-9:	Mittlere jährliche Grundwasserneubildung (Datengrundlage: Hydrogeologische Karte 50, Landesamt für Bergbau, Energie und Geologie) ; schraffierte Fläche = Verregnungsgebiet des AVB.....	120
Abbildung 1.3-10:	Mehrjährige monatliche Grundwasserneubildung der Jahre 1981-2010 (Datengrundlage: Hydrogeologische Karte 50, Landesamt für Bergbau, Energie und Geologie).....	121
Abbildung 1.3-11:	Mehrjährige monatliche Grundwasserganglinien (2012-2019, median = rote Linie, 5er und 95er Perzentil = graues Band; Datengrundlage: (Niedersächsischer Landesbetrieb für Wasserwirtschaft, Küsten- und Naturschutz 2021)).....	122
Abbildung 1.3-12:	Stoffkonzentrationen für Stoffe oberhalb der BG für die GWM Klein Schwülper I & II, Neubrück II, Wehnsen und Wipshausen (oben) sowie der GWM Neubrück I (unten).....	124
Abbildung 1.3-13:	Bodenprofil aus der Kleinrammbohrung; Darstellung von Oberboden, mittleren und unteren Bereich anhand von organischem Kohlenstoff (C_{org}), Korngröße (Mittelsand bis Feinsand) und Fotos der Bodenproben. Höhenangaben in Meter Normalnull (m NN).....	127

Abbildung 1.3-14: Schema des Aufbaus einer der beiden Bodensäulen (links), Foto des Aufbaus (rechts).....	128
Abbildung 1.3-15: Ablaufschema zur Bewertung des Spurenstoffverhaltens in den Säulenversuchen.....	130
Abbildung 1.3-16: Bestimmung von Retardation und Halbwertzeit mit dem ADE Modell am Beispiel von Tramadol N-Oxid (links: Säule 1, Q = 0,1 ml/min; rechts; Säule 2, Q = 1 ml/min, Punkte = Messungen im Ablauf der Säule; Linie = simulierter Durchbruch ADE Modell)	131
<i>Abbildung 1.3-17: Workflow zur Prognosemodellerstellung mittels R Paket flextrat.hydrus1d (Rustler and Sonnenberg 2025a).</i>	133
<i>Abbildung 1.3-18 Modellierte Verweilzeiten im Vergleich zum Referenzszenario (Bo2Bi10, N606B405). Die Bodenmächtigkeiten waren 1m (Bo1), 2m (Bo2, Referenz) und 3m (Bo3). Das Bewässerungsintervall variierte zwischen zehntägig (Bi10, Referenz) und täglich (Bi01).</i> ..	135
Abbildung 1.3-19 Modellierter prozentualer Eintrag ins Grundwasser im Vergleich zum ‚Status-Quo‘ Referenzszenario.....	137
Abbildung 1.3-20: Vergleich der relativen Erträge in Neuss (links) und Braunschweig (rechts) bei der Bewässerung von Mais, in Abhängigkeit der Bewässerungsmenge mit aufbereitetem Abwasser eines Salzgehaltes von 1 dS/m (Neuss) und 0,86 dS/m (Braunschweig) und Regenwasser eines Salzgehaltes von 0,026dS/m.....	141
Abbildung 1.3-21: Vergleich der relativen Erträge in Murcia (links) und Talavera (rechts) bei der Bewässerung von Tomaten auf Boden des Typs schluffiger Lehm, in Abhängigkeit der Bewässerungsmenge mit aufbereitetem Abwasser eines Salzgehaltes von 1,7 dS/m (Murcia) und 0,39 dS/m (Talavera) und Regenwasser eines Salzgehaltes von 0,026dS/m	142
Abbildung 1.3-22: Vergleich der relativen Erträge in Hurghada (links) und Bahrain (rechts) bei der Bewässerung von Dattelpalmen auf Boden des Typs Sand, in Abhängigkeit der Bewässerungsmenge mit aufbereitetem Abwasser eines Salzgehaltes von 1,83 dS/m (links), von 2,3 dS/cm (rechts) und Regenwasser eines Salzgehaltes von 0,026 dS/m (Vergleichsfall in beiden Szenarien).....	143
Abbildung 1.3-23: Vergleich der relativen Erträge bei der Bewässerung von Mais, Tomaten und Dattelpalmen auf dem Bodentyp toniger Lehm in Abhängigkeit der Bewässerungsmenge mit Wasser eines Salzgehaltes von 2,3dS/m am Standort Bahrain	143
<i>Abbildung 1.3-24: Gemessene Konzentrationen ausgewählter Indikatorparameter in der Pilotanlage in Braunschweig (AP1.1 Kombination aus Ozonung, Filtration und UV-Desinfektion).</i>	148
<i>Abbildung 1.3-25: Gemessene Konzentrationen ausgewählter Indikatorparameter in der Pilotanlage in Rheinbach (AP1.2 Kombination aus Retentionsbodenfilter und UV-Desinfektion).</i>	150
<i>Abbildung 1.3-26: Gemessene Konzentrationen ausgewählter Indikatorparameter in der halbtechnischen Versuchsanlage in Neuss (AP1.3 Kombination aus Adsorption und Membranfiltration).</i>	152
<i>Abbildung 1.3-27: Gemessene Konzentrationen ausgewählter Indikatorparameter in der Pilotanlage auf der Kläranlage Aachen-Soers (AP1.4 Desinfektion mittels Elektrochlorung nach naturnaher Reinigung).</i>	154
Abbildung 1.3-28: Zulaufkonzentration verschiedener Indikatoren in zehn Klärwerken in Deutschland. Blaue Punkte: Messwerte, Unsicherheitsintervalle (schwarz) entsprechen dem	

unteren und oberen einseitigen Toleranzintervall aus den verfügbaren Daten. Rote Linien entsprechen dem jeweiligen Validierungsziel gemäß EU VO 2020/741. (Quelle: IHPH, KWB, TZW).....	157
Abbildung 1.3-29: Berechnete Log ₁₀ -Reduktionswerte auf Basis gepaarter Auswertungen. Der grau hinterlegte Bereich zeigt die gesetzlich geforderte Entfernungsleistung (EU VO 2020/741) an. Unterschreitungen der Log ₁₀ -Reduktionswerte sind teilweise auf zu niedrige Zulaufkonzentrationen zurückzuführen.....	158
<i>Abbildung 1.3-30: Gemessene Konzentrationen ausgewählter Antibiotika-resistenter Bakterien in der Pilotanlage in Braunschweig (AP1.1 Kombination aus Ozonung, Filtration und UV-Desinfektion).</i>	163
<i>Abbildung 1.3-31: Gemessene Konzentrationen der untersuchten Resistenzgene in der Pilotanlage in Braunschweig (AP1.1 Kombination aus Ozonung, Filtration und UV-Desinfektion).</i>	165
<i>Abbildung 1.3-32: Gemessene Konzentrationen ausgewählter Antibiotika-resistenter Bakterien in der Pilotanlage in Rheinbach (AP1.2 Kombination aus Retentionsbodenfilter und UV-Desinfektion).</i>	167
<i>Abbildung 1.3-33: Gemessene Konzentrationen der untersuchten Resistenzgene in der Pilotanlage in Rheinbach (AP1.2 Kombination aus Retentionsbodenfilter und UV-Desinfektion).</i>	169
<i>Abbildung 1.3-34: Gemessene Konzentrationen ausgewählter Antibiotika-resistenter Bakterien in der Halbtechnischen Versuchsanlage in Neuss (AP1.3 Kombination aus Adsorption und Membranfiltration).</i>	171
<i>Abbildung 1.3-35: Gemessene Konzentrationen der untersuchten Resistenzgene in der Halbtechnischen Versuchsanlage in Neuss (AP1.3 Kombination aus Adsorption und Membranfiltration).</i>	173
<i>Abbildung 1.3-36: Gemessene Konzentrationen ausgewählter Antibiotika-resistenter Bakterien in der Pilotanlage auf der Kläranlage Aachen-Soers (AP1.4 Desinfektion mittels Elektrochlorung nach naturnaher Reinigung).</i>	175
<i>Abbildung 1.3-37: Gemessene Konzentrationen der untersuchten Resistenzgene in der Pilotanlage auf der Kläranlage Aachen-Soers (AP1.4 Desinfektion mittels Elektrochlorung nach naturnaher Reinigung).</i>	177
Abbildung 1.3-38: Links: Konzentration der Indikatororganismen E. coli, intestinalen Enterokokken, C. perfringens Sporen und somatischen Coliphagen und rechts: Gesamt- und Intaktzellzahl im zeitlichen Verlauf (0, 3, 7, 14 bzw. 15 Ta-ge) der Lagerung. Messung von tech. Quadruplikaten in der DFZ. Dargestellt als Mittelwerte mit Standardabweichung.....	181
Abbildung 1.3-39 F- spezifische (links) und somatische Coliphagen (rechts) Konzentrationen in Plaques bildenden Einheiten pro 100 mL in Straße 1 (oben, dunkel-grün) und Straße 2 (unten, hell-grün).....	182
Abbildung 1.3-40 Links: Konzentration der ARBs (ESBL-produzierende E. coli und ESBL-produzierende KEC) und ARGs (blaTEM, ermB, blaNDM-1, mcr-1) und 16S rRNA im zeitlichen Verlauf (0, 3, 7, 14 bzw. 15 Tage) der Lagerung. Messung von tech. Quadruplikaten in der DFZ. Dargestellt als Mittelwerte mit Standardabweichung. Eine Darstellung über die auf die 16S rRNA normalisierten ARGs kann dem Anhang entnommen werden.....	184
Abbildung 1.3-41 Konzentration der links: Intaktzellzahl (Membran-intakte Bakterienzellen und rechts: Gesamtzellzahl (Membran-intakt und Membran-geschädigte Bakterienzellen) im	

zeitlichen Verlauf (0, 3, 7, 14 bzw. 15 Tage) der Lagerung bei unterschiedlichen Temperaturen (10, 22, 30, 36 °C). Messung von tech. Quadruplikaten in der DFZ. Dargestellt als Mittelwerte mit Standardabweichung.	185
Abbildung 1.3-42: Filterkartuschen (links) und Druckluftkompressor (rechts) zur mobilen Filtration von Wasserproben.	189
Abbildung 1.3-43: Funktionsmustersaufbau zur Testung der qPCR. Links: Labormustersaufbau von oben, rechts: modifizierter PCR-Block mit optischen Fenstern für die Detektion des Fluoreszenzsignals.	189
Abbildung 1.3-44: Konzeptzeichnungen für den qPCR Cycler mit faserbasierter Detektionseinheit.	190
Abbildung 1.3-45: Ergebnisse einer qPCR-Analyse. Ausgangsmaterial waren unterschiedliche Konzentrationen an DNA oder Verdünnungen einer Bakteriensuspension.	191
Abbildung 1.3-46: Graphische Auswertung der qPCR-Messungen von Proben der Kläranlagen Braunschweig (links) und Rheinbach (rechts). In den Proben beider Kläranlagen ist eine deutliche Reduktion der nachzuweisenden ARG nach einer Bodenpassage bzw. Passage des RBF festzustellen.	193
Abbildung 1.3-47: Szenarien für Kostenschätzung und THG-Bilanz für vergleichende Bewertung der Verfahren zur landwirtschaftlichen Wasserwiederverwendung mit zwei Betriebsvarianten a und b.	196
Abbildung 1.3-48: Vergleichsszenarien für Wasserwiederverwendung auf kleinen Kläranlagen.	198
Abbildung 1.3-49: Investitionskosten der Aufbereitungsverfahren für verschiedene Ziele und Zulaufqualität (DOC = 5 und 12 mg/L).	199
Abbildung 1.3-50: Spezifische Jahreskosten der Aufbereitungsverfahren für verschiedene Ziele und Zulaufqualität.	200
Abbildung 1.3-51: Kosten für Bewässerungssystem: Investition (links) und spezifische Jahreskosten (rechts).	200
Abbildung 1.3-52: Spezifische Jahreskosten von Wasseraufbereitung (Desinfektion + Spurenstoffentfernung) und Bewässerungssystem für ein Großklärwerk.	201
Abbildung 1.3-53: CO ₂ e-Fußabdruck der Aufbereitungsverfahren für verschiedene Ziele und Zulaufqualität (Strom: 480 g CO ₂ e/kWh): Balken bei PAK-Verfahren zeigt Schwankung je nach Anteil Frischkohle (0-100 %).	202
Abbildung 1.3-54: CO ₂ e-Fußabdruck der Aufbereitungsverfahren für verschiedene Ziele und Zulaufqualität (Strom: 240 g CO ₂ e/kWh). Balken bei PAK-Verfahren zeigt Schwankung je nach Anteil Frischkohle (0-100 %).	203
Abbildung 1.3-55: Spezifischer CO ₂ e-Fußabdruck von Wasseraufbereitung (Desinfektion + Spurenstoffentfernung) und Bewässerungssystem für ein Großklärwerk.	203
Abbildung 1.3-56: Jahreskosten (links) und CO ₂ e-Fußabdruck (rechts) für Wasserwiederverwendung bei kleinen Klärwerken: Vergleich von konventioneller Chlorung nach SBR + Filter und Elektro-Chlorung nach Pflanzenkläranlage.	204
Abbildung 1.4-1: Übersicht der EU Mitgliedstaaten, welche die EU VO 2020/741 anwenden (grüne Länder) oder nicht (fliederfarbene Länder). Stand 10/2024, Quelle: https://water.europa.eu/freshwater/europe-freshwater/water-reuse	211

Abbildung 1.4-2: Status Quo: in Braunschweig durchfließt der Kläranlagenablauf ein Rieselfeld, bevor er in die Oker gelangt (blauer Pfeil). Im Vergleichsszenario wird das Rieselfeld durch eine Ozonanlage ersetzt (grauer Pfeil).....	217
Abbildung 1.4-3: Konzentration einzelner Spurenschadstoffe vor dem Zulauf des Klärwerks in der Oker, dem Ablauf des Klärwerks, dem Ablauf der Rieselfelder und dem Ablauf der Ozonanlage.....	217
Abbildung 1.4-4: Entscheidungsbaum zum internen Leitfaden des Erftverbandes für die Ersteinschätzung relevanter Folgen der Wasserwiederverwendung in der Landwirtschaft. 221	
Abbildung 1.4-5: Abgegrenztes Untersuchungsgebiet (entspricht dem Gemeindegebiet der Stadt Rheinbach nördlich des Rheinbacher Waldes).....	222
Abbildung 1.4-6: Luftbild der Kläranlage Caravaca (Google Maps)	228
Abbildung 1.4-7: Lageplan der Kläranlage Caravaca de la Cruz.....	229
Abbildung 1.4-8:Umsetzungsskizze der Membranfiltrationsstufe	230
Abbildung 1.4-9: Umsetzung der Membranfiltrationsstufe auf der Kläranlage Caravaca de la Cruz	230
Abbildung 1.4-10: Testfeld in Talaveira del la Reina.....	235
Abbildung 1.4-11: Abwasserbehandlungsverfahren die in Talavera del la Reina die mit der Desinfektionseinheit von AUTARCON kombiniert wurden	236
Abbildung 1.4-12: Vertikal durchströmte Pflanzenkläranlagen (a), Tauchscheibenkörper und Teichinselanlagen (Floating Wetlands FW) (c) die in Talavera del la Reina mit der OCG Pilotanlage von AUTARCON kombiniert wurden	236
Abbildung 1.4-13: Anlage zur Desinfektion von Abläufen naturnaher Abwasseraufbereitungssystem.....	237
Abbildung 1.4-14 a-c: Reduktion der Trübung entlang der getesteten Behandlungssysteme	237
Abbildung 1.4-15: Reduktion von Ammonium und Desinfektion im System „FS-Chlorung“ .238	
Abbildung 1.4-16 a und b: Reduktion von Ammonium im System „Anaerobreaktor (PUSH) – Rotating Biodisc (RBC) – Floating Wetland (FW) – Chlorung	238
Abbildung 1.4-17 a-c: Reduktion von E. coli entlang der getesteten Behandlungssysteme	239
Abbildung 1.4-18 a-c: Chlorkonzentration entlang der getesteten Behandlungssysteme	239
Abbildung 1.4-19: Luftbild der Kläranlage Hurghada	241
Abbildung 1.4-20: Haupt- (links) und Teilmodell (rechts)	243
Abbildung 1.4-21: Vergleich realer mit simulierten Ablaufwerte	243
Abbildung 1.4-22: Ablaufwerte der Kläranlage für Szenario A	245
Abbildung 1.4-23: Ablaufwerte der Kläranlage für Szenario B	246
Abbildung 1.4-24: Ablaufwerte der Kläranlage für Szenario C	247
Abbildung 1.4-25: Ablaufwerte der Kläranlage für Szenario D	248
Abbildung 1.4-26: Untersuchungsgebiet im Stadtteil Tubli, Bahrain.....	251
Abbildung 1.4-27: Farmen Abusaiba und deren Verbrauch	252
Abbildung 1.4-28: Auslegung SuMeWa OCG-Anlage.....	253
Abbildung 1.4-29: Bewässerungszeitraum Abusaiba.....	253
Abbildung 1.4-30: Verweilzeit TSE-Netz Abusaiba	254

Abbildung 1.4-31: Chlorzehrung Abusaiba	255
Abbildung 1.4-32: Chlorkonzentration Abusaiba (Szenario 1).....	256
Abbildung 1.4-33: Chlorkonzentration Abusaiba: (Szenario 2).....	257
Abbildung 1.4-34: Online-Umfrage: Bewertung der Notwendigkeit zur Wasserwiederverwendung	260
Abbildung 1.4-35: Online-Umfrage: Ausschlaggebende Gründe für die Wasserwiederverwendung in der Landwirtschaft.....	260
Abbildung 1.4-36: Größte Hürden für die Einführung der Wasserwiederverwendung in der Landwirtschaft.....	261
Abbildung 1.4-37: Umfrageergebnis zu Entscheidungskriterien für die Wasserwiederverwendung in der Landwirtschaft (n = 388).....	261
Abbildung 1.4-38: Ergebnisse aus der FlexTreat-Online-Umfrage: Kenntnis eines Projekts/Kampagne, welches sich mit der Wasserwiederverwendung in der Landwirtschaft beschäftigt. Dargestellt ist die absolute Anzahl an Nennungen (n = 68).	262
Abbildung 1.4-39: Anschauungsbeispiel für FlexTreat-Factsheets (jeweils doppelseitig bedruckt) zur Verwendung für Aufklärungs-, Informations- und Lehrzwecke.	265
Abbildung 1.5-1: Die vier FlexTreat-Standorte und Verfahrensketten zur weitergehenden Aufbereitung für die landwirtschaftliche Wiederverwendung	268
Abbildung 8.3-1: GZZ (TCC) und IZZ (ICC) im Ablauf der Straße 2 nach UV, n=1	299
Abbildung 8.4-1: Lage und Tiefe der Grundwassermessstellen im Verregnungsgebiet Braunschweig (Niedersächsischer Landesbetrieb für Wasserwirtschaft, Küsten- und Naturschutz 2021).....	300
Abbildung 8.6-1: Übersicht über Bewässerungszeitraum (💧), Wachstumsphase (🌱) und Größe der Anbaufläche (links) sowie Bewässerungsmenge und Grundwasseranreicherung (rechts) für Variante A der Bewässerung.....	316
Abbildung 8.6-2: Übersicht über Bewässerungszeitraum (💧), Wachstumsphase (🌱) und Größe der Anbaufläche (links) und genutzter Klärwerksanlauf (rechts) für Variante B der Bewässerung	316

Formelverzeichnis

Formel 1: UV-Dosis gemäß „Point Source Summation“ (PSS)	14
Formel 2: Relative SAK ₂₅₄ Abnahme	15
Formel 3: Kinetikmodell 1. Ordnung:	49
Formel 4: Berechnung SAK-Abnahme im Anwendungsfall der Anlagenregelung der FlexTreat Ozonanlage.....	83
Formel 5: Berechnung der Log ₁₀ Reduktion.....	155
Formel 6: Berechnung des validierten Log Removal Values (LRV) für C _{Ablauf} <1	156

Tabellenverzeichnis

Tabelle 1.1-1: Auszug aus EU VO 2020/741, Anhang 1, Abschnitt 2, Tabelle 2 über die Anforderungen an die Qualität von aufbereitetem Wasser für die landwirtschaftliche Bewässerung	6
Tabelle 1.1-2: Einheitliche Substanzliste zur Quantifizierung an allen Standorten von AP1. Angabe der LOQs in ng/L, n.m. = nicht messbar	8
Tabelle 1.1-3: Einheitlicher Parametersatz der Begleitparameter an den vier Versuchsstandorten. * Zielwerte gemäß Klasse A (EU VO 2020/741). L = Labor; O = Onlinemessung	9
Tabelle 1.1-4: Mikrobiologischer Parameterumfang im Routine Monitoring	10
Tabelle 1.1-5: Ausgewählte Wasserqualitätsparameter im Zulauf der Ozonanlage (24h-Mischproben, Labormessung). Werte unterhalb der Bestimmungsgrenze (BG) wurden mit der halben BG berücksichtigt. *Die Transmission wurde aus dem SAK ₂₅₄ (filtrierte Probe) abgeleitet. # Eigenüberwachung zwischen 10/2022 und 12/2023.....	17
Tabelle 1.1-6: Ergebnisse der begrenzten PFAS Messreihe. MW = Mittelwert. Bei dem Mittelwert wurde bei einem Messwert < BG die BG verwendet, wohingegen bei zwei Messwerten < BG keine Angabe (N/A) gemacht wurde.....	20
Tabelle 1.1-7: Probenahmeflaschen für das FlexTreat-Monitoring am Standort Rheinbach..	33
Tabelle 1.1-8: Ergebnisse der Dosis-Wirkungsversuche mit der UV-LED-Anlage. Dargestellt sind die Konzentrationen der mikrobiologischen Parameter im Ablauf der Anlage. Die Konzentrationen bei einer applizierten UV-Dosis von 0 J/m ² entspricht der Ausgangskonzentration im Zulauf der Anlage.	34
Tabelle 1.1-9: Ergebnisse der UV Dosis-Wirkungsversuche mit der konventionellen UV-Anlage. Dargestellt sind die Konzentrationen der mikrobiologischen Parameter im Ablauf der Anlage. Die Konzentrationen bei einer applizierten UV-Dosis von 0 J/m ² entspricht der Ausgangskonzentration im Zulauf der Anlage.	34
Tabelle 1.1-10: Bewertung der Spurenstoffreduktion nach KARL vom Zulauf der KA Rheinbach bis zum Ablauf von Segment 3 des RBF ^{plus} für das Kalenderjahr 2023. Die mittleren Konzentrationen wurden unter der Annahme abgeschätzt, dass Messwerte unterhalb der jeweiligen Bestimmungsgrenze gleich der halben Bestimmungsgrenze sind, was insbesondere die Werte am RBF-Ablauf beeinflusst. Es wurden nur drei von vier geforderten Spurenstoffen der Kategorie 1 nach KARL durch den Erftverband gemessen und regelmäßig nachgewiesen.	38
Tabelle 1.1-11: Benötigte DOC spezifische Aktivkohledosis zum Erreichen einer 80%-igen Spurenstoffelimination je Verfahrensdesign gemäß DWA M 285-2	51
Tabelle 1.1-12: Eigenschaften der untersuchten Partikelmessgeräte	55
Tabelle 1.1-13: Versuche zur Identifizierung der notwendigen Chlorkonzentration	65
Tabelle 1.2-1: Modellparameter zur Berechnung des Δ SAK ₂₅₄ Wertes	85
Tabelle 1.2-2: Werteverteilung der gemessenen und prognostizierten Datenwerte	88
Tabelle 1.2-3: Werteverteilung der gemessenen und prognostizierten Datenwerte	89
Tabelle 1.2-4: Standortspezifische Vorüberlegungen für mögliche Surrogatparameter je Prozessschritt und Reinigungsziel	97

Tabelle 1.3-1: Übersicht über Wachstum und generierte Probenmenge im Versuchsjahr 2022 und 2023. ‚+‘ = gutes Wachstum/ausreichende Probenmenge, ‚-‘ = kein Wachstum/keine Probe, ‚o‘ = geringe(s) Wachstum/Probenmenge.....	112
Tabelle 1.3-2: Verwendete Kompartimente der Pflanzen und Anmerkungen.	113
Tabelle 1.3-3: Übersicht der Grundwassermessstellen, Datum der Beprobung sowie die Gesamtzahl und Anzahl der analysierten Stoffe größer bzw. kleiner der Bestimmungsgrenze (BG).	123
Tabelle 1.3-4: Ergebnisse der Tracerversuche bezüglich der Porosität und Dispersivität. ..	129
Tabelle 1.3-5: Stofftransporteigenschaften Säulenversuche, NA = nicht bestimmbar, Sortierung nach Halbwertszeit (HWZ)	131
Tabelle 1.3-6: Referenz-Bodenparametrisierung (Wassertransport mit van Genuchten Model). * empirische Parameter.	134
Tabelle 1.3-7: Grobe Einordnung von Salzgehalten verschiedener Wässer (Quelle https://www.aqion.de/site/elektrische-leitfaehigkeit).	139
Tabelle 1.3-8: Vergleich Log10-Reduktion gegenüber Reduktion in %	155
Tabelle 1.3-9: Überwachung zur Validierung bei aufbereitetem Wasser für die landwirtschaftliche Bewässerung nach EU VO 2020/741, sowie empfohlene Analysemethoden.....	156
Tabelle 1.3-10: Ergebnisse der Prozessvalidierung gemäß des FlexTreat-Leitfadens. Berechnete einseitige untere Toleranzgrenzen TG, mit P = 90% und alpha = 0,05. Übersteigt die untere Toleranzgrenze das Validierungsziel gilt die Anlage als validiert (grüne Schattierung). Das Sternchen (*) bedeutet, dass die Reinigungsleistung (teilweise) durch die Zulaufkonzentration limitiert war.	159
Tabelle 1.3-11: Verfahrenskombinationen für Bewertung nach Aufbereitungszielen (jeweils Bewertung für DOC = 5 und 12 mg/L im Kläranlagenablauf)	196
Tabelle 1.4-1: Obergrenzen für physikalisch-chemische und mikrobielle Parameter in Ägypten (501-2005) basierend auf (Abdella Ahmed et al. 2022; Khaled Abdella Ahmed et al. 2022),-‘ = keine Obergrenze.....	212
Tabelle 1.4-2: Vorgaben gemäß § 2 sowie Tabelle 3 und 4 der Resolution 75/2020 (Bahrain 2020).....	213
Tabelle 1.4-3: Obergrenzen (maximale Mittelwerte) für physikalisch-chemische und mikrobielle Parameter in Israel (5770-2010) basierend auf (Schönberger 2020) ‚-‘ = keine Obergrenze/Vorgaben. FOG = „fat, oil and grease“	213
Tabelle 1.4-4: Obergrenzen für physikalisch-chemische und mikrobielle Parameter in Jordanien (JS 893/2006) basierend auf (Abu-Awwad 2021),-‘ = keine Obergrenze/Vorgaben. FOG = „fat, oil and grease“	214
Tabelle 1.4-5: Liste der untersuchten Spurenschadstoffe, grün markierte Spurenschadstoffe sind in der Kategorie 1 nach KARL, orange gefärbte in der Kategorie 2	216
Tabelle 1.4-6: Frachtreduktion für die einzelnen Stoffe.....	218
Tabelle 1.4-7: Ergebnisse der Wasserbedarfsermittlung für ein mittleres Trockenjahr im Untersuchungsgebiet. Die Anbauflächen sind nach Landwirtschaftszählung 2020 (IT.NRW 2020) und digitalem Basis-Landschaftsmodell (Geobasis NRW 2023) abgeschätzt. Grünland (ca. 342 ha) blieb für die Wasserbedarfsermittlung unberücksichtigt. Die Wasserbedarfe sind nach kulturabhängigen Minimal- und Maximalabschätzungen der Landwirtschaftskammer	

NRW für lehmige Böden ermittelt. Für Obstplantagen blieb dabei eine mögliche Frostschutzberechnung unberücksichtigt, für Baumschulen ein erhöhter Wasserbedarf im ersten Pflanzjahr. Alle Werte sind gerundet, kleinere Diskrepanzen in der Summenbildung sind auf die Rundung zurückzuführen.....	225
Tabelle 1.4-8: Konzentrationen ausgewählter Wasserqualitätsparameter im Zulauf sowie Ablauf der Nachklärung der Kläranlage Caravaca de la Cruz im Jahr 2022 (Zur Verfügung gestellt von ESAMUR).....	229
Tabelle 1.4-9: Wasserqualitätsparameter im Zulauf und Ablauf der Membranfiltration der Kläranlage Caravaca de la Cruz, 2024.....	231
Tabelle 1.4-10: Abschätzung des Aktivkohlebedarfs für die Kläranlage Caravaca de la Cruz in Abhängigkeit verschiedener Verfahrensvarianten.....	233
Tabelle 1.4-11: Güteklassen des Ablaufes nach ägyptischen Anforderungen.....	242
Tabelle 1.4-12: Vergleich der Szenarien.....	249
Tabelle 1.4-13: Szenarien Chlorzehrung.....	253
Tabelle 1.4-14: Wichtige Eckpunkte der Diskussion im Stakeholder Dialog.....	259
Tabelle 1.4-15: Auflistung der im FlexTreat Leitfaden „Technologien für eine sichere Wasserwiederverwendung in der Landwirtschaft“ enthaltenen Factsheets.....	264
<i>Tabelle 8.2-1: Limits of detection (LOD)95% und Konfidenzintervalle der ARG-Assays. Die Bestimmung des LOD95% für einzelne ARG-Assays erfolgte gemäß den Richtlinien zur Ein-Labor-Validierung (BVL, 2016) und der Website von QuoData – Gesellschaft für Qualitätsmanagement und Statistik mbH (2017). * Herstellerangabe.</i>	<i>298</i>
Tabelle 8.5-1: Median Spurenstoffkonzentrationen für den nativen bzw. ozonierten Kläranlagenablauf. Die Spurenstoffe wurden entsprechend ihrer Halbwertszeiten in drei Klassen (I: < 20 Tage, II: 20 – 200 Tage, III: >= 200 Tage) eingeteilt. Die Tabelle ist aufsteigend entsprechend der Halbwertszeiten und der Retardationsfaktoren sortiert.	301
Tabelle 8.6-1: Abschreibungsdauern für Investitionen und jährliche Wartungskosten.....	302
Tabelle 8.6-2: Spezifische Kostenfaktoren für Strom, Chemikalien sowie Verbrauchsmaterial	303
Tabelle 8.6-3: Mittlere Wasserbilanz pro Verfahrensabschnitt (Zulauf) für alle Szenarien und Ziele	303
Tabelle 8.6-4: Sachbilanz des Energie- und Chemikalienverbrauch für die Szenarien Ozon + Filtration + UV	304
Tabelle 8.6-5: Sachbilanz des Energie- und Chemikalienverbrauch für die Szenarien RBF/RBFplus + UV	305
Tabelle 8.6-6: Sachbilanz des Energie- und Chemikalienverbrauch für die Szenarien PAK + UF + UV	306
Tabelle 8.6-7: Personalkosten (Arbeitgeberbrutto)	307
Tabelle 8.6-8: Investitionskosten für Filter	308
Tabelle 8.6-9: Investitionskosten Ozonung (exkl. Planung)	308
Tabelle 8.6-10: Investitionskosten PAK-Dosierung (exkl. Planung)	308
Tabelle 8.6-11: Investitionskosten für RBF und RBF ^{plus} (exkl. Planung).....	309
Tabelle 8.6-12: Investitionskosten für Ultrafiltration (exkl. Planung).....	310
Tabelle 8.6-13: Investitionskosten für UV-Desinfektion (exkl. Planung) für alle Szenarien..	310

Tabelle 8.6-14: Annahmen für Transmission und UV-Dosis für alle Szenarien	311
Tabelle 8.6-15: Berechnete Chlordosierung für konventionelle und Elektro-Chlorung	311
Tabelle 8.6-16: Strom, Chemikalien und Personalbedarf für Szenarien für kleine Klärwerke: SBR + Chlorung und PKA + Elektro-Chlorung	312
Tabelle 8.6-17: Investitionskosten für Szenarien für kleine Klärwerke: SBR + Chlorung und PKA + Elektro-Chlorung	312
Tabelle 8.6-18: Datensätze für Hintergrundprozesse aus Datenbank ecovinent (v3.9.1)	313
Tabelle 8.6-19: Schätzung der infrastrukturellen Aufwendungen	314
Tabelle 8.6-20: Monatlicher Wasserbedarf für Bewässerung auf verschiedenen Flächen mit spezifischen Fruchtfolgen in Braunschweig	315
Tabelle 8.6-21: Strombedarf und Betriebskosten für Brunnen und Pumpstation zur Bewässerung	317
Tabelle 8.6-22: Investitionskosten für Bewässerungssystem	317
Tabelle 8.6-23: Bilanzierung der Schlammbehandlung über Trockenmasse (TM) und Volumen (TM in Zentraten vernachlässigt, TM-Abbaugrad in Faulung identisch)	318
Tabelle 8.6-24: Relevante Betriebsparameter für Energiebilanz der Schlammbehandlung.	319
Tabelle 8.6-25: Gesamter Wärme- und Stromverbrauch für Schlammbehandlung mit und ohne PAK.....	319

Abkürzungsverzeichnis

Abkürzung	Erklärung
ARB	Antibiotika-resistente Bakterien
ARG	Antibiotika-Resistenzgene
DFZ	Durchflusszytometrie
Δ fDOM	Differenz der „Fluorescent Dissolved Organic Matter“ Werte im Zu- und Ablauf einer Stufe oder eines Aufbereitungszuges
fDOM	Fluorescent Dissolved Organic Matter
<i>E. coli</i>	<i>Escherichia coli</i>
ECI	Elektrochlorung
EU VO 2020/741	EU Verordnung 2020/741 des Europäischen Parlaments und des Rates vom 25. Mai 2020 über Mindestanforderungen an die Wasserwiederverwendung
GAK	Granulierte Aktivkohle
GZZ	Gesamtzellzahl
ISV	Schlammvolumenindex
IZZ	Intaktzellzahl
KA	Kläranlage
KARL	Richtlinie (EU) 2024/3019 Des Europäischen Parlaments und des Rates vom 27. November 2024 über die Behandlung von kommunalem Abwasser
KEC	Klebsiella, Enterobacter, Citrobacter
KI	Künstliche Intelligenz
KNN	Künstliche Neuronale Netze
KBE (selten cfu)	Koloniebildende Einheit (engl. colony forming unit)
LRV	Log Removal Value (= log ₁₀ Reduktion gemäß Formel 5)
LSTM	Long Short-Term Memory Networks
MAE	mean absolute error (dt. Mittlerer absoluter Fehler)
MPN	Most-probable-number (dt. Wahrscheinlichste Anzahl)
PAK	Pulveraktivkohle
PC-Fahrweise	Predictive Control Fahrweise
PfKA (selten auch: PKA)	Pflanzenkläranlage

PCA	Principal Component Analyse
qPCR	Quantitative real-time Polymerase-Kettenreaktion
PBE	Plaquebildende Einheit
RBF	Retentionsbodenfilter
RBF ^{PLUS}	Retentionsbodenfilter Plus (Beschreibung siehe Kapitel 1.1.3)
RRB	Regenrückhaltebecken
RÜB	Regenüberlaufbecken
SAK ₂₅₄	Spektraler Absorptions-Koeffizient bei 254 Nanometern
SCADA	Supervisory Control and Data Acquisition
SPS	Speicherprogrammierbare Steuerung
TSO-System	Total Store Order-System
UF	Ultrafiltration
WGA	Wassergewinnungsanlage

Kurzfassung

Ziel des Vorhabens *FlexTreat* war es, durch die Entwicklung und Demonstration flexibler und an die landwirtschaftlichen Bedürfnisse angepasster technischer und naturnaher Aufbereitungssysteme die sichere Wasserwiederwendung in der Landwirtschaft zu fördern.

Dies umfasste die Entwicklung und Anwendung von wissenschaftlich-technischen Grundlagen für den sicheren Einsatz von aufbereitetem Abwasser für die landwirtschaftliche Bewässerung im In- und Ausland. Außerdem waren die Untersuchung und Optimierung der Reinigungsleistung von innovativen, weitergehenden Abwasserbehandlungsverfahren in Bezug auf ein breites Spektrum von physikalischen, chemischen und mikrobiologischen Wasserqualitätsparametern Ziele des Projektes.

Des Weiteren stand im Fokus die Demonstration der Vorteile von Digital Green Tech (Digitaler Zwilling, online-Simulation, maschinelles Lernen, Nutzung mobiler Endgeräte) für die Prozessüberwachung und Optimierung von Aufbereitungsverfahren. Außerdem die Risikobewertung und das Risikomanagement entlang der Abwasserbehandlung, insb. der weitergehenden Aufbereitung, unter Berücksichtigung von ausgewählten Aspekten bei Speicherung, Verteilung und Bewässerung bis hin zur Analyse von Risikofaktoren im landwirtschaftlichen Produkt. Auch wird die Akzeptanz und die Übertragbarkeit der entwickelten Konzepte und Technologien für die Wasserwiederverwendung in der Landwirtschaft im In- und Ausland betrachtet.

FlexTreat trägt dazu bei, die Umsetzung von Wasserwiederverwendungsprojekten in Deutschland durch eine verbesserte Risikoeinschätzung, Erfahrungswerte aus dem Betrieb relevanter Technologien sowie die Betrachtung weiterer relevanter Faktoren voranzubringen. Ein besonderer Fokus liegt hierbei darauf, Synergieeffekte von konventionellen Technologien, welche für die Spurenstoffelimination genutzt werden, sowie ergänzenden Behandlungsschritten zur Desinfektion von Abwasser zu identifizieren und zu quantifizieren.

Durch ein verbessertes Verständnis für mögliche Risiken, neue Möglichkeiten zur Prozessüberwachung und der Betrachtung realer Anwendungsfälle sowie außerdeutscher Marktpotentiale liefert *FlexTreat* wissenschaftlich fundierte Antworten auf offene Fragestellungen im Prozess der Gestaltung der deutschen Gesetzgebung für die Wasserwiederverwendung. Gleichzeitig wird der Stand der Wissenschaft um zahlreiche spezielle Aspekte erweitert, welche der Wasserwiederverwendung und berührende Themen langfristigen Fortschritt ermöglichen.

Ziel und Projektstruktur

Das Projekt FlexTreat gliedert sich in vier inhaltliche Arbeitspakete (siehe Abbildung 0-1). Das Arbeitspaket 1 „Technische Innovationen“ ist zentral in der Projektstruktur angeordnet. Im Rahmen dieses Arbeitspaketes wurden an vier Standorten in Deutschland Aufbereitungsverfahren betrieben. Primäre Zielsetzung war hierbei der Nachweis, ob die geforderten Qualitätsziele für die Wasserwiederverwendung bei gleichzeitiger Spurenstoffelimination eingehalten werden können. Gleichzeitig formten die Fallstudien die Untersuchungsgrundlage für viele Fragestellungen aus den Arbeitspaketen 2 „Digital Green Tech“ und 3 „Risikomanagement“. So wurden die Fragen zum Einsatz von digitalen Technologien anhand der Verfahrenskette des AP 1.1 „Ozonung, Filtration und UV-Desinfektion“ durchgeführt. Das Risikomanagement wurde Einerseits anhand von Wasserproben aus den Verfahren des AP 1 in Hinblick auf stoffliche und mikrobielle Risiken untersucht.

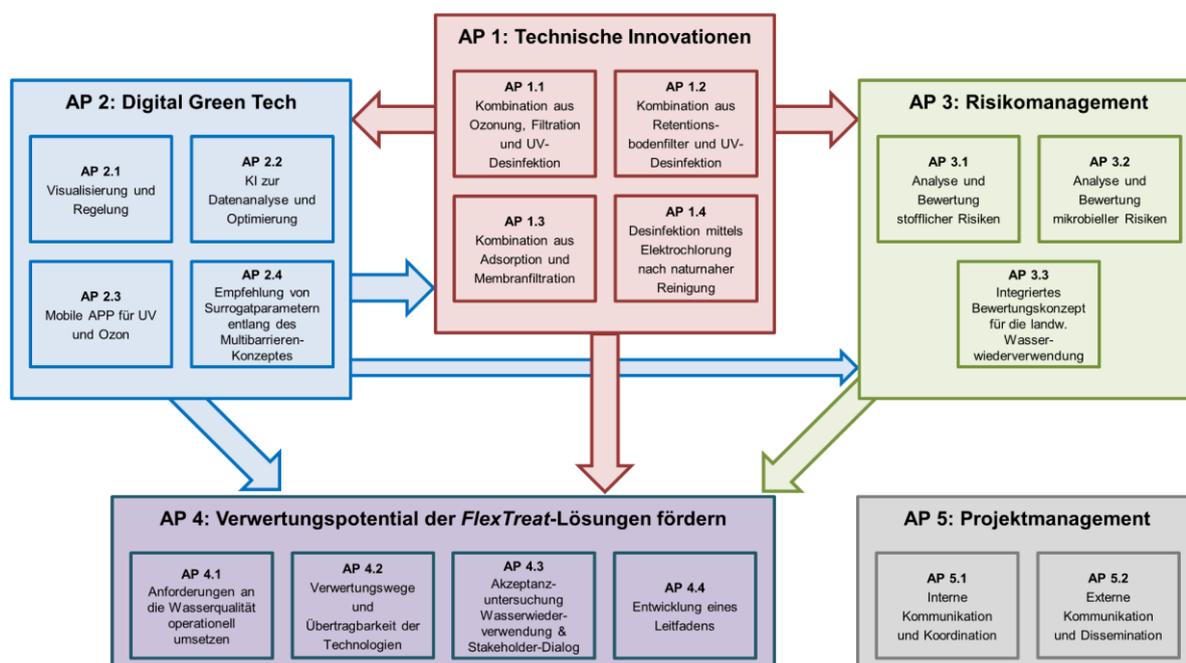


Abbildung 0-1 Übersicht über die Struktur und Verknüpfung der Arbeitspakete im FlexTreat Projekt.

Gleichzeitig wurden im AP3 zahlreiche weitergehende Untersuchungen im Wirknexus aus Wasser, Boden und Pflanze durchgeführt. Im Unterarbeitspaket 3.3 „Integriertes Bewertungskonzept für die landwirtschaftliche Wasserwiederverwendung“ findet eine Synthese aus den Erkenntnissen aus AP1, AP2 und AP3 statt. Letztlich wurden im AP4 „Verwertungspotential der FlexTreat-Lösungen fördern“ Wege untersucht und erarbeitet, um eine Umsetzung von Wasserwiederverwendungsvorhaben in Deutschland, aber auch international zu unterstützen.

Wissenschaftlicher Stand zu Beginn des Vorhabens

Zu Beginn des Vorhabens wurde die europäische Verordnung über Mindestanforderungen an die Wasserwiederverwendung (EU VO 2020/741) (Europäische Union 2020) gerade veröffentlicht, sodass eine erste Zielsetzung für Qualitätsanforderungen für die landwirtschaftliche Bewässerung bekannt war. Noch nicht umgesetzt waren die Überführung in einen Deutschen Rechtsrahmen, welcher sich auf das während der Projektlaufzeit erstellte DWA Merkblatt M1200 stützen sollte. Das Merkblatt wurde bis Projektabschluss nicht fertig gestellt, sodass konkretere Anforderungen, als in der EU VO 2020/741 bei den Auswertungen nicht berücksichtigt werden konnten. Die Neufassung der europäischen Kommunalabwasserrichtlinie

(KARL) (Europäische Union 2024) befand sich während der Projektlaufzeit in Ausarbeitung. Ziele der Mikroschadstoffelimination waren absehbar. Wasserwiederverwendung in Deutschland war zu Beginn des Projektes ein Nischenthema. Erst die aufeinanderfolgenden Dürrejahre von 2017-2022 betonten regional die Notwendigkeit der Wasserwiederverwendung von kommunalem Abwasser. Deshalb wurde bis dato in Deutschland verhältnismäßig wenig praxisnahe Anwendungsforschung im Bereich der Wasserwiederverwendung betrieben. FlexTreat bzw. die Fördermaßnahme WavE II baut hierbei insbesondere auf dem Stand des Wissens der gleichnamigen Fördermaßnahme WavE auf. Im internationalen Umfeld ist Wasserwiederverwendung seit vielen Jahren gängige Praxis, sodass die wissenschaftliche Literatur einiges an Wissensakquise erlaubt. Angesichts einer sehr vorsichtigen Herangehensweise durch die deutsche Politik und Stakeholder sind viele Ergebnisse aus internationalen Studien jedoch nicht tiefgreifend genug, um eine Einhaltung von in Deutschland diskutierten Anforderungen mit wissenschaftlicher Evidenz bestätigen zu können. FlexTreat ging in enger Rücksprache mit den Fördermittelgebern insbesondere auf solche Fragen ein, welche in den Arbeiten an einer deutschen Umsetzung der EU VO 2020/741 mit den relevanten Stakeholdern diskutiert wurden.

Wesentliche Ergebnisse im Überblick

Dieser Abschlussbericht zeigt der Projektstruktur folgend die Eignung ausgewählter Verfahrensketten für eine kombinierte weitergehende Abwasserreinigung, Einsatzmöglichkeiten von Digital Green Tech, ausgewählte Aspekte des Risikomanagements inkl. einer integrierten Bewertung sowie die Übertragbarkeit der Technologien und Konzepte. Für einen kompakten Überblick über die Projektergebnisse empfehlen wir die jeweiligen Fazits zu den Arbeitspaketen, sowie die FlexTreat-Factsheets, welche im Rahmen eines technischen Leitfadens gebündelt verfügbar sind.

Die an vier Standorten befindlichen Versuchsanlagen (siehe Abbildung 1.1-1) wurden in den Jahren 2021 bis 2023 für jeweils mehr als zwei Jahre betrieben. Ergebnisse zeigen für alle Verfahrensketten grundsätzlich eine Erreichbarkeit der Klasse A nach EU VO 2020/741 über die Mindestanforderungen für die Wasserwiederverwendung. Die Erfahrungen aus FlexTreat zeigen, dass hier technisch machbare Verfahren in ökonomisch darstellbaren Dimensionen (z.B. hinsichtlich der Dosiermengen von Betriebsmitteln) die geforderten Qualitäten erreichen können, herausfordernd ist jedoch die Prozessvalidierung zur Einhaltung der mikrobiologischen Wasserqualität. Die Verfahrenskette in Braunschweig war entlang der gesamten Aufbereitung mit umfassender Online-Messtechnik ausgestattet, welche im Rahmen des Arbeitspaketes zu Digital Green Tech zur Datenversorgung eines Digitalen Zwillinges genutzt wurde. Dieser wurde hardware- und softwareseitig etabliert. Der auf neuronalen Netzen basierte Digitale Zwilling samt Prozessanalyse- und Betriebsvorhersagetool wurde fortlaufend weiterentwickelt und hinsichtlich seiner Performance optimiert. Neben routinemäßigen Beprobungen der Verfahren wurden auch entlang des Eintragspfades Wasser-Boden-Pflanze tiefergehende Untersuchungen durchgeführt. Es wurde an einer statistisch abgesicherten Methode zur Validierung von Verfahrensketten („log credit validation“) gearbeitet, welche in einem alleinstehenden, separaten Leitfaden veröffentlicht wurde. Des Weiteren wurde integriertes Bewertungskonzept des Risikomanagements in Bezug auf die Verfahrensketten aus dem Arbeitspaket 1 umgesetzt. Darüber hinaus wurde in FlexTreat die Akzeptanz für Wasserwiederverwendung in der Bevölkerung, sowie die für die Implementierung als Hindernis empfundenen Aspekte mittels Umfragen und Stakeholder beleuchtet.

1 Eingehende Darstellung der Verwendung der Zuwendung und des erzielten Ergebnisses im Einzelnen, mit Gegenüberstellung der vorgegebenen Ziele

Ziel des Vorhabens FlexTreat war es, durch die Entwicklung und Demonstration flexibler und an die landwirtschaftlichen Bedürfnisse angepasster technischer und naturnaher Aufbereitungssysteme die Wasserwiederverwendung in der Landwirtschaft zu fördern. FlexTreat adressiert und unterstützt dabei die zentralen Ziele der Fördermaßnahme zum Thema „Wassertechnologien: Wiederverwendung“ ([WavE II](#)) im Bundesprogramm „Wasser-Forschung und Wasser-Innovationen für Nachhaltigkeit – Wasser:N“ innerhalb des Rahmenprogramms „Forschung für Nachhaltige Entwicklung“ ([FONA](#)).

Die angestrebte Erhöhung der Wasserverfügbarkeit unter Berücksichtigung und Minimierung möglicher Risiken verbessert die Nutzung der Ressource Abwasser in der landwirtschaftlichen Bewässerung. Die Landwirtschaft ist global der größte Wassernutzer und zunehmend von den Auswirkungen des Klimawandels betroffen (UNESCO 2020), daher ist vor allem vor dem Hintergrund der internationalen Zusammenarbeit und der Marktpotentiale für deutsche Technologieanbieter im Ausland Handlungsbedarf gegeben. Während in Deutschland die landwirtschaftliche Bewässerung bisher eher die Ausnahme darstellt, ist in Zukunft in diesem Bereich eine Veränderung zu erwarten. So hat sich im Sektor Wassertechnologie in den letzten Jahren eine deutliche Entwicklung im Bereich der weitergehenden Behandlungsverfahren zur Entfernung von Spurenstoffen ergeben. Umfangreiche Forschungsarbeiten wurden z.B. im RiS-KWa-Verbund durchgeführt (DECHEMA 2015), welche auch in FlexTreat berücksichtigt werden.

Besonderer Fokus liegt dabei auf möglichen Synergien der weitergehenden Abwasserbehandlung zur direkten Wasserwiederverwendung mit einer Spurenstoff-entfernung für den Gewässerschutz, wie sie gemäß der Strategie des Bundes (BMU/UBA 2019) für eine größere Anzahl an Kläranlagen relevant wird. Innovationen im Bereich der Prozessüberwachung und -optimierung durch digitale Anwendungen sollen ermöglichen, anspruchsvolle Qualitätsziele wie eine uneingeschränkte Bewässerung jederzeit sicherzustellen. Damit geht FlexTreat über die „Best Available Technologies“ zur Wasser-wiederverwendung hinaus (Rizzo et al. 2018) und erfüllt zusätzlich die Anforderungen, die sich aus einer indirekten landwirtschaftlichen Wasserwiederverwendung ergeben. Im Projekt werden die Technologien im Pilot- und Großmaßstab erprobt und weiterentwickelt. In Fallstudien wird die Übertragbarkeit der Konzepte unter Einbeziehung potentieller Nutzer validiert, wodurch ein hohes Replikationspotential besteht. Außerdem wird ein integrierter Bewertungsansatz entwickelt und getestet, der die Wasserqualität, Gesundheitsrisiken, Resilienz der Systeme sowie ökonomische und ökologische Dimensionen vereint. Die spezifischen Ziele umfassen:

1. Entwicklung und Anwendung von wissenschaftlich-technischen Grundlagen für den sicheren Einsatz von aufbereitetem Abwasser für die landwirtschaftliche Bewässerung im In- und Ausland.
2. Untersuchung und Optimierung der Reinigungsleistung von innovativen, weitergehenden Abwasserbehandlungsverfahren in Bezug auf ein breites Spektrum von physikalischen, chemischen und mikrobiologischen Wasserqualitätsparametern (inkl. Antibiotika-Resistenzen, Transformationsprodukte von Spurenstoffen).
3. Demonstration der Vorteile von Digital Green Tech (Digitaler Zwilling, online-Simulation, maschinelles Lernen, Nutzung mobiler Endgeräte) für die Prozessüberwachung und Optimierung von Aufbereitungsverfahren.

4. Unterstützung einer sicheren Wasserwiederverwendung in der Landwirtschaft über eine Kombination von Risikobewertung und Risikomanagement mit einem Fokus auf die stofflichen und mikrobiologischen Aspekte und die Prozessführung.
5. Aufzeigen der Anwendbarkeit und Unterstützung der Verwertung der entwickelten Konzepte und Technologien für die Wasserwiederverwendung in der Landwirtschaft im In- und Ausland inkl. Entwicklung einer zielgruppenorientierten Kommunikation.
6. Entwicklung von Inputs für Umsetzungsrichtlinien, inkl. eines integrierten Ansatzes zum Risiko-management und eines Leitfadens zu „Technologien für eine sichere Wasserwiederverwendung in der Landwirtschaft“, der die neuen europäischen Anforderungen berücksichtigt.

Die aktuellen Dürrephasen in verschiedenen Regionen Deutschlands verdeutlichen den Bedarf, die bisherigen Wassermanagementansätze zu überdenken. Studien z.B. des UFZ Leipzig zeigen die Bodentrockenheit und deren besorgniserregende Entwicklung in den letzten Jahren (Marx 2020). Auswirkungen auf die Landwirtschaft und ein höherer Bewässerungsbedarf sind auch im Hinblick auf den prognostizierten Klimawandel zu erwarten (MKUNLV 2011).

Vor diesem Hintergrund gewinnt das Thema „Wasserwiederverwendung“ in Deutschland für die landwirtschaftliche Bewässerung an Bedeutung, auch wenn für diesen Bereich derzeit nur ca. 1,5% der nationale Gesamtwasserentnahme genutzt wird (Seis et al. 2016). Während in Deutschland aktuell die Wiederverwendung von kommunalem Abwasser nur punktuell praktiziert wird (z.B. in Braunschweig und Wolfsburg), ist das Thema international in Regionen mit Wasserknappheit weitaus bedeutsamer, z.B. in Spanien, Israel und einigen Teilen der USA (Lazarova, V., Asano, T. et al. 2013).

Im ersten BMBF-WavE Programm wurden verschiedene Aspekte der Wasserwiederverwendung aufgegriffen, aber die landwirtschaftliche Bewässerung im Zusammenhang mit Spurenstoffentfernung und Elimination von Antibiotika-Resistenzen noch nicht vertieft betrachtet. Der erste Programmabschnitt wurde im Dezember 2019 abgeschlossen und liefert Erkenntnisse für die weitere Entwicklung von Technologien und Konzepte für die Wasserwiederverwendung. Eine zusammenfassende Darstellung zur Situation der Wasserwiederverwendung in Deutschland von Drewes et al. (2019) zeigt einige Erkenntnisse aus der ersten Phase der WavE-Verbundprojekte auf und unterstreicht einerseits die regionalen Herausforderungen im Wassermanagement, insbesondere für die landwirtschaftliche Bewässerung bei zunehmender Beanspruchung der Grundwasserressourcen, sowie andererseits die Barrieren für eine rasche Ausweitung der Wasserwiederverwendungspraxis. Einige der dort genannten Aspekte werden in den unterschiedlichen Bereichen von FlexTreat adressiert und im Folgenden erörtert.

Im folgenden Bericht werden die Projektergebnisse in Anlehnung an die Arbeitspaketstruktur des Projektes dargestellt.

1.1 Technische Innovationen (AP1)

Zielsetzung des Arbeitspaket 1 war die potentielle Erweiterung des Spektrums der „Best available Technologies/ besten verfügbaren Technologien“ zur Wasserwiederverwendung durch die Untersuchung von vier ausgewählten Verfahrenszügen zur weitergehenden Reinigung und Aufbereitung von kommunalem Abwasser mit dem Zweck der Wasserwiederverwendung.

Die Qualitätsanforderungen an die zu erreichende Wasserqualität zur Beurteilung der Verfahren ergeben sich aus zwei Faktoren. Einerseits gelten Anforderungen gemäß EU VO 2020/741 über Mindestanforderungen an die Wasserwiederverwendung. Für den Betrieb gelten hier die Qualitätsanforderungen gemäß Anhang 1, Abschnitt 2, Tabelle 2 (Auszug siehe Tabelle 1.1-1).

Tabelle 1.1-1: Auszug aus EU VO 2020/741, Anhang 1, Abschnitt 2, Tabelle 2 über die Anforderungen an die Qualität von aufbereitetem Wasser für die landwirtschaftliche Bewässerung

Güteklasse des aufbereiteten Wassers	Qualitätsanforderungen			
	<i>E. coli</i> (Anzahl/100 mL)	<i>BSB₅</i> (mg/l)	<i>TSS/AFS</i> (mg/l)	Trübung (NTU)
A	≤ 10	≤ 10	≤ 10	≤ 5
B	≤ 100	Gemäß Richtlinie 91/271/EWG (Anhang 1 Tabelle 1)	Gemäß Richtlinie 91/271/EWG (Anhang 1 Tabelle 1)	(-)
C	≤ 1 000			(-)
D	≤ 10 000			(-)

Andererseits müssen gemäß EU VO 2020/741 Nachweise über die mikrobielle Reinigungsleistung erbracht werden (Anhang 1, Abschnitt 2, Tabelle 4). Dieser Aspekt wird tiefergehend im Arbeitspaket 3.2 betrachtet. Die EU VO 2020/741 wurde zur Laufzeit des Projektes in deutsches Recht überführt, welches sich voraussichtlich, aus Sicht der Anforderungen an die Wasserqualität, insbesondere auf das Technische Merkblatt DWA M 1200-2 stützen wird. Das Projekt liefert für die Merkblatterstellung aktiv Beiträge zu offenen Fragestellungen, welche zu einer wissenschaftlich fundierten Erstellung des Merkblattes beitragen. Zur Zeit der Erstellung dieses Berichtes ist noch kein Gelbdruck des Merkblattes verfügbar, sodass ggf. erweiterte Anforderungen im Vergleich zur EU VO 2020/741 nicht berücksichtigt werden können. Einzig ein strengerer Trübungsgrenzwert, welcher im Rahmen der Merkblatterstellung zu < 2 NTU diskutiert wird, wird bei der Auswertung im Folgenden berücksichtigt.

Zusätzlich zu den Qualitätsanforderungen für die landwirtschaftliche Wasserwiederverwendung ist die Verpflichtung zur Spurenstoffelimination gemäß Neufassung der EU-Kommunalabwasserrichtlinie (KARL) zu berücksichtigen. Hierin wird die 80-prozentige Elimination von ausgewählten Substanzen über die gesamte Aufbereitungskette (also inklusive mechanisch-biologischer Kläranlage) gefordert. Die Substanzen zur Beurteilung der Eliminationsleistung sind in den „ANNEXES to the Proposal for a DIRECTIVE OF THE EUROPEAN PARLIAMENT AND OF THE COUNCIL concerning urban wastewater treatment“ in Tabelle 3 beschrieben. Der Text lässt zum Zeitpunkt des Projektes noch eine nicht uneindeutig geregelte Auswahl von Substanzen zu. Da diese Liste zu Beginn des Projektes noch nicht veröffentlicht war, sind

manche der gelisteten Substanzen nicht in den Spurenstoffmessungen des Projektes erfasst worden. Es kann trotzdem eine den in Notiz 2 genannten Auswahlkriterien gerecht werdende Auswahl abgedeckt werden.

Die in diesem Projekt ausgewählten Verfahrensketten kombinieren Technologien zur Spurenstoffelimination (4. Reinigungsstufen) mit nachgeschalteten Desinfektionsverfahren. Es werden Synergien in Hinblick auf eine Teildesinfektion des Abwassers durch die Technologien zur Spurenstoffelimination erwartet, sowie eine Verbesserung der Zulaufqualität der Desinfektionsverfahren im Vergleich zu einem nicht weitergehend behandelten Kläranlagenablauf. Beides vereint kann positive Auswirkungen auf die ökonomische und ökologische Bewertung der Verfahren haben, siehe hierzu die Ergebnisse des Arbeitspaketes 3.3.

Die ausgewählten Verfahrensketten wurden im halb- bis großtechnischen Maßstab an vier verschiedenen Standorten untersucht (Siehe Abbildung 1.1-1).

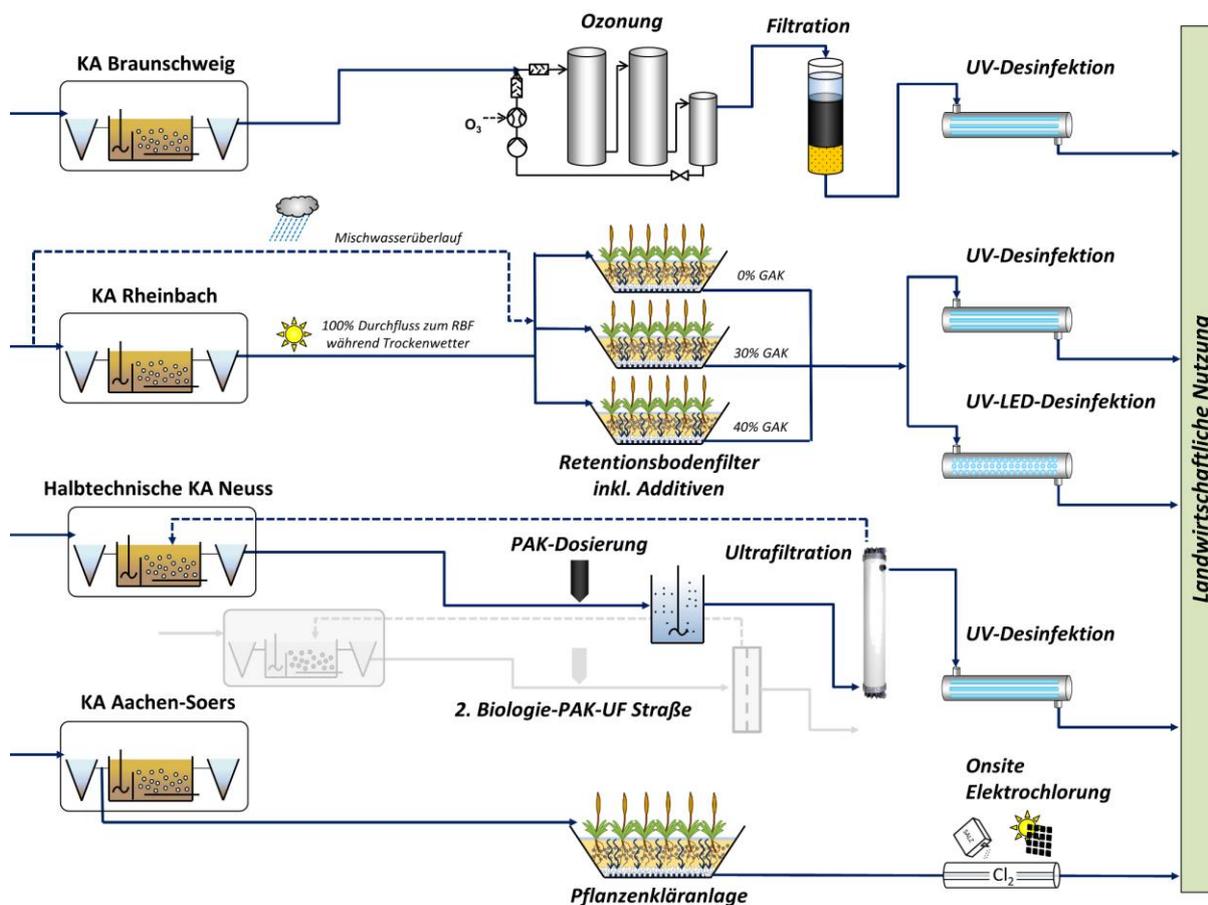


Abbildung 1.1-1: Verfahrensfliesschema von in FlexTreat untersuchten Verfahrenskombinationen, deren Standorte und Kapitelverweise.

Die Ergebnisse aus den Untersuchungen werden im Folgenden standortsspezifisch dargestellt. Voraus geht ein Kapitel zur Erläuterung des im Rahmen von Routine Monitorings analysierten Parameterumfangs.

1.1.1 Parameterumfang für Routine Monitorings

Einheitlicher Parametersatz: Spurenstoffe

Für die Auswahl der quantitativ zu bestimmenden Spurenstoffe standen folgende Kriterien im Vordergrund: hohes Potential zum Transfer ins Grundwasser oder landwirtschaftliche Produkte sowie Relevanz zum Oberflächengewässerschutz. Über verschiedene Vorstudien der Partner aus AP3 und über Literaturrecherchen wurde eine ausführliche Liste von Spurenstoffen erstellt, die regelmäßig in Oberflächengewässer und Grundwässer sowie bereits in Pflanzenmaterialien detektiert wurden. Die Partner BfG, EV und ISA gaben dazu an, welche dieser Spurenstoffe bereits in den jeweiligen Messprogrammen vorhanden waren und welche weiterhin aufgenommen werden könnten. Aus der Gesamtliste an Spurenstoffen wurden schließlich 16 ausgewählt, die zum einen den Kriterien entsprachen und zum anderen von den drei Partner gemessen werden konnten. Die Liste der 16 Substanzen inkl. der Detektierbarkeit in den verschiedenen Matrices sowie der LOQs für die Analysemethoden der verschiedenen Partner ist in Tabelle 1.1-2 gezeigt.

Tabelle 1.1-2: Einheitliche Substanzliste zur Quantifizierung an allen Standorten von AP1. Angabe der LOQs in ng/L, n.m. = nicht messbar

Substanz	Summenformel	CAS	KARL	LOQ BfG	LOQ EV	LOQ ISA
Carbamazepin	C ₁₅ H ₁₂ N ₂ O	298-46-4	ja	10	100	10
Sulfamethoxazol	C ₁₀ H ₁₁ N ₃ O ₃ S	723-46-6	nein	10	50	10
Diclofenac	C ₁₄ H ₁₁ Cl ₂ NO ₂	15307-86-5	ja	10	20	10
Candesartan	C ₂₄ H ₂₀ N ₆ O ₃	139481-59-7	ja	5	50	20
Olmesartan	C ₂₄ H ₂₆ N ₆ O ₃	144689-24-7	nein	10	50	10
Irbesartan	C ₂₅ H ₂₈ N ₆ O	138402-11-6	ja	10	50	10
Valsartan	C ₂₄ H ₂₉ N ₅ O ₃	137862-53-4	nein	10	50	10
Valsartansäure	C ₁₄ H ₁₀ N ₄ O ₂	164265-78-5	nein	10	50	10
Benzotriazol	C ₆ H ₅ N ₃	95-14-7	ja	20	50	20
4,5-Methylbenzotriazol	C ₇ H ₇ N ₃	29878-31-7 / 136-85-6	ja	10	50	20
Clarithromycin	C ₃₈ H ₆₉ N ₁₃	81103-11-9	ja	50	200	20
Gabapentin	C ₉ H ₁₇ NO ₂	60142-96-3	nein	15	50	20
Metoprolol	C ₁₅ H ₂₅ NO ₃	51384-51-1	ja	5	50	10
Tramadol	C ₁₆ H ₂₅ NO ₂	27203-92-5	nein	5	50	10
Hydrochlorothiazid	C ₇ H ₈ ClN ₃ O ₄ S ₂	58-93-5	ja	50	n.m.	10
Chlorothiazid	C ₇ H ₆ ClN ₃ O ₄ S ₂	58-94-6	ja	5	n.m.	10

Die Substanzen weisen alle unterschiedliche Abbaubarkeiten durch verschiedene Reinigungsmechanismen (z.B. Adsorption anders als Oxidation) auf, sowie unterschiedliche physikoche-

mische Eigenschaften. Je nach Ausgangskonzentration im zur Reinigungstechnologie zulaufenden Wasser sollte daher zumindest ein Teil der 16 ausgewählten Spurenstoffe an jedem Standort auch im Ablauf der Aufbereitung quantifizierbar sein.

Über einen projektinternen Ringversuch wurde die Vergleichbarkeit der Ergebnisse zwischen den Analyselaboren bezüglich der in Tabelle 1.1-2 genannten Substanzen geprüft. Untersucht wurden die Matrices Reinstwasser, Oberflächengewässer und Kläranlagenablauf. Die Ergebnisse des Ringversuchs zeigen die generelle Vergleichbarkeit der Ergebnisse zwischen den Laboren, sowohl die absoluten Konzentrationen betreffend als auch die relativen Werte zu Präzision und Richtigkeit.

Zusätzlich zur quantitativen Bestimmung der 16 ausgewählten Spurenstoffe fanden an den verschiedenen Projektstandorten ggf. noch zusätzliche Messungen statt. Beispielsweise wurden die Wasserproben vom Standort Braunschweig mittels Non-Target-Screening untersucht. Im begrenzten Umfang wurden an einigen Standorten per- und polyfluorierte Alkylsubstanzen (PFAS) mittels einer Target-Methode untersucht.

Einheitlicher Parametersatz: Begleitparameter

Zusätzlich zur Substanzliste wurde ein einheitlicher Parametersatz bezüglich der Begleitparameter erstellt (Tabelle 1.1-3). Neben der Analyse im Labor, wurden einige Begleitparameter mittels kontinuierlichen messenden Onlinesonden erfasst.

Tabelle 1.1-3: Einheitlicher Parametersatz der Begleitparameter an den vier Versuchsstandorten. * Zielwerte gemäß Klasse A (EU VO 2020/741). L = Labor; O = Onlinemessung

Parameter	EU-WR*	Braunschweig (AP1.1)	Rheinbach (AP1.2)	Neuss (AP1.3)	Aachen-Soers (AP1.4)
AFS	≤ 10 mg/l	L	L	L	L
BSB ₅	≤ 10 mg/l	L	L	L	L
Trübung	≤ 5 NTU	L/O	L	L/O	L
CSB (homogenisiert)		L	L	L	L
Leitfähigkeit		L/O	L/O	L	L/O
TOC/DOC		L	L	L	L
pH		L/O	L/O	L/O	L
SAK ₂₅₄		L/O	L	L/O	L
Nährstoffe		L	L	L	L
Weitere Parameter		Bromid (L), Bromat (L), Temperatur (O), Fluoreszenz (O)	Temperatur Sauerstoff	Temperatur Färbung Partikel	Freies Chlor

Zusätzlich zum gemeinsamen Satz der Begleitparameter wurden je Standort weitere, standortspezifisch relevante Parameter bestimmt, bspw. die Messung von Bromid und Bromat während der Ozonung oder die Bestimmung von freiem Chlor in der Elektro-Chlorung. Im Rahmen dieses Berichtes werden nur ausgewählte, als relevant erscheinende Parametersätze ausgewertet und im Rahmen von AP 1 und AP 3 tiefergehend erläutert.

Einheitlicher Parametersatz: Mikrobiologische Indikatorparameter

Im Routine-Monitoring der Pilotanlagen wurden verschiedene stoffliche und mikrobiologische Parameter bestimmt, die in Tabelle 1.1-4 zusammengefasst sind. Die Analysen der mikrobiologischen Indikatorparameter (*E. coli*, Enterokokken, Clostridien, Coliphagen) wurden für das Monitoring der Pilotanlagen in AP1.1 durch den Projektpartner AVB extern vergeben, für die Pilotanlagen in AP1.2 bis AP1.4 erfolgten die Analysen in den Laboren des IHPH in Bonn gemäß den nachfolgend gelisteten Verfahren.

Tabelle 1.1-4: Mikrobiologischer Parameterumfang im Routine Monitoring

Parameter	Verfahren bzw. Material
<i>Escherichia coli</i>	DIN EN ISO 9308-3:1999, in der letzten Verfahrensstufe zusätzlich DIN EN ISO 9308-1:2017
Intestinale Enterokokken	DIN EN ISO 7899-1:1999, in der letzten Verfahrensstufe zusätzlich DIN EN ISO 7899-2:2000
<i>Clostridium</i> spp. (<i>C. perfringens</i>) Sporen	in Anlehnung an DIN EN ISO 14189:2013*
Somatische Coliphagen	ISO 10705-2:2000
F-spezifische Coliphagen	ISO 10705-1:2002
ESBL-produzierende <i>E. coli</i>	Schreiber et al. (2021)
ESBL-produzierende KEC	Schreiber et al. (2021)
<i>Acinetobacter</i> spp. (<i>A. baumannii</i>) 3GCR	Schreiber et al. (2021)
<i>Pseudomonas</i> spp. (<i>P. aeruginosa</i>) 3GCR	Schreiber et al. (2021)
Gen 16S rRNA**	A50137, Ba04930791_s1
Antibiotikaresistenzgen <i>bla_{NDM-1}</i> **	A50136, Ba04931076_s1
Antibiotikaresistenzgen <i>bla_{TEM}</i> **	4331182, Ba04646128_s1
Antibiotikaresistenzgen <i>ermB</i> **	A50133, Ba04230913_s1
Antibiotikaresistenzgen <i>mcr-1</i> **	A50136, Ba07320002_s1

*Die Methode wurde modifiziert, indem die saure Phosphatase durch die Zugabe eines *C. perfringens* Selektiv-Supplements (Fa. Merck, Art.-Nr.: 1008880010) nachgewiesen wurde.

**qPCR Verfahren: Primer und Sonden wurden bei Life Technologies GmbH, angegeben sind Artikelnummer und Assay ID.

Um eine hygienisch-mikrobiologische Bewertung der Proben durchzuführen, wurden verschiedene Indikatorparameter in Kulturverfahren quantifiziert (Tabelle 1.1-4). Außerdem wurden während der Projektlaufzeit der Parameter Salmonellen für die Bewertung der letzten Aufbereitungsstufe hinzugefügt, weil der Parameter in der deutschen Umsetzung der EU VO 2020/741 als weiterer Parameter zur Diskussion gestellt wurde. Der Nachweis erfolgte

qualitativ nach DIN EN ISO 19250:2013. Die für die Abwassermatrix zugelassenen und angewandten Verfahren zur Bestimmung von *E. coli* und intestinalen Enterokokken, DIN EN ISO 9308-3:1999 bzw. DIN EN ISO 7899-1:1999, haben ein Detektionslimit von 15 MPN/100 mL. Um zu prüfen, ob in der letzten Verfahrensstufe der *E. coli* Wert von <10 KBE/100 mL eingehalten werden kann, wurde in diesen Proben zusätzlich der Parameter *E. coli* nach DIN EN ISO 9308-1:2017 bestimmt. In allen Proben konnte ein Befund von <15 MPN/100 mL mittels DIN EN ISO 9308-3:1999 als 0 KBE/100 mL verifiziert werden. Gleiches gilt für die Bestimmung des Parameters intestinale Enterokokken nach DIN EN ISO 7899-2:2000.

Die Auswahl der zu bestimmenden Resistenzgene erfasst (i) Resistenzen gegenüber Reserveantibiotika, (ii) solche Resistenzen, die häufig genug in den untersuchenden Matrizen zu finden sind, damit eine Aussage über die Reduktion möglich ist, sowie (iii) Resistenzen, die auf mobilen Elementen verankert sind und zwischen Bakterien übertragen werden können. Die zu bestimmenden Resistenzgene wurden nach einer Literaturrecherche zu Vorkommen und Relevanz, sowie nach den Ergebnissen aus dem Projekt HyReKA (Biologische bzw. hygienisch-medizinische Relevanz und Kontrolle Antibiotika-resistenter Krankheitserreger in klinischen, landwirtschaftlichen und kommunalen Abwässern und deren Bedeutung in Rohwässern, gefördert durch das BMBF; FKZ: 02WRS1377, 2016-2019) begründet und festgelegt. Alle Proben auf die in Tabelle 1.1-4 genannten Resistenzgene mittels qPCR untersucht. Zudem wurde die Konzentration des 16S rRNA-Gens bestimmt, um die Konzentrationen der Resistenzgene auf die vorhandene Bakterienpopulation normalisieren zu können.

1.1.2 Kombination aus Ozonung, Filtration und UV-Desinfektion (AP1.1)

Die Zielsetzung im AP1.1 ist die Demonstration einer flexiblen ‚fit-for-purpose‘ Aufbereitung, um die Synergien zwischen einer Spurenstoffentfernung mittels Ozonung für den Gewässerschutz (vgl. KARL, Nationale Wasserstrategie) und der saisonalen Nutzung des gereinigten Abwassers in der Landwirtschaft zu demonstrieren. Die Ozonung gilt dabei als wirksame und kosteneffiziente Option zur Spurenstoffelimination (UBA 2015) mit welcher gleichzeitig auch eine Verringerung von ökotoxikologischen Effekten (Völker et al. 2019) und pathogen wirksamen Mikroorganismen (Abwasserdesinfektion) erzielt werden kann (Gnirß et al. 2016; Stapf et al. 2017; UBA 2015).

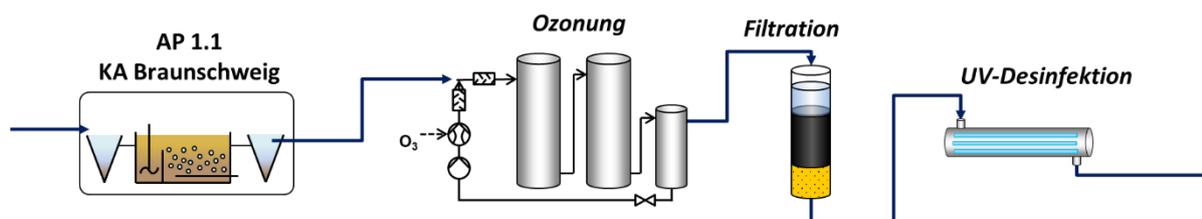


Abbildung 1.1-2 Fließbild der AP1.1 Pilotanlage für den Versuchsstandort Braunschweig.

Für die Fallstudie Braunschweig sollten mit Hilfe einer Pilotanlage, bestehend aus einer Ozonung, Schnellfiltration und UV-Desinfektion (Abbildung 1.1-2), verschiedene Fragestellungen bearbeitet sowie Daten bzw. Proben für die Arbeiten in anderen Arbeitspaketen zur Verfügung gestellt werden:

- Wasseraufbereitung gemäß EU VO 2020/741:
 - Klasse B: nach Ozonung und Filtration bzw.
 - Klasse A: nach Ozonung, Filtration und UV-Desinfektion
- Implementierung und Langzeittest des Regelungskonzeptes für verschiedene Lastfälle der Kläranlage und damit einhergehender variabler Desinfektionsleistung in der Ozonung (AP2.1),
- Übertragung der Kenntnisse zur Anlagenüberwachung und -regelung mittels online-Surrogatparameter zur Spurenstoffentfernung auf die Desinfektion (AP 2.4),
- Aufzeigen des Potentials bzw. der Grenzen der Spurenstoffentfernung zur Vermeidung des Stofftransfers in den Aquifer (AP 3.1),
- Validierung der Aufbereitungskette gemäß den Anforderungen für eine uneingeschränkte Bewässerung (AP 3.2).

1.1.2.1 Pilotanlage

Auf der Kläranlage Steinhof (Braunschweig) wurde zur Erreichung der Anforderungen gemäß EU VO 2020/741 eine Verfahrenskombination aus Ozonung, Filtration und UV-Desinfektion im Pilotmaßstab untersucht. Der schematische Aufbau der Pilotanlage sowie die Probenahmestellen, welche jeweils mit automatischen Probenehmern versehen waren, können Abbildung 1.1-3 entnommen werden. Für den Winterbetrieb der Anlage wurden Maßnahmen zum Frostschutz getroffen (z.B. Isolierung, Rohrbegleitheizung).

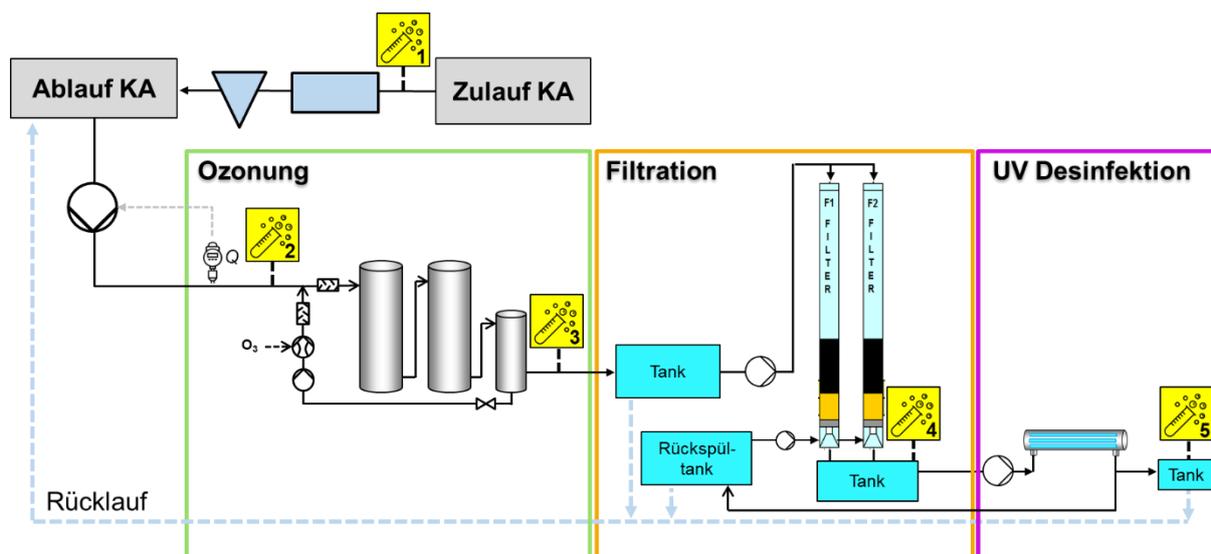


Abbildung 1.1-3: Schema der Pilotanlage mit den fünf Probenahmestellen.

Ozonung: Die Ozonanlage ist mit einer maximalen Ozonproduktion von $150 \text{ gO}_3/\text{h}$ für eine Behandlung von bis zu $15 \text{ m}^3/\text{h}$ Kläranlagenablauf ausgelegt. Im Versuchsbetrieb wurde die Ozonanlage konstant ($7 \text{ m}^3/\text{h}$) mit Ablauf der Nachklärung beschickt. Der zur Ozonerzeugung notwendige Sauerstoff wurde vor Ort mittels Sauerstoffkonzentratoren erzeugt und dem Ozonerzeuger (GSO40, Xylem) zugeführt. Der Ozonreaktor besteht aus in Reihe geschalteten Edelstahltanks (2 Stück, je 2 m^3) sowie einem Entgasungstank ($0,25 \text{ m}^3$). Der Ozoneintrag erfolgte über ein Venturi-Injektor-System mit einer Teil-Rückführung aus dem Entgasungstank in Hauptstrom vor dem ersten Edelstahltank. Die wesentlichen Anlagenteile sind in Abbildung 1.1-4 zu sehen. Die Regelung der Ozondosis erfolgte über die relative Abnahme des Spektralen Absorptionskoeffizienten SAK_{254} (ΔSAK_{254}), welche kontinuierlich im Zu- und Ablauf der Ozonanlage gemessen wurde. Im regulären Versuchsbetrieb wurde die Ozondosis alternierend auf ein ΔSAK_{254} von 34 % bzw. 47 % geregelt, was einem mittleren spezifischen Ozoneintrag von ca. $0,43$ bzw. $0,61 \text{ mgO}_3/\text{mg}_{\text{DOC}}$ entsprach.



Abbildung 1.1-4: Drei Sauerstoffkonzentratoren und der Ozonerzeuger (links); zwei 2 m^3 -Reaktoren und Entgasungstank (rechts).

Filter: Die Filteranlage besteht aus zwei baugleichen Filtern (Höhe = $5,5 \text{ m}$, quadratischer Querschnitt mit $0,3 \text{ m}$ Kantenlänge), die je einen Durchfluss von bis zu $1,5 \text{ m}^3/\text{h}$ behandeln können. Als Filtermaterial wurde jeweils Sand ($h = 0,6 \text{ m}$, Korngröße = $0,7 - 1,25 \text{ mm}$) und Anthrazit ($h = 1,2 \text{ m}$, Korngröße = $1,4 - 2,5 \text{ mm}$) verwendet (Abbildung 1.1-5, links). Im Versuchsbetrieb wurden die Filter üblicherweise mit einer konstanten Filtergeschwindigkeit von 10 m/h ($Q \approx 0,9 \text{ m}^3/\text{h}$ je Filter) betrieben, wobei der Durchfluss der Filter automatisch über

Ventile in den Filterabläufen geregelt wurde. Zur Sicherstellung eines konstanten Überstaus wird den Filtern stets etwas mehr Wasser zugeführt (2 m³/h), welches über Überläufe abgeschlagen wird. Die automatische Rückspülung der Filter mit Luft und Filtrat (Rückspültank) erfolgte üblicherweise einmal pro Tag.

UV-Desinfektion: Zur UV-Desinfektion wurde ein Niederdruckstrahler mit 50 W Lampenleistung (Spektron 2e, Xylem) eingesetzt (Abbildung 1.1-5, rechts). Dieses wurde dann mit einem konstanten Durchfluss ($\approx 1,5$ m³/h) betrieben. Die UV-Dosis (gemäß „Point Source Summation“, PSS) ist der Standardindikator für die Wirksamkeit der UV-Strahlung auf Mikroorganismen. Sie ist definiert als die Intensität der UV-Strahlung multipliziert mit der Kontaktzeit, der die Mikroorganismen ausgesetzt sind. Die UV-Dosis wurde anhand des Durchflusses und der UV-Intensität an der Reaktorinnenwand ermittelt, welche beide kontinuierlich gemessen wurden. Mit einem Reaktorvolumen von 8 Liter ergab sich die UV-Dosis gemäß:

Formel 1: UV-Dosis gemäß „Point Source Summation“ (PSS)

$$UV_{PSS-Dosis} = \frac{UV_{Int} * V_{UV}}{Q_{UV}} * 3600$$

Mit:

$UV_{PSS-Dosis}$ = UV-Dosis [J/m²], berechnet

UV_{Int} = UV-Intensität [W/m²], Messwert

V_{UV} = UV-Reaktorvolumen [m³], Modellspezifikation (0,008 m³)

Q_{UV} = Durchfluss durch den UV-Reaktor [m³/h], Messwert

Eine Regelung der Strahlerleistung zur gezielten Anpassung der UV-Dosis war technisch nicht machbar, so dass sich die erzielte UV-Dosis primär durch die UV-Durchlässigkeit des Wassers (Transmission) bzw. den Durchfluss änderte.

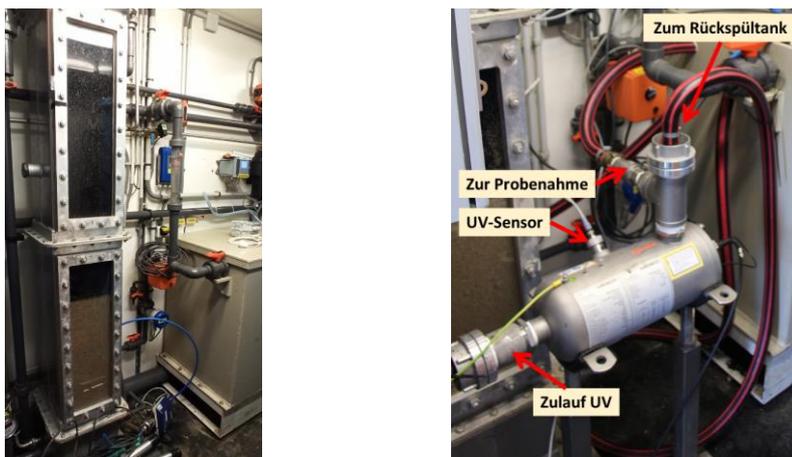


Abbildung 1.1-5: Bild einer der beiden Filtersäulen mit der Schichtung aus Sand und Anthrazit im Filter (links) sowie die UV-Anlage (rechts).

Onlinemessung der Wasserqualität: Neben diversen Onlinesensoren, die für den Betrieb und zur Überwachung der jeweiligen Anlagenteile notwendig waren (z.B. Durchflüsse, Ozonbilanzierung, Raumluftüberwachung, Druckverlust in beiden Filtern), wurden auch verschiedene Messgeräte zur Onlineüberwachung definierter Wasserqualitätsparameter in der Pilotanlage installiert (vgl. Abbildung 1.1-6). Die Sauerstoffsonden sowie die Spektralsonde (CarboVIS 705, WTW) wurden nur mit Wasser vom Zu- bzw. Ablauf einer der beiden Filtersäulen (Filter 1) beschickt, um Messwerte eindeutig einem Filter bzw. Filterzustand zuordnen zu können. Die finale Trübungsmessung wurde hingegen mit Wasser aus dem Tank mit dem kombinierten Ablauf aus Filter 1 und 2 betrieben (Gesamtablauf). Alle Onlinedaten wurden kontinuierlich aufgezeichnet und zentral an eine Sammel-SPS gesendet. Die Messtechnik wurde zweimal wöchentlich von einer studentischen Hilfskraft gewartet.

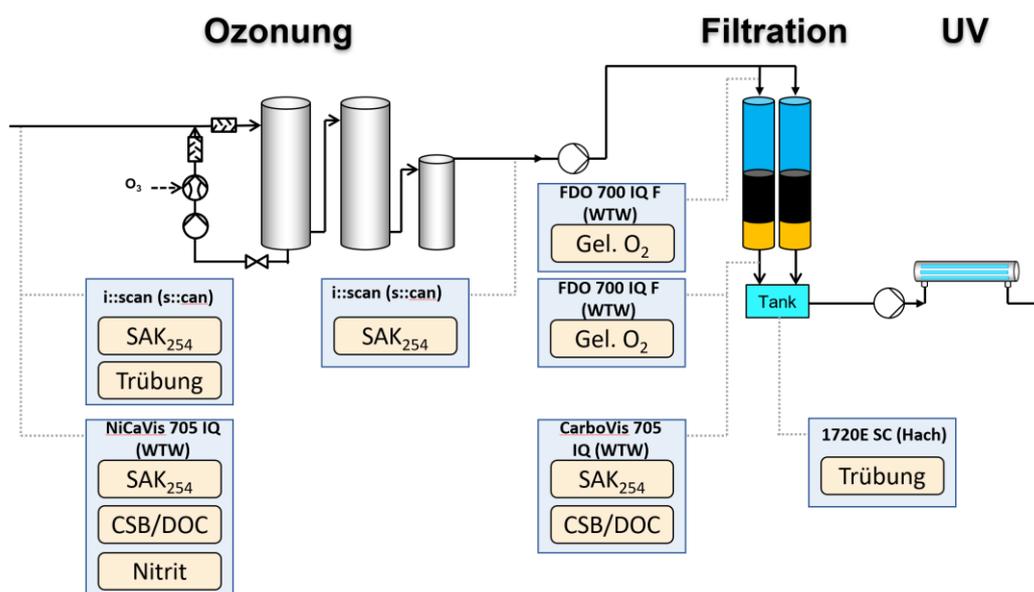


Abbildung 1.1-6: Übersicht der Onlinesensoren der Pilotanlage in Braunschweig zur Überwachung diverser Wasserqualitätsparameter.

Regelung der Ozonanlage: Die Ozondosierung wird nach einer vorgegebenen relativen SAK_{254} Abnahme (ΔSAK_{254}) geregelt, welche ein etablierter Überwachungswert zur Kontrolle des effektiven Ozoneintrags ist. Dazu wird der SAK_{254} im Zu- und Ablauf der Ozonanlage (i::scan-Sonden) gemessen und das ΔSAK_{254} wie folgt gebildet:

Formel 2: Relative SAK_{254} Abnahme

$$\Delta SAK_{254} = \left(1 - \frac{SAK_{254,ab}}{SAK_{254,zu}} \right) \cdot 100$$

Mit:

ΔSAK_{254} = SAK_{254} -Abnahme [%]; *Rechenwert*

$SAK_{254,zu}$ = SAK_{254} im Zulauf der Ozonanlage [1/m]; *Messwert*

$SAK_{254,ab}$ = SAK_{254} im Ablauf der Ozonanlage [1/m]; *Messwert*

Der so berechnete ΔSAK_{254} wird regelmäßig (in Abhängigkeit von der hydraulischen Aufenthaltszeit) mit dem Soll-Wert abgeglichen und die Ozondosis, falls nötig, automatisch angepasst. Details zum Regelungskonzept können der Literatur entnommen werden (Jekel et al. 2016; Stapf et al. 2020).

Versuchsdurchführung:

Im regulären Anlagenbetrieb wurde der Sollwert für die Ozondosierung alle zwei Wochen zwischen einem ΔSAK_{254} von 34 % und 47 % gewechselt, während die beiden Filter sowie die UV-Anlage mit konstanten Einstellungen betrieben wurden. Durch den zweiwöchigen Wechsel sollten mögliche jahreszeitliche Einflüsse auf Mess- und Analysendaten bei der späteren Auswertung reduziert werden. Aufgrund technischer Probleme wurde die Ozonung im Jahr 2023 zeitweise mit einer konstanten Ozondosis betrieben (Abbildung 1.1-7). Bei der Probenahme wurde zwischen „Standardbeprobung“ und Beprobungen zur Prozessvalidierung (LRV-Messung) unterschieden, die im Parameterumfang und der Anzahl der Probenahmestellen variierten.

2022	Monat	Januar				Februar				März					April				Mai				Juni				
	Kalenderwoche	1	2	3	4	5	6	7	8	9	10	11	12	13	14	15	16	17	18	19	20	21	22	23	24	25	26
	Ozonung																					Start	47%	34%		47%	
	Standardbeprobung																					✓	✓	✓	✓	✓	X
	LRV-Messung																					-	-	-	X	X	
	Monat	Juli				August				September				Oktober				November				Dezember					
	Kalenderwoche	27	28	29	30	31	32	33	34	35	36	37	38	39	40	41	42	43	44	45	46	47	48	49	50	51	52
	Ozonung	47	34%	47%	34%	47%	34%	47%	34%	47	34	47	34	47%	34%	47%	34%	47%	34%	47%	34%	47%	34%	47%	34%		
	Standardbeprobung	✓	✓	✓	✓	✓	✓	✓	X	✓	X	✓	✓	X	X	✓	✓	✓	✓	✓	✓	X	✓	✓	✓	-	-
	LRV-Messung	-	✓	-	✓	-	✓	-	X	-	X	-	✓	-	-	-	X	-	✓	-	✓	-	✓	-	✓	-	-
2023	Monat	Januar				Februar				März					April				Mai				Juni				
	Kalenderwoche	1	2	3	4	5	6	7	8	9	10	11	12	13	14	15	16	17	18	19	20	21	22	23	24	25	26
	Ozonung	47	34	34%	47%	34%	47%	34%	47%	34%	47%	34	47%	34	47%	34%	47%	34%	47%	34%	47%	34%	47%	34%	47%		
	Standardbeprobung	✓	✓	X	✓	✓	✓	✓	X	X	X	✓	X	X	✓	✓	✓	✓	✓	✓	✓	-	✓	✓	✓	X	✓
	LRV-Messung	-	✓	-	✓	-	✓	-	X	-	X	-	X	X	-	✓	-	✓	-	✓	-	✓	-	✓	-	✓	X
	Monat	Juli				August				September				Oktober				November				Dezember					
	Kalenderwoche	27	28	29	30	31	32	33	34	35	36	37	38	39	40	41	42	43	44	45	46	47	48	49	50	51	52
	Ozonung	34%			k		47%	34%	47		34%		k		47%	k	34	k	47%	k	34	k	47%				
	Standardbeprobung	-	X	✓	✓	✓	✓	✓	-	✓	✓	✓	✓	✓	✓	✓	X	✓	✓	✓	✓	✓	✓	✓	✓	✓	✓
	LRV-Messung	-	X	-	X	-	X	-	✓	X	-	✓	-	✓	-	✓	-	X	-	-	-	-	-	-	-	-	-
Ende																											

✓ Probenahme erfolgreich X Probenahme nicht erfolgt/erfolgreich - keine Probenahme geplant

Abbildung 1.1-7: Übersicht des Versuchsplans mit den Betriebseinstellungen und den geplanten/durchgeführten Probenahmen. Bei der Ozonung sind die ΔSAK_{254} -Sollwerte aufgeführt („k“ = konstante Ozondosis). Bei der Standardbeprobung wurde nur *E. coli* an den vier Probenahmestellen der Pilotanlage gemessen, während bei der LRV-Messung der vollständige mikrobiologische Parametersatz an allen fünf Probenahmestellen gemessen wurde.

Darüber hinaus wurden zusätzliche Versuchsreihen bzw. Beprobungen durchgeführt:

- Ein Dosis-Wirkungsversuch (Ozonung) zur Bestimmung der Spurenstoffelimination bei verschiedenen Ozondosen (korrespondierende Stichproben im Zu- und Ablauf der Ozonanlage; 0,2 – 1,0 mg_{O₃}/mg_{DOC}).
- Mehrere Dosis-Wirkungsversuche (UV-Anlage) zur Bestimmung der Desinfektionswirkung bezüglich *E. coli*, somatische Coliphagen und *Clostridium perfringens*.
- In drei Probenahmekampagnen wurden jeweils im Zu- und Ablauf der Pilotanlage (S2, S4) Proben genommen und durch die BfG auf 80 PFAS analysiert, um deren Vorliegen sowie den möglichen Rückhalt zu ermitteln.
- Zusätzliche Messungen von *Clostridium perfringens* (Gesamt bzw. nur Sporen) im Zu- und Ablauf der Kläranlage zwischen Februar und Juni 2024.

1.1.2.2 Wasserqualität im Kläranlagenablauf

In Tabelle 1.1-5 sind ausgewählte Wasserqualitätsparameter im Zulauf der Ozonanlage aufgeführt. Ein Abgleich mit den Zielwerten für die Betriebsüberwachung zeigt, dass die Ziele (90 % Perzentil) für die AFS und den BSB₅ bereits im Zulauf der Pilotanlage eingehalten werden können. In Einzelfällen wurde der Maximalwert (doppelter Zielwert) für BSB₅ aufgrund von Schlammabtrieb überschritten. Die Trübungswerte lagen ebenfalls nur etwas oberhalb der geforderten Zielwerte.

Die Parameter DOC und Nitrit sind relevante Parameter für den Betrieb einer Ozonanlage, da diese maßgeblich die notwendige Ozondosis beeinflussen. Die DOC-Konzentrationen lagen zwischen 12,3 und 19,3 mg/l und sind damit vergleichsweise hoch. Nitrit war in den meisten Fällen < 0,1 mg-N/l, sodass die dadurch verursachte Ozonzehrung (Oxidation in Nitrat unter Verbrauch von 3,43 mg_{O3}/mg-N) meist vernachlässigbar klein war. Analog zum DOC ist der SAK₂₅₄ ebenfalls etwas erhöht, was sich auch in der davon abhängigen UV-Transmission widerspiegelt. Die auf den DOC normierte spezifische UV-Absorption (SUVA) lag im Mittel bei 1,83 l/(m*mg), d.h. die im Wasser befindlichen organischen Moleküle haben eine verhältnismäßig geringe Aromatizität (vergleiche auch Stapf and Zhiteneva 2021 und Zietzschmann et al. 2018). In Anbetracht des hohen DOC ist dies vorteilhaft, da sonst die Transmission noch geringer ausfallen würde, was ungünstig für den Betrieb einer UV-Desinfektion ist.

Bromid, welches durch die Ozonung zu Bromat oxidiert werden kann, lag im Mittel bei 140 µg/l. Das Bromatbildungspotential kann daher als gering eingestuft werden (DWA 2022).

*Tabelle 1.1-5 Ausgewählte Wasserqualitätsparameter im Zulauf der Ozonanlage (24h-Mischproben, Labormessung). Werte unterhalb der Bestimmungsgrenze (BG) wurden mit der halben BG berücksichtigt. *Die Transmission wurde aus dem SAK₂₅₄ (filtrierte Probe) abgeleitet. # Eigenüberwachung zwischen 10/2022 und 12/2023.*

Parameter	n (< BG)	BG	Einheit	10% Perzentil	Mittelwert	90% Perzentil	Max.
AFS	56 (14)	2 / 4	mg/l	< 2,0	4,04	6,2	15
Bromid	37 (0)	20	µg/l	94	140	192	253
Bromat	37 (37)	0,02	µg/l	< 0,02	< 0,02	< 0,02	< 0,02
BSB ₅ [#]	173 (0)	0,5	mg/l	2,6	4,6	6,9	39
CSB _{gelöst}	47 (0)	15	mg/l	25,6	33,0	40,4	44
CSB _{gesamt}	47 (0)	15	mg/l	28,2	37,2	45,4	54
DOC	47 (0)	5	mg/l	12,3	14,4	16,9	19,3
Nitrit - N	56 (38)	0,1	mg/l	< 0,1	0,16	0,39	0,74
P _{gesamt}	56 (0)	0,1	mg/l	0,19	0,55	1,20	3,00
SAK ₂₅₄	45 (0)	-	m ⁻¹	22,6	26,7	33,6	36,7
Transmission*	45 (0)	-	%	45,2	54,3	59,4	65,0
Trübung	55 (0)	-	NTU	2,2	3,7	6,1	14,3

1.1.2.3 Effekte der Ozonung auf Spurenstoffe, PFAS und Bromat

Die Spurenstoffkonzentrationen der gemessenen Substanzen im Zu- und Ablauf der Ozonanlage sind in Abbildung 1.1-8 über einen Zeitraum von 1,5 Jahren dargestellt. Für einige Stoffe zeigt sich ein ausgeprägter Jahrgang (z.B. Sulfamethoxazol, Valsartansäure), wohingegen sich andere Stoffe durchgängig auf einem ähnlichen Niveau bewegen (z.B. Clarithromycin, Methylbenzotriazol). Auffällig ist die kontinuierliche Abnahme von Benzotriazol von ca. 7 µg/l auf 0,5 µg/l, dessen Ursache unbekannt ist. Im Ablauf der Ozonanlage sind die Spurenstoff-

konzentrationen deutlich reduziert. Die Verringerung ist dabei abhängig von der stoffspezifischen Reaktivität mit Ozon bzw. den bei der Ozonung gebildeten Hydroxylradikalen, sowie den Betriebseinstellungen der Ozonanlage (ΔSAK_{254} -Sollwert). Gut oxidierbare Stoffe wie Carbamazepin, Clarithromycin, Diclofenac und Olmesartan sind im Ablauf der Ozonanlage meist nicht mehr quantifizierbar. Dem gegenüber werden die Konzentrationen mäßig gut oxidierbarer Stoffe wie Benzotriazol, Gabapentin und Valsartansäure zwar sichtbar reduziert, jedoch folgen die absoluten Ablaufkonzentrationen dem entsprechenden Zulauftrend. Dies verdeutlicht, dass die Ozonung (analog zu Pulveraktivkohle) zu einer relativen Abnahme der Spurenstoffe führt und die erzielbaren absoluten Konzentrationen von den jeweiligen lokalen Randbedingungen abhängen.

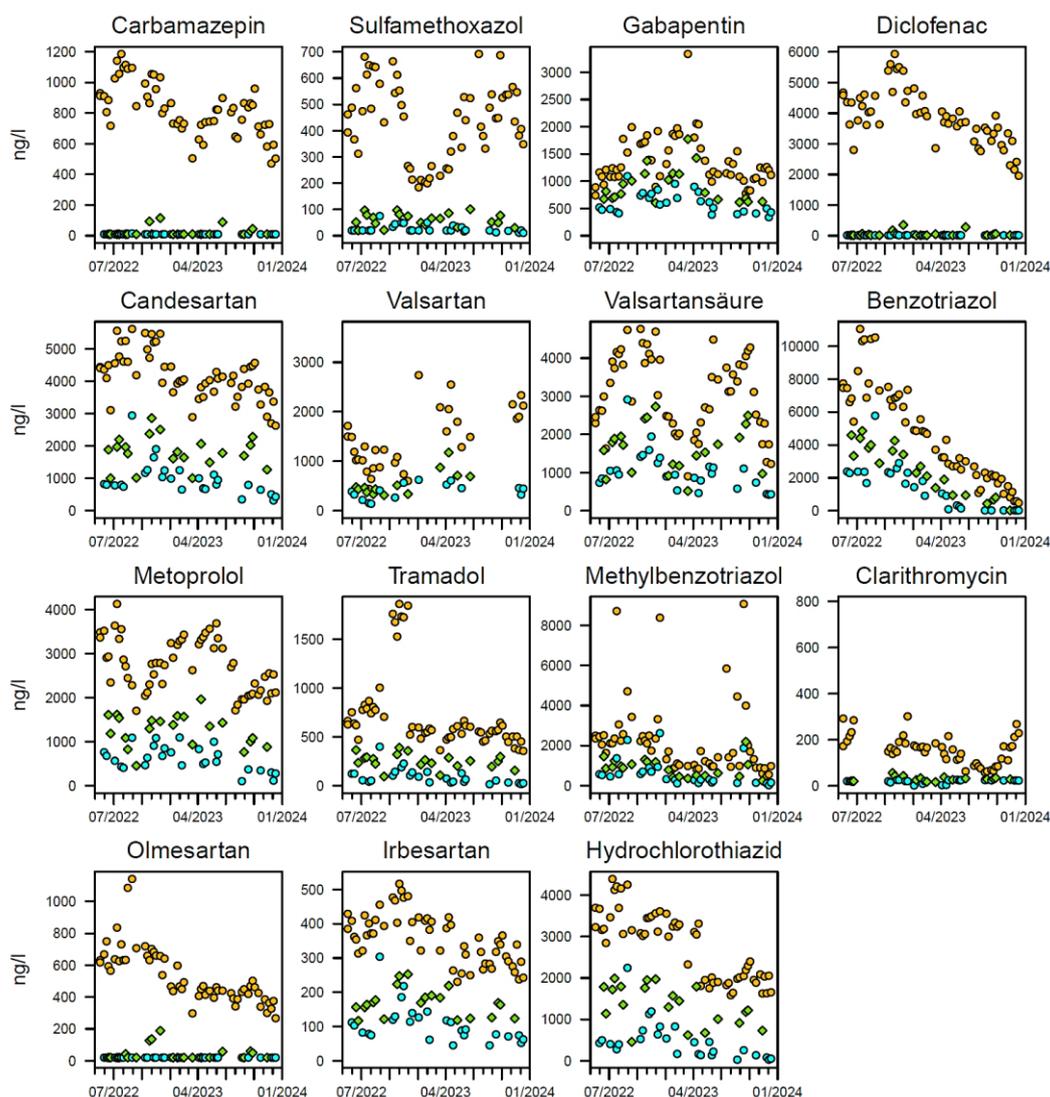


Abbildung 1.1-8: Spurenstoffkonzentrationen im Zulauf (orange) und Ablauf der Ozonanlage bei den Betriebseinstellungen $\Delta\text{SAK}_{254} = 34\%$ (grün) bzw. $\Delta\text{SAK}_{254} = 47\%$ (türkis-blau) für den Zeitraum von 05/2022 bis 12/2023.

Zur Abschätzung der Spurenstoffabnahme dieser Pilotanlage gemäß KARL wurden zur Berücksichtigung des konventionellen Kläranlagenprozesses Literaturwerte (Götz et al. 2015; Wunderlin et al. 2024) herangezogen, da während der Pilotierung nur der direkte Effekt der Ozonung untersucht wurde. Um die Effekte einer günstigen bzw. ungünstigen Indikatorsub-

stanzwahl zu verringern, wurde der Mittelwert aus der ‚besten‘ (Benzotriazol, Methylbenzotriazol) und ‚schlechtesten‘ Kombination (Candesartan, Irbesartan) gebildet. Die so ermittelte Spurenstoffentfernung gemäß KARL ist zusammen mit dem ΔSAK_{254} normiert auf den spezifischen Ozoneintrag in Abbildung 1.1-9 dargestellt. Dort ist ersichtlich, dass die KARL-Vorgabe zur Spurenstoffentfernung mit einem nitritkorrigierten spezifischen Ozoneintrag ($E_{\text{DOC,korr}}$) von ca. $0,5 \text{ mg}_{\text{O}_3}/\text{mg}_{\text{DOC}}$ eingehalten werden kann. Bei diesem Ozoneintrag wird gleichzeitig ein $\square\text{SAK}_{254}$ von ca. 40 % erzielt, was bei einem mittleren SAK_{254} von $26,7 \text{ m}^{-1}$ im Zulauf der Ozonung zu einer deutlichen Verbesserung der UV-Transmission von 54 % auf 70 % führt, welche den Betrieb einer nachgeschalteten UV-Desinfektion deutlich effizienter gestaltet, da weniger UV-Strahlung im Wasser absorbiert wird. Generell kann davon ausgegangen werden, dass bei einer Erhöhung der UV-Transmission um 10 Prozentpunkte mit der gleichen Anlage entweder ca. 50 % mehr Wasserdurchsatz behandelt oder alternativ die Strahlerleistung um > 30 % reduziert werden kann. Dieses führt zu deutlichen Energieeinsparungen und/oder reduzierten Investitionskosten.

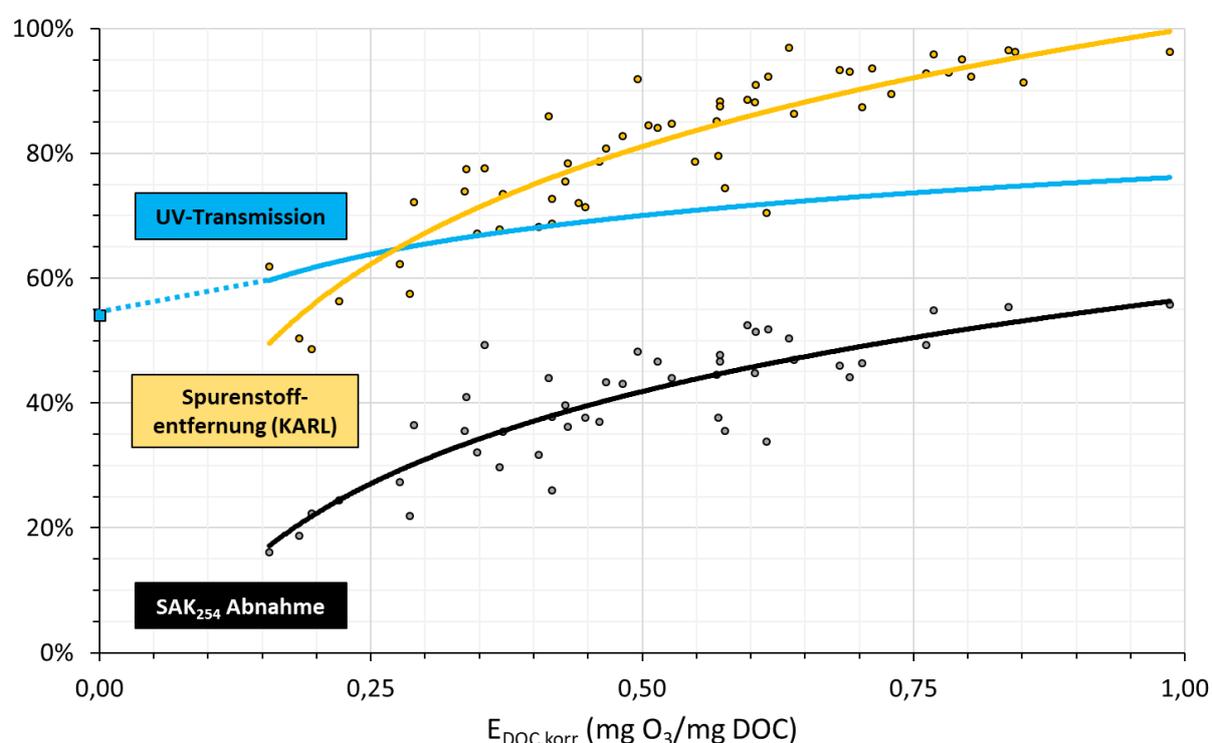


Abbildung 1.1-9: Abgeschätzte Spurenstoffentfernung gemäß KARL sowie der SAK_{254} Abnahme (ΔSAK_{254} , Labormessung) und mittleren UV-Transmission in Abhängigkeit des nitritkorrigierten spezifischen Ozoneintrags für die Pilotanlage in Braunschweig.

Im Rahmen einer begrenzten Messreihe ($n = 3$, Stichproben) wurde das Vorliegen von PFAS sowie eine mögliche Verringerung durch die Pilotanlage untersucht. Von den 40 analysierten Substanzen waren nur vier PFAS im Ablauf der Kläranlage messbar (PFOA, PFBS, H4PFOS und 6:2 diPAP). Die mittleren Konzentrationen lagen hier zwischen $1,8 \text{ ng/l}$ und $5,4 \text{ ng/l}$ (Tabelle 1.1-6). Während sich durch die Ozonung bei PFOA und PFBS eine geringfügige Verringerung (10 % - 20 %) andeutete, erhöhte sich gleichzeitig die H4PFOS-Konzentration um etwa das Doppelte. Dies wird auch durch die Ergebnisse im Projekt Soil4Pur bestätigt (AVB 2023). Ob auf eine Transformation von im Abwasser befindlichen Vorläufersubstanzen zurückzuführen ist, konnte nicht geklärt werden. Für die übrigen Substanzen lassen sich keine klaren Tendenzen feststellen.

Tabelle 1.1-6: Ergebnisse der begrenzten PFAS Messreihe. MW = Mittelwert. Bei dem Mittelwert wurde bei einem Messwert < BG die BG verwendet, wohingegen bei zwei Messwerten < BG keine Angabe (N/A) gemacht wurde.

Analyt	Einheit	BG	Ablauf Kläranlage				Ablauf Ozonung			
			#1	#2	#3	MW	#1	#2	#3	MW
PFBA	[ng/l]	20	< 20	< 20	< 20	< 20	< 20	34,3	< 20	N/A
PFHxA	[ng/l]	8	< 8	< 8	< 8	< 8	< 8	9,2	< 8	N/A
PFOA	[ng/l]	2	8,2	3,8	4,2	5,4	7,6	3,8	3,1	4,8
PFBS	[ng/l]	1	4,6	6,2	4,4	5,1	4,2	4,1	3,4	3,9
6:2-FTS / H4PFOS	[ng/l]	0,4	1,64	2,40	1,36	1,8	2,92	4,08	3,40	3,5
6:2 diPAP	[ng/l]	2,0	2,4	2,4	2,2	2,3	2,3	4,8	2,2	3,1

Aufgrund der niedrigen Bromidkonzentration von $140 \pm 43 \mu\text{g/l}$ im Zulauf der Ozonanlage, war die Bromatbildung meist niedriger als $3 \mu\text{g/l}$ und damit geringer als die für Trinkwasser zulässige Konzentration von $10 \mu\text{g/l}$ (Trinkwasserverordnung, Stand 06/2023) und ist damit als unbedenklich einzustufen (Abbildung 1.1-10).

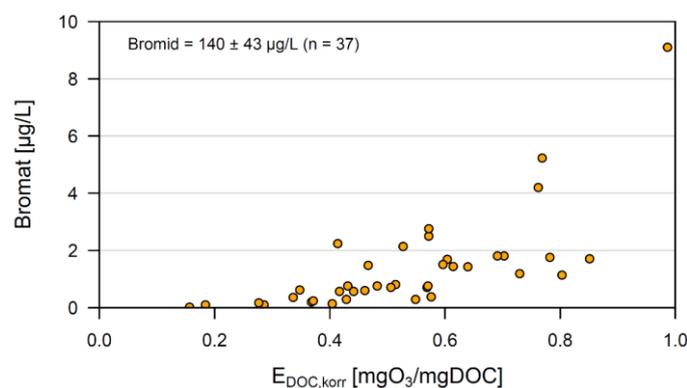


Abbildung 1.1-10: Bromatbildung in Abhängigkeit des nitritkorrigierten spezifischen Ozoneintrags.

1.1.2.4 Weitergehende Untersuchung der Desinfektionswirkung der Prozesskette

Die Desinfektionsleistung und Bewertung der Einhaltung der laut EU VO 2020/741 geforderten Parameter erfolgt in Kapitel 1.3.2 im Rahmen der Untersuchungen mikrobiologischer Risiken. An dieser Stelle werden weitergehende Aspekte der Desinfektionsleistung der Verfahrensschritte an diesem Standort untersucht.

Die zeitlichen Konzentrationsverläufe von vier ausgewählten mikrobiologischen Indikatorparametern im Zu- und Ablauf der Kläranlage sind für den Versuchszeitraum in Abbildung 1.1-11 dargestellt. Es sei angemerkt, dass am Standort Braunschweig die Gesamtzahl von *Clostridium perfringens* bestimmt wurde anstelle der im Sporenstadium vorliegenden *Clostridium perfringens*. Bei den zum Ende des Versuchsbetriebs durchgeführten direkten Vergleichsmessungen von der Gesamtzahl bzw. der *Clostridium perfringens* Sporen an den fünf Probenahmestellen wurden jedoch ähnliche Werte ermittelt. Mit den vorliegenden Daten ließen sich weder klare jahreszeitlichen Trends noch signifikante Unterschiede zwischen Trocken- bzw. Regenwetter feststellen. Die Konzentrationen der Indikatororganismen im Zulauf der Kläranlage variieren in einer Größenordnung von 10^4 bis 10^8 , wohingegen die Konzentrationen im

Kläranlagenablauf zwischen 10^3 und 10^6 pro 100 ml lagen. Die mittlere Reduzierung durch den konventionellen Kläranlagenprozess war für die vier betrachteten Mikroorganismen ähnlich und lag zwischen 2 bis 2,3 Log-Stufen. Die konventionelle Kläranlage stellt somit bereits eine erste effektive Barriere zur Verringerung einer hygienischen Belastung dar.

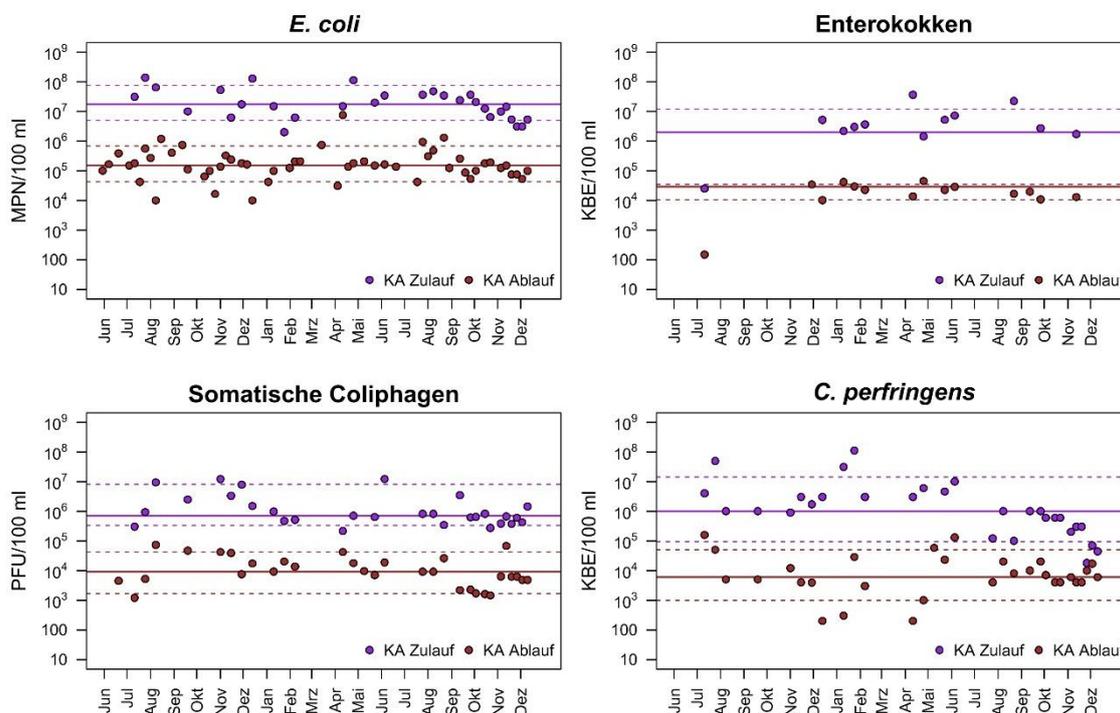


Abbildung 1.1-11: Zeitlichen Konzentrationsverläufe mikrobiologischer Indikatorparameter über den Versuchszeitraum (06/2022 – 12/2023) im Zu- und Ablauf der Kläranlage. Durchgezogene Linie = Median, gestrichelte Linien = 10 % bzw. 90 % Perzentil.

Neben der Spurenstoffentfernung wird bei der Ozonung ebenfalls eine Desinfektionswirkung erzielt. Im Gegensatz zur der für verschiedene Indikatororganismen ähnlich großen Abnahme im Kläranlagenprozess, unterscheidet sich diese bei der Ozonung jedoch deutlich zwischen den betrachteten Indikatorparametern (Abbildung 1.1-12). Für *E. coli* wurde eine Abnahme zwischen 1 bis 4 Log-Stufen erzielt und es ist ein deutlicher Zusammenhang mit dem spezifischen Ozoneintrag erkennbar. Für Enterokokken wurde eine etwas geringere Abnahme (1,5 und 3 Log-Stufen) beobachtet, wobei auch die Sensitivität gegenüber einer sich ändernden Ozondosis ebenfalls geringer ist. Die geringste Abnahme wurde für *Clostridium perfringens* gesamt festgestellt (< 2 Log-Stufen), wobei hier nicht ausgeschlossen werden kann, dass die Abnahme vor allem durch eine Abnahme vegetativer Clostridien und nicht durch die relevantere Sporenform verursacht wurde. Die Abnahme der somatischen Coliphagen lag ähnlich wie bei den *E. coli* zwischen 1 und 4 Log-Stufen, wobei diese jedoch deutlich streuen und keinen klaren Zusammenhang mit der spezifischen Ozondosis aufwiesen.

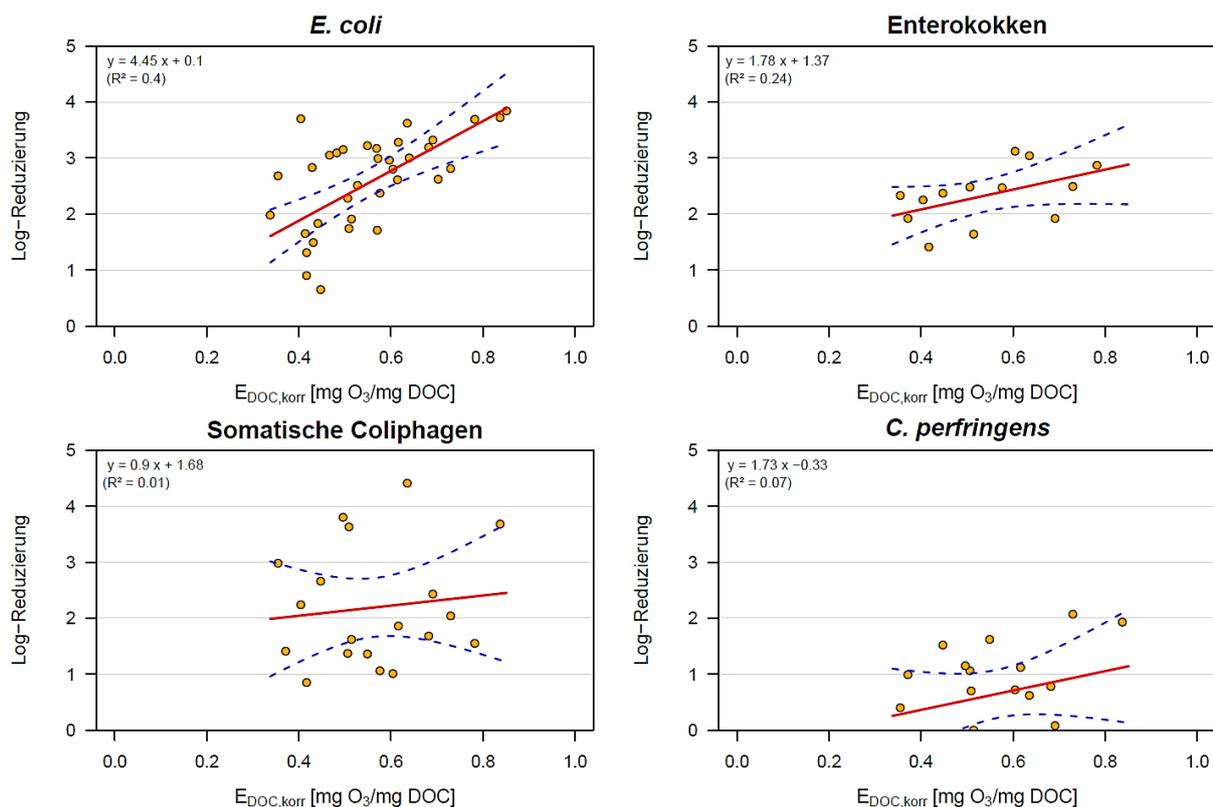


Abbildung 1.1-12: Abnahme der vier mikrobiologischen Indikatorparameter durch die Ozonanlage normiert auf den spezifischen Ozoneintrag, inkl. linearer Regression (rote Linie) und dem 95%-Konfidenzintervall (blau).

Durch die Filtration wurde insgesamt nur eine geringfügige Reduzierung (< 1 Log-Stufen) der mikrobiellen Belastung erzielt (Abbildung 1.1-13). Die geringste Abnahme wurde für *E. coli* erzielt (Median = 0,2 Log-Stufen), während die anderen drei Indikatorparameter jeweils um 0,6 Log-Stufen (Median) verringert wurden. Ein Zusammenhang der Abnahme mikrobieller Indikatorparameter mit der Trübung bzw. den AFS konnte dabei nicht festgestellt werden. Dabei ist jedoch auch zu berücksichtigen, dass die Trübung bzw. die Feststoffkonzentration vor dem Filter bei den Probenahmen in einer ähnlichen Größenordnung lag (siehe Tabelle 1.1-5).

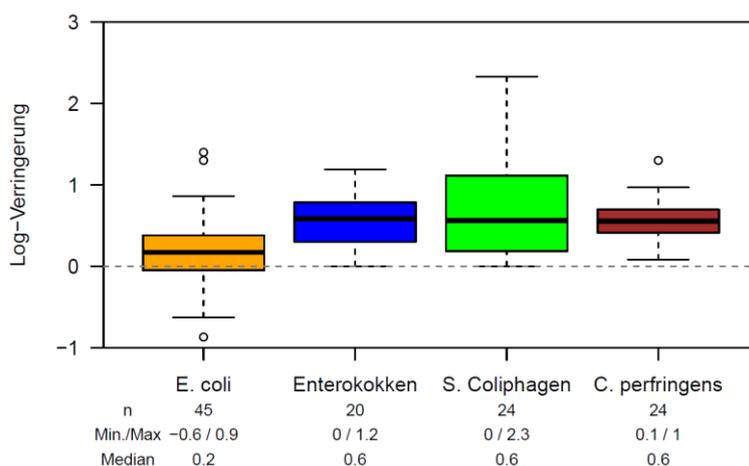


Abbildung 1.1-13: Abnahme der vier mikrobiologischen Indikatorparameter durch die Filtration.

In Abbildung 1.1-14 sind die Konzentrationen von vier mikrobiologischen Indikatororganismen im Zu- und Ablauf der UV-Anlage dargestellt. Dabei zeigt sich, dass mit steigender Ozondosis auch tendenziell geringere Zulaufkonzentration vorliegen. Dies lässt sich dadurch erklären,

dass eine höhere spezifische Ozondosis sowohl in einer stärkeren Desinfektionswirkung in der Ozonung als auch in einer Verbesserung der UV-Transmission resultiert. Dadurch wird sowohl eine geringere UV-Dosis benötigt (geringerer Abstand zwischen Zulaufkonzentration und dem Zielwert) und diese kann auch mit einer geringeren Lampenleistung erzielt werden (bessere UV-Transmission). Abgesehen von vereinzelt Ausreißern, waren sowohl Enterokokken als auch somatische Coliphagen im Ablauf der UV stets unterhalb der Bestimmungsgrenze bzw. nicht mehr nachweisbar. Ab einer UV-Dosis von ca. 600 J/m² wurden *E. coli* in der Regel als 1 bzw. < 1 MPN/100 ml gemessen. Dem gegenüber war die Wirkung der UV-Desinfektion bezüglich *Clostridium perfringens* begrenzt und betrug – unabhängig von der UV-Dosis – etwa 1 Log-Stufe.

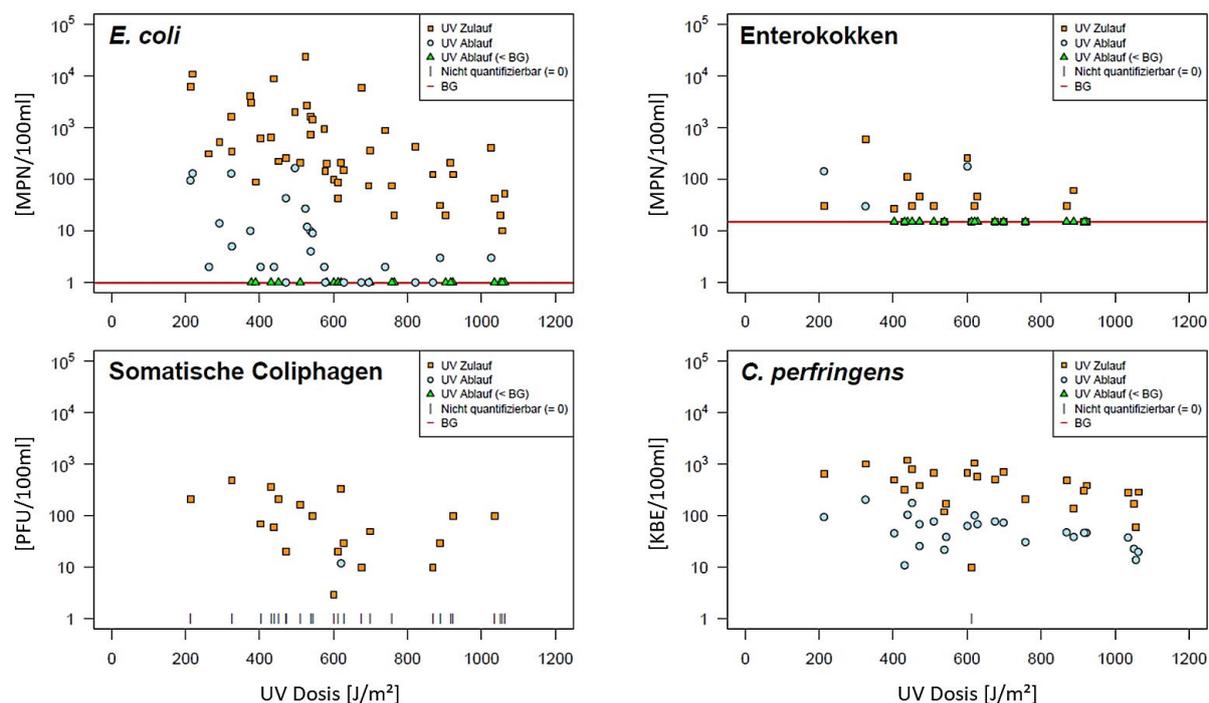


Abbildung 1.1-14: Konzentration der vier mikrobiologischen Indikatororganismen im Zu- und Ablauf der UV-Anlage normiert auf die jeweils erzielte UV-Dosis (PSS).

Um die unerwartet schlechte Abnahme des Sporenbildners *Clostridium perfringens* zu prüfen sowie die Grenzen der UV-Desinfektion auszutesten, wurden mehrere UV-Dosis-Wirkungsversuche an verschiedenen Tagen durchgeführt. Dazu wurde die Ozonung deaktiviert, um für eine höhere Ausgangskonzentration der Indikatorparameter im Zulauf der UV-Anlage zu sorgen. Die UV-Dosis wurde durch eine manuelle Anpassung des Zuflusses zur UV-Anlage eingestellt. Die Konzentration im Zulauf der UV-Anlage wurde mit drei Proben bestimmt, welche am Anfang, in der Mitte und am Ende der jeweiligen Versuchsreihe genommen wurden. Die Ergebnisse sind in Abbildung 1.1-15 zusammengefasst dargestellt.

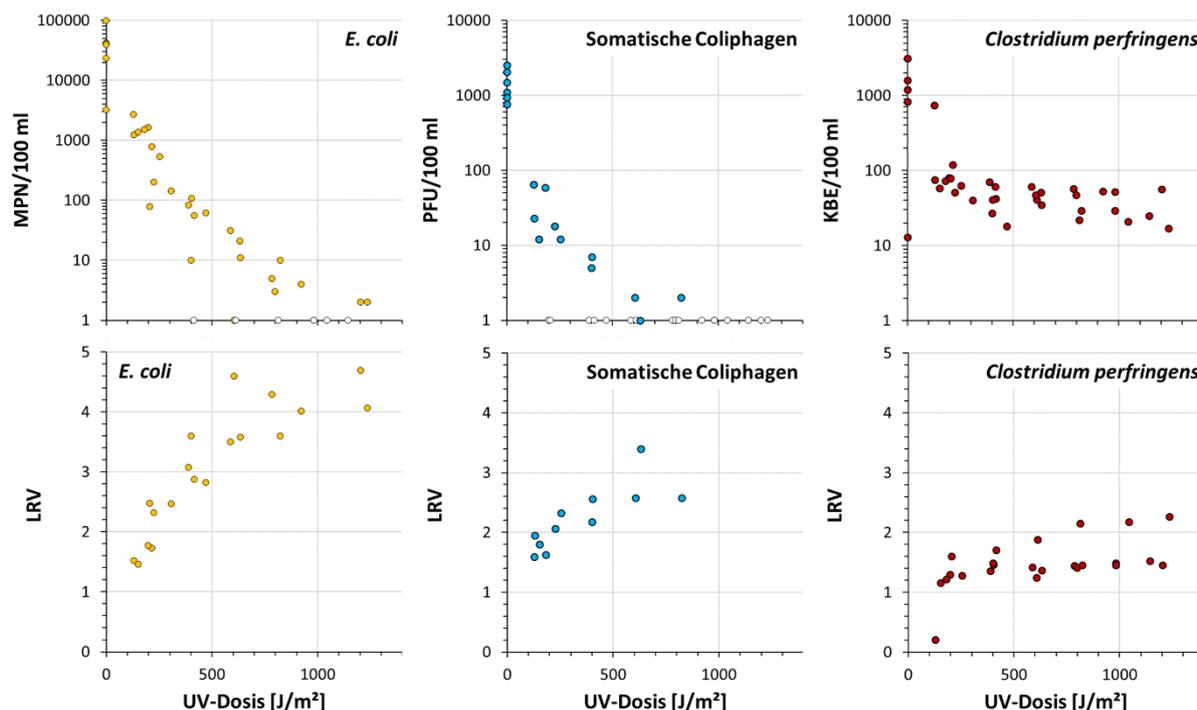


Abbildung 1.1-15: Konzentration der drei untersuchten mikrobiellen Indikatorparameter im Ablauf der UV-Anlage (oben) sowie die logarithmische Verringerung (LRV) bezogen auf den Zulauf der UV-Anlage (unten) in Abhängigkeit der eingestellten UV-Dosis (PSS). Leeren Symbole entsprechen 0 MPN/100 ml bzw. 0 PFU/100 ml (nicht nachweisbar).

Die Ergebnisse der Versuchsreihen zeigen, dass die Konzentrationen von *E. coli* und somatischen Coliphagen ähnlich gut durch die UV-Anlage verringert werden können. Bei dem Sporenbildner *Clostridium perfringens* zeigte sich selbst bei geringen UV-Dosen ($\sim 200 \text{ J/m}^2$) bereits eine deutliche Abnahme um etwa 1 Log-Stufe. Eine weitere Steigerung der UV-Dosis führte nur zu einer geringen Erhöhung des LRV ($> 1500 \text{ J/m}^2$) und lag damit deutlich höher als mit CBD (Collimated Beam Device) Versuchen ermittelten UV-Dosen pro Log-Stufe (z.B. 450 J/m^2 (Hijnen et al. 2006) oder 340 J/m^2 (Verónica Carabias et al. 2023)). Mögliche Gründe dafür könnten z.B. ungünstige Strömungsverhältnisse im UV-Reaktor sein (Kurzschlussströmung), so dass ein Teil des Wassers eine geringere UV-Dosis erhält und eine entsprechend geringere Desinfektionswirkung erzielt wird. Die Resistenz der *Clostridium perfringens* Sporen gegenüber einer UV-Desinfektion wurde auch im Projekt Nutzwasser festgestellt (Ho et al. 2024).

1.1.2.5 Betriebsüberwachung gemäß EU VO 2020/741:

Die Anforderungen der EU VO 2020/741 zur Betriebsüberwachung (Klasse A) können im Ablauf des Filters für BSB₅, die abfiltrierbaren Feststoffe (AFS/TSS) sowie die Trübung sicher eingehalten werden (Abbildung 1.1-16). Perspektivisch könnten auch die strengeren Anforderungen des DWA M1200 (Entwurf) bezüglich der Trübung ($< 2 \text{ NTU}$) eingehalten werden. Bezüglich *E. coli* zeigen sich deutliche Unterschiede zwischen den beiden untersuchten Betriebsarten. Bei der Fahrweise mit der geringeren Ozondosis ($\Delta\text{SAK}_{254} = 34\%$) überstieg die *E. coli* Konzentration im Ablauf der UV-Anlage regelmäßig den Zielwert von 10 MPN/100 ml (Klasse A) und lag teilweise sogar über dem Zielwert für Klasse B (100 MPN/100 ml). Bei der Fahrweise mit der höheren Ozondosis ($\Delta\text{SAK}_{254} = 47\%$) konnten die Anforderungen an Klasse A problemlos eingehalten werden.

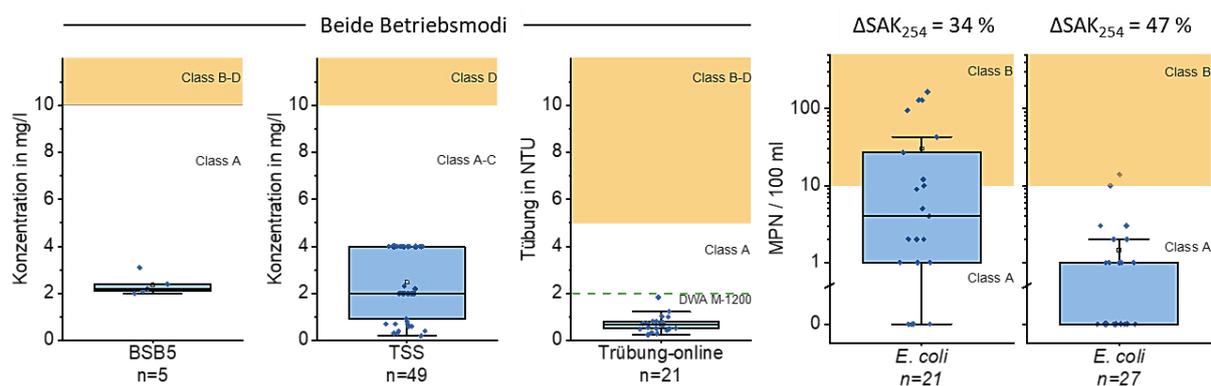


Abbildung 1.1-16: Übersicht der laut EU VO 2020/741 für die Betriebsüberwachung relevanten Parameter im Ablauf des Filters (links, für beide Betriebsmodi) sowie *E. coli* im Ablauf der UV-Anlage für die beiden Ozonbetriebspunkte (rechts). Die Stufen in der TSS-Konzentrationen sind auf eine Anpassung der analytischen Bestimmungsgrenze zurückzuführen.

1.1.2.6 Zwischenfazit AP1.1

Insgesamt lassen sich mehrere Schlussfolgerungen ziehen:

- Die Anforderungen für die Spurenstoffentfernung nach KARL lassen sich mit einem spezifischen Ozoneintrag von ca. 0,5 mg O₃/mg DOC erreichen. PFAS werden hingegen durch die Ozonung nur marginal beeinflusst.
- Neben der Spurenstoffentfernung bewirkt die Ozonung auch eine Verringerung des SAK₂₅₄ um ca. 40 %, was in einer entsprechenden Verbesserung der Transmission resultiert und die Effizienz der nachgeschalteten UV-Desinfektion erhöht.
- Sowohl die Ozonung als auch die UV-Anlage können die Konzentrationen von *E. coli*, Enterokokken und Coliphagen deutlich reduzieren – den Sporenbildner *Clostridium perfringens* hingegen kaum.
- Die Einhaltung der Zielwerte für Klasse A im Rahmen der Betriebsüberwachung gemäß EU VO 2020/741 lassen sich bei einer ausreichend hohen Ozondosis sicher einhalten. Ohne eine nachgeschaltete UV-Anlage können die Zielwerte für *E. coli* jedoch weder für Klasse A noch Klasse B sicher eingehalten werden.

1.1.3 Kombination aus Retentionsbodenfilter und UV-Desinfektion (AP1.2)

Urbanisierung und Bevölkerungswachstum haben in Deutschland in den letzten Jahrzehnten zu einer zunehmenden Versiegelung von Oberflächen und damit verbunden zu einem Anstieg der abgeleiteten Niederschlagsmengen aus der Siedlungsentwässerung geführt. Niederschlagsabschläge aus der Misch- und Trennkanalisation stellen vor allem für kleine Gewässer eine hydraulische und stoffliche Belastung dar, die zur Erreichung des guten ökologischen sowie chemischen Gewässerzustandes nach Europäischer Wasserrahmenrichtlinie zu minimieren ist. Retentionsbodenfilter (RBF) sind eine bewährte Methode zur Behandlung von Niederschlagswässern aus dem Siedlungsbereich und werden zu diesem Zweck bereits seit vielen Jahren erfolgreich beim Erftverband eingesetzt. Neben suspendierten Partikeln, Schwermetallen und Nährstoffen eignen sich Retentionsbodenfilter auch zum Rückhalt von organischen Spurenstoffen wie Arzneimittelrückständen sowie (antibiotikaresistenten) Krankheitserregern (Scheurer et al. 2015; Brunsch et al. 2018; Zacharias et al. 2020).

Seit 2019 betreibt der Erftverband in Rheinbach einen RBF, der neben der Behandlung von Mischwasserabschlägen auch zur weitergehenden Reinigung des Abwassers aus der konventionellen Kläranlage (KA) Rheinbach dient (RBF^{plus}). Für den gezielten Rückhalt organischer Spurenstoffe ist der RBF^{plus} in drei separate Filtersegmente unterteilt, denen in unterschiedlichen Anteilen granulierten Aktivkohle (GAK) beigefügt ist. Die Nutzung als weitergehende Reinigungsstufe zusätzlich zur Behandlung von Mischwasserabschlägen dient dem Schutz des Wallbaches als aufnehmendem Gewässer und ist vor Bau und Inbetriebnahme des RBF Rheinbach im Zuge mehrerer Forschungsprojekte an einer Pilotanlage getestet worden (Brunsch et al. 2018; Brunsch et al. 2020). In FlexTreat wird untersucht, ob sich der großtechnische RBF^{plus} in Rheinbach mit einer im Pilotmaßstab nachgeschalteten UV-Desinfektion auch zur Wasseraufbereitung für die landwirtschaftliche Wiederverwendung eignet. Insbesondere wird ausgehend von der grundlegenden Desinfektion im RBF^{plus} untersucht, (a) welche Strahlungsleistung der UV-Desinfektion nötig ist, um sicher Class B gemäß EU VO 2020/741 zu erreichen, und (b) welche Desinfektionsleistung für diesen Standort maximal erreichbar ist (Zielsetzung: Class A). Darüber hinaus wird auch der Rückhalt organischer Spurenstoffe im Abwasser der KA Rheinbach durch den RBF^{plus} untersucht. Abbildung 1.1-17 gibt einen Überblick über die gesamte in FlexTreat untersuchte Prozesskette am Standort Rheinbach, vom Zulauf der KA Rheinbach bis zum Ablauf der beiden Pilotanlagen zur UV-Desinfektion.

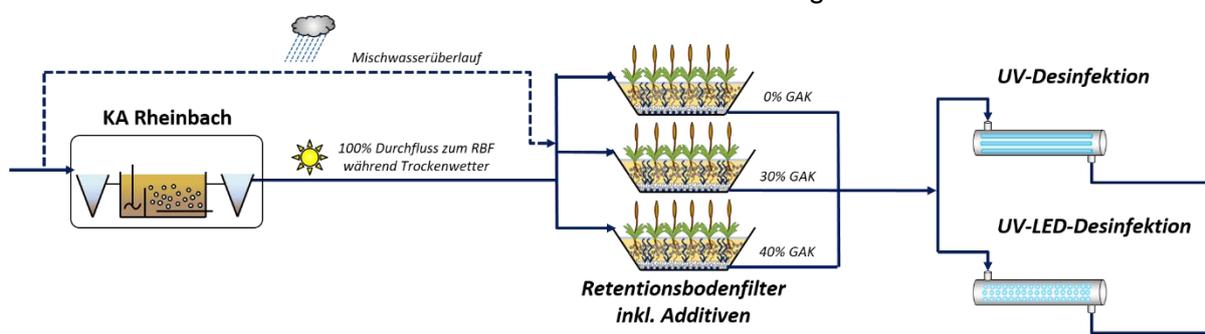


Abbildung 1.1-17: Übersicht über die in FlexTreat untersuchte Prozesskette zur Abwasserbehandlung und Wasseraufbereitung in der KA Rheinbach und dem RBF^{plus}. Die Pilotanlagen zur UV-Desinfektion sind dem RBF-Segment 3 im Teilstrom nachgeschaltet.

1.1.3.1 Planungsgrundlagen und Pilotanlage

Die dem RBF^{plus} vorgeschaltete KA Rheinbach besitzt eine Ausbaugröße von 27.000 EW. Tatsächlich angeschlossen sind ca. 25.000 EW, was einer Auslastung von rund 93 % entspricht. Die Jahresabwassermenge beträgt im langfristigen Mittel rund 2.000.000 m³, wobei das Abwasser verfahrenstechnisch einen Feinrechen, einen belüfteten Sand- und Fettfang, ein Vorklärbecken, eine chemische Phosphorelimination, eine 3-stufige Kaskade zur Nitrifikation/Denitrifikation nach dem Belebtschlammverfahren, zwei Nachklärbecken sowie eine Sandfiltration durchläuft (Erftverband 2024). Bei Trockenwetter beträgt der Abfluss durchschnittlich 37 l/s und bei Regenwetter maximal 200 l/s. Zur Speicherung von Abflussspitzen aus der Mischkanalisation hält die KA Rheinbach auf ihrem Gelände ein Regenüberlaufbecken (RÜB) und ein nachgeschaltetes Regenrückhaltebecken (RRB) bereit. In der jüngeren Vergangenheit ist es jährlich zu etwa 10 bis 15 Niederschlagsereignissen pro Jahr mit anschließendem Abschlag aus dem RÜB/RRB gekommen, wobei die zulässige Einleitmenge in den aufnehmenden Wallbach behördlich auf maximal 150 l/s begrenzt wurde.

Der RBF^{plus} dient der Dämpfung der hydraulischen sowie stofflichen Belastung des Wallbachs, die aus den Mischwasserabschlägen resultiert. Die zusätzlich kontinuierliche Beschickung des RBF^{plus} aus der KA Rheinbach bietet nicht nur die Möglichkeit einer weitergehenden Abwasserbehandlung, sondern hilft auch die Filtervegetation während der oftmals langen Trockenphasen zwischen den Mischwasserabschlägen vor der Ausbreitung von Fremdbewuchs zu schützen. Allerdings müssen die für die Filterfunktion wichtigen Sorptions- und Umsatzprozesse durch ein aerobes Milieu im Filterkörper aufrechterhalten werden, weswegen die GesamtfILTERfläche des RBF^{plus} (5000 m²) nicht dauerhaft mit dem kontinuierlich anfallenden KA-Ablauf beschickt werden darf. Der RBF^{plus} wurde daher in drei Segmente gleicher Fläche unterteilt, die alternierend beschickt werden können und somit eine Abtrocknung des Filterkörpers über 48 Stunden zwischen den 24-stündigen Beschickungsphasen ermöglichen. Der Zufluss in die Segmente erfolgt über Betonrinnen, über die das Wasser gleichmäßig auf die gesamte Fläche des jeweiligen Filtersegmentes geleitet werden kann. Im Falle eines Mischwasserabschlages wird die Behandlung des KA-Ablaufs im RBF^{plus} unterbrochen und die gesamte Filterfläche mit dem anfallenden Mischwasser eingestaut. Abbildung 1.1-18 gibt einen Überblick über die Betriebszustände und Funktionsweise des RBF^{plus} als weitergehende Behandlungsstufe für die KA Rheinbach einerseits und bei der Behandlung von Mischwasserabschlägen andererseits.

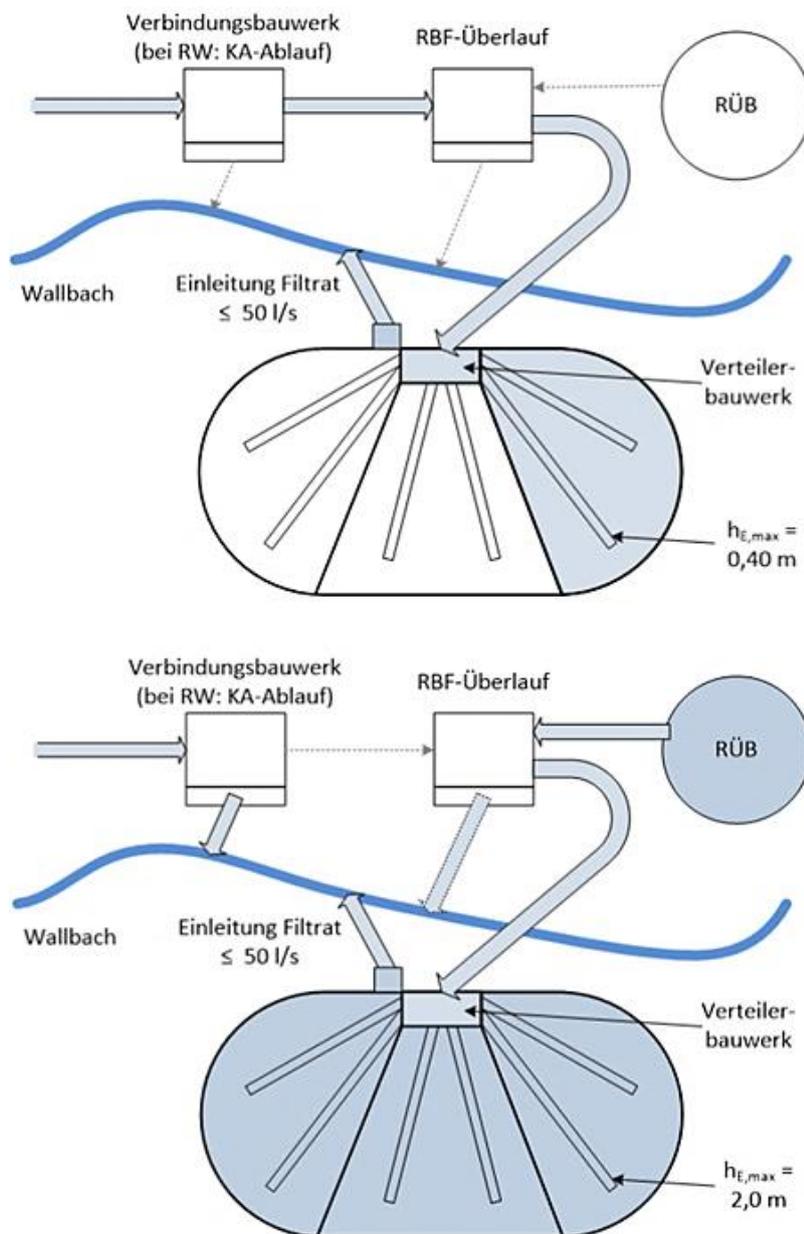


Abbildung 1.1-18: Betriebszustände des RBF^{plus}. Oben: Weitergehende Behandlungsstufe für das Abwasser der KA Rheinbach. Unten: Unterbrechung des Kläranlagenbetriebs und Einstau des Filters während eines Mischwasserabschlags. $h_{E,max}$ bezeichnet die maximale Einstauhöhe über Filteroberkante.

Die Zusammensetzung und die Korngrößenverteilung des Filtersands für den RBF^{plus} wurden gemäß den Vorgaben des RBF-Handbuchs NRW ausgewählt (Grotehusmann et al. 2016). Die Zusammensetzung des Filterkörpers und der GAK-Anteil in den einzelnen Filtersegmenten variiert (siehe Abbildung 1.1-19), insbesondere um die Auswirkungen der GAK untersuchen zu können und eine Datengrundlage für die zukünftige Planung und Umsetzung vergleichbarer Maßnahmen zu schaffen (Brunsch et al. 2018). Filtersegment 1 enthält als Referenz gar keine GAK. Die obere Filterschicht der Segmente 2 und 3 besteht aus 10 cm Filtersand mit einer Beimischung von 20 % GAK. Dadurch ist bereits bei der Inbetriebnahme eine Sorptionskapazität für Spurenstoffe in der oberen Filterschicht vorhanden, die in Filtersegment 1 erst nach Inbetriebnahme durch organische Ablagerungen aufgebaut werden muss. Die Kohlekörner

dienen auch als Aufwuchskörper für Mikroorganismen und beschleunigen so die Entwicklung der biologischen Reinigungsleistung (Bathen and Breitbach 2001). Die mittlere Filterschicht von 60 cm besteht aus klassischem Filtersand mit einem Zusatz von Calciumcarbonat. Die untere Filterschicht mit einer Mächtigkeit von 30 cm besteht aus Filtersand mit einem Zusatz von Calciumcarbonat im Referenzfilter, sowie einer zusätzlichen Beimischung GAK von 30 % bzw. 40 % in den Filtersegmenten 2 und 3. Nach Passage des Filterkörpers wird das Sickerwasser in einer abschließenden, nach unten abgedichteten Kiesschicht aufgefangen und über Drainagerohre dem Ablaufbauwerk zugeführt.

Segment 1			Segment 2			Segment 3		
100 cm	Klassischer RBF-Aufbau Filtersand mit Zuschlagstoff 20% CaCO ₃	125 cm Gesamtaufbau-Höhe	10 cm	Deckschicht mit 20 % GAK	125 cm Gesamtaufbau-Höhe	10 cm	Deckschicht mit 20 % GAK	125 cm Gesamtaufbau-Höhe
			60 cm	Filtersand mit Zuschlagstoff CaCO ₃ (20%)		60 cm	Filtersand mit Zuschlagstoff CaCO ₃ (20%)	
			30 cm	Filtersand mit Zuschlagstoff GAK (30 %)		30 cm	Filtersand mit Zuschlagstoff GAK (40 %)	
25 cm	Dränagekies		25 cm	Dränagekies		25 cm	Dränagekies	

Abbildung 1.1-19: Filteraufbau in den drei Filtersegmenten – Referenzfilter (Segment 1) und zwei Filter mit unterschiedlichen Anteilen an GAK (CaCO₃ = Calciumcarbonat)

Für die UV-Desinfektion im Pilotmaßstab wurden zwei im Teilstrom an RBF-Segment 3 anschließende Durchflussreaktoren aufgestellt: Ein Niederdruck-Quecksilber-UV-Reaktor mit einem Wasserdurchfluss von ca. 4 m³/h sowie ein neuartiger UV-LED-Reaktor. Dieser neuartige UV-LED-Reaktor (~1,5 m³/h) wurde von Xylem für den Trinkwasserbereich entwickelt und basiert auf den speziellen Design-Kriterien für UV-LED-Durchflussreaktoren, die sich grundlegend von Quecksilber-UV-Durchflussreaktoren unterscheiden. Dabei erhofft man sich durch die LED ein flexibleres Reaktordesign und eine längere Lebensdauer. Für die konventionelle UV-Desinfektion wurde ein UV-System Spektron 6 (1 x Niederdruckstrahler mit 70 W, Xylem) eingesetzt, welches in Abbildung 1.1-20 dargestellt ist. Das Spektron besitzt einen zentrierten Strahler in einem Quarzhüllrohr, welches vom Wasser umströmt wird. Die Intensität der applizierten UV-Strahlung wird kontinuierlich von einem Sensor gemessen.



Abbildung 1.1-20: UV Reaktor Spektron 6. Sichtbar sind der Anschlussflansch für die UV-Sonde in der Mitte der Reaktorlänge, die elektrischen Versorgungsanschlüsse rechts im Mittelpunkt der Endplatte sowie der Hydraulische Zugang (unten rechts im Bild).

Abbildung 1.1-21 zeigt den eingesetzten UV-LED-Reaktor. Dieser ist ringförmig um ein Quarzglasrohr angeordnet, welches vom zu behandelnden Wasser durchströmt wird. Eine UV-Intensitätsmessung ist nicht vorhanden. Die UV-Dosis wird durch die spezifische Reduktion, basierend auf Labortests bei verschiedenen Durchflüssen und Transmissionen, bestimmt. Der LED-Reaktor besteht aus drei separaten Ringen, welche die Dioden beinhalten.

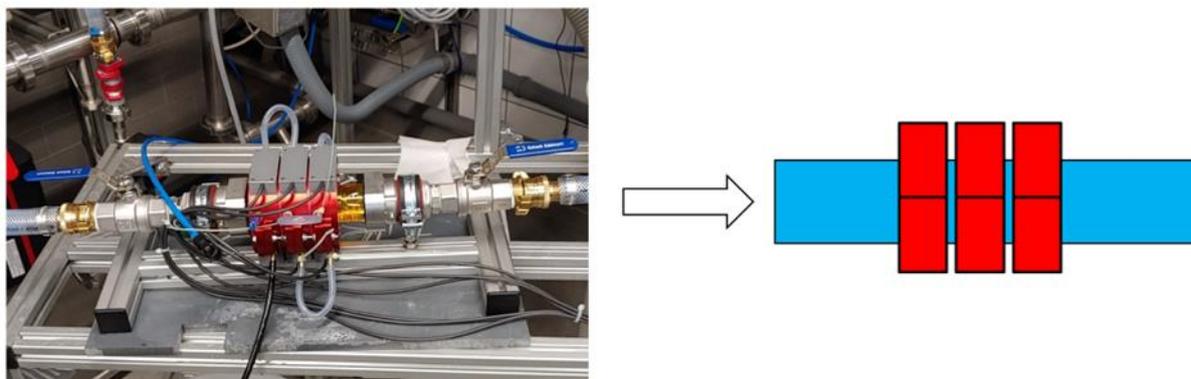


Abbildung 1.1-21: UV-LED Ringreaktor. Rechts ein Foto des Reaktors, links eine Prinzipskizze. In blau ist das Quarzrohr dargestellt, welches vom zu behandelnden Wasser durchströmt wird (Pfeil deutet in Fließrichtung). Der Reaktor selbst besteht aus drei separaten, mit LEDs ausgestatteten Ringen um das Quarzrohr herum (dargestellt in Rot).

Die UV-Dosis im konventionellen UV-Reaktor wurde anhand des Durchflusses und der UV-Intensität an der Reaktorinnenwand ermittelt, welche beide kontinuierlich gemessen wurden. Die Berechnung der UV-Dosis erfolgt gemäß der Formel 1 (siehe Kapitel 1.1.2). Eine Regelung (Dimmung) der Strahlerleistung zur Anpassung der UV-Dosis war nicht möglich, so dass die erzielte UV-Dosis sich primär durch die UV-Durchlässigkeit des Wassers (Transmission) bzw. den Durchfluss änderte. Der Durchfluss ist auf einen konstanten Wert eingestellt und für die Probennahmen nicht variiert worden. Die Transmission ist in den jeweiligen Wasserproben bestimmt worden. Rechnerisch ist anschließend die jeweilige UV-Dosis bestimmt worden. Die Unterschiede der UV-Dosis resultieren aus der schwankenden Zulaufqualität und anderen Einflüssen. Im Betrieb kam es zu einem Ausfall des mittleren LED-Rings (September 2023). Daher ist der Durchfluss um ein Drittel reduziert worden, um theoretisch dieselbe UV-Dosis zu applizieren. Die Auswirkungen auf das Bestrahlungsfeld sind nicht eindeutig bekannt. Es kann bei theoretisch gleicher applizierter UV-Dosis zu einer geringeren Desinfektionsleistung kommen.

Die UV-Anlagen wurden in einem 8-Fuß-Container auf der Kläranlage installiert, um eine vor Witterung geschützte und kontrollierte Umgebung für die Experimente sicherzustellen. Die Abwasserförderung zu den UV-Anlagen geschah über nass aufgestellte Tauchmotorpumpen im Ablaufbauwerk von RBF-Segment 3. Die Durchflussmenge wurde über einen Kugelhahn reguliert. Der Durchfluss für die konventionelle UV-Anlage wurde fix auf 4 m³/h und für die LED Anlage auf 1,5 m³/h eingestellt. Die Transmission des Wassers betrug zwischen 85 und 90 %. Die UV-Dosis für die konventionelle Anlage lag im Bereich zwischen 700 und 900 J/m², während die UV-Dosis der LED-Anlage im Bereich zwischen 540 und 640 J/m² lag. Segment 3 als Segment mit dem höchsten Anteil beigesetzter GAK wurde ausgewählt, um die Desinfektionsleistung der UV-Anlagen im Anschluss an die Verfahrenskette mit der besten anzunehmenden Ablaufqualität anzuschließen.

1.1.3.2 Methodik und Analytik

Für die Probenahmen im Forschungsprojekt FlexTreat kamen neben den bereits eingesetzten Probenahmegeräten am Zu- und Ablauf des RBF^{plus} (siehe Abbildung 1.1-23) drei weitere Probenahmegeräte zum Einsatz: Ein Gerät wurde am Zulauf der KA Rheinbach zwischen Rechen und Sandfang installiert. Die beiden anderen Geräte wurden verwendet, um den Ablauf der Anlagen zur UV-Desinfektion zu beproben. Um die Probenahmegeräte vom Betriebsdruck der Förderpumpen zur UV-Desinfektion zu entkoppeln, erfolgte die Probenahme aus zwei abdeckbaren Edelstahlbehältern, in denen das Ablaufwasser der UV-Desinfektion eingestaut wurde. Das aus diesen Behältern abfließende Wasser wurde im Freigefälle zurück in das Ablaufbauwerk von RBF-Segment 3 geleitet. Aufgrund des im Vergleich zum Gesamtvolumenstrom nur geringen Fördervolumens zu den UV-Desinfektionsanlagen kann davon ausgegangen werden, dass der Kreisschluss des desinfizierten Abwassers zurück in das Ablaufbauwerk nur einen vernachlässigbar geringen Einfluss auf die Untersuchungsergebnisse hat.

Im Verlauf des Projekts wurden Zu- und Ablauf jeden RBF-Segmentes mindestens 15 Male für die chemische Analytik beprobt. Für das RBF-Segment 3 wurden an insgesamt 10 Terminen zusätzlich Probenaliquote für die mikrobiologische Untersuchung bereitgestellt. In diesem erweiterten Monitoring wurde die gesamte Verfahrenskette untersucht, d.h. es wurden neben Zu- und Ablauf des RBF-Segmentes 3 auch der Zulauf der KA Rheinbach sowie die Abläufe beider UV-Desinfektionsanlagen beprobt. Abbildung 1.1-22 zeigt den Fließweg des Abwassers vom Zulauf der KA Rheinbach bis zum Ablauf der UV-Desinfektionsanlagen mit Kennzeichnung der unterschiedlichen Probenahmestellen. Zur Ergänzung und Verdichtung der Datenbasis wurden die im Rahmen von FlexTreat genommenen Abwasserproben durch Untersuchungsergebnisse aus vorangegangenen sowie parallelen Forschungsvorhaben des Erftverbandes am RBF Rheinbach ergänzt, so dass die Reinigungsleistung des RBF^{plus} seit Betriebsbeginn im Herbst 2019 untersucht werden konnte.

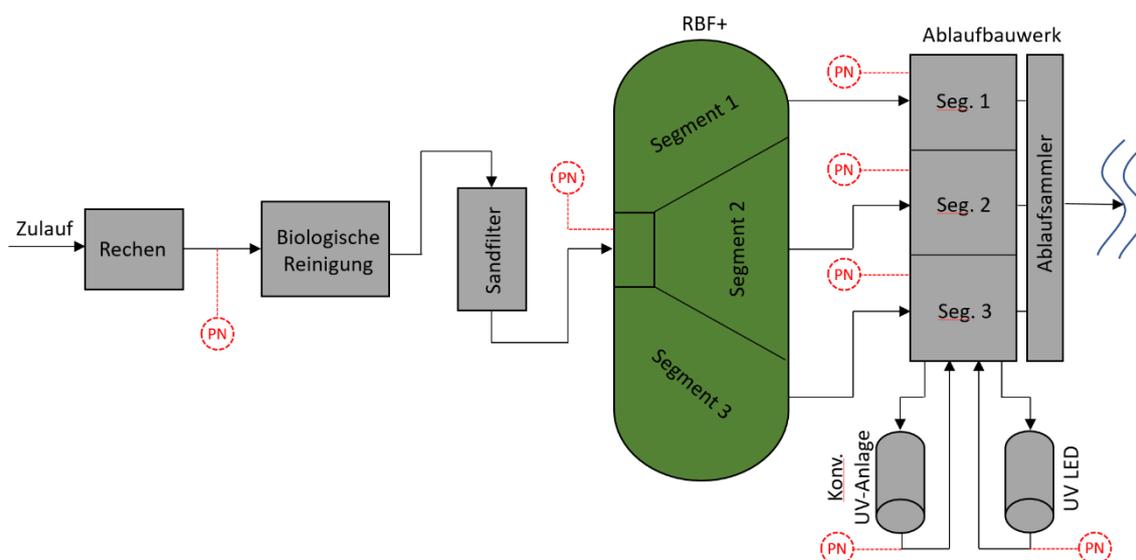


Abbildung 1.1-22: Fließweg des Abwassers durch die KA Rheinbach, den RBF^{plus} und den (im Teilstrom betriebenen) Pilotanlagen zur UV-Desinfektion mit Kennzeichnung der Probenahmestellen (PN).

Die Probenahme erfolgte zur repräsentativen Erfassung von Tagesgängen und Stoßbelastungen grundsätzlich als zeitproportionale Mischprobe mithilfe automatischer Probenahmegeräte

(Abbildung 1.1-23). Die Probenahmegeräte wurden so programmiert, dass die Einzelproben mit einem Zeitabstand von 5 Minuten gezogen wurden. Die Probenahme am Zulauf des RBF^{plus} Rheinbach begann und endete mit Start und Stopp der Filterbeschickung (24h-Mischproben). Die Probenahme an den Abläufen des RBF^{plus} war an die Laufzeit der Pumpen im jeweiligen Ablaufbauwerk gekoppelt und wurde ca. 12 Stunden nach Ende der Filterbeschickung abgebrochen, was näherungsweise einer kompletten Erfassung des zuvor am RBF-Zulauf beprobten Abwassers entspricht. Probenahmen am KA-Zulauf wurden zeitgleich zur Beprobung des RBF-Zulaufs durchgeführt, d.h. die hydraulische Aufenthaltszeit des Abwassers in der Kläranlage – bei Trockenwetter ca. drei bis vier Tage – blieb unberücksichtigt. Die Probenahmen am Ablauf der UV-Desinfektionsanlagen erfolgte im selben Zeitraum, so dass ein direkter Vergleich der Messergebnisse auf Einzelprobenbasis (beispielsweise zur Berechnung von Reduktionsraten) nur zwischen Zu- und Ablauf des RBF^{plus} sinnvoll möglich ist.

Zum Auffangen der 24h-Mischproben wurde ein Glasbecken verwendet (vgl. Abbildung 1.1-23, rechts). Dieses wurde vor jeder Beprobung mit voll entionisiertem Wasser gereinigt und – im Falle einer mikrobiologischen Untersuchung – desinfiziert. Zur Desinfektion wurde die gesamte Innenwandfläche des Glasbeckens mit einem Ethanol/Wasser-Gemisch (70/30 Vol.-%) benetzt. Nach mehrminütiger Einwirkzeit des Desinfektionsmittels wurde das Glasbecken mit voll entionisiertem Wasser ausgespült. Die Temperatur im Innenraum der Probenahmegeräte wurde bis zur Probenabholung konstant auf 4-6 °C gehalten. Der Transport der Proben in das Labor des Erftverbandes (chemische Untersuchung) bzw. in das Labor des IHPH in Bonn (hygienisch-mikrobiologische Untersuchungen) erfolgte unter Einhaltung einer durchgehenden Kühlkette. Die mikrobielle Probenuntersuchung begann dabei immer innerhalb von 24 Stunden nach Beendigung der Mischprobenahme. Die chemischen und hygienisch-mikrobiologischen Untersuchungen erfolgten für eine gemeinsame Interpretation immer aus Aliquoten derselben Wasserprobe.



Abbildung 1.1-23: Automatische Probenahmegeräte der Firma WaterSam für die drei Abläufe des RBF^{plus} in Rheinbach. Im geöffneten Probenahmegerät rechts sind die Dosiervorrichtung im gekühlten Innenraum sowie die desinfizierten Probensammelgefäße aus Glas zu sehen.

Tabelle 1.1-7 gibt einen Überblick über die für den Transport der unterschiedlichen Probenaliquote verwendeten Probenahmeflaschen. Zur Probenkonservierung waren in diesen Flaschen zum Teil Salzsäure (HCl) bzw. Salpetersäure (HNO₃) vorgelegt. Das Abfüllen der Probenaliquote geschah mithilfe eines Edelstahlbechers, wobei die Probe vor dem Abfüllen durch vor-

sichtiges Rühren homogenisiert wurde. Um eine Kontamination und Verschleppung von Proben gut zu vermeiden, erfolgte die Beprobung grundsätzlich entgegen der Fließrichtung des Abwassers (d.h. vom am weitesten behandelten Abwasser in Richtung des unbehandelten Rohabwassers) unter stetiger Reinigung sowie gegebenenfalls Desinfektion des Probenahmematerials (Edelstahlbecher und Rührstab). Bei alleiniger Beprobung des RBF-Zulaufs und -Ablaufs wurden für beide Probenahmestellen zwei gänzlich verschiedene Materialsets verwendet. Für die erweiterte Beprobung einschließlich KA-Zulauf und Ablauf der UV-Desinfektion wurde meist ein separates Materialset für die Beprobung des Rohabwassers am KA-Zulauf reserviert.

Tabelle 1.1-7: Probenahmeflaschen für das FlexTreat-Monitoring am Standort Rheinbach.

Parameter	Flaschentyp	Volumen [ml]	Bemerkung
Organische Spurenstoffe	Braunglas	1000	
Mikrobiologie/ Molekularbiologie	PET	1000	Steril
TOC/DOC	Klarglas	250	Mit 2 ml HCl (25 %) angesäuert
AOX	Braunglas	250	Mit 2 ml HNO ₃ (32,5 %) angesäuert
Ammonium/Orthophosphat	Klarglas	100	
Nitrit/ Nitrat	PET	250	
Metalle/Reserve	PET	2000	

Die Untersuchung der Wasserproben auf Spurenstoffe geschah im Labor des Erftverbandes per Massenspektrometer mit vorgeschalteter Gaschromatographie (DIN EN ISO 15913:2003) bzw. Flüssigchromatographie (DIN EN ISO 15913:2003 und DIN EN ISO 21676:2022). Dabei wurden die Proben für die Gaschromatographie per Festphasenextraktion vorangereichert, die Flüssigchromatographie erfolgte hingegen nach Direktinjektion der Probe. Tabelle 1.1-2 zeigt die einheitlich getroffene Substanzauswahl mit der jeweiligen Bestimmungsgrenze. Die Parameter Chlorothiazid und Hydrochlorothiazid konnten im Erftverbandslabor nicht hinreichend genau bestimmt werden. Die Untersuchung der Wasserproben auf mikrobiologische Parameter geschah im Labor des Hygieneinstituts IHPH der Uniklinik Bonn. In diesem Kapitel wird nur auf die Parameter der EU VO 2020/741 zur Wasserwiederverwendung eingegangen. Demnach wird in der Auswertung der Mikrobiologie nur der Parameter *Escherichia coli* vorgestellt. Die weitere Auswertung der Mikrobiologie inkl. der Bewertung der Validierungsanforderungen wird übergeordnet in Kapitel 1.3.2 vorgenommen.

1.1.3.3 Ergebnisse

UV-Dosis-Wirkungsversuche

Für beide UV-Reaktoren sind am Versuchsstandort Dosis-Wirkungsversuche durchgeführt worden. Die Dosis ist durch Anpassung des Durchflusses eingestellt worden. Die Strahlerleistung kann bei den verwendeten Anlagen nicht variiert werden. Aufgrund der niedrigen Zulaufkonzentrationen nach Passage des RBF-Filterkörpers ist bei den geringsten applizierten UV-Dosen bereits eine fast vollständige Inaktivierung der mikrobiologischen Parameter erreicht

worden. Die mikrobiologischen Analysewerte für die Dosis-Wirkungsversuche der UV-LED Anlage sowie der konventionellen UV-Anlage sind in Tabelle 1.1-8 und Tabelle 1.1-9 dargestellt.

Tabelle 1.1-8: Ergebnisse der Dosis-Wirkungsversuche mit der UV-LED-Anlage. Dargestellt sind die Konzentrationen der mikrobiologischen Parameter im Ablauf der Anlage. Die Konzentrationen bei einer applizierten UV-Dosis von 0 J/m² entspricht der Ausgangskonzentration im Zulauf der Anlage.

UV-Dosis (LED)	J/m ²	0	126	336	420	546	756	966
Coliforme	KBE/100mL	148	39	9	3	2	0	0
<i>E. coli</i>	KBE/100 mL	2	0	0	0	0	0	0
<i>Clostridium spp.</i>	KBE/100 mL	2	4	0	1	0	0	0
<i>C. perfringens</i>	KBE/100 mL	0	1	0	1	0	0	0

Tabelle 1.1-9: Ergebnisse der UV Dosis-Wirkungsversuche mit der konventionellen UV-Anlage. Dargestellt sind die Konzentrationen der mikrobiologischen Parameter im Ablauf der Anlage. Die Konzentrationen bei einer applizierten UV-Dosis von 0 J/m² entspricht der Ausgangskonzentration im Zulauf der Anlage.

UV-Dosis (Konv.)	J/m ²	0	570	640	700	870	1100	1500	2000
Coliforme	KBE /100 mL	116	1	1	0	0	0	0	0
<i>E. coli</i>	KBE /100 mL	2	0	0	0	0	0	0	0
<i>Clostridium spp.</i>	KBE /100 mL	15	3	1	0	0	0	0	0
<i>C. perfringens</i>	KBE /100 mL	4	1	0	0	0	0	0	0

Um trotz der sehr geringen Zulaufbelastungen gesicherte Aussagen über die erzielten Log-Reduktionen/ log removal values (LRV) treffen zu können, wurden die UV-Betriebsdosen im Grenzbereich zur Totalelimination nach Tabelle 1.1-8 und Tabelle 1.1-9 eingestellt, d.h. für die UV-LED-Anlage auf 540 - 640 J/m² und für die konventionelle UV-Anlage auf 700 - 900 J/m². Die Ergebnisse zeigen aber auch, dass über die gesamte Prozesskette gegebenenfalls noch höhere Eliminationsleistungen für die untersuchten mikrobiologischen Parameter erzielt werden können, da für die applizierten UV-Dosen am Ende der Prozesskette großer Spielraum nach oben besteht. Die Ablaufqualität des RBF^{plus} begünstigt die Anwendung einer UV-Anlage, da die Transmission relativ hoch und trübstofffrei ist. Die UV-Anlage kann entsprechend klein ausgelegt und nur in Bedarfsfällen betrieben werden.

Wasserqualität hinsichtlich Wasserwiederverwendung

Abbildung 1.1-24 und Abbildung 1.1-25 zeigen Messergebnisse für die Überwachungsparameter laut EU VO 2020/741 Anhang I Tabelle 2 am Ende der im Rahmen von FlexTreat untersuchten Prozesskette in Rheinbach, d.h. am Ablauf der konventionellen UV-Desinfektionsanlage bzw. UV-LED-Desinfektion. Hinsichtlich des Biologischen Sauerstoffbedarfs (BSB₅), den Total Suspended Solids (TSS) und der Trübung können die Class A geforderten Zielwerte durchgehend eingehalten werden. Selbiges gilt mehrheitlich auch für *E. coli*, wobei einzelne Messwerte den Grenzwert der Class A überschreiten und in den Bereich der Class B fallen. Die erhöhten Konzentrationen sind im Ablauf der UV-LED-Desinfektion dabei tendenziell häufiger und ausgeprägter als im Ablauf der konventionellen UV-Desinfektion. Hier ist allerdings wichtig zu betonen, dass von diesem Ergebnis nicht auf eine generelle Unterlegenheit der UV-LED-Desinfektion geschlossen werden kann, da für diese geringere Strahlendosen als bei der konventionellen UV-Desinfektion appliziert wurden (siehe oben). Ebenso ist ein veränderter

Bestrahlungsraum in der UV-LED-Anlage durch einen Defekt des mittleren LED-Rings als mögliche Ursache der etwas schlechteren Desinfektionsergebnisse nicht auszuschließen, wobei die verringerte Strahlungsleistung allerdings durch eine entsprechend verkleinerte Durchflussrate kompensiert wurde. Ein Messwert für *E. coli* von deutlich mehr als 1.000 KBE/100 ml im Ablauf der UV-LED-Desinfektion ist in Abbildung 1.1-25 nicht dargestellt, da dieser nachweislich auf eine Kontamination des Probenahmesystems zurückzuführen ist. Zur Beseitigung der Kontamination wurden sämtliche Bestandteile des Probenahme- und Fördersystems ausgetauscht (Kunststoffteile inklusive Schläuche) bzw. desinfiziert (Glas- und Edelstahloberflächen). Insgesamt lässt sich festhalten, dass der RBF^{plus} für sich genommen bereits gute Ergebnisse hinsichtlich der Wasseraufbereitung für die landwirtschaftliche Wiederverwendung erzielt, und die nachgeschalteten Pilotanlagen zur UV-Desinfektion hinsichtlich *E. coli* bei den applizierten Strahlendosen die Einhaltung der Class B sicher ermöglichten. Die gesamte Prozesskette ist dabei in der Lage, bei Anpassung der UV-Strahlendosen auch den *E. coli* Grenzwert zu Class A (d.h. dem höchsten Anforderungsziel) deutlich zu unterschreiten.

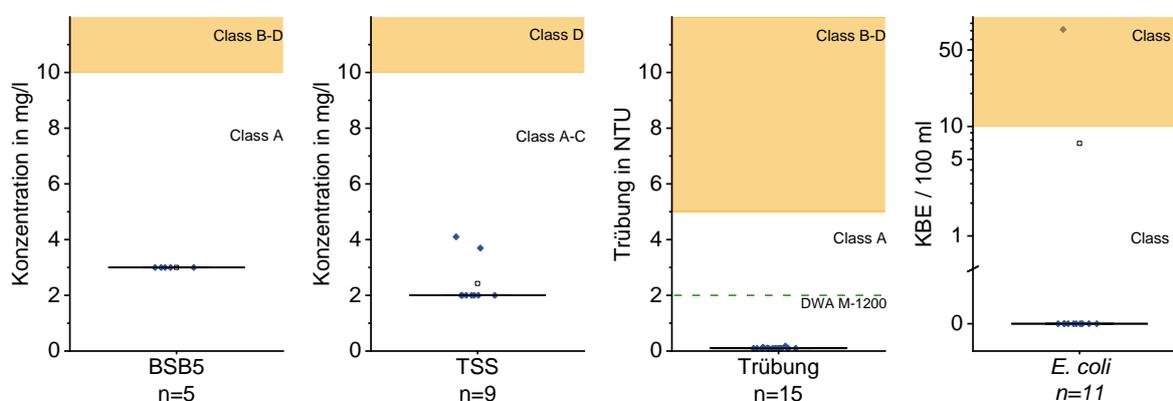


Abbildung 1.1-24: Konzentrationen der Überwachungsparameter nach EU VO 2020/741 als Boxplots, gemessen am Ablauf der konventionellen UV-Desinfektion. Das kleine Rechteck markiert den Mittelwert.

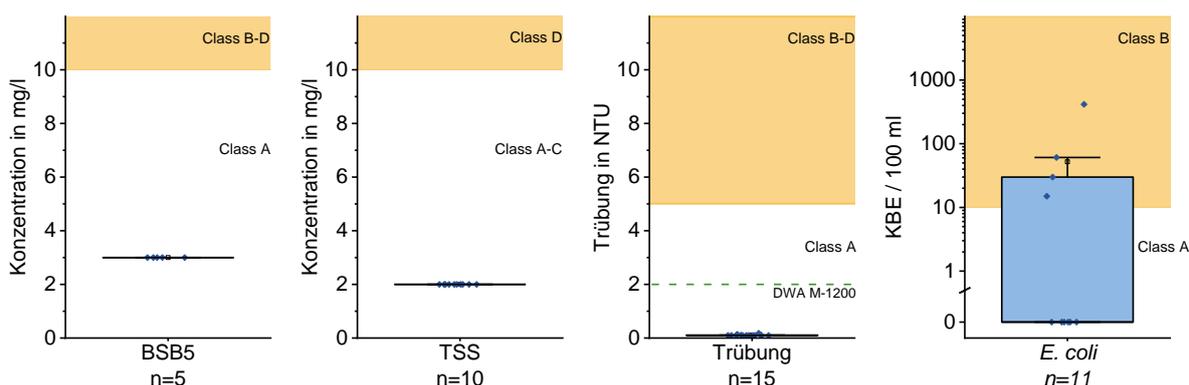


Abbildung 1.1-25: Konzentration der Überwachungsparameter nach EU VO 2020/741 als Boxplots, gemessen am Ablauf UV-LED-Desinfektion. Das kleine Rechteck markiert den Mittelwert.

Spurenstoffelimination

Abbildung 1.1-26 zeigt die Befundhäufigkeiten der untersuchten Spurenstoffe am Zulauf und Ablauf des RBF^{plus} in Rheinbach (d.h. den jeweiligen Anteil der Messergebnisse oberhalb der Bestimmungsgrenze, siehe Tabelle 1.1-2). Die FlexTreat-Messdaten sind dabei erweitert um Daten aus anderen Forschungsprojekten des Erftverbandes („RBF Rheinbach“ und „ARA“, beide gefördert durch das MULNV NRW) und umfassen die gesamte Betriebszeit des RBF^{plus} seit Ende 2019. Es handelt sich ausschließlich um Messergebnisse, welche im Routine-Betrieb des RBF^{plus} erhoben worden sind, d.h. in seiner Funktion als weitergehende Behandlungsstufe der KA Rheinbach. Deutlich erkennbar ist, dass fast alle betrachteten Spurenstoffe trotz der mechanisch-biologischen Abwasserbehandlung in der KA Rheinbach noch in der großen Mehrheit der Wasserproben vom Zulauf des RBF^{plus} nachgewiesen werden konnten (mit Ausnahme von Clarithromycin). Ebenfalls klar erkennbar sind die im Vergleich zu RBF-Segment 1 deutlich geringeren Befundanteile in den Abläufen der RBF-Segmente 2 und 3 mit GAK: Fast alle untersuchten Stoffe sind im Ablauf von Segment 1 noch durchgehend bestimmbar, während in den Abläufen der GAK-Segmente der Großteil der Stoffe nicht oder nur noch vereinzelt nachweisbar ist – ein klarer Hinweis auf die Wirksamkeit der GAK als Barriere für Spurenstoffe, die in der konventionellen Abwasserbehandlung nicht verlässlich zurückgehalten werden können.

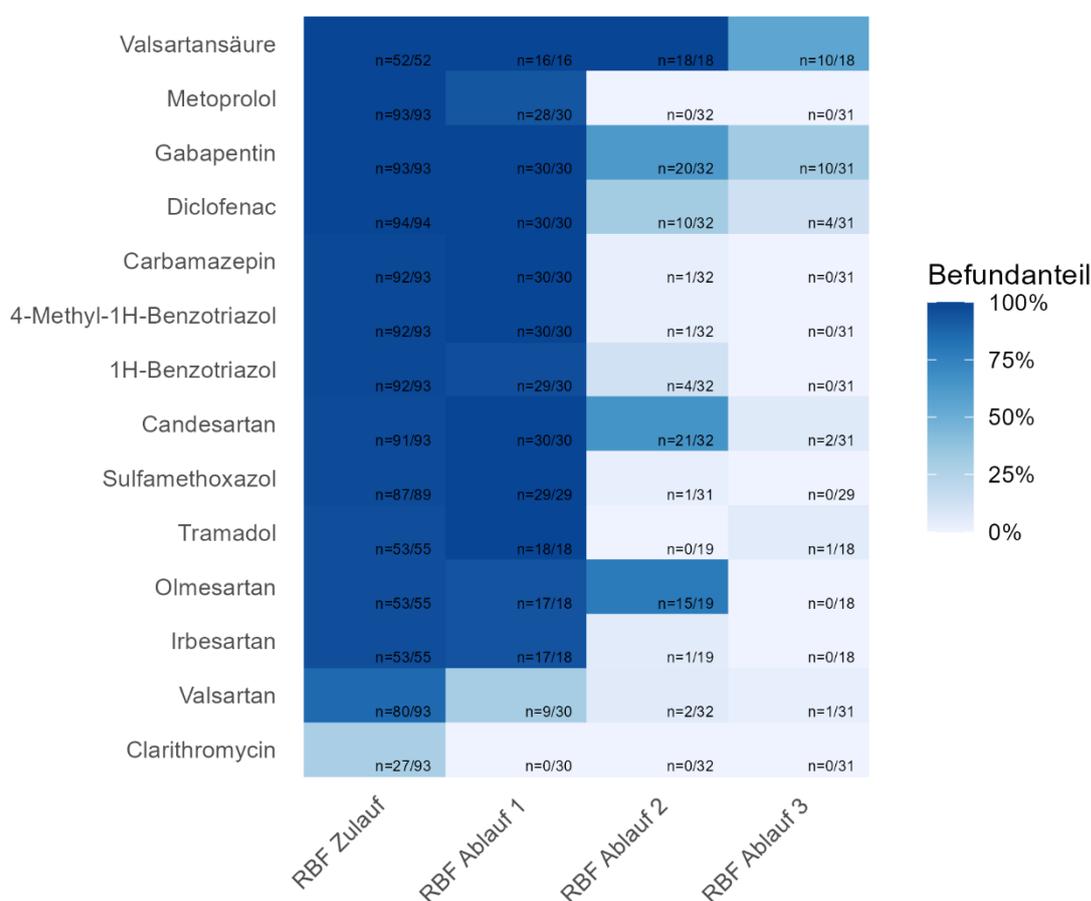


Abbildung 1.1-26 Heatmap der Befundanteile ausgewählter Spurenstoffe am RBF^{plus}. *n* gibt die absolute Zahl der Positivbefunde im Verhältnis zur Anzahl aller auf den jeweiligen Stoff untersuchten Abwasserproben an. Der farblich codierte Befundanteil ergibt sich direkt als Quotient dieser beiden Größen.

Einzelne Stoffe mit mehr oder weniger erhöhten Befundanteilen vor allem im Ablauf von Segment 2 sind Candesartan, Valsartansäure (Transformationsprodukt der Sartane), 1H-Benzotriazol, Diclofenac, Olmesartan und Gabapentin. Abbildung 1.1-27 stellt die gemessenen Konzentrationen dieser Stoffe an den verschiedenen Probenahmestellen in Form von Boxplots dar. Beim Vergleich der Messwerte zwischen Zulauf und Abläufen wird deutlich, dass in allen drei RBF-Segmenten eine Reduktion der Mediankonzentrationen erzielt wird. Allerdings fällt diese Reduktion der Mediankonzentrationen im Segment 1 ausnahmslos geringer aus als in den mit GAK beaufschlagten Segmenten 2 und 3. Zudem streuen die Konzentrationen im Ablauf von Segment 1 deutlich stärker und fallen für Candesartan im Maximum sogar höher aus als im RBF-Zulauf (eine Erklärung für diese Beobachtung ist die Rücktransformation des Abbauprodukts Valsartansäure, welches im RBF-Zulauf bereits in relativ großen Konzentrationen zu finden ist). Zusammenfassend lässt sich festhalten, dass der RBF auch ohne Aktivkohlezuschlag in gewissem Umfang in der Lage ist, die mittleren Spurenstoffkonzentrationen im Kläranlagenablauf zu reduzieren. Diese Reduktion fällt aber stoffspezifisch (d.h. in Abhängigkeit der jeweiligen Spurenstoffeigenschaften) sehr unterschiedlich aus. Für eine verlässliche Reduktion einer großen Bandbreite von Spurenstoffen bis unter die Bestimmungsgrenze wird Aktivkohle im RBF-Filterkörper benötigt.

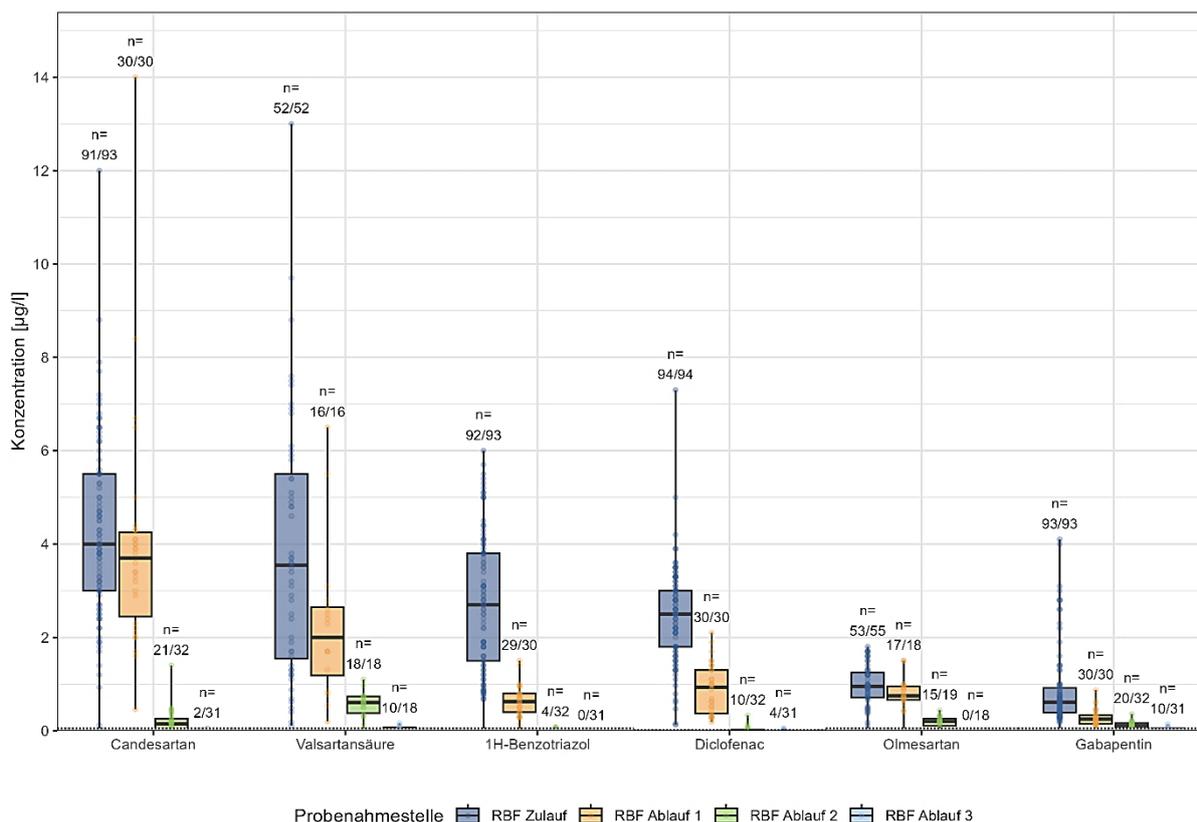


Abbildung 1.1-27: Boxplot-Diagramm der Konzentrationen von ausgewählten Spurenstoffen im Zulauf und in den Abläufen des RBF^{plus} (Routinebetrieb). Die Antennen der Boxplots reichen vom Minimum bzw. Maximum der Konzentrationen, während die Länge der Box den Interquartilabstand und der schwarze Querbalken den Median kennzeichnet. Die Einzelmesswerte sind zusätzlich als Punkte dargestellt. Die Lage der jeweiligen Bestimmungsgrenze ist am unteren Rand des Wertebereichs jeweils als gepunktete horizontale Linie in die Darstellung eingeschlossen. Unterhalb dieser Linie wird kein Boxplot mehr gezeichnet („zensierte Boxplots“). n gibt analog zu Abbildung 1.1-26 das Verhältnis der Positivbefunde oberhalb der Bestimmungsgrenze zur Gesamtzahl aller Messungen an.

In Tabelle 1.1-10 wird unter Einbeziehung der FlexTreat-Messwerte am Zulauf der KA Rheinbach für das 2023 exemplarisch die Spurenstoffreduktion nach KARL bewertet. Diese Bewertung umfasst die gesamte Prozesskette vom KA-Zulauf bis zum Ablauf des RBF-Segments 3 (welches die besten Konzentrationsreduktionen bei den Spurenstoffen erzielt). Da die Beprobung des KA-Zulaufs zeitgleich mit der Beprobung des RBF-Zulaufs erfolgte, und damit die hydraulische Aufenthaltszeit des Abwassers in der KA Rheinbach bei der Beprobung keine Berücksichtigung fand, ist ein direkter Vergleich der Einzelprobenergebnisse fehlerbehaftet, weshalb die Bewertung der erzielten Reduktionraten hier auf Grundlage der Konzentrationsmittelwerte erfolgt. Die Ergebnisse zeigen, dass im Durchschnitt über die betrachteten Spurenstoffe für das Jahr 2023 eine durchschnittliche Konzentrationsreduktion von über 96 % erzielt werden konnte, und somit das von der KARL definierte 80 %-Prozentziel höchstwahrscheinlich mit großem Abstand eingehalten werden konnte (kleine Unsicherheiten ergeben sich diesbezüglich aus den Bestimmungsgrenzen, welche die Abschätzung der Reduktionsraten insbesondere für Carbamazepin schwierig machen, sowie dem Umstand, dass nur drei von vier geforderten Spurenstoffen der Kategorie 1 nach KARL vom Erftverband gemessen und regelmäßig nachgewiesen wurden). Die Spurenstoffelimination in den RBF-Segmenten mit GAK funktioniert dabei auch nach fünf Betriebsjahren noch sehr verlässlich, auch wenn in jüngerer Vergangenheit bei einzelnen Stoffen häufiger ein Überschreiten der Bestimmungsgrenze im Ablauf verzeichnet wird als in den ersten Betriebsjahren, was als Hinweis auf einen zunehmenden Beladungszustand der GAK im Filterkörper gedeutet werden kann. Die Lebensdauer der Aktivkohle ist zum jetzigen Zeitpunkt noch nicht abschließend geklärt und Gegenstand der laufenden Untersuchungen des Erftverbands am RBF. Es gibt jedoch Hinweise, dass biologische Prozesse im Filterkörper und an der Aktivkohle gegenüber einer herkömmlichen GAK-Filtrationsanlage beim RBF^{plus} zu einer gesteigerten Lebensdauer der GAK beitragen könnten (Brunsch et al. 2018).

Tabelle 1.1-10: Bewertung der Spurenstoffreduktion nach KARL vom Zulauf der KA Rheinbach bis zum Ablauf von Segment 3 des RBF^{plus} für das Kalenderjahr 2023. Die mittleren Konzentrationen wurden unter der Annahme abgeschätzt, dass Messwerte unterhalb der jeweiligen Bestimmungsgrenze gleich der halben Bestimmungsgrenze sind, was insbesondere die Werte am RBF-Ablauf beeinflusst. Es wurden nur drei von vier geforderten Spurenstoffen der Kategorie 1 nach KARL durch den Erftverband gemessen und regelmäßig nachgewiesen.

Kategorie	Spurenstoff	Mittlere Konzentration KA-Zulauf (2023) [µg/l]	Mittlere Konzentration RBF-Ablauf 3 (2023) [µg/l]	Reduktion (2023) [%]
1	Diclofenac	2,55	0,01	99,6
1	Metoprolol	2,07	0,03	98,6
1	Carbamazepin	0,35	0,05	85,7
2	1H-Benzotriazol	3,84	0,03	99,3
2	Candesartan	4,05	0,03	99,2
Gesamt		-	-	96,6

1.1.4 Kombination aus Adsorption und Membranfiltration

Zunehmend finden Ultrafiltrationsmembranen den Einzug in die Abwasserreinigung, da diese durch stetige Produktoptimierung wirtschaftlich betreibbar sind und auftretende Foulingerscheinungen im laufenden Betrieb fast vollständig reversibel gereinigt werden können (Löwenberg and Wintgens 2017). Die Porengrößen von Ultrafiltrationsmembranen liegen je nach Produkt im Bereich von ca. 10 bis 200 nm. Hierdurch wird der vollständige Rückhalt von partikulären Stoffen (definiert als Partikel $> 0,45 \mu\text{m}$) ermöglicht, sowie teilweise auch der Rückhalt von kolloidal vorliegenden Partikeln (partikuläre Stoffe $< 0,45 \mu\text{m}$). Dies bedeutet, dass an der Membran auch viele Vertreter pathogener Organismen zurückgehalten werden können. Im Gegensatz zu gängigen Desinfektionsverfahren (Chlorung, UV-Desinfektion) werden, bei sichergestellter Integrität, an der Membran entsprechend große Vertreter vollständig, also zu 100% zurückgehalten. Der Rückhalt für kolloidale Partikel (darunter bspw. einige Virenvertreter) hingegen ist nicht vollständig und stark abhängig von der Porengröße der jeweiligen Membran (Löwenberg and Wintgens 2017).

Zur Entfernung von gelösten organischen Spurenstoffen ist der Einsatz von Pulveraktivkohle als Adsorbens ein etabliertes Verfahren. Zur Entnahme von mit Schadstoffen beladener Pulveraktivkohle aus dem Abwasser wird ein Trennverfahren benötigt, welches auch kleinste Partikel abtrennen kann, damit es nicht zu Aktivkohleschlupf in die nachgeschalteten Vorfluter kommt. Als Stand der Technik werden hier beispielsweise Sand- oder Mehrschichtfilter eingesetzt, welche jedoch immer noch kleinste Mengen an beladener Kohle hindurch lassen (Metzger 2010).

Der Einsatz von Ultrafiltrationsmembranen in Kombination mit einer vorgeschalteten Pulveraktivkohledosierung zur weitergehenden Abwasserreinigung kombiniert die zwei oberhalb beschriebenen Aufbereitungsziele in einer Verfahrenstechnik und birgt somit großes Synergiepotential.

Stand der Literatur

Mechanismen und Anwendungsfälle der Spurenstoffelimination mittels Pulveraktivkohle sind bekannt, vielfach veröffentlicht und in technischen Regelwerken festgelegt (DWA-M 285-2). Die am häufigsten eingesetzte Verfahrensvariante in Deutschland ist das so genannte Ulmer Verfahren, bei welchem Pulveraktivkohle in ein durchmischtes Kontaktbecken dosiert wird, in welchem hydraulische Aufenthaltszeiten von ca. 15-60 Minuten eingestellt werden, um eine ausreichende Zeit für die Adsorption zu gewährleisten. Dem Kontaktbecken nachgeschaltet gibt es eine Sedimentationsstufe, deren abtrennbare Schlammphase in das Kontaktbecken zurückgeführt wird, sodass es zu einer Anreicherung der Pulveraktivkohle im Gesamtsystem kommt. Nachgeschaltet werden i.d.R. Sand- oder Mehrschichtfilter oder Tuchfilter verwendet, um den Aktivkohle Schlupf gering zu halten (Zietzschmann et al. 2019).

Die Verwendung von Membranfiltrationen in Kombination mit PAK-Dosierung ohne ein separates Kontaktbecken ist bisher im Kontext der Wasserwiederverwendung wenig erforscht. Erste Piloterfahrungen liegen bei Löwenberg et al. (2014) und Hoffmann et al. (2021) vor. Für das Kombinationsverfahren liegen unseres Wissens zu Beginn des Forschungsvorhabens

keine Literaturen vor, welche sowohl Spurenstoffelimination, als auch mikrobiologische Reinigungsleistungen vereinen und Rezirkulationseffekte von PAK berücksichtigen.

Zielsetzung innerhalb des Projektes

In diesem Arbeitspaket wird eine Verfahrenskombination von biologischer Abwasserreinigung mittels konventionellem Belebtschlammverfahren, nachgeschalteter Pulveraktivkohledosierung (einmal in einem modifizierten Ulmer Verfahren mit Kontaktreaktor und einmal in einem Inline-Dosierverfahren) sowie anschließender Ultrafiltration untersucht (Siehe Abbildung 1.1-28).

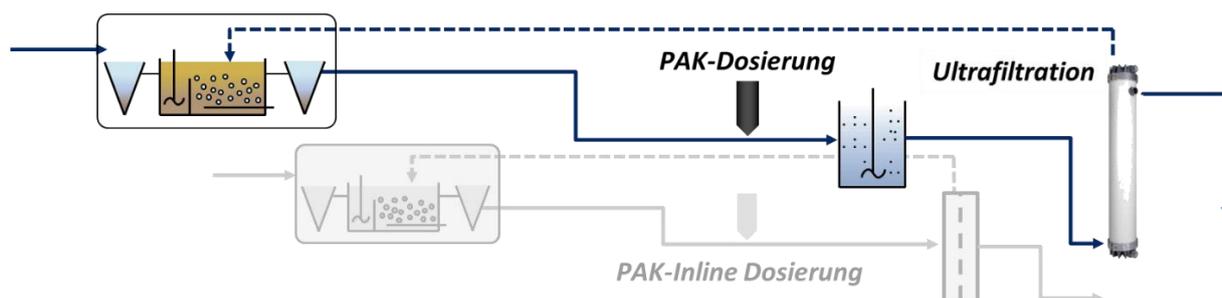


Abbildung 1.1-28 Vereinfachtes Fließschema der im FlexTreat Arbeitspaket 1.3 untersuchten Verfahrenskette. Die gestrichelt dargestellte Rückführung von Membranretentat in die vorgeschaltete biologische Reinigungsstufe konnte optional betrieben werden.

Die genannten Verfahrensschritte sind alle im halbertechnischen Maßstab ausgeführt. Dies ermöglicht die Untersuchung von Effekten einer PAK-Rückführung in die biologische Stufe, welche Bestandteil einer Versuchsphase innerhalb des Projektes darstellt. Die Verfahrenskombination wird insb. in Hinblick auf Betriebbarkeit und Reinigungsleistung untersucht.

1.1.4.1 Methodik

Im Rahmen von FlexTreat wurden umfassende Arbeiten in mehreren Phasen geplant und durchgeführt, um eine 4-straßige Ultrafiltrationsanlage in Kombination mit Pulveraktivkohle (PAK) zu pilotieren. Die Ultrafiltrationsanlage wurde entwickelt, um die Abtrennung von Mikroverunreinigungen und organischen Mikroschadstoffen im Zusammenspiel mit einer vorgeschalteten PAK-Dosierung und einer biologischen Aufbereitung zu optimieren. Wobei die Auslegung der Ultrafiltrationsanlage hydraulisch an die Halbtechnische Kläranlage Neuss (HtK) angepasst war. Aus der antizipierten Flächenbelastung und Ausbeute ergab sich eine Membranfläche von 3,2 m² je Modul, für die eingesetzte DuPont™ IntegrTec™ PES Membrane, vgl. Abbildung 1.1-29.

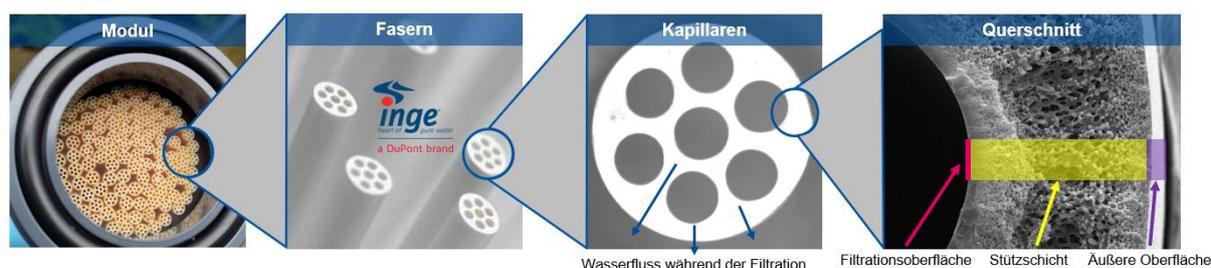


Abbildung 1.1-29 DuPont™ IntegrTec™ Pilotmodul, Fasern, Querschnitt der Fasern und elektronenmikroskopische Aufnahme des Faserquerschnitts

Die nachfolgend dargestellten Schritte bieten eine Übersicht über die durchgeführten Arbeiten im Rahmen von FlexTreat.

1. Planung

Die Planungsphase begann mit einer detaillierten Analyse der Anforderungen und Zielsetzungen. Es sollten zwei Verfahrensvarianten (Gestaltung der Adsorptionsstufe) miteinander verglichen und getestet werden. Variante A. Das angepasste Ulmer-Verfahren, bei welchem nach der PAK-Dosierung ein Kontaktreaktor und Sedimentationsverfahren einer Ultrafiltration vorgeschaltet sind. Variante B. Ein innovatives Inline-Verfahren, bei welchem dem Kläranlagenablauf PAK direkt zudosiert wird, bevor es von einer UF abgetrennt wird. Hierbei ist das Zusammenspiel mit der Dosierung eines Flockungsmittels für eine gut funktionierende Membran entscheidend. Dies galt es hier prioritär mit einem maximal erreichbaren Rückhalt an organischen Mikroschadstoffen zu untersuchen. Die Anlage wurde ausgehend von einem vorherigen geförderten Projekt (PlaStrat, NR 02WPL1446H) modifiziert.

Für die Planung der Anlage wurden Rohrleitungs- und Instrumenten Fließschema (R&I) erstellt, sowie eine grafische Benutzeroberfläche eingerichtet (siehe beispielhaft Abbildung 1.1-30 und Abbildung 1.1-31).

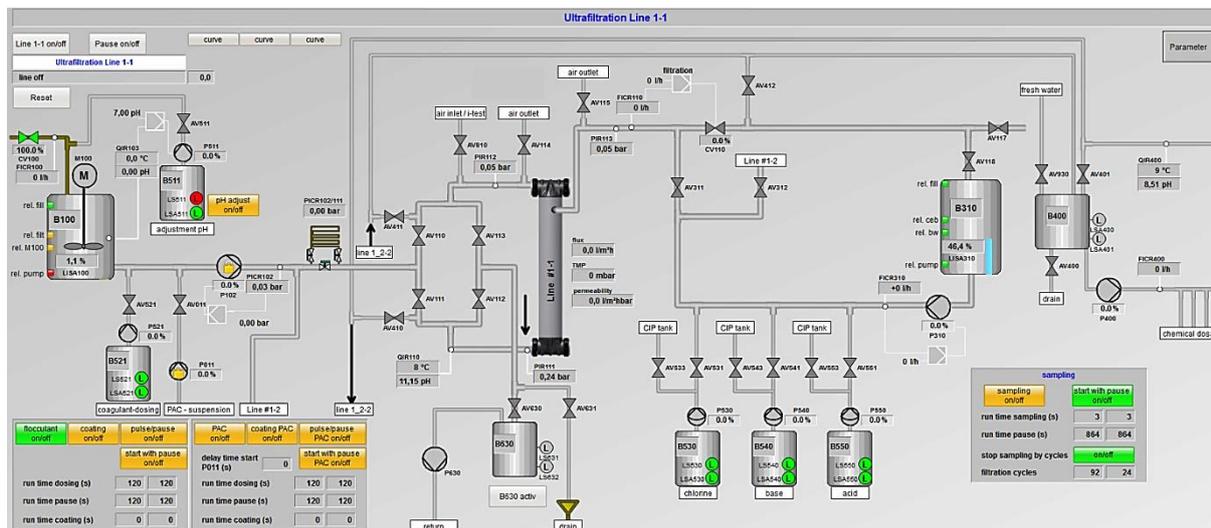


Abbildung 1.1-30 Screenshot von der grafischen Benutzeroberfläche der Membrananlage für Straße 1 von 4.

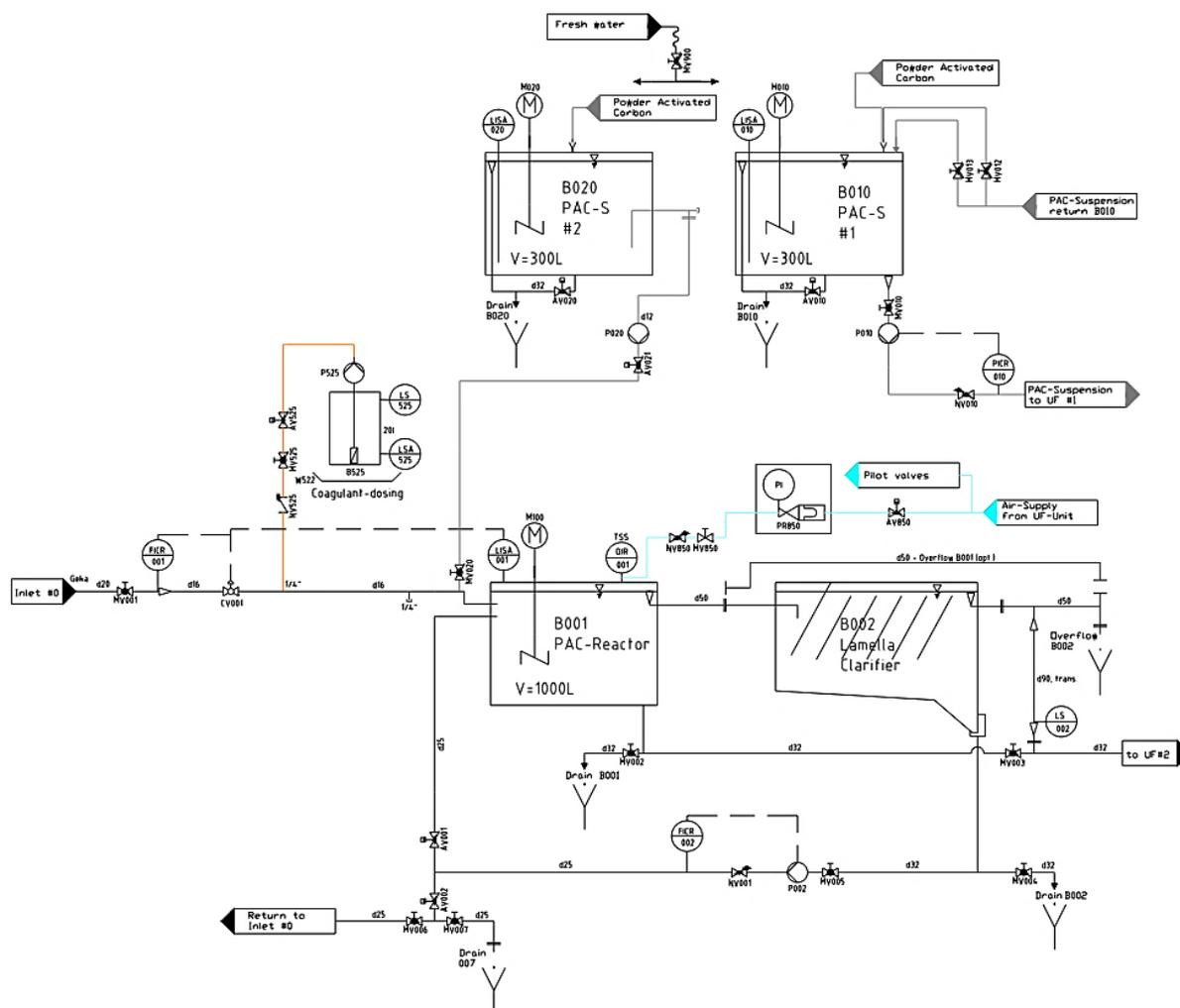


Abbildung 1.1-31 Rohrleitungs- und Instrumentenfließbild der Kohlesuspensionsbereitstellung und des Ulmer Verfahrens

2. Konstruktion und Speicherprogrammierbare Steuerung

Nach der Planungsphase wurde die Ultrafiltrationsanlage auf dem Gelände der Inge GmbH in Greifenberg konstruiert. Die Anlage ist insgesamt mit 4 Straßen ausgestattet, wovon jeweils 2 Straßen eine Verfahrensvariante abbildeten und hydraulisch von den anderen 2 Straßen getrennt waren. Hierbei teilt sich die Pilotanlage physisch in zwei Einheiten auf, gebaut in einem 20' und in einem 10' Container, die hydraulisch und elektrisch miteinander verbunden sind, vgl. Abbildung 1.1-32.

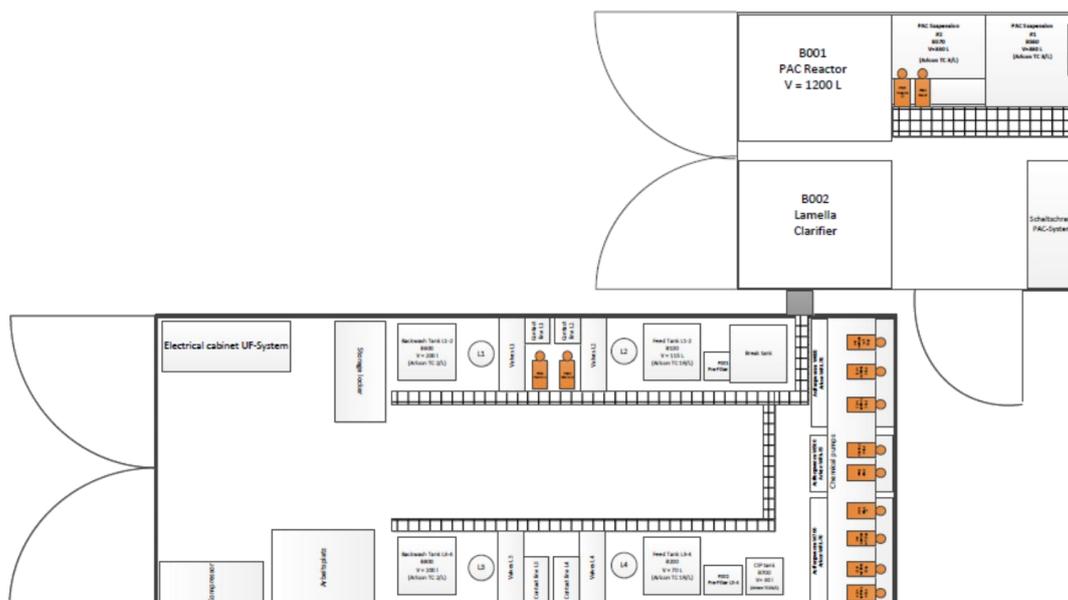


Abbildung 1.1-32 Aufstellungsplan des 20' Containers mit den UF-Straßen und des 10'PAK Containers

Im 20' Container befindet sich die eigentliche Ultrafiltrationsanlage, inklusive Dosier- und Mischtechnik für die chemische Reinigung, Abbildung 1.1-33. Der 10' Container behaust die Dosier- und Mischtechnik, vgl. Abbildung 1.1-34, für die Pulveraktivkohle, so dass diese, basierend auf sicherheitstechnischen Überlegungen heraus, getrennt gewartet werden kann. Zusätzlich befindet sich dort der Kontaktreaktor mitsamt Lamellenabscheider (Eigenbau).



Abbildung 1.1-33 Innenaufnahme des 4-straßigen UF-Containers



Abbildung 1.1-34 Innenaufnahme des PAK-Containers

Basierend auf bestehenden Versuchsanlagen, dem R&I und einer generellen Funktionsbeschreibung wurde das Programm, welches die 4-straßige Versuchsanlage steuert, entwickelt. Die SPS basiert einzig auf Siemens Programmierung (S7), Visualisierung (WinCC) und Steuerung (Hardware).

3. Inbetriebnahme und Einfahrphase

Die Inbetriebnahme der Anlage erfolgte mit dem Ziel Standardparameter für die Ultrafiltration festzulegen, um einen langfristig stabilen Betrieb gewährleisten zu können. Auf Grund der hohen Qualitätsschwankungen im Ablauf der vorgeschalteten halbtechnischen biologischen Stufe, wurde ein Sicherheitsgrenzwert für den SAK₂₅₄ festgelegt. Trotz der erschwerten Bedingungen konnten die PES Membranen mit den gewählten Einstellungen die entsprechenden Ergebnisse liefern. Grundlegend dafür war herauszufinden, wie das Flockungsmittel optimal in Kombination mit der PAK eingesetzt, so dass die Adsorptionseigenschaften dieser optimal genutzt werden können. Der Transmembrandruck konnte zwischen 150 und 500 mbar im Dead-End-Modus mit einem Flockungsmittelleinsatz von nur 2 ppm Aluminiumwirksstoff aufrechterhalten werden.

4. Technische Betreuung

Die technische Betreuung umfasste regelmäßige Wartungen (zweimal wöchentlich) und die Überwachung der Betriebsdaten in enger Abstimmung und Zusammenarbeit mit ISA. Hierbei wurden Anlagenkomponenten weiter optimiert, um einen stabilen Betrieb zu gewährleisten.

Eine für die Pilotanlage entwickelte Datenbank ermöglichte es, die Prozessdaten zu verarbeiten und so verständliche Informationen zu generieren. Die wichtigsten Ergebnisse und Erkenntnisse sind im nächsten Abschnitt zusammengefasst.

1.1.4.2 Betriebsdaten und Performance der Ultrafiltration

Die UF-Pilotanlage wurde über einen Zeitraum von ca. 2 Jahren betrieben. Dieser Zeitraum lässt sich in 3 Abschnitte unterteilen: eine Einfahrphase, um die biologische Stufe zu optimieren (Oktober 2021 bis Juni 2022). Hierbei stand der UF-Betrieb auf Grund stark schwankender Qualitäten des Kläranlagenablaufs nicht im Fokus. In der zweiten Phase (Juni 2022 bis März 2023) wurde der UF-Prozess in Kombination mit der Flockung und Einbringung der Pulveraktivkohle optimiert. In der dritten Phase (März 2023 bis Februar 24) wurde das Retentat der UF mitsamt der Aktivkohle in die biologische Stufe rückgeführt, um so im Gegenstromprinzip die Auswirkungen auf die biologische Stufe und die Eliminationsleistung von Spurenstoffen zu untersuchen.

Abbildung 1.1-35 zeigt die UF-Leistung für die optimierten Parametereinstellungen im Inline-Verfahren. Die erzielte kontinuierliche Flächenbelastung (Flux) lag hier bei 60 L/(m²h) bei einer Filtrationszeit von 40 Minuten. Die Chemische Reinigung wurde einmal pro Tag mit einer alkalischen Lösung bei pH 12,0 gefolgt von einer sauren Lösung bei pH 2,3 durchgeführt. Der alkalischen Lösung wurden 20 ppm Cl in Form von NaOCl zugefügt. Insgesamt konnte eine Permeat-Ausbeute von 91,2 % erzielt werden. Der Flockungsmittelseinsatz lag bei durchschnittlich 2 mg Aluminiumwirks substanz pro Liter. Die Pulveraktivkohle wurde abwechselnd zum Flockungsmittelseinsatz im 2-Minutentakt aufgebracht. Ziel der Flockung ist es, die Membran vor organischem Fouling zu schützen und so eine stabile Membranperformanz mit einer guten Rückspülbarkeit sicherzustellen. Währenddessen sollte die Pulveraktivkohledosierung unter optimalen Bedingungen stattfinden, welche die Adsorptionsfähigkeit voll ausnutzen. Bei einer zeitgleichen Dosierung kann potentiell die Flockenbildung die Adsorptionsleistung der PAK beeinträchtigen (Hoffmann et al. 2021). Durch die zeitliche Auftrennung der PAK- und der Flockungsmitteldosierung konnte sowohl ein stabiler Betrieb der Ultrafiltration als auch eine wirksame Adsorption erreicht werden. Dieses Prinzip lässt sich außerdem beim Upscaling auf mehrstraßige Systeme mit einer zentralen Dosierung anwenden.

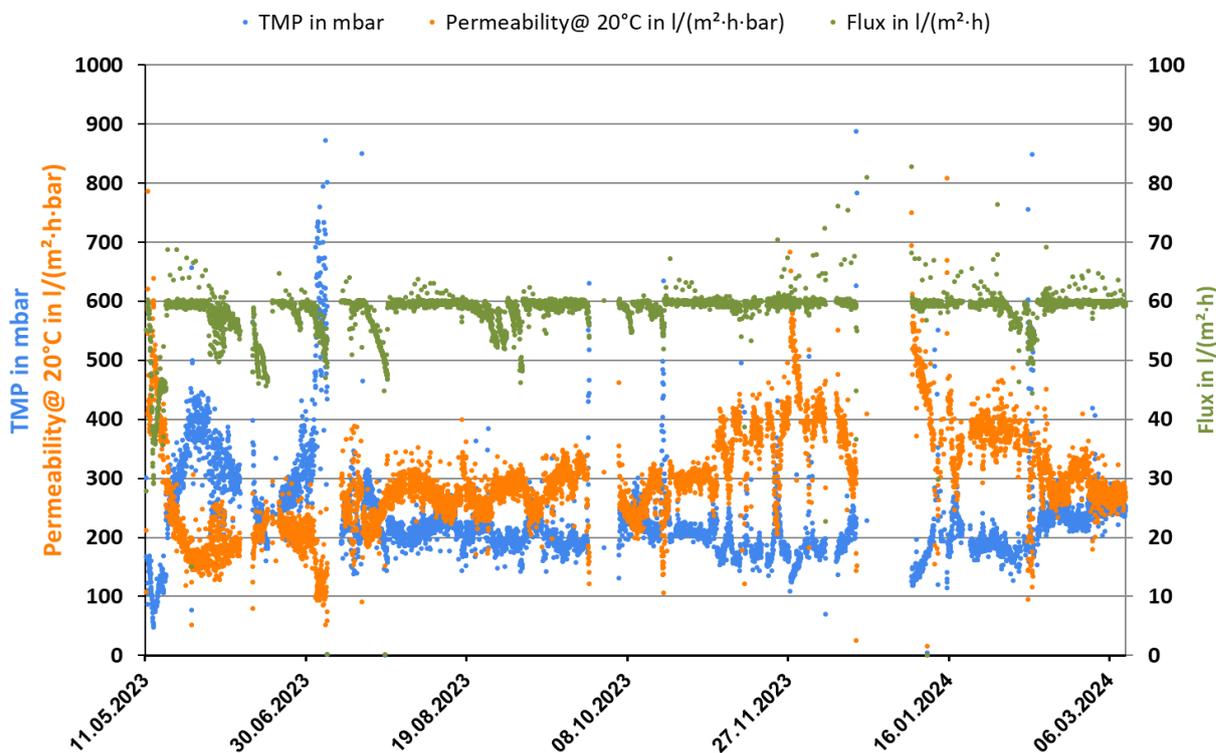


Abbildung 1.1-35 PAK-Inline Dosierung für eine Straße mit optimierten Parametereinstellungen

Abbildung 1.1-35 zeigt einen Permeabilitätsverlauf im Bereich von 100 bis 600 L/(m² h bar), im Mittel ergibt sich ein Transmembrandruck (TMP) von ca. 230 mbar, was einem spezifischen Energiebedarf von ca. 0,02 kWh/m³ entspricht. Die Schwankungen im Permeabilitätsverlauf bzw. die Resonanz auf Wasserqualitätsschwankungen waren mit den oben beschriebenen Parametereinstellungen voll reversibel.

In beiden Straßen, die im Ulmer Verfahren betrieben wurden, kamen zwei unterschiedliche Membrantypen zum Einsatz: die DuPont™ IntegraTec™ Multibore Membran mit 7 Kanälen mit einem Innendurchmesser von 0,9 mm, hier fortan genannt klassische Multibore™, sowie DuPont™ IntegraTec™ Multibore™ PRO mit 19 Kanälen und einem Innendurchmesser von je 0,7 mm, fortan genannt Multibore™ PRO. Die Parametereinstellungen waren äquivalent zu den oben beschriebenen Einstellungen in der PAK-Inline Straße mit dem Unterschied, dass hier kontinuierlich geflockt wurde. Abbildung 1.1-36 zeigt den Permeabilitätsverlauf von beiden Membrantypen über einen Zeitraum von ca. einem halben Jahr. Die Multibore™ PRO wurde hier zu Beginn des gezeigten Zeitraums eingebaut. Nach einem initialen Abfall der Permeabilität gleicht sich diese schnell an das Permeabilitätsniveau der klassische Multibore™ an und verhält sich im weiteren Verlauf nahezu kongruent im Sinne von Resonanzen aus Schwankungen in der Zulaufqualität. Im Mittel stabilisiert sich die Multibore™ PRO auf einem ca. 20% höheren Permeabilitätslevel. Die beobachtete Varianz liegt im normalen Bereich für ein Pilot-system, das von sensiblen und nicht vollständig kontrollierbaren Bedingungen wie gleichbleibender Flockung oder chemischer Reinigung beeinflusst wird. Zusammenfassend lässt sich sagen, dass beide Membranen stabil arbeiten und ein effektiv reversibles Foulingverhalten aufweisen.

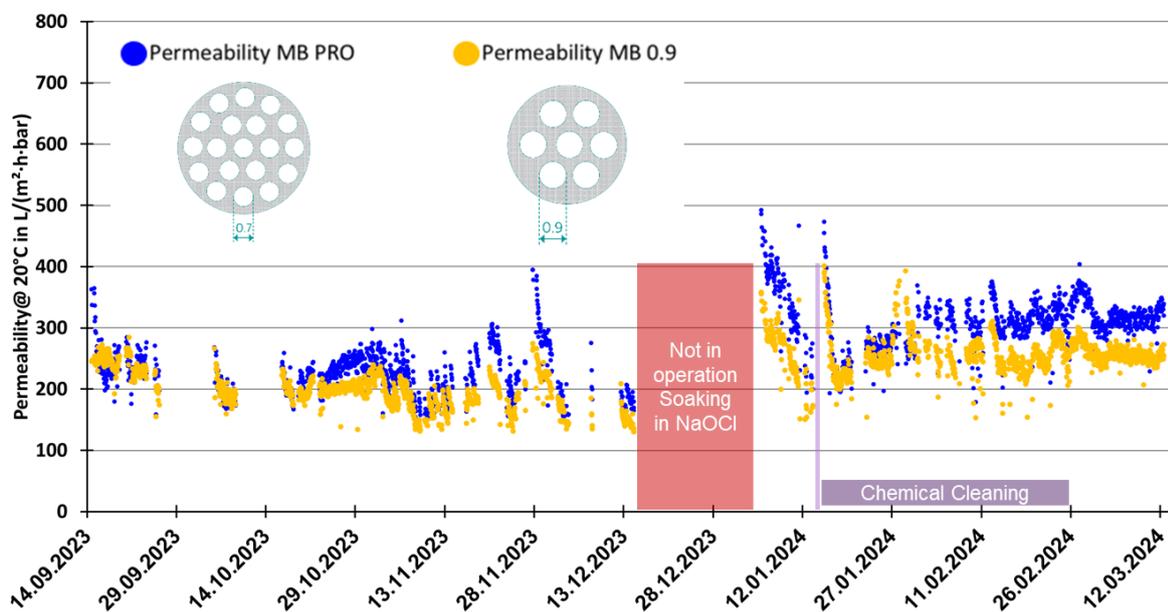


Abbildung 1.1-36 DuPont™ IntegraTec™ Multibore™ und Multibore™ PRO Membranen

Nach Abschluss der aktiven Pilotierungsphase wurden die eingesetzten Membranen im Labor der Inge GmbH bezüglich Integrität und dem Rückhalt von MS2 Viren getestet, um mögliche Defekte zu identifizieren bzw. die Beständigkeit der Membran für die durchgeführten Versuche zu validieren. Im Ergebnis wurden alle Druckhalteversuche mit weniger als 10mbar/min Druck-

abfall bestanden. Ebenso lagen die MS2-Rückhalteversuche im Ergebnis über einer logarithmischen Rückhaltstufe von mindestens (LRV)>4 mit je 3 Messpunkten je gemessener Membran. Somit konnten keine Defekte festgestellt werden.

Im Hinblick auf den Betrieb der eingesetzten von innen nach außen betriebenen Ultrafiltration lässt sich zusammenfassen, dass beide Prozesskombinationen, der vorgeschaltete Kontaktreaktor im Ulmer-Verfahren, sowie die PAK-Inline-Dosierung, in einem stabilen Prozess resultieren. Insbesondere konnte bei abwechselnder Dosierung von Fällmittel und PAK ein stabiler Betrieb des PAK-Inline-Verfahrens demonstriert werden. Beide eingesetzten Membrantypen, die klassische Multibore™ sowie die Multibore™ PRO ermöglichten einen stabilen Betrieb mit im Vergleich zur Literatur hohen Permeabilitäten für diesen Anwendungsfall (Löwenberg?).

1.1.4.3 Erzielte Wasserqualität und weitere Ergebnisse

Im Folgenden werden die erzielten Ergebnisse in Hinblick auf die erreichten Wasserqualitäten anhand ausgewählter Schadstoffkategorien dargestellt.

Wasserqualität gemäß Anforderungen an die Wasserwiederverwendung

Die Verfahrenskette erreicht in allen Probenahmen die vier gemäß EU VO 2020/741 geforderten Qualitätsanforderungen zur Betriebsüberwachung (Abbildung 1.1-37). Die Trübungswerte aus den 24h-Mischprobenahmen entsprachen nicht den Erwartungswerten (< 1 NTU), mögliche Gründe hierfür werden im Absatz „Trübung“ gesondert diskutiert, vermutlich ist dies auf ein zu großes Probenalter zum Zeitpunkt der Trübungsmessung zurückzuführen. Im Diagramm für die TSS Konzentrationen sind die Werte der Bestimmungsgrenzen gezeigt, welche vom in der Analyse verwendeten Probenvolumen abhängig sind. Tatsächlich sind deutlich niedrigere TSS Konzentrationen zu erwarten.

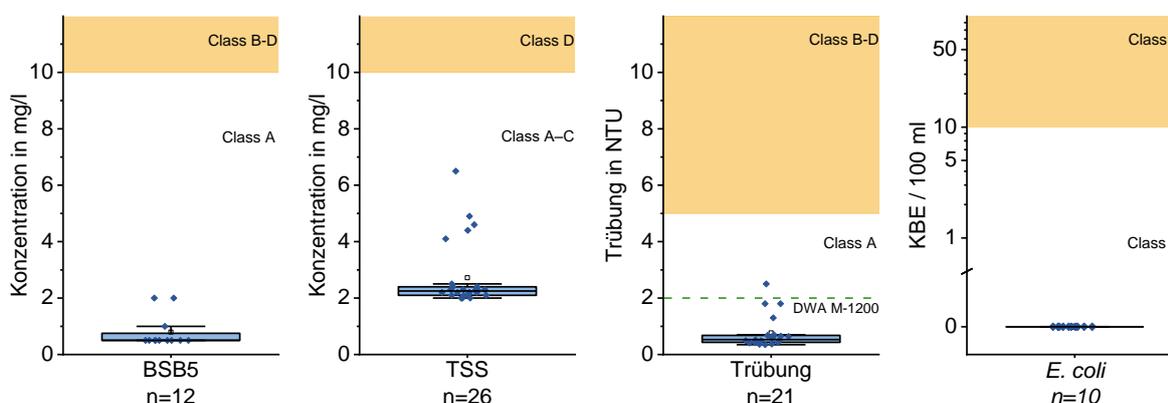
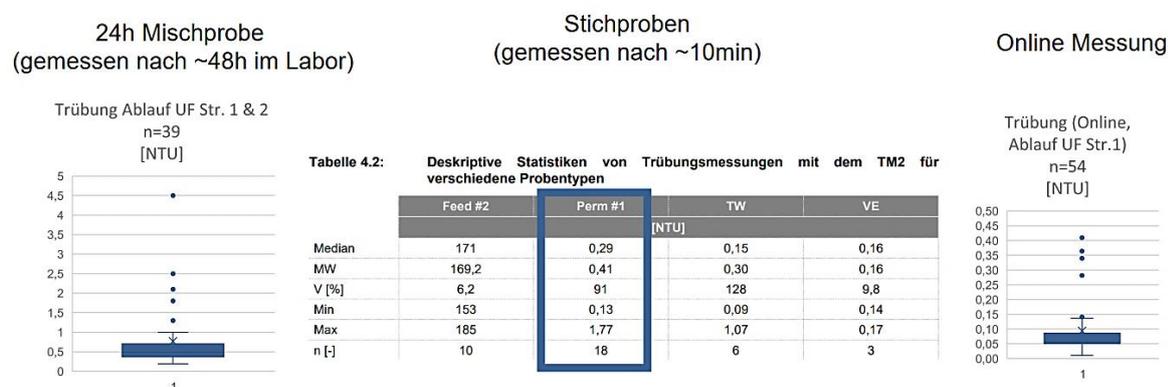


Abbildung 1.1-37: Wasserqualität für die vier gemäß EU VO 2020/741 geforderten Parameter BSB₅ (gezeigte Werte sind Bestimmungsgrenzen, wahre Werte sind kleiner zu erwarten), TSS (bestimmt als AFS, gezeigte Werte sind Bestimmungsgrenzen, wahre Werte sind kleiner zu erwarten), Trübung (gemessen aus der 24h Mischprobe) und E. coli.

Trübung

Die Trübungsmessungen aus den 24h Mischproben zeigen Werte auf, welche nicht den Erwartungswerten des Membranherstellers (Trübung < 1 NTU) entsprechen (siehe Abbildung 1.1-38, links). Zusätzlich (im Rahmen einer anderweitigen Untersuchung) durchgeführte Probenahmen (Stichproben) zeigen ebenfalls höhere Werte. Erst eine Messung des UF Permea-

tes mit Online Trübungsmessgeräten zeigt eine Wasserqualität im erwarteten Bereich. Aufgrund der zeitlichen Unabhängigkeit der Proben ist kein Direktvergleich möglich, die Ergebnisse geben Hinweise darauf, dass die Trübung aus Stich- und Mischproben höhere Trübungswerte aufweisen kann. Die EU VO 2020/741 erfordert zur Einhaltung des Trübungsgrenzwertes eine kontinuierliche Überwachung. Grund für erhöhte Trübungswerte in den Stich- und Mischproben könnten durch Abkühlung bedingte Ausfällungen gelöster und kolloidaler Stoffe sowie zeitversetzte Ausfällungen durch Nachwirkungen von Flockungsmittel im Permeat sein.



Achtung: die gezeigten Ergebnisse sind nicht zeitgleich/anhand der selben Proben entstanden!!

Abbildung 1.1-38: Trübungsmesskampagnen an der UF Pilotanlage (Zeitunabhängig).

Elimination organischer Spurenstoffe

Vorauswahl geeigneter Pulveraktivkohlen

Vor Beginn der Pilotierung wurden anhand von Laborversuchen möglichst geeignete Pulveraktivkohlen für die Verwendung in der Pilotanlage ausgewählt. Dabei kamen folgende Auswahlkriterien zum Einsatz:

- Die Pilotierung sollte mit marktverfügbaren Produkten durchgeführt werden
- Es sollen zwei möglichst unterschiedliche Korngrößen von hinsichtlich der adsorptiven Eigenschaften möglichst ähnlichen Aktivkohleprodukten verwendet werden (Auswahl von einem feinen und einem konventionellen Produkt aus der gleichen Produktreihe vom selben Hersteller)

Die Bewertung der adsorptiven Eigenschaften wurde anhand der im Labor untersuchten Adsorptionskinetikkonstanten bewertet. Dazu wurden Schüttelversuche in Anlehnung an (VSA 2019) durchgeführt. Es wurden jedoch keine konventionellen Adsorptionsisothermen aufgenommen, sondern bei einer einzigen Dosiermenge nach definierten Zeitpunkten Proben genommen, um das Zeitverhalten der Adsorption bewerten zu können. Die Adsorptionsleistung wurde anhand des SAK_{254} beurteilt. Aus dem Zeitverhalten wurden für die ersten fünf Messpunkte Kinetikkonstanten erster-Ordnung durch Linearisierung von Formel 3 mit anschließender Bestimmung der Steigung einer erzeugten Regressionsgeraden bestimmt.

Formel 3: Kinetikmodell 1. Ordnung:

$$\frac{dq}{dt} = k (q_e - q_t)$$

mit

q ... Beladung

t ... Zeit

k ... Kinetikkonstante

q_e ... Gleichgewichtsbeladung

q_t ... Beladung zum Zeitpunkt t

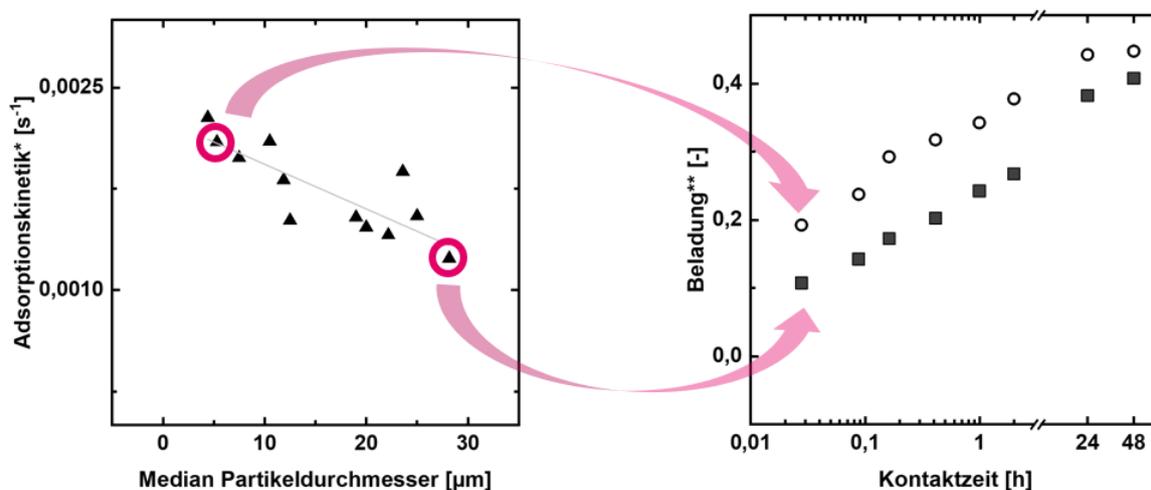


Abbildung 1.1-39: Links: Vergleich der Adsorptionskinetikkonstanten, basierend auf dem Surrogat SAK₂₅₄, von zwölf markverfügbaren Aktivkohleprodukten. Markiert sind die zwei ausgewählten Produkte. Rechts: Darstellung des Adsorptions-Zeitverhaltens für die zwei ausgewählten Produkte.

Die ausgewählten Produkte besitzen eine Korngröße von 28 μm respektive 5 μm im Median-durchmesser D_{50} auf, wobei die feinere der beiden Kohlen eine fast doppelt so große Kinetikkonstante aufweist, wie das konventionelle, grobe Produkt (Siehe Abbildung 1.1-39). Die gewählten Produkte erfüllten am ehesten die oberhalb genannten Anforderungen, es handelt sich um die Chemviron Carbon Pulsorb WP 260 und die Chemviron Carbon Pulsorb WP 260 UF. Die Kohlen wurden einmalig chargiert, sodass während der Pilotierung keine Chargenwechsel vorliegen. Es ist nicht gesichert nachvollziehbar, ob die beiden Produkte aus derselben Muttercharge stammen.

Adsorptionsverhalten in den halbtechnischen Versuchen

Zur Findung einer geeigneten Aktivkohledosis für die verschiedenen Verfahren wurden Dosis-Wirkungsversuche in der halbtechnischen Anlage durchgeführt. Hierbei wurden drei Adsorptionsseitige variablen untersucht: die mittlere Korngröße der Aktivkohle, die Dosis (normiert auf den DOC-Gehalt des Wassers sowie die hydraulische Aufenthaltszeit in der Rohrleitung (In-line-Verfahren) bzw. im Kontaktreaktor (mod. Ulmer Verfahren) zwischen PAK-Dosierung und Membranmodul. Abbildung 1.1-40 zeigt beispielhaft die Abhängigkeiten der Elimination von

Benzotriazol von den drei oberhalb genannten Variablen für die gesamte Verfahrenskette in der Betriebsphase ohne PAK-Rückführung. Die Grafik zeigt, dass das Inline-Verfahren mit feiner PAK grundsätzlich ähnlich gute Eliminationsleistungen aufweisen kann, wie das Ulmer Verfahren mit grober PAK (linkes Diagramm). Die Abhängigkeit der Eliminationsleistung von der DOC spezifischen Dosis ist hierbei gut erkennbar (mittleres Diagramm). Die Abhängigkeiten von der Hydraulischen Verweilzeit (HRT) hingegen folgt nicht dem physikalisch zu erwartenden Trend: „Mehr Kontaktzeit bedeutet bessere Eliminationsleistung“ (rechte Abbildung). Dies kann durch eine Überlagerung durch den Dosisseffekt erklärt werden (siehe Einfärbung der Messpunkte). Generell gilt es kritisch zu hinterfragen, ob die reine hydraulische Aufenthaltszeit vor der Membran ein geeignetes Maß zur Beurteilung darstellt, da die Aktivkohle auch nach Abtrennung auf der Membran in Form eines Filterkuchens für Adsorptionsvorgänge zur Verfügung steht. Dieser Effekt ist in der Literatur bisher nicht uneindeutig quantifiziert worden, weshalb eine Verrechnung mit der hydraulischen Aufenthaltszeit nicht durchgeführt werden konnte. Die hier diskutierten Eliminationsleistungen beziehen sich stets auf Wasserqualitäten, welche beide Einflüsse (hydraulische Kontaktzeit und Zeit auf der Membranoberfläche) beinhalten. Weitergehende Ergebnisse können in (Zimmermann et al. Submitted) nachgelesen werden.

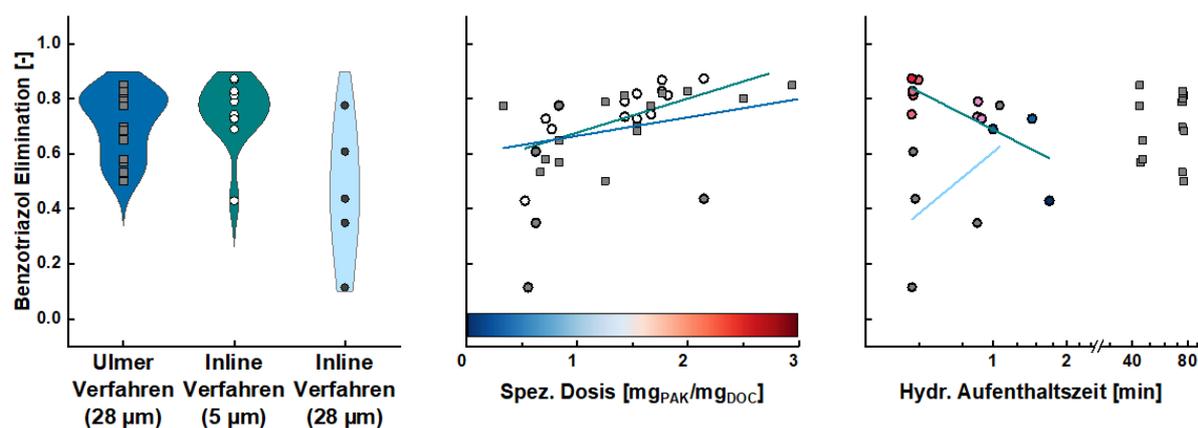


Abbildung 1.1-40: Abhängigkeit der Eliminationsleistung von Benzotriazol von drei Variablen mit Bedeutung für den Adsorptionsprozess über die gesamte Prozesskette aus Biologie + PAK-Dosierung + Membranfiltration.

Eine Versuchsreihe zur Untersuchung vom Einsatz grober Kohle im Inline-Verfahren zeigt, dass die Eliminationsleistung hier deutlich geringer ist, unter bestimmten Bedingungen jedoch ggf. auch mit grober Kohle eine hohe Eliminationsleistung erreicht werden kann (hellblaues Violinendiagramm). In der Phase mit PAK-Rückführung konnte sich jedoch nicht bestätigen, dass eine 80%ige Spurenstoffelimination mit groben PAKs in den vorherrschenden Dosen und Aufenthaltszeitregimen realisierbar ist.

In einer zweiten Versuchsphase wurde auf der Membran abgetrennte Pulveraktivkohle in die Biologische Stufe der HtK zurückgeführt, um die aus den Laborversuchen bekannten Restbeladungskapazitäten auszunutzen. Dies spiegelt sich in dem in Abbildung 1.1-41 erkennbarem PAK-Bedarf zum Erreichen einer 80%-igen Spurenstoffelimination (Mittlere Eliminationsleistung nach (KomS-BW 2018)) wider, welcher sich durch die Rückführung von ca. 2 mg_{PAK}/mg_{DOC} auf ca. 0,7 mg_{PAK}/mg_{DOC} verringert. Das Inline-Dosierverfahren mit PAK-Rückführung in die Biologie bildet somit nachweislich eine Alternative zu bestehenden Pulveraktivkohleverfahren zur Spurenstoffelimination, welches mit dem hier genannten PAK-Bedarf den PAK-Bedarf der Bestandsverfahren laut DWA M-285-2 nochmals unterschreitet (vergleiche

Tabelle 1.1-11). Details zu den Auswirkungen der PAK-Rückführung auf den Prozess, die Wasserqualität und die daraus resultierende Bedeutung für das Prozessdesign und dessen Wirtschaftlichkeit werden detaillierter in einer geplanten separaten Veröffentlichung behandelt.

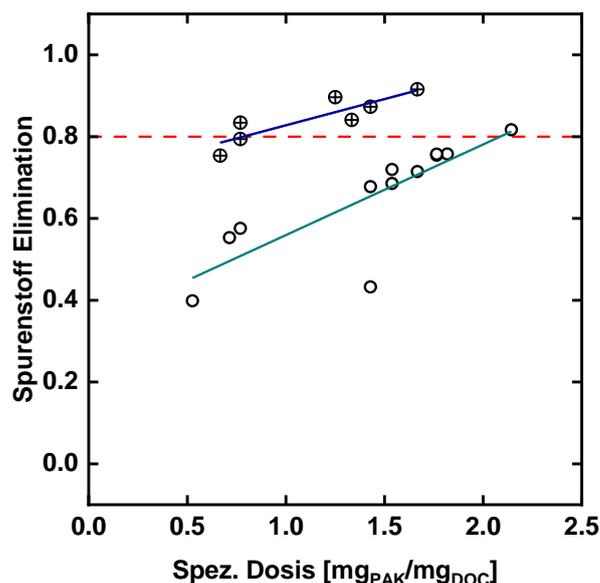


Abbildung 1.1-41: Vergleich der PAK-Dosis-Wirkungsbeziehung im Inline-Verfahren in der Versuchsphase ohne PAK-Rückführung (schwarze Kreise, grüne Ausgleichsgerade) mit der Versuchsphase mit PAK-Rückführung (Schwarze Kreise mit Kreuz, blaue Ausgleichsgerade). *Die Eliminationsleistung ist hier anhand der Substanzliste B nach Kompetenzzentrum Spurenstoffe Baden-Württemberg dargestellt.

Bei der Beurteilung des Aktivkohlebedarfes sollte jedoch kritisch berücksichtigt werden, welche Substanzauswahl zur Bewertung herangezogen wird, da diese einen teilweise großen Einfluss auf die erreichte Eliminationsleistung bedeuten kann (Wunderlin et al. 2024). Zur Vergleichbarkeit mit der PAK-Bedarfstabelle nach DWA wurde in Abbildung 1.1-41 die Auswahl nach KomS-BW 2018 herangezogen. Die EU-Substanzauswahl resultiert (je nach Auswahlkriterien) ggf. in größere Aktivkohlebedarfe.

Tabelle 1.1-11: Benötigte DOC spezifische Aktivkohledosis zum Erreichen einer 80%-igen Spurenstoffelimination je Verfahrensdesign gemäß DWA M 285-2

Verfahren	PAK-Bedarf [mgPAK/mgDOC]
Ulmer Verfahren	1
„Dosierung vor einen Filter“	1,5
Simultandosierung	< 2,5

Auswirkungen von Pulveraktivkohlerückführung auf die Biologische Stufe

Die Rückführung von Pulveraktivkohle in die biologische Stufe ist nur im Falle einer Klärschlammverbrennung sinnvoll, da sonst die abgetrennten Mikroschadstoffe zusammen mit dem Klärschlamm bspw. bei der Düngung von landwirtschaftlichen Flächen wieder in die Umwelt freigesetzt würden. Die Rückführung bringt aber der Literatur zu Folge positive Auswirkungen auf den biologischen Prozess mit sich (Bastian 2023). Es wurde untersucht, ob sich diese positiven Auswirkungen in ihren Grundsätzen auch in der hier untersuchten Pilotanlage wiederfinden lassen. Dazu wurden qualitative und quantitative Untersuchungen durchgeführt.

Die PAK wird in den Kapillaren der Hohlfasermembran abgetrennt und bildet zusammen mit den suspendierten Stoffen und dem Flockungsmittel einen röhrenförmigen Filterkuchen. Dieser Filterkuchen wird beim Rückspülen der Membran aus dem Modul ausgespült und durch eine separate Förderpumpe in den biologischen Prozess geführt. Bei diesem Vorgang zerfällt der Filterkuchen in kleinere Bestandteile, teilweise sind Kompartimente von ca. 1-3 mm Größe im Belebtschlamm wiederzufinden (Siehe Abbildung 1.1-42b). Ein Großteil der PAK zerfällt jedoch vermutlich in kleinere Partikel. Der Belebtschlamm wird hierdurch deutlich dunkler, als ein konventioneller Belebtschlamm (Siehe Abbildung 1.1-42a). Die Einlagerung der PAK in Belebtschlammflocken kann unter dem Mikroskop betrachtet werden (Siehe Abbildung 1.1-42c).

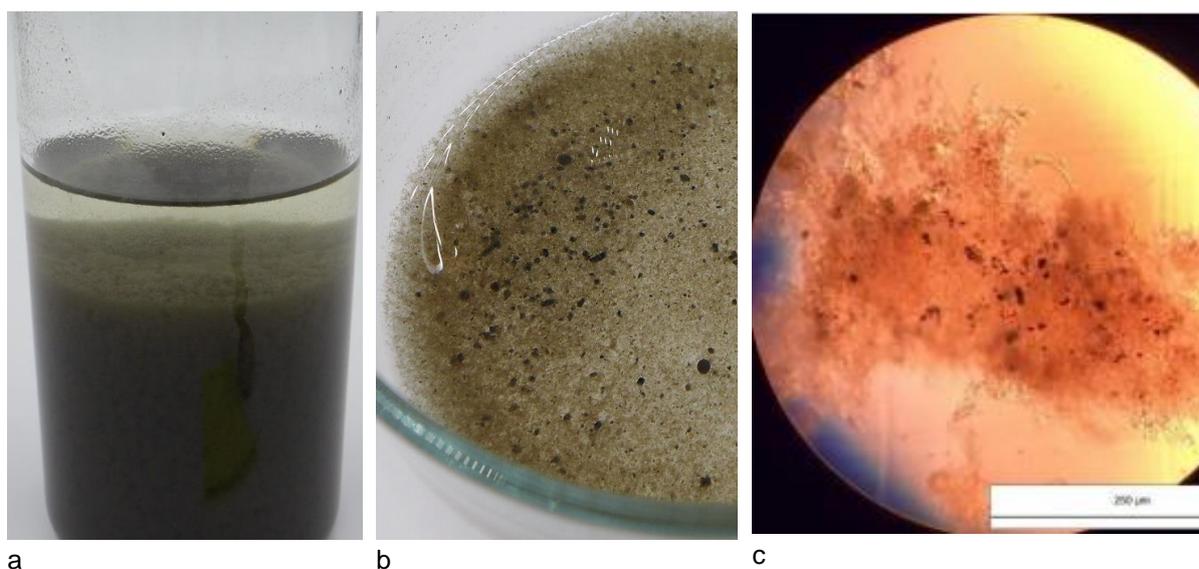


Abbildung 1.1-42: Belebtschlamm bei Rückführung teilbelasteter PAK aus einer nachgeschalteten Stufe mit PAK Dosierung und Ultrafiltration (Inline Dosierverfahren, 20 mg_{PAK}/L) in die biologische Kläranlage.

Die Einbindung von PAK in den belebten Schlamm führt einerseits zu einer Beschwerung der Belebtschlammflocken durch die PAK, darüber hinaus sinkt die Fädigkeit des Belebtschlammes mit PAK (Siehe Abbildung 1.1-43b) im Vergleich zu Belebtschlamm ohne PAK (Siehe Abbildung 1.1-43a). Teilweise bilden sich Belebtschlamm-Agglomerate mit erhöhter Granularität aus (Siehe Abbildung 1.1-43c).

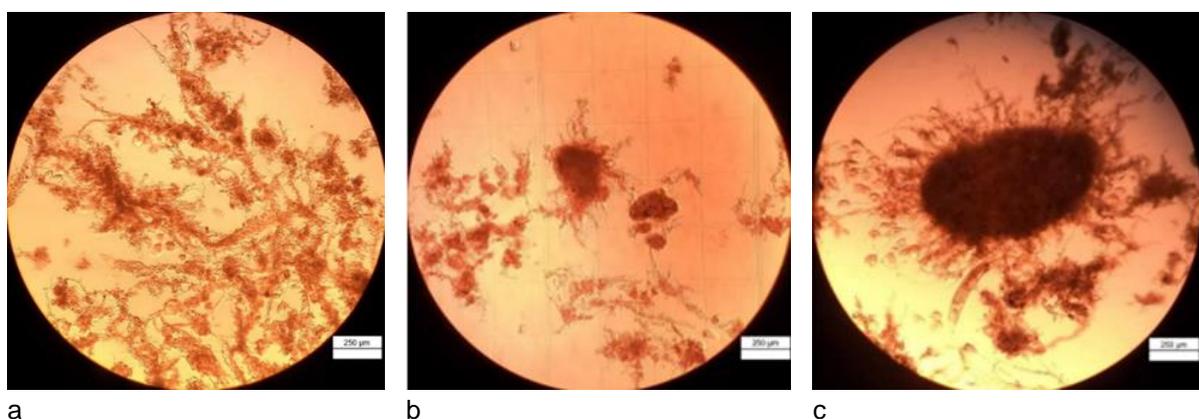


Abbildung 1.1-43: Mikroskopien von Belebtschlammproben aus der Referenzstraße ohne PAK (a); aus der Straße 2 Ulmer Verfahren bei einer Dosierung von 10 mg/L grobe PAK (b) und (c)

Der qualitative Nachweis für eine Veränderung der Belebtschlammigenschaften wurde durch Experimente zur Quantifizierung des Schlammvolumenindex (ISV) ergänzt (Siehe Abbildung 1.1-44). Für eine ausgewählte Anzahl Proben bestätigt sich der vermutete, positive Effekt der PAK-Rückführung auf die Schlammigenschaften. Der ISV, welcher ein Maß für die Absetzbarkeit des Schlammes darstellt ist durch die PAK-Rückführung gesunken, was für eine verbesserte Absetzbarkeit spricht. Dieses Ergebnis stützt den Eindruck des Betriebspersonales, dass die biologische Stufe seit der Rückführung der Pulveraktivkohle subjektiv stabiler lief. Aufgrund großer Unterschiede im ISV im zeitlichen Verlauf, insbesondere auch bei der Referenzstraße, halten die Autoren die gezeigten Ergebnisse zwar für qualitativ richtig, die Effektgröße (Verbesserung um 30-40 ml/g je nach Verfahren) sollte jedoch kritisch beurteilt werden.

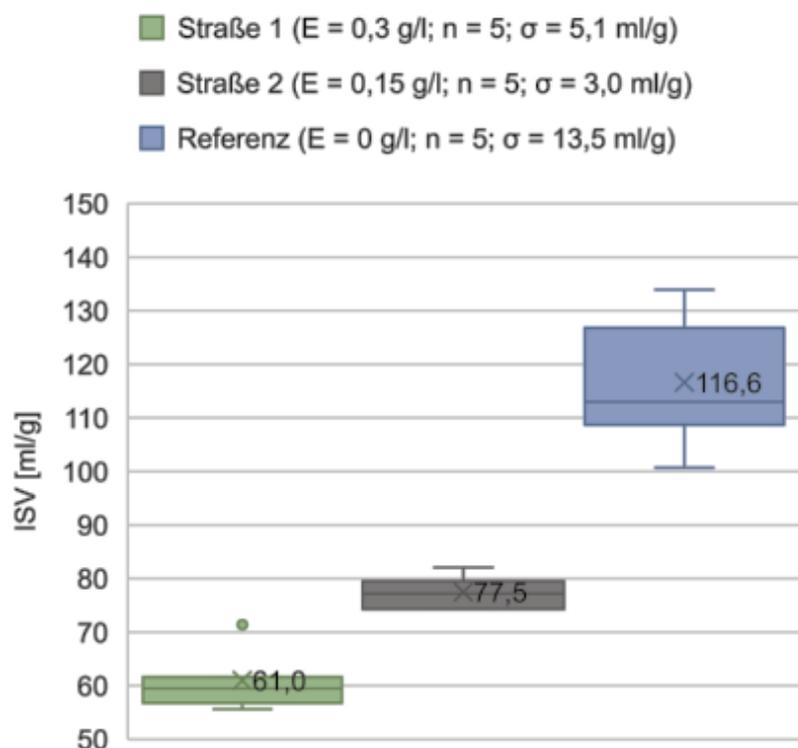


Abbildung 1.1-44: Schlammvolumenindex in Straße 1 (bei Dosierung von 20 mg/L feiner PAK in der nachgeschalteten Stufe), Straße 2 (bei Dosierung von 10 mg/L grober PAK in der nachgeschalteten Stufe) und in der Referenzstraße ohne PAK-Dosierung. Der Erwartungswert E beschreibt den über eine instationäre Massenbilanz (angelehnt an perfekt durchmischte Reaktoren) berechnete zu erwartende PAK-Konzentration in den Becken, bei der jeweiligen Dosiermenge.

Die Ablaufqualität der biologischen Stufe verbessert sich in Hinblick auf adsorptionsrelevante Parameter. Zu diesen Parametern zählen Summenparameter für Kohlenstoffverbindungen (CSB, DOC, SAK₂₅₄), sowie die ausgewählten Spurenstoffe. Es wird vermutet, dass die Abbauleistung hierbei nicht einzig durch Ausnutzung von verbleibenden Adsorptionskapazitäten auf der rückgeführten Kohle verbessert wird, sondern auch durch eine Verbesserung des biologischen Prozesses und seiner Abbauleistung. Die PAK kann für die Dauer des Schlammalters als Aufwuchskörper dienen, wodurch ggf. Synergien zwischen adsorptiver Bindung und biologischem Abbau, wie sie auch in GAK-Filtern vermutet werden, stattfinden können. Eine weitergehende Beurteilung dieser Phänomene ist aufwändig und hat im Rahmen dieses Projektes nicht stattgefunden.

Partikelmesstechnik zur Integritätskontrolle

Um eine sichere Einhaltung der geforderten Wasserqualität zu gewährleisten ist eine Intaktheit der Membran zu gewährleisten. Damit Defekte nicht erst in Laboranalysen auffallen, werden in Ultrafiltrationsmembrananlagen üblicherweise regelmäßig automatisierte Integritätstests durchgeführt. Bei solchen Integritätstests wird das Membranmodul mit Druckluft beaufschlagt und über eine Zeitdauer der Druck auf Feedseite und Permeatseite gemessen. Ist die zeitliche Änderung des Druckunterschiedes zwischen Feedseite und Permeatseite geringer als ein bekannter Wert, so kann auf eine integre Membran rückgeschlossen werden. Während dieses Tests steht die Anlage bzw. das jeweilige Modul nicht für den Filtrationsbetrieb zur Verfügung. Die Anzahl und Dauer der Tests stehen also in direkter ökonomischer Konkurrenz zum Filtrationsbetrieb und werden daher in der Praxis nur so selten wie notwendig durchgeführt. Eine mögliche Alternative zu den Druckhaltetests bildet eine online oder quasi-online Partikelmessung. Diese kann ohne Unterbrechung des Filtrationsbetriebes durchgeführt werden, indem eine geeignete Messtechnik auf der Permeatseite der Anlage installiert wird. Die Partikelmesstechnik muss hierbei einen geeigneten Partikelgrößen-Messbereich abdecken, um Partikeldurchtritte durch Membrandefekte erkennen zu können. Als geeignet erscheint hierfür zunächst ein Messbereich, welcher den Bereich der nominalen Porengröße der Membran (hier: $0,02\ \mu\text{m}$) abdeckt. Partikelmessgeräte mit solchen Messbereichen existieren, sind jedoch häufig nicht für den Feldbetrieb bzw. die (quasi-)online Messung geeignet.

In dieser Untersuchung wurden daher zwei Messgeräte herangezogen, welche stattdessen einen Partikelgrößenbereich im μm -Bereich abdecken, dafür jedoch prinzipiell zur Online Überwachung einsetzbar sind. Sie sind folglich nur in der Lage Defekte zu erkennen, welche in einer Größe vorliegen, die über die untere Messgrenze des Messgerätes hinausragen. Dies genügt im vorliegenden Fall also lediglich für eine Defekterkennung für Defekte, welche μ -Partikel (z.B. Bakterien) hindurchlassen. Kleinere Defekte, welche ggf. bereits Virenvertreter hindurchlassen könnten, werden nicht abgedeckt. Ein Online-Monitoring der Class A Validierungsanforderungen ist mit den gewählten Messgeräten also nicht möglich, eine Überwachung zur Integritätskontrolle für den *E. coli* Rückhalt hingegen schon.

Die gewählten Messgeräte sind ein Beckmann Coulter Counter (Messprinzip: Potentialmessung bei Kapillardurchtritt von Partikeln) und ein PAMAS GO Partikelzählgerät (Messprinzip: Laserbeugung) (Details siehe Tabelle 1.1-12). Als Referenzverfahren wird die Online-Trübungsmessung herangezogen. Die Experimente finden insb. Anlehnung an (Krahnstöver et al. 2019). Neu ist neben der Auswahl der hier untersuchten Geräte auch der Einfluss von Pulveraktivkohle, welcher zu höheren Partikelkonzentrationen im feedseitigen Wasser führt und somit ggf. geringere Defektvolumenströme für eine Detektion erfordert.

Tabelle 1.1-12: Eigenschaften der untersuchten Partikelmessgeräte

Messgerät (Name in Bericht)	Coulter Counter	Laserbeugungsmessgerät
Typenbezeichnung	Multisizer™ 3	PAMAS S4031 GO
Hersteller	Beckmann Coulter GmbH	PAMAS GmbH Partikel- mess- und Analysesys- teme
Messprinzip	Impedanzverfahren (gemäß ISO 13319-1)	Laserbasierte Streulicht- messung (ISO 21501-2)
Messbereich	0,6 bis 18 µm (mit 30µm Aperture) 2 bis 60 µm (mit 100µm Aperture)	0,5 bis 20 µm

Voruntersuchungen mit Trübungsmessgeräten verdeutlichen, dass das Membranpermeat nicht vollständig Trübungsfrei (und somit Partikelfrei) ist, auch wenn dieses optisch den Eindruck erweckt. Es liegen gelöste und kolloidale Verunreinigungen vor, aber ggf. auch partikuläre Stoffe, wie bspw. zeitlich verzögerte chemische Fällungs-Produkte aus der Zugabe des Al-basierten Flockungsmittels, oder sich ablösende Stücke eines permeatseitig gebildeten Biofilmes. Bei der Beurteilung von Defekten muss auf dieses „Grundrauschen“ im Permeat Rücksicht genommen werden. Deshalb wurde für die Partikelmessgeräte anhand einer größeren Anzahl Proben (siehe nachfolgende Diagramme) ein Mittelwert des Grundrauschens ermittelt wurde (unterhalb genannt „Baseline“). Messsignale von potentiellen Defekten können statistisch gesichert erst dann als solche identifiziert werden, wenn diese eine aus dem Grundrauschen ermittelte Nachweisgrenze (engl.: Level of Detection LOD) überschreiten. Eine Quantifizierung des Messsignales ist erst dann statistisch gesichert möglich, wenn auch die höher liegende Bestimmungsgrenze (engl. Level of Quantification LOQ) überschritten ist. Die LOD und LOQ wurden spezifisch für diese Anlage aus der Baseline berechnet.

Anschließend wurden mit beiden Partikelmessgeräten Verdünnungsreihen von Membranfeed (inkl. PAK-Dosierung) in Membranpermeat gemessen, um herauszufinden, welche Verdünnungsstufe noch gesichert detektiert bzw. quantifiziert werden kann. Messpunkte oberhalb der LOD Linie können dann als statistisch gesicherte „Positivbefunde“ bezeichnet werden. Es fällt auf, dass verschiedene Messkanäle der Partikelmessgeräte unterschiedlich sensitiv zu sein scheinen, sodass eine Betrachtung einzelner Kanäle unterschiedliche Aussagen zulässt.

Der Coulter Counter zeigt eine geringe Detektionsfähigkeit für die beschriebene Messaufgabe auf, bereits eine Verdünnung von 1:20 kann in den meisten Größenkanälen nicht mehr statistisch gesichert von reinem Permeat unterschieden werden (vgl. Abbildung 1.1-45). Einzig in den kleinen Größenbereichen (<1µm) erfolgt eine Unterscheidung vom Grundrauschen. Für eine gesicherte Anwendbarkeit sind weitergehende Untersuchungen notwendig, das Messgerät wird im Folgenden aus Gründen der Praktikabilität nicht weiter untersucht. Dies liegt insbesondere an der notwendigen Probenvorbereitung (Vorfiltrieren zum Verhindern von Verblockungen der Messkapillare, sowie Notwendigkeit der Verdünnung der Proben in Isotonischer Salzlösung für die Anwendbarkeit des Messprinzips), welche einen hohen Aufwand darstellt und die Automatisierbarkeit der Messtechnik im Anwendungsfall „Abwasser“ deutlich erschwert.

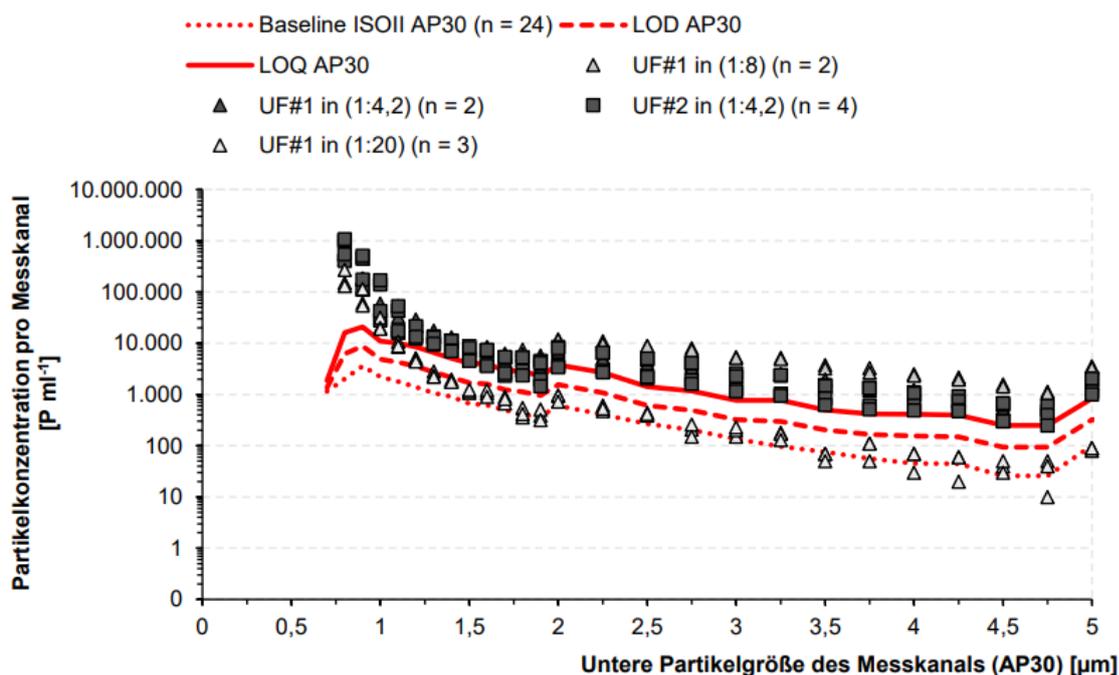


Abbildung 1.1-45: Ergebnisse der Partikelmessung mit einem Coulter Counter einer Verdünnungsreihe von PAK haltigem Membranfeedwasser in Membranpermeat in den in der Legende gezeigten Verhältnissen. In Rot sind die im Text Beschriebenen statistischen Grenzlinien eingezeichnet. Das Messgerät war während der Versuche mit einer $30\mu\text{m}$ Kapillare (AP30) ausgestattet, welche einen Messbereich von $0,8\mu\text{m}$ bis $18\mu\text{m}$ aufweist. Der Messkanal $5\mu\text{m}$ summiert die Partikelzählungen von $5\mu\text{m}$ bis $18\mu\text{m}$.

Im Gegensatz zum Coulter Counter kann das Laserbeugungsmessgerät deutlich größere Verdünnungsstufen statistisch gesichert detektieren (siehe Abbildung 1.1-46). Bei der Bewertung der Ergebnisse fällt auf, dass die Verdünnungen v3 bis v5 nicht die rechnerischen Partikelanzahlunterschiede ihrer Sollverdünnung (Faktor 10) aufweisen. Bei weitergehenden Experimenten sollte eine Verifizierung der Verdünnungen vorgenommen werden, da mit geringer werdenden Partikelkonzentrationen ggf. Adhäsionseffekte an Wände und Gerätschaften relevante Einflüsse auf die Überführung von Partikeln von Verdünnungsstufe zu Verdünnungsstufe besitzen. Diesen Einschränkungen entsprechend konnte mit dem Laserbeugungsmessgerät eine Verdünnung von 1:1.000 statistisch gesichert detektiert werden, für Aussagen über weitere Verdünnungsstufen müssten Experimente wiederholt und ggf. die Methodik angepasst werden.

Durch die hohe Partikelzahl im PAK beladenen Membranfeedwasser sind tendenziell auch kleine Verdünnungen noch mit dem Partikelzählgerät detektierbar. Unverdünntes Feed überschreitet die Detektionsgrenzen des Partikelmessgerätes, da bei zu hohen Konzentrationen Abschattungseffekte die Messung zu sehr beeinflussen. Im Folgenden wurde die Messreihe daher mit einer Startverdünnung von 1:100 begonnen. Für Partikel kleiner $1\mu\text{m}$ können unter Berücksichtigung der Startverdünnung Partikelrückhalte von größer vier log-Stufen nachgewiesen werden.

Für den Einsatz in der Praxis sollte zum einen die Aussagekraft durch den Messbereich berücksichtigt werden zum anderen weitergehende Untersuchungen durchgeführt werden. Defekte bei Anwendungen mit PAK beladenem Abwasser können potentiell einfacher detektierbar sein, als in Anwendungen ohne PAK.

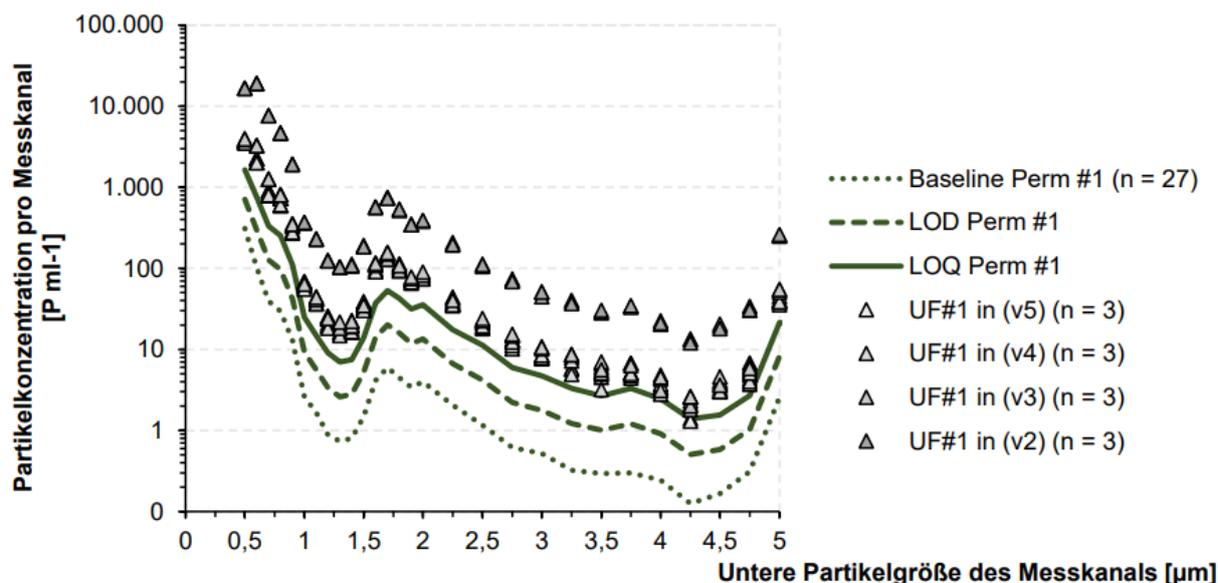


Abbildung 1.1-46: Ergebnisse der Partikelmessung mit einem Laserbeugungsmessgerät einer Verdünnungsreihe von PAK haltigem Membranfeedwasser in Membranpermeat in den in der Legende gezeigten Verhältnissen. In Grün sind die im Text Beschriebenen statistischen Grenzl意思en eingezeichnet. Die Verdünnungsreihe reicht von $v2 = 1:10^2$ bis $v5 = 1:10^5$ Membranfeed in Membranpermeat.

In Hinblick auf die Anforderungen für die Wasserwiederverwendung wäre die Verwendung von Nanopartikelmessgeräten (Messbereich mit unterer Bereichsgrenze von circa 10nm) zu bevorzugen, da diese potentiell auch Verunreinigungen im Größenbereich kleiner Virenvertreter erkennen können. Solche Geräte mit der Fähigkeit zum quasi-Online Betrieb und geeigneten Sensibilitäten zur Erfassung von kleinen Partikelanzahlen waren zur Zeit des Projektes nicht verfügbar. Im Kontext des Partikelrückhaltes sind insbesondere die mikrobiologischen Eliminationsleistungen von Interesse, welche in Kapitel 1.3.2 weitergehend diskutiert werden.

1.1.5 Desinfektion mittels Elektrochlorung nach naturnaher Reinigung

In ländlich geprägten Regionen Europas ist die Infrastruktur häufig nicht sehr gut ausgebaut. Abwasserbehandlung erfolgt häufig dezentral in kleineren Anlagen. In diesem Kontext sind komplexe, Wartungs-intensive, Fachpersonal verlangende Hightech-Anlagen ggf. nicht der nachhaltigste Weg, um eine weitergehende Abwasserreinigung für die Wasserwiederverwendung umzusetzen. In diesem Kontext setzt sich die Literatur häufig mit naturnahen Reinigungssystemen auseinander, welche hervorragende Wasserqualitäten erreichen können, bei geringen Energie-, Betriebsmittel- und Wartungsaufwand (Stefanakis 2020). Um dies leisten zu können benötigt die Technologie einzig viel Fläche, weshalb sie in zentralen Regionen häufig nicht umgesetzt werden kann, im ländlichen Raum hingegen schon. In Deutschland wird aufgrund der geringen Temperaturen im Winter von einem Flächenbedarf von ca. 4 m²/E ausgegangen. In ganzjährig wärmeren Regionen kann dieser Bedarf auf unter 1 m²/E reduziert werden (Ilyas and Masih 2017).

Im Rahmen dieses Arbeitspaketes wurde eine Verfahrenskombination aus naturnaher biologischer Abwasserreinigung mittels einstufiger Pflanzenkläranlage (PfKA) und nachgeschalteter Chlordesinfektion untersucht (vgl. Abbildung 1.1-47). Beschriftet wurde die Verfahrenskombination mit mechanisch vorgereinigtem Abwasser, die Aufgabe der biologischen Abwasserreinigung übernimmt allein die Pflanzenkläranlage.

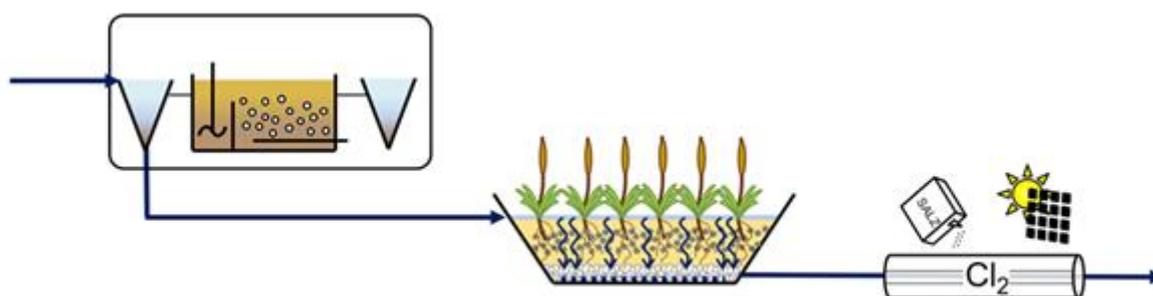


Abbildung 1.1-47: Schematischer Aufbau der Pflanzenkläranlage mit anschließender Elektrochlorung am Standort Aachen

Da die hier angedachte Kombination für einen Einsatz in ländlichen Gebieten konzipiert wurde, war es wichtig, dass dauerhaft kein größerer Betriebs- und Wartungsaufwand erforderlich ist und die Anlage größtenteils autark arbeitet. Deswegen sollte die Anlage auch durch regenerative Energien, wie bspw. Photovoltaik betrieben werden können.

Pflanzenkläranlagen ermöglichen eine sehr effiziente Abwasserreinigung in Hinblick auf gängige Wasserqualitätsparameter (BSB₅, CSB, N). An diese Parameter gestellte Qualitätsanforderungen können in der Regel sicher eingehalten bzw. sogar deutlich unterschritten werden.

Während Pflanzenkläranlagen (PfKA) und Chlordesinfektion in der Literatur bereits für den Einsatzzweck Wasserwiederverwendung beschrieben werden (Otter et al. 2020), ist die hier beschriebene Verfahrenskombination zum einen auf eine Minimierung des Chlorbedarfes zur Desinfektion optimiert, sowie ist der Autarkiegrad der Anlage besonders hoch. Im Rahmen des Projektes sollte mit dieser Verfahrenskombination ein robuster Betrieb, sowie eine gesicherte Einhaltung der Qualitätsanforderungen nachgewiesen werden. Neu hinzu kommt insbesondere auch die Untersuchung des Verhaltens der nach KARL geforderten Mikroschadstoffe bei der Behandlung mit den ausgewählten Technologien.

1.1.5.1 Methodik

Pflanzenkläranlagen

Pflanzenkläranlagen beschreiben bepflanzte Bodenfilter, in denen durch mikrobiologischen Bewuchs des Filtersubstrates ein Abbau von Abwasserinhaltsstoffen stattfindet. Durch eine Kombination verschiedener Wirkmechanismen werden bei der Durchströmung außerdem partikuläre Inhaltsstoffe (darunter Pathogene) aus dem Abwasser zurückgehalten. Pflanzenkläranlagen können auf verschiedene Arten konstruiert und verschiedenartig betrieben werden. Im Rahmen dieses Projektes fokussieren wir uns einzig auf vertikal durchflossene, schwallweise beschickte Pflanzenkläranlagen (Vgl. Abbildung 1.1-48).

Durch das aus der Schwallbeschickung resultierende aerobe Milieu im gesamten Bodenkörper, wird ein effizienter Abbau der organischen Fracht sowie insbesondere die Nitrifikation des Ammoniumstickstoffes gefördert. Eine Denitrifikation ist in vertikal durchflossenen Pflanzenkläranlage kaum vorhanden (Geller and Höner 2003; Stefanakis et al. 2014). Der hohe Sauerstoffgehalt, die relativ lange Aufenthaltszeit und die große Reaktionsfläche ermöglichen hohe Abbauraten von ansonsten biologisch schwer abbaubaren, organischen Substanzen.

Dabei kann es, insbesondere bei schwallbeschickten Anlagen, gelegentlich zu Ausspülungen von z.B. Biofilm, kommen. Sollten die Ablaufparameter für AFS bzw. Trübung nicht sicher eingehalten werden, kann ein nachgeschalteter Sandfilter als „Polishing“-Stufe eingesetzt werden. Mit einer Log-Reduktion von 1-4 (Headley et al. 2013) für vertikal durchströmte Bodenkörper weist die PflKA auch eine nennenswerte Entkeimung des Wassers auf. Die Klasse A Anforderungen der EU VO können damit jedoch nicht sicher eingehalten werden, es bedarf einer nachgeschalteten Desinfektionsstufe.

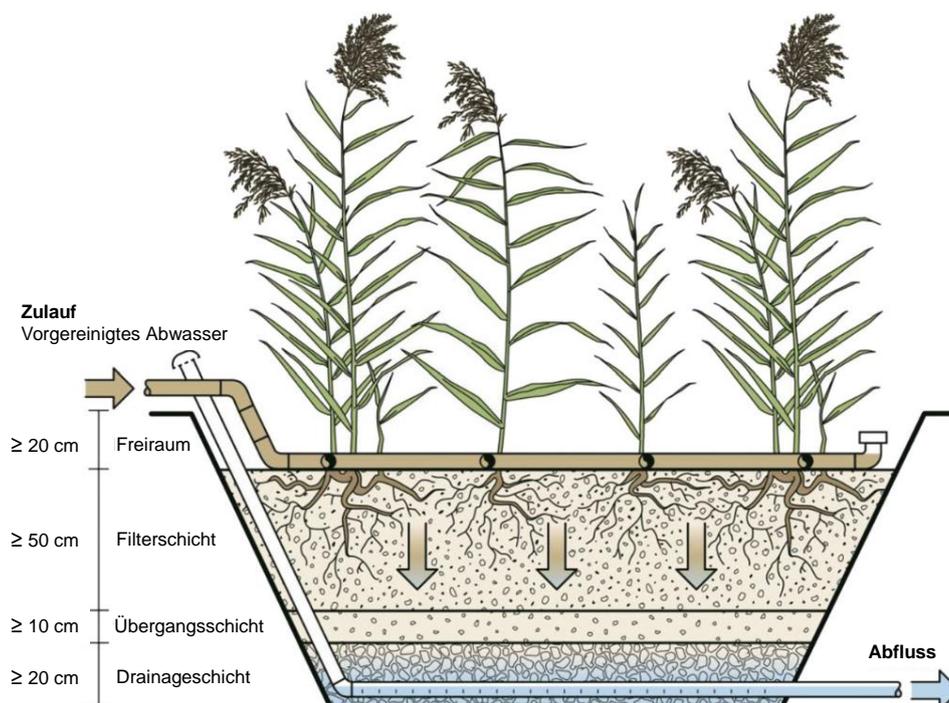


Abbildung 1.1-48: Prinzipschema einer vertikal durchströmten Pflanzenkläranlage (abgeändert nach Dotro et al. 2021)

Im Rahmen von FlexTreat wurde eine PfKA auf dem Gelände der Kläranlage Aachen Soers errichtet. Anders als bei den drei anderen FlexTreat-Standorten, ist die Pilotanlage nicht einem konventionellen Belebtschlammverfahren nachgeschaltet. Das mechanisch aufbereitete Abwasser (Ablauf der Vorklärung) der Großkläranlage Aachen Soers wird allein in der Pflanzenkläranlage biologisch gereinigt.



Abbildung 1.1-49: Pflanzenkläranlage (links, eine von zwei Filtersäulen) sowie Chlorerzeugung und Desinfektionsanlage (rechts).

Die Auslegung, konstruktive Gestaltung und Wahl der Betriebseinstellungen der Pflanzenkläranlage orientiert sich dabei an der Variante „Vertikalfilter mit Sand 0 mm bis 2 mm als biologische Hauptstufe“ gemäß DWA Arbeitsblatt A 262. Der prinzipielle Aufbau kann Abbildung 1.1-48 entnommen werden. Die PfKA wurde in einem Gewächshauszelt wettergeschützt aufgestellt (siehe Abbildung 1.1-49), sodass Einflüsse durch Niederschlagsereignisse auf den Betrieb der Anlage während des Versuchszeitraumes ausgeschlossen werden konnten (die Zusammensetzung des Feedwassers ändert sich jedoch entsprechend der Verdünnung des Regenwetterzulaufes zur Großkläranlage).

Die Pflanzenkläranlage bestand aus zwei baugleichen Filtersäulen mit einer Filteroberfläche von jeweils 3,8 m². Die Filtersäulen bestanden aus einer zuunterst angeordneten 30 cm dicken Drainageschicht aus Kies, in welcher Drainagerohre zur Sammlung und Abführung des behandelten Wassers eingelassen sind. Darüber befindet sich die eigentliche, 65 cm mächtige Filtersandschicht mit einer Korngrößenverteilung von 0–2 mm. Die Oberfläche der Anlage wurde mit Schilf (*Phragmites australis*) bepflanzt.

Die Beschickung der Anlage erfolgte aus einer permanent durchströmten Ringleitung aus dem Ablaufsammelbecken der Vorklärung der Kläranlage Aachen Soers, sodass stets die aktuell in der Kläranlage vorherrschende Abwasserqualität zur Beschickung genutzt werden konnte. Im Versuchszeitraum wurden die beiden Säulen alternierend in einem Rhythmus von 3 h beschickt. Daraus resultiert eine Standzeit von 6 h für jede Schwallbeschickung, welche zur Durchströmung und zum Wiedereinstellen aerober Bedingungen im Filtermilieu ausreicht.

1.1.5.2 Elektrochlorung:

Die Kombination mit einer nachgeschalteten Chlordesinfektion nutzt den Synergieeffekt aus, dass vertikal durchströmte Pflanzenkläranlagen eine nahezu vollständige Umwandlung von Ammoniumstickstoff in Nitrat ermöglichen. Ammonium ist bei der Chlordesinfektion von kommunalem Abwasser der bedeutendste Chlorzehrer (Tchobanoglous et al. 2003). Zur Chlorung mit freiem Chlor muss eine sogenannte Knickpunktchlorung durchgeführt werden. Dabei sind als Faustformel 10 mg Chlor je mg Ammonium notwendig, um eine ausreichende Desinfektionsleistung zu gewährleisten, was die Kapazität von Chlorungsanlagen erheblich reduziert und das Potenzial der Desinfektionsnebenprodukt (DNP)-Bildung erhöht. Mit einer effektiven Reduktion von Ammonium kann die zur Desinfektion benötigte Chlordosis um ein Vielfaches verringert und die effektive Anlagenkapazität somit deutlich erhöht werden.

Bei der Elektrochlorung werden an der Anode einer Elektrolysezelle aus einer Salzlösung (Natriumchlorid, NaCl) reaktive Chlorspezies gebildet. Das im Wasser entstehende Natriumhypochlorit wirkt stark oxidierend und eliminiert Viren, Bakterien sowie andere Mikroorganismen im Abwasser. Ein entscheidender Vorteil von Chlor, gegenüber anderen Desinfektionstechnologien, wie der Bestrahlung mit UV, ist, dass die Chlorung eine Depotwirkung erwirkt und das Wasser somit für einen gewissen Zeitraum vor Wiederverkeimung geschützt ist. Das ermöglicht eine Verteilung des aufbereiteten Abwassers über größere Distanzen bis zum Standort der eigentlichen Wiederverwendung (Siehe auch Kapitel 1.4.3.4).

Mit der vor-Ort Elektrochlorung entfallen die Lagerung und der Transport von gefährlichen Chemikalien wie Chlorgas oder Natriumhypochlorit. Anorganische Desinfektionsnebenprodukte wie Chlorit und Chlorat entstehen durch lange Lagerung der ChlorstammLösung, insbesondere bei höheren Temperaturen (Breytus et al. 2017). Daher sind die Nebenproduktkonzentrationen hier, im Vergleich zur Chlorung mittels extern gelagerter Natriumhypochloritlösung, deutlich reduziert (Schmidt 2012).

Ziel des im Rahmen von FlexTreat durchgeführten Pilotversuchs war die Überprüfung der Einsatztauglichkeit der Verfahrenskombination aus Pflanzenkläranlage und Elektrochlorung, sowie dessen Optimierung. Daten zur langfristigen Funktion von autarken Chlorelektrolyseanlagen, welche für die Wiederverwendung von aufbereitetem Abwasser eingesetzt werden, gibt es bisher nur in sehr begrenztem Umfang. Dabei sollte die notwendige Chlormenge auf ein Minimum reduziert und gleichzeitig die Anforderungen für die Wiederverwendung des Abwassers nach Klasse A sicher eingehalten werden. Darüber hinaus wurde der Rückhalt von Spurenstoffen bewertet.

Die Anlage zur Desinfektion wurde für den Einsatz am Standort Aachen Soers entwickelt und konstruiert. Die SuMaWa|OCG-Anlage der AUTARCON GmbH dient der Vor-Ort-Chlorproduktion aus einer gesättigten NaCl Lösung und einer durchflussproportionalen Dosierung des produzierten Chlors in das behandelte Abwasser (siehe Abbildung 1.1-50 und *Abbildung 1.1-51*). Die Anlage ist grundsätzlich für den autarken Betrieb geeignet und kann z.B. mittels Solarmodulen betrieben werden. Als Betriebsmittel sind Salztalotten notwendig, die mit Wasser zu einer gesättigten Salzlösung vorgelegt werden. Der Wasservorrat kann z.B. durch gesammeltes Regenwasser oder Trinkwasser gefüllt werden.

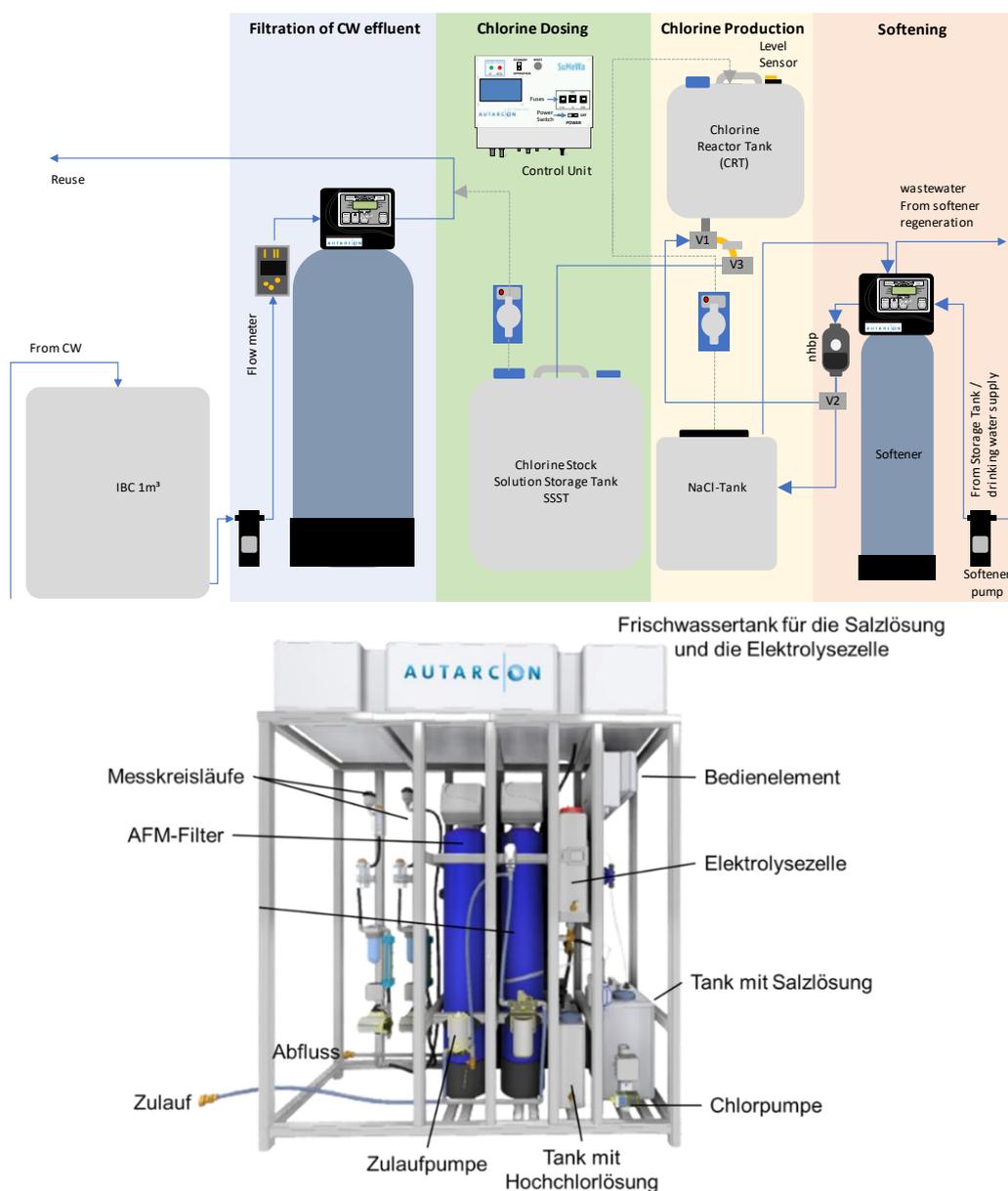


Abbildung 1.1-50: Vereinfachtes Fließbild und 3D Skizze der Elektrochlorung der Firma AUTARCON

Die Funktionsweise der Anlage ist im Folgenden kurz dargestellt:

Chlorproduktion

- Eine gesättigte NaCl-Lösung wird durch Auflösen von Salzttabletten hergestellt und in einem Solebehälter gelagert. Hierfür wird Leitungswasser oder aufbereitetes Abwasser enthärtet und in den Solebehälter (NaCl-Tank) geleitet.
- Zur Produktion von Chlor werden Wasser und Sole in einen Reaktionstank (CRT) vermischt.
- Im CRT wird das Chlorid der NaCl-Lösung zu Chlorgas oxidiert, welche dann zu hypochloriger Säure (HOCl) hydrolysiert.
- Sobald eine Charge Chlor produziert wurde, fließt diese in den Behälter (SSST) mit Chlorstammlösung. Je nach Volumen des Behälters befindet sich immer ausreichend Chlor im Behälter, um die Desinfektion des Wassers sicher zu stellen. Sollte ein voreingestelltes Füllniveau unterschritten werden, wird so lange Chlor produziert, bis das gewünschte Niveau erreicht ist.

- So wird sichergestellt, dass nur frische Chlorklösung für die Desinfektion des Wassers zur Verfügung steht, was die Bildung von Desinfektionsnebenprodukten (DNPs) erheblich reduziert

Desinfektion

- Aus dem (Stock Solution Storage Tank) SSST wird Chlor Durchflussproportional dem zu desinfizierendem Wasser hinzudosiert.

Enthärtung

- Um die Elektrolysezelle zu schützen, wird das Wasser zur Chlorproduktion enthärtet. Zu Regeneration des Enthärterharzes wird auf die gleiche Salzvorlage zurückgegriffen, die auch zur Solebereitstellung für die Chlorproduktion verwendet wird.



Abbildung 1.1-51 Links: Pilotanlage nach der Fertigstellung in Kassel, Rechts: Pilotanlage an ihrem Aufstellort in Aachen.

1.1.5.3 Betriebserfahrungen Pflanzenkläranlage

PfKA und Elektrochlorung wurden im Januar 2022 installiert und in Betrieb genommen. Zunächst wurde die Anlage in einem Einfahrbetriebszustand betrieben, um dem frisch verpflanzten Schilf ein tiefgründiges Wurzelwachstum zu ermöglichen. Aufgrund zu kalter Temperaturen konnte die Anlage in den Wintermonaten nicht ohne Kolmationserscheinungen, bis hin zur vollständigen Verblockung, betrieben werden. Der Versuchsbetrieb und die erhobenen Ergebnisse beschränken sich im Folgenden also auf Betriebszeiträume mit ausreichend hoher Temperatur. Um derartige Anlagen auch in milderem Klimaten erfolgreich zu betreiben sind Anpassungen an den Auslegungsparametern notwendig, beispielsweise kann der Kolmation durch die Auswahl größerer Filtersubstrate entgegengewirkt werden (Brix and Arias 2005).

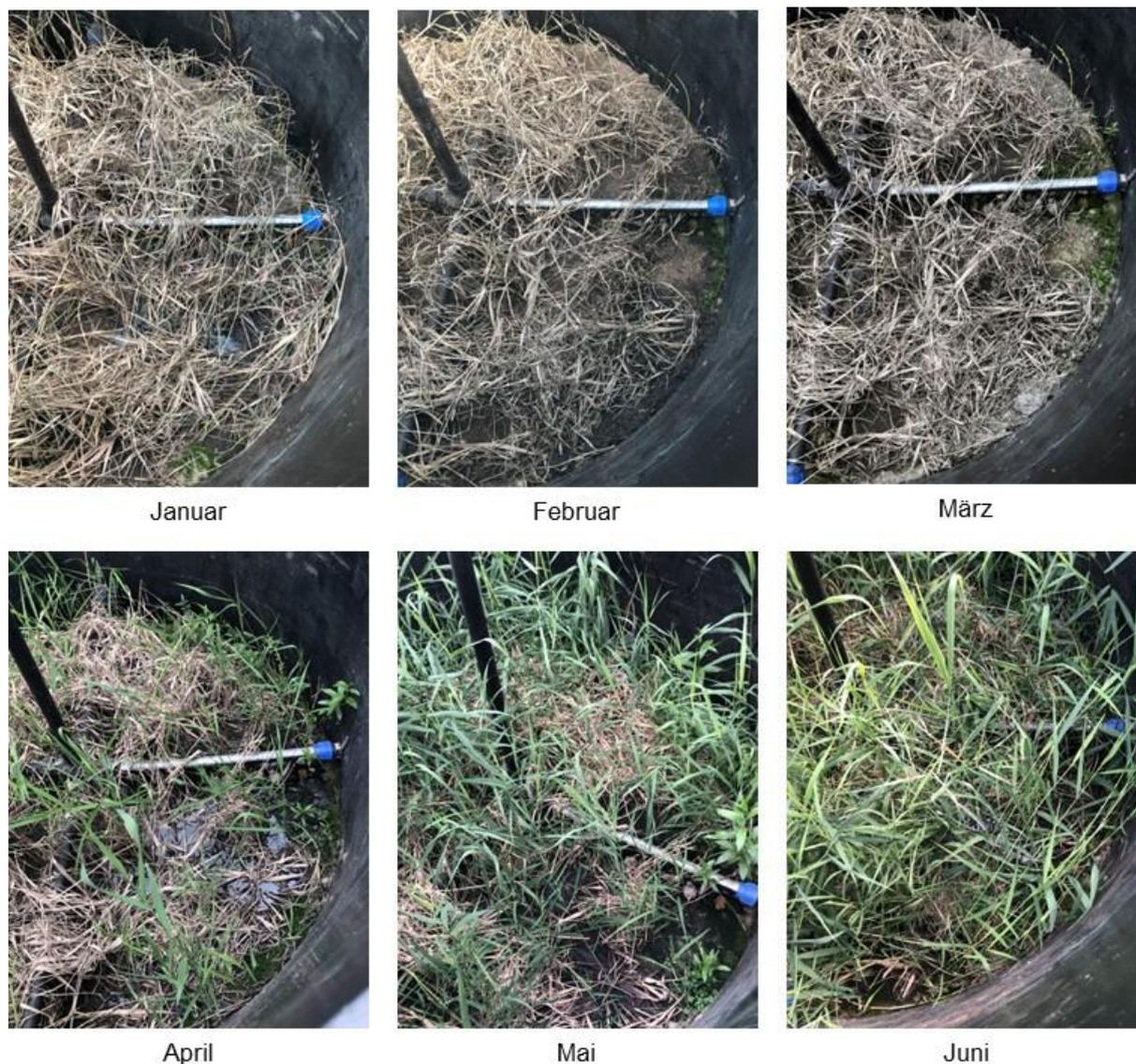


Abbildung 1.1-52: Entwicklung der Filtervegetation der Pflanzenkläranlage von Januar bis Juni 2023

Abbildung 1.1-52 verdeutlicht qualitativ den Zusammenhang von saisonal bedingtem Temperaturniveau und der damit einhergehenden Vegetation auf der Filteroberfläche. Neben einer verlangsamten biologischen Aktivität der in der Pflanzenkläranlage vorhandenen Mikroorganismen ist im Winter insbesondere auch die bodenlockernde Eigenschaft des Schilfs, sowie von dessen Wurzeln, stark eingeschränkt.

Dabei konnte nach ausreichend langer Einfahrzeit im Rahmen einer Versuchsreihe zur Optimierung der möglichen Beschickungsmengen mit steigender Temperatur die Beschickung der Anlage kontinuierlich von ca. 10 L/(m²d) in den Wintermonaten auf über 70 L/(m²d) gesteigert werden (Abbildung 1.1-53). Abbildung 1.1-53 zeigt die mittleren hydraulischen Belastungen der PflKA, welche einen kolmationsfreien Betrieb zuließen. Auffällig ist die Korrelation mit der vorherrschenden Wassertemperatur.

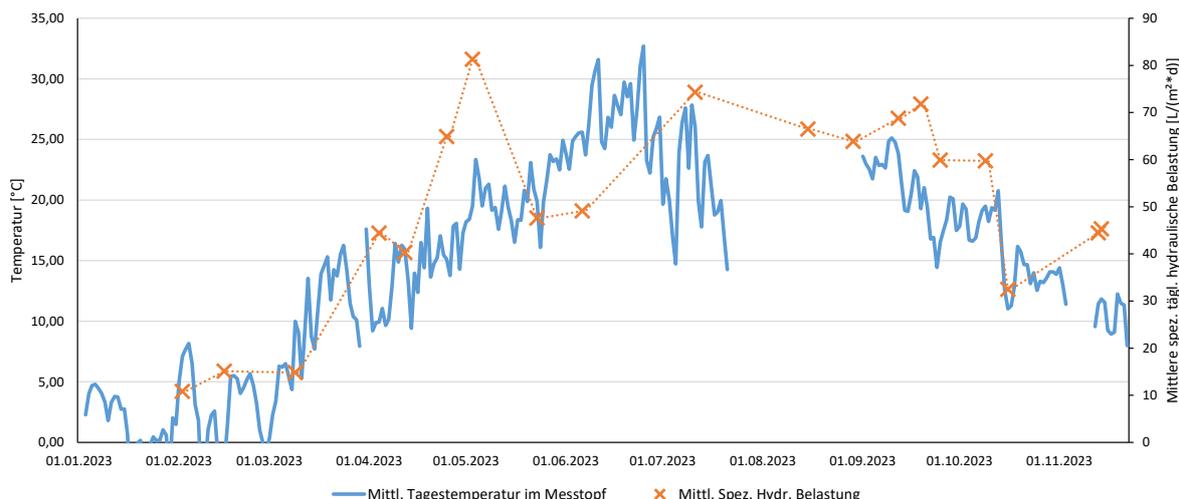


Abbildung 1.1-53: Beschickung der Pflanzenkläranlage im Jahr 2023

Für die Routine Monitorings wurde die Pflanzenkläranlage anschließend bei einer Beschickungsmenge von 40 L/(m²d) (Sollwert) betrieben. Dieser Wert fällt im Vergleich zur Auslegungsgröße „Mittlere spezifische tägliche hydraulische Belastung der Gesamterfläche AF bei Trockenwetter“ von ≤ 80 L/(m²d) gemäß DWA Arbeitsblatt auf den ersten Anschein klein aus, jedoch wird unter Berücksichtigung der vorherrschenden Zulaufwasserqualität deutlich, dass die Beschickungsmenge im vorliegenden Fall der frachtbezogenen Auslegungsgröße gemäß DWA A 262: „mittlere spezifische tägliche CSB-Flächenbelastung der beschickten Filterfläche ≤ 20 g/(m²d)“ mit einer angewandten CSB-Flächenbelastung von 18,5 g/(m²d) sehr nahe kommt. Die Pflanzenkläranlage konnte also erfolgreich im Rahmen der gängigen Belastungsgrenzen vollausgelastet betrieben werden.

1.1.5.4 Einfahrphase Elektrochlorung

Ziel der Einfahrphase der Elektrochlorung war es, einen geeigneten Konzentrationsbereich für die Chlordosierung zu identifizieren mit dem eine ausreichend gute Desinfektionsleistung des Ablaufs der PfKA erzielt werden konnte. Dafür war der Einsatz von Chlor möglichst gering zu halten, um die Bildung von Desinfektionsnebenprodukten auf ein Minimum zu reduzieren. Dazu wurde in einer Versuchsreihe die dosierte Chlormenge so lange reduziert, bis ein Durchbruch von *E. coli* festgestellt werden konnte (Ergebnisse siehe Tabelle 1.1-13).

Tabelle 1.1-13: Versuche zur Identifizierung der notwendigen Chlorkonzentration

Chlorkonzentration [mg/L]	<i>E. coli</i> [KBE/100 ml]
30,0	0
5,8	0
4,1	0
2,1	0
0	1562

Dabei zeigte sich, dass selbst bei der geringsten gewählten Dosierkonzentration von 2,1 mg/L keine Keime im Ablauf der Anlage nachgewiesen werden konnten. Dies ist mit der sehr guten Qualität des Ablaufs und der nahezu vollständigen Nitrifikation des Abwassers in der PfkA zu begründen (siehe Abschnitt 1.1.6). Bei Chlorkonzentrationen bis unter 2,1 mg/L kam es somit zu keinem Durchbruch von *E. coli* so lange nach einer Reaktionszeit von 30 min noch eine messbare Restmenge an freiem Chlor verfügbar war.

1.1.6 Wasserqualität (Standardparameter)

Im Folgenden werden relevante Abwasserparameter und die anhand dessen bewertbare Aufbereitungsleistung der eingesetzten Systemkombination entlang der Aufbereitungskette dargestellt und diskutiert.

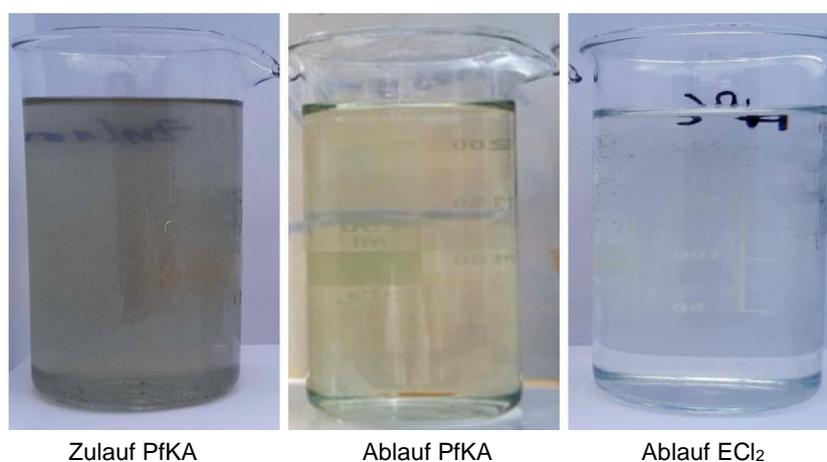


Abbildung 1.1-54 Wasserproben entlang der Aufbereitungskette am Standort Aachen Soers

Trübung

Sowohl die qualitative, optische Gegenüberstellung (Abbildung 1.1-54), als auch die Diagramme zu Trübung und Feststoffgehalt (Abbildung 1.1-55) zeigen deutlich die Partikelrückhaltfähigkeit der PfkA.

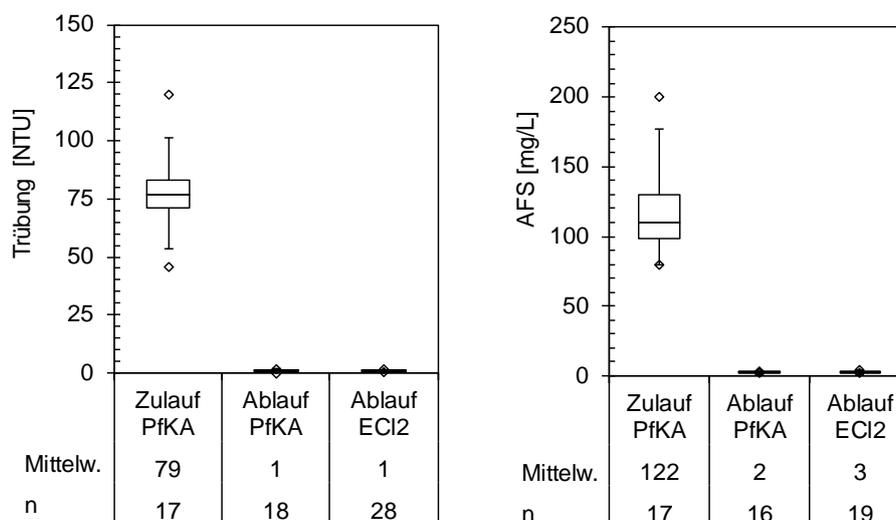


Abbildung 1.1-55 Trübung und AFS entlang der Behandlungskette PfkA + ECl2

So wurde die Trübung von 79 auf ≤ 1 NTU um 98 % reduziert. Die abfiltrierbaren Stoffe wurden um 99 % von 122 mg/L auf 2 mg/L reduziert. In Abbildung 1.1-54 wird deutlich, dass die Chlorung das behandelte Wasser zusätzlich entfärbt. Der Ablauf PfKA war nach fortgeschrittener Einfahrzeit und bei ausreichender Umgebungstemperatur jedoch in der Regel bereits ohne Chlorzugabe größtenteils farblos. Durchbrüche bzw. Ausspülungen von Biofilm konnten während der Monitoringphasen nicht beobachtet werden.

Organische Fracht

Abbildung 1.1-56 verdeutlicht den effizienten Abbau der organischen Frachten. BSB₅ und CSB wurden jeweils von 145 auf ≤ 1 mg/L (99 %) bzw. von 398 auf 13,6 mg/L (97%) reduziert.

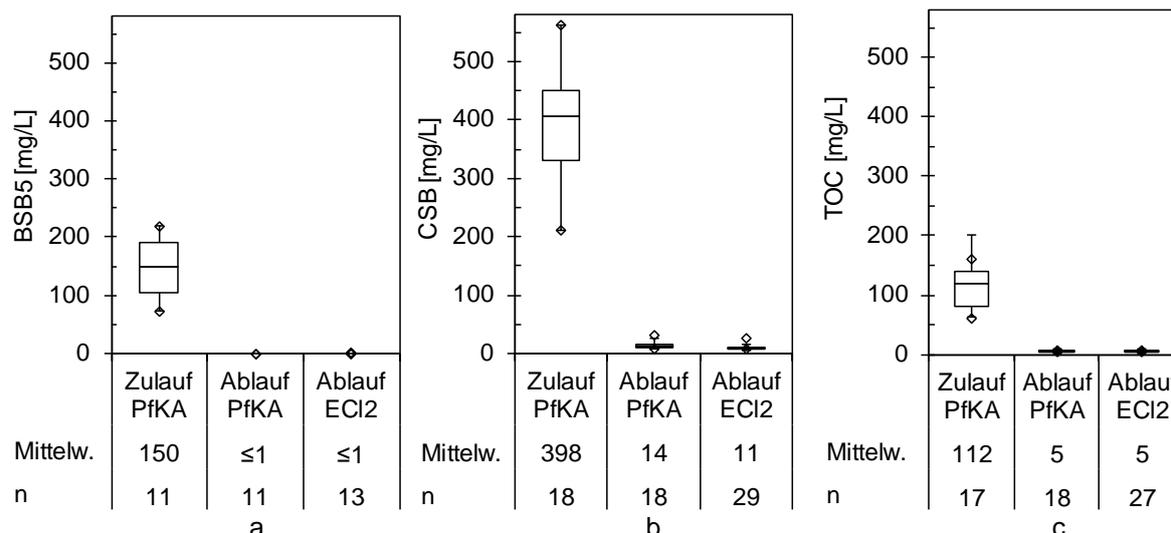


Abbildung 1.1-56 (a-c) Entfernung der organischen Summenparameter entlang der Behandlungskette (BSB₅ (a), CSB (b), TOC (c))

Nährstoffe

Für eine effiziente Chlorung müssen Chlorzehrer vor der Dosierung von Chlor entfernt werden. Dabei zehrt Ammonium mit einem NH₄-N zu Cl₂ Massenverhältnis von 1:10 deutlich mehr Chlor, als andere Abwasserinhaltsstoffe. Somit kann eine der Chlorung vorgeschaltete, sehr gut funktionelle Nitrifikation den Einsatz von Chlor erheblich reduzieren.

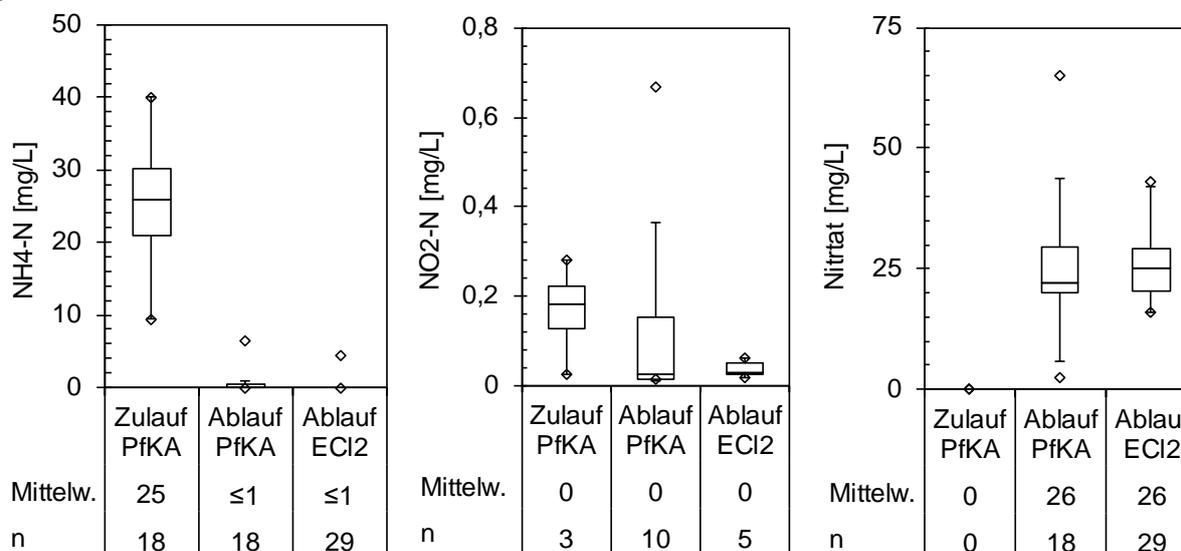


Abbildung 1.1-57 (a-c) Konzentration von Ammonium (a), Nitrit (b) und Nitrat (c) entlang der Behandlungskette

Abbildung 1.1-57 zeigt die sehr gute Nitrifikationsleistung der PfkA im Rahmen dieser Studie. Diese basiert hauptsächlich auf der Schwallbeschickung, wodurch eine regelmäßige Belüftung des Bodenkörpers der PfkA bewirkt wird. Nitrit wird vollständig zu Nitrat oxidiert. Eine Denitrifikation war nicht Ziel des hier gewählten Verfahrensansatz, da bei der landwirtschaftlichen Bewässerung Nitrat potentiell den Einsatz von Düngemittel reduzieren könnte.

1.1.6.1 Zusammenfassung Wasserqualität im Bezug zur EU VO 2020/741

In Abbildung 1.1-58 fasst die erreichten Wasserqualitäten im Hinblick auf die nach EU VO 2020/741 gestellten Anforderungen zusammen. Dabei wird deutlich, dass mit der hier vorgestellten Verfahrenskombination alle Anforderungen für eine Klasse A Wiederverwertung sicher eigenhalten werden können. Auch ist die Verfahrenskombination in der Lage ggf. strengere, für Deutschland diskutierte Trübungsgrenzwerte einzuhalten. Die Validierung der Leistungsziele in Bezug auf mikrobiologische Eliminationsleistung wird in Kapitel 1.3.3 diskutiert.

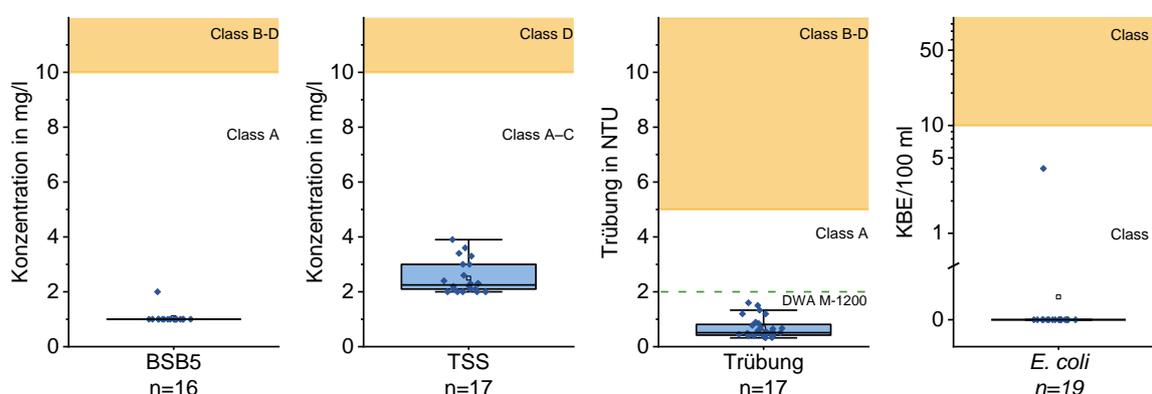


Abbildung 1.1-58: Überwachungsparameter gemäß EU VO 2020/741 im Ablauf der Verfahrenskette aus Pflanzkläranlage und Elektrochlorung. Werte für den TSS sind in 17/17 Fällen als kleiner BG zu verstehen.

Für einen detektierten erhöhten Konzentrationswert für *E. coli* kann eine Kontamination während der Probenahme nicht ausgeschlossen werden.

1.1.6.2 Spurenstoffelimination

Abbildung 1.1-59 zeigt die Eliminationsleistung der Verfahrenskette in Hinblick auf sechs gemäß KARL ausgewählter Substanzen, sowie den daraus errechneten mittleren Eliminationswert. Im Hinblick auf die beiden einzelnen Verfahrensstufen wird deutlich, dass die Pflanzkläranlage für den Großteil der Spurenstoffentfernung verantwortlich ist. Mit einer Eliminationsleistung von 78 % bleibt die PfkA alleine knapp unterhalb der laut KARL geforderten 80 %. Erst durch die Dosierung von Chlor werden insbesondere die Konzentrationen von Hydrochlorothiazid und 4,5-Methylbenzotriazol weiter reduziert, wodurch eine Gesamtelimination von über 80 % erreicht wird. Es muss kritisch angemerkt werden, dass im Rahmen dieser Untersuchung nicht final beantwortet werden kann, ob die sehr gute Eliminationsleistung in der PfkA einzig durch einen langfristig etablierten biologischen Abbau hervorgerufen wurde, oder ob auch nicht abgeschlossene Einfahreffekte (bspw. Belegung freier Adsorptionsstellen) einen nennenswerten Einfluss auf die beobachteten Ergebnisse haben könnten. Hierzu müssten Langzeitstudien mit größeren Beschickungsmengen (Stichwort: Bettvolumina, parallel zur GAK-Filtration) durchgeführt werden, um ggf. auftretende Durchbruchkurven aufnehmen zu können.

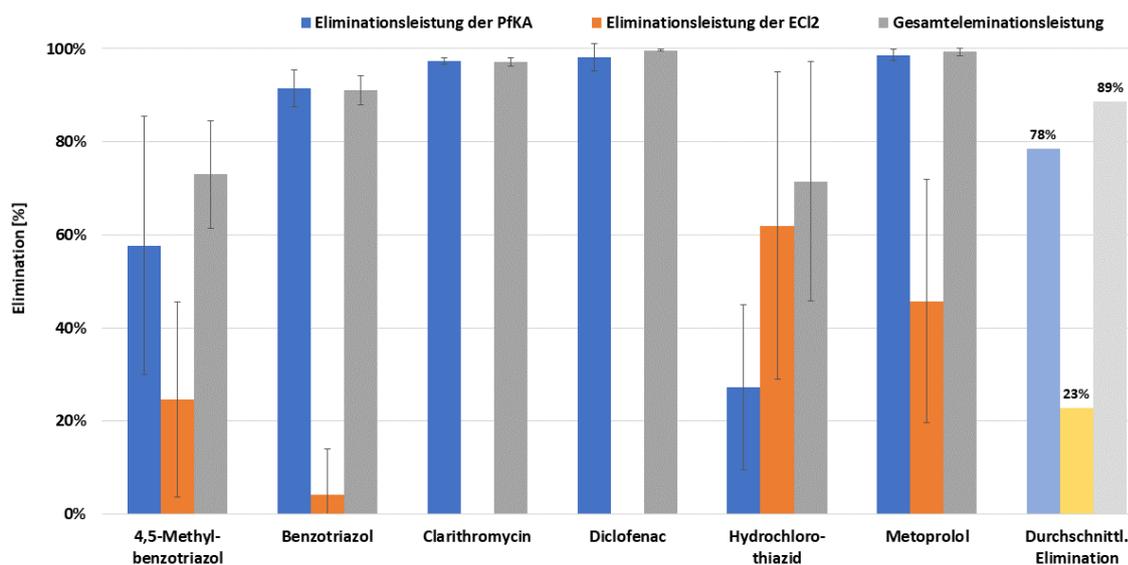


Abbildung 1.1-59: Spurenstoffelimination gemäß KARL-Auswahl aufgeteilt auf die einzelnen Verfahrensschritte

1.1.6.3 Zwischenfazit AP1.4

Die Versuche haben gezeigt, dass die Kombination aus vertikal durchströmter PfKA und Elektrochlorung eine zuverlässige, robuste Lösung für die Wiederverwendung von Abwasser darstellt und hier die Klasse A Anforderung der EU VO 2020/741 eingehalten werden können (Einhaltung der „Leistungsziele“ kann nicht final beantwortet werden, siehe Kapitel 1.3.3 und 1.3.4). Aus den eingangs des Kapitels genannten Gründen, bietet diese Verfahrenskombination somit eine geeignete Option für die Anwendung im ländlichen Raum. Mit der erreichten Ablaufqualität sind auch höherwertigere Anwendungen als die landwirtschaftliche Bewässerung denkbar. Der Energieverbrauch für die Chlorerzeugung zur Desinfektion liegt im vorgestellten Anwendungsfall bei etwa 9 Wh/m³ und damit im Bereich der konventionellen UV-Desinfektion, mit dem zusätzlichen Vorteil der Depotwirkung von Chlor für Zeiten der Lagerung und des Transportes des aufbereiteten Wassers. Der geringe Energieverbrauch ermöglicht eine kostengünstige Versorgung mittels PV-Modulen produzierter und gespeicherter elektrischer Energie.

Weiterer Untersuchungsbedarf besteht in den folgenden Bereichen:

1. Geeigneteres Filtermaterial für gemäßigte Breiten

Die PfKA kolmatierte im Winter schnell. Deshalb musste zu diesen Zeiten der Durchfluss durch die Anlage erheblich reduziert werden. Ein möglicher Punkt diesem Phänomen entgegenzuwirken ist die Auslegung der Anlage mit größeren Filtermaterial werden (Brix and Arias 2005).

2. Bewertung Desinfektionsnebenprodukte

Zur Reduktion des DNP-Bildungspotentials wurde zahlreiche Maßnahme durchgeführt. Hierzu zählen, die batchweise „on-demand“ vor-Ort Produktion frischer Chlorklösung mittels Organik-freiem Vorlagewasser, die hervorzuheben erfolgreiche Minimierung der Chlordosierung im Vergleich zu sonstigen in der Literatur beschriebenen Anwendungsfällen (von ~30 mg/L auf <2,1 mg/L), sowie die sehr gute Reduktion der organischen Fracht in der PfKA. Für eine quantitative Bewertung dieser Maßnahmen und den Einfluss auf die tatsächliche DNP-Bildung müssten zielgerichtete Messkampagnen durchgeführt werden.

1.1.7 Zusammenfassung und Fazit Arbeitspaket 1 – Technische Innovationen

Im Rahmen dieses Arbeitspaketes sollte die Eignung der ausgewählten Verfahrensketten zur Erreichung der kombinierten Aufbereitungsziele Spurenstoffelimination (KARL) und Mindestanforderungen an die Wasserwiederverwendung (EU VO 2020/741) untersucht werden. Ziel war es hierdurch die Palette an best-verfügbaren Techniken für die Wasserwiederverwendung kommunalen Abwassers zu erweitern und Synergieeffekte bei der Behandlung zur Erreichung der beiden Aufbereitungsziele zu identifizieren.

Die untersuchten Verfahren konnten hierzu alle erfolgreich im halb- bis großtechnischen Maßstab über Zeiträume von mehr als zwei Jahren betrieben werden. Dies unterstreicht den Technologiereifegrad der ausgewählten Verfahrenskombinationen. Die dabei erreichten Wasserqualitäten können im Detail dem Kapitel oberhalb entnommen werden. Zusammenfassend lässt sich je Verfahrenskette schlussfolgern:

- **Ozonung + Sandfiltration + UV:**

Die Anforderungen für die Spurenstoffentfernung gemäß der KARL lassen sich mit einem spezifischen Ozoneintrag von ca. 0,5 mg O₃/mg DOC erreichen. Dabei wird gleichzeitig auch eine Verringerung des SAK₂₅₄ um ca. 40 % erzielt, was in einer entsprechenden Verbesserung der UV-Transmission resultiert und die Effizienz der nachgeschalteten UV-Desinfektion erhöht. Die erzielbare Spurenstoffelimination und die Desinfektionswirkung der Ozonung werden maßgeblich durch den erzielten Nitrit-korrigierten spezifischen Ozoneintrag beeinflusst, was in einem entsprechenden EMSR-Konzept berücksichtigt werden muss. Sowohl die Ozonung als auch die UV-Anlage können die Konzentrationen von *E. coli*, Enterokokken und Coliphagen deutlich reduzieren – den Sporenbildner *C. perfringens* hingegen kaum. Die Einhaltung der Zielwerte für Klasse A im Rahmen der Betriebsüberwachung gemäß EU VO 2020/741 lassen sich bei einer ausreichend hohen Ozondosis sicher einhalten. Eine Ozonung ohne eine nachgeschaltete UV-Anlage ist bei den eingesetzten Ozondosen nicht in der Lage die *E. coli*-Zielwerte für Klasse A sowie Klasse B sicher einzuhalten. Die Validierung nach FlexTreat Validierungsleitfaden der Prozesskette konnte im Rahmen des Projektes für Clostridium perfringens und somatische Coliphagen (zu geringe Konzentrationen im Rohabwasser) nicht sicher belegt werden (siehe hierzu Kapitel 1.3.3 und Kapitel 1.3.4).

- **RBF^{plus} + UV:**

Die Kombination aus RBF^{plus} und UV-Desinfektion erzielt eine Wasserqualität, die praktisch ausnahmslos Klasse A nach EU VO 2020/741 Anhang I Tabelle 2 entspricht. Vereinzelt erhöhte Befunde von *E. coli* in den Untersuchungsdaten können in der praktischen Umsetzung aller Voraussicht nach durch entsprechende Justierung der applizierten UV-Strahlungsdosen ausgeschlossen werden. Die für Klasse A geforderte Validierung gemäß EU VO 2020/741 Anhang I Tabelle 4 konnte im Rahmen des im Projekt erarbeiteten Validierungsleitfadens für *E. coli* und somatische Coliphagen auf Basis der ermittelten log-Reduktionen nicht sicher belegt werden (für Details siehe Kapitel 1.3.3 f.). Prinzipiell ergeben sich für die Verfahrenskombination vorteilhafte Synergieeffekte, da die infolge Bodenpassage geringe Trübstofffracht im Ablauf des RBF die nachfolgende UV-Desinfektion begünstigt. Der Retentionsbodenfilter erzielt eine weitgehende Entfernung auch von Clostridien als Sporenbildner aus dem Abwasser und stellt ein gegenüber Störfällen weitgehend robustes Verfahren der weitergehenden Ab-

wasserbehandlung dar (vgl. Abschnitt 1.3.8). Die zusätzliche Beimischung von GAK zum Filtersubstrat ermöglicht zudem einen wirksamen und verlässlichen Rückhalt organischer Spurenstoffe. Der erfolgreiche Betrieb des RBF^{plus} im großtechnischen Maßstab ohne Durchbruch von Spurenstoffen seit nunmehr 5 Jahren deutet gegenüber der reinen GAK-Filtration auf eine erhöhte Lebensdauer der Aktivkohle hin, welche vermutlich durch das spezifische biologische Milieu im RBF-Filtersubstrat und entsprechende Abbauprozesse bedingt ist. Nach welcher Betriebszeit eine Erneuerung der GAK zur Aufrechterhaltung der Barrierefunktion für Spurenstoffe notwendig wird, wird sich erst im Laufe der kommenden Betriebsjahre des RBF^{plus} zeigen, wobei ein grundlegender Reinigungseffekt auch ohne Aktivkohle im Filtersubstrat erzielt wird.

Klammert man die etwaigen Mehrkosten einer vorzeitigen Erneuerung der Aktivkohle aus, ist der RBF^{plus} im Vergleich zu anderen Verfahren der weitergehenden Abwasserbehandlung kostengünstig und mit wenig Aufwand betreibbar (vgl. beispielsweise Vergleich der Jahresbetriebskosten in Abschnitt 1.3.8). Dem steht allerdings ein hoher Flächenbedarf gegenüber, der einen Retentionsbodenfilter zur weitergehenden Abwasserbehandlung voraussichtlich nicht überall und eher nur für kleine bis mittelgroße Kläranlagen realisierbar macht. Die im Rahmen von FlexTreat erhobenen Daten bestätigen die simultane Nutzbarkeit des RBF^{plus} zur weitergehenden Abwasserbehandlung sowie Elimination von Spurenstoffen einerseits und zur Behandlung von Mischwasserabschlägen andererseits (Daten hier nicht gezeigt). Im Kontext der Wasseraufbereitung für die landwirtschaftliche Wiederverwendung ergibt sich allerdings eine potenzielle Nutzungskonkurrenz mit der Mischwasserbehandlung: Letztere erzwingt eine zweitägige Pausierung des RBF-Betriebs, in der keinerlei Abwasser aus der KA Rheinbach für Bewässerungszwecke aufbereitet werden kann (siehe Potenzialanalyse in Abschnitt 1.4.2).

- **PAK + UF:**

Die Kombination von von-innen-nach-außen durchströmten Hohlfaser-Ultrafiltrationsmembranen mit Pulveraktivkohledosierung ist in einem wirtschaftlichen Bereich stabil betreibbar. Hierbei führt die Ultrafiltration in Bezug auf Feststoffe zu einer von der Zulaufqualität unabhängigen, sehr guten Ablaufqualität. Eine nach KARL geforderte 80%-ige Spurenstoffelimination konnte in zwei verschiedenen Varianten der Adsorptionsstufe bei einer ausreichend hohen PAK-Dosiermenge erreicht werden. Beide Varianten werden als praxistauglich erachtet.

Die Anforderungen gemäß EU VO Anhang I Tabelle 2 Class A werden ausnahmslos eingehalten. Die für Class A geforderte Validierung gemäß EU VO Anhang I Tabelle 4 konnte im Rahmen des Projektes auf Basis der ermittelten log-Reduktionen mit der Auswertemethode gemäß FlexTreat-Validierungsleitfaden (Vgl. Kapitel 1.3.4) nur für *E. coli* und Clostridien Sporen nachgewiesen werden. Die Details werden in Kapitel 1.3.2 näher beschrieben. Auf der hier vorliegenden Evidenz basierend muss für eine Erreichung der Class A voraussichtlich eine zusätzliche UV-Desinfektionsstufe im Ablauf der UF vorgesehen werden, um die Anforderungen an die Virenreduktion sicher einzuhalten. Zusätzlich zu den hier genannten Qualitätszielen können durch die Membran auch viele weitere partikuläre Kontaminanten zurückgehalten werden, was diese Verfahrenskombination zu einer Breitbandbarriere für die weitergehende Abwasserreinigung macht.

• Pflanzenkläranlage + Elektrochlorung

Vertikaldurchströmte Pflanzenkläranlagen kombiniert mit einer nachgeschalteten Chlordesinfektion stellen eine Verfahrensoption für kleinere Anlagen im ländlichen Raum dar. Insbesondere bei schwacher Infrastruktur mit Einschränkungen bei Energieversorgung, Betriebsmittelversorgung und zur Verfügung stehendem Fachpersonal für Wartung und Betrieb, bietet diese robuste und größtenteils autark betreibbare Verfahrenskombination eine Möglichkeit eine sehr gute Wasserqualität zu erzeugen. Hierbei muss ein großer Flächenbedarf und eine den klimatischen Bedingungen angepasste Auslegung berücksichtigt werden. Ist dies der Fall, kann die Pflanzenkläranlage durch eine vollständige Nitrifikation von Ammoniumstickstoff den Chlorbedarf für die Desinfektion signifikant verringern. Die Anforderungen an die EU VO Anhang I Tabelle 2 Class A werden ausnahmslos eingehalten. Die für Class A geforderte Validierung gemäß EU VO Anhang I Tabelle 4 konnte im Rahmen des Vorgehens gemäß FlexTreat Validierungsleitfaden (Siehe Kapitel 1.3.4) auf Basis der ermittelten log-Reduktionen nicht bewiesen werden, die Technologiekombination wird jedoch prinzipiell als geeignet erachtet (ggf. unter Anpassung der applizierten Chlorkonzentration) die Validierungsanforderungen einzuhalten. Im Projekt konnte ebenfalls eine 80%-ige Spurenstoffelimination nachgewiesen werden. Die Autoren empfehlen hier jedoch die erneute Überprüfung dieser Reinigungsleistung in Langzeitstudien.

Synergieeffekte

Die Ergebnisse zeigen, dass sich Verfahren zur gezielten Elimination von organischen Spurenstoffen gut mit einer weitergehenden Aufbereitung für die Wasserwiederverwendung kombinieren lassen. Die untersuchten Verfahren zur Spurenstoffelimination erreichen die stofflich-chemischen Anforderungen für die Wasserwiederverwendung eigenständig und erzeugen gleichzeitig eine Wasserqualität, welche gute Bedingungen für eine effiziente Desinfektion darstellt. Hervorzuheben ist hierbei insbesondere die Verbesserung der UV-Transmission des Wassers, welche einen bedeutenden Einflussfaktor auf den Energiebedarf für nachgeschaltete UV-Desinfektionsstufen darstellt. Die kombinierte Behandlung für Spurenstoffelimination und Wasserwiederverwendung führt zu einer ausgeprägten Kostenersparnis und einem verringerten CO₂-Fußabdruck im Vergleich zu der Summe aus beiden Behandlungen als einzelne Stufen (Kapitel 1.3.8). Darüber hinaus wird eine über die Mindestanforderung der EU hinausgehende Wasserqualität für die Bewässerung erzeugt, welche Risiken hinsichtlich etwaiger Qualitätseffekte auf Boden, Grundwasser und Nutzpflanzen deutlich weiter reduzieren (Siehe hierzu Kapitel 1.3.1).

Chancen und Herausforderungen

Für eine finale Bewertung der Eignung für Bewässerungsfälle in EU Klasse A ist eine statistisch gesicherte Validierung notwendig. Das hierzu geforderte Vorgehen wird in Deutschland erst nach Projektabschluss im Rahmen des DWA Merkblattes M1200 festgelegt werden, sodass an dieser Stelle hierzu keine gesicherte Aussage getroffen werden kann. Die Verfahren werden jedoch grundsätzlich als tauglich eingeschätzt, da ggf. durch die Anpassung von Betriebsmitteldosen noch bessere Eliminationsleistungen erreicht werden können. Dies hat ggf. Einfluss auf die Kosten und den CO₂-Fußabdruck der Verfahren.

Ähnliches gilt für die Vorgaben zur Spurenstoffelimination, da die EU-Vorgaben bisher einen Spielraum bei der Substanzauswahl zulassen, welcher u.U. deutlichen Einfluss auf die benötigten Betriebsmitteldosen (PAK oder Ozon) haben könnte. Dies stellt die grundsätzliche Eignung der Verfahren für die genannten Aufbereitungsziele jedoch nicht in Frage.

1.2 Digital Green Tech (AP2)

Motivation und Aufgabenstellung

Das Arbeitspaket 2 „Digital Green Tech“ unterstützt Lösungen zur Anwendung von digitalen Technologien für die Optimierung von Aufbereitungsverfahren, die Prozessüberwachung und die Bereitstellung eines bedarfs- und qualitätsgerechten Wassers.

Hauptaugenmerk liegt auf der intelligenten Prozessüberwachung und automatischen, dynamischen Regelung der Anlagentechnik durch Methoden des maschinellen Lernens, mit dem Ziel einer effizienteren Anlagensteuerung. Diese spezifischen Modelle sind hier unter dem Begriff der Künstlichen Intelligenz (KI) zusammengefasst. Der Verfahrensprozess soll als anwenderfreundliche Applikation zur Nutzung auf Endgeräten mit dem Ziel einer nutzerrelevanten Datendarstellung digital dargestellt werden. Der am Standort Braunschweig pilotierte Aufbereitungsprozess (Prozesskombination aus Ozonung + Filtration + UV) dient als Grundlage für die Umsetzung der Digitalen Prozesse. Als Regelgröße wurde der Delta SAK₂₅₄ (ΔSAK_{254}) gewählt, welcher die Reduktion des SAK₂₅₄ im Ablauf der Ozonung bezogen auf den Zulauf der Ozonung angibt (s. Kapitel 1.1.2.1).

Wissenschaftlicher und technischer Stand zu Beginn des Vorhabens

Stand der Technik für die Überwachung und Regelung der Verfahrenskombination Ozonung, Filtration und UV-Desinfektion ist die Nutzung von lokalen SPS (Speicherprogrammierbare Steuerung) und Einbindung in eine SCADA-Umgebung (Supervisory Control and Data Acquisition) der gesamten Abwasseranlage. Der Einsatz eines Digitalen Zwillings (AP2.1) oder die Nutzung von Methoden des maschinellen Lernens (AP2.2) sind für diesen kombinierten Aufbereitungsprozess bisher nicht bekannt.

Planung und Ablauf des Vorhabens

Das umfassende Thema ist in vier Arbeitspakete gegliedert und übergreifend bearbeitet worden. Die Ziele für die "Prozessüberwachung + Optimierung" des Aufbereitungsprozesses sind:

1. Aufbau eines "Digitalen Zwillings" (virtuelle Abbildung des Aufbereitungsprozesses) (AP2.1)
2. Einbindung von Modellen auf Basis "Künstlicher Neuronaler Netzwerke KNN" zur Unterstützung der Prozessüberwachung und Steuerung (AP2.2).
3. Entwicklung einer "Nutzer-App" (Bereitstellung von Dashboards mit Informationen zum "Status Betrieb" und zur "Wasserqualität") (AP2.3).
4. Entwicklung von "Surrogat-Parametern" zur Überprüfung der Reinigungsleistung (AP2.4).

Erarbeitete digitale Lösungen:

- Abbildung der Prozessdaten auf einer virtuellen Plattform „Web-Scada“ (Digitaler Zwilling): Übersicht der aktuellen Prozessdaten und Prozessabläufe und deren zeitlicher Verlauf (Trendkurven). Implementierung von KI-Modulen zur Anomalie-Erkennung von Prozessabläufen.
- Implementierung von KI-Modulen zur Analyse der Prozessdaten und Modellierung von „Vorhersagewerten“ für relevante Prozessgrößen (z.B. ΔSAK_{254}) der Prozessregelung (Ozondosierung)

- Entwicklung einer mobilen Nutzer-App für Betriebsdaten & Prozessüberwachung: Dashboards zur Überwachung der Behandlungsziele Spurenstoffentfernung, Feststoffentfernung und Desinfektion in der Avenor Cloud.

1.2.1 Visualisierung und Regelung (AP 2.1)

Motivation und Aufgabenstellung

In diesem Arbeitspaket wurde ein digitaler Zwilling als Abbild der physischen Automatisierungsebene entwickelt. Der digitale Zwilling wurde auf der Hardwarebasis eines Industrie-PCs unter Einsatz einer Soft-SPS realisiert. Zur Visualisierung und Analyse wurde ein webbasiertes SCADA -System eingesetzt. Durch den Einsatz von Cloud-Technologie wurde sichergestellt, dass alle Projektbeteiligten parallel ohne Einschränkung den Prozess überwachen, steuern und analysieren können. Die nachfolgende Abbildung 1.2-1 stellt den angewandten Systemaufbau und die Kommunikationswege zwischen den einzelnen Komponenten dar.

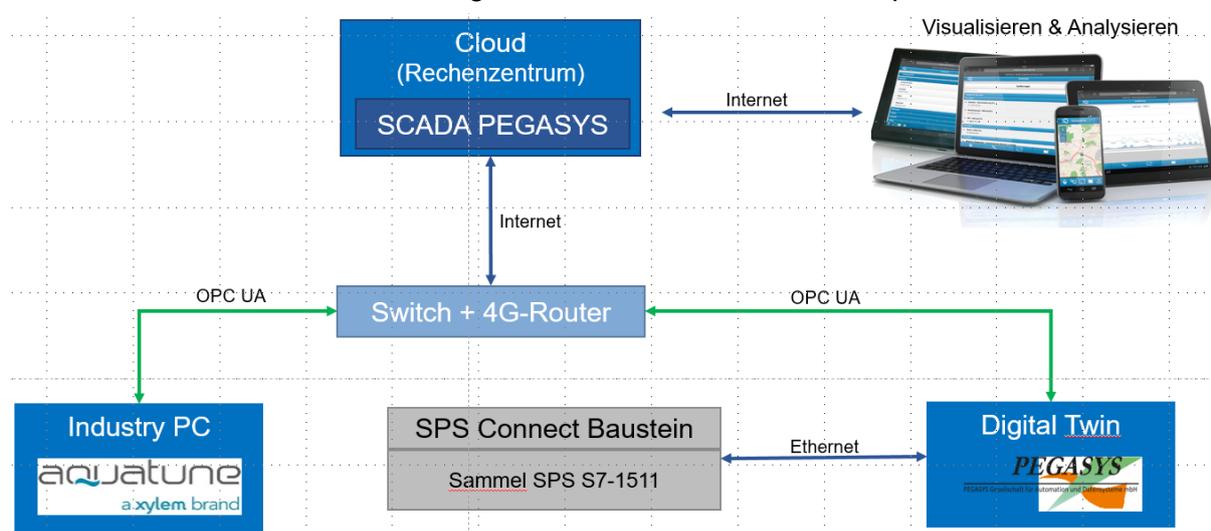


Abbildung 1.2-1: Systemarchitektur

Abschließend wurde der Einsatz geeigneter KI-Methoden zur Detektion von Anomalien im Prozess untersucht. Die ausgewählten KI-Methoden wurden mit Hilfe der aufgezeichneten Zeitreihen antrainiert und in den realen Prozess erprobt.

Wissenschaftlicher und technischer Stand vor Beginn des Vorhabens

Für die Prozessüberwachung und Optimierung von Aufbereitungsverfahren werden verschiedene Kontroll- und Steuerungsmöglichkeiten eingesetzt. In den Bereich der erweiterten Steuerung mit digitalen Elementen gehören unter anderem der Einsatz von einem Digitalen Zwilling, online-Simulationen der eingesetzten Prozesse, maschinelles Lernen und der Einsatz von mobilen Endgeräten.

Stand der Technik für die Überwachung und Regelung der Verfahrenskombination Ozonung, Filtration und UV-Desinfektion ist die Nutzung von lokalen SPS-Steuerungen oder intelligenten Controllern und Einbindung in die Prozessleittechnik der gesamten Abwasseranlage. Der Einsatz eines Digitalen Zwillings (AP2.1) oder die Nutzung von Methoden des maschinellen Lernens (AP2.2) sind für diesen kombinierten Aufbereitungsprozess bisher nicht bekannt.

In der Wasserwirtschaft kommen bereits Systeme zum Einsatz, die als Digitalen Zwilling bezeichnet werden können. Hersteller von Durchflussmessungen imitieren beispielsweise den aktuellen Durchflussmesser in einer virtuellen Umgebung und prognostiziert die Leistung des Gerätes.

Planung und Ablauf des Vorhabens

In der ersten Projektphase wurde eine geeignete Hardware für den digitalen Zwilling ausgewählt und die Integration des digitalen Zwillings in den Versuchscontainer auf der Kläranlage Braunschweig umgesetzt. Damit der digitale Zwilling die vorhandene Regelung der physischen Steuerungen abbilden kann, musste das in der Automatisierungssoftware der einzelnen Prozessschritte umgesetzte Steuer- und Regelungskonzept zunächst transferiert werden.

Im zweiten Schritt wurde ein webbasiertes SCADA-System in einer Cloudumgebung aufgesetzt. Durch den Einsatz einer webbasierten Cloudlösung konnte der Prozess einfach über einen Webbrowser betrachtet und analysiert werden. Zudem ist eine gleichzeitige Nutzung durch die Projektbeteiligten möglich. Zur Darstellung und zum Überwachen der Prozesse wurde eine Visualisierung implementiert (Abbildung 1.2-2). Weiterhin wurden alle Prozessdaten in ein historisches Archiv überführt, wodurch eine detaillierte Analyse der Prozesse ermöglicht wird.

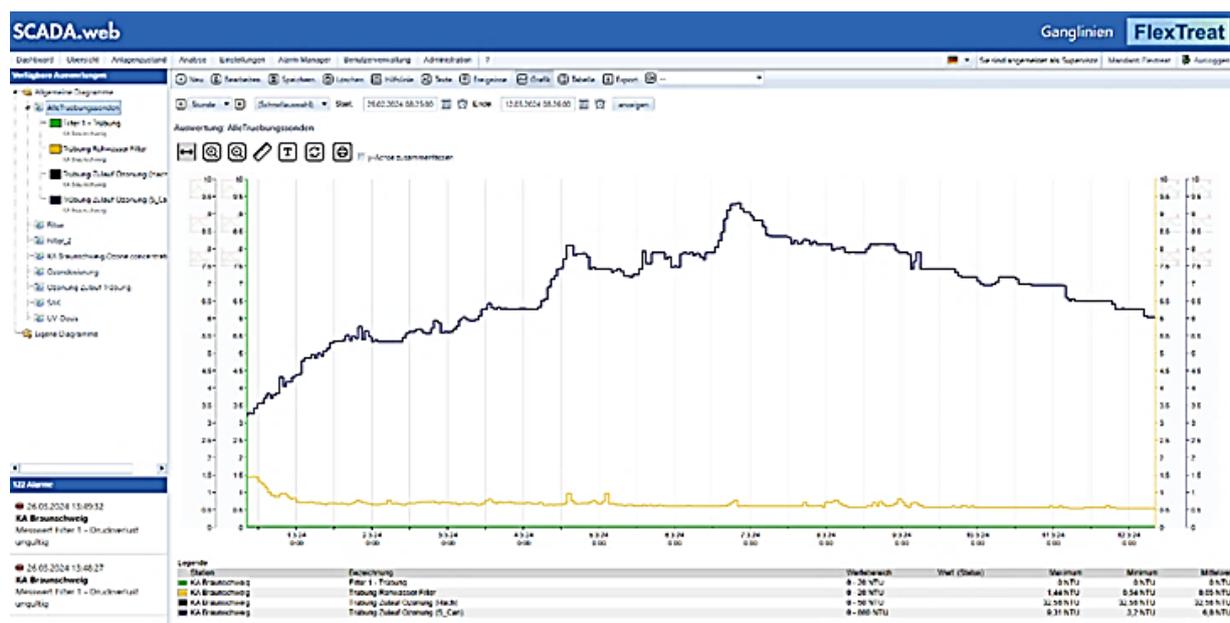


Abbildung 1.2-2: Grafische Analyse der Prozesse

Bei der Umsetzung des ursprünglichen Ziels einer vollständigen Umsetzung des Regelungsprozesses in einem digitalen Zwilling, stellte sich heraus, dass die notwendige Regelgröße „virtuelles Wasser“ nicht im Rahmen der Projektlaufzeit abgebildet werden kann. Genau wie in der realen Versuchsanlage muss sich im digitalen Zwilling jede Änderung einer Regelgröße auf den Prozess auswirken. Das bedeutet, dass die Reaktion des virtuellen Abwassers z.B. über ein antrainiertes KI-Modell auf die Aktion der Regelgröße reagieren muss. Das Antrainieren dieses erforderlichen KI-Modells ist nicht im Rahmen der Projektlaufzeit umsetzbar.

Anstelle dieser Aufgabe wurden KI-gestützte Maßnahmen zur Sicherstellung der Prozessqualität geplant und umgesetzt.

Hierzu sind zunächst unterschiedliche KI-Methoden zur Detektion von Anomalien validiert worden. Die „Isolation Forest Analyse“ (Abbildung 1.2-3) wurde zur Isolation einzelner Datenpunkte angewendet. Hier hat sich gezeigt, dass diese Methode erfolgreich zur Identifikation von „Ausreißern“ eingesetzt werden kann. Bei dieser KI-Methode handelt es sich um eine „Uni-Variable Anomalie Detektion“, die einzelne Datenpunkte isoliert untersucht (Liu et al. 2008).

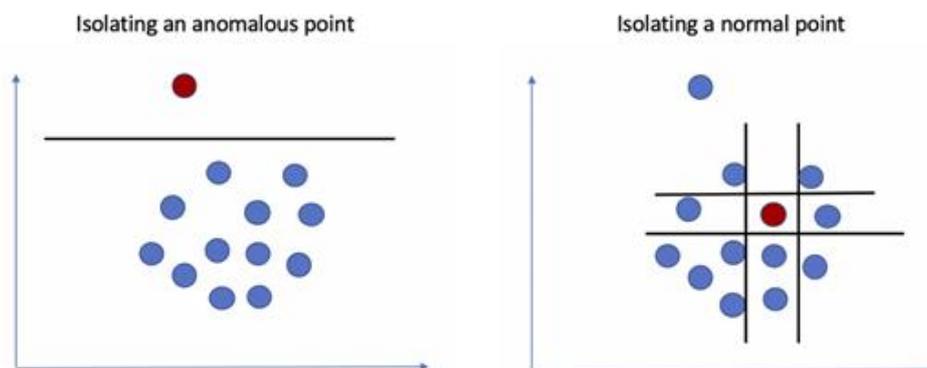


Abbildung 1.2-3: Prinzipskizze der Isolation Forest Analyse

Als weitere KI-Methode ist eine Clustering Methode (Abbildung 1.2-4) eingesetzt worden. Die Clustering-Methode untersucht die historischen Zeitreihen mehrerer Datenpunkte (Multi Variable Anomalie Detektion) aus dem Prozess und liefert Zeitbereiche, in denen Anomalien detektiert wurden. Für eine fachliche Analyse der Prozessdaten wird durch diese Methode der zu untersuchende Zeitbereich eingegrenzt.

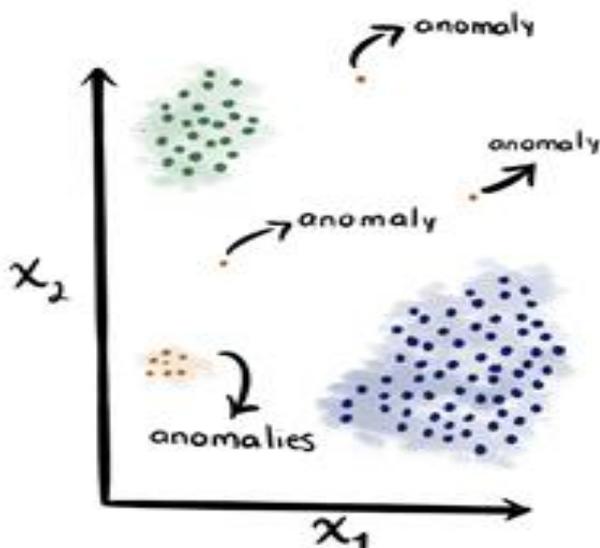


Abbildung 1.2-4: Prinzipskizze Clustering Methode

Aufgrund der hohen Anzahl an Prozessparametern wurde zur Reduzierung der Anzahl der Parameter die Principal Component Analyse (PCA) (Abbildung 1.2-5) eingesetzt. Bei dieser Methode werden im Ergebnis nur noch Datenpunkte betrachtet, die einen Großteil der Varianz

erklären. Bei der PCA-Analyse werden Datenreihen, die sich sehr ähnlich verhalten, also korreliert sind, zu einer Komponente geclustert. Dadurch reduziert sie die Anzahl der zu betrachtenden Komponenten ohne, dass die Aussagekraft der Datensätze stark verändert wird.

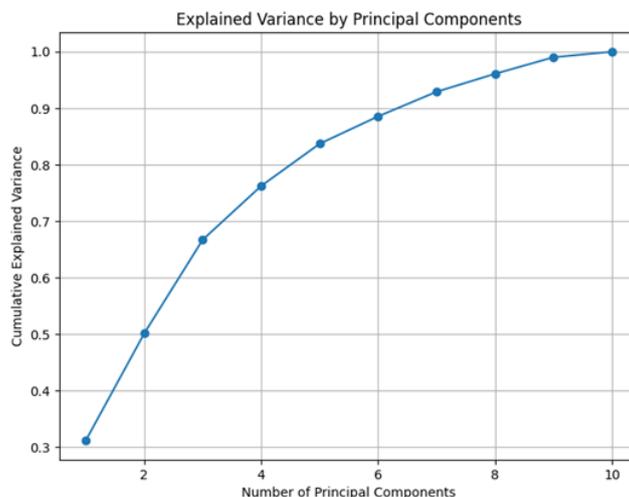


Abbildung 1.2-5: Beschriebene Varianz in Abhängigkeit der Anzahl an Komponenten bei der Principal Component Analyse

In einem weiteren Schritt wurden die im digitalen Zwilling aufgezeichneten Prozessdaten im Zeitbereich vom 01.01.2022 bis zum 01.02.2024 hinsichtlich der Korrelationen der betrachteten Datenpunkte untersucht. Betrachtet wurden hier die durch die PCA-Methode reduzierten Datensätze. Die Messstellen der jeweiligen Parameter können Abbildung 1.2-7 entnommen werden.

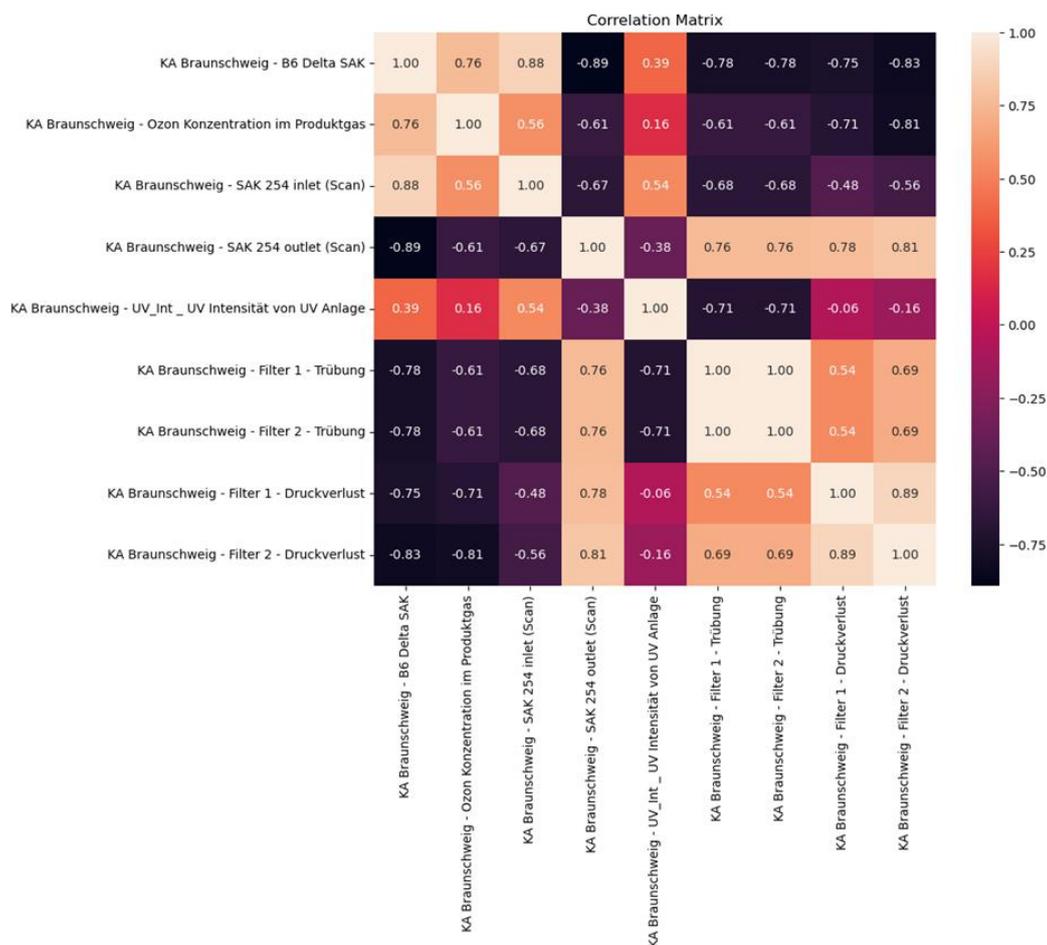


Abbildung 1.2-6: Korrelationsmatrix verschiedener Messgrößen der Pilotanlage auf der KA Braunschweig

Die oben dargestellte Abbildung 1.2-6 stellt den ermittelten Grad der Korrelation relevanter Datensätze zueinander dar. Je näher der Wert bei „+1“ liegt, desto positiver bzw. direkt proportionaler ist die Beziehung zwischen den beiden betrachteten Parametern. Je näher der ermittelte Wert bei „-1“ liegt, desto negativer bzw. invers proportionaler ist die Beziehung zwischen den beiden jeweils betrachteten Datensätzen. Werte nahe Null zeigen eine schwache Korrelation auf. Aus der ermittelten Matrix können direkt einzelne Wechselwirkungen der Datensätze identifiziert werden, von denen die relevantesten im Folgenden beispielhaft erläutert werden:

Erhöhung des SAK₂₅₄-Eingangswertes:

- Ozonproduktion: Eine Erhöhung des SAK₂₅₄-Eingangswertes (Inlet) führt i.d.R. zu einer Erhöhung der Ozonproduktion, um die gewünschte Reduktion des SAK₂₅₄ zu erreichen.
- Trübung und Druckverlust: Eine mittelfristige Erhöhung des Eingangswertes der Trübung führt zu einer Erhöhung des SAK₂₅₄ und zu einem Druckverlust im Filter, da mehr Partikel im Wasser vorhanden sind.

Erhöhung des SAK₂₅₄-Ablaufwertes:

- UV-Intensität: Eine Erhöhung des SAK₂₅₄-Ausgangswertes (Outlet) führt zu einer Verringerung der UV-Intensität, da die Wasserqualität (Transmission) schlechter ist. Dieser Wert wird im Ablauf der Ozonanlage gemessen. Je nach Einstellung (Δ SAK₂₅₄: 34 %

oder 47 %) und Zulauf-SAK₂₅₄ schwankt dieser Wert. Der Wert muss jedoch unterhalb SAK-inlet liegen. Wenn SAK-inlet = SAK-outlet ist, ist die Ozonung ausgeschaltet oder die Messung funktioniert nicht korrekt.

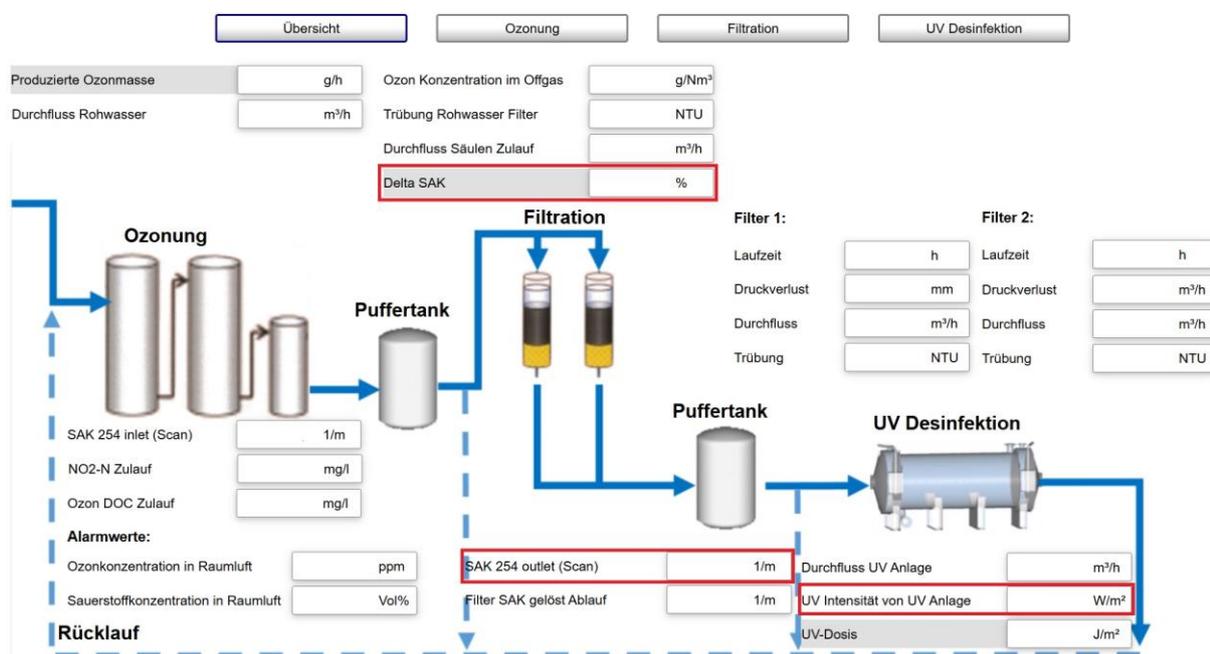


Abbildung 1.2-7: Übersicht über Messgrößen und deren Messstellen an der Verfahrenskette Ozonung Filtration und UV-Desinfektion

Der SAK₂₅₄ outlet wird maßgeblich durch die Ozondosierung beeinflusst. Je höher die Ozondosierung desto niedriger der SAK₂₅₄ outlet Wert.

Erhöhung des Δ SAK₂₅₄:

Wasserqualität und UV-Intensität: Die Intensität gibt die Bestrahlungsstärke der UV-Anlage an. Niedrige Werte deuten auf schlechtere Wasserqualität hin. 0 = Anlagenausfall.

Je schlechter die Transmission des Wassers (d.h. je höher der Wert des SAK₂₅₄), desto niedriger die Intensität. Entscheidend ist der Wert des SAK₂₅₄ outlet (Ablauf der Ozonanlage), da sich dieser Wert über den Filter nicht (stark) verändert. Ist die Ozonanlage ausgeschaltet/ausgefallen, ist die UV-Intensität niedriger (da der SAK₂₅₄ höher ist). Eine Erhöhung des Δ SAK₂₅₄ durch eine höhere Ozondosis führt zu einer Verbesserung der Transmission und einer Erhöhung der UV-Intensität bei gleicher UV-Anlagenleistung.

Analyse festgestellter Anomalien

Mit Hilfe der implementierten KI-Methoden wurden am 07.05.2024 gegen 14:00 Uhr und gegen 23:00 Uhr Anomalien im Prozess detektiert. Diese sind in Abbildung 1.2-8 dargestellt.

- Die rot markierten Datenpunkte in der nachfolgend dargestellten Grafik kennzeichnen regelbasierte Anomalien. Diese Datenpunkte liegen außerhalb der von Experten festgelegten Schwellenwerte und sind damit als Ausreißer detektiert.

- Die gelb und blau markierten Datenpunkte stellen eine multivariante Anomalie dar. Während der SAK-Inlet konstant bleibt, ist der SAK-Outlet plötzlich gestiegen, und folglich hat sich der ΔSAK_{254} , der den Unterschied zwischen den beiden darstellt, verringert. Ein plötzlicher Anstieg des SAK-Outlets bedeutet (in diesem Fall) eine Zunahme der Trübung im Ausgangswasser, eine Verringerung der UV-Intensität und eine Erhöhung der Ozonkonzentration. Da jedoch keine Änderungen in diesen Parametern zu beobachten sind, handelt es sich hierbei um eine multivariante Anomalie.
- Die orangefarbenen Markierungen zeigen das anomale Verhalten der Parameter selbst an. Diese werden in der Regel als Werte in der Nähe der Schwellenwerte erkannt.



Abbildung 1.2-8: Festgestellte Anomalien im Mai 2024

Weitere Anomalien wurden am 17. Mai 2024 detektiert (Abbildung 1.2-9). Wie auch bereits im ersten Beispiel stellen rot markierte Datenpunkte eine regelbasierte Anomalie dar. Bei der Untersuchung der Daten vom 17. Mai 2024 beobachten wir nach 15:00 Uhr anomale Bewegungen bei den Ein- und Ablaufwerten von SAK₂₅₄. Daher verhält sich ΔSAK_{254} auf ähnliche Weise. Alle Parameter, die direkt von dieser Änderung betroffen sein sollten, wie UV-Intensität, Druckverlust und Ozonkonzentration, verhalten sich normal. Daher gibt es hier multivariate Anomalien. Die orangefarbenen Punkte zeigen wie bereits im vorherigen Beispiel das anomale Verhalten der Parameter selbst an. Diese werden in der Regel als Werte in der Nähe der Schwellenwerte erkannt.

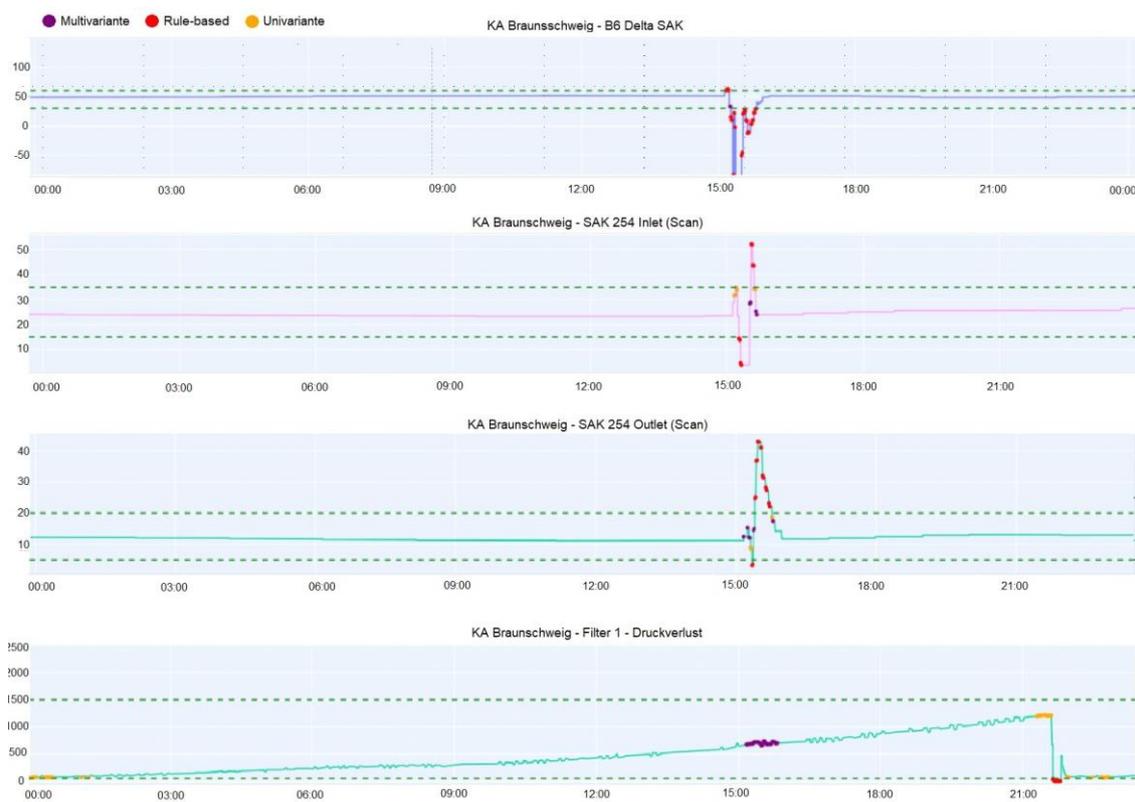


Abbildung 1.2-9: Festgestellte Anomalien im Mai 2024

Die Umsetzung einer automatischen Erkennung von Anomalien in den Prozessen des Versuchscontainers auf der Kläranlage Braunschweig konnte erfolgreich umgesetzt werden. Die Bedienoberfläche des digitalen Zwillings wurde angepasst damit detektierte Anomalien für die Anlagenbediener transparent und klar visualisiert werden (Abbildung 1.2-10).

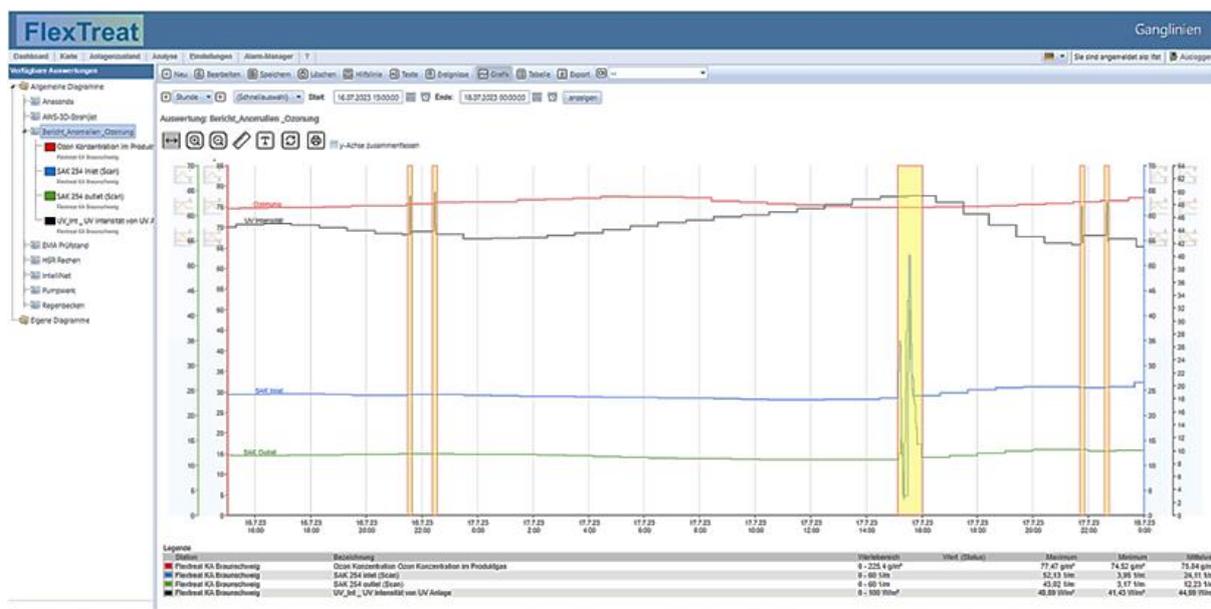


Abbildung 1.2-10: Visualisierung von detektierten Anomalien

Erarbeitete Lösungen

Der Einsatz digitaler Technologien ist zur Einhaltung und Sicherstellung der eingesetzten Verfahren im Prozess der Abwasserreinigung geeignet. Über einen digitalen Zwilling können grundsätzlich unterschiedliche Regelszenarien überprüft werden, ohne dass der reale Prozess beeinträchtigt wird. Voraussetzung ist die Implementierung einer virtuellen Regelgröße, die entsprechend auf Veränderungen der Regelparameter reagiert. Im Rahmen der durchgeführten Untersuchungen konnten hierzu zwei unterschiedliche Modelle als zielführende Lösung identifiziert werden.

Als weiteres Ergebnis des Arbeitspaketes 2.1 konnte eine KI-gestützte Detektion von Anomalien im Prozess realisiert werden. Damit kann ohne die fachliche Einschätzung eines Experten die Qualität des Prozesses automatisiert überwacht werden. Diese zusätzliche Monitorfunktion des Prozesses schafft damit Sicherheit und sorgt für ein hohes Vertrauen in die eingesetzte Prozesstechnik.

1.2.2 KI zur Datenanalyse und Optimierung (AP 2.2)

Wissenschaftlicher und technischer Stand zu Beginn des Vorhabens

In der ursprünglichen Betriebsweise „konstante SAK₂₅₄-Abnahme“ wird eine feste prozentuale Abnahme der SAK₂₅₄-Extinktion eingehalten. Die SAK₂₅₄-Abnahme wird aus zwei SAK₂₅₄ Messwerten, der Zu- und Ablaufwert der Versuchsanlage, gebildet und zur Anpassung des Ozoneintrags (DO_{3,v}) herangezogen.

Die SAK₂₅₄-Abnahme bestimmt sich gemäß Formel 4:

Formel 4: Berechnung SAK-Abnahme im Anwendungsfall der Anlagenregelung der FlexTreat Ozonanlage

$$SAK_{254,Abnahme,u} = \left(1 - \frac{SAK_{254,ab}}{SAK_{254,zu}} \right) \cdot 100$$

Mit:

SAK_{254,Abnahme,u} = ungemittelte SAK₂₅₄-Extinktionsabnahme [%]; Rechenwert

SAK_{254,zu} = SAK₂₅₄-Extinktion im Zulauf der Ozonanlage [1/m]; Messwert

SAK_{254,ab} = SAK₂₅₄- Extinktion im Ablauf der Ozonanlage [1/m]; Messwert

Der Wert SAK_{254,Abnahme,u} wird durchgängig berechnet und aufgezeichnet. Zusätzlich wird zu bestimmten Zeitpunkten ein gleitendes Mittel über einen einstellbaren Zeitraum t_{SAK,g} (Vorgabe, Wertebereich 1 .. 15 [min]) gebildet.

Um die hydraulische Aufenthaltszeit des Systems zu berücksichtigen, wird das durch die Ozonanlage geflossene Volumen V_{W,zu} durch Integration des Ozonanlagenzulaufs (Messwert Q_{W,zu,mess} [m³/h]) berechnet und mit dem Systemvolumen V_{System} verglichen. Sobald V_{W,zu} den Wert V_{System} überschreitet, wird V_{W,zu} wieder auf Null gesetzt und SAK_{254,Abnahme,u}, über den nachfolgenden Zeitraum t_{SAK,g} gemittelt, um die mittlere SAK₂₅₄-Abnahme zu erhalten.

Für die Entwicklung autonomer Systeme bedarf es Methoden der Künstlichen Intelligenz (KI) wie dem maschinellen Lernen (ML). In den letzten 10 Jahren wurden im Bereich der kommunalen und industriellen Kläranlagen in Deutschland Methoden der Künstlichen Intelligenz (z.B. Künstliche Neuronale Netze (KNN)) zur Simulation und Prozessoptimierung eingesetzt. Diese Methode verarbeitet vorhandene Ursachen (z.B. Zuflussmengen, Temperatur, Frachten) und bildet die Auswirkungen (Abbauraten, Energieverbrauch, Wirkungsgrade) ab. Der große Vorteil gegenüber der Berechnung mittels deterministischer Methoden ist dabei die Tatsache, dass die KNN mit den verfügbaren Messungen wie hydraulischen Mengen, Temperaturen, Leitfähigkeiten, pH usw. auskommen.

Die Leistungsfähigkeit der KNN Methoden wurde erfolgreich unter Beweis gestellt bei der Modellierung und Optimierung von Aufbereitungsprozessen in der Abwassertechnik (Robecke and Cornel 2012). Zu den größten und komplexesten Systemen, die mit KNN-Methoden optimiert werden, gehören z.B. die Kläranlagen Köhlbrandhöft / Dradenau in Hamburg sowie Köln-Stammheim. Diese Anlagen fahren aufgrund der Prognosen und Optimierungsvorschläge sicherer bzgl. der Grenzwerteinhaltung und sparen signifikant beim Einsatz von Energie und

Chemikalien (Hanßen H. 2017). Xylem nutzt KNN Modelle bisher hauptsächlich für die Optimierung der Nitrifikation auf Kläranlagen. Die Methoden der KNN ist im Rahmen dieses Arbeitspaketes für die Pilotanlagen auf den Versuchsstandort in Braunschweig angewendet worden.

Planung und Ablauf des Vorhabens

Es erfolgte eine systemtechnische Anpassung der Anlagen, durch Einbau zusätzlicher Messtechnik, Kommunikationsschnittstellen sowie zentraler SPS zur Datenaufzeichnung mit einer Ergänzung der Programmierung der Ozon-Steuerung mit einem neuem Betriebsmodus „Signal: modellierter ΔSAK_{254} -Wert“. Dazu ist eine Softwareprogrammierung auf Basis von KNN auf dem Industrie PC installiert worden mit Konnektivität zur SPS für die Datensammlung, Sensitivitäts-Analysen und Erstellung der Modell-Grundstruktur. Die Zielgrößen für die Vorhersage der Modellierungen muss festgelegt werden und das Modell anhand von Trainingsdaten angelernt und getestet werden. Alle (online) Messdaten werden in Echtzeit zentral in einer SPS gesammelt und dem Modell zur Verfügung gestellt (Abbildung 1.2-11).

Systemarchitektur AP2

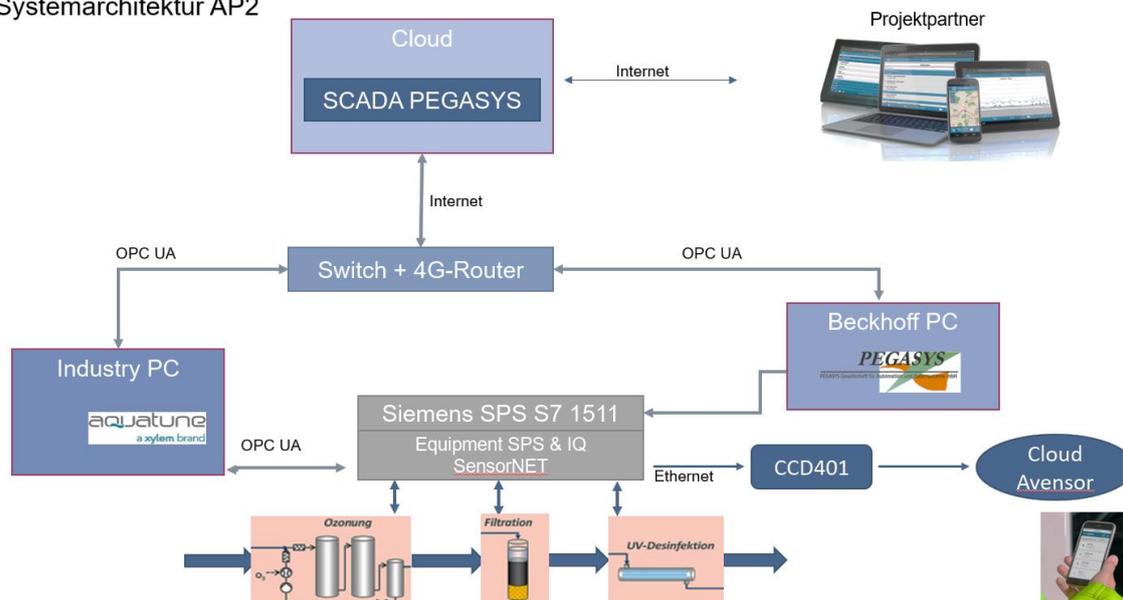


Abbildung 1.2-11: Systemarchitektur für Datensammlung an den Pilotanlagen

Als Modell ist ein Total Store Order-System (TSO-System) implementiert worden, welches sogenannte „Long Short-Term Memory Networks“ (LSTM) nutzt, um zuverlässige Vorhersagen zu treffen. LSTM sind eine Art rekurrentes neuronales Netzwerk, das besonders gut geeignet ist, Abhängigkeiten über lange Sequenzen zu erkennen. LSTM sind in der Lage, Informationen aus der Vergangenheit zu selektieren. So kann es selbstständig auswählen, welche Trainingsdaten für die aktuelle Prognose und für die Prognose über den gesamten Zeithorizont wichtig sind und welche vernachlässigt werden können. Dies macht LSTM ideal für den Anwendungsfall im FlexTreat-Projekt, bei dem der zeitliche Zusammenhang der Messwerte zur Berechnung des Regelwerts eine große Rolle spielt.

LSTM benötigen Zeitreihen als Eingangsdaten für das Modell und liefern Zeitreihen als Ergebnisse. Das bedeutet, dass das Modell Informationen über einen Zeitraum in der Vergangenheit benötigt, um Vorhersagen über einen Zeitraum in der Zukunft treffen zu können.

Für dieses Projekt wurden LSTM-Modelle auf Basis der vorliegenden Daten erstellt. Zuerst wurden auf der Grundlage statistischer Auswertungen die geeigneten Modelleingänge ausgewählt. Die besten Modelleingänge sind diejenigen, die die wenigsten Probleme (eingefrorene Signale, Sensor drift, häufige Ausfälle) und eine gewisse zeitliche Dynamik aufweisen. Die ausgewählten Modelleingänge sind in der Tabelle 1.2-1 zu sehen. Für alle Eingänge sind die entsprechenden Messungen aus den letzten 4 h miteinbezogen.

Tabelle 1.2-1: Modellparameter zur Berechnung des ΔSAK_{254} Wertes

Parameter	Modelleingang
Ozonkonzentration im Produktgas	Ozone_c_O3_in_gas
Ozonkonzentration im Abgas	Ozone_c_O3_off_gas
SAK ₂₅₄ im Zulauf	Ozone_in_SAK
Trübung im Zulauf	Ozone_in_Tur
DOC im Zulauf	Ozone_in_c_DOC
CSB im Zulauf	Ozone_in_c_COD
Nitratkonzentration im Zulauf	Ozone_in_c_NO3
Nitritkonzentration im Zulauf	Ozone_in_c_NO2
ΔSAK_{254} vom Zu- und Ablauf	Ozone_dSAK_rel
Zeitstempel	Time_of_day

Als Modellausgang ist der ΔSAK_{254} von Zu- und Ablauf (Ozone_dSAK_rel) (15-Minuten, 30-Minuten, ..., bis 2 Stunden-Prognose) berechnet worden. In der Abbildung 1.2-12 ist das Modell als Schema eines KNN verdeutlicht dargestellt.

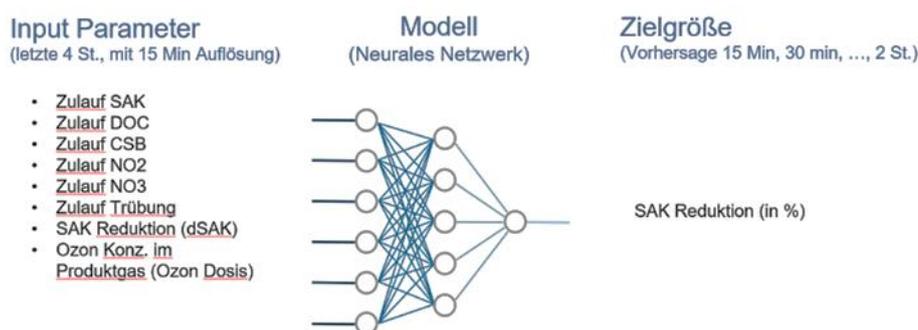


Abbildung 1.2-12: Modellschema als KNN

Als Datengrundlage dienen im vorliegenden Projekt 10 Eingangsgrößen des Zu- sowie Ablaufs der Ozonanlage. Zusätzlich zu den Werten der Pilotanlage am Standort Braunschweig, sind weitere Trainingsdaten eines anderen Standorts verwendet worden, um dem Modell (qualitativ) ausreichend Trainingsdaten zur Verfügung zu stellen.

Verwendet wurde eine zeitliche Datenauflösung von 15 Minuten. Die Eingangsgrößen müssen sich in einem bestimmten Wertebereich befinden, ansonsten wird der Wert als ungültig bewertet und die Steuerung schaltet in den ursprünglichen Betrieb ohne Prognosewerte. Der berechnete Modellwert wird als Ist-Wert Abnahme unbemittelt in die SPS eingelesen.

Ein Wertebereich für die Modellparameter wird vorgegeben, um die Prognosewerte zu verbessern und untypische Messwerte oder Werte bei Anlagenstillständen nicht mit einfließen zu lassen. Liegen die Werte außerhalb des vorgegebenen Wertebereichs, wird eine Fehlermeldung ausgelöst und Prognose werden nicht mehr geliefert. Bleibt ein Signal konstant während eines gewissen Zeitraumes, wird derselbe Fehler ausgelöst, da dieses auf einen Fehler der Messtechnik hindeutet. Bei Auslösen einer Fehlermeldung wird auf die ursprüngliche Regelung umgestellt.

Das Modell soll eine Prognose dafür liefern, wie sich die ΔSAK_{254} Werte im Ablauf der Ozonierung in den nächsten 2 Stunden entwickeln werden. Die folgende Abbildung 1.2-13 zeigt einen zeitlichen Verlauf einer qualitativen Bewertung des Anlagenbetriebes dar. Ist der Fehlerwert = 0, funktioniert das Model einwandfrei. Liegt ein Fehler vor, gibt es die Rückmeldung Fehler = 1 und die Steuerung wird auf die ursprüngliche Fahrtweise umgestellt ohne die Verwendung des Prognosemodells. So ist sichergestellt, dass die Anlage mit der ursprünglichen Messtechnik weiter betrieben werden kann.

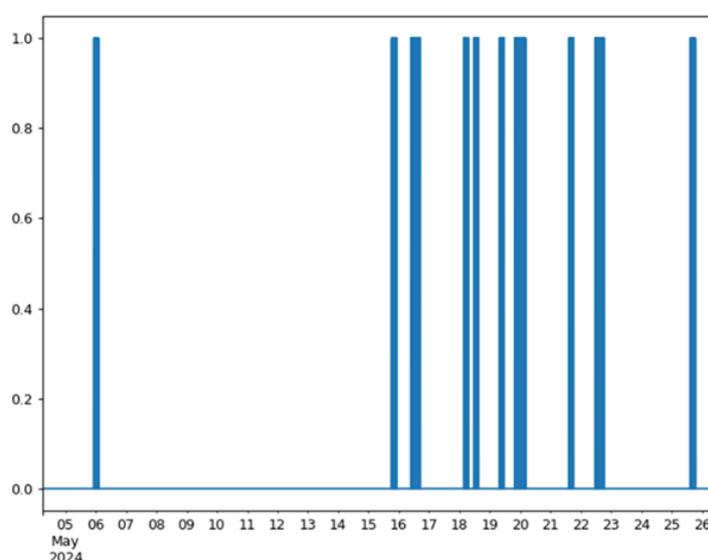


Abbildung 1.2-13: Darstellung der Modellrückmeldung. Wert = 0 Prognosewerte konnten berechnet werden, Wert = 1 Prognosewerte konnten nicht berechnet werden

Die Modellentwicklung bestand aus folgenden Schritten:

1. Datensammlung: historischen Daten werden zur Verfügung gestellt. Je länger der Zeitraum der Zeitreihen, desto besser. Ein Jahr ist i.d.R. das Minimum damit die jährlichen Dynamiken (Temperatur, Regen etc.) erfasst werden. Für dieses Projekt sind historische Daten eines anderen Projektes an einem anderen Standort verwendet worden. Bevorzugt sollten Daten des tatsächlichen Standortes genutzt werden, um die charakteristischen Messdaten ins das Modell einfließen zu lassen.
2. Datenvorbereitung: Daten müssen gefiltert werden. Unplausible Daten werden entfernt. Die Datenvorbereitung dient ebenfalls dazu, die Daten besser zu verstehen und eine Vorauswahl der Modelleingänge anhand der Datenqualität (Vollständigkeit, genug Dynamik) zu treffen.
3. Modellentwicklung: Eine vordefinierte Modellarchitektur wird angewendet. Der Datensatz wird in zwei Datensätze aufgeteilt: Training und Testing.
4. Mit dem Trainings-Datensatz werden die Modellparametern (z.B. Anzahl von „Neuronen“) durch einen iterativen Prozess so eingestellt, dass das Modell die möglichst beste Prognose liefert.

5. Mit den Testing-Datensatz werden die Parameter, die während des Trainings festgelegt wurden, überprüft und die Qualität des Modells ausgewertet. Ist die Qualität nicht zufriedenstellen müssen Training und Testing wiederholt werden, bis die gewünschte Qualität erreicht ist.
6. Modelleinspielung: Das Modell wird in die virtuelle Maschine des Kunden (Industrie PC) eingespielt.
7. Zurückschreiben der Regelparameter: Sobald das Modell einwandfreie Echtzeitprognosen liefert, können die relevanten Parameter in den Industrie PC bzw. Steuerung (SPS S7) geschrieben und von dort aus für die neue Fahrweise übernommen werden.

Die Steuerung beruht auf dem Prinzip „model predictive control“. Das Modell prognostiziert den ΔSAK_{254} (Regelgröße) für die nächsten 30 Minuten (Zwei Prognosen: Eine für die nächste 15 Min. und eine für die nächste 30 Min.). Anhand dieser Prognose wird die O_3 -Dosierung berechnet und angepasst (Stellgröße).

Erzielte Ergebnisse

Die folgende Abbildung 1.2-14 ist ein Vergleich zwischen den Messwerten der real gemessenen ΔSAK_{254} Konzentration (grün) und den Vorhersagen des Modells (blau), jeweils für die Trainings- und Validierungsdaten. Auf der Abszisse ist der Zeitstempel aufgetragen und auf der Ordinate der ΔSAK_{254} Wert. Es ist hierbei zu beachten, dass das Modell die ΔSAK_{254} Konzentration bis zu 2 Stunden in der Zukunft in 15-minütigen Intervallen vorhersagen kann. Die blauen Kurven geben nur die Mittelung über diese Prognosehorizonte an, wobei zur Berechnung der Mittelung die Kurven entsprechend zeitlich verschoben wurden (um -15 Minuten, -30 Minuten ...bis zu -2 Stunden). Zielwert des ΔSAK_{254} liegt bei 34 % bzw. 47 %.

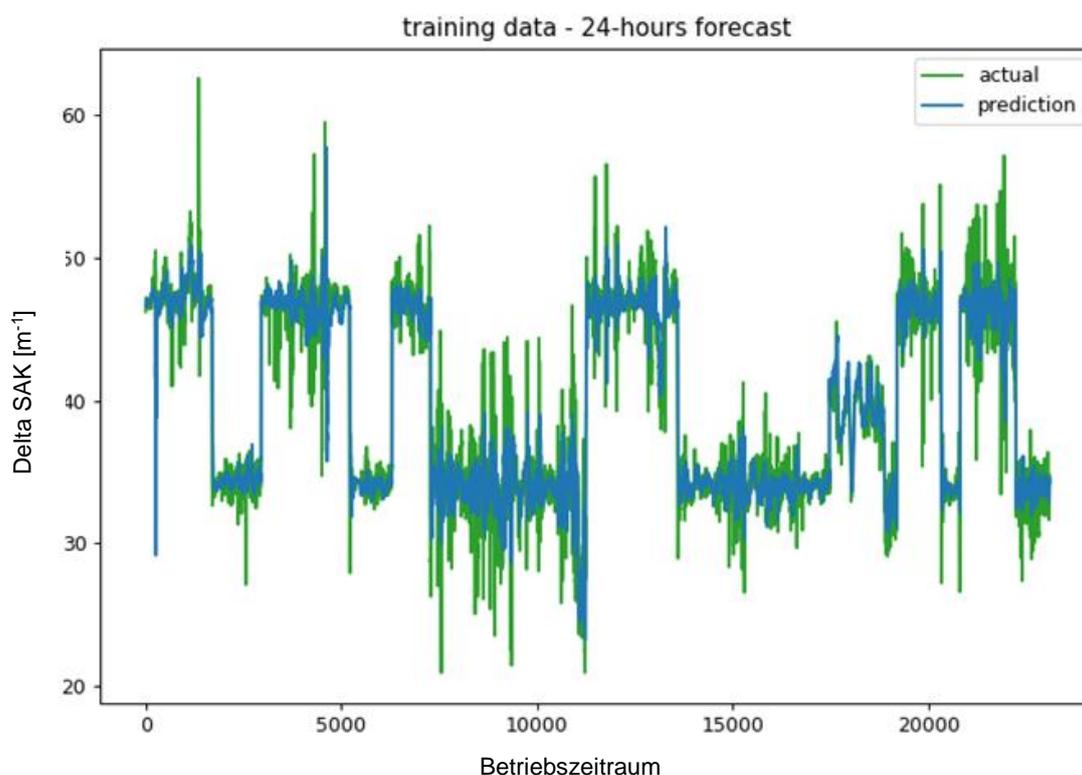


Abbildung 1.2-14: Wertevergleich über einen bestimmten Betriebszeitraum der Modell- (blau) und Messwerte (grün)

Wie in den folgenden Abbildungen dargestellt, weist der Ist-Wert des ΔSAK_{254} große Abweichungen um den Soll-Wert auf. Diese sind wahrscheinlich auf Probleme der betrieblichen Umstände der Messzelle des SAK-Sensors zurückzuführen (wie Verschmutzung, schwankender Durchfluss). Um das Modell zu trainieren, wurden diese Ausreißer so weit wie möglich herausgefiltert, da sie keinen plausiblen Anlagenzustand widerspiegeln.

In Fällen, in denen der ΔSAK_{254} -Sollwert 34 % betrug, wurde eine mittlere Abweichung vom Sollwert von 1,5 % verzeichnet. Das bedeutet, dass der ΔSAK_{254} im Durchschnitt zwischen 35,5 und 33,5 % lag. Hier lag die Schwankungsbreite im Bereich von 20,3 bis 39,9 %.

Auf der anderen Seite, in den Fällen, in denen der Sollwert für den ΔSAK_{254} 47 % betrug, wurde eine mittlere Abweichung vom Sollwert von 1,6 % verzeichnet. Das bedeutet, dass der ΔSAK_{254} im Durchschnitt zwischen 48,6 und 45,4 % lag. In diesem Fall bewegten sich die Werte in einem Bereich von 40,0 bis 64 %

Wird die Analyse ohne das Herausfiltern der unplausiblen Daten durchgeführt, zeigt der ΔSAK_{254} sehr große Schwankungen für beide Sollwerte (Abbildung 1.2-14).

Tabelle 1.2-2 vergleicht die deskriptiven Statistiken der gemessenen und prognostizierten Daten für den Trainingsdatensatz. Die Statistiken beschreiben den zentralen Trend und die Form der Verteilung der Datensätze. Aus den Werten lässt sich eine sehr gute Übereinstimmung der Prognosen mit den realen Daten erkennen, wie bereits in der Abbildung und visuell ersichtlich.

Tabelle 1.2-2: Werteverteilung der gemessenen und prognostizierten Datenwerte

	Gemessene Daten	Prognose
Mittelwert (%)	20,9	23,2
Standardabweichung	6,6	6,3
min	39,7	39,7
25-Perzentil	34,0	34,0
50-Perzentil	37,0	36,1
75-Perzentil	46,7	46,7
max	62,6	57,7

Im Fall des Validierungsdatensatzes weisen die deskriptiven Statistiken auf eine gute Modellleistung hin. Die Abbildung 1.2-15: Wertevergleich der Modell- und Messwerte zeigt jedoch, dass das Modell die ΔSAK_{254} in einigen Perioden leicht unterschätzt.

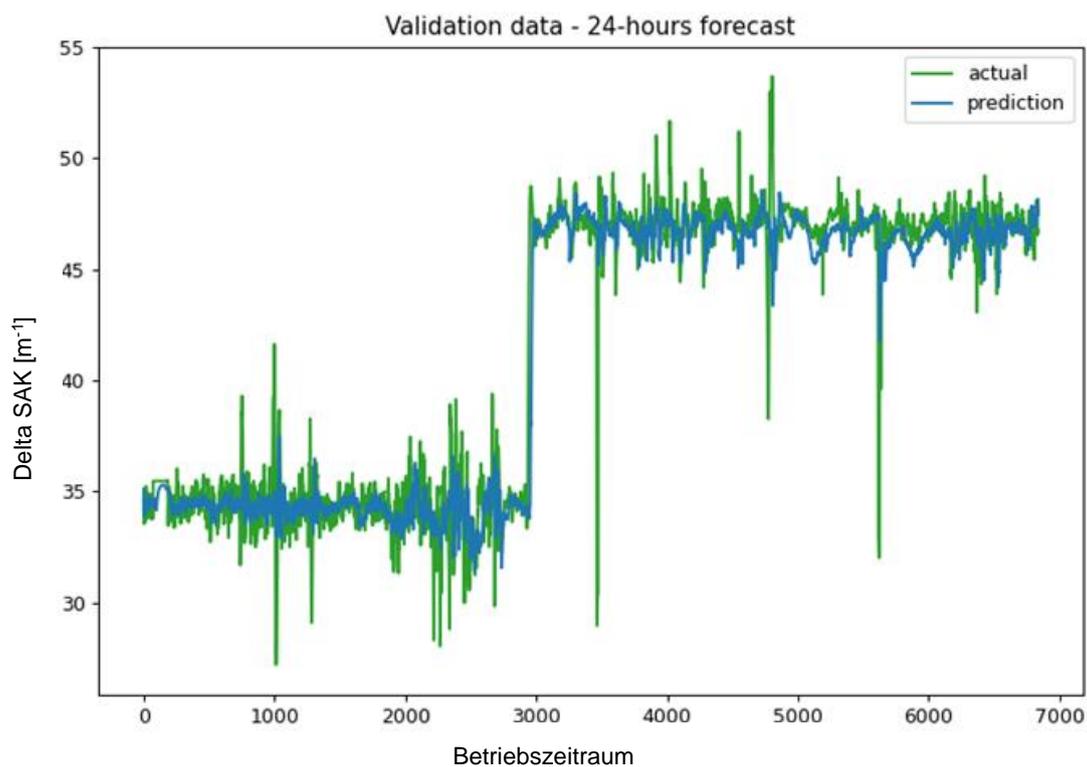


Abbildung 1.2-15: Wertevergleich der Modell- und Messwerte

Im Allgemeinen sind die Modellprognosen für beide Sollwertbereiche der ΔSAK_{254} (34 % und 47 %) gleich gut. Die Werteverteilung ist in Tabelle 1.2-3 dargestellt.

Tabelle 1.2-3: Werteverteilung der gemessenen und prognostizierten Datenwerte

	Gemessene Daten	Prognose
Mittelwert (%)	41,5	41,3
Standardabweichung	6,4	6,2
Min	27,2	31,4
25-Perzentil	34,5	34,0
50-Perzentil	46,1	46,0
75-Perzentil	47,1	47,0
Max	53,7	48,5

Mit Hilfe der folgenden Abbildung 1.2-16 und Abbildung 1.2-17 können die Modellergebnisse näher analysiert werden. Sie zeigen die Konzentrationsprognose für drei ausgewählte Zeiträume. Auf den Abbildungen ist zu erkennen, dass das Modell den Trend abbilden kann und keine signifikante Abweichung zwischen gemessenen und prognostizierten Daten zu sehen ist.

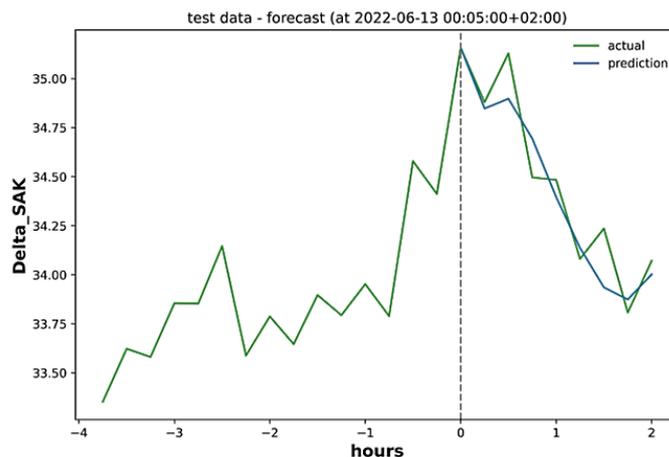


Abbildung 1.2-16: Darstellung des Prognosewertes des ΔSAK_{254} für den Zeitraum A

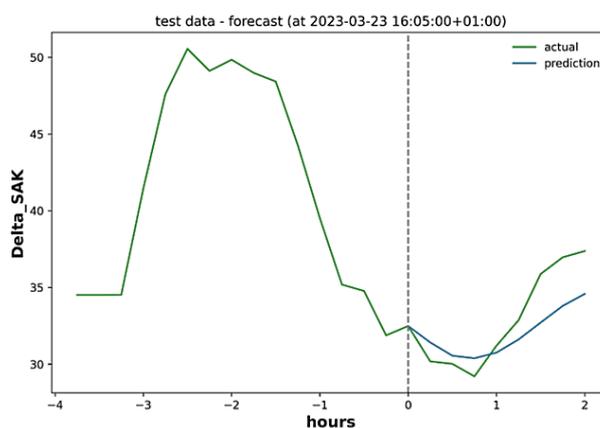


Abbildung 1.2-17: Darstellung des Prognosewertes des ΔSAK_{254} für den Zeitraum B

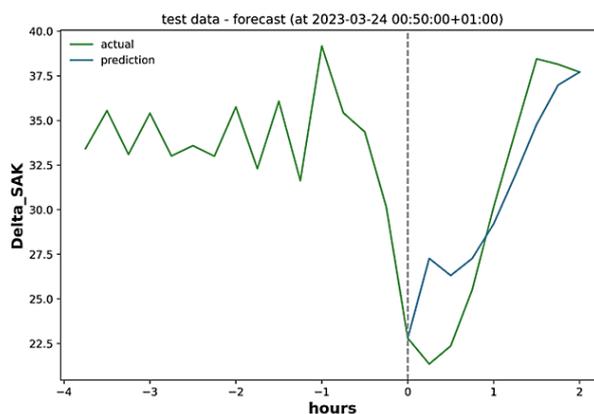


Abbildung 1.2-18: Darstellung des Prognosewertes des ΔSAK_{254} für den Zeitraum C

Falls für die modellierte Fahrweise keine Prognosewerte berechnet werden konnte, z.B. durch eine Verletzung des zulässigen Wertebereichs ($\text{SAK}_{\text{Ablauf}} > \text{SAK}_{\text{Zulauf}}$), ist automatisch die vorherige Fahrweise verwendet worden.

Die zulässigen Wertebereiche des $\text{SAK}_{\text{Zulauf}}$, $\text{SAK}_{\text{Ablauf}}$ und ΔSAK_{254} sind während des Versuchsbetriebs angepasst worden, um einen Betrieb ohne Unterbrechungen gewährleisten zu können und die Modellqualität nicht zu beeinträchtigen.

Die Eignung der neuen Fahrweise lässt sich anhand der ΔSAK_{254} -Variabilität, um den Sollwert bewerten. Wenig Variabilität deutet auf eine bessere Regelung hin und möglicherweise auf einen reduzierten Ozonverbrauch bzw. geringeren Energiebedarf. Die Variabilität wurde mittels der Standardabweichung quantifiziert.

Abbildung 1.2-19 zeigt den linearen Korrelationskoeffizienten („Pearson’s Produkt-Moment-Korrelation“) an und gibt damit ein Maß für die Übereinstimmung der Validierungskurven (Messung vs. Modell). RSQ-Werte liegen in einen Bereich von -1 bis 1. Ein Werte von -1 bedeutet maximale Antikorrelation (maximal falsche Prognosen), ein Wert von 0 bedeutet, dass Modell und Messungen überhaupt nicht korreliert sind, wiederum ein Wert von 1 liegt vor, wenn das Modell alle Messwerte exakt vorhersagt. In der Praxis kann angenommen werden, dass Werte $> 0,7$ zu brauchbaren Modellen führen.

Was die Qualität des Modells angeht, so weist es im Mittel einen Pearson-Korrelationskoeffizienten von 0,89 auf (Abbildung 1.2-19). Es konnte während der Modellvalidierung beobachtet werden, dass die Prognose etwas unschärfer wird, je weiter die Daten für die Zukunft berechnet werden.

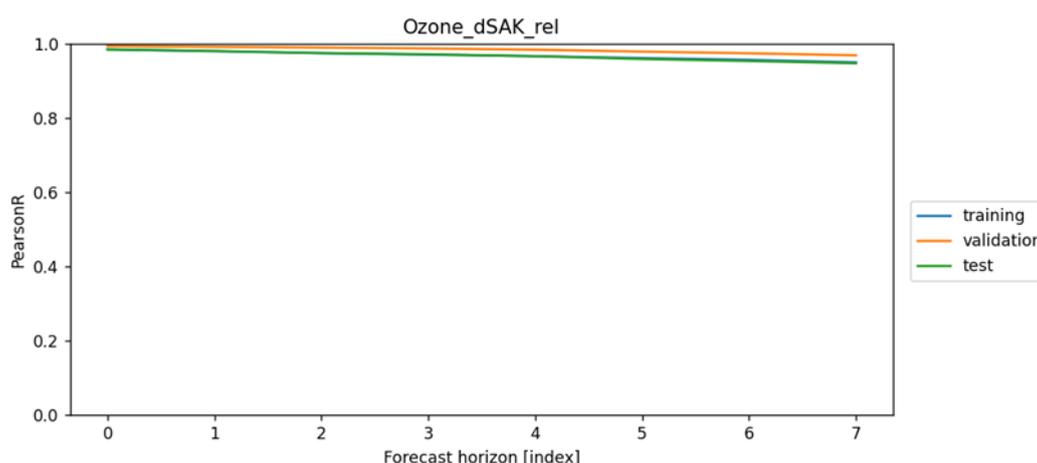


Abbildung 1.2-19: Pearson-Korrelationskoeffizient der Trainings-, Validierungs- und Testdaten für einen Prognosezeitraum bis zu 7 Stunden.

Zur besseren Veranschaulichung ist in Abbildung 1.2-20 jeweils der durchschnittliche, absolute Prognosefehler „MAE“ („mean absolute error“) in Abhängigkeit des Prognosehorizonts dargestellt. Der MAE hat dieselben Einheiten wie das ΔSAK_{254} in Prozent und ist dadurch leicht zu interpretieren. Der MAE gibt an, wie groß die Abweichung ist, die im Durchschnitt von den ΔSAK_{254} Prognosen zu erwarten ist. In der Abbildung 1.2-20 ist zu erkennen, dass der MAE mit zunehmendem Zeithorizont größer wird. Der größte beobachtete Fehler liegt jedoch bei 1,2 %, was immer noch als sehr gut bezeichnet werden kann. Da nur Daten bis zu 2 Stunden im Voraus in die Steuerung einfließen, ist mit einem Fehler von $< 1\%$ zu rechnen.

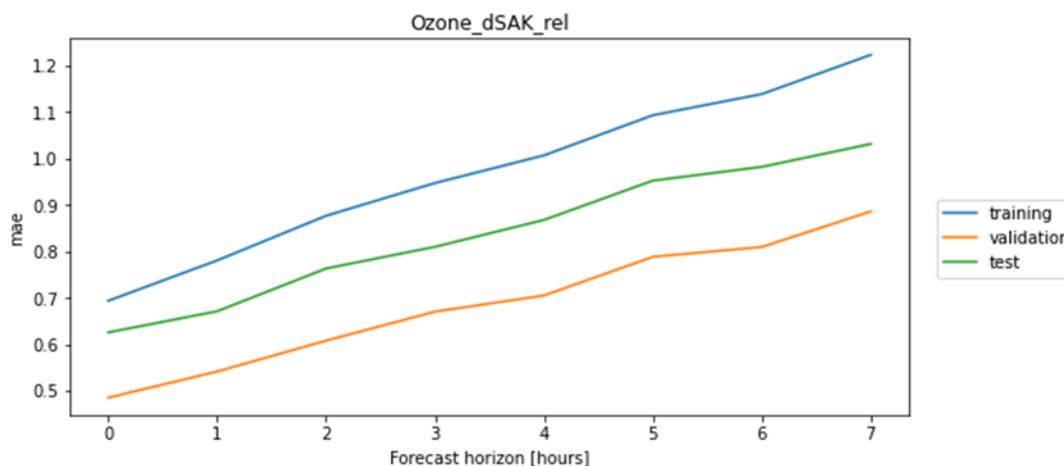


Abbildung 1.2-20: Mittlerer absoluter Fehler (mean absolute error - mae) der Trainings-, Validierungs- und Testdaten für einen Prognosezeitraum bis zu 7 Stunden.

Das erstellte Modell wurde in den Industrie-PC eingespielt und mit Echtzeitdaten getestet. Die wesentlichen Ergebnisse werden in dem nächsten Absatz zusammengefasst.

Die Modellperformance wurde in einem Zeitraum mit wenigen Betriebsunterbrechungen (Mai 2024) bewertet. Die Überprüfung der Messwerte mit der Modellvorhersage, zeigt eine passende Tendenz und Übereinstimmung (Abbildung 1.2-21). Die Schwankungen der Messwerte sind größer, da das Modell gemittelte 15 Minuten Werte liefert. Eine Unterschätzung durch das Modell ist zu Beginn des betrachteten Zeitraums zu erkennen, was möglicherweise das Verhalten des Predictive Control-Fahrweise leicht beeinflusst.

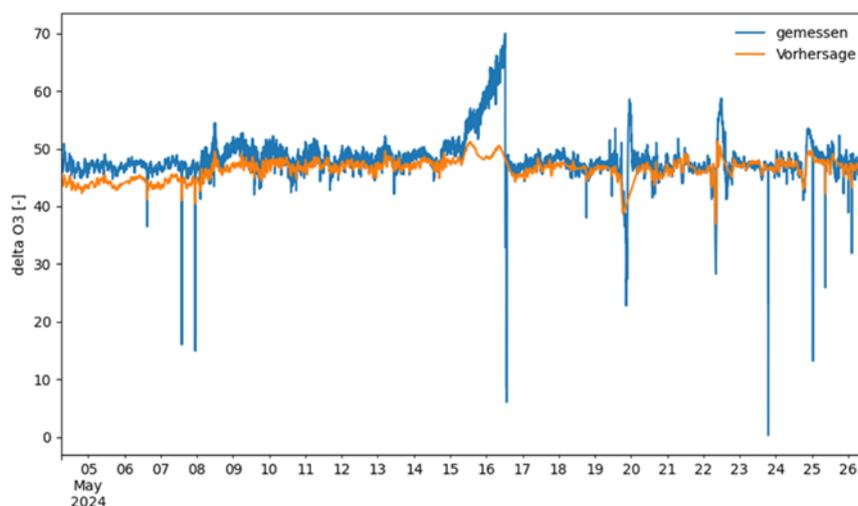


Abbildung 1.2-21: Vergleich der Modellperformance mit den gemessenen Werten über einen definierten Zeitraum

Die Abbildung 1.2-22 zeigt den Verlauf der Predictive Control-Fahrweise (PC-Fahrweise) mit der nicht modellbasierten Fahrweise. Die nicht modellbasierte Fahrweise reagiert stärker auf die online Messwerte, welches in größeren Schwankungen um den Sollwert resultiert. Geringere Schwankungen können zu einem reduziertem Ozonbedarf und dementsprechend geringeren Betriebskosten (Sauerstoff, Energie), bei gleichbleibender Ablaufqualität, führen. Die Variabilität wurde mittels der Standardabweichung quantifiziert.

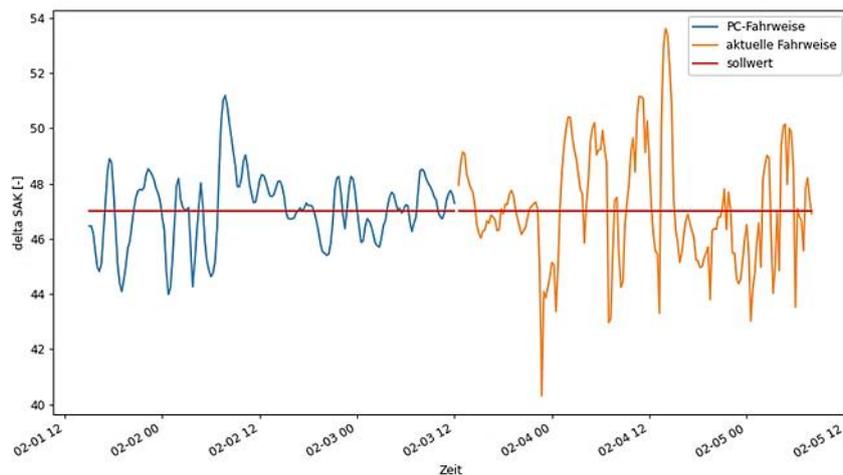


Abbildung 1.2-22: „Predictive Control“-Fahrweise im Vergleich mit der nicht modellbasierten Steuerung über einen definierten Zeitraum

Die Standardabweichung bei der modellierten Fahrweise beträgt 1,5 % gegenüber 2,1 % bei der Anlagensteuerung ohne Prognosemodell bei einem Zielwert des ΔSAK_{254} von 47 % (Abbildung 1.2-23). Es ist jedoch zu beachten, dass die Prozessbedingungen, unter denen die beiden Fahrweisen getestet worden sind, nicht vollständig identisch waren. Die Wasserqualität im Zulauf variierte stark. Dieses hat die Modellqualität jedoch nicht wesentlich beeinträchtigt und zusätzlich zu der Verwendung historischer Daten eines anderen Standorts konnten gute Prognosewerte generiert werden. Das Modell kann weiter verbessert werden, indem in bestimmten Abständen ein neues Anlernen des Modells mit den bisherigen Messdaten des Standortes durchgeführt wird. Möglich wäre auch ein kontinuierlich lernendes Modell, welches selbstständig die Messdaten zur weiteren Modellanpassung nutzt.

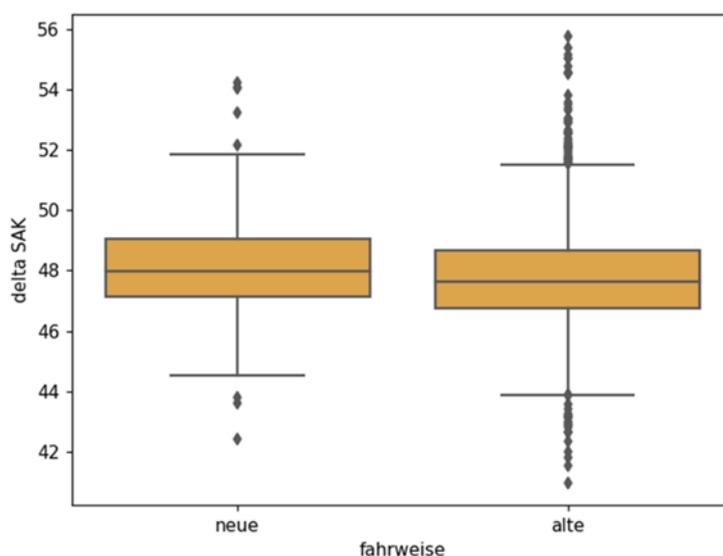


Abbildung 1.2-23: Erreichte Delta SAK in Abhängigkeit der Betriebsarten: Modellfahrweise (neue) und ursprüngliche Regelung (alte)

1.2.3 Mobile APP für UV und Ozon (AP 2.3)

Das AP 2.3 beinhaltet die Entwicklung einer App für ausgewählte Nutzergruppen. Die in der App gewählte Art der Darstellung orientiert sich an eigens für das FlexTreat-Projekt erstellten Anforderungsanalysen (User Cases) für die Anwender. Als potentielle Nutzergruppen werden vor allem das Betriebspersonal und Nutzwasserversorger erachtet.

Die Implementierung der Hard- und Software für die Anbindung der Pilotanlage erfolgte an die Xylem Avensor Plattform. Online-Messdaten der Pilotanlage am Standort Braunschweig wurden kontinuierlich an die Avensor Plattform gesendet. Die Daten können in der App in Echtzeit betrachtet und analysiert werden. Anschließend erfolgte die grafische Überarbeitung (UX/UI Design) der Plattform, in der zahlreiche Übersichtsfelder (Dashboards) festgelegt, programmiert und implementiert wurden.

Die Daten wurden zusätzlich in der Xylem Avensor Plattform (Cloud) gespeichert, wodurch eine Darstellung und Analyse der historischen Daten gegeben ist. Neben der (grafischen) Aufbereitung der Messdaten werden die Betriebszustände der Anlagentechnik und ausgewählte Parameter auf Dashboards dargestellt. Aus der Darstellung auf den Dashboards kann abgelesen werden, ob der jeweilige Onlinemesswert im Zielbereich liegt und somit die gewünschte Wasserqualität wahrscheinlich erreicht oder nicht erreicht wird.

Auf der Startseite werden die online Messwerte sowie die Betriebszustände und die Hauptparameter grafisch dargestellt (Abbildung 1.2-24). Dieses sind der aktuelle ΔSAK_{254} Wert, die Trübung im Ablauf in der jeweiligen Filtersäule sowie die UV-Dosis der Desinfektionsstufe. Ebenso sind die Warn- und Alarmwerte grafisch eingebunden. Durch die Balkendarstellung sieht der Nutzer, in welchem Bereich der aktuelle Messwert liegt. Der Balken verändert je nach Zustand seine Farbe über grün, gelb und rot entsprechend, ob der Messbereich im Warnbereich liegt (gelb) oder ein Alarm vorliegt (rot). Die Warn- und Alarmwerte sind per Linie fest markiert. Dadurch ist erkenntlich, wie weit der Abstand der aktuellen Messwerte zu dem jeweiligen Warn- oder Alarmwert liegt. Die Warn- und Alarmwerte können spezifisch festgelegt werden. Der Alarmwert könnte sich z.B. an den gesetzlichen Grenzwerten orientieren. Steht eine Warnung an, könnte das Wasser weiter genutzt werden, impliziert jedoch, dass der Anlagenbetrieb weiter beobachtet werden sollte.

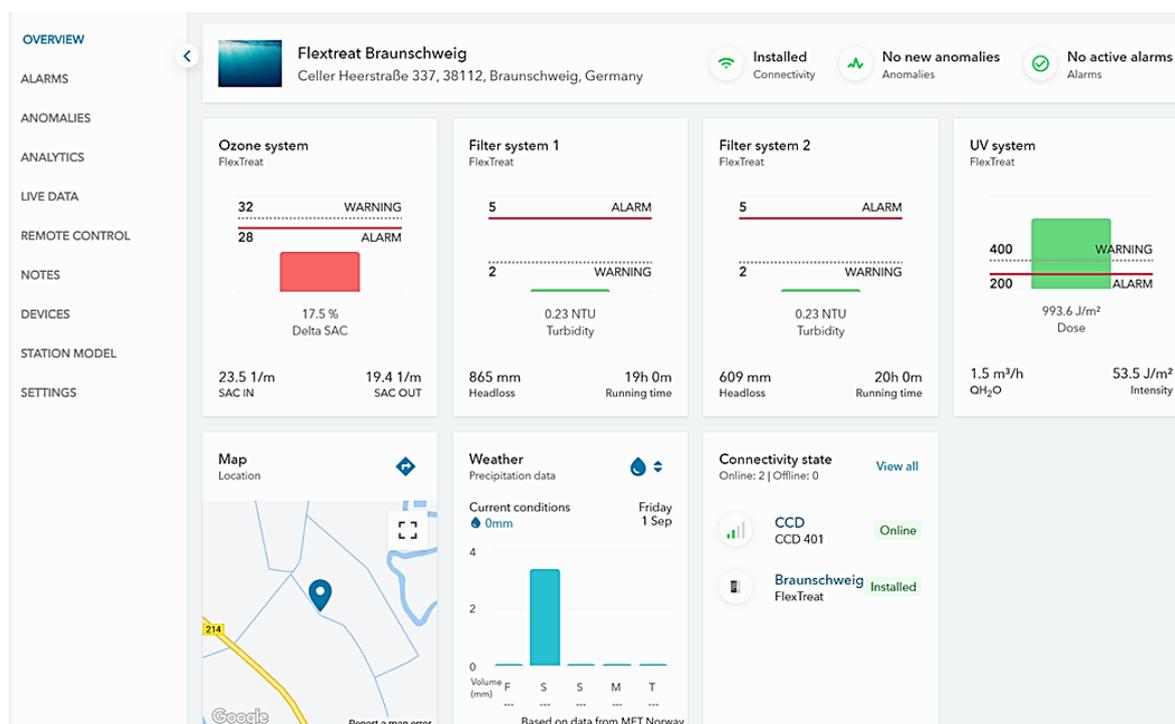


Abbildung 1.2-24: Übersicht der Dashboards auf der Avensorplattform bei der Nutzung der APP

Ebenfalls lassen sich alle Messwerte grafisch als Ganglinie (Abbildung 1.2-25) über definierte Zeiträume darstellen und vergleichen. Diese Option wird im Menü „ANALYTICS“ dargestellt. Dort lassen sich die Daten zur weiteren Nutzung in verschiedenen Formaten exportieren.



Abbildung 1.2-25: Darstellung der Ganglinien in der Avensorplattform

Das Menü LIVE DATA zeigt die aktuellen Messwerte an. Die Werte werden dort als Absolutwerte ohne grafische Darstellung angezeigt. Im Menü ANOMALIES soll das mögliche Auftreten von Anomalien und deren Erläuterung dargestellt werden. Die Möglichkeiten der Anomalieerkennung und deren Nutzung ist im Kapitel 1.2.1 beschrieben.

Die Avensor-Plattform dient darüber hinaus als Schnittstelle und Grundlage der APP für mobile Geräte. Der Zugriff per mobilem Endgerät ist möglich und es erfolgt eine projektspezifische

Darstellung der ausgewählten Parameter. Eine Anlagensteuerung über diese Plattform ist nicht möglich. Die Plattform soll der einfachen Prozessüberwachung dienen aus der ersichtlich wird, ob die benötigten Wasserqualitäten zur Verfügung gestellt werden können. Der Anwender hat mit dieser Plattform Zugriff auf alle Daten in einem System, wodurch die Prozesseinstellungen, Trendkurven und Betriebszustände (z.B. Störungen) direkt sichtbar sind. Durch die Verwendung von Echtzeitdaten sind die Informationen über Prozesszustände und Einhaltung von Grenzwerten direkt ersichtlich.

Alarmwerte können zudem individuell eingestellt werden, sodass eine frühzeitige Benachrichtigung von Fehlermeldungen erfolgen kann. Im Menü „Alarms“ werden die Alarmmeldungen detailliert aufgelistet, priorisiert und beschrieben. Eine statistische Auswertung ist ebenfalls möglich. Die nachfolgenden Abbildungen zeigen die Anzahl und Priorität der Alarmmeldungen sowie die Alarmstatistik für einzelne Tage (Abbildung 1.2-26).

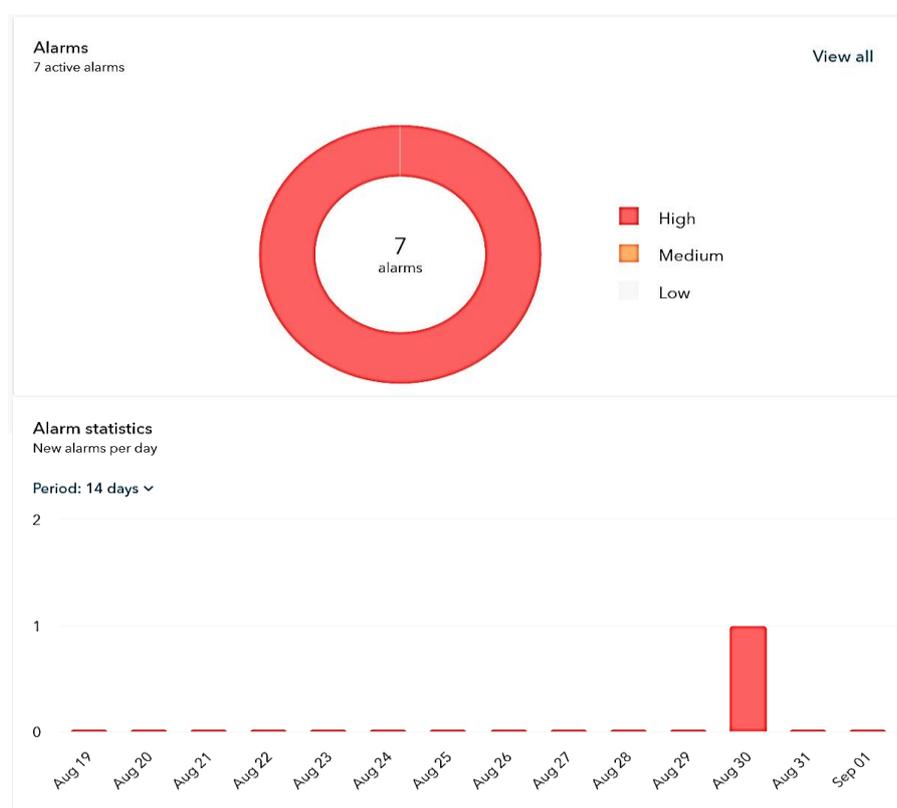


Abbildung 1.2-26: Darstellung der Art der Alarme und der Alarmstatistik in der Avensor APP

1.2.4 Empfehlung von Surrogatparametern entlang des Multibarrierenkonzeptes

Um das Monitoring der Wasserqualität über aufwendige Laboranalysen zu ergänzen bzw. im Erfolgsfall sogar (teilweise) zu ersetzen bzw. eine zeitlich höher aufgelöste Form der Qualitätsüberwachung zu etablieren, wurde der Einsatz von Surrogatparametern für die vorliegenden Datensätze der vier Pilotstandorte untersucht. Hierzu wurde eine gezielte Datenauswertung im Fokus auf die Kombination Spurenstoffentfernung und Desinfektionswirkung durchgeführt.

Auf Grundlage bekannter Surrogate wurden standortspezifische Vorüberlegungen für mögliche Surrogatparameter für die Aufbereitungsziele der Spurenstoffe und Desinfektion getroffen (siehe Tabelle 1.2-4). Für die Spurenstoffelimination wurde insbesondere die Einsetzbarkeit der relativen Abnahme des SAK₂₅₄ (Δ SAK₂₅₄) für die Aufbereitung mittels Ozonung überprüft (Stapf et al. 2017).

Tabelle 1.2-4:Standortspezifische Vorüberlegungen für mögliche Surrogatparameter je Prozessschritt und Reinigungsziel

Standort	Prozessschritt	Spurenstoffe	Desinfektion
Braunschweig	Ozon	Δ SAK, spez. Ozondosis, Δ Fluoreszenz	Δ SAK, spezifische Ozondosis, Δ Fluoreszenz
	Filter	-	Trübung
	UV	-	UV-Dosis (Transmission)
Rheinbach	RBF ^{plus}	Δ SAK	Trübung
	UV	Δ SAK	UV-Dosis (Transmission)
Neuss	PAK + UF	Δ SAK, spez. PAK-Dosis	Trübung, Partikelmessung
Aachen	Bodenfilter	Δ SAK	Trübung
	E-Chlorung	Δ SAK, Chlordosis	Chlordosis

Die Grundlage für die Datenauswertung bildet eine einheitliche Datenbankstruktur, in welche, für die vier Verfahrenszüge aus AP1, relevante Labor- und Onlinedaten eingespeist wurden. Die Struktur der Datenbank ist in Abbildung 1.2-27 dargestellt. Im Projekt entstanden letztlich vier separate Datenbanken, die auch standortspezifische Aspekte aufweisen – wie beispielsweise die Ozondosis für die Anlage in Braunschweig, oder die Chlordosis für die Anlage am Standort Aachen – die einheitliche Struktur jedoch wahren.

	Metadaten	Betriebsdaten	Wasserqualitätsparameter	Spurenstoffe	Mikrobiologische Parameter
Probe_ID					

Abbildung 1.2-27: Datenbankstruktur als Grundlage für die Empfehlung von Surrogatparametern

Durch die Angabe einer Probe_ID ist jeder Probe eine eindeutige Bezeichnung zugewiesen. Die Probe_ID enthält in Form eines Schlüssels für die automatisierte Auswertung relevante Daten z. B. über den Pilotstandort oder die Probenahmestelle. Die Metadaten umfassen neben dem Zeitpunkt der Probenahme auch die Wetterlage. Im Rahmen der folgenden Auswertungen wird zwischen drei Kategorien unterschieden: gesichertes Trockenwetter (TW), potentielle Mischwettereinflüsse (MW) und gesichertes Regenwetter (RW). Die Einteilung erfolgte über die Auswertung der jeweiligen Kläranlagenzuflussmengen nach ATV-A 198 bezogen auf den Tag des Beginns einer Probenahme sowie den darauffolgenden Tag. Lag an beiden Tagen jeweils einmal TW und einmal RW vor, wurde die Kategorie MW gewählt.

Die in dem Bereich Betriebsdaten aufgeführten Daten variierten an den jeweiligen Standorten und umfassen Daten wie beispielsweise die applizierte Ozondosis oder die rechnerisch wirkende UV-Leistung. Wasserqualitätsparameter, Spurenstoffe und Mikrobiologische Parameter wurden an allen vier Standorten gleichermaßen erfasst (Siehe hierzu Kapitel 1).

Innerhalb einer programmierten Datenverarbeitung erfolgt die automatisierte Berechnung der Eliminationsrate – für Wasserqualitätsparameter sowie Spurenstoffe in Prozent und für die mikrobiellen Parameter in log-Stufen – über die gesamte Verfahrenskette jedes Standortes (im Folgenden bezeichnet als „total removal“) und auf die einzelnen Verfahrensstufen bezogen (im Folgenden bezeichnet als „single removal“). Die Spurenstoffe und deren Eliminationsraten werden nicht nur einzeln betrachtet, sondern auch als mittlere Eliminationsleistung nach der KARL (Erläuterung zur Berechnung siehe Kapitel 1.1) berechnet. Im Rahmen der Auswertungen in diesem Arbeitspaket wurde dazu eine einheitliche Substanzauswahl zugrunde gelegt, welche die Substanzen Benzotriazol, Candesartan, Metoprolol, Diclofenac, Clarithromycin und Hydrochlorothiazid umfasst.

Mit den Konzentrationen und den Eliminationswerten wird zunächst eine datengetriebene Korrelationsanalyse anhand von Pearson-Matrizen durchgeführt. Alle Parameter, für welche mit mehr als 5 Messpunkte hinterlegt sind, werden miteinander korreliert und die Ergebnisse in einer Heatmap dargestellt. Diese ermöglicht die systematische Identifikation korrelierender Größen, zur Auswahl für eine detailliertere Betrachtung. Aufgrund einer sehr guten Datenlage am Standort Braunschweig werden Auswertungen im Folgenden beispielhaft anhand dieses Standortes diskutiert.

Beispielhaft für eine der untersuchten Pearson-Matrizen ist in Abbildung 1.2-28 die Pearson-Matrix für den Standort Braunschweig zu sehen. Hierbei wurden alle Messpunkte unabhängig von der Wetterlage oder der vorherrschenden Regelstrategie (z.B. Ozondosis) berücksichtigt. Den Korrelationen der Matrix zugrunde liegen zum Großteil absolute Konzentrationen, für den SAK₂₅₄ und die Spurenstoffelimination wurde wie oben beschrieben die Elimination nach KARL [%] (lediglich über den Prozessschritt der Ozonung hinweg) betrachtet.

Aus der Pearson-Korrelationsmatrix in Abbildung 1.2-28 lässt sich für die Spurenstoffentfernung nach KARL eine gute Korrelation mit dem Δ SAK₂₅₄ (Online und Labor) erkennen. Für den im Labor gemessenen SAK₂₅₄ liegt ein R von 0,9 und für den online gemessenen Wert von 0,88 vor. Die Hypothese aus Tabelle 1.2-4, dass der Parameter Δ SAK₂₅₄ zur Überwachung der Spurenstoffelimination geeignet ist, kann somit für diesen Standort vorerst bestätigt werden. Es folgen unterhalb weitere, spezifischere Betrachtungen. Die testweise Anwendung der Differenz der „Fluorescent Dissolved Organic Matter“ (Δ fDOM) als weiteres Surrogat für die Spurenstoffelimination konnte mit den erhobenen Daten aufgrund einer zu geringen Datenlage (n= 12) nicht bestätigt werden (R=0,57). Für die spezifische Ozondosis, welche ursprünglich

als gutes Maß für die Eliminationsleistung vermutet wurde, konnten nur eine mäßige Korrelation von 0,62 mit der Spurenstoffentfernung beobachtet werden.

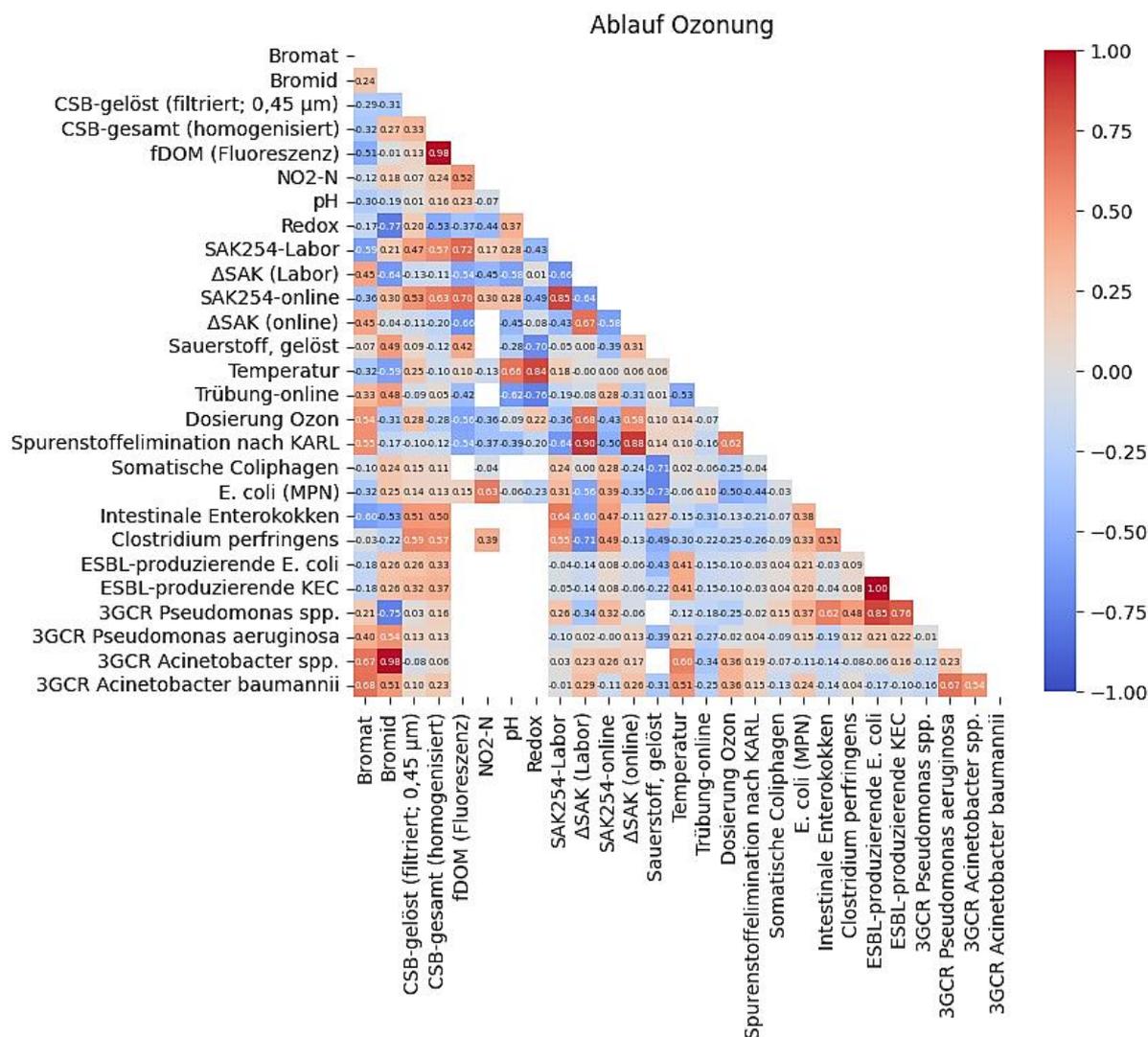


Abbildung 1.2-28: Pearson-Korrelations-Matrix für Wasserqualitätsparameter gemessen im Ablauf der Ozonung am Standort Braunschweig

Surrogatparameter für Spurenstoffelimination

Die Eignung des ΔSAK_{254} als Surrogat für die Spurenstoffelimination wird in Abbildung 1.2-29 in Abhängigkeit der vorherrschenden Wetterlage näher betrachtet. Hierbei wird erneut, wie auch in der Pearson-Matrix (siehe Abbildung 1.2-28) ausschließlich die Eliminationsleistung durch den Behandlungsschritt der Ozonung betrachtet, Auswirkungen von Filtration und UV-Strahlung wurden nicht beprobt. Die Messdaten sind farblich für die vorherrschende Wetterlage am Probenahmetag gekennzeichnet. Unter der Berücksichtigung aller durchgeführter Messungen wird die geforderte Mindestelimination von 80 % ab einem ΔSAK_{254} von ca. 45 % erreicht. Es sind keine eindeutigen Cluster nach Wettereinfluss erkennbar, weshalb der Surrogatparameter als grundsätzlich wetterunabhängig geeignet bewertet wird.

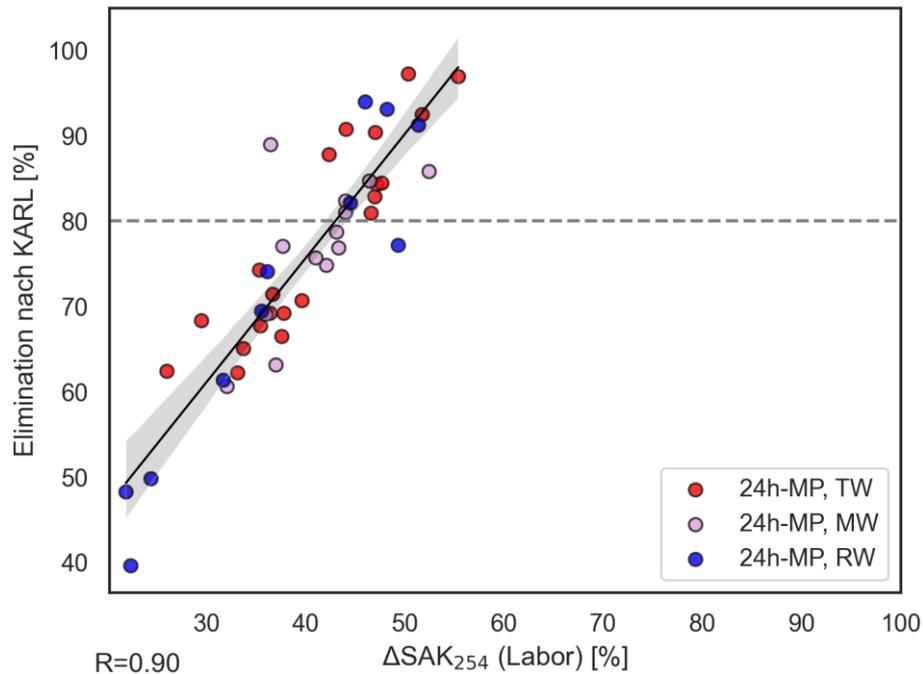


Abbildung 1.2-29: Surrogatparameter ΔSAK_{254} für die Spurenstoffentfernung am Standort Braunschweig gemessen vor und nach der Ozonung

Für den Standort Neuss konnte der ΔSAK_{254} als Surrogat für die Spurenstoffelimination aufgrund eines geringen Korrelationskoeffizienten ($R = 0,22$ bzw. $0,11$) nicht bestätigt werden (siehe Abbildung 1.2-30), was durch eine ausgeprägte Streuung der Messwerte, sowie eine nur kleine Anzahl an Wertepaaren begründet werden kann. Straße 1 und 2 wurden hierbei aufgrund der unterschiedlichen Gestaltung der Adsorptionsstufen getrennt voneinander betrachtet und die Spurenstoffelimination über den gesamten Aufbereitungszug (also inklusive Membranfiltrationsstufe) mit dem gesamten ΔSAK_{254} korreliert. Die Prozesskette erreicht zwar im Vergleich zur Ozonung höhere ΔSAK_{254} Werte, jedoch ist eine Angabe eines Schwellenwertes für das Erreichen einer 80 %-igen Spurenstoffelimination aufgrund der schwachen Korrelationsgüte nicht sinnvoll.

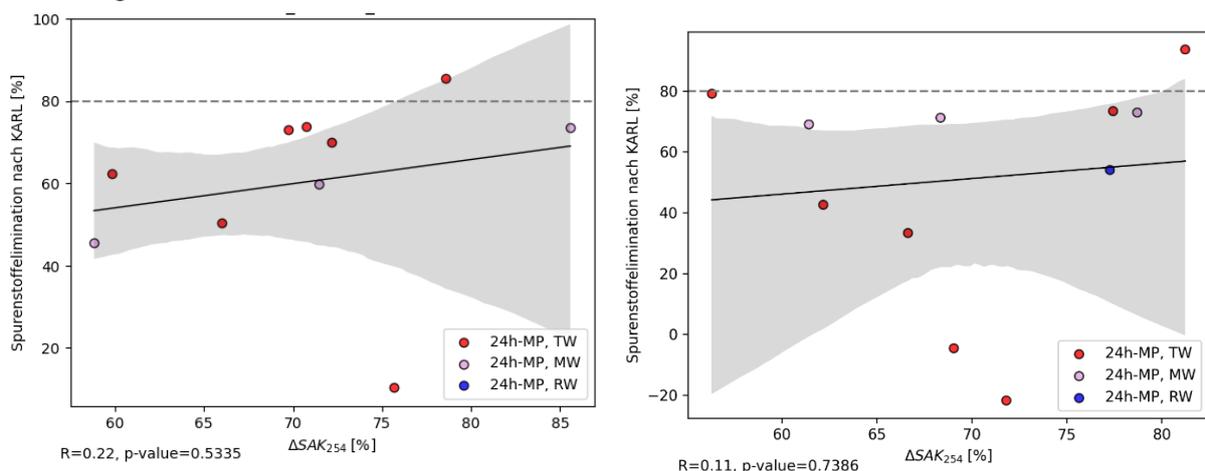


Abbildung 1.2-30 Surrogatparameter ΔSAK_{254} für die Spurenstoffentfernung am Standort Neuss für Straße 1 (links) und Straße 2 (rechts)

Für den Standort Aachen ist die die Eignung des ΔSAK_{254} als Surrogat über die Aufbereitungsstufen der Pflanzenkläranlage und der Elektrochlorung in Abbildung 1.2-31 dargestellt. Anhand

der 11 Datenpunkte ist eine Korrelation mit einem Bestimmtheitsmaß von 0,58 erkennbar. Die geforderten 80 % Spurenstoffelimination können bei einem ΔSAK_{254} von ca. 94 % erreicht werden.

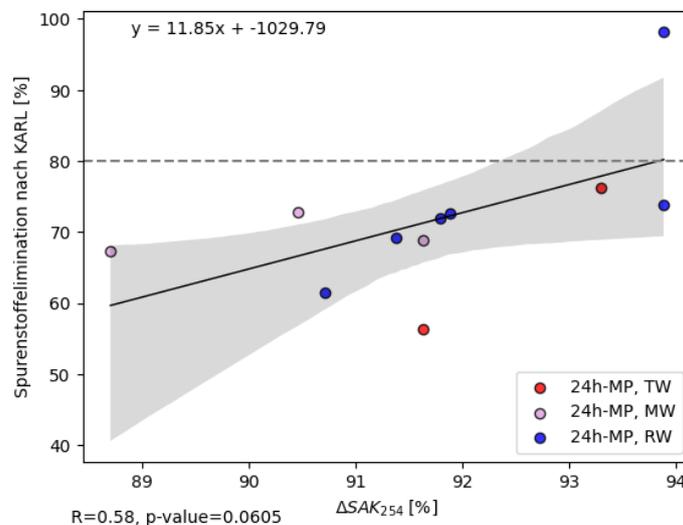


Abbildung 1.2-31 Surrogatparameter ΔSAK_{254} für die Spurenstoffentfernung am Standort Aachen für den gesamten Aufbereitungszug

Surrogatparameter für die Desinfektionsleistung

Für die Desinfektionswirkung lagen an allen Standorten nicht so viele Messdaten vor wie für die Spurenstoffelimination, was die statistisch gesicherten Untersuchungsmöglichkeiten stark einschränkt. Viele Messwerte der mikrobiologischen Parameter lagen unter der jeweiligen Bestimmungsgrenze des Parameters, sodass viele Korrelationen z. B. mit der Trübung nicht zielführend waren.

Im Hinblick auf die Anforderungen der EU VO 2020/741 wurden im Folgenden insbesondere die absoluten *E. coli* Messwerte im Ablauf der Aufbereitungskette betrachtet und potentielle vorausgewählte Surrogate (siehe Tabelle 1.2-4 und *Pearson-Matrix*) näher untersucht. Erneut wird sich im Folgenden aufgrund der vergleichsweise umfänglicheren Datenlage für beispielhafte Betrachtungen auf den Standort Braunschweig fokussiert.

Für die absoluten *E. coli* Messwerte nach dem MPN-Verfahren im Ablauf der Aufbereitung und der applizierten UV-Dosis liegt keine gute Korrelation ($R = 0,25$) vor (siehe Abbildung 1.2-32, links). Für *Clostridium perfringens* im Zusammenhang mit der UV-Dosis ist zwar eine Tendenz zu erkennen, dass mit steigender UV-Dosis die Konzentration an *Clostridium perfringens* sinkt (siehe Abbildung 1.2-32, rechts), aber auch hier ist die Korrelation als nicht ausreichend gut zu bewerten, um von einem verlässlichen Surrogat zu sprechen.

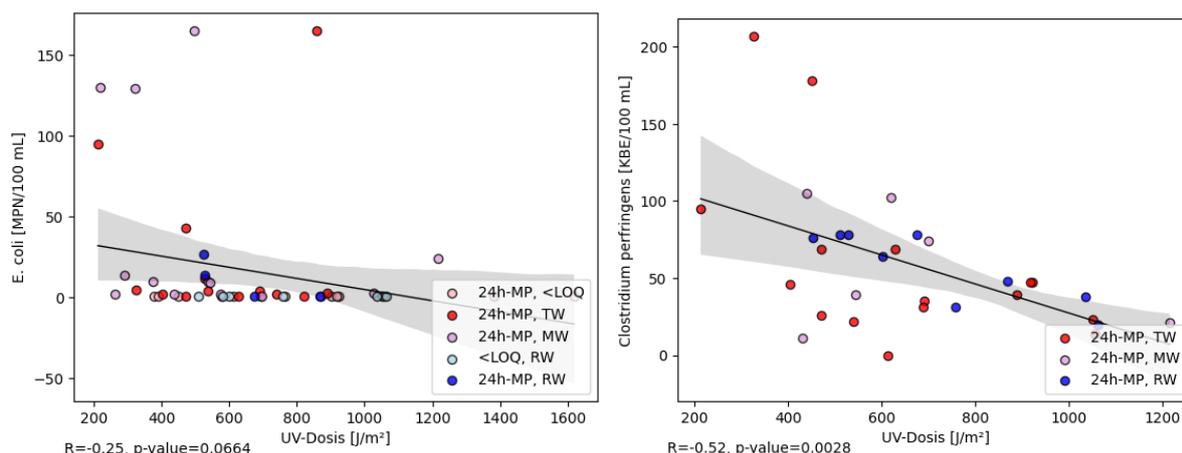


Abbildung 1.2-32: Korrelation der UV-Dosis mit *E. coli* und *C. Perfringens* Messwerten im Ablauf des UV-Reaktors am Standort Braunschweig

Aufgrund der hier dargestellten Zusammenhänge ist eine Korrelation mit einzelnen Onlineparametern als Surrogat voraussichtlich nicht zielführend. Eine weitere Möglichkeit ist die Beschreibung / Korrelation mit mehreren Parametern (Multiparameterkorrelation).

In den folgenden Abbildungen wurden dazu die *E. coli* Messwerte im Ablauf des UV-Reaktors in Abhängigkeit der eingesetzten Ozondosis und der applizierten UV-Dosis dargestellt. Eine eindeutige Korrelation lässt sich mit der bestehenden Datenlage jedoch nicht erkennen. Die Erkenntnis aus Abbildung 1.2-32, dass mit steigender UV-Dosis die *C. perfringens* Menge abnimmt lässt sich im 3D-Plot (Abbildung 1.2-33, rechts) bestätigen. Zusätzlich zeigt er, dass auch mit steigender Ozondosis die Menge an *C. perfringens* sinkt. Somit korrelieren mit einem R^2 von 0,34 eine steigende Ozon- und UV-Dosis mit sinkenden *C. perfringens* Werten.

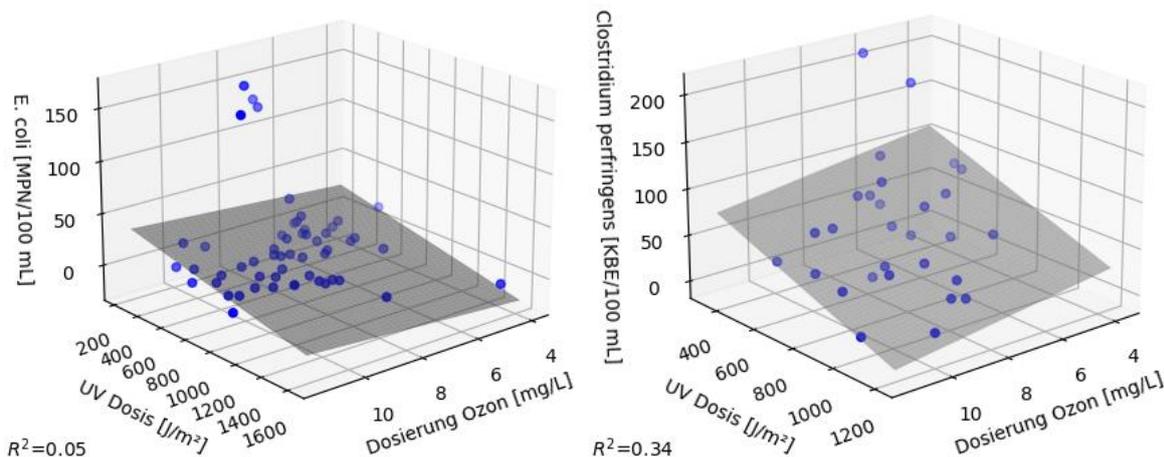


Abbildung 1.2-33 Multivariate Regression für die *E. coli* und *C. Perfringens* Messwerten im Ablauf der UV-Lampe am Standort Braunschweig in Abhängigkeit der Ozon- und UV-Dosis

Zwischenfazit

Eine gesicherte Empfehlung von Surrogatparametern kann nur bei einer Datenbasis erfolgen, welche umfangreich genug ist, um statistische Sicherheit zu gewährleisten. Dies konnte im Rahmen der im Projekt realisierten Anzahl an Datenpaaren nicht erfolgen. Im Rahmen der zur Verfügung stehenden Datensätze konnten mit geringer statistischer Absicherung einige der vermuteten Surrogatparameter bestätigt werden, insbesondere für die Spurenstoffelimination.

Anhand des vorliegenden Datensatzes war es nicht möglich Surrogate zu identifizieren, welche eine Kombination aus den Aufbereitungszielen Spurenstoffelimination und Desinfektion beschreiben können. Bei der Betrachtung des ΔSAK_{254} als Surrogat für die Spurenstoffelimination zeigt sich, dass eine in Hinblick auf die Abwassermatrix standortspezifische sowie verfahrensspezifische Überprüfung und Einzelfallkorrelation stattfinden muss, um eine gesicherte Einhaltung der Qualitätsanforderungen zu ermöglichen. Die Empfehlung eines generell gültigen Schwellenwertes ist nicht möglich.

1.2.5 Zusammenfassung und Fazit Arbeitspaket 2 – Digital Green Tech

Verschiedene Digitale Lösungsansätze konnten im Projekt entwickelt und erfolgreich getestet werden. Ein Digitaler Zwilling konnte wie geplant für den Anwendungsfall der synergistischen Aufbereitung zur Desinfektion für die Wasserwiederverwendung und die gezielte Spurenstoffelimination umgesetzt werden. Eine virtuelle Abbildung aller in der Aufbereitungskette eingebundenen Verfahren bildet die Grundlage für die weiteren Verknüpfungen mit KI-Elementen. Wesentlich ist hier die Einbindung aller relevanten Prozessgrößen (Betriebsdaten der Aufbereitungstechnologie und online Messungen der Wasserqualitäten).

Es konnte gezeigt werden, dass KI-Modelle vorteilhaft für die Prozesskontrolle und Prozessoptimierung eingesetzt werden können. Voraussetzung dafür ist das Gesamtverständnis für die eingesetzten Verfahrenstechniken und eine geeignete Verknüpfung der KI-Modelle mit dem Verfahrens- und Prozesskenntnissen. Eine weitere wichtige Voraussetzung sind ein gute und strukturierte Datengrundlage und die Zusammenführung der notwendigen Daten auf einer „Plattform“. KI-Modelle benötigen Datenmengen im Bereich von > 1.000 Datensätzen. Datenmengen erhalten aus täglichen/wöchentlichen Probenahmen sind in der Regel nicht ausreichend. Bekanntes „Prozesswissen“ sollte in geeigneter Form in die KI-Modellierung eingebunden werden. Somit müssen bekannte „Zusammenhänge“ nicht neu von der KI gelernt werden (Knowledge informed Data Driven Modelling).

Mit den eingesetzten KI-Module können Betriebserfahrungen und Anwenderwissen verarbeitet werden und als Entscheidungshilfe zur Verfügung gestellt werden.

Auf Basis des Digitalen Zwillings konnten verschiedene Dashboards entwickelt werden, die für den Betreiber der Anlage Informationen zum Status der Anlage und zur Prozessoptimierung auf mobilen Endgeräten zur Verfügung stellen.

KI-Modelle, die mit Datensätzen, über einen möglichst langen Zeitraum und verschiedene Betriebsbedingungen trainiert wurden, können in Zukunft für verschiedenen Anwendungen eingesetzt werden:

- KI-Modelle zur Vorhersage von „Zuständen“ in der Zukunft auf Basis einer „historischen“ Auswertung von Daten wie zum Beispiel die Prognose von Wasserqualitäten
- Als Einsatz von „Softsensoren“ (Auswertung von Korrelationen vorhandener Onlinesignale und die Prognose für einen nicht messbaren Parameter)
- Anomalie-Erkennung und Bewertung ist ein wichtiges Thema für die operative Praxis. Trainierte KI-Modelle zur Anomalie-Erkennung werden mit Betreiber-Wissen „verknüpft“ und somit kann die „Betriebserfahrung“ gesichert und effizient genutzt werden.

- Steuerung wichtiger Prozessgrößen wie Ozondosierung mit Hilfe von Prognosewerten. Kombination der existierenden Regelungsgrößen mit KI ermittelten Prognosewerte (passive KI).
- KI wählt aufgrund der gelernten Zusammenhänge die optimierte Prozesseinstellung (aktive KI).

Für die Weiterentwicklung und Übertragung der im FlexTreat-Projekt erarbeiteten Ansätze und Modelle wäre es sinnvoll existierende Anlagen zu finden, die die Voraussetzung hinsichtlich der Anforderungen an die „Datenstruktur“ erfüllen. Unter diesen Voraussetzungen könnten die erarbeiteten Ansätze und Modelle geprüft und weiter verbessert werden.

Wesentlich für die Weiterentwicklung ist ein „stabiler“ Anlagenbetrieb mit guter Datenstruktur. Die KI-Ansätze könnten parallel zum Anlagenbetrieb getestet werden und mit Hilfe des Betreiber-Wissens optimiert werden. Bei Eignung und Überprüfung könnten die KI-Module dann „Schrittweise“ in den operativen Alltag überführt werden.

Eine Unterstützung der Prozessüberwachung für die Wasserwiederverwendung mit Hilfe von Surrogatparametern wird als hochgradig sinnvoll erachtet. Bereits einfache, gut in der Literatur beschriebene Zusammenhänge zeigen hierbei standort- bzw. abwasserspezifische Zusammenhänge auf. Die konkrete Umsetzung erfordert also ausreichend große und standortspezifische Datenmengen bzw. Datenpaare, um sich auf statistisch gesicherte Zusammenhänge stützen zu können. Für die Vorhersage mikrobiologischer Indikatoren ist weiterer Forschungsbedarf gegeben, da die meisten der derzeit etablierten Online-Messtechniken keine direkte Korrelation mit einzelnen Indikatororganismen zulassen.

1.3 Risikomanagement (AP3)

Das Arbeitspaket zum Risikomanagement untergliedert sich in drei Teil-Arbeitspakete, welche teilweise in weitere Unterarbeitspakete aufgeteilt sind.

AP3.1 Analyse und Bewertung stofflicher Risiken

Neben der Abstimmung eines einheitlichen Parameterumfangs sollte durch den Einsatz innovativer Analysetechniken (Kombination von Target- und Non-Target-Analytik) eine umfassendere Bewertung der stofflichen Risiken und der Effizienz verschiedener Behandlungsoptionen als bisher ermöglicht werden. Zur Abklärung des Verbleibs von Spurenstoffen in der Bodenpassage bzw. Nutzpflanzen nach der Beaufschlagung mit gereinigtem Abwasser wurden u.a. Bodensäulen- und Pflanzversuche durchgeführt. Darauf aufbauend wurde die Auswirkung verschiedener Randbedingungen (z.B. bedarfsgerechte Bewässerung oder eine Vorbehandlung mit einer 4. Reinigungsstufe) auf den Stofftransfer in das Grundwasser mit einem Prognosemodell abgeschätzt. Zudem wurden verschiedene Optionen des Managements von Salzfrachten auf landwirtschaftlichen Flächen und deren Bedeutung für den zusätzlichen Wasserbedarf zum Salzaustrag im Rahmen einer Literaturstudie verglichen.

AP3.2 Analyse und Bewertung mikrobieller Risiken

Im Rahmen dieses Teilarbeitspaketes wurden verschiedene Aspekte mikrobieller Risiken untersucht. Dies umfasste sowohl die Entwicklung eines statistisch abgesicherten Vorgehens bei der Prozessvalidierung für eine uneingeschränkte Bewässerung sowie die Abklärung des Rückhalts von Antibiotika-resistenten Bakterien und Resistenzgenen. Darüber hinaus wurde das Wiederverkeimungspotential des aufbereiteten Abwassers untersucht und die Möglichkeiten und Grenzen einer mobilen qPCR zur Verfahrensoptimierung und Bewertung untersucht.

AP3.3 Integriertes Bewertungskonzept für die Wasserwiederverwendung in der Landwirtschaft

Basierend auf bestehenden Ansätzen der Verfahrens- und Wasserqualitätsbewertung wurde ein integriertes Bewertungskonzept entwickelt und angewendet. Ziel der Bewertung war der sowohl der Vergleich verschiedener Technologien unter gleichen Randbedingungen als auch die transparente Darstellung möglicher Zielkonflikte zwischen erreichter Wasserqualität und den damit verbundenen Kosten und Umweltfolgen. Darüber hinaus sollten mögliche Synergien zwischen komplementären Zielen der Aufbereitung (Wasserwiederverwendung und Spuren-stoffentfernung) aufgezeigt werden.

Die Arbeitspakete inklusive ihrer Unterarbeitspakete werden der gezeigten Struktur folgend im Folgenden berichtet.

1.3.1 Analyse und Bewertung stofflicher Risiken (AP 3.1)

Über Kläranlagen gelangt eine Vielzahl an Spurenstoffe verschiedener Substanzklassen in die Umwelt. Pharmazeutika, Industriestoffe, Substanzen des täglichen Lebens, Pflanzenschutzmittel, Humanmetabolite (im Körper gebildete Abbauprodukte) und beim Transport in die Kläranlage durch chemische und biologische Prozesse entstehende Transformationsprodukte (TPs) werden in Zuläufen zu Kläranlagen detektiert. In der biologischen Behandlung kommt es zur weiteren Transformation biologisch abbaubaren Substanzen, sowohl von Muttersubstanzen, als auch den bereits zuvor vorhandenen Humanmetaboliten und TPs. Die Relevanz dieser anthropogenen Spurenstoffe bei der Wasserwiederverwendung ist abhängig von der anvisierten Nutzungsart und den daraus folgenden Anforderungen an die Aufbereitungskette (fit-for-purpose). Bei der landwirtschaftlichen Bewässerung mit aufbereitetem Wasser sind persistente Spurenstoffe besonders relevant, da ein Stoffeintrag in das Grundwasser und eine dadurch bedingte negative Beeinträchtigung dieser Trinkwasserressource grundsätzlich zu vermeiden ist (Becker et al. 2018). Die verwendete Technologie zur Aufbereitung des Wassers in der Kläranlage sollte daher in der Lage sein, das Wasser vom Großteil der persistenten Spurenstoffe zu befreien.

Dazu werden verschiedene weitergehende Aufbereitungsverfahren der konventionellen biologischen Stufe nachgeschaltet, beispielsweise auf Aktivkohle basierende Verfahren, Membran-Verfahren, Oxidationsverfahren und Kombinationen davon. Am Standort Braunschweig (siehe Kapitel 1.1.2) wurde eine erweiterte Aufbereitung mittels Ozonung etabliert. Die Ozonung ist eine wirksame und kosteneffiziente Option zur Spurenstoffelimination (Becker et al. 2018), die auf eine große Bandbreite von Spurenstoffen wirkt. Spurenstoffe, die in konventioneller Aufbereitung persistent sind (wie z.B. Diclofenac und Carbamazepin) können durch die Ozonung abgebaut werden (Wilt et al. 2018). Die Effektivität der Ozonung ist aber u. a. abhängig von der eingesetzten Dosis und der Matrix (Lim et al. 2022). Kläranlagen-Matrizes sind gekennzeichnet durch einen hohen Anteil an organischen Verbindungen, bestehend sowohl aus anthropogenen Spurenstoffen als auch, größtenteils, aus natürlichen Verbindungen. Die Ozonung greift sowohl direkt und spezifisch elektronenreiche Strukturen an als auch indirekt über durch den Ozonzerfall entstehende Radikale. Je höher die Matrixbelastung des behandelten Wassers ist, desto höher ist die Ozonzehrung. Bei der Ozonung kommt es dabei zumeist nicht zu einer Mineralisierung der Substanzen, sondern zur Transformation. Dabei entstehen sowohl biologisch leicht abbaubare Substanzen als auch biologisch persistente (Lim et al. 2022). Das human- und ökotoxikologische Potential dieser größtenteils unbekanntes TPs ist kaum einschätzbar.

Bei der Verwendung von aufbereitetem Wasser zur Bewässerung landwirtschaftlicher Produkte, kann es neben einer möglichen Akkumulation im Boden zur Aufnahme dieser bekannten und unbekanntes Substanzen in die Pflanzen können (Li et al. 2019; Richter et al. 2016) und den Transfer in das Grundwasser (Helmecke et al. 2020; Lapworth et al. 2012) kommen. Die Aufnahme von Spurenstoffen in Pflanzen wurden bisher größtenteils in Laborstudien durchgeführt (Picó et al. 2019; Kodešová et al. 2024). In verschiedenen Studien konnte dabei gezeigt werden, dass diverse Spurenstoffe in verschiedene Pflanzen aufgenommen werden, z. B. Carbamazepin, Hydrochlorothiazid oder Venlafaxin (Picó et al. 2019). Ausschlaggebend für die Aufnahme und Translokation von Spurenstoffen in Pflanzen sind die spezifischen Substanzeigenschaften, aber auch die Charakteristika der Pflanzen und die Umgebungsbedingungen. Unter den vorliegenden pH-Werten neutrale Substanzen werden in der Regel besser in Pflanzen aufgenommen als positiv oder negativ geladene Substanzen. Allerdings muss unter

realen Bedingungen beachtet werden, dass im Wurzelbereich deutlich andere pH-Werte vorliegen können als im umgebenden Boden. Des Weiteren bestimmen Verteilungskoeffizienten wie der K_{OW} und die Polarität darüber, ob es eher zu einer Sorption der Substanzen an Boden oder Wurzel kommt oder zum Transport in die Wurzel hinein. Auch für die Translokation innerhalb der Pflanze sind diese Parameter entscheidend (Miller et al. 2016). Nach bisherigen Erkenntnissen gilt:

- Konzentrationen in Blättern sind meist höher als in den Wurzeln und Feldfrüchten (Riemenschneider et al. 2016)
- Nicht-ionische Spurenstoffe werden oft in höheren Konzentrationen gefunden als ionische Verbindungen (Malchi et al. 2014)

1.3.1.1 Spurenstoffverhalten im Wasser / in der Aufbereitung

Im Rahmen von FlexTreat wurden auf der Kläranlage Steinhof (Braunschweig) Non-Target- und Target-Methoden eingesetzt, um

- die Gesamtheit der zu detektierenden Substanzen anhand ihres Verhaltens in der Ozonung zu kategorisieren (persistent, abbaubar, gebildet) und
- das aktuelle Substanzspektrum des Grundwassers zu erfassen und Rückschlüsse auf weiterhin eintragbare und durch die Ozonung zurückgehaltene Substanzen zu ziehen

Planung und Ablauf des Vorhabens

Die Probenahme erfolgte an verschiedenen Zeitpunkten innerhalb der Projektlaufzeit am Zu- und Ablauf der Ozon-Pilotanlage am Standort Braunschweig (Kapitel 1.1.2). Zusätzlich wurden in zwei Kampagnen Proben des aktuellen Grundwassers (GW) aus dem Verregnungsgebiet des AVB in Braunschweig analysiert (siehe Abschnitt 1.3.1.3).

Alle Wasserproben wurden mittels Non-Target Screening (NTS) analysiert, wobei die in (Nürnberg et al. 2015) publizierte Methode zum Einsatz kam. Die Proben aus der Pilotanlage wurden dazu im Verhältnis 1:9 (1 Teil Probe, 9 Teile Wasser) verdünnt und mit einem Mix aus 20 internen Standards dotiert. Zusätzlich wurden Kalibrationsreihen für die 16 zu quantifizierenden Substanzen (Tabelle 1.1-2) analysiert. Das Pre-Processing (peakpicking, alignment, Blank-Korrektur, Datenbankabgleich) erfolgte mit in der Programmiersprache R (www.r-project.org) geschriebenen Skripten des an der BfG entwickelten Packages „ntworkflow“ (Dietrich et al. 2022). Auch die weitere Bearbeitung erfolgte in R. Zunächst wurde je Probenpärchen der Intensitätsunterschied (engl. Fold change) ermittelt. Anhand dieses Wertes wurde eine Kategorie für das Verhalten in der Ozonung nach (Bader et al. 2017) zugeordnet (Persistenz, Abbau/Verringerung, Bildung/Erhöhung). Lagen die Intensitäten sowohl vor als auch nach der Ozonung bei einem Pärchen unter einem Schwellenwert, wurde das Feature (individuelle Kombination aus Masse/Ladungsverhältnis und Retentionszeit) als „nicht detektiert“ gekennzeichnet. Die Detektionsfrequenzen wurden anhand der Anzahl der positiven Detektionen berechnet.

Bei der landwirtschaftlichen Bewässerung mit dem ozonierten Wasser kann es zu einer Versickerung des Wassers in den Boden und zum Transport der Spurenstoffe bis in das Grundwasser kommen. Um zu ermitteln, inwieweit die Aufbereitung mittels Ozonung die Grundwasserqualität im Vergleich zur aktuellen Situation (Infiltration von konventionell aufbereitetem Wasser) beeinflusst, wurde ein Vergleich zwischen dem aktuellen, nicht durch die Ozonung beeinflusstem Wasser, Grundwasser und den Proben aus der Pilotanlage durchgeführt. Dazu wurde

der gesamte Datensatz aus der Pilotanlage eingeschränkt auf die Proben, die bei einer spezifischen Ozonkonzentration 0,5 – 0,7 mg_{O₃}/mg_{DOC} erzeugt wurden. Es wurde die Schnittmenge zwischen den detektierten Features in den Matrizes gebildet und mittels des Packages „Venn-Diagramm“ geplottet. Dazu wurde der Datensatz wie folgt weiter eingeschränkt: i) die Features mussten im GW detektiert worden sein und ii) sie mussten entweder im Ablauf der Kläranlage oder dem der Ozonung vorkommen. Um in den Diagrammen der Detektionsfrequenzen die Kategorie des Verhaltens in der Ozonung angeben zu können, wurde der Modal-Wert der Kategorien ermittelt.

Erzielte Ergebnisse

Insgesamt wurden im Rahmen des Projekts über 120 Proben aus dem regulären Betrieb vom Zu- und Ablauf der Ozonung mittels eines Non-Target Screenings (NTS) untersucht. In der positiven Ionisation wurden über 4500 Features detektiert, in der negativen Ionisation 3500 Features. Etwa 20 % aller detektierten Features (abgeschätzt auf Basis der Annotierung bekannter Substanzen) werden in beide Modi detektiert. Des Weiteren ist die Gesamtfeatureanzahl aufgrund von Fehlern bei der Komponentisierung und dem Alignment nicht gleichzusetzen mit der Anzahl an detektierten Verbindungen. Abschätzungen aus der Studie von (Köppe et al. 2020) liegen bei einem Fehler von ca. 5 %. D. h. in der Gesamtfeatureliste können auch noch Isotopologe und Addukte enthalten sein. Insgesamt konnten 120 Substanzen mittels eines Abgleichs mit einer Spektrenbibliothek direkt identifiziert werden.

Betrachtet man das Verhalten der detektierten Features während der Ozonung (Abbildung 1.3-1, links), zeigte sich ein generell zunehmender Anteil abgebauter Features bei gleichzeitiger Abnahme persistenter Features mit steigender spezifischer Ozonkonzentration. Die stärkste Änderung zeigte sich im Bereich 0,3 – 0,6 mg_{O₃}/mg_{DOC}. Für Transformationsprodukte (Kategorie Bildung/Erhöhung) ergab sich kein eindeutiger Trend. Dies ist darin begründet, dass zum einen während der Ozonung Intermediate gebildet werden, die bei weiterer Ozonung abgebaut werden. Nur für stabile Produkte ließe sich ein Trend erkennen. Zum Weiteren entstehen bei der Ozonung auch hochpolare Produkte, die mit der angewendeten Methode teilweise nicht mehr detektierbar sind und daher nicht erfasst werden können (Seiwert et al. 2021; Reemtsma et al. 2016).

Die Ermittlung der Detektionsfrequenzen vor und nach der Ozonung (Abbildung 1.3-1, rechts) ergab erwartungsgemäß einen linearen Zusammenhang für die persistenten Substanzen, da sie gleich häufig im Zu- und Ablauf vorlagen. Zu erkennen ist aber auch, dass unter den abbaubaren Features solche zu finden sind, deren Abbau nicht zu einer vollständigen Entfernung führt und die auch nach der Ozonung in über 70 % aller Proben zu detektieren sind. Des Weiteren sind Features erkennbar, die vor der Ozonung kaum bis gar nicht, anschließend aber mit hohen Frequenzen zu finden sind. Dabei handelt es sich in den meisten Fällen um TPs, die bei der Ozonung entstehen.

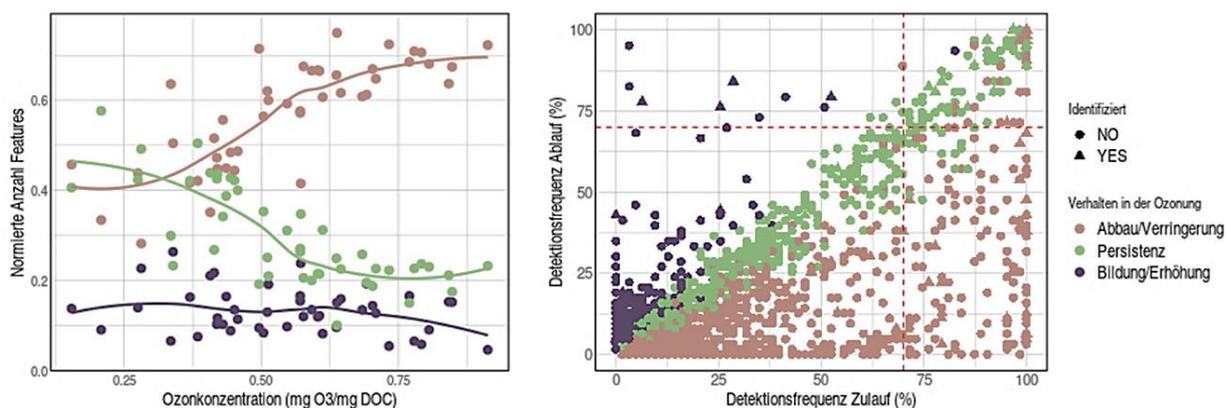


Abbildung 1.3-1: Normierte Anzahl an Features je Verhaltenskategorie und spezifischer Ozondosis in der Pilotanlage (links) und Detektionsfrequenzen aller Features im Zu- und Ablauf der Ozonung (rechts). Die Abbildung berücksichtigt nur die Ergebnisse der positiven Ionisation, da sich bei der Negativen ähnliche Ergebnisse ergaben.

Die positive und negative Ionisation zusammengenommen wurden 22 Features ermittelt, die der Kategorie „Bildung/Erhöhung“ zugeordnet wurden und nach der Ozonung eine Detektionsfrequenz von über 70 % aufwiesen. Darunter waren Chlorothiazid und die jeweiligen N-Oxide von Lidocain, Venlafaxin und Sulpirid, die alle direkt über die Spektrenbibliothek identifiziert wurden. Nachträglich manuell identifiziert wurde zudem Tramadol-N-Oxid, das ebenfalls zu diesen 22 potentiellen TPs gehörte. Zudem wurde Valsartan dieser Gruppe zugeordnet. Valsartan wurde teilweise aus unbekanntem Gründen nicht in den Zu-, aber in den Ablauf-Proben detektiert. Es ist davon auszugehen, dass es sich bei der Substanz nicht um ein TP handelt, sondern um eine fehlerhafte Prozessierung der Daten für Valsartan. Für die weiteren nicht identifizierten TPs wurden alle zu deren Identifizierung notwendigen Daten (MS¹ und MS² Spektren) in Steckbriefen zusammengefasst.

Die persistenten und nicht vollständig entfernbaren Features sowie die gebildeten TPs könnten bei der Wasserrückverwendung ins Grundwasser gelangen und/oder sich in landwirtschaftlichen Produkten anreichern und sollten daher näher betrachtet werden.

Im Untersuchungszeitraum wurden daher zusätzlich Proben aus sieben Grundwassermessstellen entnommen und ebenfalls mit NTS untersucht. Zu berücksichtigen ist hierbei, dass Grundwasser analysiert wurde, das bisher nur durch nicht-ozonieren Kläranlagenablauf beeinflusst wurde. In der Schnittmenge Grundwasser/O₃-Ablauf (aber nicht KA-Ablauf) erfasste Features sind daher z. B. auf TPs zurückzuführen, die auch durch biologische oder andere Transformations-Prozesse im Grundwasser entstehen können.

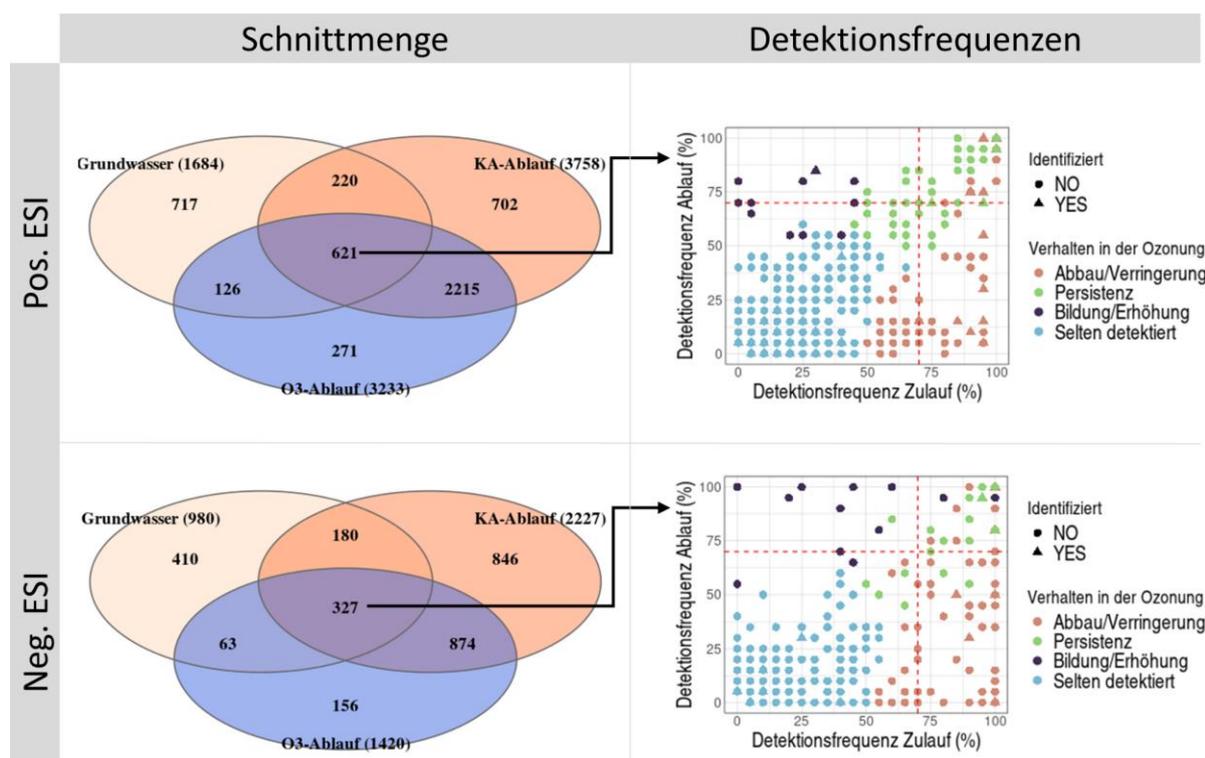


Abbildung 1.3-2: Schnittmenge (links) zwischen Grundwasser, KA-Ablauf (= Zulauf Ozonanlage) und Ablauf Ozonanlage sowie Detektionsfrequenzen (rechts) der gemeinsamen Features im KA- und O₃-Ablauf. Pos./Neg. ESI = positive bzw. negative Ionisation in der Massenspektrometrie.

Insgesamt etwa 960 Features im positiven und 570 Features im negativen Modus wurden sowohl im GW, als auch in der Pilotanlage detektiert; 621 bzw. 327 Features davon in allen drei Matrizes (Abbildung 1.3-2). Für die in allen Matrizes detektierbaren Features wurden die Detektionsfrequenzen in der Pilotanlage und die hauptsächliche Verhaltens-Kategorie ermittelt. In beiden Ionisationsmodi wurde der Großteil der in allen Matrizes detektierten Features der Kategorie „selten detektiert“ zugeordnet, d. h. für den überwiegenden Teil der Proben lagen die Intensitäten sehr niedrig und fielen unter dem Schwellenwert für die Berechnung des Intensitätsunterschieds und der Zuordnung der Kategorie. Hauptsächlich persistent waren 13 % bzw. 10 % der Features und als abbaubar wurden 13 % bzw. 20 % der Features kategorisiert. In beiden Modi lag der Anteil der gebildeten Features bei weniger als 5 %. Zu den in der Ozonung persistenten und bereits im Grundwasser vorkommenden Substanzen gehörten Diatrizoat, Lamotrigin, Oxipurinol und die Pantothersäure. Durch die Anwendung der Ozonung als erweiterte Aufbereitung kann ein Transfer dieser Substanzen in das Grundwasser bei der landwirtschaftlichen Bewässerung nicht verhindert werden. Auch in anderen Studien erwiesen sich Diatrizoat, Lamotrigin und Oxipurinol in der Ozonung (Knopp et al. 2016; Bourgin et al. 2018; Sauter et al. 2021) und in der Bodenpassage (Hermes et al. 2019) nicht oder nur geringfügig entfernbare. Abbaubar, aber nicht komplett entfernbare waren u. a. Benzotriazol, Candesartan, DEET, Denatonium und die Valsartansäure. Auch diese Substanzen können weiter in das Grundwasser gelangen, allerdings mit deutlich reduzierter Konzentration. Zusätzlich wurde für diese Substanzen teilweise eine weitere Entfernung in einer Bodenpassage ermittelt (Hermes et al. 2019). In der Schnittmenge ebenfalls enthalten und als abbaubar deklariert war die Substanz Carbamazepin, die in der Ozonung gut entfernbare ist (Bourgin et al. 2018). Im verwendeten Datensatz wurde es allerdings in den Proben mit geringster Ozondosis noch detektiert. Die Detektionsfrequenz im Ozonablauf lag aber nur bei 5 % und es ist davon

auszugehen, dass Carbamazepin bei Einsatz der Ozonung ab einer spezifischen Ozondosis von $0,5 \text{ mg}_{\text{O}_3}/\text{mg}_{\text{DOC}}$ nicht mehr im Ablauf detektiert ist.

Sowohl im positiven als auch im negativen Modus wurde eine Vielzahl an Features (220 pos / 180 neg) im GW und im KA-Ablauf detektiert, die im O_3 -Ablauf nicht vorkamen. Deren Eintrag in das Grundwasser kann durch den Einsatz der Ozonung zur erweiterten Aufbereitung daher zukünftig verhindert werden. Es handelte sich bei den Detektionen hauptsächlich um bisher unbekannte Features. Zu den bekannten Substanzen gehörten u. a. Olmesartan und Xipamide, die im KA-Ablauf in 100 % der Proben detektiert wurden, aber in keiner O_3 -Ablauf-Probe.

Die Untersuchungen bestätigten, dass durch die erweiterte Wasseraufbereitung mittels Ozonung die Qualität des aufbereiteten Wassers deutlich verbessert werden kann. Es verblieb zwar eine hohe Zahl persistenter Substanzen, die bei der landwirtschaftlichen Bewässerung mit dem aufbereiteten Wasser weiterhin in das Grundwasser eingetragen werden können. Es konnte aber auch eine Vielzahl an Spurenstoffen ermittelt werden, die durch die Ozonung in der Konzentration deutlich verringert oder vollständig eliminiert wurden.

Nicht untersucht wurden in diesem Zusammenhang der Effekt der nachgeschalteten Filtration und der Einfluss der Bodenpassage. Aus einer vorherigen Studie (Hermes et al. 2019) ist bekannt, dass über beide Barrieren eine weitere Entfernung bzw. ein Rückhalt von verschiedenen Spurenstoffen möglich ist.

1.3.1.2 Spurenstoffverhalten in Pflanzen

In diesem Teilarbeitspaket wurde der Transfer von bereits bekannten Substanzen in landwirtschaftliche Produkte im Rahmen von Pflanzversuchen ermittelt werden.

Aufbau und Bewässerung der Hochbeete:

Am Versuchsstandort Braunschweig (siehe Kapitel 1.1.2) wurden insgesamt acht Hochbeete aufgebaut. Die Hochbeete waren am Boden mit einem Fließ und einer Drainage versehen und mit Kies abgedeckt. Darüber wurde eine ca. 80 cm mächtige Schicht mit Boden vom AVB-Verbandsgebiet aufgebracht. Alle Beete waren mit einer Abdeckung versehen, welche zum Regen- und Vogelschutz diente. Die Bewässerung der Hochbeete erfolgte durch 360° Nebeldüsen mit Verlängerungsrohr (Gardena, 2 l/h, je 2 pro Beet), welche über eine Tauchpumpe in einem 1 m^3 IBC Vorlagebehälter beschickt wurden. Die Pumpe wurde durch einer Zeitschaltuhr gesteuert, so dass die Bewässerung jeweils morgens und abends für jeweils 10 Minuten erfolgte. Der Vorlagebehälter wurde regelmäßig mit Wasser aus dem Ablauf der UV-Anlage (Vorlagetank zur Filtrerrückspülung) aufgefüllt. In Abbildung 1.3-3 sind Impressionen der Pflanzversuche dargestellt.



Abbildung 1.3-3: Impression der Pflanzversuche (links: Kartoffel, rechts: Gerste).

Bepflanzung und Probenahme:

Sieben der Hochbeete wurden mit verschiedenen Pflanzen bepflanzt (Samen bzw. Setzling), welche u.a. auch im Verrechnungsgebiet in Braunschweig angepflanzt sind. Bei Bedarf wurde bei den Hochbeeten manuell Unkraut entfernt und die Kunststoffabdeckung erhöht, um mehr Platz für einige Pflanzen zu schaffen (z.B. Mais, Gerste). Die Pflanzversuche wurden im Jahr 2022 durchgeführt und im Jahr 2023 wiederholt, da einige Pflanzen im ersten Jahr nicht (ausreichend) wuchsen. In Tabelle 1.3-1 sind die Pflanzen und das Ergebnis bezüglich des Wachstums bzw. der Probenahme im Jahr 2022 bzw. 2023 aufgeführt.

Tabelle 1.3-1: Übersicht über Wachstum und generierte Probenmenge im Versuchsjahr 2022 und 2023. ‚+‘ = gutes Wachstum/ausreichende Probenmenge, ‚-‘ = kein Wachstum/keine Probe, ‚o‘ = geringe(s) Wachstum/Probenmenge.

Pflanze	Erntezeitraum	Ergebnis - 2022	Ergebnis - 2023
Erdbeere	Juni	o	+
Gerste	Juni/Juli	+	+
Karotte	August/September	+	+
Kartoffel	August	+	+
Mais	September	-	+
Salat	Juni	-	o
Zuckerrübe	August	+	o

Probenvorbereitung und Extraktion:

Nach Eintreffen der Pflanzen an der BfG wurden diese durch Spülen mit Leitungswasser zunächst von Erde und anhaftenden Verunreinigungen gereinigt. Anschließend wurden die Pflanzen mittels handelsüblicher Gartenschere in verschiedene Kompartimente eingeteilt (Tabelle 1.3-2), grob zerkleinert, gefriergetrocknet und pulverisiert. Bis zur Analyse wurden die homogenisierten Proben im Tiefkühlschrank (-25 °C) aufbewahrt. Die Extraktion erfolgte Ultraschall-unterstützt nach dem in Abbildung 1.3-4 gezeigten Protokoll. Zunächst wurden 0,2 g der Probe in 15 mL Falcon-Tubes eingewogen und mit 60 µL eines Mixes Isotopenmarkierter Standards (c = 0,1 mg/L, finale Konzentration in der Analyseprobe: 200 ng/L) versetzt. Proben, an denen Wiederfindungen bestimmt werden sollten, wurden zudem mit 150 µg/L eines Analyt-Mixes (c = 0,1 mg/L, finale Konzentration in der Analyseprobe: 500 ng/L) versetzt, alle weiteren Proben mit 150 µL MeOH. Die benetzten Proben wurden mittels Vortexer homogenisiert und über Nacht zum Abdampfen des Lösemittels stehen gelassen.

Tabelle 1.3-2: Verwendete Kompartimente der Pflanzen und Anmerkungen.

Pflanze	Kompartimente	Anmerkung
Erdbeere	Wurzel (W), Frucht (F)	Nur für 2023
Gerste	Wurzel (W), Halm (H), Ähre (A)	Für 2023 wurden die Kompartiment W und H zusammengefasst
Karotte	Rübe	-
Kartoffel	Knolle	-
Mais	Wurzel (W), Halm (H), Körner (K)	-
Salat	Blätter (B)	-
Zuckerrübe	-	Die Matrix der Zuckerrübe ließ eine Probenvorbereitung nach dem erarbeiteten Protokoll nicht zu

Zur Extraktion wurden der Probe 5 mL des Extraktionsmittels (95 % MeOH/ 5 % MilliQ) zugegeben. Die Extraktion erfolgte im Ultraschallbad bei 25 °C für 10 min. Anschließend wurde die extrahierte Probe für 15 min bei 2900 RPM zentrifugiert, der Überstand abgenommen und in ein 50 mL Tube überführt. Am Feststoff wurden zwei weitere Extraktionsrunden (5 min im Ultraschallbad) durchgeführt und die Extrakte zusammengeführt.

Zum Clean-Up wurde eine Lösemittelaustausch durchgeführt: das Extrakt wurde auf 30 mL aufgefüllt (50 % MeOH/ 50 % MilliQ), 10 mL wurden abgenommen, bis zur Trocknung evaporiert, in 100 µL MilliQ wieder aufgenommen und mit 900 µL ACN aufgefüllt. Die Probe wurde erneut zentrifugiert (10 min, 3420 RPM), 100 µL des Überstands abgenommen und mit 900 µL MilliQ aufgefüllt. Zur Bestimmung der Matrixeffekte auf die Analyse wurden 100 µL des Überstands der zuvor nicht mit dem Analyt-Mix versehenen Proben abgenommen, 50 µL eines Analyt-Mixes ($c = 0,01 \text{ mg/L}$) und 850 µL MilliQ hinzugefügt.

Für jede Realprobe wurden drei separate Extraktionen durchgeführt, zzgl. der Proben zur Bestimmung der Wiederfindung und der Matrixeffekte. Somit wurden je Matrix-Probe neun Analyse-Proben hergestellt.

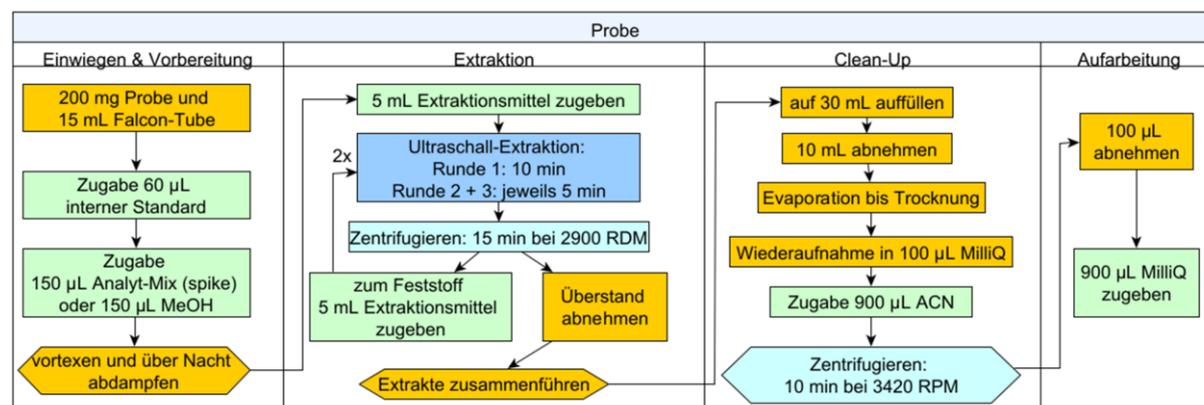


Abbildung 1.3-4: Probenvorbereitung zur Analyse von Pflanzenbestandteilen

Analyse und Auswertung:

Die Untersuchung der Spurenstoffaufnahme in Pflanzen erfolgte mittels Flüssigchromatographie-Tandem-Massenspektrometrie (LC-MS/MS) nach der in (Hermes et al. 2018) beschriebenen Analyseverfahren.

Die Auswertung der Validierung beinhaltete die Bestimmung von Richtigkeit, Präzision und Matrixeffekten auf die Analyse für die unterschiedlichen Matrizes. Zudem wurde an einer Matrix der LOQ für alle Analyten bestimmt. Die Bestimmung von Richtigkeit und Präzision erfolgte an den mit dem Analyt-Mix vor der Extraktion dotierten Proben. Zur Ermittlung der Richtigkeit wurde die Wiederfindung der Analyt-Konzentrationen herangezogen, die Berechnung der Präzision erfolgte als relative Standardabweichung (RSD) der Mehrfachbestimmungen. Zielwerte für die Richtigkeit war eine Wiederfindung zwischen 70 % und 130 %, für die Präzision sollte die RSD kleiner 20 % liegen. Die Bestimmung der Matrixeffekte auf die Analyse erfolgte an den nach der Extraktion dotierten Proben und den absoluten Wiederfindungen der dotierten Konzentration im Vergleich zum entsprechenden Kalibrationsstandard. Der Matrixeffekt wird als in Prozent als Abweichung von Null angegeben. An der Matrix Salatblatt („SalatB“) wurden die Bestimmungsgrenzen (BG) der einzelnen Analyten bestimmt, da hier auf dem ersten Blick eine Vielzahl an Substanzen in der nicht-dotierten Probe Peaks mit einem S/N-Verhältnis größer 10 aufwies. Konnten in der nicht-dotierten Probe Konzentrationen für einen Analyten ermittelt wurde, wurden diese zur Bestimmung herangezogen, andernfalls wurde eine vor der Extraktion dotierte Probe verwendet. Die BG wurde anhand des Signal/Noise-Verhältnisses bestimmt. Für jeden Analyt wurden das mittlere Rauschen vor dem Peak sowie die Peakhöhe ermittelt und daraus das S/N-Verhältnis bei der bestimmten Konzentration berechnet. Anschließend wurde auf die theoretische Konzentration bei einem S/N = 10 zurückgeschlossen. Dieser Wert ist als BG angegeben. Die Konzentrationen wurden anhand einer externen Kalibration in Reinstwasser bestimmt. Die Kalibration erfolgte im Bereich 0,5 – 15.000 ng/L. Für die Kalibrationsgerade wurde eine 1/x-Gewichtung durchgeführt und für jeden Analyten erfolgte eine Anpassung der Kalibrationsgeraden, um einen maximalen Korrelationskoeffizienten zu erhalten. Dabei wurde darauf geachtet, dass die Kalibration aus mindestens fünf Kalibrationspunkten im genannten Bereich bestand.

Zur quantitativen Bestimmung der Substanzen im ozonierten Wasser zur Bewässerung der Pflanzen, wurden Proben von sieben unterschiedlichen Tagen mit der auch zur Analyse der Pflanzenproben verwendeten Target-Methode analysiert. Einzelwerte kleiner BG wurden durch die halbe BG ersetzt, bevor der Mittelwert über alle sieben Proben berechnet wurde. Dies wurde durchgeführt, da bei der Bearbeitung die unterschiedlichen Ozondosen bei den Probenahmen nicht berücksichtigt wurden. Dies führt z.B. dazu, dass leicht oxidierbare Substanzen wie Carbamazepin in einzelnen Proben detektiert wurden. Bei der automatischen Berechnung des Mittelwerts unter Ausschluss fehlender Werte würden diese Einzelwerte verwendet.

Erzielte Ergebnisse

Die verwendete Methode konnte für 115 Substanzen validiert werden. Für weitere 45 Substanzen (u.a. Metoprolol, Irbesartan, Telmisartan und 5-Methyl-1H-Benzotriazol), die in der Analyseverfahren enthalten sind, konnte aus verschiedenen Gründen (IS konnte aufgrund von Peakbreite oder -höhe nicht ausgewertet werden bzw. Substanzen waren in den Matrixproben nicht auswertbar) keine Validierung durchgeführt werden. Von den 115 verbliebenen Substanzen zeigten über 75 % in allen Matrizes Richtigkeiten im Zielbereich von 70 – 130 % (Abbildung 1.3-5). Vereinzelt wiesen Substanzen in bestimmten Matrizes deutlich zu hohe oder deutlich

zu niedrige Werte auf. Für die Präzision wurden durchweg sehr gute Werte ($RSD < 20\%$) erhalten, auch für die Substanzen, die in einzelnen Matrices Richtigkeitswerte außerhalb des Zielbereichs ergaben. Für die Matrixeffekte ergaben sich größtenteils negative Werte. Ionensuppression ist bei der Verwendung von ESI ein gängiges Phänomen, während eine Verstärkung des Signals eher selten beobachtet wird. In der Tendenz entspricht das Ergebnis also den Erwartungen. Es ist zu bedenken, dass abgesehen vom Lösungsmittelwechsel kein Clean-Up der Proben nach der Extraktion erfolgte. Eine weitere Optimierung der Extraktionsmethode könnte hier möglicherweise zu einer Verbesserung der Ergebnisse bezüglich des Matrixeffekts führen, was gleichzeitig auch Auswirkungen auf die absolute Wiederfindung hätte und eine Senkung der BG herbeiführen könnte. Allerdings sind die Möglichkeiten für weitere Clean-Ups aufgrund der hohen Zahl an Substanzen und der überwiegend vergleichsweise hohen Polaritäten der Substanzen stark limitiert. Über 65 % der Substanzen wiesen eine BG kleiner 5 ng/g auf. Nur für sechs Substanzen (Diatrizoat, Furosemid, Naproxen, Pregabalin Lactam, Iopamidol und Acesulfam) lagen die BGs deutlich über 50 ng/g.

Insgesamt zeigte sich, dass die verwendete Extraktionsmethode zur Untersuchung des Vorkommens von Spurenstoffen in den Pflanzenmatrices geeignet ist.

Insgesamt 86 der 115 Substanzen wiesen einen Mittelwert höher als die BG im Wasser zur Bewässerung der Pflanzen auf. Für über 50 % der Substanzen lagen die Konzentrationen niedriger als 100 ng/L (Abbildung 1.3-6). Etwa 17 % wiesen Konzentrationen im Bereich 100 – 500 ng/L auf und etwa 13 % (entspricht 11 Substanzen) über 500 ng/L. Die höchsten Konzentrationen (> 3000 ng/L) wiesen die RKM's Iopromid, Diatrizoat und Iomeprol auf. Mit über 1000 ng/L wurden zudem Benzotriazol, Sitagliptin, Candesartan, Iopamidol und Lamotrigin quantifiziert. Im zugeführten Wasser wurden zudem die N-Oxide von Tramadol, Venlafaxin und Citalopram mit Konzentrationen über 50 ng/L erfasst.

Insgesamt 59 der 115 validierten Substanzen wurden in mindestens einer Pflanzenmatrix mit einer Konzentration oberhalb des LOQs detektiert. Elf der 59 Substanzen wurden nicht im zur Bewässerung verwendeten ozoniertem Wasser detektiert, darunter Carbendazim, Sotalol und Triclocarban sowie verschiedene Humanmetabolite bzw. TPs.

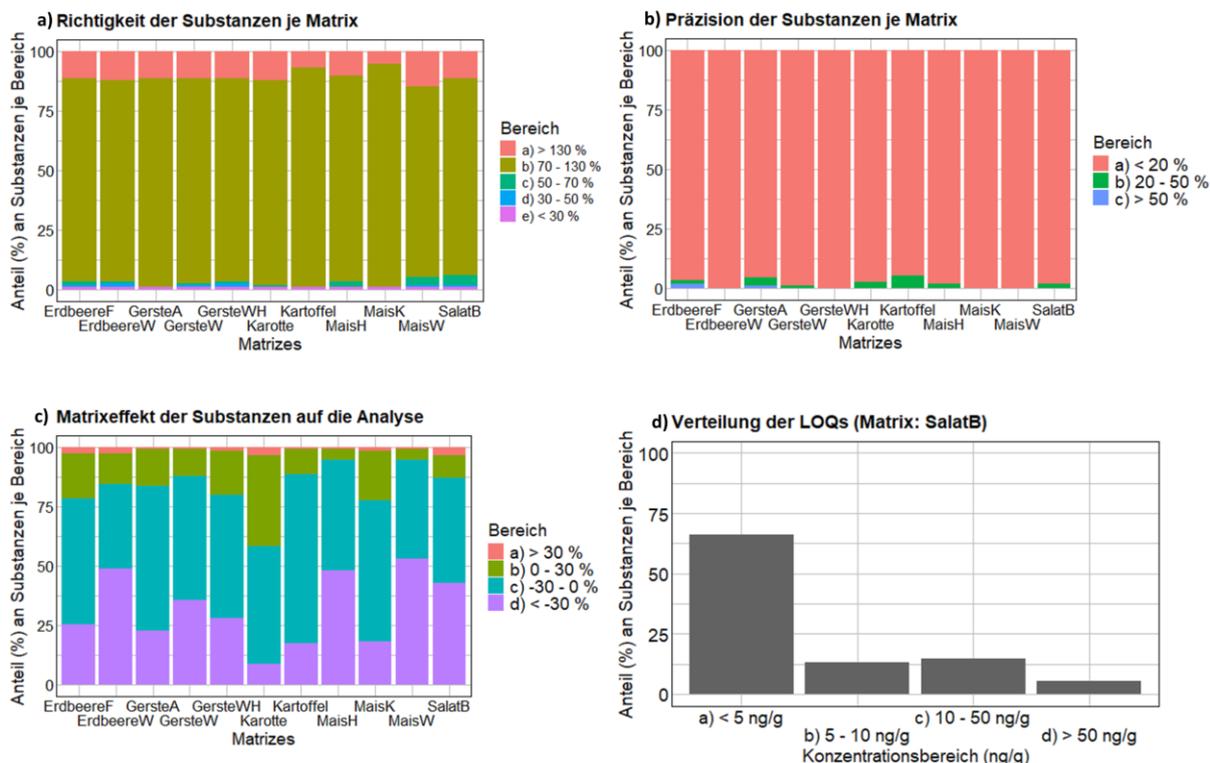


Abbildung 1.3-5: Ergebnisse der Validierung der Methode zur Extraktion von Spurenstoffen aus Pflanzenmatrizes.

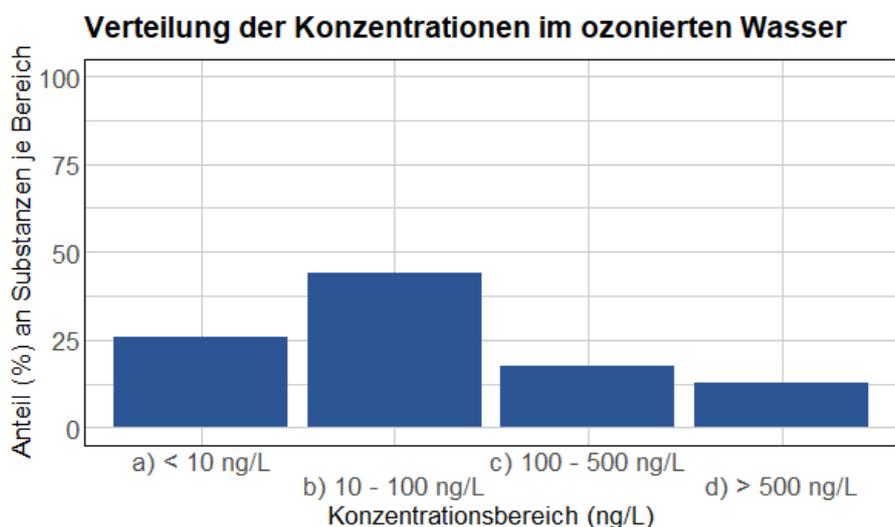


Abbildung 1.3-6: Verteilung der Substanz-Konzentrationen im ozonierten Wasser zur Bewässerung der Pflanzen.

Die höchste Anzahl an Positivbefunden wiesen die Wurzeln der Erdbeeren („ErdbeereW“) auf (44 Substanzen, Abbildung 1.3-7). In der kombinierten Probe aus Wurzel und Halm der Gerste („GersteWH“) sowie in den Blättern des Salats („SalatB“) wurden jeweils 27 Substanzen und in der separaten Wurzel-Probe der Gerste („GersteW“) 22 Substanzen detektiert. Keine der Substanzen trat in allen Matrizes auf. Betrachtet man nur die vier zuvor genannten Matrizes, so wurden 18 Substanzen in allen vier oberhalb ihrer jeweiligen BG nachgewiesen, Hydrochlorothiazid und das TP Chlorothiazid, Sitagliptin und das TP Sitagliptin-N-Acetyl, sowie Tramadol und Venlafaxin einigen Metaboliten/TPs. Für drei Matrizes (Erdbeere, Gerste und Mais)

lagen verschiedene Kompartimente vor. Von den acht in der Frucht der Erdbeere („ErdbeereF“) quantifizierten Substanzen wurde nur Imidacloprid nicht in der Wurzel detektiert.

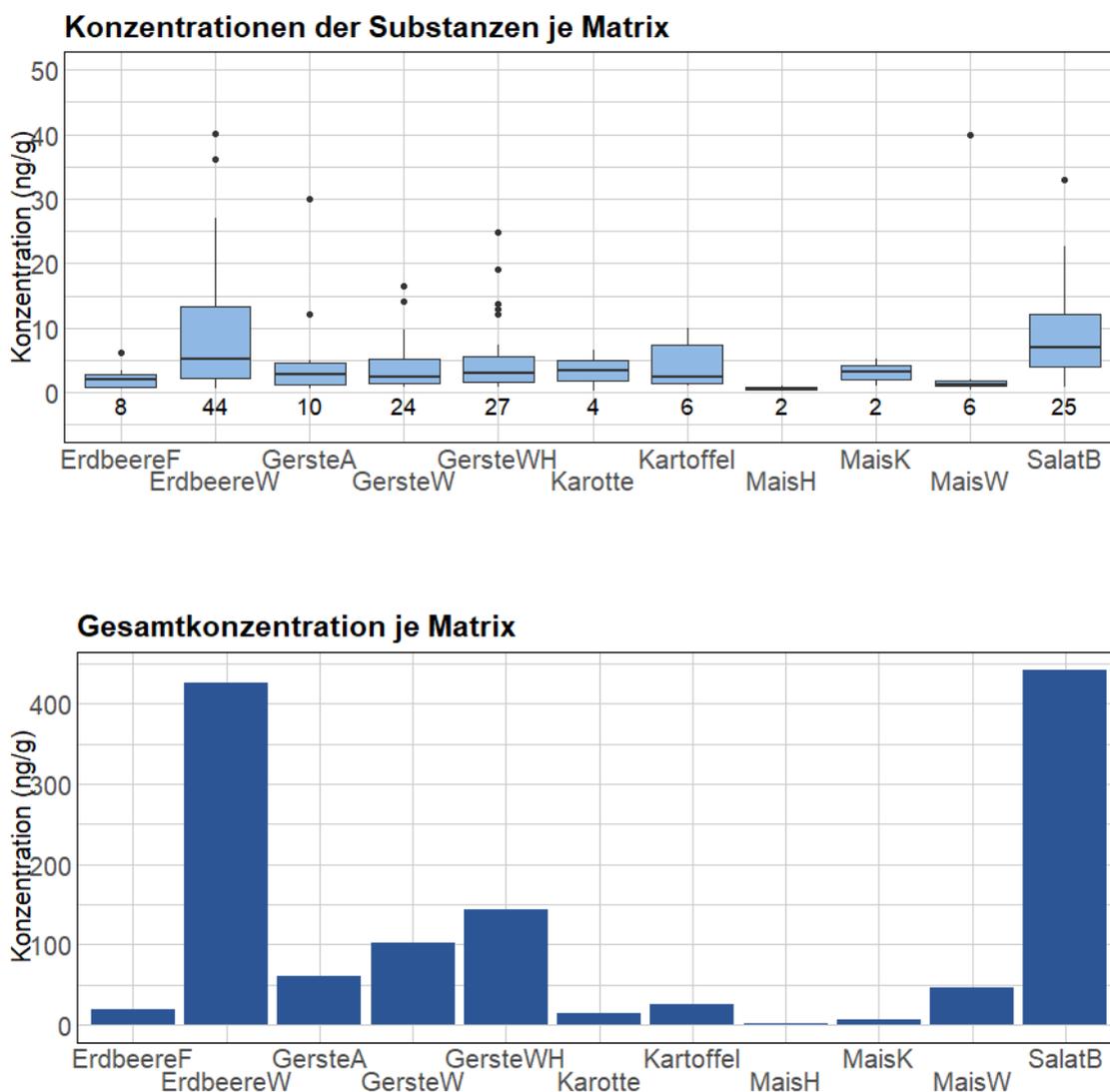


Abbildung 1.3-7: Boxplot (oben) über die Konzentrationen der detektierten Substanzen in den einzelnen Matrices mit Angabe der Anzahl detektierter Substanzen („SalatB“ ohne Acesulfam und Iopromid, beide $c > 50$ ng/g). Balkendiagramm (unten) über die Summe der Konzentrationen aller detektierten Substanzen je Matrix (inkl. Acesulfam und Iopromid für „SalatB“).

Von den zehn in der Ähre der Gerste („GersteA“) detektierten Substanzen wurde nur das Trimethoprim-TP 5-(2,4,5-Trimethoxy)-2,4-pyrimidinediamin weder in „GersteW“ noch in „GersteWH“ gefunden und für die Matrices des Mais ergab sich keine Substanz, die in allen drei Kompartimenten auftrat. Allerdings wurden die zwei im Halm detektierten Substanzen auch in der Wurzel gefunden und von den zwei in den Körnern detektierten Substanzen kam DEET auch in der Wurzel vor, Koffein allerdings nicht. Die höchsten Konzentrationen (Median, maximale Konzentration einer Substanz und Gesamt-Konzentration) wurden für „SalatB“ ermittelt, gefolgt von „ErdbeereW“ und den Matrices der Gerste (Abbildung 1.3-7).

Die Aufnahme von Spurenstoffen in eine Pflanze ist u. a. von den physikochemischen Eigenschaften der Substanzen abhängig (Dittmann et al. 2024; Mosharaf et al. 2024). In der Regel werden nicht-ionische Substanzen eher aufgenommen als ionische und positiv geladene Substanzen werden eher aufgenommen als negativ geladene. Für Pflanzenkompartimente, die

sich direkt im Boden befinden, ist aber eine Unterscheidung zwischen tatsächlich aufgenommenen und außen anhaftenden Substanzen schwierig. Im Rahmen dieser Studie wurde dies nicht weiter differenziert. Für die Matrizes mit 10 und mehr detektierten Substanzen („ErdbeereW“, „GersteA“, „GersteW“, „GersteWH“ und „SalatB“) wurde geprüft, wie hoch die Anteile der detektierten Substanzen je Ladungszustand bei pH7 (negativ, neutral, positiv, zwitter) bezogen auf die Gesamtanzahl Substanzen je Gruppe war und welche Summe-Konzentration je Gruppe vorlag (Abbildung 1.3-8). Unter den 115 validierten Substanzen waren 50 bei pH 7 neutrale, 22 negativ geladene, 33 positiv geladene und 10 zwitter Substanzen.

In „ErdbeereW“ waren etwa 60 % aller untersuchten positiv geladenen Substanzen detektierbar und nur etwa 30 % der neutralen. In der Summe der Konzentrationen wiesen beide Klassen nahezu gleiche Werte auf, d. h. die neutralen Substanzen wurden generell mit höheren Konzentrationen detektiert als die positiv geladenen. Für „SalatB“ wurden ähnliche Anteile an neutralen und positiv geladenen Substanzen ermittelt, allerdings war der Unterschied in den Summen-Konzentrationen deutlich höher als bei „ErdbeereW“. Für „SalatB“ wies die Gruppe der neutralen Substanzen eine doppelt so hohe Summen-Konzentration auf, als die Gruppe der positiv geladenen Substanzen. Auffällig ist die hohe Summen-Konzentration der negativ geladenen Substanzen in „SalatB“, die aber in erster Linie durch Acesulfam hervorgerufen wird, das mit ca. 160 ng/g auch die höchste gemessene Konzentration aller Substanzen über alle Matrizes aufwies.

Über alle Matrizes hinweg wiesen Acesulfam und Iopromid (beide „SalatB“) mit über 50 ng/g die höchsten Konzentrationen auf, gefolgt von Hydrochlorothiazid („ErdbeereW“), Benzotriazol („MaisW“), Terbutylazine-DE („ErdbeereW“) und lomeprol („SalatB“) mit Konzentrationen im Bereich 30 – 50 ng/g und 5-(2,4,5-Trimethoxy)-2,4-pyrimidinediamnin („GersteA“ und „ErdbeereW“), Sitagliptin („ErdbeereW“), Lamotrigin („GersteWH“), DM-Citalopram („ErdbeereW“) mit Konzentrationen kleiner 30 ng/g.

Allgemein erwiesen sich die detektierten Konzentrationen als sehr gering, vor allem in den zum Verzehr geeigneten Pflanzen-Kompartimenten. Es ist allerdings zu berücksichtigen, dass die in den Hochbeeten angepflanzten Pflanzen, vor allem die Kartoffeln und Karotten, sehr klein waren und kein optimales Wachstum zeigten. Es wären weitere Studien in realen Anwendungsfällen notwendig, um genauere Aussagen treffen zu können. Die unter den untersuchten Proben vergleichsweise hohen Konzentrationen in den Wurzeln zeigen, dass die Spurenstoffe tendenziell in den Pflanzen aufgenommen werden können. Die Translokation innerhalb einer Pflanze hängt unter anderem von den physiko-chemischen Eigenschaften der Substanzen ab. Neutrale Substanzen mit einem LogK_{OW} von < 0 bis 3 gelten allgemein als mobil innerhalb der Pflanze, während es bei geladenen Substanzen zu einer Akkumulation in verschiedenen Pflanzenbestandteilen, aber auch zur Translokation kommen (Miller et al. 2016) kann. Hier spielen Charakteristika der Pflanze eine Rolle. In „ErdbeereW“ wurden 14 neutrale Substanzen nachgewiesen, deren LogK_{OW} kleiner 3 war. Drei dieser Substanzen (DHDH-CBZ, Hydrochlorothiazid und Primidon) konnten auch bereits in Konzentrationen < 10 ng/g in „ErdbeereF“ ermittelt werden. Die Translokation in verzehrbare Pflanzenbestandteile bedarf aber weiterer Untersuchungen für eine genauere statistische Auswertung.

Zur Risikoabschätzung bei Verzehr der Pflanzen wurden die ermittelten Konzentrationen mit Literaturwerten abgeglichen. Größtenteils lagen die in dieser Studie ermittelten Werte in ähnlichen Bereichen wie beispielsweise bei Riemenschneider et al. (2016) oder Ahmadi et al. (2025). Beide Studien stellten unter Verwendung verschiedener Einschätzungs-Konzepte nur geringe Risiken durch den Verzehr der Pflanzen fest. Den Studien ist aber gemein, dass die

Risikoabschätzung in der Regel substanzspezifisch erfolgte. Die Gesamtkonzentration über alle detektierten und quantifizierten Substanzen wurde bisher nicht berücksichtigt. Eine solche Gesamtaberschätzung ist aber auch dadurch erschwert, dass die für die Risikoabschätzung benötigten Toxizitätswerte nicht für alle Substanzen recherchierbar sind bzw. über das TTC-Konzept („threshold of toxicological concern“) nur sehr grob abgeschätzt werden. Zukünftig wären hier weitere Anpassungen und Studien nötig, um die Risikoabschätzung auszuweiten und auf Misch-Konzentrationen anzuwenden.

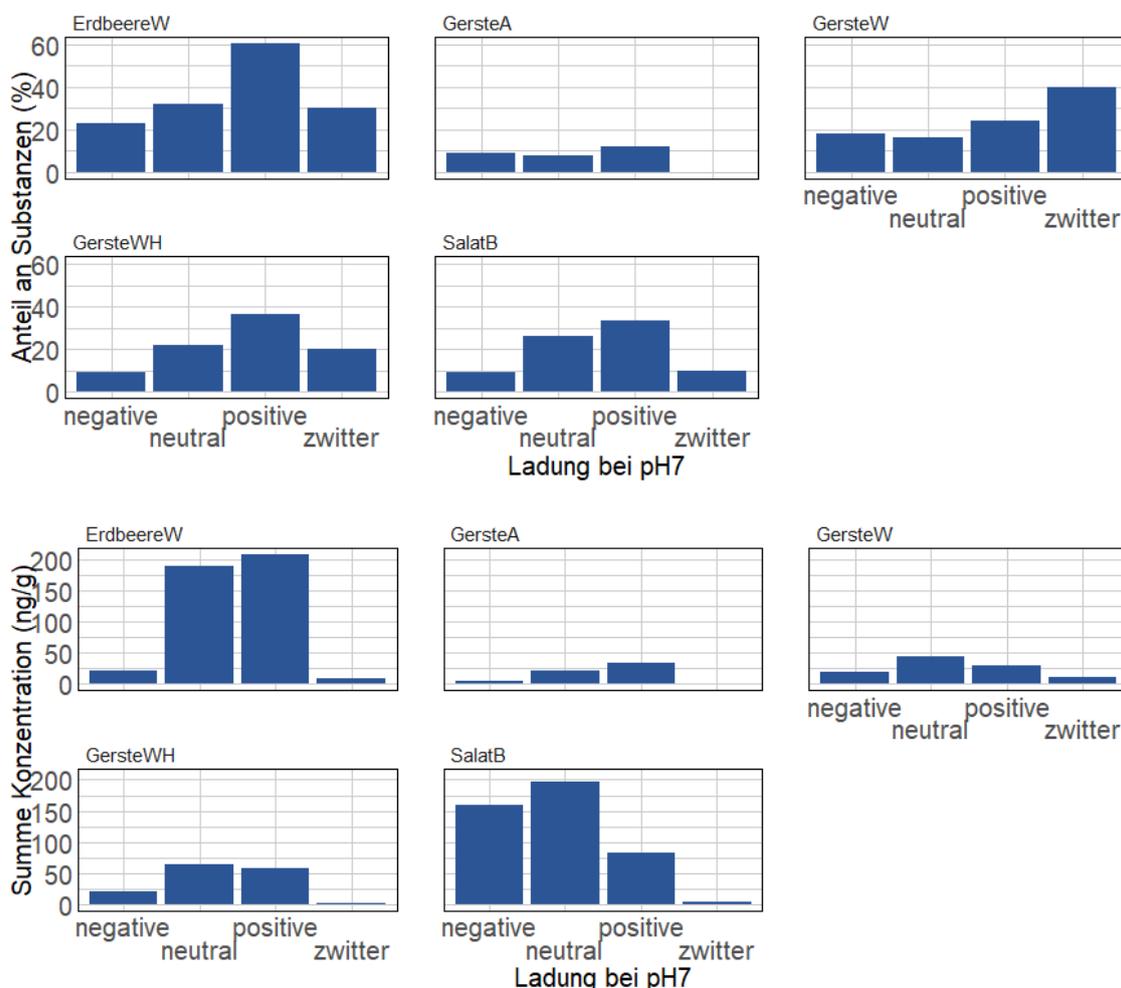


Abbildung 1.3-8: Anteile an Substanzen je Ladungsgruppe bezogen auf die Gesamtanzahl je Gruppe im Analysenspektrum (oben) und Summen-Konzentration je Gruppe (unten) in den einzelnen Matrices.

1.3.1.3 Spurenstoffverhalten im Grundwasser

Im Klärwerk Steinhof (Braunschweig) wird gereinigtes Abwasser auf den landwirtschaftlichen Nutzflächen zur Bewässerung eingesetzt. Die landwirtschaftlichen Nutzflächen sind wegen ihrer negativen klimatischen Wasserbilanz nur mit einer Bewässerung ordnungsgemäß zu bewirtschaften. Es ist bekannt, dass Spurenstoffe durch die Bewässerung mit gereinigtem Abwasser in den Grundwasserleiter übergehen können. In dieser Untersuchung sollen bisherigen Studien (Kampouris et al. 2021; Lorey, C., Kunst, S. 2005; Niedersächsischer Landesbetrieb für Wasserwirtschaft, Küsten- und Naturschutz 2021) durch die FlexTreat Grundwasserprobenahme ergänzt werden. Es wurden zwei Grundwasserprobenahmen im Verregnungsgebiet Braunschweig durchgeführt. Die Grundwasserprobenahme dient, zur Bestimmung des Stoffeintrags unter den Status-Quo Bedingungen. Zusätzlich wurden hydrogeologische Parameter,

z.B. Grundwasserneubildung und Grundwasserganglinien aus öffentlich verfügbaren Daten genutzt.

Auswertung der Grundwasserganglinien und -neubildung

Mit dem aktuellen Wasserhaushaltsmodell mGROWA18 stehen Grundwasserneubildungsraten für die Perioden 1961 – 1990, 1971 – 2000 sowie 1981 – 2010 als Jahresmittelwerte (Abbildung 1.3-9) und Monatsmittelwerte (Abbildung 1.3-10) zur Verfügung.

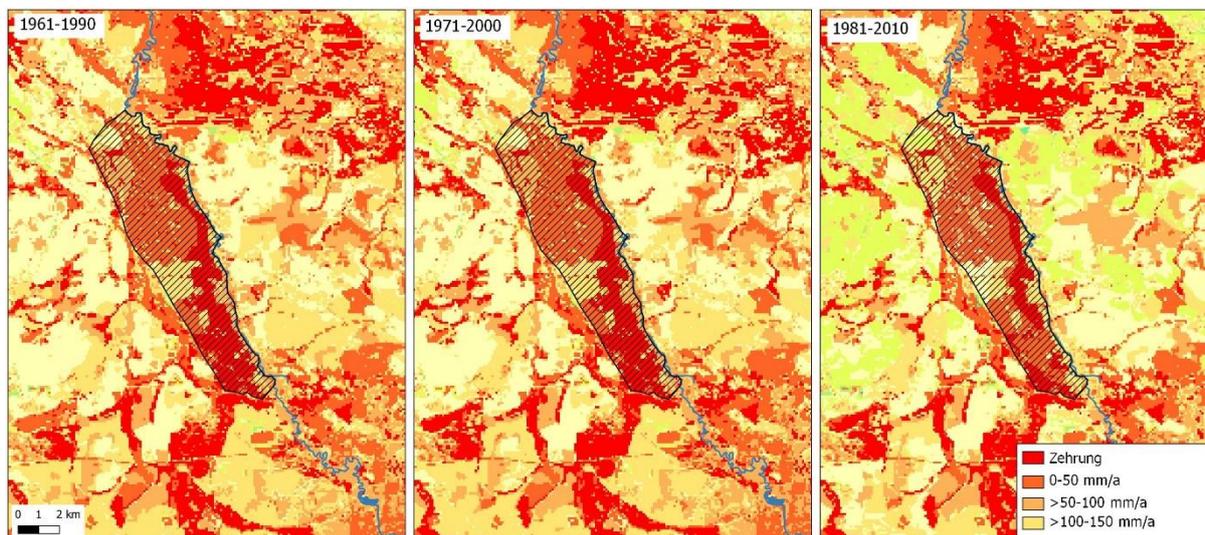


Abbildung 1.3-9: Mittlere jährliche Grundwasserneubildung (Datengrundlage: Hydrogeologische Karte 50, Landesamt für Bergbau, Energie und Geologie); schraffierte Fläche = Verregnungsgebiet des AVB.

Die Grundwasserneubildung liegt für die Periode 1981 – 2010 im Untersuchungsgebiet zwischen 0 und 100 mm pro Jahr, an vereinzelt Stellen auch 150 – 200 mm/a. In den Niederungen um den Fluss Oker herum kommt es zu Zehrungen des Grundwasserdargebots. Diese Grundwasserzehrung kann an einigen Stellen 100 mm/a und mehr betragen (Ertl et al. 2019). Die Darstellung der mehrjährigen mittleren monatlichen Grundwasserneubildungsrate (Abbildung 1.3-10) zeigt die Gliederung des hydrologischen Jahres. Der Großteil des Grundwassers bildet sich im Winterhalbjahr neu. Das Maximum liegt in den Monaten Dezember und Januar. Die Grundwasserneubildungsrate beträgt zu dieser etwa 20 – 80 mm/Monat.

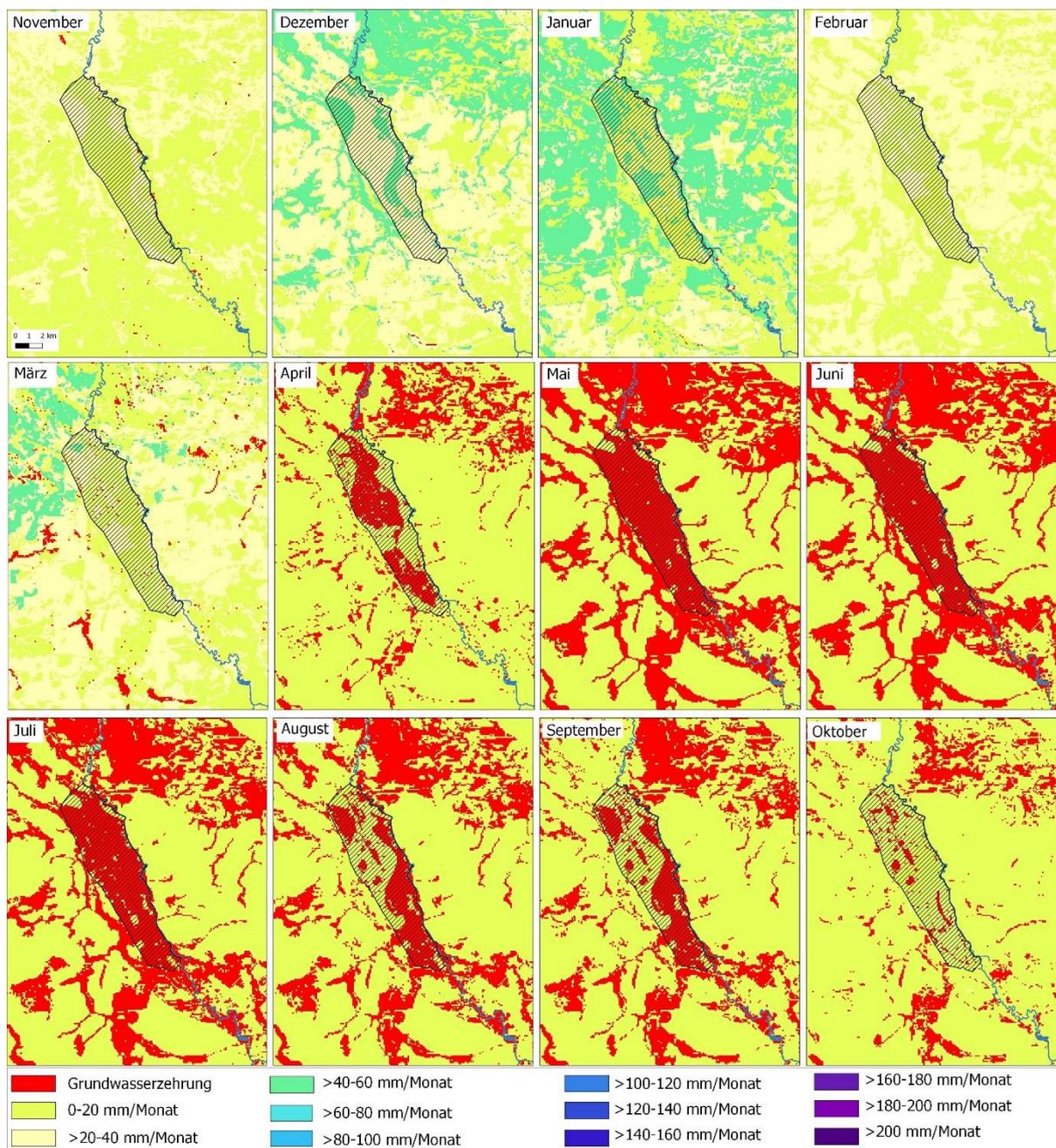


Abbildung 1.3-10: Mehrjährige monatliche Grundwasserneubildung der Jahre 1981-2010 (Datengrundlage: Hydrogeologische Karte 50, Landesamt für Bergbau, Energie und Geologie).

Die beginnende Vegetationsperiode und die damit verbundene höhere Verdunstung verringert die Grundwasserneubildung ab April deutlich. Kapillar aufsteigendes Grundwasser führt im Untersuchungsstandort vor allem in den Sommermonaten zur Grundwasserzehrung.

Grundwasserganglinien sowie Daten zur Wasserqualität stehen zum freien Download in der Landesdatenbank des Landes Niedersachsen zur Verfügung (Niedersächsischer Landesbetrieb für Wasserwirtschaft, Küsten- und Naturschutz 2021). Im Folgenden werden Grundwasserganglinien zur Abschätzung der saisonalen Schwankungen im Grundwasser herangezogen. Die Lage und Tiefe der Grundwassermessstellen (GWM) sind in NLWKN (2017) dargestellt (siehe Anhang Abbildung 8.4-1). Die GWM umfassen die tief verfilterten GWM Neubrück II und Klein Schwülper II und flache Messstellen wie Neubrück I und Klein Schwülper I. Die

GWM Wehnsen_1065 liegt innerhalb des Abwasserverbandsgebietes, jedoch außerhalb der Verregnungsfläche. Diese GWM dient als eine von der Verregnung unbeeinflusste Referenzmessstelle. Die Grundwasserganglinien sind als mehrjährige (2012-2019) monatliche 50er, 5er und 95er Perzentile dargestellt (Siehe Abbildung 1.3-11)

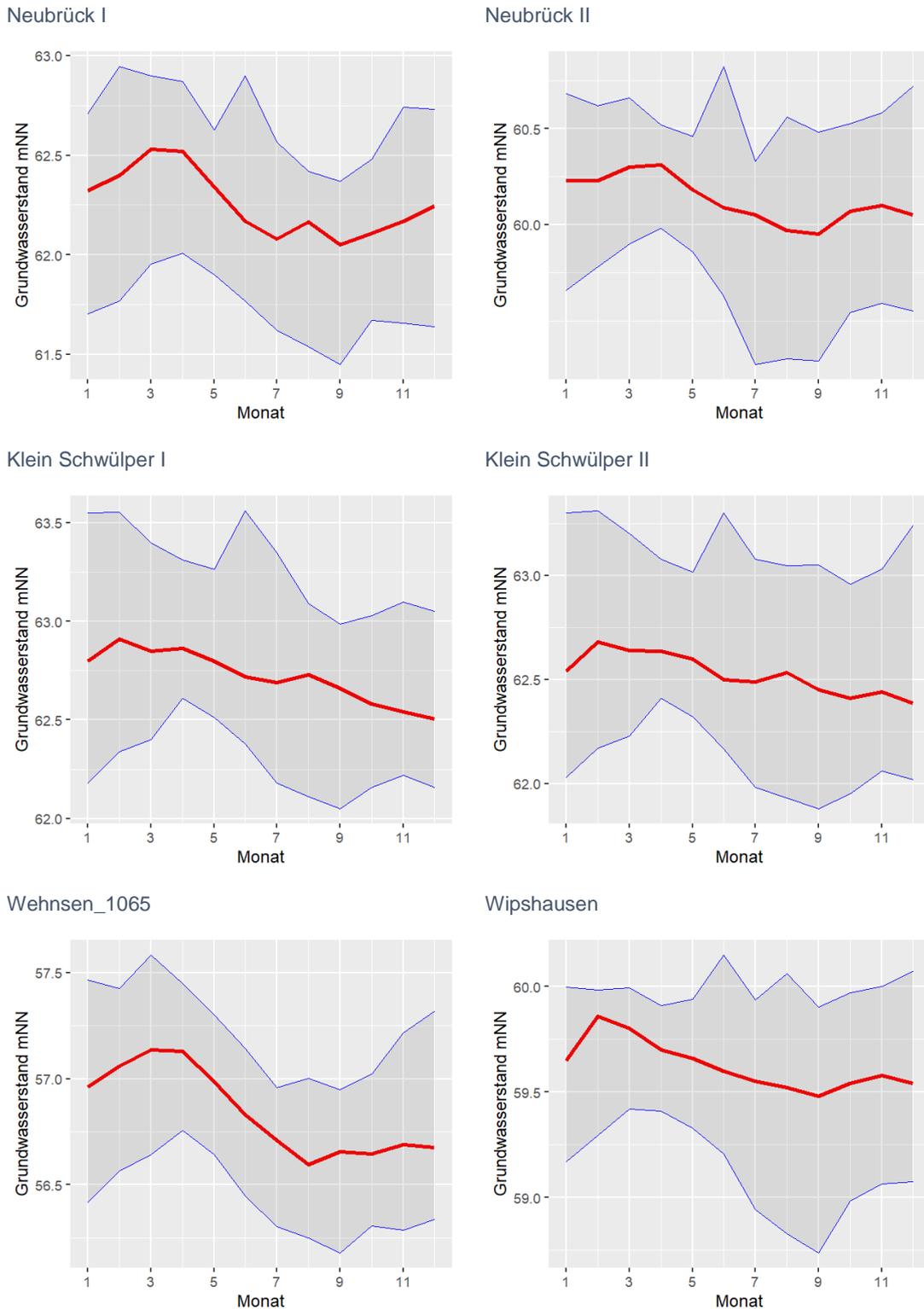


Abbildung 1.3-11: Mehrjährige monatliche Grundwasserganglinien (2012-2019, median = rote Linie, 5er und 95er Perzentil = graues Band; Datengrundlage: (Niedersächsischer Landesbetrieb für Wasserwirtschaft, Küsten- und Naturschutz 2021)).

Ganglinien aus dem Abwasserberegnungsgebiet (Neubrück, Wipshausen und Klein Schwülper) zeigen einen Peak des 95er Perzentils im Juni. Die saisonale Variation des mittleren Gangs entspricht nicht einer natürlichen Grundwasserneubildungsdynamik. Im Gegensatz dazu ist in der Messstelle Wehnsen_1065, die knapp außerhalb des Beregnungsgebietes liegt, kein Peak im Juni zu erkennen und der Grundwassergang zeigt einen ausgeprägten saisonalen Verlauf mit einem Maximum im März/April und Minimum im Juli/August. Es ist davon auszugehen, dass durch die künstliche Bewässerung in den Sommermonaten von Juni – August der Grundwasserstand im Untersuchungsgebiet beeinflusst wird und es so zu den Abweichungen zum natürlichen Gang kommt. Die Auswertung der Grundwasserganglinien zeigt, dass die saisonalen Grundwasserstände zwischen 1,5 – 2 m schwanken.

Beprobung des Grundwassers:

Im Rahmen des Projekts wurden an sechs Grundwassermessstellen (GWM) Proben während der Bewässerungsperiode (Juli 2022) bzw. bei nicht-Bewässerung im Spätherbst (November 2023) genommen. Die Proben wurden an der BfG auf Spurenstoffe hin untersucht. Die analytische Methode zur Quantifizierung der Spurenstoffe ist in (Hermes et al. 2018) beschrieben. Eine Übersicht der Grundwasserprobenahmen ist in Tabelle 1.3-3 dargestellt.

Tabelle 1.3-3: Übersicht der Grundwassermessstellen, Datum der Beprobung sowie die Gesamtzahl und Anzahl der analysierten Stoffe größer bzw. kleiner der Bestimmungsgrenze (BG).

Nr.	Grundwassermessstelle (GWM)	Datum der Beprobung	Anzahl Stoffe < BG	Anzahl Stoffe > BG	Gesamtanzahl Stoffe
1	Klein Schwülper I	07.07.2022	138	10	148
		30.11.2023	137	5	142
2	Klein Schwülper II	07.07.2022	143	5	148
		30.11.2023	138	4	142
3	Wipshausen	07.07.2022	143	5	148
		30.11.2023	140	2	142
4	Neubrück I	07.07.2022	118	30	148
		30.11.2023	118	24	142
5	Neubrück II	07.07.2022	144	2	146
		30.11.2023	141	1	142
6	Wehnsen	07.07.2022	144	4	148
		30.11.2023	139	3	142

Die Messungen zeigen, dass während der Bewässerungsperiode in allen GWM mehr Stoffe > BG als nach der Bewässerungsperiode zu beobachten sind. Es ist jedoch festzustellen, dass Gesamtanzahl an Stoffen > BG vergleichsweise gering ist (weniger als 6 Stoffe; Ausnahme: GWM Neubrück I). Im Vergleich aller GWM hat die GWM Neubrück I sowie die GWM Klein Schwülper I während als auch nach der Bewässerungsperiode die meisten Befunde > BG. In **Fehler! Verweisquelle konnte nicht gefunden werden.** sind die Konzentrationen der Einzelsubstanzen bezüglich der GWM und Probenahmen dargestellt.

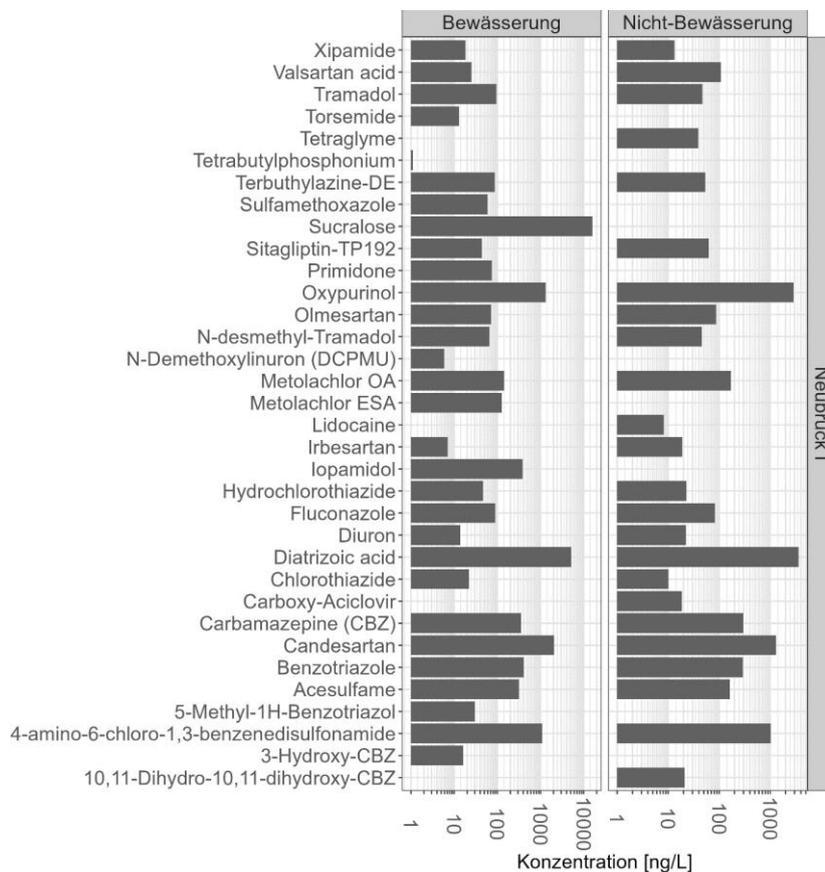
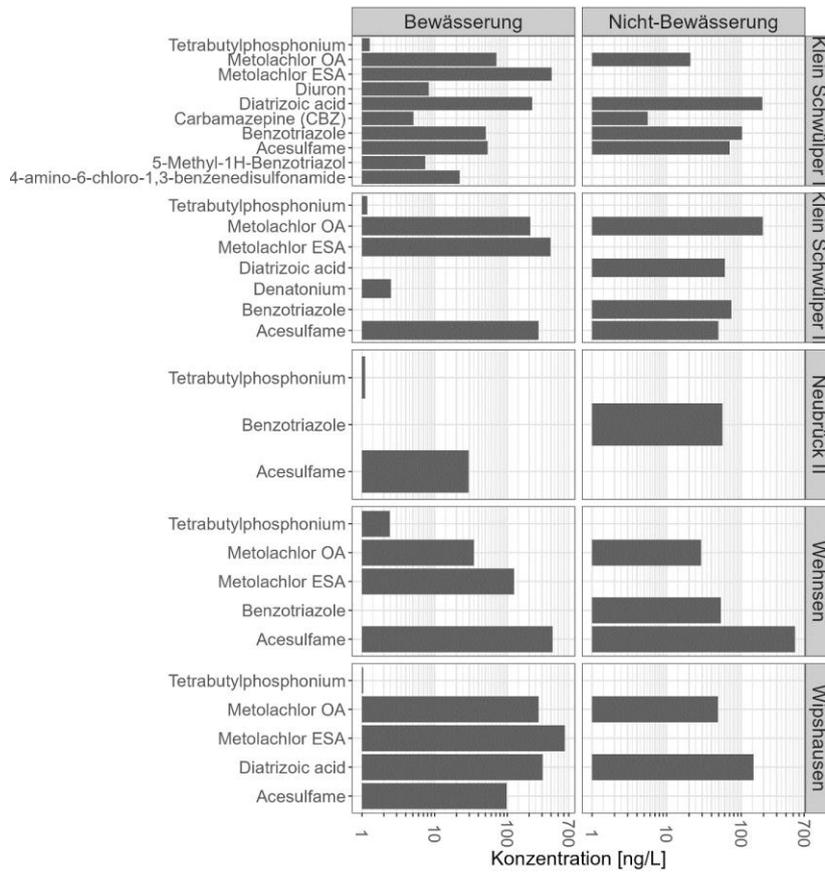


Abbildung 1.3-12: Stoffkonzentrationen für Stoffe oberhalb der BG für die GWM Klein Schwülper I & II, Neubrück II, Wehnsen und Wipshausen (oben) sowie der GWM Neubrück I (unten).

Das künstliche Süßungsmittel Acesulfam wurde in sämtlichen GWM während der Bewässerungsperiode nachgewiesen. Für die Nicht-Bewässerungsperiode wurde Acesulfam nur in vier GWM (Wehnsen, Klein Schwülper I, Klein Schwülper II, Neubrück I) nachgewiesen. Das Antibiotikum Sulfamethoxazol wurde im Klarwasser der Kläranlage Steinhof mit einer Konzentration von 430 ng/L gemessen. Im Grundwasser wurde dieser Stoff nur einmal in der GWM Neubrück I mit einer Konzentration von 58 ng/L nachgewiesen. Benzotriazol wurde in fünf GWM (außer Wipshausen) während der Nicht-Bewässerungsperiode und in der Bewässerungsperiode in lediglich zwei GWM (Neubrück I, Klein Schwülper I) nachgewiesen. Auffällig ist, dass das Benzotriazol-Derivat 5-Methyl-1H-Benzotriazol nur während der Bewässerungsperiode nachgewiesen wurde. Oxipurinol ist ein Abbauprodukt des Medikamentes Allopurinol. Der Stoff wurde nur in der GWM Neubrück I nachgewiesen. Die Konzentration während der Bewässerungsperiode liegt mit ~1300 ng/L deutlich niedriger als während der Nicht-Bewässerungsperiode (~2800 ng/L). Der Stoff Tetrabutylphosphonium wurde in allen GWM während der Bewässerungsperiode nachgewiesen, jedoch nur in geringen Konzentrationen von 1 - 2,4 ng/L. In der Nicht-Bewässerungsperiode wurde dieser Stoff in keiner GWM nachgewiesen. Dies deutet auf einen Eintrag durch das verwendete Abwasser zur Beregnung hin. Landwirtschaftlich genutzte Stoffe wie Terbutylazine-DE wurden in der GWM Neubrück I nachgewiesen. Das ebenfalls landwirtschaftlich genutzte Herbizid Diuron wurde in zwei GWM (Klein Schwülper I, Neubrück I) nachgewiesen. Landwirtschaftlich genutzte Stoffe treten häufiger in der Bewässerungsperiode auf. Dies deutet auf den Eintrag durch landwirtschaftliche Aktivitäten hin. Medikamente und Abbauprodukte wie Tramadol und N-desmethyl-Tramadol sind ebenfalls während der Bewässerungsperiode höher, möglicherweise durch vermehrten Eintrag über Abwasser.

Fazit

Die Darstellung der modellierten natürlichen Grundwasserneubildung hat gezeigt, dass in den Wintermonaten Grundwasserneubildungsraten von 20 – 80 mm auftreten, während es in den Sommermonaten zur Zehrung des Grundwasserdargebot kommen kann.

Die Auswertung der Grundwasserganglinien im Verregnungsgebiet hat gezeigt, dass die Verregnung von gereinigtem Abwasser zu einer Abweichung von der natürlichen Grundwasserdynamik führt. In den Sommermonaten sind deutliche Abweichungen zu erkennen. Insgesamt betrachtet liegen die Schwankungen jedoch innerhalb der natürlichen saisonalen Grundwasserdynamik von 1,5 und 2 m.

Die Unterschiede zwischen Bewässerungs- und Nicht-Bewässerungsperioden lassen sich auf die Nutzung des Wassers, die Jahreszeit und die damit verbundenen Eintragsquellen zurückführen. Während der Bewässerungsperiode wurden sowohl Stoffe aus der Landwirtschaft wie auch Stoffe aus dem Klarwasser vermehrt im Grundwasser nachgewiesen. In der Nicht-Bewässerungsperiode ist die Anzahl der Einzelstoffe geringer, Arzneimittelrückstände und deren Abbauprodukte spielen dann eine größere Rolle. Mit zwei Proben pro GWM lässt sich die Variabilität des Grundwassers nur näherungsweise abbilden. Die geringe Probenanzahl ist daher für die Beurteilung der Wasserqualität im Grundwasser nur bedingt aussagekräftig.

1.3.1.4 Spurenstoffverhalten im Boden

Das Verhalten von Spurenstoffen im Boden wird durch komplexe physikalisch-chemische Prozesse bestimmt. Zu den wesentlichen Mechanismen zählen Sorption an mineralischen und organischen Bodenkomponenten sowie mikrobieller Abbau. Die Mobilität und Persistenz der Spurenstoffe hängen von ihren spezifischen Eigenschaften (z.B. Polarität) ab. Bodeneigenschaften wie Korngrößenverteilung und der Gehalt an organischer Substanz beeinflussen maßgeblich die Interaktionen der Spurenstoffe mit dem Boden. Diese Prozesse sind die bestimmenden Faktoren für die Versickerung der Spurenstoffe in tiefere Bodenschichten und letztlich den Eintrag in das Grundwasser. In Bodensäulenversuche wurden diese Prozesse untersucht um deren Transport, Sorption sowie möglichen Abbau zu analysieren.

Säulenversuche

Das Verhalten von organischen Spurenstoffen und Transformationsprodukten (TP) im Boden bzw. Grundwasser wurden anhand von Bodensäulenversuchen untersucht. Ziel dieser Untersuchungen war es, wichtige Eingangparameter zum Stofftransport (Sorption und Abbauverhalten) für eine Sickerwasserprognose mit experimentellen Daten zu bestimmen. Hierfür wurden zwei vorkonditionierte Bodensäulen mit dem Ablauf der Pilotanlage aus Braunschweig (Ozonung, Filtration und UV-Desinfektion, siehe Kapitel 1.1.2) beschickt. Neben der Messung verschiedener physikochemische Parameter (z.B. Wassertemperatur, pH, gelöster Sauerstoff) wurde der Zulauf und die Abläufe der Bodensäulen auf Spurenstoffe und TPs untersucht.

Aufbau der Bodensäulen (Labormaßstab)

Zuerst wurde der Boden aus der landwirtschaftlichen Nutzfläche im Verregnungsgebiet der Kläranlage Steinhof durch eine Kleinrammbohrung nach DIN EN ISO 22475-1 beprobt. Die anschließende Bestimmung bodenkundlicher Kennwerte im Labor umfasste folgende Parameter:

- Organischer Kohlenstoff (C_{org})
- Korngrößenverteilung (Siebung)
- Kationen Austausch Koeffizient
- hydraulischer Durchlässigkeitskoeffizient nach Darcy
-

Die bodenkundliche Analyse ist zusammenfassend in Abbildung 1.3-13 dargestellt.

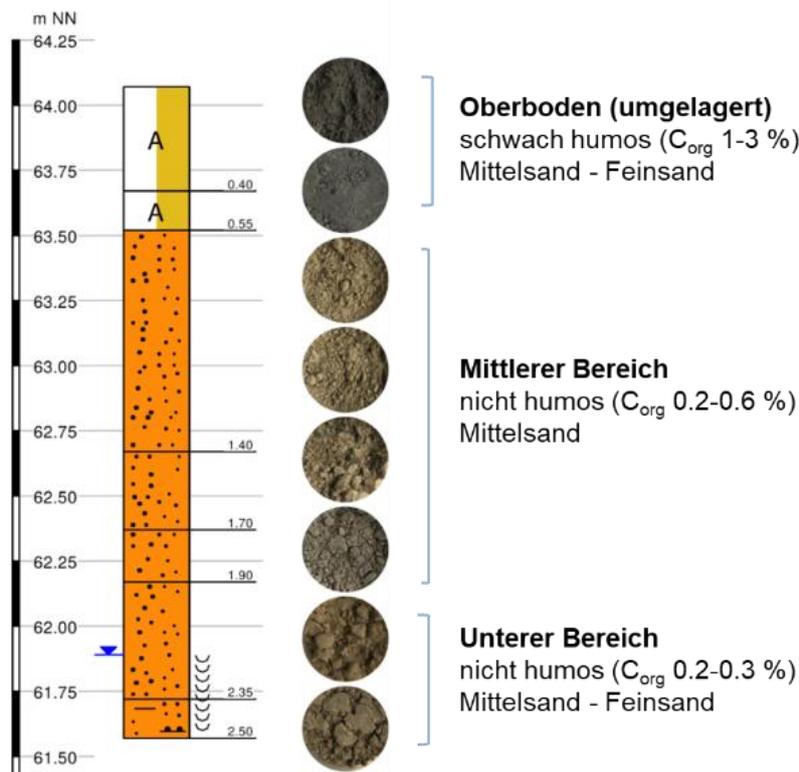


Abbildung 1.3-13: Bodenprofil aus der Kleinrammbohrung; Darstellung von Oberboden, mittleren und unteren Bereich anhand von organischem Kohlenstoff (C_{org}), Korngröße (Mittelsand bis Feinsand) und Fotos der Bodenproben. Höhenangaben in Meter Normalnull (m NN).

Das Bodenprofil beschreibt den gesamten ungesättigten Bereich bis zum Grundwasser. Das Grundwasser wurde nach ca. 2 m unter Flur angetroffen (blaues Dreieck). Das Bodenprofil ist in drei Bereiche unterteilt: Oberboden, mittlerer Bereich und unterer Bereich. Jeder Bereich ist durch den organischen Kohlenstoffgehalt (C_{org}) und der Korngrößenverteilung charakterisiert. Die Fotos der Bodenproben zeigen die unterschiedlichen Texturen und Farbdifferenzen zwischen den Schichten. Es zeigt sich, dass der ungesättigte Bereich im Untersuchungsgebiet aus relativ homogenen mittel- bis feinsandigen Lagen besteht. Der Oberboden ist durch einen erhöhten C_{org} Gehalt gekennzeichnet.

Das Bodenmaterial für den Säulenversuch stammt aus den gestörten, homogenisierten und getrockneten Bodenproben aus der Rammkernsondierung. Der Boden in der Säule setzt sich anteilig proportional zum Auftreten der Bodenart aus der Sondierung zusammen. Für den Versuch wurden zwei Säulen parallel betrieben. Es wurden Edelstahlsäulen verwendet um sicherzustellen, dass die Proben nicht durch Reaktionen mit dem Material der Säule beeinflusst wird (Abbildung 1.3-14).

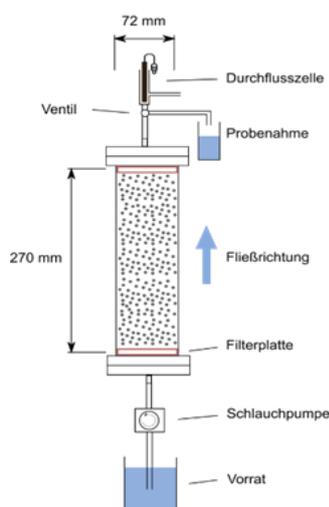


Abbildung 1.3-14: Schema des Aufbaus einer der beiden Bodensäulen (links), Foto des Aufbaus (rechts).

Vor der Befüllung der Säulen wurde die untere Öffnung mit einer Fritte aus Quarzsilikat abgedeckt, welche zusätzlich mit PTFE-Band abdichtet war. Anschließend wurde das Bodenmaterial portionsweise in die Säule gefüllt. Nach jeder Portion Bodenmaterial wurde der Inhalt der Säule verdichtet, um ein möglichst homogenes Korngefüge herzustellen. Anschließend wurden die Säulen mit Leitungswasser bis kurz über die Höhe des Bodenmaterials aufgefüllt, um Gaseinschlüsse zu verhindern. Um eine Korngrößenseparation der Bodenprobe durch Sedimentation zu vermeiden, durfte der Wasserspiegel während des Einbaus nicht mehr als 1 cm über dem Sediment stehen. Diese Schritte wurden so oft ausgeführt bis die Säulen komplett mit Bodenmaterial aufgefüllt waren. Auf das Bodenmaterial wurde eine weitere mit PTFE-Band abdichtete Fritte gelegt, um den Austrag von Material aus der Säule zu verhindern. Abschließend wurde die Säule mit einem Dichtungsring und einem Edelstahldeckel verschlossen und verschraubt. Über Schlauchverbinder aus Plastik, welche im oberen und unteren Deckel mit Epoxidharz verklebt wurden, konnten die Säulen über die Schlauchpumpen und Zulaufgefäße, den Ablaufbehältern und den Durchflussmesszellen miteinander verbunden werden. In der Durchflusszelle wurde der Säulenablauf in einer kleinen, definierten Menge über einen Sensor (z.B. Leitfähigkeit, Redoxpotential) geführt, was die genaue Quantifizierung der Parameter ermöglichte. Der Ablauf der Säule konnte durch den eingebauten Drei-Wege-Hahn entweder direkt in ein Probenahmegefäß oder durch die Messzelle geleitet werden. Die Säulen wurden von unten nach oben unter gesättigten Bedingungen durchströmt. Dadurch wurde gewährleistet, dass mögliche Luftansammlungen nach oben transportiert wurden, entweichen konnten und so keine Störung der Durchströmung darstellten. Die Säulen wurden unter gesättigten Bedingungen betrieben, da diese relativ gut kontrollierbar sind und stabile Fließverhältnisse gewährleisten.

Tracerversuche

Nach der Befüllung der Säulen wurden Tracerversuche durchgeführt, um die Säulen auf homogene Durchströmung bei unterschiedlichen Fließgeschwindigkeiten zu überprüfen. Als Tracer wurde Chlorid gewählt welches über eine Kochsalzlösung in die Säulen geleitet wurde. Die elektrische Leitfähigkeit wurde in der Durchflusszelle im Ablauf der jeweiligen Säule mit einem Multimeter (Hach, CDC 401) bestimmt. Eine realistische Fließgeschwindigkeit des Sickerwassers in einem Sandboden variiert je nach Feuchtigkeitsgehalt und Sättigung, liegt aber typischerweise zwischen 1 und 10 cm/h. Die gewählten Durchflüsse in den Säulen

($Q = 0,1$ ml/min bzw. $Q = 1$ ml/min) entsprachen Fließgeschwindigkeiten von 0,6 bzw. 6 cm/h. Dadurch wurde gewährleistet, dass die Durchflussraten der Säulen einer unter ungesättigten Bedingungen typischerweise auftretenden Strömung entspricht. Die Tracerversuche wurden mit dem CXTFIT Code simuliert und die Parameter Porosität und Dispersivität bestimmt (Tabelle 1.3-4).

Tabelle 1.3-4: Ergebnisse der Tracerversuche bezüglich der Porosität und Dispersivität.

	Säule 1		Säule 2	
Durchfluss [ml/min]	0,1	1,0	0,1	1,0
Porosität [-]	0,21	0,25	0,25	0,24
R^2	0,99	0,99	1,0	1,0
Dispersivität [m^2/s]	0,35	0,45	0,35	0,4

Konditionierungsphase

Damit sich in den Säulen stabile bio-chemische Bedingungen einstellen konnten, wurden die Säulen drei Monate lang vorkonditioniert. Dazu wurden die Säulen mit dem Ablauf der Pilotanlage in Braunschweig (siehe Kapitel 1.1.2) beschickt, welcher regelmäßig in 30 L Kanistern angeliefert und gekühlt zwischengelagert wurde. In der Konditionierungsphase wurden beide Säulen mit einem Durchfluss zwischen 0,1 - 0,3 ml/min betrieben. Zur Beurteilung einer stabilen Biozönose wird üblicherweise der DOC (Dissolved Organic Carbon) als Indikator verwendet. In diesem Fall wurden jedoch SAK_{254} -Messungen herangezogen, da die Möglichkeit zur regelmäßigen Messung des DOC-Wertes fehlte. Die SAK_{254} -Messungen im Ablauf der Bodensäulen (9,3 1/m bzw. 9,2 1/m) lagen leicht unter den Zulaufmessungen (9,8 1/m) und haben sich kaum verändert. Zusammen mit Erfahrungen aus vergleichbaren Säulenversuchen wurde die Konditionierungsphase daher nach drei Monaten als ausreichend angesehen, um eine stabile Biozönose zu gewährleisten.

Hauptversuch

Im Hauptversuche wurden die Säulen über 27 Tage mit Durchflüssen von 0,1 (Säule 1) bzw. 1 ml/min (Säule 2) betrieben. Damit die Säulen über die Versuchsdauer mit demselben Wasser beschickt werden konnten, wurde am Tag vor dem Versuchsbeginn 50 L Ablauf der AP1.1 Pilotanlage als Stichprobe genommen und in Kunststoffkanistern über die Versuchsdauer hinweg gekühlt gelagert (10°C). Der Zulauf und Ablauf der Säulen wurden anhand der zu erwartenden Stoffdurchbrüche zu unterschiedlichen Zeitpunkten beprobt. Insgesamt wurde die Säule 1 13-mal beprobt, die Säule 2 14-mal beprobt. Nach der Probenahme wurden die Proben gekühlt gelagert und gebündelt an die BfG geschickt, wo sie auf gemäß (Hermes et al. 2018) auf Spurenstoffe bzw. Transformationsprodukte hin untersucht wurden.

Ergebnisse der Bodensäulenversuche

Das Vorgehen bei der Auswertung der Säulenversuche ist im folgenden Flussdiagramm dargestellt (Abbildung 1.3-15).

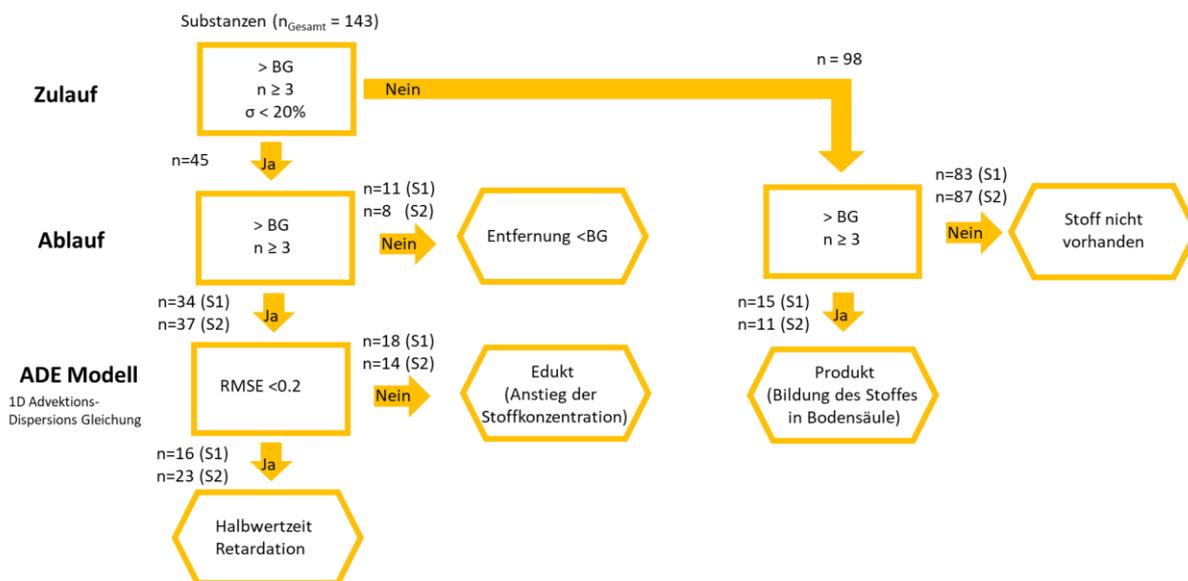


Abbildung 1.3-15: Ablaufschema zur Bewertung des Spurenstoffverhaltens in den Säulenversuchen.

Für die Bewertung des Verhaltens der Spurenstoffe bzw. TPs wurden folgende Kriterien angewandt:

- **Zulauf:** Ein Stoff ist stabil vorhanden, wenn seine Konzentration mindestens dreimal ($n \geq 3$) oberhalb der jeweiligen Bestimmungsgrenze ($> BG$) gemessen wurde und die Standardabweichung kleiner 20 % des Mittelwertes ($\sigma < 20 \%$) ist.
- **Ablauf:** Ein Stoff ist im Ablauf vorhanden, wenn seine Konzentration mindestens dreimal ($n \geq 3$) oberhalb der BG gemessen wurde. Falls der Stoff die Bedingungen nicht erfüllt, wird der Stoff entweder als "Entfernung $< BG$ " oder „Stoff nicht vorhanden“ eingeordnet. Falls der Stoff die Bedingungen erfüllt, wird entweder das ADE-Modell (s.u.) genutzt oder der Stoff wird als „Produkt“ bezeichnet. Produkte sind Stoffe die sich in der Säule bilden, da sie im Zulauf per Definition nicht auftreten.
- **ADE Modell:** Stoffe, die die Bedingungen im Ablauf erfüllt haben und im Zulauf stabil vorhanden sind, werden mit dem Advektions-Dispersions Modell (ADE-Modell) weiter untersucht. Das ADE Modell ist eine eindimensionale analytische Lösung welche Advektion, Dispersion, lineare isotherme Sorption und Zerfall erster Ordnung berücksichtigt (West et al. 2007). Hier wurden Halbwertszeit und Retardation durch iterative Anpassungen an das Modell bestimmt. Stoffe die eine ungenügende Modellanpassung haben (root mean square error (RMSE) $> 0,2$) werden als Edukt bezeichnet. Edukte sind potentiell Stoffe die in der Säule umgewandelt werden.

Die Auswertung mit dem ADE Modell ist beispielhaft für den Stoff Tramadol N-Oxid dargestellt (Abbildung 1.3-16).

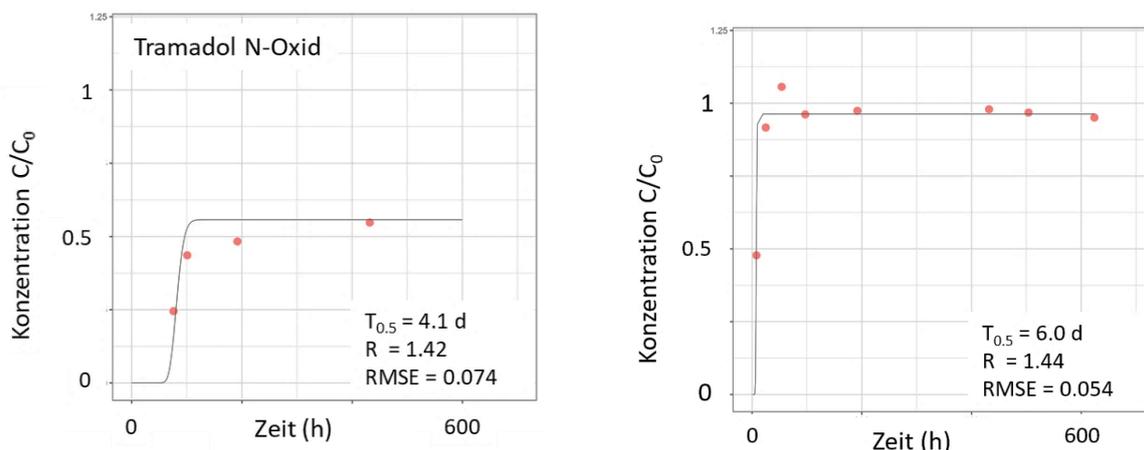


Abbildung 1.3-16: Bestimmung von Retardation und Halbwertzeit mit dem ADE Modell am Beispiel von Tramadol N-Oxid (links: Säule 1, $Q = 0,1$ ml/min; rechts: Säule 2, $Q = 1$ ml/min, Punkte = Messungen im Ablauf der Säule; Linie = simulierter Durchbruch ADE Modell)

Tramadol N-Oxid ist ein Metabolit von Tramadol, einem weit verbreiteten Schmerzmittel, und zeigte in beiden Säulen ein ähnliches Transportverhalten. In der Säule 1 ist aufgrund der längeren Aufenthaltszeit ein stärkerer Abbau zu erkennen. Sowohl Halbwertzeit ($T_{0,5}$) als auch Retardation (R) sind unter beiden Durchflussraten vergleichbar.

Insgesamt konnten für mehr als 30 Stoffe Retardation und Halbwertzeit (ADE Modell + Entfernung < BG) abgeschätzt werden. Für mehr als 20 Stoffe wurde eine Bildung bzw. ein Konzentrationsanstieg in den Bodensäulen festgestellt. Die ermittelten Stofftransporteigenschaften sind in Tabelle 1.3-5 zusammengefasst.

Tabelle 1.3-5: Stofftransporteigenschaften Säulenversuche, NA = nicht bestimmbar, Sortierung nach Halbwertzeit (HWZ)

Nr	Substanzname	HWZ (d)	Retardation	Säule
1	Koffein	< 0,1	NA	1; 2
2	Ramipril	< 0,1	NA	1; 2
3	Citalopram	< 0,1	NA	1; 2
4	Hydroxy-Metoprolol	< 0,1	NA	1; 2
5	Atenolol	< 0,1	NA	1; 2
6	Sitagliptin	< 0,1	NA	1; 2
7	Fexofenadin	< 0,1	NA	2
8	Iopromid	1,0	3,0	2
9	Iomeprol	1,0	3,0	2
10	10,11-Dihydro-10,11-dihydroxy-CBZ	1,0-8,1	1,2-1,4	1; 2
11	Iopamidol	1,0-8,1	1,0	1; 2
12	Venlafaxin	2,1	1,0	1
13	Gabapentin	3,0-10,1	1,0-1,4	1; 2
14	Candesartan	3,0-100	1,0	1; 2
15	Terbutryn-Sulfoxid	4,0	3,0	2
16	N-Desmethyl-Venlafaxin	4,0	1,0	2
17	Tramadol-N-Oxid	4,1-6,0	1,4	1; 2
18	Fluconazol	7,0	1,4	2

Nr	Substanzname	HWZ (d)	Retardation	Säule
19	Venlafaxin-N-Oxid	7	2,6	2
20	Sitagliptin-N-Acetyl	7,0-72,1	1,2-1,4	1; 2
21	Citalopram-N-Oxid	8	5,0	2
22	Pregabalin	8,1	1,2	1
23	DEET	19	1,0	2
24	Primidon	> 20	1,0	2
25	Lamotrigin	> 20	5,0	2
26	N-Desmethyl-Tramadol	> 20	10,2	2
27	Pregabalin-Lactam	> 20	1,0	2
28	Chlorothiazid	24,1	1,4-1,8	1; 2
29	Hydrochlorothiazid	> 200	3,5-3,8	1; 2
30	DEET-Carbonsäure	> 200	1,0	1
31	Ramiprilat	> 200	1,2	1
32	Diatrizoat	> 200	1,0	1; 2
33	Oxypurinol	> 200	3,5-4,2	1; 2
34	Saccharin	> 200	1,0	1

Fazit

Einer der größten Unsicherheitsfaktoren bei der Prognose organischer Spurenstoffe ist die komplexe Wechselwirkung zwischen den physikalischen, chemischen und biologischen Prozessen im Boden und Grundwasser. Insbesondere die Sorption und die biologische Abbaubarkeit der Substanzen variieren stark, je nach Stoff und Umgebungsbedingungen (Greskowiak et al. 2017; Kiecak et al. 2019).

Hinsichtlich der Halbwertszeit (HWZ) konnten langsame Abbauraten für Stoffe wie Oxypurinol, Hydrochlorothiazid und Diatrizoat (HWZ >200 Tage) abgeschätzt werden. Diese Stoffe sind schwer abbaubar und können unter den untersuchten Rahmenbedingungen langfristig im Grundwasser verbleiben. Kurze HWZ hingegen wurden bei Stoffen wie Koffein (< 0,1 Tage) bestimmt. Dies deutet auf schnell abbaubare Substanzen hin.

Hinsichtlich der Retardation konnten hohe Werte bei Stoffen wie N-desmethyl-Tramadol (Retardation 10,2) bestimmt werden. Dies weist auf starke Wechselwirkungen mit dem Bodenmaterial auf, was ihre Bewegung verlangsamt. Solche Werte werden oft in Grundwasserstudien erwähnt, speziell bei polaren Stoffen mit Affinität zu organischen Substanzen. Eine geringe bis keine Retardation mit Werten um 1,0 – 1,4 (z. B. Gabapentin, Fluconazole) deuten auf mobile Substanzen hin, die im Grundwasser weiter transportiert werden können.

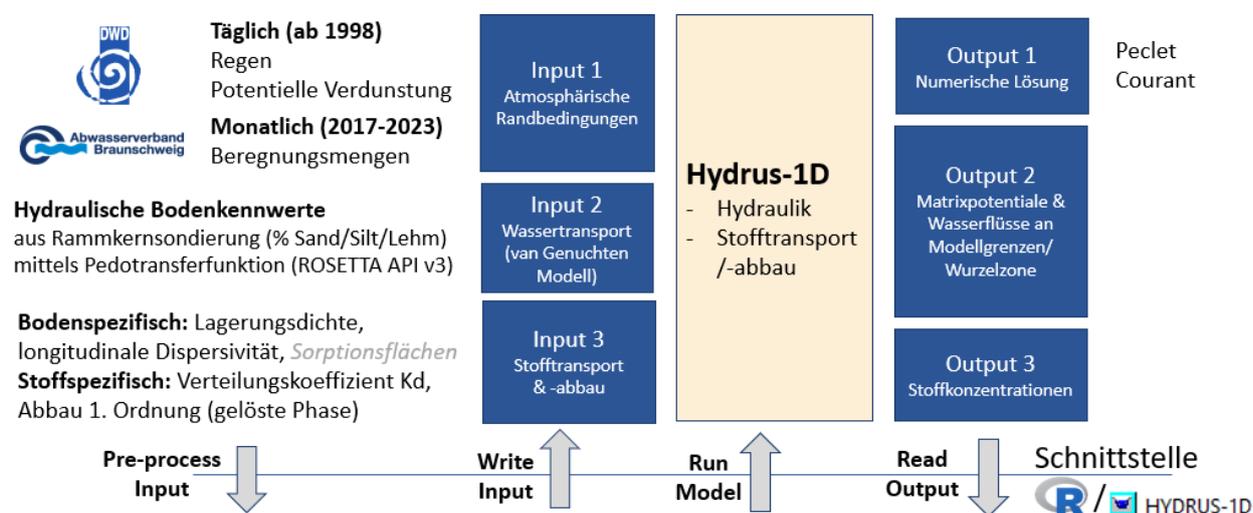
Die Werte für die HWZ und Retardation in Tabelle 1.3-5 stimmen größtenteils mit Literaturwerten für Grundwasser überein (Greskowiak et al. 2017). Abweichungen könnten auf spezifische Bedingungen in den Säulenexperimenten oder lokale Faktoren wie Bodentypen und mikrobiologische Aktivität hinweisen.

Prognosemodell

Ziel des Prognosemodells ist die Untersuchung des Wirkungspfades Boden-Grundwasser basierend auf den Ansätzen einer Sickerwasser- und Frachtprognose, um das Risiko eines Stofftransfers aus der ungesättigten Zone in das Grundwasser bewerten zu können.

Methodisches Vorgehen:

Als Modellierungssoftware wurde das frei verfügbare, etablierte Bodenwasserhaushalts- und -stofftransportmodell HYDRUS-1D (Šimůnek et al. 2018) verwendet. HYDRUS-1D basiert auf einfach strukturierten Textdateien für Dateneingabe und -ausgabe sowie einer kommandozeilenbasierten, ausführbaren Rechenengine. Durch die Erstellung von zwei Funktionspaketen, welche in der Programmiersprache R (R Core Team 2025) geschrieben und auf GitHub veröffentlicht wurden (Rustler and Sonnenberg 2025a, 2025b), konnten die Modellierungsaufgaben zu einem hohen Grade automatisiert werden (Siehe auch *Abbildung 1.3-17*). Diese vereinfachte die Durchführung zahlreicher Modellszenarien mit einer Vielzahl von insgesamt 34 Stoffen (vgl. Tabelle 1.3-5), da die modellinhärenten Limitationen (maximal 10 Stoffe je Simulation) umgangen und auch zusätzliche Indikatoren (z.B. hydraulische Verweilzeit auf monatlicher Basis für den Gesamtsimulationszeitraum) ermittelt werden konnten. Beides sind Anwendungsfälle die bei manueller, händischer Modellierung in der graphischen Benutzeroberfläche von HYDRUS-1D sehr zeitaufwändig sind und zudem auch tendenziell fehlerbehafteter umzusetzen gewesen wären. Zudem konnten auch zahlreiche Modellvarianten im Rahmen einer Sensitivitätsanalyse der Einfluss von unterschiedlichen Modellparametrisierungen auf die Modellergebnisse systematisch untersucht werden (Stöckl 2024).



Dokumentation: https://kwb-r.github.io/flextrat.hydrus1d/articles/modelling_r.html

Abbildung 1.3-17: Workflow zur Prognosemodellierung mittels R Paket flextrat.hydrus1d (Rustler and Sonnenberg 2025a).

Die Eingangsdaten lassen sich im Wesentlichen auf drei Themenbereiche aufteilen:

- **Atmosphärische Randbedingungen:**
 - Deutscher Wetterdienst (1998 – 2023): tägliche Regenmengen der Messstation Braunschweig (DWD 2024a); tägliche potentielle Verdunstung über Gras als 1x1km Grid (DWD 2024b). Daraus wurde ein Medianwert pro Tag für das Abwasser-verregnungsgebiet gebildet.

- Abwasserverband Braunschweig: monatliche Berechnungsmengen (2017-2023). Diese wurden durch Teilen durch die Abwasserberechnungsfläche und die Anzahl der Tage des jeweiligen Monats in mm/m²/Tag umgerechnet.

Die täglichen Regen- und Bewässerungsmengen wurden zusammenaddiert und im Modell dem Parameter „Regen“ zugewiesen, da eine getrennte zeitlich variable Definition von Regen und Bewässerung im Modell nicht vorgesehen ist. Die tägliche potentielle Verdunstung wurde dem Modellparameter „Evaporation“ zugewiesen. Eine Verdunstung durch Pflanzen wurde im Modell nicht berücksichtigt. Dies hat zur Folge, dass die Ergebnisse des Prognosemodells die Sickerwassermenge potentiell überschätzen, so dass diese als eine Art „worst-case“ Szenario zu betrachten sind.

- **Wassertransport** im Boden wurde mit dem van Genuchten Modell ohne Hysterese berechnet (Einfachporositätsmodell). Die erforderlichen Bodeneingangsparameter wurden mit Hilfe der Pedotransfer-Funktion ROSETTA-API Version 3 abgeleitet, die von Zhang und Schaap (Zhang and Schaap 2017), entwickelt wurde. Als Eingangsgrößen wurden nur die tiefenabhängigen Korngrößenanteile (Silt/Sand/Schluff) benötigt (vgl. Abbildung 1.3-13). Die daraus resultierende Bodenparametrisierung für das Referenzszenario ist in Tabelle 1.3-6 aufgeführt. Der Boden wird zum Beginn der Simulation am 1. Mai (Ende des hydrologischen Winterhalbjahres) als komplett gesättigt angenommen.
- **Stofftransport und -abbau** wurden mit einem Gleichgewichtsmodell (keine Unterscheidung mobile/immobile Phase, keine Sorption) ermittelt. Der Stoffabbau wurde mit einem Abbau erster Ordnung (Eingangsgröße: Stoffhalbwertszeiten) ermittelt. Zudem wurde eine mögliche zeitliche Verzögerung im Boden (Retardation) berücksichtigt. Die beiden Parameter hierzu wurden für alle 34 Stoffe aus Tabelle 1.3-5 übernommen bzw. bei Wertebereichen der Mittelwert verwendet. Im Falle der Retardation wurde diese bei Nichtvorliegen auf den Wert eins (= keine Retardation) gesetzt. Die Stoffkonzentrationen des infiltrierenden Klarwassers lagen für alle Substanzen für zwei Aufbereitungsszenarien (Kläranlagenablauf vs. ozonierter Kläranlagenablauf) vor (siehe Anhang Tabelle 8.5-1). Als Konzentration wurde hierbei der Medianwert verwendet, der auf Messwerten der Braunschweiger Pilotanlage beruht (siehe Kapitel 1.1.2).

Tabelle 1.3-6: Referenz-Bodenparametrisierung (Wassertransport mit van Genuchten Model). * empirische Parameter.

ID	Mächtigkeit (cm)	Wassergehalt (%)		Bodenwasser-Rückhaltefunktion*		Hydraulische Leitfähigkeit, gesättigt (cm/Tag)
		Min.	Max.	alpha	npar	
1	60	4,8	36,7	0,03349 44	3,03	727
2	140	4,9	36,2	0,03558 33	3,99	1325

Szenarioanalyse:

Als Simulationszeitraum wurde die Zeitperiode vom 01.05.2017 – 31.12.2023 gewählt, da innerhalb dieser Periode einerseits die Vollständigkeit der Eingangsdaten gewährleistet war und

andererseits nur zum Ende des hydrologischen Winterhalbjahres (Ende April) ein vollständig mit Wasser gesättigter Boden plausibel ist.

Es wurden insgesamt sechs Szenarien entwickelt. Zum einen sind es drei verschiedene Niederschlagsbedingungen (Ni): trocken (380 mm/Jahr), normal (606 mm/Jahr) und feucht (835 mm/Jahr). Diese basieren auf DWD Niederschlagsdaten der Station Braunschweig im Simulationszeitraum. Zum anderen zwei verschiedene Bewässerungsbedingungen (B): ganzjährig (405 mm/Jahr) oder nur während der Vegetationsperiode von Mai bis September (289 mm/Jahr). Diese wurden zudem für drei Bodenmächtigkeiten (Bo) und zwei Bewässerungsintervalle (Bi) berechnet. Beim zehntägigen Bewässerungsintervall (Annahme für das Status Quo Szenario) wird eine bestimmte Wassermenge alle zehn Tage auf die Felder aufgebracht. Beim eintägigen Bewässerungsintervall wird täglich nur 1/10 der Wassermenge auf die Felder aufgebracht, wodurch sich Sickerwassermenge reduzieren sollte.

Die Verweilzeit ist ein wichtiger Parameter zur Abschätzung des Stoffabbaus in der ungesättigten Zone. Je höher diese ausfällt, desto mehr wird von einem Stoff abgebaut bis dieser die Bodenunterkante (= Grundwasseroberfläche) erreicht. Die Auswertung der zuvor beschriebenen Szenarien bezüglich der Median-Verweilzeiten (d.h. Zeit bis 50% der in einem Monat eingetragenen Stofffracht die Bodenunterkante erreicht) sind in Abbildung 1.3-18 dargestellt. Die Verweilzeiten sind nicht absolut (in Tagen), sondern auf das ‚Status-Quo‘-Referenzszenario (2 m Bodenmächtigkeit, normales Regenjahr, ganzjährige Bewässerung mit zehntägigem Bewässerungsintervall) normiert in Prozent angegeben. Die Variation der Bodenmächtigkeit und der Bewässerungsintervalle sind auf der x-Achse nach rechts aufsteigend entsprechend ihrer prozentualen Median-Verweilzeit angeordnet.

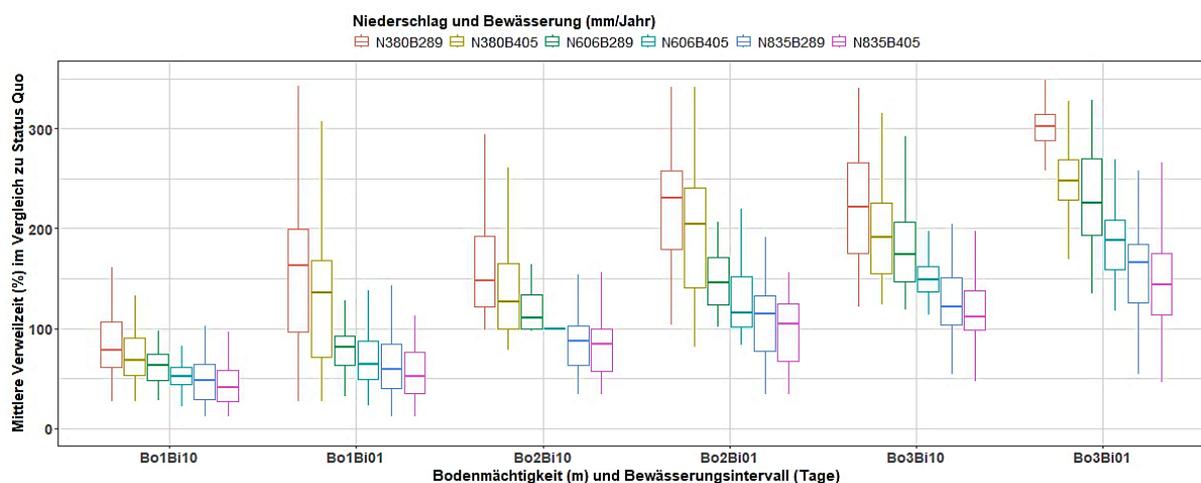


Abbildung 1.3-18 Modellierte Verweilzeiten im Vergleich zum Referenzszenario (Bo2Bi10, N606B405). Die Bodenmächtigkeiten waren 1m (Bo1), 2m (Bo2, Referenz) und 3m (Bo3). Das Bewässerungsintervall variierte zwischen zehntägig (Bi10, Referenz) und täglich (Bi01).

Dabei wird Folgendes deutlich:

- **Niederschläge (N):** je niedriger diese ausfallen umso höher ist die prozentuale Median-Verweilzeit. Bemerkenswert ist, dass eine Verringerung des Niederschlags von 855 mm/Jahr auf 606 mm/Jahr nur einen sehr geringen Effekt (ca. 10 Prozentpunkte) hat, wohingegen eine weitere Verringerung von 606 mm/Jahr einen deutlich größeren Effekt (ca. 50 – 80 Prozentpunkte) hat. Dieser Effekt ist am ausgeprägtesten bei täglicher Bewässerung (Bi01), nimmt jedoch für zehntägige Bewässerung (Bi10) deutlich ab.

- **Bodenmächtigkeit (Bo):** je höher die Bodenmächtigkeit, desto höher ist die prozentuale Median-Verweilzeit. Eine Erhöhung/Verringerung der Bodenmächtigkeit um einen Meter führt durchschnittlich zu einer um 50 Prozentpunkte höheren bzw. niedrigeren Verweilzeit.
- **Bewässerungsdauer (B):** wird statt ganzjährig nur noch während der Vegetationsperiode (Mai-September) bewässert, so erhöht sich die prozentuale Median-Verweilzeit um durchschnittlich 10 – 30 Prozentpunkte.
- **Bewässerungsintervall (Bi):** wird das Bewässerungsintervall von zehntägig auf täglich verringert (d.h. die ursprünglich alle zehn Tage aufgebrachte Menge wird nun täglich, dafür aber in zehnfach geringer Tagesmenge aufgebracht), so führt das für alle Szenarien zu einer Erhöhung der Verweilzeit. Dabei steigt diese bei geringen Bodenmächtigkeiten (1 m) sehr stark (ca. 130 Prozentpunkte) an, liegt für die mittlere Bodenmächtigkeit (2 m) noch rund 70 Prozentpunkte und flacht dann für die höchste Bodenmächtigkeit (3 m) mit 30 Prozentpunkten stark ab.

Neben der Verweilzeit wurde auch noch der Stofftransport und -abbau für 34 Substanzen mit jeweils zwei verschiedenen Eingangskonzentrationen sowie für alle oben aufgeführten Szenarien modelliert. Die Ergebnisse des Prognosemodells für den Frachteintrag ins Grundwasser mit Retardation werden in Abbildung 1.3-19 prozentual zum Status-Quo Szenario dargestellt. Kombinationen von Szenarien (wie noch in Abbildung 1.3-18) sind hier nicht berücksichtigt. Bei den Ergebnissen handelt es sich um Gesamtfrachten für drei Stoffgruppen. Diese Stoffgruppen wurden nach den in den Säulenversuchen ermittelten Halbwertszeiten in sehr schnell (I: < 20 Tage), mittel (II: 20 – 200 Tage) und sehr langsam (III: ≥ 200 Tage) abbaubar eingeteilt (vgl. Anhang Tabelle 8.5-1). Die Frachtermittlung erfolgte indem die Sickerwasserkonzentrationen mit dem Sickerwassermengen multipliziert wurden. Für den Fall, dass in einem Zeitschritt die Verdunstung größer war als die Infiltrationsmenge, so wurde durch Anlegen eines „virtuellen Speichers“ im Modell sichergestellt, dass die „verlorene“ Fracht im nächsten Zeitschritt mit Infiltrationsüberschuss wieder zur Verfügung stand. Dieses Vorgehen war nötig, da sich im Laufe der Modellierungen zeigte, dass es sonst zu einem Massenverlust beim Stoffeintrag kam der umso höher ausfiel, je mehr Tage es mit Verdunstungsüberschuss gab. Die im Rahmen dieses Projektes entwickelte Methode stellt nun sicher, dass der Massenbilanzfehler beim Stoffeintrag maximal nur wenige Prozent beträgt. Hierdurch sind die geringen prozentualen Frachteingangsunterschiede (100 – 102 %) zu erklären. Unterschiede in der Bodenmächtigkeit von einem Meter haben den größten Effekt auf den ein Frachteintrag ins Grundwasser, dicht gefolgt der feuchten oder trockenen Klimaverhältnissen. Bemerkenswert ist das eine bedarfsgerechte Bewässerung (Mai – Sep.) zu einem zu einer ähnlichen Reduktion des Frachteintrags führt wie eine vorherige Behandlung mit einer Ozonung und sogar noch zu leicht geringeren Grundwasserfrachten führt. Frachtmäßig sind die hier betrachteten schnell abbaubaren (Gruppe I: Anteil am gesamten Frachteintrag = 35,3 %; Anteil der Fracht ins Grundwasser = 0,4 %) sowie mittel abbaubaren Stoffe nicht bzw. kaum relevant für das Grundwasser (Gruppe II: Gesamtfracht = 11,1 %; GW-Fracht = 9,4 %), welche von den schlecht abbaubaren Stoffen dominiert wird (Gruppe III: Gesamtfracht = 53,5 %; GW-Fracht = 90,3 %).

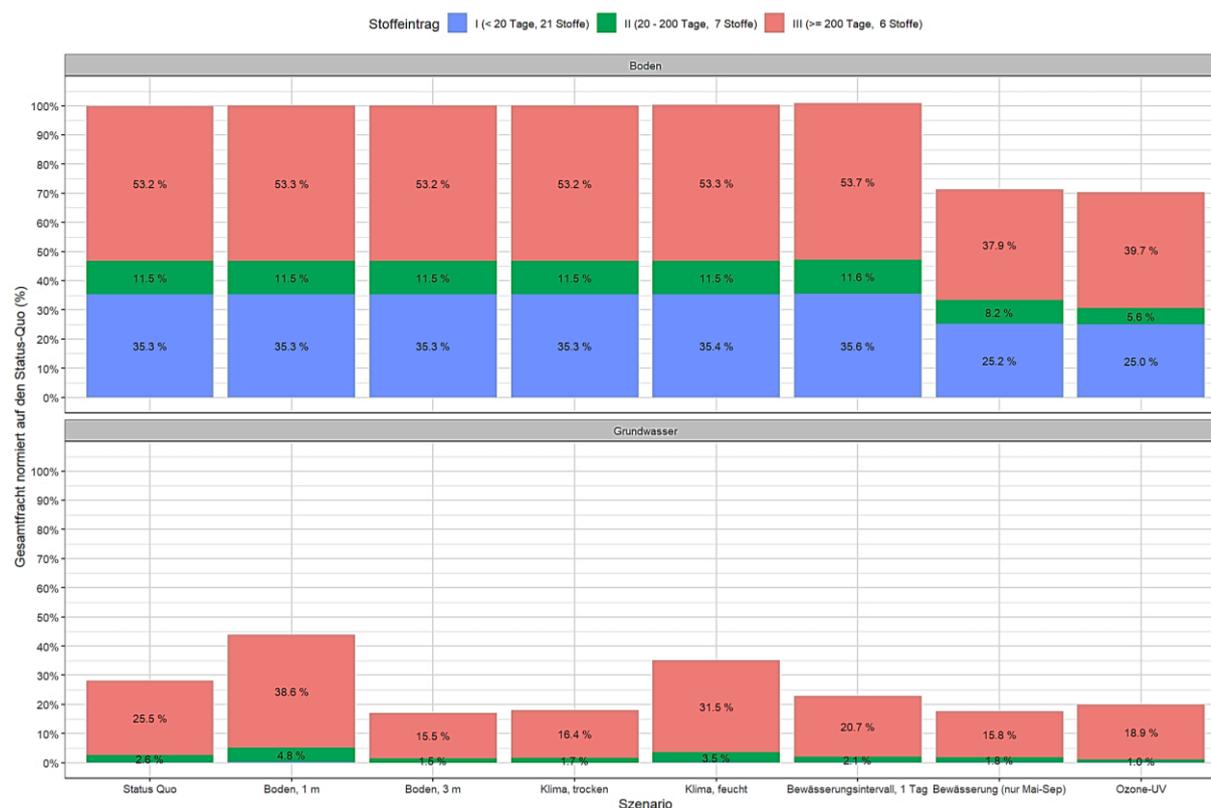


Abbildung 1.3-19 Modellierter prozentualer Eintrag ins Grundwasser im Vergleich zum ‚Status-Quo‘ Referenzszenario.

Fazit:

Unter Berücksichtigung der aus den Bodensäulenversuchen abgeleiteten Stofftransportparametern wurde ein Modell zur Prognose von Sickerwassermengen und -frachten mit der frei verfügbaren Simulationssoftware HYDRUS-1D erstellt. Mittels Szenarienanalyse wurden die Effekte von verschiedenen externen Randbedingungen (z.B. Regenmenge, Bodenmächtigkeit) sowie verschiedene Managementoptionen (z.B. Spurenstoffentfernung mit Ozon, Bewässerungsintervall bzw. -zeitraum) für den Standort Braunschweig durchgeführt. Der Simulationsworkflow (Modellerstellung, Berechnung und Auswertung) konnte durch die Entwicklung von in der Programmiersprache R geschriebenen Skripten (zwei veröffentlichte R-Pakete) soweit automatisiert werden, dass sich Modellszenarien für viele Spurenstoffe schnell und reproduzierbar durchführen lassen.

Bei den externen Randbedingungen hatte die Bodenmächtigkeit den größten Einfluss auf die Spurenstofffracht in das Grundwasser und lag damit vor den klimatischen Extrembedingungen (feuchtes ggü. trockenem Jahr). Für die Managementszenarien zeigte sich, dass die Spurenstoffentfernung mittels Ozon einen geringeren Einfluss hatte als die Beschränkung des Bewässerungszeitraums (Wachstumsperiode von Mai bis September ggü. ganzjährige Bewässerung). Einschränkend ist jedoch zu erwähnen, dass im Modell das Pflanzenwachstum nicht explizit abgebildet wurde. Würde dies berücksichtigt werden so wäre mit geringeren Frachteinträgen ins Grundwasser zu rechnen, da sich die Aufenthaltszeit der Spurenstoffe in der ungesättigten Zone und damit auch der Zeit für deren Abbau erhöhen würde. Somit stellen die Ergebnisse des hier entwickelten Prognosemodells eine worst-case Abschätzung dar.

1.3.1.5 Salzmanagement in der Wasserwiederverwendung

Kommunales Abwasser weist oft höhere Salzgehalte auf als Grund- oder Oberflächengewässer und wird zunehmend zur Bewässerung von Nutzpflanzen eingesetzt. Dies kann je nach Bodenbeschaffenheit zur Bodenversalzung führen (Jaramillo and Restrepo 2017).

Die konventionelle kommunale Abwasserreinigung ist nicht darauf ausgelegt, die Salzfracht zu reduzieren. Teilweise werden Betriebsmittel eingesetzt, die den Salzgehalt im Abwasser weiter erhöhen, wie beispielsweise Fällmittelsalze. Das Eindringen von Salzen in landwirtschaftliche Böden kann ein Problem darstellen, da diese die Bodenfruchtbarkeit und damit die Erträge negativ beeinflussen können. Die Salze können sich im Boden anreichern und die Wasseraufnahme in die Pflanzen behindern (Asano et al. 2007). Insbesondere in Zeiten zunehmender Wasserknappheit wird die Landwirtschaft verstärkt auf die Nutzung von aufbereitetem Abwasser angewiesen sein, weshalb Aspekte der Bodenversalzung bei Risikoeinschätzungen berücksichtigt werden sollten.

Dazu ist es von zentraler Bedeutung, die Wirkmechanismen der Bodenversalzung zu verstehen und geeignete Strategien zu entwickeln, um die damit verbundenen Risiken zu minimieren. Die Kenntnis der Zusammenhänge zwischen Salzeintrag und Pflanzengesundheit ist essenziell, um nachhaltige Bewässerungspraktiken zu fördern und die landwirtschaftliche Produktion auch in Zukunft zu sichern. Im Folgenden werden die wichtigsten Wirkmechanismen und Einflussparameter vorgestellt. Anhand eines kostenlos verfügbaren Berechnungstools werden exemplarisch die Einflüsse auf den Ernteertrag in Abhängigkeit ausgewählter Einflussgrößen dargestellt.

Mechanismen des Salzeintrags:

Salzgehalte in Abwasser

Obwohl moderne Kläranlagen viele Verunreinigungen aus dem Abwasser entfernen können, bleiben dennoch gelöste Salze, wie Natriumchlorid und andere mineralische Salze, im Wasser zurück. Diese Salze stammen aus verschiedenen Quellen, darunter Haushaltsabwässer sowie gewerbliche und industrielle Prozesse (Asano et al. 2007). Wird dieses salzhaltige Wasser zur Bewässerung verwendet, gelangen die Salze direkt auf bzw. in den Boden.

Tabelle 1.3-7 erlaubt eine grobe Einordnung der elektrischen Leitfähigkeit und somit der Salzfracht eines Abwassers, jedoch kann allein hieran keine finale Aussage getroffen werden, ob Salzfrachten zu negativen Einflüssen auf den Ertrag führen, da immer die Konstellation aus Wasser, Boden und Pflanze als Ganzes betrachtet werden muss.

Auswirkungen auf den Boden

Ein zentrales Problem der Bodenversalzung ist der erhöhte osmotische Druck im Bodenwasser, der die Wasseraufnahme der Pflanzen erheblich erschwert. Wenn der Salzgehalt im Boden höher ist als in der Pflanze selbst, wird durch den osmotischen Effekt Wasser aus den Wurzeln der Pflanze zurück in den Boden überführt. Dies führt dazu, dass die Pflanze trotz ausreichender Bewässerung weniger Wasser aufnehmen kann, was ihr Wachstum deutlich beeinträchtigt (Ofori et al. 2021).

Tabelle 1.3-7: Grobe Einordnung von Salzgehalten verschiedener Wässer (Quelle <https://www.aqion.de/site/elektrische-leitfaehigkeit>).

Wasser	Leitfähigkeit [$\mu\text{S}/\text{cm}$]	Qualitative Bewertung
Regenwasser	5-30	
Trinkwasser	500-1000	
Abwasser KA Talavera	~390	Auffällig geringe Leitfähigkeit für ein Abwasser
Abwasser KA Braunschweig	~860	Durchschnittliche Leitfähigkeit für ein kommunales Abwasser
Abwasser KA Murcia	~1700	Hohe Leitfähigkeit für ein kommunales Abwasser
Meerwasser	~50.000	

Darüber hinaus beeinflusst ein hoher Salzgehalt im Boden auch die Bodenstruktur selbst. Vor allem Natriumionen verdrängen wichtige bivalente Kationen wie Calcium und Magnesium, die für die Stabilität der Tonpartikelverbindungen verantwortlich sind. Diese schwächeren Bindungen führen zur so genannten „Quellung“ des Bodens, da Natrium Wasser anzieht und speichert. Dies reduziert die Porengröße im Boden und behindert die Wasserinfiltration. Langfristig kann es zu einer Dispersion der Tonpartikel kommen, wodurch der Boden seine Struktur verliert, anfälliger für Krustenbildung wird und seine Fähigkeit, Wasser und Nährstoffe zu speichern, deutlich abnimmt (Bello et al. 2021).

Auswirkungen auf die Pflanzen

Ein erhöhter Salzgehalt im Boden hat tiefgreifende Auswirkungen auf die Physiologie von Pflanzen. Grund hierfür sind die in salzhaltigem Wasser vorkommenden Natrium- und Chloridionen. In hohen Konzentrationen wirken diese Ionen toxisch auf Pflanzen und stören eine Vielzahl physiologischer Prozesse (Bello et al. 2021). Natrium beeinträchtigt den Nährstoffhaushalt der Pflanzen erheblich, indem es die Aufnahme essenzieller Nährstoffe wie Kalium und Kalzium blockiert. Kalium ist für zahlreiche lebenswichtige Funktionen unerlässlich, darunter die Regulierung des Wasserhaushalts in den Pflanzenzellen und die Aktivierung von Enzymen, die das Wachstum und die Photosynthese fördern. Ein Ungleichgewicht zwischen Natrium und Kalium führt zu gestörten Zellfunktionen, was das Pflanzenwachstum erheblich beeinträchtigt (Pitann et al. 2009).

Chloridionen wirken ebenfalls toxisch, insbesondere wenn sie in hohen Konzentrationen in den Blättern akkumulieren. Sie beeinträchtigen die Photosynthese durch eine Störung der Chloroplasten, was zu einer verminderten Energieproduktion in der Pflanze führt (Asano et al. 2007). Diese Beeinträchtigung zeigt sich häufig in Symptomen wie verbrannten Blatträndern, Chlorose (Vergilbung der Blätter) und einem allgemeinen Rückgang des Pflanzenwachstums (Lochner and Breker 2015).

Pflanzen reagieren unterschiedlich auf salzhaltige Bewässerung, abhängig von Art, Boden- und Klimabedingungen. Während einige Pflanzenarten toleranter gegenüber Salzstress sind,

zeigen andere deutliche Wachstums- und Ertragsreduktionen (Jaramillo and Restrepo 2017). Diese negativen Effekte verdeutlichen die Notwendigkeit, den Salzgehalt des Bewässerungswassers regelmäßig zu überwachen und bei hohen Salzfrachten geeignete Salzmanagementmaßnahmen zu ergreifen, um die landwirtschaftliche Produktivität langfristig zu sichern (Stavi et al. 2021).

Aktives Salzfrachtenmanagement

Salzfrachtenmanagement ist entscheidend, um die negativen Auswirkungen von hohem Salzgehalt im Bewässerungswasser auf landwirtschaftliche Erträge zu minimieren. Ein effektiver Ansatz ist die Reduzierung der Bewässerungsmenge, zum Beispiel durch bedarfsgerechte Tröpfchenbewässerung, die das Wasser direkt an die Wurzeln der Pflanzen liefert und den Wasserverbrauch im Vergleich zu anderen Bewässerungsarten deutlich senken kann (Stavi et al. 2021). Zudem kann das gezielte Auswaschen der Salze durch Überschwemmung der Böden und Nutzung von Drainagesystemen erfolgen. Diese Methode ist allerdings sehr wasserintensiv und oft nur in Regionen mit ausreichender Wasserverfügbarkeit praktikabel (Stavi et al. 2021). Zusätzlich können chemische Mittel wie Gips und Schwefelsäure eingesetzt werden. Diese ersetzen das im Boden gebundene Natrium durch Calcium, welches dann durch Bewässerung aus dem Boden ausgewaschen werden kann. Zudem trägt Calcium zur Erhöhung der Salztoleranz der Pflanzen bei, da es die Aufnahme von Natrium blockiert (Bello et al. 2021). Eine weitere biologische Lösung besteht in der Nutzung bestimmter Mikroben, die den Salzstress bei Pflanzen verringern können (Gupta et al. 2022). Diese Maßnahmen sind zentrale Strategien, um die Salzbelastung in landwirtschaftlichen Böden zu steuern und langfristig die Erträge zu sichern.

Beispiele und Fallstudien

Im Folgenden wird das genutzte Tool zur Einschätzung von Einflüssen von Salzfrachten durch Bewässerung auf landwirtschaftliche Erträge vorgestellt, sowie anhand einiger Beispiele erläutert.

Die ANSWER App (<https://answerapp.agri.gov.il/>) ist ein Tool zur vereinfachten Analyse der Auswirkungen von Salz- und Wasserstress auf landwirtschaftliche Pflanzen. Sie wurde vom Ministerium für Landwirtschaft und ländliche Entwicklung in Israel entwickelt und dient als Werkzeug, um die Reaktionen von Pflanzen auf Umweltfaktoren wie Salz und Wasserverfügbarkeit zu bewerten. Die App nutzt spezifische Boden- und Pflanzenparameter, um die Bedingungen in der Wurzelzone zu simulieren und den relativen Ertrag vorherzusagen (Shani et al. 2007).

Die App kombiniert diese Parameter, um Vorhersagen über die Ertragsverluste unter verschiedenen Salz- und Bewässerungsbedingungen zu ermöglichen. Dadurch können Landwirte besser verstehen, wie sich Änderungen in der Bewässerung und die Nutzung von salzhaltigem Wasser auf die Ernte auswirken könnten (Shani et al. 2007).

Zusätzlich ermöglicht die ANSWER App eine vereinfachte finanzielle Analyse, bei der die Kosten für Bewässerungswasser gegen mögliche Ertragsverluste abgewogen werden. Dies hilft Landwirten, die optimale Bewässerungsstrategie zu bestimmen, um sowohl die Wirtschaftlichkeit als auch die Pflanzengesundheit zu maximieren. Diese Funktion ist besonders nützlich, um Entscheidungen über den Einsatz von Wasser in ariden Regionen zu unterstützen, wo

Wasserressourcen knapp und teuer sind (Shani et al. 2007) Bei der Verwendung dieser Applikation sind die Übertragbarkeit und Angemessenheit der dort getroffenen Annahmen und Vereinfachungen auf den jeweiligen Untersuchungsstandort individuell zu prüfen. Ggf. müssen zutreffendere Annahmen und Parameter recherchiert werden bzw. Ergebnisse kritisch hinterfragt werden.

ANSWER App Beispiel 1: Einfluss von Bodeneigenschaften auf Ernteerträge

In der Analyse mit der ANSWER App wurden die Auswirkungen des Salzgehalts im Bewässerungswasser auf den Maisertrag an den Standorten Neuss und Braunschweig untersucht. Diese beiden Standorte unterscheiden sich insbesondere in der Beschaffenheit der dortigen Böden (Neuss: toniger Lehm, Braunschweig: sandiger Lehm) und nur geringfügig im Salzgehalt (Neuss: 1 dS/m, Braunschweig: 0,86 dS/m). Die Ertragsreferenz bezieht sich auf die Bewässerung mit Regenwasser, das einen Salzgehalt von 0,026 dS/m aufweist. Es ist jedoch wichtig zu betonen, dass der relative Ertrag selbst bei der Bewässerung mit Regenwasser nicht immer 100 % erreicht. Dies liegt daran, dass die Salzkonzentration im Boden nicht der einzige Ertragsfaktor ist. Auch die Bodenstruktur, Nährstoffverfügbarkeit, klimatische Bedingungen und die spezifischen Anforderungen der Pflanze spielen eine Rolle. Trotz der geringen Salzkonzentration im Regenwasser können diese Faktoren den Ertrag begrenzen und verhindern, dass das Maximum erreicht wird.

Die Böden in der Region um Neuss bestehen überwiegend aus tonigem Lehm, mit einer sehr niedrigen gesättigten hydraulischen Leitfähigkeit von 5 mm/Tag. Diese geringe Leitfähigkeit führt dazu, dass der Boden Wasser nur langsam abführt, was zu einer Anreicherung von Salzen im Wurzelbereich führt. Die Analyse (Abbildung 1.3-20) zeigt, dass der Salzgehalt von etwa 1 dS/m im Bewässerungswasser bei langsamer Drainage eine Ertragsminderung von etwa 34 % gegenüber der Bewässerung mit Regenwasser verursacht. Eine Bewässerung mit mehr als 8 mm/Tag führte zu keiner weiteren, signifikanten Ertragserhöhung.

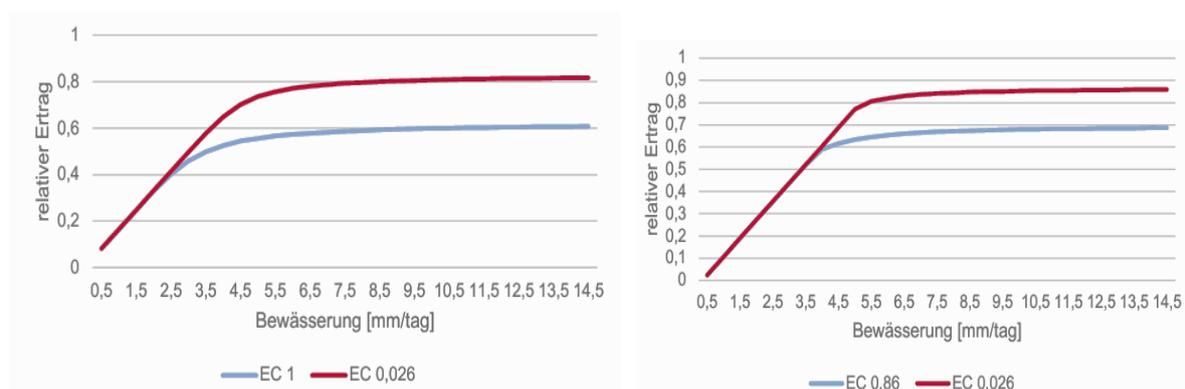


Abbildung 1.3-20: Vergleich der relativen Erträge in Neuss (links) und Braunschweig (rechts) bei der Bewässerung von Mais, in Abhängigkeit der Bewässerungsmenge mit aufbereitetem Abwasser eines Salzgehaltes von 1 dS/m (Neuss) und 0,86 dS/m (Braunschweig) und Regenwasser eines Salzgehaltes von 0,026dS/m

Im Vergleich zu Neuss weist der sandige Lehm Boden in Braunschweig eine deutlich höhere gesättigte hydraulische Leitfähigkeit von 3480 mm/Tag auf. Diese hohe Leitfähigkeit ermöglicht eine schnelle Wasserbewegung und eine effizientere Auswaschung der Salze, wodurch die Anreicherung im Wurzelbereich reduziert wird. Die Simulationen mit der ANSWER App

zeigen, dass der Ertrag in Braunschweig um etwa 25 % reduziert wird. Diese Ertragsminderung ist darauf zurückzuführen, dass trotz der guten Drainagefähigkeit nicht alle Salze vollständig aus dem Wurzelbereich entfernt, werden können. Zudem beeinflusst die Konzentration des Bewässerungswassers weiterhin die Verfügbarkeit von Wasser für die Pflanzen, wodurch der Salzstress nicht vollständig eliminiert wird.

Die Ergebnisse verdeutlichen, dass die Bodenbeschaffenheit, insbesondere die hydraulische Leitfähigkeit, einen wesentlichen Einfluss auf die Ertragsminderung durch salzhaltiges Bewässerungswasser hat. Böden mit niedriger Leitfähigkeit, wie tonige Böden, neigen zur Anreicherung von Salzen, was den Stress für Pflanzen verstärkt. Bei sandigem Lehm bietet die hohe Leitfähigkeit zwar keinen vollständigen Schutz vor Salzstress, jedoch schwächt sie die Anreicherung von Salzen im Boden deutlich ab, was die negativen Auswirkungen auf das Pflanzenwachstum reduziert.

ANSWER App Beispiel 2: Einfluss des Salzgehalts im Bewässerungswasser

In der Analyse mit der ANSWER App wurden die Auswirkungen unterschiedlicher Salzgehalte im Bewässerungswasser auf den Ertrag von Tomaten an den Standorten Murcia und Talavera untersucht. Beide Standorte weisen ähnliche Bodenbedingungen auf, mit schluffigem Lehm-boden und einer vergleichbaren gesättigten hydraulischen Leitfähigkeit, was auf eine ähnliche Bodenstruktur und Drainagekapazität hinweist. Ein wesentlicher Unterschied zwischen den beiden Standorten ist jedoch der Salzgehalt des Bewässerungswassers: In Murcia beträgt die elektrische Leitfähigkeit 1,7 dS/m, während in Talavera der Salzgehalt deutlich niedriger bei 0,39 dS/m liegt (Quelle: FlexTreat Messungen).

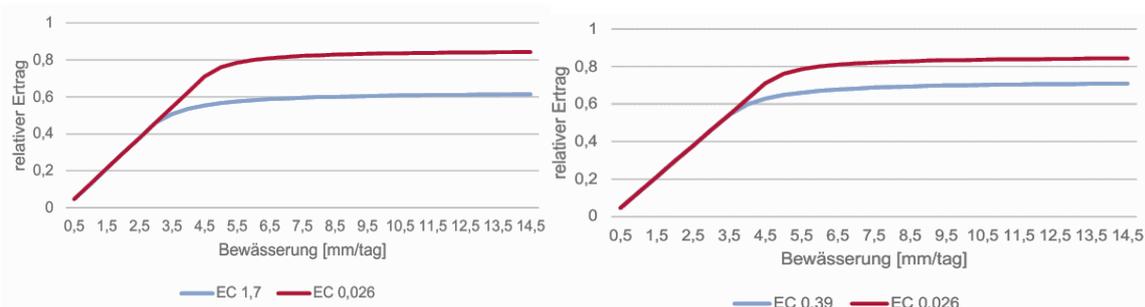


Abbildung 1.3-21: Vergleich der relativen Erträge in Murcia (links) und Talavera (rechts) bei der Bewässerung von Tomaten auf Boden des Typs schluffiger Lehm, in Abhängigkeit der Bewässerungsmenge mit aufbereitetem Abwasser eines Salzgehaltes von 1,7 dS/m (Murcia) und 0,39 dS/m (Talavera) und Regenwasser eines Salzgehaltes von 0,026dS/m

Wie in Abbildung 1.3-21 dargestellt, führt der hohe Salzgehalt im Bewässerungswasser in Murcia zu einem deutlich niedrigeren Ertrag für Tomaten, wobei die Ertragsminderung bei etwa 37 % liegt. Im Vergleich dazu ist die Ertragsminderung in Talavera deutlich geringer und liegt bei 19 %.

Die Ergebnisse verdeutlichen, dass der Salzgehalt des Bewässerungswassers, bei sonst gleichbleibenden Bedingungen wie Bodenbeschaffenheit und Pflanzentyp, einen wesentlichen Einfluss auf den Ertrag haben kann.

ANSWER App Beispiel 3: Effekte der Salztoleranz ausgewählter Feldfrüchte/Pflanzen

In der Analyse mit der ANSWER App wurden die Ertragsauswirkungen von Salzgehalt und Bodenbedingungen auf Dattelpalmen in Hurghada und Bahrain untersucht. Beide Standorte unterscheiden sich deutlich in ihren Bodencharakteristika und im Salzgehalt des Bewässerungswassers. Hurghada weist eine sehr hohe gesättigte hydraulische Leitfähigkeit von 10.000 mm/Tag auf, was eine schnelle Drainage ermöglicht. In Bahrain hingegen liegt die Leitfähigkeit bei 388 mm/Tag, was zu einer langsameren Wasserbewegung und damit zu einer höheren Salzzakkumulation im Boden führt. Auch die Salzkonzentrationen im Bewässerungswasser variieren: In Hurghada beträgt der Salzgehalt 1,83 dS/m, während er in Bahrain mit 2,3 dS/m noch höher liegt. (Beier 2024)

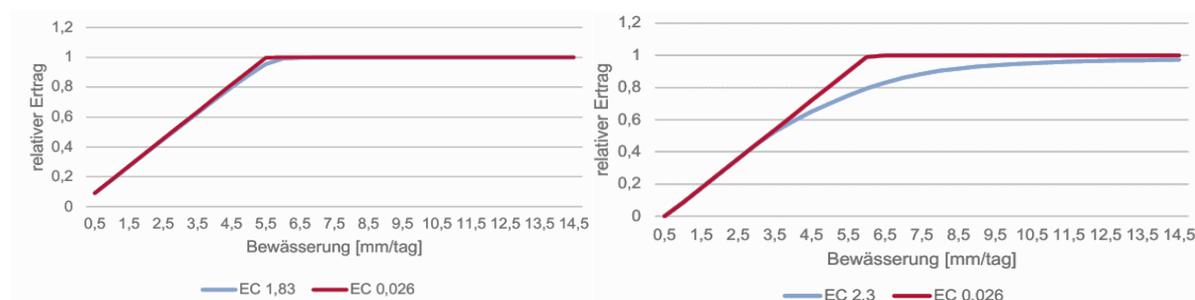


Abbildung 1.3-22: Vergleich der relativen Erträge in Hurghada (links) und Bahrain (rechts) bei der Bewässerung von Dattelpalmen auf Boden des Typs Sand, in Abhängigkeit der Bewässerungsmenge mit aufbereitetem Abwasser eines Salzgehaltes von 1,83 dS/m (links), von 2,3 dS/cm (rechts) und Regenwasser eines Salzgehaltes von 0,026 dS/m (Vergleichsfall in beiden Szenarien)

Trotz dieser unterschiedlichen Bedingungen, in Abbildung 1.3-22 zu sehen, dass die Dattelpalmen an beiden Standorten vergleichbare Erträge erzielen, was auf ihre hohe Salztoleranz hinweist. Die Ertragsminderung liegt bei Hurghada bei 0% und in Bahrain bei 3%. Die hohe gesättigte hydraulische Leitfähigkeit in Hurghada trägt dazu bei, die Salze schneller aus dem Boden zu entfernen, während in Bahrain die geringere Leitfähigkeit zu einer stärkeren Salzanreicherung führt. Dennoch zeigt die hohe Salztoleranz der Dattelpalmen, dass sie auch bei unterschiedlichen Bodenbedingungen stabil bleiben.

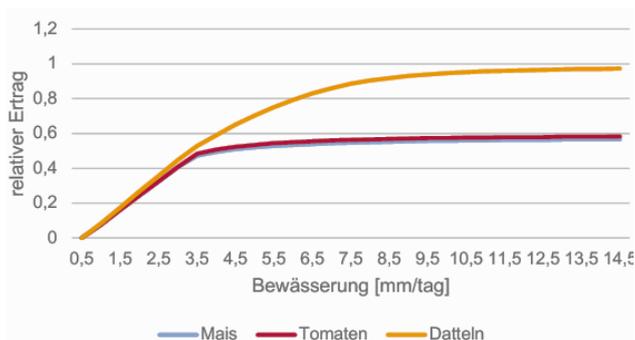


Abbildung 1.3-23: Vergleich der relativen Erträge bei der Bewässerung von Mais, Tomaten und Dattelpalmen auf dem Bodentyp toniger Lehm in Abhängigkeit der Bewässerungsmenge mit Wasser eines Salzgehaltes von 2,3 dS/m am Standort Bahrain

In Abbildung 1.3-23 wurden auch Pflanzen mit unterschiedlicher Salztoleranz bei sonst gleichbleibenden Boden- und Wassereigenschaften analysiert, um einen Eindruck für die Rolle der Pflanzenwahl zu beurteilen. Die Ergebnisse der Analyse zeigen, dass die Salztoleranz der Pflanzen eine wesentliche Rolle für die erreichbaren Erträge spielt. Dattelpalmen, die eine

hohe Salztoleranz aufweisen, könnten selbst bei hohen Salzkonzentrationen hohe Erträge erzielen. Im Gegensatz dazu zeigen Mais und Tomaten eine erhöhte Empfindlichkeit gegenüber Salzstress, was in der Analyse zu einer deutlichen Ertragsminderung führt.

Fazit

Um Salzfrachtenmanagement proaktiv zu begegnen, sollte bei der Planung von landwirtschaftlicher Bewässerung mit salzhaltigem Wasser die Bodenbeschaffenheit, die Wasserqualität und die Eigenschaften der Nutzpflanzen berücksichtigt werden. Die ANSWER-App bietet die Möglichkeit hierzu vereinfachte Berechnungen durchzuführen, um Einflüsse abschätzen zu können. Die Rahmenbedingungen sollten standortspezifisch geprüft werden. Auch spiegelt die App nicht wieder, dass in Deutschland Bewässerung zumeist nicht ausschließlich aus Bewässerungswasser, sondern zu relevanten Anteilen auch durch Regenfälle erfolgt. Mischszenarien werden durch die App nicht abgebildet, Bewässerung sollte jedoch idealerweise bedarfsgerecht erfolgen. Reagierende Maßnahmen, wie die aktive Salzauswaschung sind teuer und sollten deshalb nur als letzte Möglichkeit in Betracht gezogen werden.

1.3.2 Analyse und Bewertung mikrobieller Risiken (AP 3.2)

Die Untersuchung klassischer Indikatorparameter ist essenziell, um die Einhaltung regulatorischer Vorgaben sicherzustellen und die mikrobiologische Sicherheit hinsichtlich dieser zu bewerten. Die Analysen wurden mit dem Entwurf der EU VO 2020/741, welche mittlerweile in Kraft getreten ist, geplant und mit anderen Parametern erweitert. Die Verordnung legt Mindestanforderungen an die Wasserqualität und den sicheren Einsatz von aufbereitetem Wasser in der landwirtschaftlichen Bewässerung fest. Dabei gibt es mikrobiologische Parameter, die in der Überwachung und/oder in der Validierung einer Aufbereitungskette untersucht werden sollen. In der Überwachung ist dies der Parameter *E. coli*, für die Validierung kommen noch die Parameter Coliphagen und Clostridien hinzu. Erweitert wurden die Indikatorparameter um Enterokokken, Antibiotika-resistente Bakterien und Resistenzgene (Kapitel 1.3.5) sowie die Fragestellung der Wiederverkeimung (Kapitel 1.3.6). Die Parameter *Legionella* spp. und Nematodeneier wurden nur für spezifische Nutzungen in der EU VO 2020/741 angegeben und wurden in dem Projekt nicht mit betrachtet.

Der wissenschaftliche und technische Stand basiert auf der Anwendung anerkannter ISO-Normen und regulatorischer Vorgaben, die Methoden zur Untersuchung mikrobiologischer Parameter festlegen. Diese gewährleisten eine Reproduzierbarkeit und ein Vergleich der Ergebnisse. Da zum Zeitpunkt der Antragstellung Abwasser und aufbereitetes Wasser zunehmend als bedeutende Reservoirs für resistente Bakterien und Resistenzgene diskutiert wurde, wurde in dem Projekt zusätzlich eine Auswahl solcher Parameter erfasst.

1.3.3 Monitoring für Prozessvalidierung

Es wurden die in AP1 ausführlich dargestellten Verfahrensketten beprobt und untersucht. Die Standorte aus AP1.2, AP1.3 und AP1.4 wurden jeweils zehn Mal beprobt und die Proben mikrobiologisch durch das IHPH untersucht. Für den Standort Braunschweig (AP 1.1) wurden die klassischen Indikatorparameter durch ein externes analytisches Labor gemessen. Abweichend von den Vorgaben der DIN EN ISO 19458:2006-12 erfolgten die Probenahmen als 24-Stunden-Mischproben, da diese aufgrund ihrer Fähigkeit, zeitliche Schwankungen in der Wasserqualität zu berücksichtigen, repräsentativer für die mikrobiologischen Parameter in Wasserproben sind und eine genauere und verlässlichere Einschätzung der Wasserqualität bieten. Um die Stabilität der mikrobiologischen Parameter über die Zeit zu gewährleisten und die Aussagekraft der Ergebnisse zu verifizieren, wurden zusätzliche Versuchsreihen für den Nachweis der Stabilität durchgeführt, welche die grundsätzliche Eignung der 24-Stunden-Mischproben bestätigten (Vgl. FlexTreat Validierungsleitfaden Kapitel 1.3.4). Der Probentransport erfolgte gekühlt über Nacht mit Überwachung der Temperatur durch Temperatursensoren.

Wie auch der Zusammenfassung der Methoden zur Analytik der mikrobiologischen Parameter in Tabelle 1.1-4 Kapitel 1.1.1 zu entnehmen ist, wurden die Parameter *E. coli* und intestinale Enterokokken, die als primäre Indikatoren für die Wasserqualität dienen, nach entsprechenden Normverfahren bestimmt. Somatische Coliphagen und f-spezifische Coliphagen, die den Rückhalt von Viren anzeigen sollen, wurden nach DIN EN ISO 10705-2 bzw. DIN EN ISO 10705-1 untersucht. Als Sulfat reduzierende Sporenbilder wurden *Clostridium* spp. und *C. perfringens* kulturell bestimmt. Für die Erfassung der Sporen wurden die Proben vor der Analyse auf die Parameter pasteurisiert. Der Nachweis erfolgte in Anlehnung an die DIN EN ISO 14189:2013.

Erzielte Ergebnisse:

Für die Bestimmung der mikrobiellen Risiken wurden sowohl Fäkalindikatoren (*E. coli*, Intestinale Enterokokken) als auch Indikatoren für humanpathogene Viren (somatische Coliphagen, f-spezifische Coliphagen) und sporenbildende Bakterien (*Clostridium* spp., *C. perfringens* Sporen) untersucht. Im Folgenden ist grafisch als Indikator für humanpathogen Viren nur der Parameter somatische Coliphagen gezeigt, wenn die Daten der f-spezifischen Coliphagen kein anderes Reduktionsverhalten in der Verfahrenskette zeigen. Gleiches gilt für die sporenbildenden Bakterien, bei denen in den folgenden Grafiken der Parameter *C. perfringens* Sporen dargestellt wird. In AP1.1 wurden vegetative Zellen und Sporen von *C. perfringens* als Gesamtparameter bestimmt.

Kulturelle Nachweisverfahren dienen seit Langem der Identifizierung von Mikroorganismen in Proben, wie Abwasser. Sie basieren auf der Kultivierung von Mikroorganismen in speziellen Nährmedien unter definierten Bedingungen, oft ergänzt durch Enzymreaktionen und morphologische Eigenschaften. Diese Methoden haben jedoch Limitationen, insbesondere bei Proben mit vielfältiger Mikroflora, wo Überlagerungseffekte das Wachstum bestimmter Arten unterdrücken können. Zur Vergleichbarkeit wird ein einheitliches Referenzvolumen, meist 100 mL, herangezogen. In der Praxis ist das Probenvolumen jedoch durch Verschmutzungsgrad und Schwebstoffe begrenzt. Konzentrationen der Zielbakterien variieren je nach Probenahmestelle und Matrix, weshalb Verdünnungen individuell angepasst werden müssen. Zulaufproben enthielten mehr Partikel und Zielorganismen und erforderten Verdünnung, während Ablaufproben oft unverdünnt oder nach Filtration analysiert werden konnten.

Negative Ergebnisse in verdünnten Proben führten zu kategorischen Werten von z.B. < 100 KBE bzw. MPN bzw. PBE pro 100 mL (1 mL unverdünnt) oder < 1.000 KBE bzw. MPN bzw. PBE pro 100 mL (0,1 mL Untersuchungsvolumen). Für die finale Auswertung wurden nur Daten mit realen Werten verwendet; die Anzahl verwendeter Werte („n“) ist den Probenahmestellen zugeordnet.

Standort AP1.1: Kombination aus Ozonung, Filtration und UV-Desinfektion

Im Zulauf der Kläranlage Braunschweig konnten die untersuchten mikrobiologischen Indikatorparameter in Konzentrationen nachgewiesen werden, wie sie für kommunales Rohabwasser üblich sind (*Abbildung 1.3-24, A-D*). In der Pilotierung wurden zwei unterschiedliche Betriebsarten getestet, die jeweils nachgeschalteten Stufen Sandfilter und UV-Desinfektion sind als zwei Verfahrensketten als $\Delta\text{SAK}_{254} = 34\%$ und $\Delta\text{SAK}_{254} = 47\%$ einzeln dargestellt. In der konventionellen Abwasseraufbereitung der Kläranlage Braunschweig werden die bakteriologischen und viralen Indikatorparameter um 1,9 (somatische Coliphagen) bis 2,4 (*C. perfringens* Sporen) Log-Stufen reduziert. Bei dem niedrigen Ozondosisbereich werden der Parameter *E. coli* im Median um 1,4 Log-Stufen reduziert und bei dem höheren Ozondosisbereich im Median um 3,1 Log-Stufen (*Abbildung 1.3-24, A*). Bei dem Indikatorparameter intestinale Enterokokken ist der Unterschied geringer; Im Median wird dieser bei um 2,1 bzw. 2,4 Log-Stufen reduziert. Die Ozonierung hat auf den Parameter *C. perfringens* Sporen den zu erwartenden geringsten Reduktionseffekt, bei der höheren Dosis konnten diese im Median um 0,8 Log-Stufen reduziert werden. Unabhängig von der vorhergegangenen Ozondosis konnte durch den Filter eine weitere Reduktion um 0,5 Log-Stufen für fast alle untersuchten Indikatorparameter festgestellt werden, Ausnahme war der Parameter *E. coli* bei $\Delta\text{SAK}_{254} = 47\%$. Durch die letzte Verfahrensstufe, der UV-Desinfektion, konnte der Parameter somatische Coliphagen vollständig eliminiert und kulturell nicht mehr nachgewiesen werden. Der Parameter intestinale Enterokokken konnte am Ende der Verfahrenskette in je einer Probe bei $\Delta\text{SAK}_{254} = 34\%$ (143 MPN/100 mL) und $\Delta\text{SAK}_{254} = 47\%$ (177 MPN/100 mL) nachgewiesen werden. Sporenbildende Bakterien (hier *C. perfringens* Gesamt) konnten im Ablauf der UV-Desinfektion immer noch nachgewiesen werden. Die maximalen Werte bei den beiden Betriebsarten lagen bei 207 bzw. 74 KBE/100 mL.

Sporenbildende Bakterien weisen eine erhöhte Resistenz gegenüber Desinfektionsverfahren wie Ozon und UV-Bestrahlung auf. Bakterielle Sporen können extreme Umweltbedingungen wie Hitze, Kälte, Trockenheit und hohe Desinfektionsmittelkonzentrationen überleben. Studien haben gezeigt, dass Bakteriensporen resistenter gegen Ozon sind als vegetative Bakterien (Fisher et al. 2000; Voidarou et al. 2007; García-Prieto et al. 2022). Bei Filtrationsverfahren hingegen werden sporenbildende Bakterien aufgrund ihrer Partikelgröße, die der anderen Bakterien ähnelt, gleichermaßen zurückgehalten.

Der Parameter *E. coli* wurde vereinzelt am Ende der Verfahrensketten detektiert. Bei der Betriebsart $\Delta\text{SAK}_{254} = 47\%$ lag der Wert nur in einer Probe bei einem Wert > 10 MPN/100 mL, wohingegen *E. coli* bei der anderen Betriebsart häufiger und in höheren Konzentrationen nachgewiesen werden konnte.

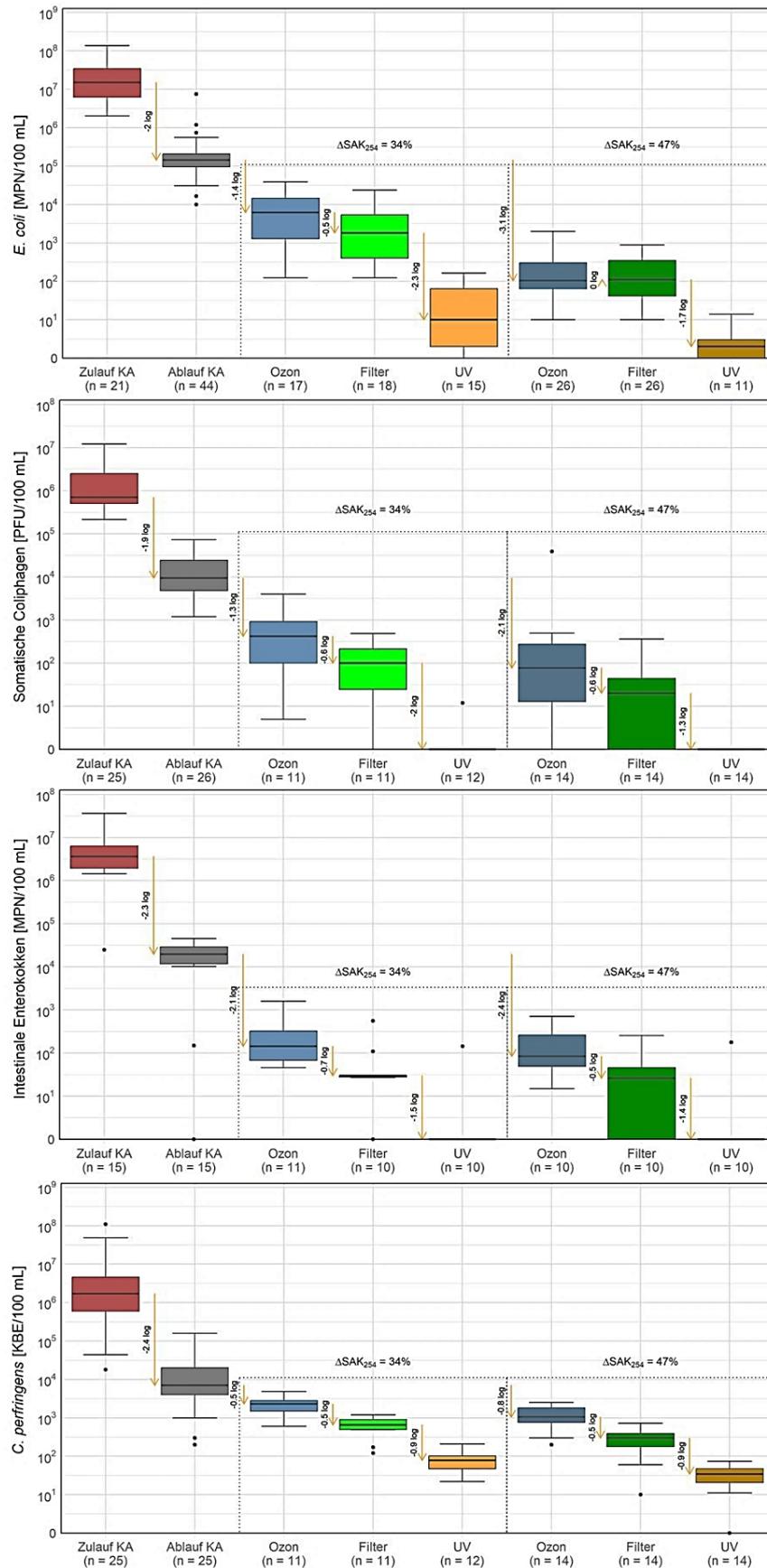


Abbildung 1.3-24: Gemessene Konzentrationen ausgewählter Indikatorparameter in der Pilotanlage in Braunschweig (AP1.1 Kombination aus Ozonung, Filtration und UV-Desinfektion).

Standort AP1.2: Kombination aus Retentionsbodenfilter und UV-Desinfektion

Im Zulauf der Kläranlage Rheinbach konnten die untersuchten mikrobiologischen Indikatorparameter in Konzentrationen nachgewiesen werden, wie sie für kommunales Rohabwasser üblich sind (Abbildung 1.3-25, A-D). Die konventionelle Abwasseraufbereitung der Kläranlage reduziert die Parameter bezüglich der Median-Konzentration im Zu- und Ablauf um mindestens 3 Log-Stufen. Der nachgeschaltete RBF^{plus} ist in drei alternierend beschickte Segmente aufgeteilt (vgl. Kapitel 1.1.3), wobei hier nur das Segment 3 mit nachgeschalteter UV/UV-LED Desinfektion untersucht wurde. Bereits im Ablauf des Segment 3 konnten im Median keiner der hier dargestellten Parameter nachgewiesen werden. Gleiches gilt für die Parameter f-spezifische Coliphagen und *Clostridium* spp. (Daten nicht gezeigt). Nur in vereinzelt Proben konnten im Ablauf die untersuchten Parameter in unterschiedlichen Konzentrationen nachgewiesen werden. Im Maximum konnte der Parameter *E. coli* mit einer Konzentration von 1.969 MPN/100 mL nachgewiesen werden. In sieben der 11 untersuchten Proben lag der Wert unterhalb der Bestimmungsgrenze für die Untersuchungsmethode (DIN EN ISO 9308-3:1999). Intestinale Enterokokken konnten nur in zwei der Proben mit einer maximalen Konzentration von 215 MPN/100 mL nachgewiesen werden. Die Parameter *C. perfringens*-Sporen sowie somatische Coliphagen wurden im Maximum in Konzentrationen von 3 KBE/100 mL bzw. 28 PFU/100 mL nachgewiesen. Im Ablauf der konventionellen UV-Desinfektion erfolgte (fast) kein Nachweis der untersuchten mikrobiologischen Parameter, wohingegen im Ablauf der UV-LED-Desinfektion in einigen Proben hohe *E. coli* und Enterokokken Konzentrationen festgestellt wurden, welche auf technische Probleme zurückgeführt werden konnten.

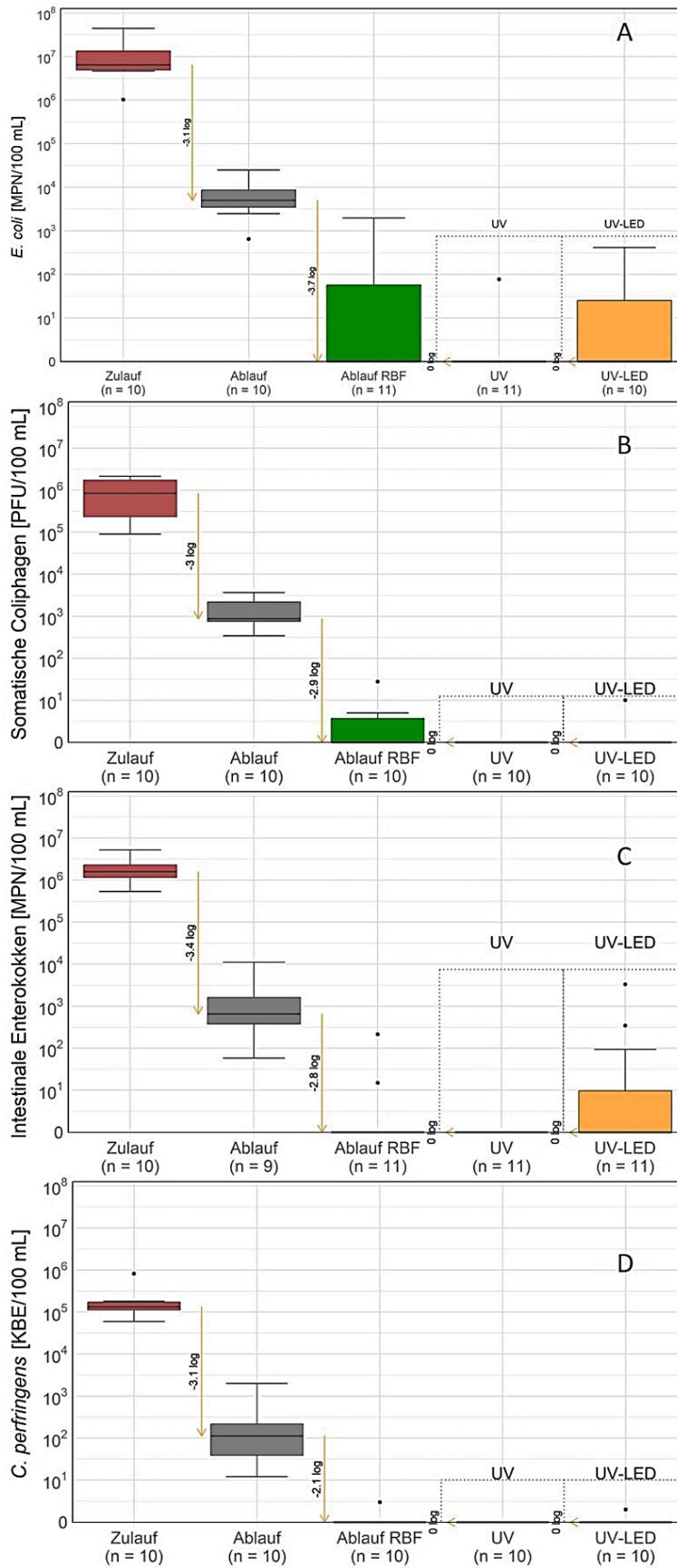


Abbildung 1.3-25: Gemessene Konzentrationen ausgewählter Indikatorparameter in der Pilotanlage in Rheinbach (AP1.2 Kombination aus Retentionsbodenfilter und UV-Desinfektion).

Standort AP1.3: Kombination aus Adsorption und Membranfiltration

Der Zulauf der Halbtechnischen Kläranlage (HtK) in Neuss wird mit dem Zulauf der Kläranlage Neuss gespeist. Die Konzentrationen der Indikatorparameter sind alle typisch für kommunales Rohabwasser (*Abbildung 1.3-26, A-D*). Die HtK erzielt für die untersuchten Indikatorparameter unterschiedliche Log-Reduktionen. Die Reduktionen sind über alle Straßen (Ablauf HtK Ref., Ablauf HtK 1, Ablauf HtK 2) vergleichbar. Für die mikrobiologischen Parameter macht es keinen Unterschied, ob die HtK im Inline- oder dem Ulmer Verfahren betrieben wird (vgl. Kapitel 1.1.4). Somatische Coliphagen werden mit einer Reduktion um eine Log-Stufe (Medianwerte) in der HtK am geringsten zurückgehalten, gleiches gilt für die f-spezifischen Coliphagen (Daten nicht gezeigt). Clostridien-Sporen werden im Median mit 1,2 bis 1,5 Log-Stufen (*Clostridium* spp. Sporen) bzw. 1,3 bis 1,4 Log-Stufen (*C. perfringens* Sporen) reduziert, während die Fäkalindikatoren *E. coli* bzw. intestinale Enterokokken um 2,5 bis 2,6 Log-Stufen bzw. 2,2 bis 2,4 Log-Stufen reduziert werden können. Die Ultrafiltration ermöglichte aufgrund ihrer Porengröße eine vollständige Reduktion der bakteriologischen Parameter, in der Versuchsanlage konnten die Virenindikatoren (somatischen und f-spezifischen Coliphagen) jedoch nicht vollständig zurückhalten werden. Die UF-1 erzielte über die medianen Konzentrationen eine Reduktion an somatischen und f-spezifischen Coliphagen ($n = 7$) von 2,6 bzw. 2,5 Log-Stufen, während die UF-2 für beide Parameter höhere Reduktionwerte von 3,8 bzw. 4 Log-Stufen zeigte (*Abbildung 1.3-26, A-D*).

Coliphagen werden oft als Indikatoren für das Vorhandensein humanpathogener, fäkalbürtiger Viren untersucht, da sie robuster und einfacher nachweisbar sind als spezifische humanpathogene Viren. Innerhalb der Gruppe der somatischen und f-spezifischen Coliphagen finden sich Größenspektren von 25 – 100 nm. Auch humanpathogene Viren weisen eine große Variabilität in ihrer Größe auf. Zu den kleineren Viren gehören Noroviren (27 – 32 nm) und Polioviren (25 – 30 nm), die ähnliche Größen wie die PhiX174- und MS2-Phagen aufweisen. Mittelgroße Viren, wie Adenoviren (70 – 90 nm) und Influenza-Viren (80 – 120 nm), sind deutlich größer und werden sicherer durch UF-Membranen zurückgehalten. Noch größere Viren, wie Pockenviren (200 – 300 nm) oder Filoviren, die mit bis zu 1.400 nm Länge außergewöhnlich groß sind, stellen besondere Extremfälle dar. Im Vergleich dazu sind pflanzenpathogene Viren oft noch kleiner, wie das Tabakmosaikvirus (TMV), das eine Länge von etwa 300 nm, aber einen Durchmesser von nur 18 nm aufweist. Diese Bandbreite zeigt, dass die Rückhaltung stark von der Größe und Form des jeweiligen Virus abhängt. Ho et al. (2024) beschreiben weitere Einflussfaktoren für den Rückhalt von Viren in Membranen.

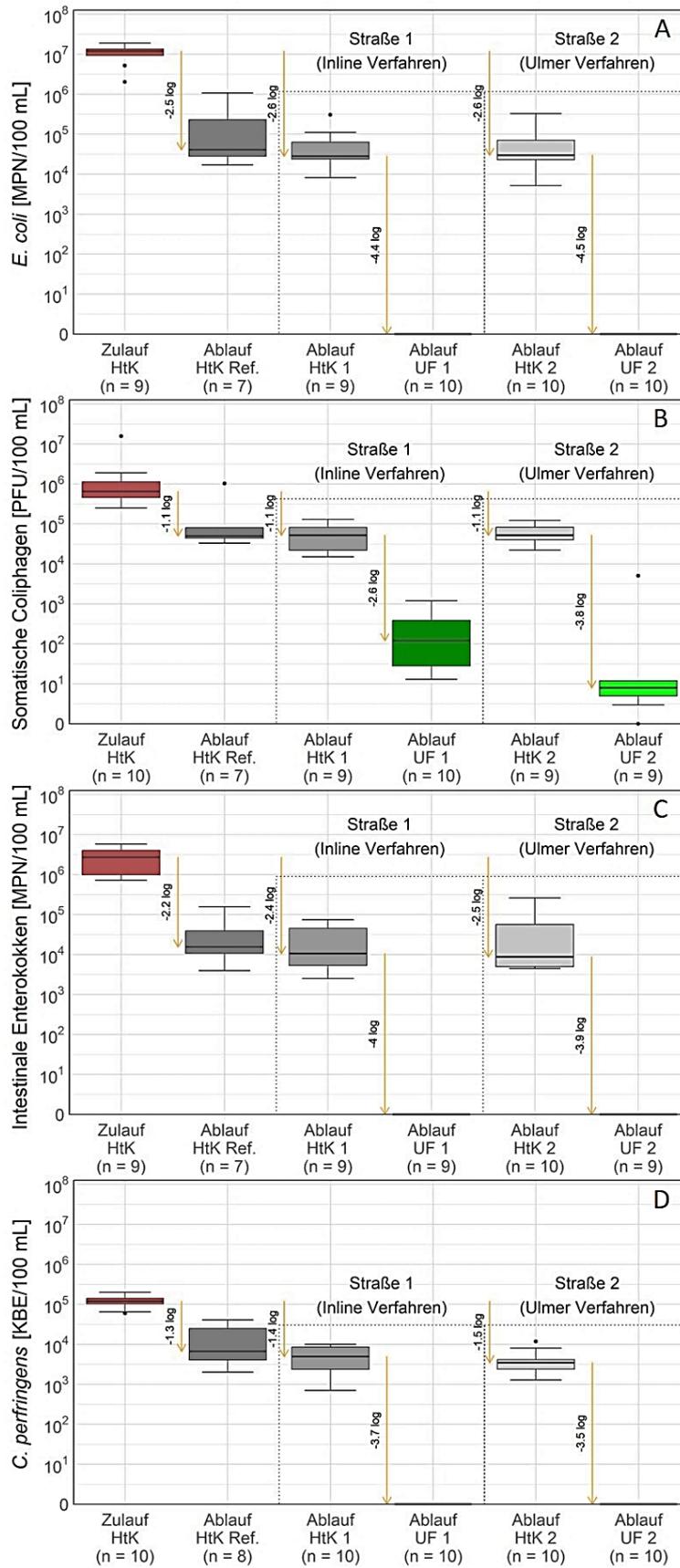


Abbildung 1.3-26: Gemessene Konzentrationen ausgewählter Indikatorparameter in der halbtechnischen Versuchsanlage in Neuss (AP1.3 Kombination aus Adsorption und Membranfiltration).

Standort AP1.4: Desinfektion mittels Elektrochlorung nach naturnaher Reinigung

Die Pflanzenkläranlage wurde mit dem Zulauf der Kläranlage Aachen-Soers gespeist. Die Konzentrationen der Indikatorparameter sind, wie bei den anderen Pilotanlagen, in einem Bereich, der für kommunales Rohabwasser typisch ist (*Abbildung 1.3-27, A-D*). Bei der Passage durch den Filterkörper der Pflanzenkläranlage konnten *E. coli* und intestinale Enterokokken, bezogen auf die jeweilige Mediankonzentration, bereits um 4,8 bzw. 5,0 Log-Stufen reduziert werden. Die Verringerung der *C. perfringens*-Sporen bzw. der somatischen Coliphagen war ähnlich und betrug 4,8 bzw. 5,3 Log-Stufen. F-spezifische Coliphagen wurden in fünf der Untersuchungskampagnen bestimmt und konnten in der keiner der Proben im Ablauf der Pflanzenkläranlage nachgewiesen werden (Daten nicht gezeigt).

Nach der Elektrochlorung können die Fäkalindikatoren nur vereinzelt nachgewiesen werden, die maximale Konzentration von *E. coli* nach DIN EN ISO 9308-3:1999 lag bei 868 MPN/100 mL und für intestinale Enterokokken bei 77 MPN/100 mL. Auch *C. perfringens*-Sporen konnten nur in einer der Proben nachgewiesen werden (10 KBE/100 mL). Die somatische Coliphagen wurden jedoch in vier der untersuchten Proben nachgewiesen (Maximalkonzentration 14 PFU/100 mL), was zeigt, dass die getesteten Chlorkonzentrationen nicht ausreichen, um diese vollständig zu eliminieren.

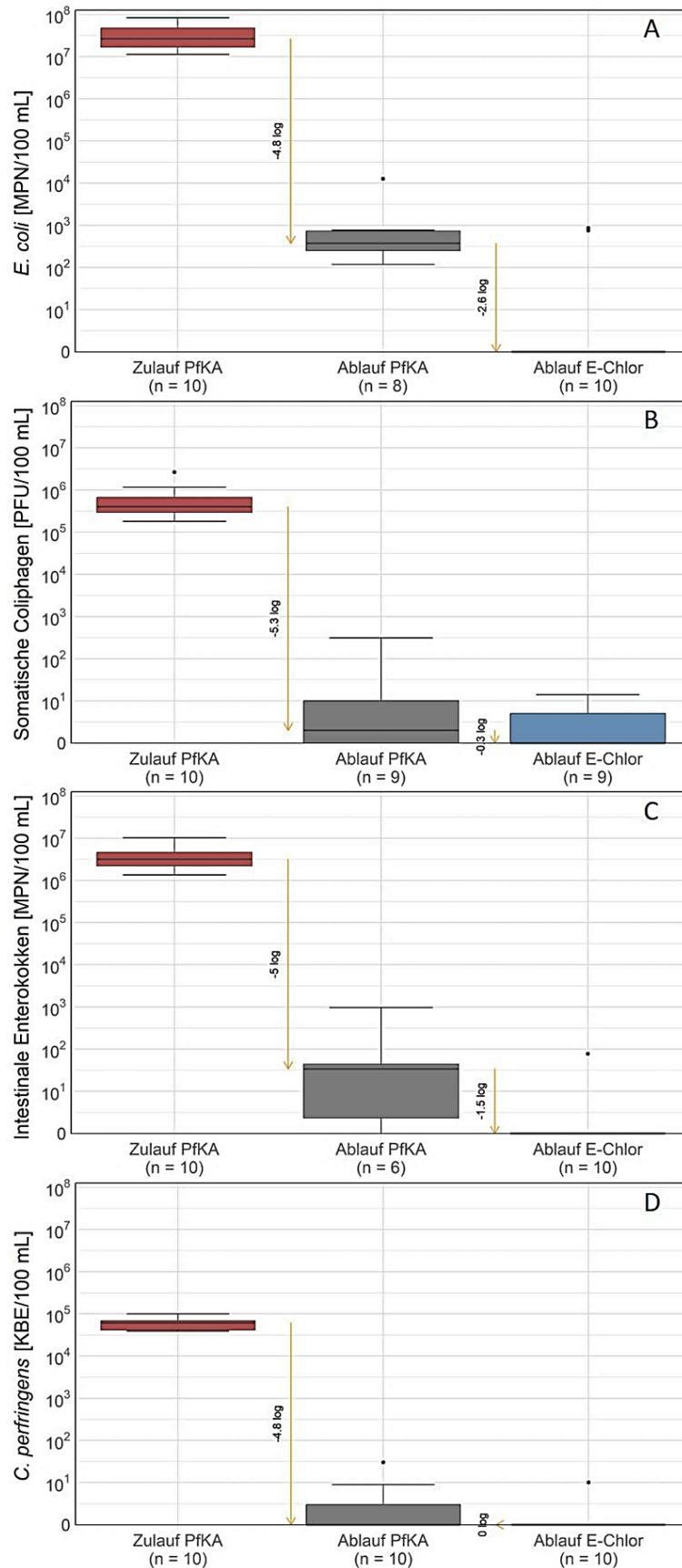


Abbildung 1.3-27: Gemessene Konzentrationen ausgewählter Indikatorparameter in der Pilotanlage auf der Kläranlage Aachen-Soers (AP1.4 Desinfektion mittels Elektrochlorung nach naturnaher Reinigung).

1.3.4 Validierungsleitfaden für eine uneingeschränkte Bewässerung (AP 3.2.1)

Mit der EU VO 2020/741 existiert die erste rechtlich bindende Festlegung von Mindestanforderungen im Bereich der Wasserwiederverwendung auf europäischer Ebene. Ein wesentlicher Aspekt ist die Sicherstellung der hygienischen Wasserqualität. Ein Baustein, um diese sicherzustellen, ist es, die Reinigungsleistung von Wasseraufbereitungsanlagen hinsichtlich bakterieller, parasitärer und viraler Krankheitserreger und Indikatororganismen zu validieren. Die EU VO 2020/741 gibt hierzu den Rahmen in Form von zu erreichenden Mindestanforderungen und Validierungszielen vor. Detailliertere und verallgemeinerbare Vorgaben über die Art und Weise wie eine solche Validierung durchgeführt und ausgewertet werden soll, sind jedoch bisher nicht Bestandteil der Verordnung. Letztere sind jedoch maßgeblich für eine erfolgreiche Umsetzung und somit für die Implementierung der EU VO 2020/741 in der Praxis. Vor diesem Hintergrund war es das Ziel des Arbeitspakets 3.2.1, einen methodischen Leitfaden zu entwickeln, der verschiedene potentiell in Frage kommende Ansätze zur Validierung und Datenauswertung vergleicht, um daraus konkrete Empfehlungen für die Umsetzung für ein Validierungsmonitoring abzuleiten.

Die Ergebnisse sind im oben genannten Leitfaden ausführlich und detailliert beschrieben. Der Leitfaden ist als separates Produkt des Projekt FlexTreat öffentlich verfügbar (<https://zenodo.org/records/13756832>). Auf wesentliche Ergebnisse soll im Folgenden kurz eingegangen werden.

1.3.4.1 Zielgrößen

Die wesentliche Zielgröße für das Validierungsmonitoring ist die Log_{10} -Reduktion von mikrobiologischen Indikatororganismen durch die Abwasserbehandlung. Eine Reduktion der Konzentration um eine logarithmische Einheit zur Basis 10, also um eine Größenordnung, beschreibt eine Reduzierung der Indikatorkonzentration um 90 % (Tabelle 1.3-8).

Die Log_{10} -Reduktion kann selbst nicht direkt gemessen werden, sondern wird auf Basis von Zulauf- und Ablaufwerten berechnet. Sie ist somit eine Funktion der Zulauf und Ablaufkonzentration.

Formel 5: Berechnung der Log_{10} Reduktion

$$\text{Log}_{10}\text{Reduktion} = f(c(\text{Zulauf}), c(\text{Ablauf})) = \log_{10} \frac{c(\text{Zulauf})}{c(\text{Ablauf})}$$

Tabelle 1.3-8: Vergleich Log_{10} -Reduktion gegenüber Reduktion in %

Log_{10} -Reduktion	Reduktion in %
1	90
2	99
3	99,9
4	99,99
5	99,999
6	99,9999

Bei negativen Befunden am Ablauf des Klärwerks, also bei Werten <1 (= 0 für diskrete Größen), kann die tatsächliche \log_{10} -Reduktion nicht abschließend bestimmt werden. Für die Validierung kann nur eine \log_{10} -Reduktion validiert werden, die dem Wert der Zulaufkonzentration entspricht, sodass, für $c_{\text{Ablauf}} < 1$ gilt:

Formel 6: Berechnung des validierten Log Removal Values (LRV) für $c_{\text{Ablauf}} < 1$

$$LRV_{\text{validiert}} = \log_{10}(c(\text{Zulauf}))^1$$

1.3.4.2 Gesetzliche Vorgaben, und Analysenverfahren

Tabelle 1.3-9 fasst die gesetzlichen Vorgaben der EU VO 2020/741 an die Reinigungsleistung zusammen. Diese müssen laut Verordnung in 90% der Validierungsmessungen eingehalten werden. Als zusätzliche Spalte zeigt Tabelle 1.3-9 empfohlene Analysenverfahren pro Indikator. Letzte unterscheiden sich für den Parameter *E. coli* für den Zulauf und Ablauf der Anlage. Insbesondere für den Ablauf werden Analysemethoden empfohlen mit der eine untere Bestimmungsgrenze von <1 / analysiertem Volumen erreicht werden kann.

Tabelle 1.3-9: Überwachung zur Validierung bei aufbereitetem Wasser für die landwirtschaftliche Bewässerung nach EU VO 2020/741, sowie empfohlene Analysemethoden.

Indikator-Mikroorganismen*	Leistungsziele für die Behandlungskette (\log_{10} -Reduktion)	Zulauf	Ablauf
<i>E. coli</i>	$> 5,0$	DIN ISO 9308-2 DIN ISO 9308-3	DIN ISO 9308-1 DIN ISO 9308-2
Coliphagen insgesamt (Summe f-spezifische Coliphagen und somatische Coliphagen)	$> 6,0$	DIN ISO 10705-2:2001 (somatische Coliphagen) DIN ISO 10705-1 2001 (f-spezifische Coliphagen)	
<i>Clostridium perfringens</i> -Sporen	$> 4,0$ (<i>Clostridium perfringens</i> -Sporen)	DIN ISO 141189:2016	

1.3.4.3 Probennahme

Die Probennahme für die Validierung ist im Zu- und Ablauf einer Kläranlage durchzuführen. Für die Probennahme werden 24h-Mischproben empfohlen. Im Projekt FlexTreat konnte durch Versuche gezeigt werden, dass die so gewonnen Messdaten bei entsprechender Kühlung auch bei Lagerungszeiten zwischen 24 - 72h noch stabile Ergebnisse liefern.

¹ Der Nenner wird hier nicht berücksichtigt, da nicht durch 0 geteilt werden kann.

1.3.4.4 Anreicherungsverfahren bei zu niedrigen Zulaufkonzentrationen

Um die Entfernungsleistung einer Abwasserbehandlungsanlage hinsichtlich mikrobiologischer Parameter *quantitativ* validieren zu können, muss der Parameter in ausreichender Konzentration im Zulauf der Anlage vorliegen. Damit 90% der Validierungsdaten die Anforderungen einhalten können, müssen theoretisch 90% der gemessenen Zulaufdaten, bzw. das 10. Perzentil der abgeleiteten Verteilung, oberhalb des Validierungsziels liegen (unter der Annahme einer unteren BG von < 1 im Ablauf der Anlage). Um dies zu prüfen wurden die Zulaufwerte von 10 Klärwerken in Deutschland gesammelt (Abbildung 1.3-28). Die Abbildung zeigt, dass vor allem für virale Indikatoren nicht davon ausgegangen werden kann, dass die Zulaufwerte in ausreichend hoher Konzentration vorliegen. Zwar regelt die EU VO 2020/741, dass bei zu niedrigen Zulaufwerten Messwerte $< BG$ im Ablauf der Anlage so bewertet werden dürfen, als ob der Zielwert eingehalten worden wäre, jedoch ist davon auszugehen, dass im deutschen Kontext eine quantitative Validierung in jedem Fall erforderlich sein wird.

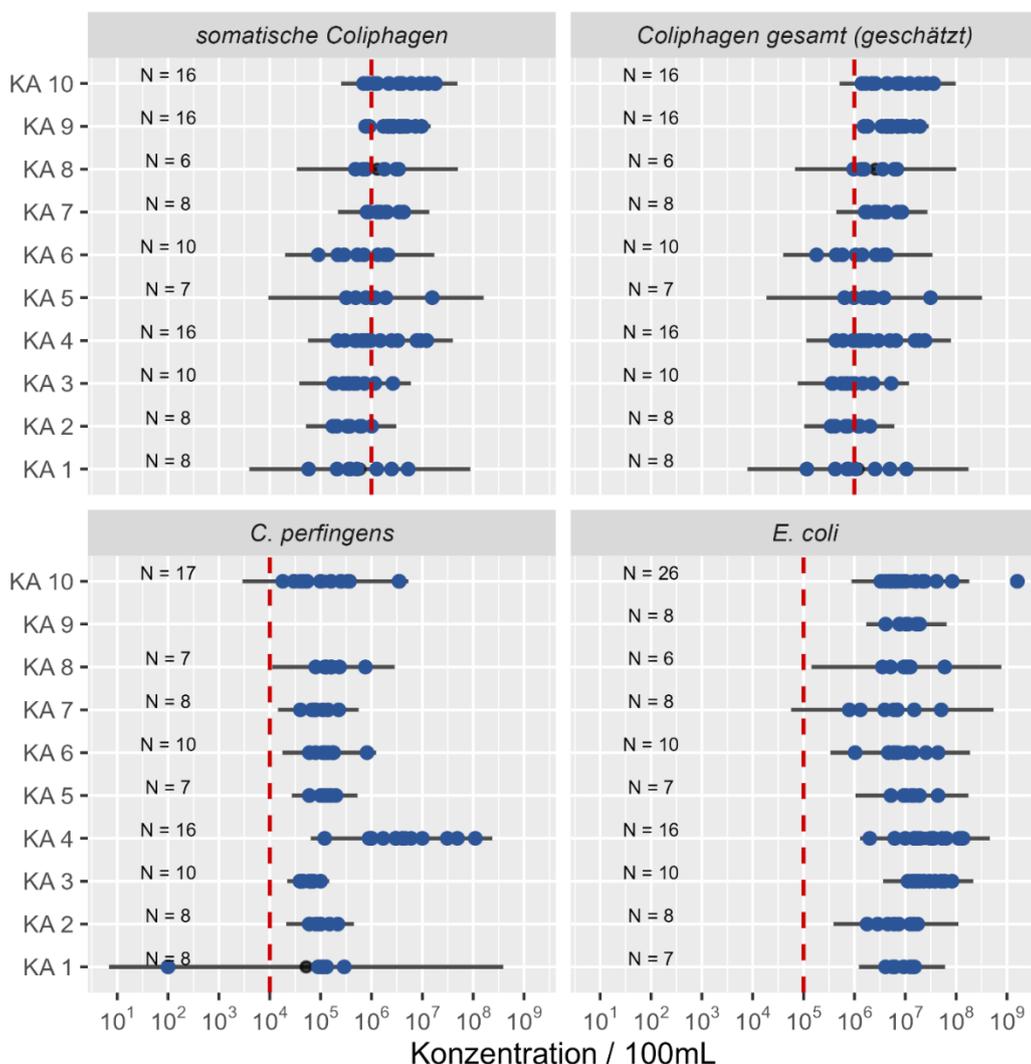


Abbildung 1.3-28: Zulaufkonzentration verschiedener Indikatoren in zehn Klärwerken in Deutschland. Blaue Punkte: Messwerte, Unsicherheitsintervalle (schwarz) entsprechen dem unteren und oberen einseitigen Toleranzintervall aus den verfügbaren Daten. Rote Linien entsprechen dem jeweiligen Validierungsziel gemäß EU VO 2020/741. (Quelle: IHPH, KWB, TZW)

Um trotz zu niedriger Zulaufkonzentration eine quantitative Validierung zu ermöglichen, wurde im Projekt FlexTreat eine Methode zur Probennanreicherung größerer Probenvolumina über Hohlfasermembranen vorgeschlagen und erfolgreich getestet. Für eine detaillierte Beschreibung des Anreicherungsverfahrens und der damit verbundenen Datenauswertung wird auf den erarbeiteten Leitfaden verwiesen.

1.3.4.5 Datenauswertung

Um zu validieren, dass 90% der erhobenen Messwerte die Zielvorgaben einhalten, wurden verschiedenen statistische Ansätze untersucht. Jeder der Ansätze trifft spezifische statistische Annahmen, die wiederum die Anzahl an Stichproben beeinflussen, die für die Validierung notwendig sind. Der Vergleich dieser Ansätze wurde in Seis et al. 2025 wissenschaftlich publiziert. Auf Basis des Vergleichs wurde die Nutzung der unteren Toleranzgrenze zur Einhaltung der Validierungsziele empfohlen. Letztere kann als untere Grenze des Konfidenzintervalls des 10. Perzentils, mit Konfidenzniveau $(1-\alpha)$, interpretiert werden, und erlaubt so eine transparente Diskussion über den Grad der statistischen Sicherheit, der für eine Validierung angesetzt werden soll. Für eine detaillierte methodische Darstellung sein wiederum auf den publizierten Leitfaden verwiesen.

1.3.4.6 Bewertung der FlexTreat-Pilotstandorte

Während der Messkampagnen in AP1 wurden an den verschiedenen Pilotstandorten Daten zu mikrobiologischen Indikatorparametern gesammelt. An dieser Stelle sei darauf verwiesen, dass zum Zeitpunkt der Planung der Probenahmen, die Ergebnisse dieses Arbeitspakets noch nicht vorlagen. So fand an den Standorten beispielsweise keine Anreicherung von Proben statt, weswegen die Reinigungsleistung ggü. Viren in den meisten Fällen nicht abschließend bewertet werden konnte. Die berechneten Log_{10} -Reduktionswerte sind für die einzelnen Pilotstandorte in Abbildung 1.3-29 dargestellt.

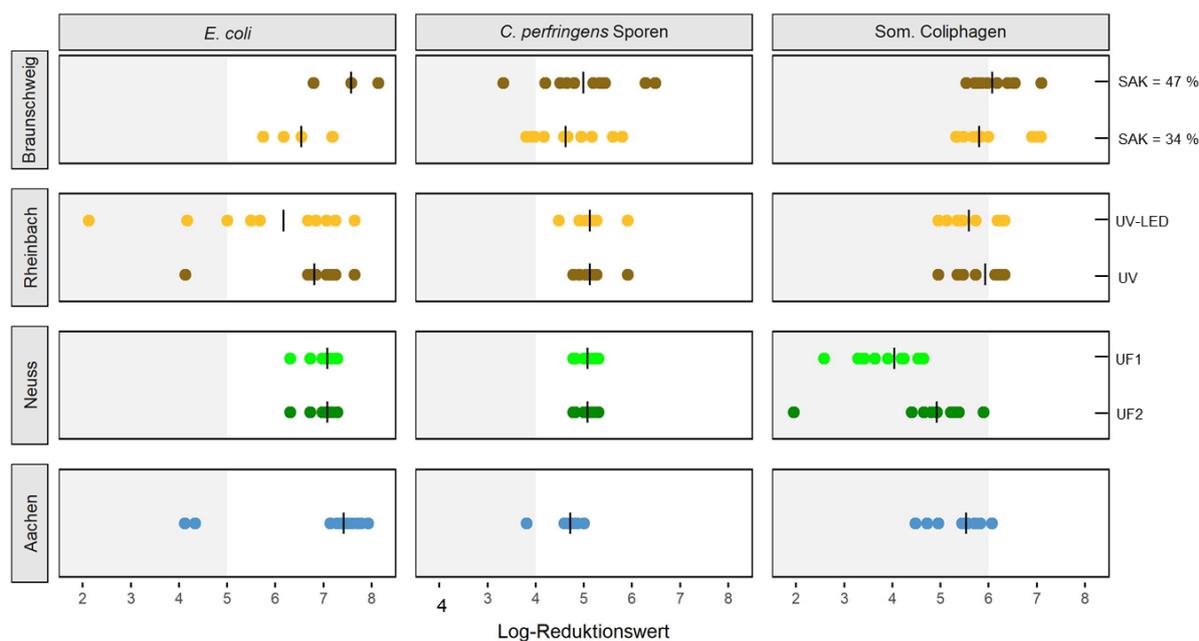


Abbildung 1.3-29: Berechnete Log_{10} -Reduktionswerte auf Basis gepaarter Auswertungen. Der grau hinterlegte Bereich zeigt die gesetzlich geforderte Entfernungsleistung (EU VO 2020/741) an. Unterschreitungen der Log_{10} -Reduktionswerte sind teilweise auf zu niedrige Zulaufkonzentrationen zurückzuführen.

Darüber hinaus zeigt Tabelle 1.3-10 die berechneten unteren Toleranzgrenzen, der berechneten Log_{10} -Reduktionswerte, die für die Validierung herangezogen wird. Aus der Tabelle wird deutlich, dass keine der Anlagen auf Basis der vorhandenen Messdaten validiert werden konnte. Für die Validierung des Parameters Coliphagen wird nochmals darauf hingewiesen, dass die Zulaufkonzentrationen der Versuchsanlagen oft zu niedrig waren, um eine Reduktion von 6 Größenordnungen in 90% der Fälle quantitativ validieren zu können. Bei den teilweise niedrigen Log_{10} -Reduktionswerten handelt es sich daher teilweise, jedoch nicht immer, um statistische Artefakte. Auch die daraus folgende negative Validierung lässt keine Rückschlüsse hinsichtlich der Reinigungsleistung der Anlage zu. Beispielsweise wurden im Ablauf der Pilotanlage in Rheinbach stets Nullbefunde gemessen. Durch die zu niedrige Zulaufkonzentration wird jedoch eine quantitative Validierung noch nicht erreicht. Gleiches gilt für die Anlage in Braunschweig. Am Standort Neuss trifft dies jedoch nicht zu. Dort wurden im Ablauf der Anlage Coliphagen nachgewiesen, sodass von einer unzureichenden Entfernungsleistung ausgegangen werden muss.

Hinsichtlich des Parameters *C. perfringens* konnte beobachtet werden, dass durch Filtrationsverfahren wie Retentionsbodenfilter, Pflanzenkläranlagen bzw. Ultrafiltration eine bessere Entfernung erzielt wird als durch die reine Schnellfiltration (Braunschweig). Der Filtrationsstufe kommt hier eine wichtige Stellung zu, da Sporen von *C. perfringens* durch UV-Bestrahlung ebenfalls nur schlecht entfernt werden können. Für den Parameter *E. coli* wurde das Validierungsziel an den Pilotanlagen in Aachen und Rheinbach nicht erreicht. Dies ist auf erhöhte Einzelwerte innerhalb des erhobenen Datensatzes zurückzuführen. Die in der Regel hohen Log_{10} -Reduktionswerte, weisen jedoch darauf hin, dass beide Anlagen grundsätzlich in der Lage sind, die Leistungsziele zu erreichen, sodass durch sich durch eine Optimierung des Prozesses eine Validierung durch die gewählten Aufbereitungsverfahren als realisierbar erscheint.

Tabelle 1.3-10: Ergebnisse der Prozessvalidierung gemäß des FlexTreat-Leitfadens. Berechnete einseitige untere Toleranzgrenzen TG, mit $P = 90\%$ und $\alpha = 0,05$. Übersteigt die untere Toleranzgrenze das Validierungsziel gilt die Anlage als validiert (grüne Schattierung). Das Sternchen () bedeutet, dass die Reinigungsleistung (teilweise) durch die Zulaufkonzentration limitiert war.*

Standort	Behandlungsoption	N	TG (LRV <i>E. coli</i>)	TG (LRV Summe Phagen)	TG (LRV <i>C. perfringens</i>)
Braunschweig	$\Delta\text{SAK}_{254} = 47\%$	10	6,0	5,0*	2,8
	$\Delta\text{SAK}_{254} = 34\%$	10	5,2	4,4*	3,0
Rheinbach	UV	10	4,5	4,8*	4,5
	UV-LED	9	3,3	4,8*	4,2
Neuss	UF1	10	6,2	2,1	4,7
	UF2	10	6,2	2,0	4,7
Aachen	E-Chlorung	10	3,5	4,1*	3,9

1.3.5 Bewertung des Rückhalts von ARG und ARB (AP3.2.2)

Die Untersuchung von Antibiotika-resistenten Bakterien (ARB) und Resistenzgenen (ARG) in der Wasserwiederverwendung ist entscheidend, um Risiken für die öffentliche Gesundheit und die Umwelt zu minimieren. Besonders relevant ist dies im Zusammenhang mit der landwirtschaftlichen Bewässerung, da aufbereitetes Abwasser oft Rückstände von Antibiotika enthält, die während der Wasseraufbereitung nicht vollständig entfernt werden können. Diese Rückstände können die Verbreitung von resistenten Bakterien fördern und die Wirksamkeit von Antibiotika, die für die Behandlung von Infektionen bei Menschen und Tieren unerlässlich sind, beeinträchtigen. Gleichzeitig ist es wichtig, sicherzustellen, dass keine potenziell krankheitserregenden, resistenten Mikroorganismen oder Resistenzgene in das Bewässerungssystem gelangen. Die parallele Untersuchung von ARB und ARG im Rahmen der Untersuchungen zur Prozessvalidierung bietet eine umfassende Bewertung der mikrobiologischen Sicherheit und trägt zur Entwicklung geeigneter Maßnahmen bei, um die Risiken zu minimieren, die Sicherheit von bewässertem Wasser zu gewährleisten und die nachhaltige Nutzung von Wasserressourcen zu fördern. Die Untersuchung von ARB durch Kulturverfahren, ARG mittels quantitative real-time Polymerasekettenreaktion (qPCR) wurden angewandt, um ein umfassenderes Bild der Resistenzlage zu erhalten. Während Kulturverfahren lebende, resistente Bakterien wie Extended-Spektrum-Betalaktamase (ESBL) bildende *E. coli* direkt nachweisen, ermöglicht die qPCR den spezifischen Nachweis von Resistenzgenen, auch in nicht-kultivierbaren Bakterien. Beide Methoden bieten unterschiedliche Blickwinkel auf die mikrobiologische Population einer Abwasserprobe, wobei jede Methode wertvolle, aber jeweils nicht allumfassende Informationen liefert.

Kriterien für die Festlegung der zu bestimmenden Resistenzgene umfassten (i) Resistenzen gegenüber Reserveantibiotika, (ii) Resistenzen, die häufig genug in den zu untersuchenden Matrices zu erwarten sind, um eine Aussage über die Reduktion zu ermöglichen sowie (iii) Resistenzen, die auf Plasmiden verankert sind und zwischen Bakterien übertragen werden können. Die zu bestimmenden Resistenzgene wurden nach einer Literaturrecherche zu Vorkommen und Relevanz sowie mit den Ergebnissen aus dem Projekt HyReKA begründet und festgelegt (Exner et al. 2022). Das Gen *mcr-1* führt zur Resistenz gegenüber dem als Reserveantibiotikum gegen Gram-negative Bakterien eingesetzten Colistin und wurde bereits weltweit in verschiedenen Gattungen der Enterobacterales nachgewiesen (Birgy et al. 2018; Mendes et al. 2018; Zhu et al. 2019). Eine deutsche Studie, die das Abwasser von sieben Kläranlagen auf Resistenzgene analysierte, zeigte die relativ geringe Abundanz des *mcr-1*, während das Resistenzgen *ermB* (gegen Makrolidantibiotika) in den untersuchten Abläufen ubiquitär nachgewiesen werden konnte (Hembach et al. 2017). Das Resistenzgen *bla_{TEM}* codiert ESBL-Enzyme und gilt als in der Umwelt weitverbreitet, mit Krankenhausabwasser als wichtiger Quelle (Narciso-da-Rocha et al. 2014). Die New Delhi-Metallo-Betalactamase-1 (*bla_{NDM-1}*) wurde nach erstem Auftreten 2010 in Indien weltweit in diversen Abwassermatrices nachgewiesen und gilt als persistierend in Kläranlagen (Ranjan and Thatikonda 2021).

Der wissenschaftliche und technische Stand zur Untersuchung von ARB und ARG in der Wasserwiederverwendung hat in den letzten Jahren erheblich an Bedeutung gewonnen, insbesondere angesichts der global wachsenden Antibiotikaresistenzkrise. Abwasser und aufbereitetes Wasser werden zunehmend als bedeutende Reservoirs für resistente Bakterien und Resistenzgene identifiziert, die potenziell in die Umwelt und Nahrungskette gelangen können. Kulturverfahren sind eine etablierte Methode, um spezifische resistente Bakterien, wie z.B. ESBL-bildende *E. coli*, durch gezielte Wachstumsbedingungen in Laboren nachzuweisen. qPCR

(quantitative Polymerase-Kettenreaktion) hat sich als schnelle und hochempfindliche Methode etabliert, um Resistenzgene direkt aus Umweltproben zu quantifizieren. Auf internationaler Ebene (z. B. durch die WHO) wächst das Bewusstsein für die Notwendigkeit, ARB und ARG in Abwässern zu überwachen. Die Integration von Resistenzparametern in bestehende Standards für Wasserqualität wird zunehmend diskutiert.

Untersuchungsspektrum:

Die Resistenzparameter wurden durch das IHPH aus den gleichen Proben bestimmt wie die anderen mikrobiologischen Parameter (Kapitel 1.3.3). Die ARB wurden über ein Verfahren nach (Schreiber et al. 2021) kulturell bestimmt. Hierbei wurden ESBL-produzierende *E. coli* und KEC (*Klebsiella* spp., *Enterobacter* spp., *Citrobacter* spp.) als auch 3. Generation Cephalosporin (3GCR), *Pseudomonas* spp. und 3GCR *Acinetobacter* spp. quantifiziert.

Die Konzentrationen der Resistenzgene in den Proben wurden molekularbiologisch mittels qPCR bestimmt (Tabelle 1.1-4 in Kapitel 1.1.1). Zur Normalisierung der ARG-Daten wurde die 16S rRNA in der gesamten bakteriellen Population der Probe bestimmt. Die Normalisierung von ARG auf 16S rRNA reduziert das Risiko einer Fehlinterpretation, da sie die Resistenzgene in Relation zur gesamten mikrobiellen Gemeinschaft setzt und so Schwankungen in der Gesamtbakterienkonzentration ausgleicht. Die 16S rRNA ist ein Baustein der ribosomalen RNA von Bakterien und dient aufgrund ihrer konservierten und variablen Regionen zur Identifizierung und Klassifizierung von Bakterien. Allerdings variiert die Anzahl der 16S rRNA-Genkopien zwischen verschiedenen Bakterienarten, was zu einer Überrepräsentation von Bakterien mit mehreren Kopien führen kann. Dies kann die tatsächliche Relation von ARGs zur Bakterienzahl verfälschen. Trotz dieser Einschränkungen bietet die Normalisierung auf 16S rRNA eine standardisierte Vergleichsbasis, die es ermöglicht, ARG-Konzentrationen zwischen unterschiedlichen Proben oder Behandlungsschritten besser zu vergleichen, unabhängig von der bakteriellen Dichte. Die Methode ermöglicht eine grobe Einschätzung der ARG-Verteilung, sollte jedoch durch ergänzende Analysen unterstützt werden, um eine korrekte Interpretation der Ergebnisse zu gewährleisten.

Angesichts der anhaltenden Diskussion über die Verwendung eines einzelnen, für alle Bakterien konservierten Housekeeping-Gens zur Normalisierung, wäre es wünschenswert, dass die wissenschaftliche Gemeinschaft einheitliche Normen für die Normalisierung etabliert, um die Vergleichbarkeit von Daten zu optimieren (Yin et al. 2023). Als Housekeeping Gene werden Gene bezeichnet, die in jeder Bakterie unabhängig ihrer Spezies oder Art enthalten sind. Um die Anzahl der Bakterien abzuschätzen wäre es essentiell, solche Gene zu wählen, die nur einfach in einem bakteriellen Genom enthalten sind.

Erzielte Ergebnisse:

Für die Darstellungen der mikrobiologischen Daten für die Resistenzparameter (Antibiotikaresistente Bakterien und Resistenzgene) wurden nur Daten mit einem numerischen Wert verwendet. Kategorien, die durch das Verfahren der mikrobiologischen/molekularbiologischen Auswertung entstehen (d.h. mit Konzentrationswerten einhergehen, die nicht nachweisbar oder statistisch unsicher sind), wurden bei der grafischen Aufbereitung nicht berücksichtigt.

Bei den Ergebnissen der Resistenzgene mittels qPCR wird ein Befund unterhalb der Nachweisgrenze in den Grafiken als 0 GU/100 mL dargestellt, da die sich die individuellen Nachweisgrenzen sonst nicht gut abbilden lassen. Die individuellen Nachweisgrenzen sind *Tabelle 8.2-1* (Anhang) genannt.

Standort AP1.1: Kombination aus Ozonung, Filtration und UV-Desinfektion

Im Zulauf der Kläranlage Braunschweig konnten die untersuchten ARB im Median in Konzentrationen von 10^5 KBE/100 mL nachgewiesen werden. Durch die konventionelle Abwasserklärung werden diese bereits um 1,9 (3GCR *P. aeruginosa*) bis 2,6 (ESBL-produzierende KEC-Gruppe) Log-Stufen reduziert. In der Pilotierung wurden zwei unterschiedliche Betriebsarten getestet, wobei die jeweils nachgeschalteten Stufen Sandfilter und UV-Desinfektion als zwei Verfahrensketten als $\Delta\text{SAK}_{254} = 34\%$ und $\Delta\text{SAK}_{254} = 47\%$ einzeln in *Abbildung 1.3-30 (A-D)* dargestellt sind.

Im Zulauf der Kläranlage Braunschweig konnten Konzentrationen von ESBL-produzierenden *E. coli* zwischen 10^4 und 10^6 KBE/100 mL nachgewiesen werden (*Abbildung 1.3-30, A*). Die Mediane der anderen untersuchten und dargestellten ARB lagen bei 10^5 KBE/100 mL (*Abbildung 1.3-30, B-D*). Bezogen auf die Mediane konnte für die ARB eine Reduktion zwischen 1,9 Log-Stufen (3GCR-*Pseudomonas* spp.) und 2,1 Log-Stufen (ESBL-produzierende *E. coli*) über die konventionelle Abwasseraufbereitung festgestellt werden, welche in der gleichen Größenordnung wie die der anderen Indikatorparametern liegen. Unabhängig von der Betriebsart der Ozonung, konnte durch die dreistufige Verfahrenskette alle untersuchten ARB vollständig eliminiert werden.

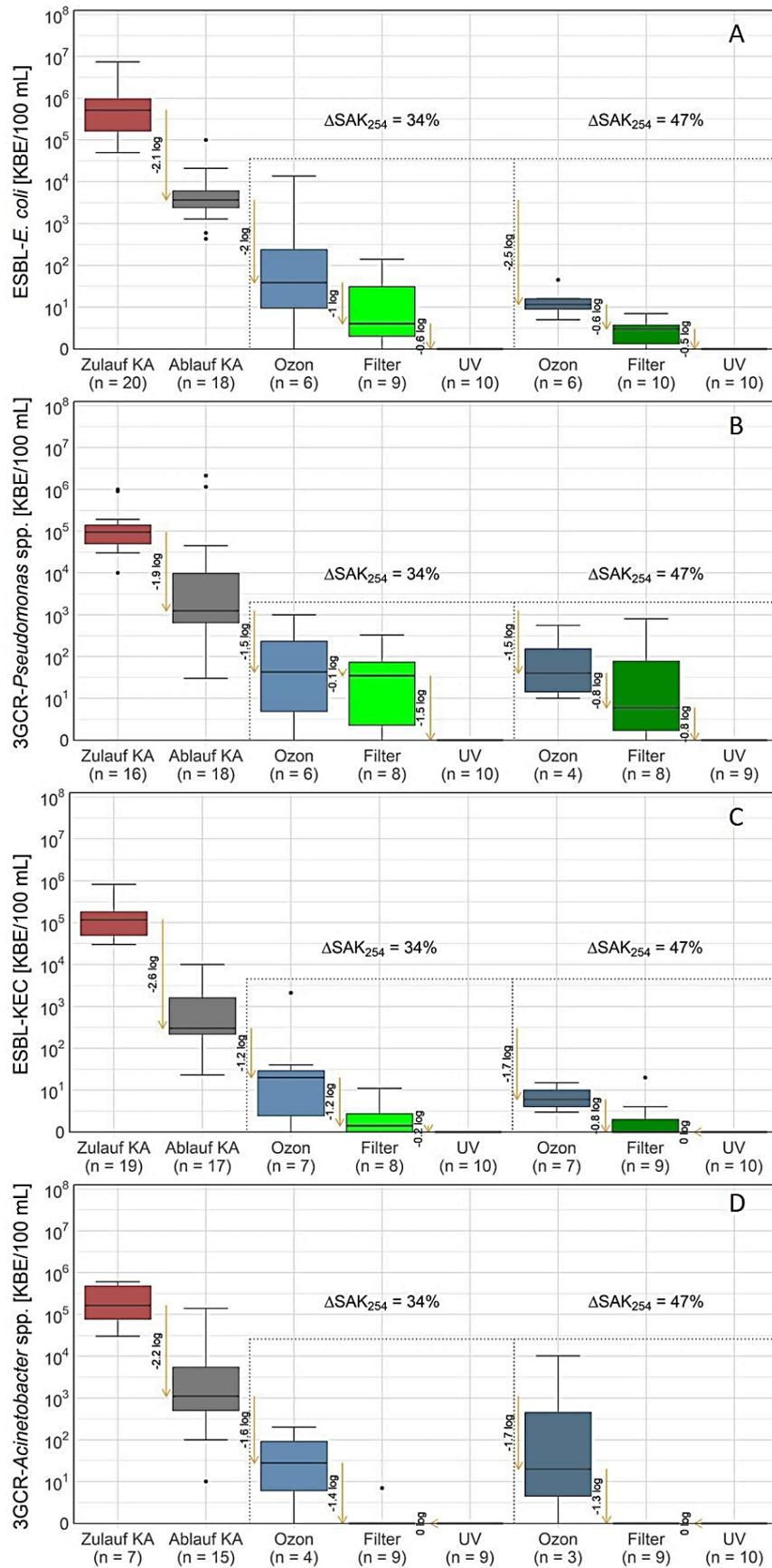


Abbildung 1.3-30: Gemessene Konzentrationen ausgewählter Antibiotika-resistenter Bakterien in der Pilotanlage in Braunschweig (AP1.1 Kombination aus Ozonung, Filtration und UV-Desinfektion).

Alle untersuchten Resistenzgene konnten im Zulauf der Kläranlage Braunschweig nachgewiesen werden (*Abbildung 1.3-31, A-D*). Die höchsten Konzentrationen konnten für das *ermB*-Gen festgestellt werden. Die beiden Resistenzgene *ermB* und *bla_{TEM}* konnten in allen Proben der Verfahrenskombinationen unabhängig von der Ozondosis nachgewiesen werden. Die Gene *ermB* und *bla_{TEM}* konnten in den Versuchen mit hoher Ozondosierung ($\Delta\text{SAK}_{254} = 47\%$) um insgesamt 4,9 bzw. 2,5 Log-Stufen vom Zulauf der Kläranlage bis zum Ablauf der UV-Desinfektion reduziert werden und waren im Ablauf der Verfahrenskette mit Maximalwerten von $1,7 \times 10^5$ GU/100 mL (*ermB*) und $8,1 \times 10^4$ GU/100 mL (*bla_{TEM}*) noch immer nachweisbar. Dies unterstreicht die hohe Abundanz und Persistenz dieser Resistenzgene in der Umwelt. Das Resistenzgen *bla_{NDM-1}* konnte nur im Zulauf der Kläranlage Braunschweig nachgewiesen werden und wurde bereits durch die konventionelle Abwasseraufbereitung bis unterhalb der Nachweisgrenze reduziert (*Abbildung 1.3-31, B*).

Das *mcr-1*-Gen konnte im Zu- und Ablauf der Kläranlage Braunschweig in allen untersuchten Proben nachgewiesen werden. In der Versuchsreihe mit der hohen Ozondosierung ($\Delta\text{SAK}_{254} = 47\%$) lag die Konzentration des Gens im Median bereits unterhalb der Nachweisgrenze, das gleiche gilt für die Proben nach der Filtration. In vereinzelt Proben konnten aber auch wieder Konzentrationen in der Größenordnung des Kläranlagenablaufes gemessen werden. Nur nach der UV-Desinfektion in Kombination mit der hohen Ozondosierung ($\Delta\text{SAK}_{254} = 47\%$) konnte das Gen in keiner der untersuchten Proben mehr nachgewiesen werden (*Abbildung 1.3-31, D*).

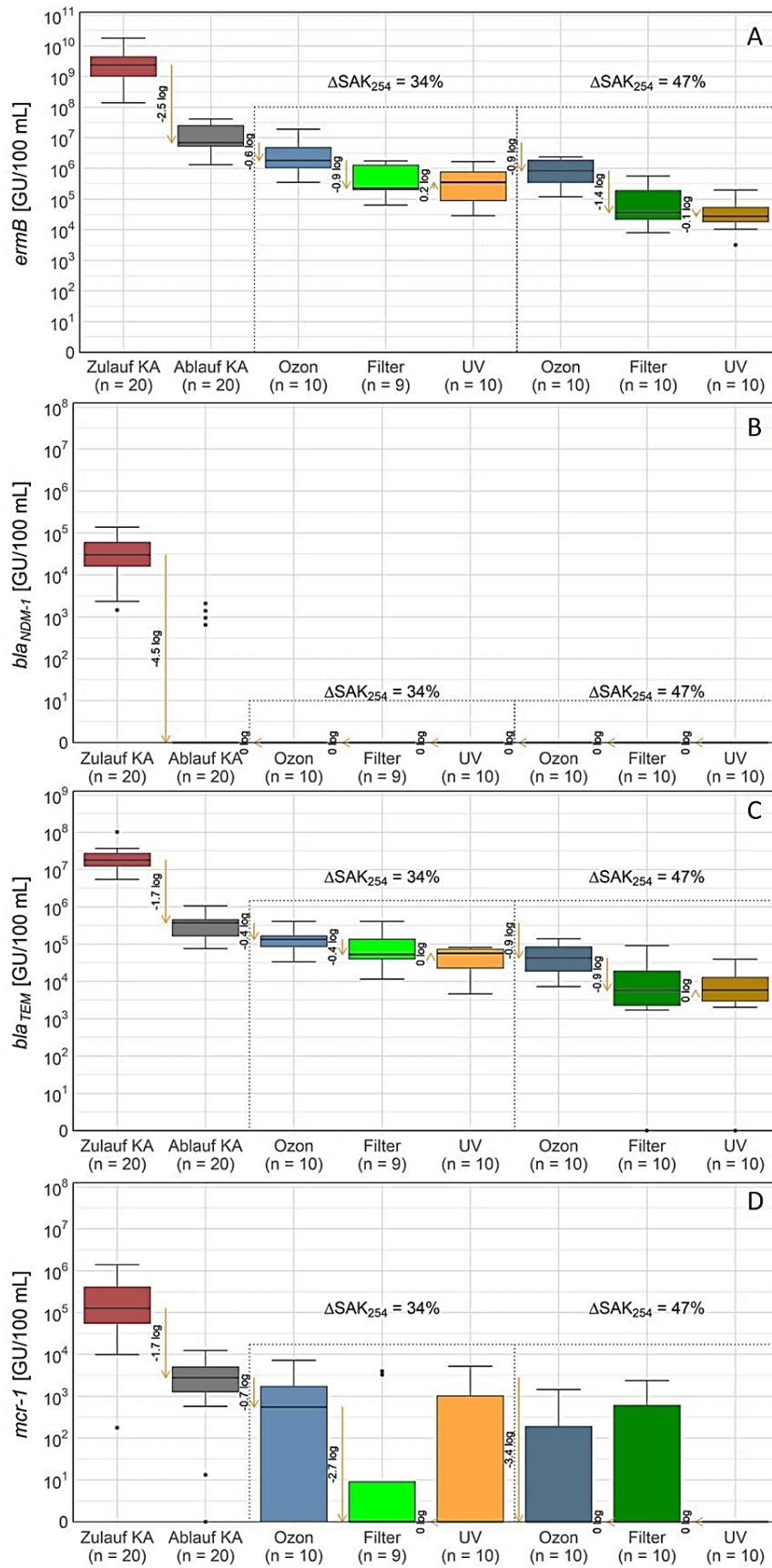


Abbildung 1.3-31: Gemessene Konzentrationen der untersuchten Resistenzgene in der Pilotanlage in Braunschweig (AP1.1 Kombination aus Ozonung, Filtration und UV-Desinfektion).

Standort AP1.2: Kombination aus Retentionsbodenfilter und UV-Desinfektion

Im Zulauf der Kläranlage Rheinbach konnten ESBL-produzierende *E. coli* im Median in einer Konzentrationen $9,0 \times 10^5$ KBE/100mL nachgewiesen werden (Abbildung 1.3-32, A). Der Median für die Gruppe ESBL-produzierende KEC (*Klebsiella* spp., *Enterobacter* spp., *Citrobacter* spp.) lag bei $3,5 \times 10^4$ KBE/100mL (Abbildung 1.3-32, C). Ähnliche Ergebnisse konnten für die Zulauf-Werte der 3GCR-*Pseudomonas* spp., mit einem Median von $2,0 \times 10^4$ KBE/100mL, sowie für die 3GCR-*Acinetobacter* spp., mit einer Konzentration von $3,2 \times 10^4$ KBE/100mL (Abbildung 1.3-32, B und D) erzielt werden. Bei allen vier Parametern ist durch die konventionelle Abwasserbehandlung der Kläranlage eine Reduktion um mindestens 3,5 Log-Stufen ermittelt worden. Die maximale Konzentration der ESBL-produzierenden *E. coli* im Ablauf der Kläranlage lag bei $1,2 \times 10^2$ KBE/100mL und sank nach bei der Passage durch den RBF^{plus} um weitere 1,5 Log Stufen. Die maximalen Konzentrationen der ESBL-produzierenden KEC sowie der 3GCR-*Pseudomonas* spp. lagen bei 21 bzw. 24 KBE/100mL. Bereits im Ablauf der Kläranlage konnten im Median keine 3GCR-*Acinetobacter* spp. nachgewiesen werden. In den Abläufen der nachgeschalteten UV-Anlagen konnten weder ESBL-produzierenden *E. coli*, ESBL-produzierenden KEC (*Klebsiella* spp., *Enterobacter* spp., *Citrobacter* spp.) noch die 3GCR-*Acinetobacter* spp. nachgewiesen werden. Nur die 3GCR-*Pseudomonas* spp. kamen vereinzelt sowohl im Ablauf des RBF^{plus} als auch den Abläufen der beiden UV-Anlagen vor.

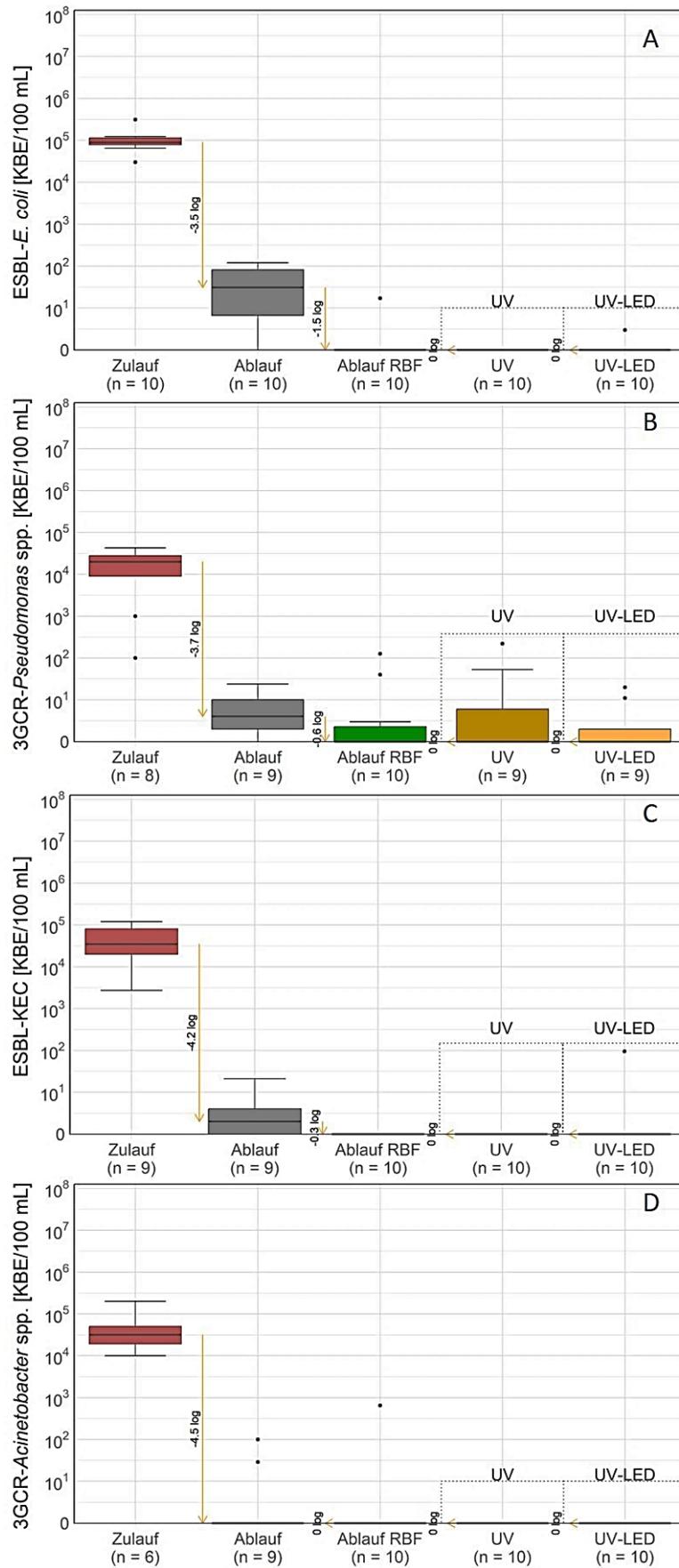


Abbildung 1.3-32: Gemessene Konzentrationen ausgewählter Antibiotika-resistenter Bakterien in der Pilotanlage in Rheinbach (AP1.2 Kombination aus Retentionsbodenfilter und UV-Desinfektion).

Von den untersuchten Resistenzgenen konnten die Gene *ermB* und *bla_{TEM}* in allen Proben der Verfahrenskette nachgewiesen werden, wohingegen die Gene *bla_{NDM-1}* und *mcr-1* jeweils nur im Zulauf der Kläranlage nachgewiesen werden konnten (Abbildung 1.3-33, A-D). Das Gen *ermB* konnte im Kläranlagenzulauf mit der höchsten Konzentration von $3,9 \times 10^9$ GU/100mL nachgewiesen werden und wurde durch die konventionelle Abwasserbehandlung um 4 Log-Stufen reduziert (Abbildung 1.3-33, A). Gleiches gilt für das Gen *bla_{TEM}*, welches mit einer maximalen Konzentration von $1,8 \times 10^7$ GU/100mL im Zulauf nachgewiesen und in der konventionellen Abwasserbehandlung um 2,7 Log-Stufen reduziert wurde. Das *mcr-1* Gen wies im Zulauf der Kläranlage eine Mediankonzentration von $1,8 \times 10^4$ GU/100mL auf und verringerte sich dort um 4,2 Log-Stufen (Abbildung 1.3-33, D). *bla_{NDM-1}* wurde hingegen nur vereinzelt im Kläranlagenzulauf nachgewiesen. Die Mediane der Gene *ermB* und *bla_{TEM}* unterscheiden sich im weiteren Verlauf der Verfahrenskette jeweils um ca. eine Log-Stufe. So konnte beide Gene im Ablauf der Kläranlage mit einer Mediankonzentration von $1,0 \times 10^5$ GU/100mL (*ermB*) bzw. $1,2 \times 10^4$ GU/100mL nachgewiesen werden. Sowohl im Ablauf mit Retentionsbodenfilter als auch in der nachgeschalteten UV/UV-LED Desinfektion konnten *ermB*-Gene mit einer Konzentration im Median von $7,3 \times 10^3$ bzw. $5,1 \times 10^3$ GU/100mL nachgewiesen werden. Das *bla_{TEM}*-Gen wies dort jeweils eine mediane Konzentration von $4,4 \times 10^3$ bzw. $4,4 \times 10^3$ GU/100mL bzw. auf.

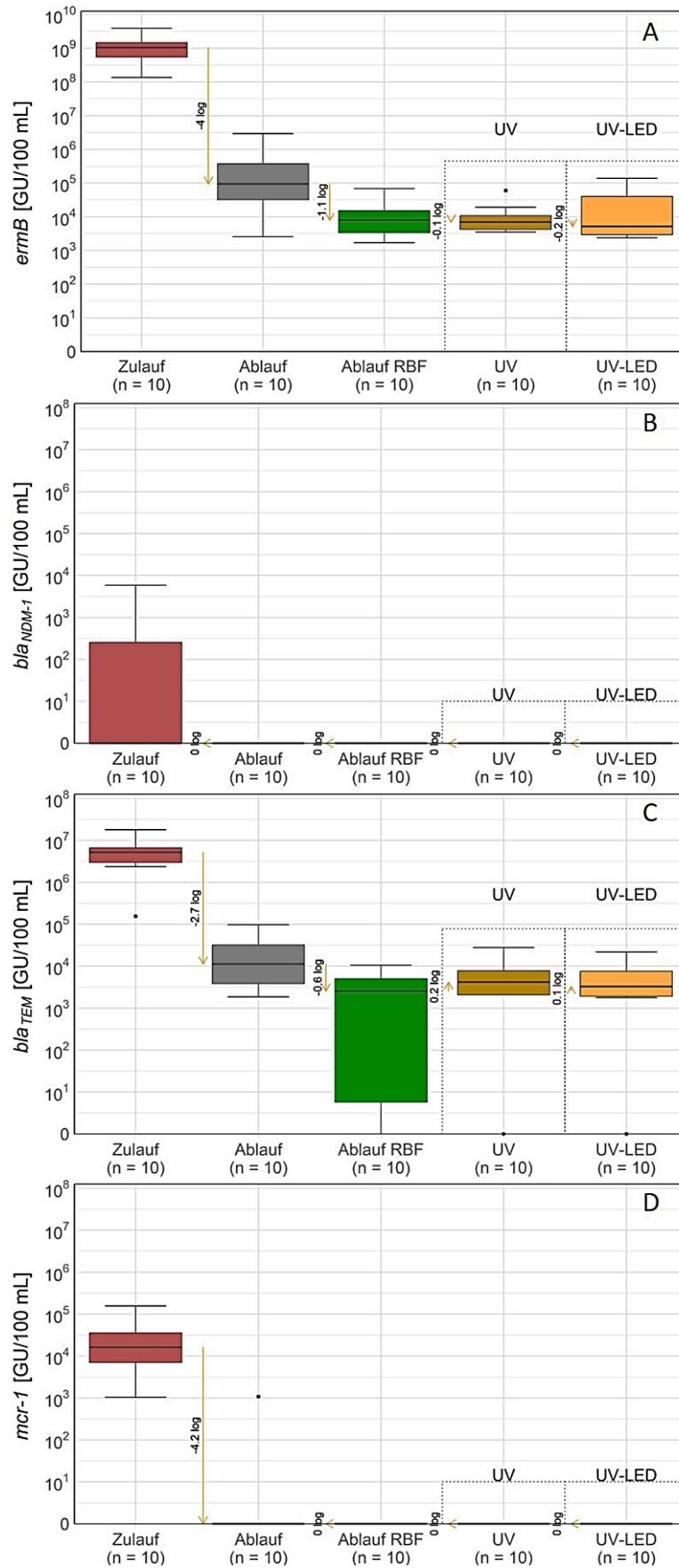


Abbildung 1.3-33: Gemessene Konzentrationen der untersuchten Resistenzgene in der Pilotanlage in Rheinbach (AP1.2 Kombination aus Retentionsbodenfilter und UV-Desinfektion).

Standort AP1.3: Kombination aus Adsorption und Membranfiltration

Im Zulauf der Halbtechnischen Versuchsanlage (HtK) konnten ESBL-produzierende *E. coli* und 3GCR-*Pseudomonas* spp. in Konzentrationen von $1,0 \times 10^5$ bzw. $8,0 \times 10^4$ KBE/100mL (Median) nachgewiesen werden (*Abbildung 1.3-34*, A-B). Mit der Passage durch die Referenzstraße konnten die ARB im Median um 1,6 (ESBL-produzierende *E. coli*) bis 2,7 (3GCR-*Pseudomonas* spp.) Log-Stufen reduziert werden. Die Reduktionen sind über die Straßen Ablauf HtK 1 und Ablauf HtK 2 vergleichbar. Ähnlich wie für die Indikatorparameter gezeigt, macht es auch für die Reduktion der untersuchten ARB keinen Unterschied, ob die HtK im Inline oder dem Ulmer Verfahren betrieben wird (Kapitel 1.1.4). Im Ablauf der UVs, beider Straßen konnte keine der untersuchten Antibiotika-resistenten Bakterien nachgewiesen werden.

Bei den Angaben zur verwendeten Anzahl an Proben in der *Abbildung 1.3-34* für die Parameter 3GCR-*Pseudomonas* spp. (B) und 3GCR-*Acinetobacter* spp. (D) zeigt sich, wie schwer dieser Parameter in den unterschiedlichen Wassermatrizes mit dem verwendeten Kulturverfahren zu quantifizieren war.

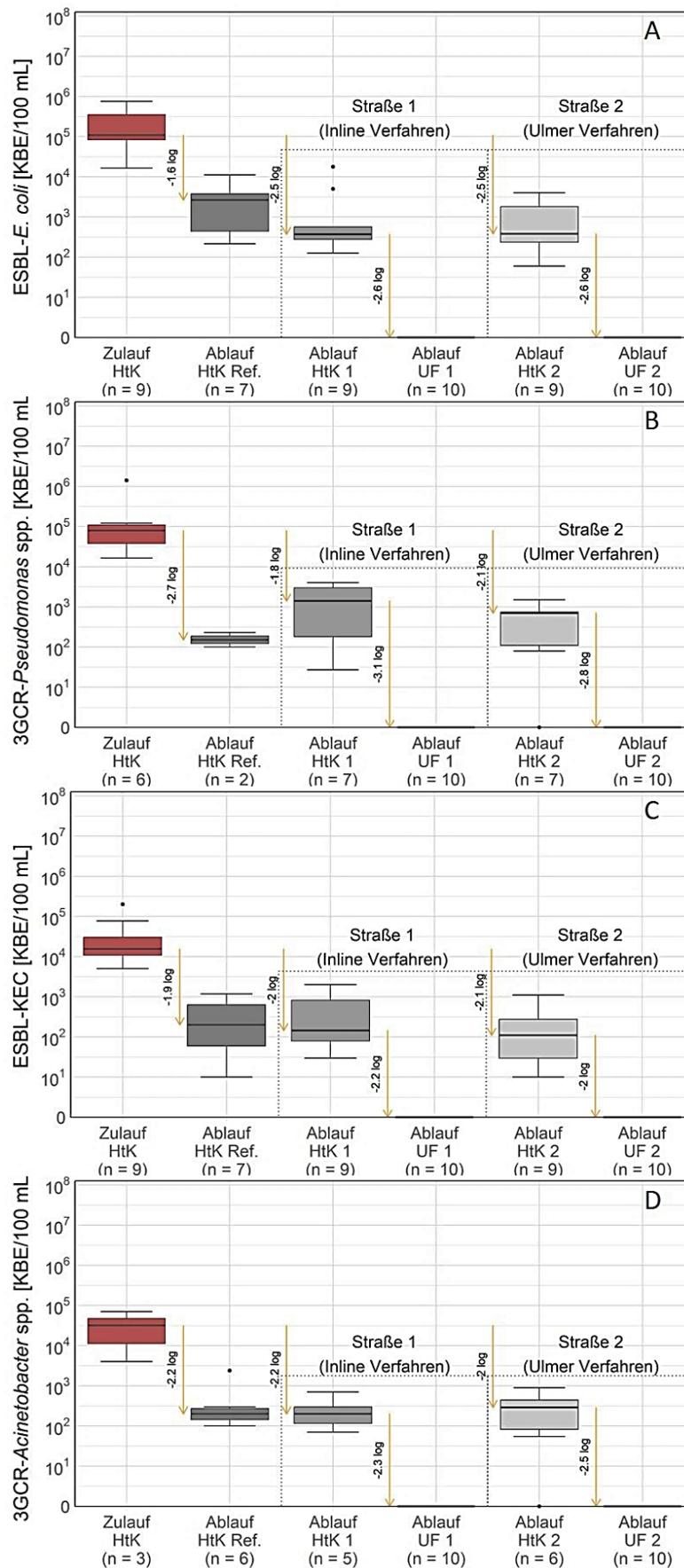


Abbildung 1.3-34: Gemessene Konzentrationen ausgewählter Antibiotika-resistenter Bakterien in der Halbtechnischen Versuchsanlage in Neuss (AP1.3 Kombination aus Adsorption und Membranfiltration).

Alle untersuchten Resistenzgene konnten im Zulauf der HtK nachgewiesen werden, wobei die höchste Konzentration für das *ermB*-Gen festgestellt werden konnte (*Abbildung 1.3-35, A-D*). Die beiden Resistenzgene *ermB* und *bla_{TEM}* konnten in allen Proben der Verfahrensketten, auch in den Abläufen der UF-Anlagen und unabhängig von der Anwendung des Inline oder Ulmer Verfahrens, nachgewiesen werden.

Die Gene *bla_{NDM-1}* und *mcr-1* sind, wie erwartet, im Zulauf in geringeren Konzentrationen nachgewiesen worden. Das Gen *bla_{NDM-1}* konnte im Median bereits in den Abläufen beider Straßen nicht mehr nachgewiesen werden, wobei im Ablauf der Referenzstraße in einigen Proben noch ein Nachweis erfolgen konnte, was einen Einfluss der Aktivkohle in den Straßen 1 und 2 zeigen könnte. Für das Gen *mcr-1* konnte gezeigt werden, dass sich dieses mit der Passage durch die Referenzstraße und der Straße 1 um 2,1 Log-Stufen reduzieren ließ. In der Straße 2 (Ulmer Verfahren) betrug die Abnahme sogar 5 Log-Stufen. Diese unterschiedlichen Reduktionsmuster bei den Resistenzgenen könnten auf spezifische Wechselwirkungen zwischen den Genen und der Aktivkohle hindeuten, möglicherweise bedingt durch unterschiedliche Adsorptionseigenschaften oder Einflüsse auf die bakterielle Gemeinschaft. Allerdings ist aufgrund der Komplexität der Abwassermatrix nicht auszuschließen, dass einige der beobachteten Effekte auch zufälliger Natur sein könnten. Weitere Untersuchungen wären erforderlich, um die zugrundeliegenden Mechanismen vollständig zu verstehen und die Reproduzierbarkeit der Ergebnisse zu bestätigen.

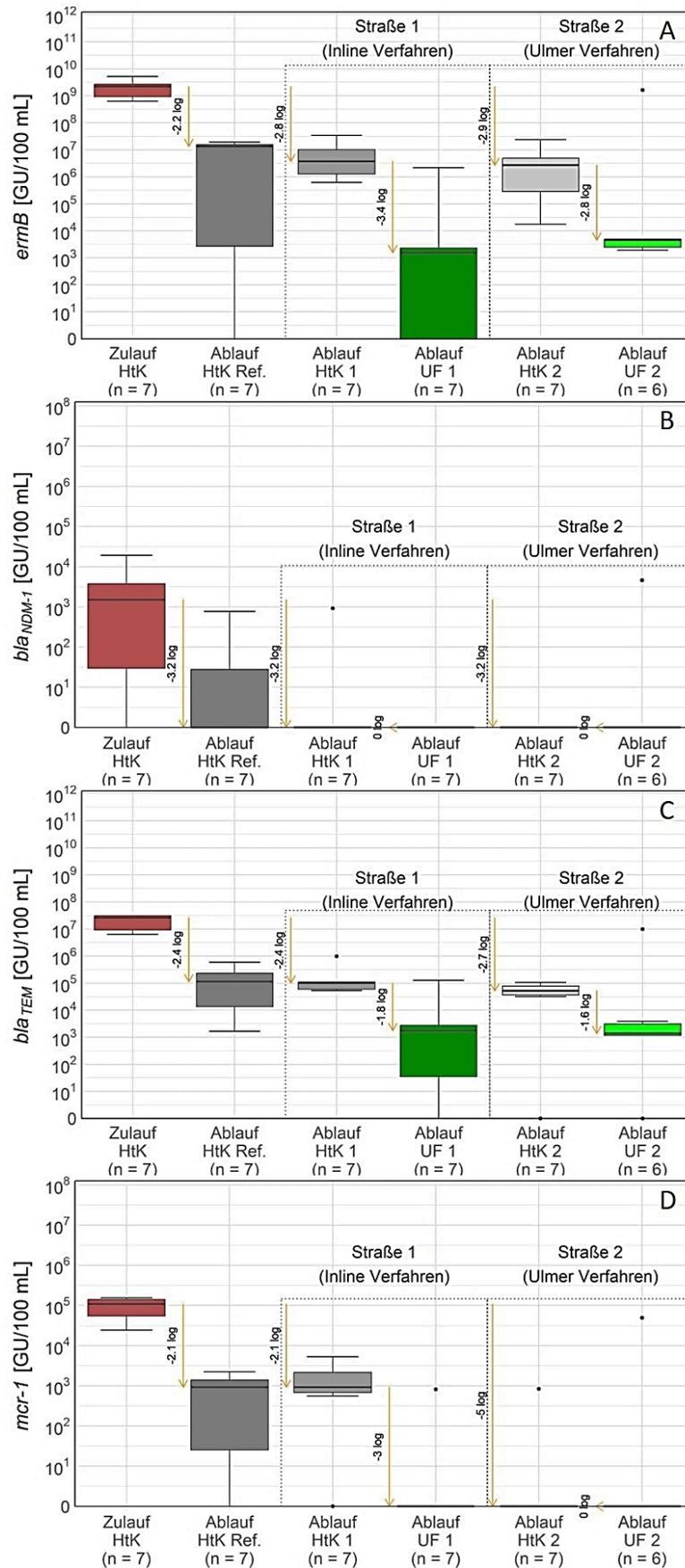


Abbildung 1.3-35: Gemessene Konzentrationen der untersuchten Resistenzgene in der Halbtechnischen Versuchsanlage in Neuss (AP1.3 Kombination aus Adsorption und Membranfiltration).

Standort AP1.4: Desinfektion mittels Elektrochlorung nach naturnaher Reinigung

Im Zulauf der Pflanzenkläranlage konnten alle untersuchten ARB nachgewiesen werden, welche bereits durch die Pflanzenkläranlage um 4,3 (3GCR-*Acinetobacter* spp.) bis 5,3 (ESBL-produzierende *E. coli*) Log-Stufen reduziert wurden (*Abbildung 1.3-36, A-D*). Diese hohe Reduktionsleistung zeigte sich bereits bei den Indikatorparametern (Siehe Kapitel 1.3.3). Nach der Elektrochlorung konnten nur noch in je 2 von 10 Proben ESBL-produzierende *E. coli* bzw. ESBL-produzierende KEC nachgewiesen werden.

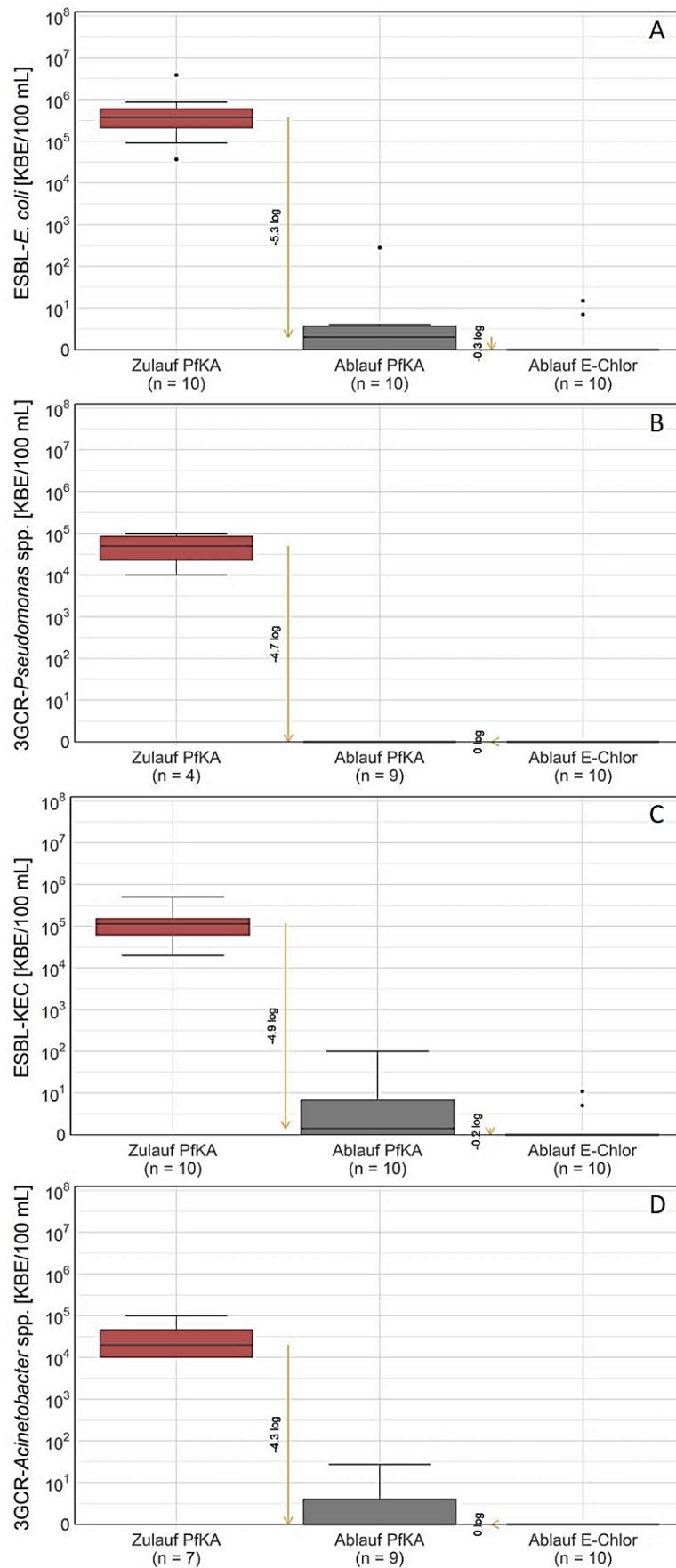


Abbildung 1.3-36: Gemessene Konzentrationen ausgewählter Antibiotika-resistenter Bakterien in der Pilotanlage auf der Kläranlage Aachen-Soers (AP1.4 Desinfektion mittels Elektrochlorung nach naturnaher Reinigung).

Von den untersuchten Resistenzgenen konnten die Gene *ermB* und *bla_{TEM}* in allen Proben der Pilotanlage in Aachen-Soers nachgewiesen werden, wohingegen das Gen *mcr-1* nur im Zulauf der Pflanzenkläranlage nachgewiesen wurde (Abbildung 1.3-37, A, C, D). Bezogen auf die Mediane, konnte die größte Reduktion über die Passage der Pflanzenkläranlage für das Gen *bla_{NDM-1}* festgestellt werden (Abbildung 1.3-37, B). Die große Streuung in dem Boxplot der Daten des Gens *bla_{NDM-1}* ist durch die Darstellung der Nachweisgrenze als „0 GU/100mL“ begründet (Tabelle 8.2-1). Die meisten Werte an dieser Probenahmestelle lagen unterhalb der Nachweisgrenze von x GU/100mL. Die Gene *ermB* und *bla_{TEM}* konnten auch im Ablauf der Elektrochlorung noch nachgewiesen, während die Gene *bla_{NDM-1}* und *mcr-1* im Ablauf nicht mehr nachweisbar waren.

Zwischenfazit

Die untersuchten Antibiotika-resistenten Bakterien können in allen Verfahren mit wenigen Ausnahmen vollständig eliminiert werden. Bei positiven Befunden konnten diese meist auf technische Störungen zurückgeführt werden. Für die untersuchten Resistenzgene lässt sich zusammenfassen, dass die Resistenzgene die als persistent und bereits weit verbreitet ausgewählt wurden (*ermB* und *bla_{TEM}*) über alle Versuchsanlagen bis zur letzten Verfahrensstufe nachweisbar blieben, während die Gene *mcr-1* und *bla_{NDM-1}* i.d.R. bereits nach den ersten Verfahrensstufen nachgewiesen werden konnten und sehr selten als Ausreißer im Ablauf der Verfahrensketten in AP1.3 und AP1.4. Eine Risikoabschätzung bei dem Vorhandensein der untersuchten Resistenzgene im Ablauf der Verfahrensketten ist schwierig, da über die angewandte Methode nicht festgestellt werden kann in welchen Bakterienspezies die Resistenzgene enthalten waren, somit können diese auch in apathogenen Vertretern enthalten sein.

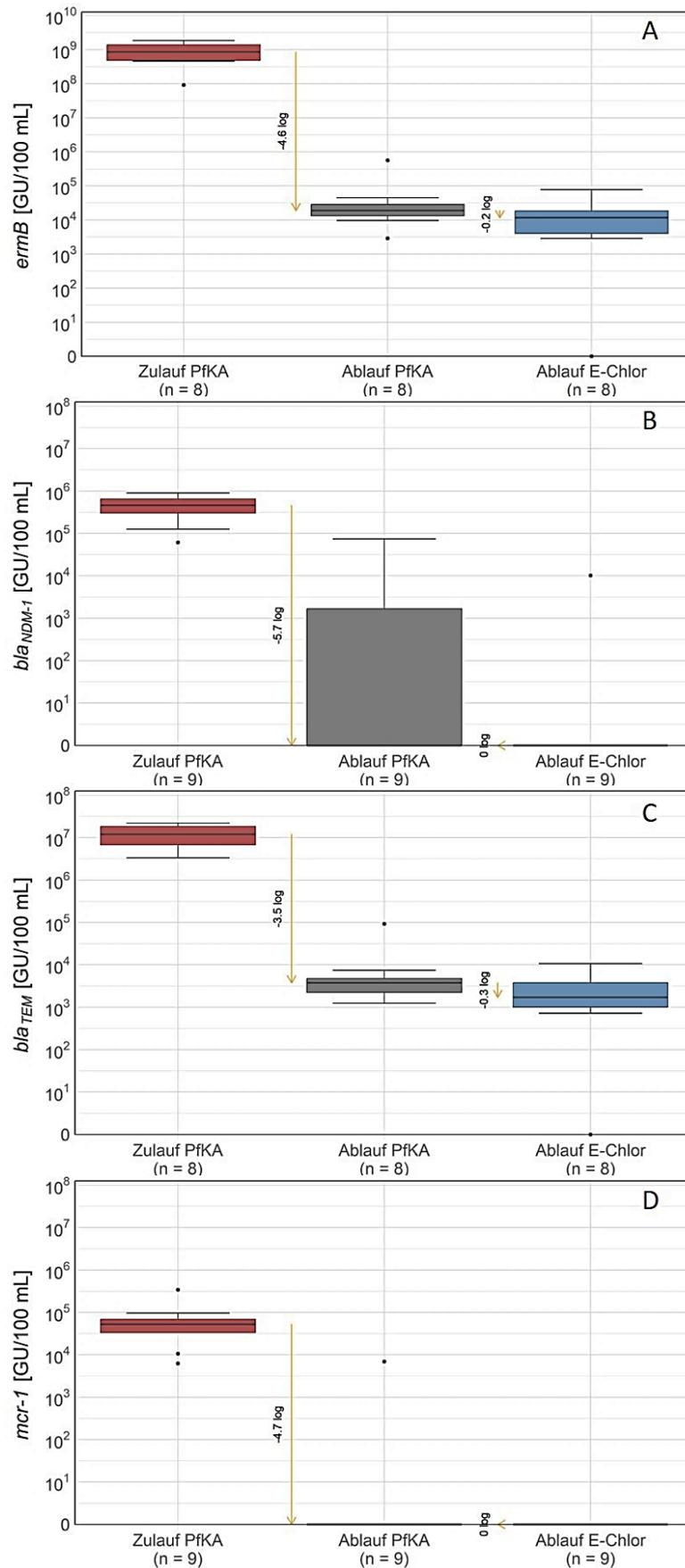


Abbildung 1.3-37: Gemessene Konzentrationen der untersuchten Resistenzgene in der Pilotanlage auf der Kläranlage Aachen-Soers (AP1.4 Desinfektion mittels Elektrochlorung nach naturnaher Reinigung).

1.3.6 Integrierte Bewertung des Wiederverkeimungspotentials (AP 3.2.3)

Die zeitliche und räumliche Verfügbarkeit von behandeltem Abwasser zu landwirtschaftlichen Bewässerungszwecken stimmt nicht immer mit dem landwirtschaftlichen Wasserbedarf überein. Die Zwischenspeicherung von aufbereitetem Abwasser bietet eine Möglichkeit, saisonale und tageszeitliche Schwankungen im Bewässerungsbedarf auszugleichen und eine kontinuierliche Wasserversorgung für die Landwirtschaft sicherzustellen. Die Speicherung bietet zudem Flexibilität bei der Verteilung des Wassers und optimiert das Wassermanagement auf landwirtschaftlichen Flächen. In diesem Zusammenhang bleibt die Sicherstellung der hygienischen Unbedenklichkeit des aufbereiteten Wassers von entscheidender Bedeutung, insbesondere während und nach der Lagerung, die in Abhängigkeit der Bewässerungsanforderungen von einigen Stunden bis zu mehreren Tagen oder sogar länger variieren kann.

Eine zentrale Herausforderung in der Wasserwiederverwendung ist die Bewertung des Einflusses der Lagerung auf das Mikrobiom des aufbereiteten Wassers. Die Forschung zur „Wiederverkeimung“, die ursprünglich aus der Trinkwasserforschung stammt, beschäftigt sich mit der Fähigkeit von Mikroorganismen, sich unter günstigen Bedingungen erneut zu vermehren, nachdem diese gehemmt oder in ihrer Anzahl reduziert wurden. Die mikrobiellen Veränderungen im aufbereiteten Wasser werden nicht nur durch die Lagerungsdauer, sondern auch durch eine Vielzahl von abiotischen und biotischen Faktoren beeinflusst. Dazu zählen Nährstoffe, Temperatur, pH-Wert, Protozoen sowie der Einsatz von Bioziden. Diese Faktoren sind sowohl mit den Eigenschaften des Wassers als auch mit den angewandten Aufbereitungsverfahren (Blair et al. 2024) und den spezifischen Lagerungsbedingungen verknüpft.

Veränderungen im Mikrobiom können Probleme wie Biofouling in Transport- und Bewässerungsleitungen, mikrobiell induzierte Korrosion, Veränderung der chemischen Wasserqualität, störende Geruchsbildung, Produktion toxischer Metabolite und letztlich auch potenzielle Gesundheitsrisiken durch den Aufwuchs von Krankheitserregern hervorrufen. Eine weitere Problematik fokussiert sich auf das bakterielle Resistenzpotenzial. Konkret stellt sich die Frage, ob Bakterien während der Lagerung ihr Resistom durch horizontalen Gentransfer insgesamt erweitern können. Veränderungen im Mikrobiom können jedoch auch positiv wirken, indem ökologische Prozesse zur Biostabilisierung des Wassers beitragen. Dies könnte dazu führen, dass die Lagerung die Wasserqualität langfristig verbessert, anstatt sie zu beeinträchtigen. Eine stabile, nicht-pathogene Gemeinschaft könnte somit das Wiederverkeimungspotential von Pathogenen verringern (Becerra-Castro et al. 2016).

Besonders besorgniserregend ist der Anstieg der globalen Durchschnittstemperaturen, der zu höheren Temperaturen des aufbereiteten Wassers führt. Diese Temperaturerhöhung könnte in der Zukunft eine verstärkte mikrobielle Aktivität erwarten lassen und damit ein erhöhtes Risiko für eine Wiederverkeimung darstellen.

Obwohl die aktuelle EU VO 2020/741 zur Wasserwiederverwendung die Speicherung von wiederverwendetem Wasser im Rahmen von Risikomanagementplänen behandelt, fehlen spezifische mikrobiologische Zielwerte bzw. werden keine explizit abweichend von den Mindestanforderungen für die landwirtschaftliche Bewässerung genannt. Ziel des Arbeitspaketes war es daher zu untersuchen, ob (1) eine Wiederverkeimung des mit den FlexTreat Verfahrenskombinationen aus AP1 aufbereiteten Wassers zu beobachten ist und ob (2) die Wiederverkeimung abhängig von der Umgebungstemperatur ist.

Im BMBF WavE Projekt „MultiReuse“ (2016-2019) wurde gezeigt, dass die mikrobiologische Behandlungsleistung einer Anlage nicht vollständig mit klassischen Kulturverfahren nachgewiesen werden kann, da diese nur einen Bruchteil der im Wasser vorhandenen Mikroorganismen erfassen. Daher wurde in MultiReuse das Verfahren der Gesamt- und Intaktzellzahlbestimmung mittels DFZ, zur unspezifischen Erfassung der Bakterienanzahl genutzt. Das MultiReuse Projektkonsortium stellte fest, dass die Bestimmung der Gesamtzellzahl (GZZ) bzw. Intaktzellzahl (IZZ) mittels DFZ eine schnelle Bewertungsmethode für das Wiederverkeimungspotential einer Aufbereitungsanlage darstellt, um bakterielle Populationsdynamiken quantitativ zu verfolgen. Das unspezifische Analysemuster der Durchflusszytometrie wurde im FlexTreat-Projekt im Rahmen der Wiederverkeimungsuntersuchungen um die Analytik von ausgewählten ARB, ARG und Indikatororganismen ergänzt.

Methodik

Die Probenahmen wurden mit den Anlagenverantwortlichen terminiert und stets durch Mitarbeitende des IHPH durchgeführt.

(1) Bestimmung der Wiederverkeimung

Probenahme:

Zur Bestimmung des Wiederverkeimungspotentials wurden an den Standorten Braunschweig, Rheinbach und Neuss drei Probenahmekampagnen durchgeführt. In Neuss wurde eine zusätzliche Probenahme nach der Nachrüstung des UF-Ablaufs mit einer UV-Desinfektionsanlage durchgeführt. In Aachen wurden fünf Probenahmeveruche unternommen, wobei aufgrund technischer Schwierigkeiten nur eine Probe ausgewertet werden konnte. Anstelle der üblichen 24h-Mischproben wurden nur Stichproben entnommen. Diese unmittelbare Probenahme ermöglicht es, den Ausgangszustand der Probe ohne zeitlichen Versatz zu erfassen, wodurch potenzielle Wiederverkeimungseffekte präziser identifiziert werden können. Die durchschnittlichen Transportzeiten bis zur Laboranalytik in Bonn betragen etwa 1h (Rheinbach), 2h (Neuss und Aachen) sowie 4h (Braunschweig).

Die Probenahmen in Braunschweig (AP 1.1) und Rheinbach (AP 1.2) erfolgten im Ablauf der jeweiligen UV-Anlagen an einem „Dauerläufer“. Die Probenahme am Untersuchungsstandort Neuss (AP 1.3) erfolgte an abflammbaren Probenahmeventilen hinter den Ultrafiltrationsanlagen beider parallel operierten Straßen. Hierzu wurden die verbauten Probenahmeventile abgeflammt, 1 Liter des Wassers wurde zum Spülen der Ventile verworfen und die Probe entnommen. Die Probenahme in Aachen (AP 1.4) erfolgte an einem abflammbaren Probenahmeventil hinter der Elektro-Chlorung. Auch hier wurde das Ventil abgeflammt, 1 Liter des Wassers wurde zum Spülen des Ventils verworfen und die Probe entnommen. Alle Proben wurden in gemuffelten (mind. 5 h, 500 °C) 3,5 L Laborflaschen abgefüllt und sofort nach der Probenahme in das Untersuchungslabor transportiert. Die Flaschen wurden so befüllt, dass ca. 30% des Kopfvolumens der Flasche unbefüllt verblieben. Die Proben wurden sofort nach Ankunft im Labor verarbeitet, indem das zu analysierende Volumen steril aus der Probenahmeflasche entnommen wurde (T_0). Die Abwasserlagerung wurde wie folgt simuliert: Das verbleibende Probenvolumen wurde in den Flaschen mit nicht vollständig verschlossenem Schraubdeckel in einem Inkubator bei 22 °C gelagert. Alle Proben wurden nach 3 (T_3) und 7 Tagen (T_7) erneut analysiert. Die Proben aus Rheinbach und Aachen wurden nach 14 Tagen (T_{14}) erneut analysiert. Die Proben aus Braunschweig und Neuss wurden nach 15 Tagen (T_{15}) erneut analysiert.

Untersuchungsspektrum:

Für die Untersuchung des Wiederverkeimungspotentials wurde die Gesamtbreite der kulturellen und molekularbiologischen Parameter bestimmt. Dies umfasst Indikatororganismen (*E. coli*, intestinale Enterokokken und *C. perfringens* Sporen, somatische Coliphagen), ARBs (ESBL-produzierende *E. coli* und KEC, 3GCR *Pseudomonas* spp. und *Acinetobacter* spp.), ARGs (*mcr-1*, *bla_{TEM}*, *bla_{NDM-1}*, *ermB*) und die 16S rRNA Konzentration. Zusätzlich wurde im Rahmen des Wiederverkeimungspotentials sowohl die GZZ als auch IZZ der Bakterien bestimmt. Die Proben wurden stets in technischen Triplikaten analysiert. Hierzu wurde ein auf Abwasser adaptiertes Verfahren nach Hammes *et al.* (2007) verwendet (Hammes *et al.* 2008).

(2) Temperatureinfluss auf Wiederverkeimung

Probenahme:

Für die Bestimmung des Einflusses der Temperatur auf die Wiederverkeimung wurde das aufbereitete Abwasser der Standorte Rheinbach (AP 1.2) sowie Braunschweig (AP 1.1) untersucht.

Die Proben wurden analog zu (1) entnommen. Hierzu wurden alle Proben in gemuffelten (mind. 5 h, 500 °C) 50 mL Laborflaschen abgefüllt und sofort nach Probenahme in das Labor transportiert. Die Flaschen wurden so befüllt, dass ca. 50% des Kopfvolumens der Flasche unbefüllt verblieb. In der Pilotanlage von AP 1.1 wurden Proben nach der UV-Anlage (SAK₂₅₄= 47 %) entnommen.

Untersuchungsspektrum:

Für die Bestimmung des Einflusses der Temperatur auf die Wiederverkeimung wurde nur das Verfahren der Durchflusszytometrie zur Ermittlung der GZZ und IZZ verwendet und das aufbereitete Abwasser der Standorte Rheinbach (AP 1.2) sowie Braunschweig (AP 1.1) im Rahmen dieser Fragestellung untersucht. Es wurden vier Inkubationstemperaturen (10 – 22 – 30 – 36 °C) getestet, wobei die Untersuchungszeitpunkte aus (1) übernommen wurden. Für die Messung wurden stets technische Quadruplikate herangezogen.

Erzielte Ergebnisse:

(1) Bestimmung der Wiederverkeimung

Indikatororganismen:

Die Resultate der Untersuchungen zu den Indikatororganismen sind in Abbildung 1.3-38 für alle Standorte zusammenfassend dargestellt. Die Analyse ergab, dass in keiner der untersuchten Anlagen eine Vermehrung von *E. coli* oder intestinalen Enterokokken nachgewiesen werden konnte. Vielmehr wurde eine tendenzielle Abnahme dieser Mikroorganismen über die Lagerungsdauer beobachtet, sofern sie zu Beginn der Untersuchung (Tag 0) detektierbar waren. Analoge Ergebnisse zeigten sich bei den somatischen Coliphagen, die ebenfalls eine abnehmende Tendenz aufwiesen und in keinem Fall eine Vermehrung zeigten. Im Falle von AP 1.3 zeichnet sich in beiden Anlagenstraßen eine Persistenz der somatischen Coliphagen ab. Zum Vergleich sind die Ergebnisse der F-spezifischen Coliphagen für diese Anlage in Abbildung 1.3-39 dargestellt. Beide Anlagenstraßen zeigen einen ähnlichen Trend: Während der Lagerung fielen die Konzentrationen der F-spez. Coliphagen bis Tag 15 unter die Nachweisgrenze, wohingegen die som. Coliphagen eine höhere Persistenz zeigten. Hervorzuheben ist die teilweise sehr hohe Streuung der Ergebnisse, wie die großen Standardabweichungen zeigen.

Dass som. und F-spez. Coliphagen sich eher nicht außerhalb des Darmes multiplizieren, wurde in Arbeiten von Jofre et al. (2016) und Woody und Cliver (1997) gründlich dargestellt (Jofre et al. 2016; Woody and Cliver 1997). Außerdem legt die einschlägige Literatur (Alcalde et al. 2003) nahe, dass die Persistenz von Coliphagen im Abwasser stark von der Umgebungstemperatur beeinflusst wird, wobei bei niedrigeren Temperaturen eine längere Persistenz und bei höheren Temperaturen (36 °C) ein rascherer Abbau beobachtet wird. Dieselbe Studie ist in Übereinstimmung mit unseren Ergebnissen, welche zeigen, dass F-spez. Coliphagen bei 22°C schneller abgebaut werden als somatische Coliphagen und diese daher besser als Indikatoren für Viren während der Lagerung geeignet sein könnten als F-spezifische Coliphagen. Es wird empfohlen, die Datengrundlage durch weiterführende Untersuchungen zu erweitern, um diese Beobachtungen zu untermauern.

Im Falle von *C. perfringens* Sporen konnte lediglich in AP 1.1 eine Persistenz über die Lagerungsdauer gezeigt werden. Dies ist für Clostridien Sporen als sehr umweltresistente Strukturen entsprechend den Erwartungen (Talukdar et al. 2015). Gleichzeitig deutet aber auch das Fehlen einer Wiederverkeimung darauf hin, dass keine Faktoren im Wasser eine Germination der Sporen und Vermehrung der vorhandenen *C. perfringens* Bakterien begünstigen.

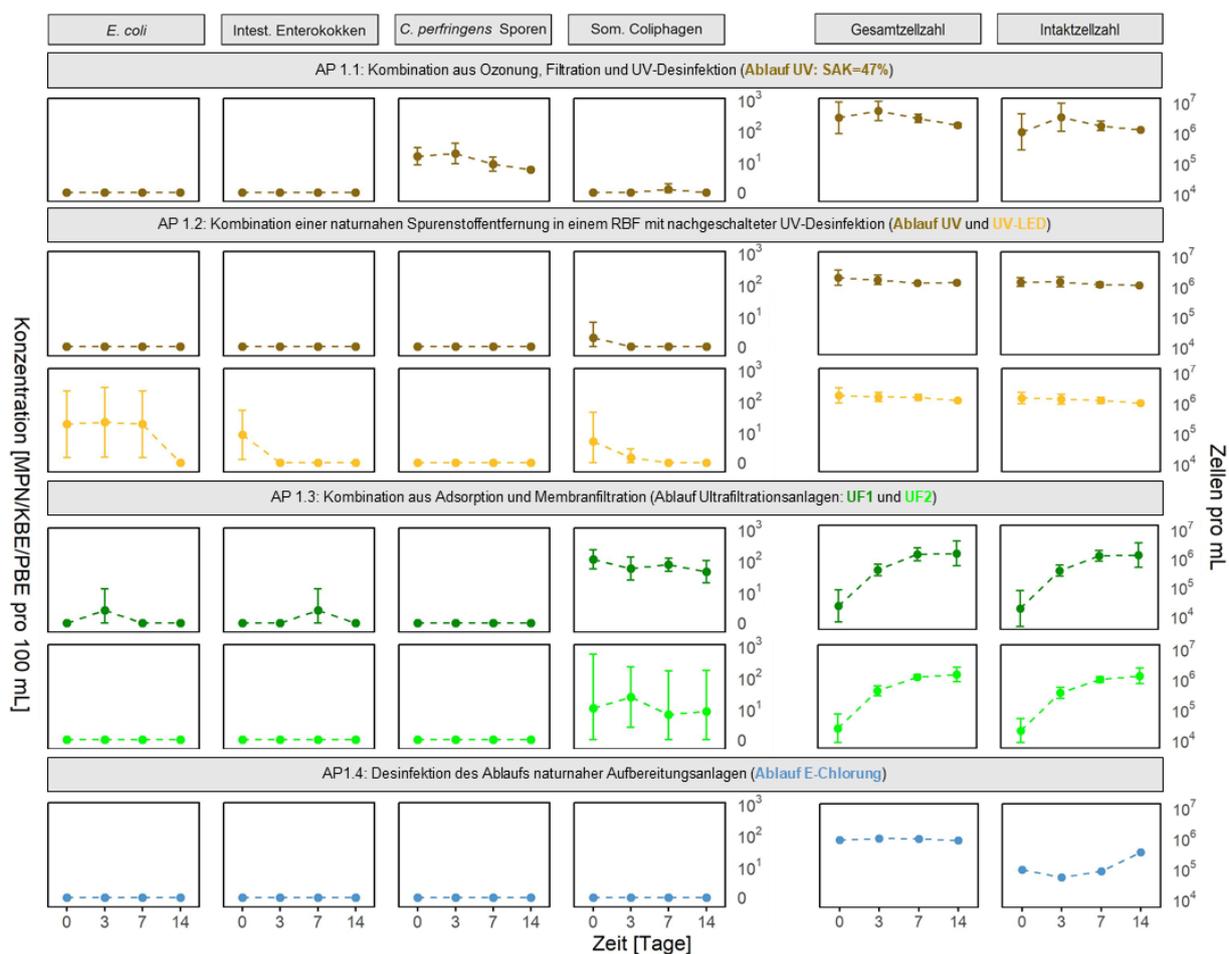


Abbildung 1.3-38: Links: Konzentration der Indikatororganismen *E. coli*, intestinalen Enterokokken, *C. perfringens* Sporen und somatischen Coliphagen und rechts: Gesamt- und Intaktzellzahl im zeitlichen Verlauf (0, 3, 7, 14 bzw. 15 Ta-ge) der Lagerung. Messung von tech. Quadruplikaten in der DFZ. Dargestellt als Mittelwerte mit Standardabweichung

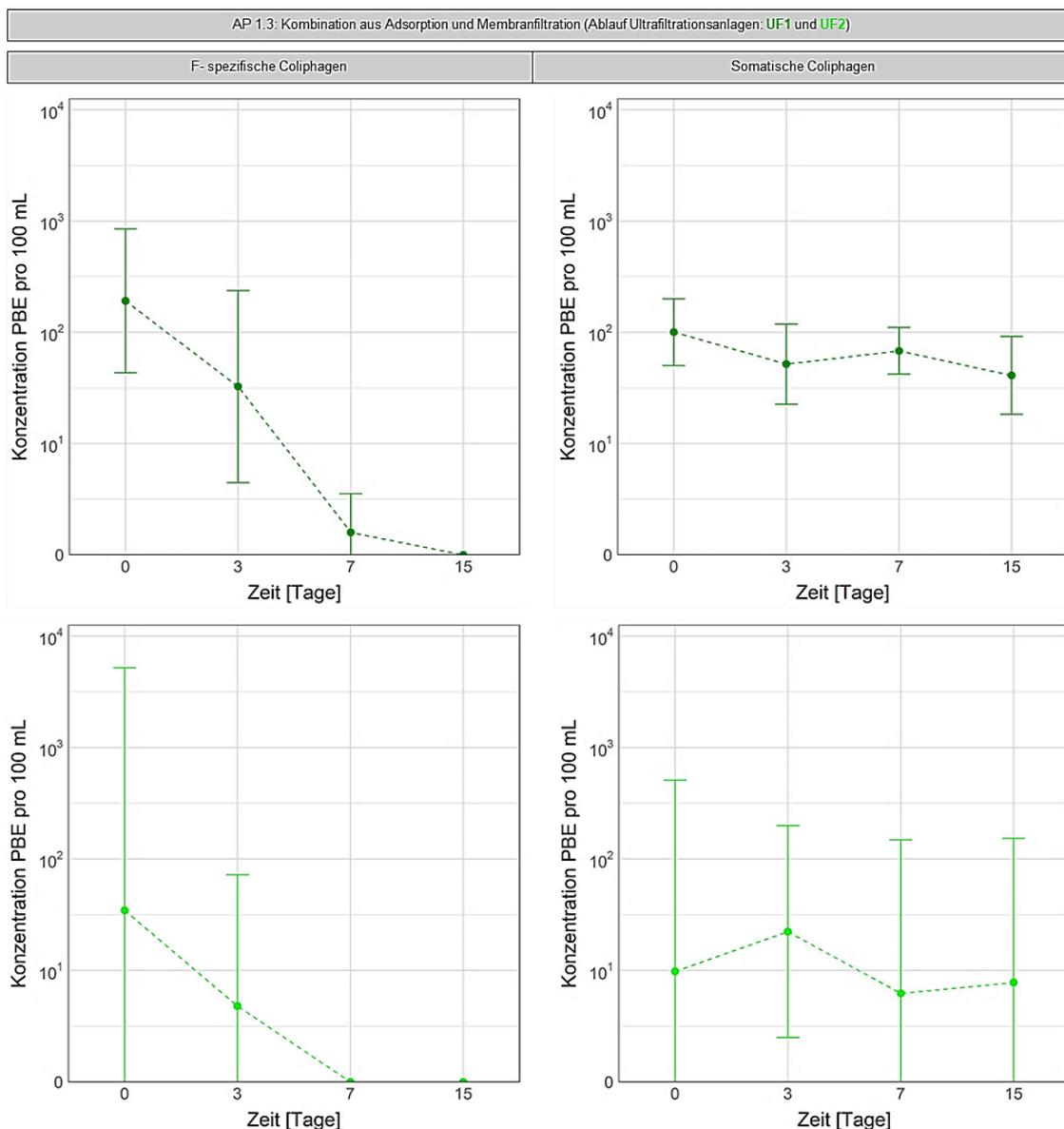


Abbildung 1.3-39 F- spezifische (links) und somatische Coliphagen (rechts) Konzentrationen in Plaques bildenden Einheiten pro 100 mL in Straße 1 (oben, dunkel-grün) und Straße 2 (unten, hell-grün)

DFZ: Ergebnisse aus den durchflusszytometrischen Messungen der GZZ und IZZ sind ebenfalls in Abbildung 1.3-38 dargestellt. In AP 1.1 zeigte die DFZ-Messung nach 3 Tagen eine leichte Erhöhung der GZZ bzw. IZZ um 0,5 log₁₀ Stufen, die sich aber nach 15 Tagen wieder auf das Ausgangsniveau von Tag 0 bei ca. 10⁶ Zellen/mL einstellte. Dieser Trend wird von der Erhöhung der 16s rRNA bestätigt, die sich nach drei Tagen um fast 1.5 log₁₀ Stufen erhöht und ein relativ zum Ausgangswert erhöhtes Niveau bis zur Tag 15 Messung hält. In AP 1.2 und 1.4 zeigen sich die GZZ und IZZ Werte weitestgehend stabil über die Lagerung. Lediglich in AP 1.3 kann von einer deutlichen Aufkeimung gesprochen werden. Die initial durch die Ultrafiltrationsanlagen zurückgehaltene Konzentration der Bakterien führt im Unterschied zu den anderen pilotierten Anlagen des Projektes zu einer geringeren Ausgangskonzentration (T₀) der Bakterien bei ca. 10⁴ Zellen/mL. Diese steigt sprunghaft bereits an Tag 3 der Lagerung an und zeichnet ein Plateau an Tag 15 bei ca. 10⁶ Zellen/mL ab. Es ist davon auszugehen, dass während die Ultrafiltrationsanlagen in der Lage sind, Bakterien und andere partikuläre Nährstoffe abzufiltrieren, die gelösten Nährstoffe die Membran passieren können und folglich

hinter der Membran für eine Verstoffwechslung durch die permeatseitigen Bakterien zur Verfügung stehen. Das Verhältnis der GZZ zur IZZ zeigt auch, dass der größte Anteil der Bakterien während der Lagerung membranintakt ist und folglich auf eine Proliferation hindeuten. Diese Ergebnisse wurden von der starken Zunahme der 16s Konzentration (Abbildung 1.3-40) validiert. Ähnliche Ergebnisse wurden bereits im Multireuse Projekt erzielt und zeigten eine mittlere Zellzahl von 10^4 Zellen/mL in einem UF Filtrat, die während der Lagerung in einem Filtrattank wieder um 1 log Stufe zunahm (Nocker et al. 2020). Im Verlauf der Pilotierung wurde Anlage 1.3 mit einer UV-Anlage im Ablauf der UF2 nachgerüstet. Die Wiederverkeimung wurde explorativ mithilfe der Durchflusszytometrie quantifiziert und es konnten keine signifikanten Unterschiede in der Aufkeimung zwischen den Abläufen von UF1, UF2 festgestellt werden, verglichen mit der UV-nachgerüsteten Variante (siehe Abbildung 8.3-1, Anhang). Schädigungen der bakteriellen DNA durch UV-Strahlung können methodisch nicht mit der Durchflusszytometrie erfasst werden (Hammes et al. 2011). Studien zeigen, dass der Verlust der Membranintegrität, der mit der Durchflusszytometrie messbar ist und den letzten Schritt des Zelltodes darstellt, erst etwa 12 Stunden nach der UV-Desinfektion eintritt (Lindivat et al. 2021; Berney et al. 2006). Beispielsweise können UV-behandelte Zellen wie *E. coli* trotz DNA-Schädigung ihre metabolische Aktivität bis zu 48 Stunden nach der UV-Behandlung aufrechterhalten (Villarino et al. 2000).

Es ist entscheidend, sich bewusst zu machen, dass Ergebnisse aus Kulturansätzen nicht mit den Resultaten der Durchflusszytometrie korrelieren.

ARBs/ARGs: Ergebnisse der kulturellen ARB und der molekularbiologischen (qPCR) ARG Analytik sind in Abbildung 1.3-40 dargestellt. In keiner Anlage konnten ESBL-produzierende Bakterien nachgewiesen werden. Die Genanalytik wies insgesamt eine eher starke Streuung der Ergebnisse auf. Es konnte keine Zunahme der ARGs während der Lagerung festgestellt werden. Unter den analysierten ARGs wurden *mcr-1* und *bla_{NDM-1}* (außer einmaliger Zufallsbefund) nicht nachgewiesen. Die Gene *bla_{TEM}* und *ermB* zeigten höchstens eine Persistenz während der Lagerung, tendierten aber eher zur Konzentrationsreduktion.

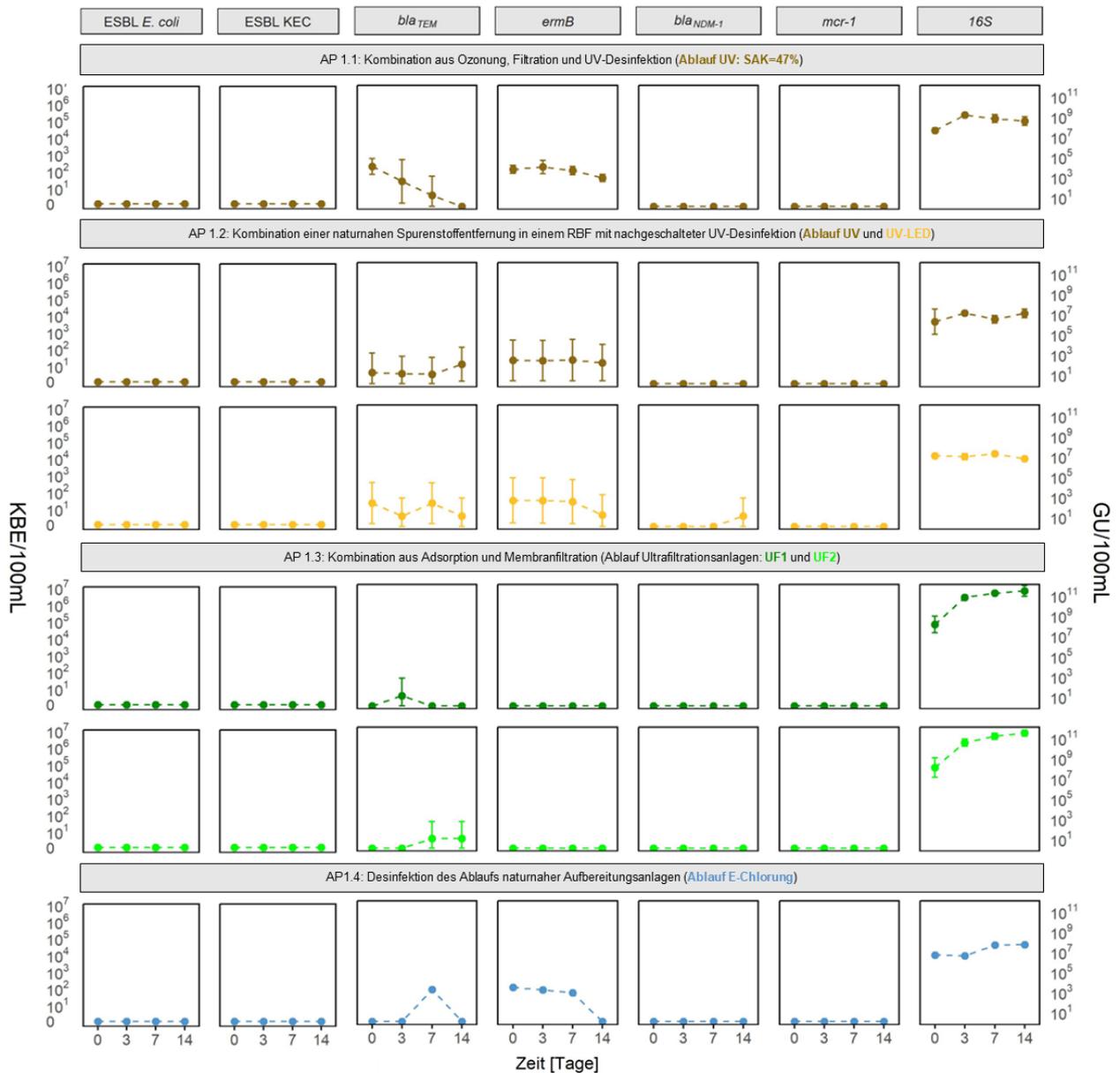


Abbildung 1.3-40 Links: Konzentration der ARBs (ESBL-produzierende *E. coli* und ESBL-produzierende KEC) und ARGs (*bla*_{TEM}, *ermB*, *bla*_{NDM-1}, *mcr-1*) und 16S rRNA im zeitlichen Verlauf (0, 3, 7, 14 bzw. 15 Tage) der Lagerung. Messung von tech. Quadruplikaten in der DFZ. Dargestellt als Mittelwerte mit Standardabweichung. Eine Darstellung über die auf die 16S rRNA normalisierten ARGs kann dem Anhang entnommen werden.

(2) Temperatureinfluss auf Wiederverkeimung

Zur Bestimmung des Einflusses verschiedener Lagerungstemperaturen auf die bakterielle Konzentration, wurde die Zellzahl mit der DFZ gemessen. Hierzu wurden in einem Teil der Anlagen (AP 1.1 und AP 1.2) zusätzliche Untersuchungen durchgeführt.

In AP 1.1 konnten keine relevanten Unterschiede in der Anzahl der Bakterienzellen bei den untersuchten Temperaturen festgestellt werden (Abbildung 1.3-41).

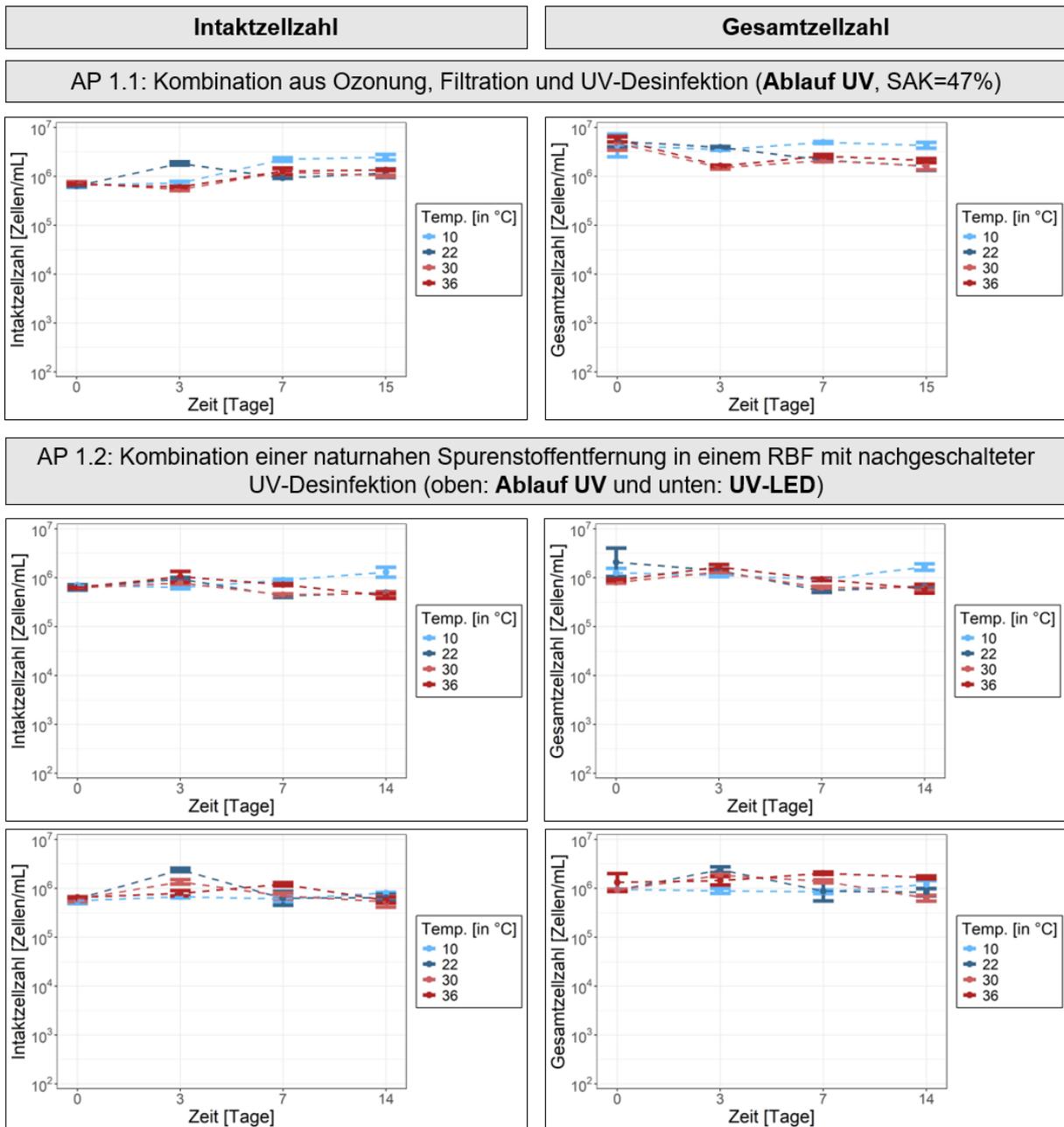


Abbildung 1.3-41 Konzentration der links: Intaktzellzahl (Membran-intakte Bakterienzellen) und rechts: Gesamtzellzahl (Membran-intakt und Membran-geschädigte Bakterienzellen) im zeitlichen Verlauf (0, 3, 7, 14 bzw. 15 Tage) der Lagerung bei unterschiedlichen Temperaturen (10, 22, 30, 36 °C). Messung von tech. Quadruplikaten in der DFZ. Dargestellt als Mittelwerte mit Standardabweichung.

In AP 1.1 ist eine leichte Aufkeimung der IZZ an Tag 3 während der Lagerung bei 22 °C zu beobachten, in einem ähnlichen Ausmaß (ca. 0,5 log₁₀ Stufen) wie bereits unter (1) für den Standort festgestellt. Die IZZ sinkt daraufhin erneut auf das Ausgangsniveau. Eine leichte Erhöhung der IZZ ist ab Tag 7 während der Lagerung bei 10 °C zu beobachten. Dieses leicht erhöhte Niveau bleibt auch nach 15 Tagen erhalten. Die bakterielle Konzentration in den bei 30 °C und 36 °C gelagerten Proben verläuft deckungsgleich, unauffällig. Insgesamt ist hier nicht von einer auffälligen Wiederverkeimung zu sprechen und die Unterschiede der bakteriellen Konzentration unter verschiedenen Lagerungstemperaturen erscheinen marginal. Wie stark die standortspezifische mikrobielle Zusammensetzung und Umgebungstemperatur die

Wiederverkeimung beeinflussen, könnte durch Erkenntnisse aus der Trinkwasserforschung näher beleuchtet werden. Egli *et al.* (2024) demonstrierten in diesem Zusammenhang, dass die mikrobielle Population in Warm- und Kaltwasser in einer Trinkwasserinstallation hochspezifisch und auf die Wassertemperatur adaptiert ist (Egli *et al.* 2024). Die thermophile bakterielle Gemeinschaft aus Warmwasser konnte nicht bei kalten Temperaturen aufkeimen und umgekehrt war die bakterielle Gemeinschaft aus Kaltwasser nicht in der Lage, bei höheren Temperaturen zu proliferieren. Dies unterstreicht das hohe Maß an thermischer Anpassung verschiedener mikrobieller Gemeinschaften. Es ist daher denkbar, dass auch die mikrobielle Population an den FlexTreat-Pilotstandorten ähnlich stark an die dort vorherrschenden Wassertemperaturen angepasst ist und unter diesen Bedingungen optimal aufkeimt. So ist es nicht verwunderlich, dass eine Aufkeimung in AP 1.1 ausschließlich bei einer Temperatur von 10 °C beobachtet wurde, lag die durchschnittliche Temperatur der vorausgegangenen Monate zur Probenahme im Mittel ebenfalls bei ca. 10 °C. Es ist daher plausibel, dass bei höheren Temperaturen im Sommer, wenn sich die mikrobielle Gemeinschaft bereits an wärmere Bedingungen angepasst hat, eine Wiederverkeimung bei höheren Lagerungstemperaturen möglich ist. Auch in AP 1.2 wurde eine durchschnittliche initiale IZZ von 10^6 Zellen/mL nachgewiesen. Auch nach der konventionellen UV-Anlage präsentiert sich die IZZ bei 10 °C nach 7 Tagen leicht erhöht gegenüber dem Ausgangsniveau. In den übrigen Temperaturregimen zeigen die Ausgangskonzentrationen im Vergleich zur Ausgangstemperatur keine substanziellen Veränderungen. Das gleiche gilt für die GZZ. Im Ablauf der UV-LED Anlage konnte eine leichte Erhöhung (ca. 0,5 \log_{10} Stufen) der IZZ und GZZ nach 3 Tagen beobachtet werden. Die Zellzahl stellte sich ohne große Schwankungen in allen Temperaturstufen nach 14 Tagen auf ihr Ausgangsniveau ein.

Fazit:

In keiner der untersuchten Anlagen konnte eine Wiederverkeimung mit Indikatororganismen festgestellt werden. Im Gegenteil zeigte sich der Trend, dass vorhandene Indikatororganismen über die Zeit eher reduziert wurden oder maximal persistierten (z.B. im Falle von *C. perfringens* Sporen), jedoch nie proliferierten. Dies deutet auf einen positiven Effekt der Lagerung auf die mikrobiologische Wasserqualität hin, bezogen auf die Indikatororganismen. Abwasser stellt jedoch eine heterogene Matrix dar, die tausende verschiedener Bakterienarten pro Milliliter enthalten kann. Standardkultivierungstechniken erfassen in der Regel nur einen kleinen Teil dieser Vielfalt (möglicherweise weniger als 1%). Mit dem erweiterten analytischen Spektrum der DFZ beobachteten wir Veränderungen (z.B. in AP 1.3) in der mikrobiellen Zusammensetzung bzw. Anzahl, die über die Indikatororganismen hinausgingen. Ob andere opportunistische Pathogene, Pflanzenpathogene, Tierpathogene etc. trotzdem während der Lagerung aufkeimen, konnte mit den gewählten Methoden nicht abgebildet werden, auch wenn die Relevanz ihrer Erfassung nicht zu verkennen ist. Bei der ARG/ARB Analytik konnten keine Konzentrationszunahmen festgestellt werden und damit, zumindest für den beobachteten analytischen Umfang, eine Erhöhung des Resistenzpotentials ausgeschlossen werden.

Für (2) zeigt die Versuchsreihe, dass keine ausgeprägten quantitativen Trends im Reaktionsverhalten der Bakterienzellen auf Temperaturveränderungen festgestellt werden konnten. Vielmehr sollten diese Untersuchungen als explorativer Ansatz verstanden werden, der die Relevanz und Notwendigkeit methodisch fundierter quantitativer Studien in zukünftigen Forschungsarbeiten hervorhebt. Neben der quantitativen Analyse der mikrobiellen Gemeinschaft ist es ebenfalls von Bedeutung, deren Zusammensetzung zu berücksichtigen. Obwohl in allen

Temperaturstufen während der Lagerung weitestgehend stabile Zellkonzentrationen festgestellt wurden, blieben potenzielle Veränderungen in der bakteriellen Zusammensetzung mit der angewandten DFZ unerfasst. Es ist wahrscheinlich, dass sich die bakterielle Komposition sowie die relativen Anteile der vorkommenden Spezies in den Proben während der Lagerung temperaturabhängig verändert haben, obwohl dies in den Versuchsreihen nicht untersucht wurde.

Für zukünftige Forschungsprojekte wäre daher eine Kombination aus quantitativen und qualitativen Methoden, wie beispielsweise DFZ und Sequenzierung, zu empfehlen, die auch einen Blick über die Indikatororganismen hinaus erlauben.

Abschließend bleibt anzumerken, dass es sich bei den oben genannten Ergebnissen um *in vitro* Versuche handelte. Das Vorliegen streng kontrollierter Untersuchungsbedingungen wie Temperatur, Abwesenheit von Licht, potentielle Sauerstofflimitation, Schutz vor Kontamination aus der Umwelt etc. beeinflussen die Komposition des Wassers und die mikrobielle Population, folglich auch die Ergebnisse der Untersuchungen.

1.3.7 Entwicklung und Erprobung des mobilen qPCR-Nachweissystems

Durch den weitverbreiteten Einsatz von Antibiotika im klinischen, landwirtschaftlichen und ambulanten Bereich können Abwässer mit Antibiotikaresten und Antibiotika-resistenten Mikroorganismen belastet sein. Durch die oft kontinuierliche Belastung des Abwassers mit Antibiotika ist es bei der Wasserwiederverwendung sinnvoll, auch die Belastung mit Antibiotika-Resistenzgenen (ARG) und Antibiotika-resistenten Mikroorganismen zu testen. Eine Möglichkeit für den schnellen und spezifischen Nachweis von Pathogenen und ARG ist die qPCR. Hierbei werden gezielt einzelne Abschnitte des Erbguts nachgewiesen, welche anschließend spezifische Rückschlüsse auf ARG oder in der Probe enthaltene Pathogene enthalten. Dieser Methode ist inzwischen eine Standardmethoden in der molekularbiologischen Forschung aber auch in der Diagnostik. Allerdings handelt es sich hierbei immer noch um eine Labormethode, welche eine entsprechende Infrastruktur und ausgebildetes Fachpersonal benötigt. Ziel des Teilprojekts war die Entwicklung einer mobilen qPCR-Lösung. Diese sollte möglichst die gesamte Prozesskette der Analyse (von der Probennahme bis zum Ergebnis) beinhalten. Wichtige Teilaufgaben, die es hierbei zu bearbeiten gab, waren:

- Erforschung von Lösungen für die Probenvorbereitung für einen mobilen Einsatz
- qPCR Nachweisassay für ausgewählte Mikroorganismen und ARG
- Demonstrator für mobilen Nachweis mittels qPCR für ARG zur Analyse von Wasserproben
- Testung und Bewertung der erforschten und umgesetzten qPCR-Lösungen

Ein solches mobiles Nachweissystem könnte zur Kontrolle und Optimierung von Maßnahmen zur Reduktion der ARG eingesetzt werden. Es wäre dadurch möglich zeitnah, ausgewählte ARG (sowie Mikroorganismen) an verschiedenen Messstellen nachzuweisen und zu quantifizieren. Durch den Nachweis mittels qPCR würden zeitaufwendige Analysen, wie bspw. beim derzeitigen etablierten Kultivierungsnachweis, entfallen. Der Transport von Proben in ein Labor könnte bei der Anwendung vor Ort ebenso entfallen. Somit wären Ergebnisse schneller verfügbar und somit auch zur Betriebsoptimierung einsetzbar. Im Folgenden werden die wichtigsten Ergebnisse zu den Arbeiten eines qPCR-basierten Nachweises von ARG vorgestellt.

Arbeiten zur Probenvorbereitung

Nachweise mittels qPCR erfordern meist aufgereinigte und aufkonzentrierte Nukleinsäuren. Im klinischen und diagnostischen Umfeld gibt es hierfür meist entsprechende Systeme, welche aber nicht für die Aufbereitung von Umweltproben bzw. Wasserproben geeignet sind. Ziel der Arbeiten zur Probenvorbereitung war die Erarbeitung einer robusten Lösung. Diese sollte auch außerhalb spezialisierter Laborinfrastruktur funktionieren und möglichst kostengünstig sein.

Zur Aufreinigung und Aufkonzentrierung von Nukleinsäuren stehen heute eine Vielzahl von Methoden zur Verfügung. Die am häufigsten eingesetzten Methoden sind neben der klassischen Phenolextraktion, die Bindung an magnetische Nanopartikel und die Festphasenextraktion mittels Säulen. All diese Methoden sind im Labor etabliert, benötigen jedoch bestimmte zusätzliche Geräte und sind meist nur für kleine Ausgangsvolumen (< 5 ml) geeignet. Deshalb wurde nach alternativen Methoden gesucht, welche robust größere Probenvolumina aufarbeiten können und gleichzeitig möglichst wenig zusätzliche Geräte benötigen. Aus Arbeiten zum Nachweis von SARS-CoV-2 in Abwasserproben war bekannt, dass diese mittels Filtration über elektronegative Filter, aus Probenvolumina von 100 ml und mehr, angereichert werden können. Basierend auf diesen Ergebnissen wurden Versuche zur Anreicherung und Extraktion von ARG und Pathogenen aus Abwasser- und aufgearbeiteten Abwasserproben durchgeführt.

Es zeigte sich, dass diese Methode geeignet war, um einen ersten Aufreinigungsschritt für den späteren Nachweis mittel qPCR durchzuführen. Hierfür können handelsübliche Zellulosemischesterfilter (elektronegative Filter) genutzt werden. Die Filtration erfolgt mit einer Filterkartusche von Sartorius und einem Akku-betriebenen Druckluftkompressors (Abbildung 1.3-42). Mit diesem Setup ist es problemlos möglich, Wasserproben mobil aufzuarbeiten. Die Filter mit den gebundenen ARG und Pathogenen werden anschließend in ein Gefäß mit 2 ml Stabilisierungslösung überführt. In dieser können die Filter bis zur weiteren Analyse gelagert werden.



Abbildung 1.3-42: Filterkartuschen (links) und Druckluftkompressor (rechts) zur mobilen Filtration von Wasserproben.

Im nächsten Schritt werden die gebundenen Pathogene und Nukleinsäuren aus dem Filter ausgewaschen. Die Waschlösung wird anschließend entnommen und die freien Nukleinsäuren mit einem entsprechenden Aufreinigungskit aus der Lösung extrahiert. Die so aufkonzentrierten und aufgereinigten Nukleinsäuren können anschließend als Probe für einen qPCR-Nachweis genutzt werden.

Arbeiten zur Entwicklung der mobilen qPCR

Für den Nachweis von ARG mittels qPCR sollte zum einen an einer gerätetechnischen Lösung für den mobilen Nachweis geforscht werden und zum anderen beispielhaft der qPCR-Nachweis für einige ausgewählte Resistenzgene etabliert werden. Aufbauend auf Vorarbeiten existierte zu Projektbeginn ein Muster für einen neuartigen qPCR-Nachweis. Dieser wurde im Projekt zu einem Funktionsmuster weiterentwickelt (Abbildung 1.3-43). Bei diesem Muster sollte die optische Auswertung der qPCR direkt durch ein optisches Fenster im Probenblock erfolgen. Dadurch sollte eine sehr robuste kleine Konstruktion ermöglicht werden.



Abbildung 1.3-43: Funktionsmustersaufbau zur Testung der qPCR. Links: Labormustersaufbau von oben, rechts: modifizierter PCR-Block mit optischen Fenstern für die Detektion des Fluoreszenzsignals.

Funktionstests zeigten eine gute PCR-Performance des Funktionsmusters. Vergleichstests mit Laborgeräten zeigten eine vergleichbare Sensitivität und Spezifität bei den untersuchten PCR-Reaktionen. Bei der optischen Auswertung fielen jedoch deutlich Schwächen im Vergleich zu etablierten Laborsystemen auf. Für das Auslesen des Fluoreszenzsignals wurde deutlich mehr Zeit benötigt als bei vergleichbaren etablierten Laborgeräten. Für komplexere PCR-Reaktionen (multiplex mit mehreren Primern und Farbstoffen in einer Reaktion) war der zusätzliche Zeitaufwand für die Fluoreszenzauswertung nicht akzeptabel, da dadurch die Gesamtanalysenzeit deutlich erhöht wurde. Somit war dieser Lösungsansatz nicht geeignet, um eine mobile qPCR-Lösung zu realisieren. Deshalb wurde ein weiterer Lösungsansatz erforscht. Dieser beinhaltete die etablierte Detektionstechnologie aus den qPCR-Laborgeräten (qTOWER Serie) der Analytik Jena. Die faserbasierte Auswertetechnologie sollte in diesem Ansatz miniaturisiert und auf nur 16 Probenkavitäten angepasst werden. Hierfür wurden Konzeptzeichnungen und anschließend Konstruktionszeichnungen erstellt (Abbildung 1.3-44). Anschließend wurde der Aufbau und die Integration der qPCR in den Demonstrator geplant.

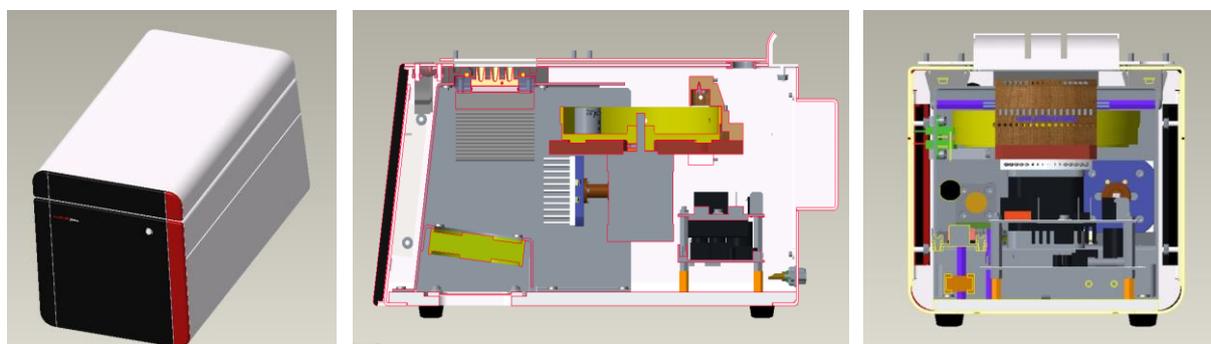


Abbildung 1.3-44: Konzeptzeichnungen für den qPCR Cycler mit faserbasierter Detektionseinheit.

Erforschung qPCR-Nachweise für ausgewählte ARG

Parallel zu den Arbeiten zum Aufbau einer kleinen qPCR-Einheit erfolgten die Arbeiten zur Erforschung von geeigneten qPCR-Nachweisen von ARG. Die Nachweisreaktionen wurden dabei anfangs auf Laborgeräten der Analytik Jena entwickelt und getestet. Ziel der Arbeiten zur qPCR-Geräteentwicklung war es einen kleinen qPCR-Cycler zu entwickeln, welcher aber in seiner Performance mit Laborgeräten vergleichbar ist. Deshalb sollte es auch möglich sein PCR-Nachweisreaktionen, welche auf Laborgeräten entwickelt wurden, auf den kleinen zu entwickelnden qPCR-Cycler zu übertragen. Für die Entwicklung der PCR-Nachweisreaktionen wurden 9 molekularbiologische Targets definiert (tem; oxa-48; ndm-1; vim; mcr-1; vanA; shv; ctx-m15; mecA). Diese Resistenzen richten sich gegen in der klinischen Praxis häufig verwendete Antibiotika. Die PCR-Reaktionen wurden zu Beginn in Einzelreaktionen mit entsprechendem spezifischen Referenzmaterial entwickelt und im Laufe der Arbeiten zu Multiplex-Reaktionen zusammengefasst. Für alle ausgewählten Targets konnten spezifische Primerpaare etabliert werden. Mit diesen PCR-Nachweisassays konnte anschließend die Erprobung des Demonstrators und die Testung verschiedener Realproben aus der Wasseraufbereitung durchgeführt werden.

Demonstrator für mobilen Nachweis mittels qPCR für ARG

Mit Hilfe des Demonstrators sollten am Ende des Projektes Realproben analysiert werden und damit der praktische Einsatz einer qPCR-Analyse auf ARG aus aufbereitetem Wasser demonstriert werden. Um ein qPCR-basiertes Nachweissystem perspektivisch auch für die Kontrolle und Optimierung von Wasseraufbereitungsmaßnahmen einsetzen zu können, war es

zwingend erforderlich zu demonstrieren, dass die erzielten Ergebnisse nicht nur qualitativ, sondern auch quantitativ richtig sind. Hierfür wurden in Versuchen der gesamte Workflow von der Probenvorbereitung bis zur Analyse mittels qPCR getestet. Für die Versuche wurden anfänglich noch einzelne Module verwendet, welche später im Demonstrator miteinander kombiniert werden sollten. Sowohl bei Tests mit Nukleinsäurestandards (freie DNA) als auch bei der Verwendung von Bakterienlösungen mit unterschiedlicher Zellzahl, konnte eine deutliche Abhängigkeit des Analysensignals von der Analytenausgangskonzentration festgestellt werden (Abbildung 1.3-45).

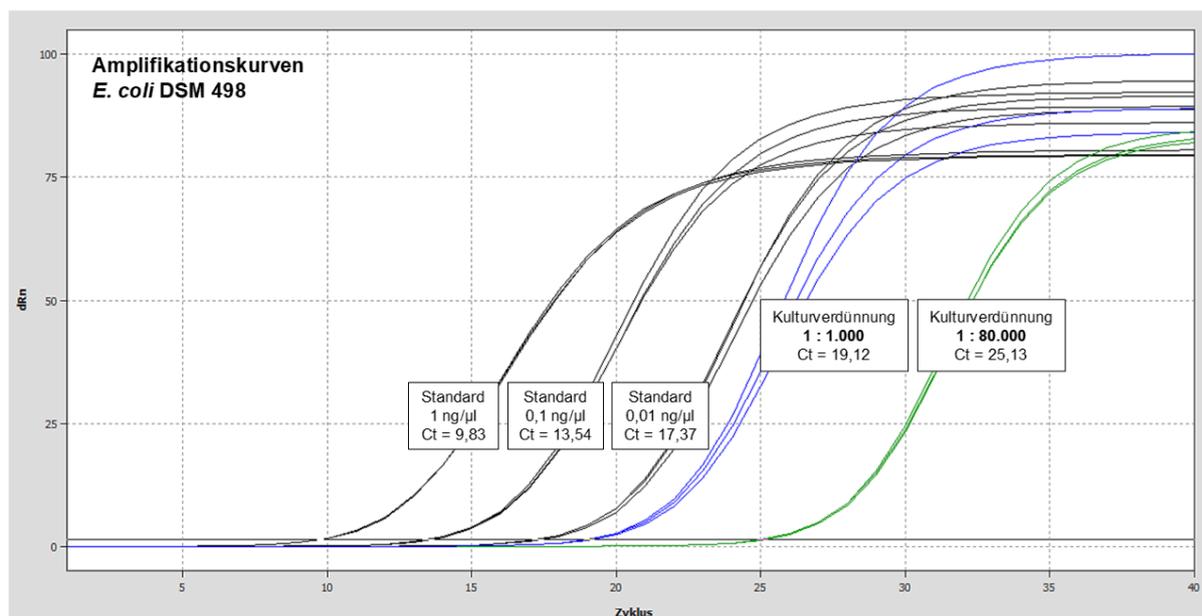


Abbildung 1.3-45: Ergebnisse einer qPCR-Analyse. Ausgangsmaterial waren unterschiedliche Konzentrationen an DNA oder Verdünnungen einer Bakteriensuspension.

Neben den Arbeiten zur Realisierung des Demonstrators erfolgten interne Untersuchungen zum Marktpotential einer mobile qPCR-Lösung im Bereich der Analyse von aufbereitetem Wasser (nicht Teil des FlexTreat Projektes). Hierzu wurden mögliche Anwender befragt, ob sie Interesse an einer mobile qPCR-Lösung für die Untersuchung von Wasserproben haben. Überraschenderweise zeigte sich besonders bei Betreibern von Kläranlagen ein prinzipielles Interesse am Nachweis von ARG mittels qPCR. Den Einsatz dieser Technologie direkt vor-Ort auf der Anlage konnten sich jedoch nur wenige der Befragten vorstellen. Vielmehr wurde die Analyse der Proben in einem qualifizierten und spezialisierten Labor als die sinnvollere und praktikablere Lösung beschrieben. Aufgrund dieser Einschätzungen und der Herausforderungen bei der Realisierung einer mobilen qPCR wurde das anfängliche Konzept eines Demonstrators für eine vor-Ort Detektion noch einmal neu konzipiert. Im aktualisierten Demonstratorentwurf erfolgte nur noch die Probennahme und Stabilisierung der Proben vor-Ort. Anschließend sollten die stabilisierten Proben an ein entsprechend ausgerüstetes Labor zu Analyse versendet werden. Dadurch kommt es zu einem gewissen Zeitverlust durch den Transport der Probe in Labor. Ein spezialisiertes Labor könnte Proben von mehreren Entnahmestellen untersuchen und somit auch in die Automatisierung und Standardisierung der notwendigen Analyseschritten investieren.

Für die weiteren Tests und abschließenden Bewertungen des Workflows wurde in den letzten Projektmonaten darauf fokussiert eine praktikable Lösung zu der vor-Ort Probenvorbereitung

und -stabilisierung zu schaffen. Gleichzeitig wurde der PCR-Laborworkflow weiter optimiert, um eine möglichst hohe Anzahl an Proben schnell, standardisiert und automatisiert zu bearbeiten. Die AJ könnte dabei die entsprechende Messtechnik für den qPCR-Nachweis und die Probenvorbereitung und -stabilisierung anbieten.

Für die Analyse der stabilisierten Filterproben wurde ein laborbasierter Workflow angepasst, welcher es ermöglicht, 16 Wasserproben innerhalb von 4 Stunden auf alle 9 ausgewählten ARG zu testen. Der Workflow ist dabei teilautomatisiert und erfordert nur wenige manuelle Schritte. Durch die Automatisierung und Standardisierung des Analyseprozesses ist es möglich mehr Proben mit hoher Analysequalität zu analysieren.

Für die Testung dieses geteilten Analysenworkflows aus einer vor-Ort Probennahme und Probenvorbereitung und einer anschließenden Analyse im Labor war es notwendig die Probenvorbereitung einfach und robust zu gestalten. Tests zur vor-Ort Probenvorbereitung und -stabilisierung erfolgten in Jena mit Abwasserproben, welche uns von Kläranlage Jena (Jena Wasser, nicht Teil des FlexTreat Projektes) zur Verfügung gestellt wurden. Ziel dieser Arbeiten war es eine Lösung zur Verfügung zu stellen, mit welcher am Ende des Projektes Proben der beteiligten Kläranlagen (z.B. Rheinbach oder Braunschweig) analysiert werden könnten. Hierfür wurden die notwendigen Geräte (Filterkartusche und Kompressor) sowie die notwendigen Verbrauchsmaterialien (Filter, Stabilisierungsmedium, Transportgefäße) zusammengestellt. Abschließend wurden eine Verfahrensanleitung erarbeitet, welche den Vorgang der Probenfiltration und Überführung der Filter ins Stabilisierungsmedium beschreibt.

Testung und Bewertung der erforschten und umgesetzten qPCR-Lösungen

Für die abschließende Bewertung der erforschten Lösung sollten Proben der Kläranlagen Braunschweig und Rheinbach untersucht werden. Hierzu wurde die notwendigen Geräte und Verbrauchsmaterialien für die Filtration und Probenstabilisierung an beide Projektpartner (AVB, EV) versendet. Außerdem erhielten die Projektpartner die oben beschriebene Verfahrensanleitung zur Durchführung des Verfahrens. Aufgrund der großen räumlichen Entfernung wurde entschieden nicht einzelne Proben direkt nach der Probenstabilisierung nach Jena zu versenden, sondern die Proben am jeweiligen Standort über den gesamten Zeitraum der Beprobung zu sammeln. Hierfür wurden die stabilisierten Proben bis zum Versand im Kühlschrank gelagert. Anschließend wurden die Proben von jedem Standort in einer Lieferung zur Analyse zur AJ versendet. In Jena erfolgte eine Extraktion der Nukleinsäuren und eine Analyse mittels qPCR auf ausgewählte ARG. Alle von den Kläranlagen zur Verfügung gestellten Proben konnten mit dem entwickelten Workflow erfolgreich analysiert werden.

Die Auswertung der Proben zeigte, dass für die in (AVB 2023) beschriebenen Retentionsbodenfilter auf der Kläranlage Braunschweig die ARG *oxa-48*, *mecA* und *vanA* in keiner der untersuchten Proben nachgewiesen werden konnte (Abbildung 1.3-46). Für die Kläranlage Rheinbach waren die qPCR-Nachweise für die PCR-Targets *ndm-1*, *mcr-1*, *mecA* und *vanA* in allen untersuchten Proben negativ. Für beide Kläranlagen zeigte sich außerdem, dass die Bodenpassage oder der RBF zu einer Reduktion der nachgewiesenen ARG führte. Dies ist nur eine Messung und dieser Effekte müsste in weiteren Messserien bestätigt werden.

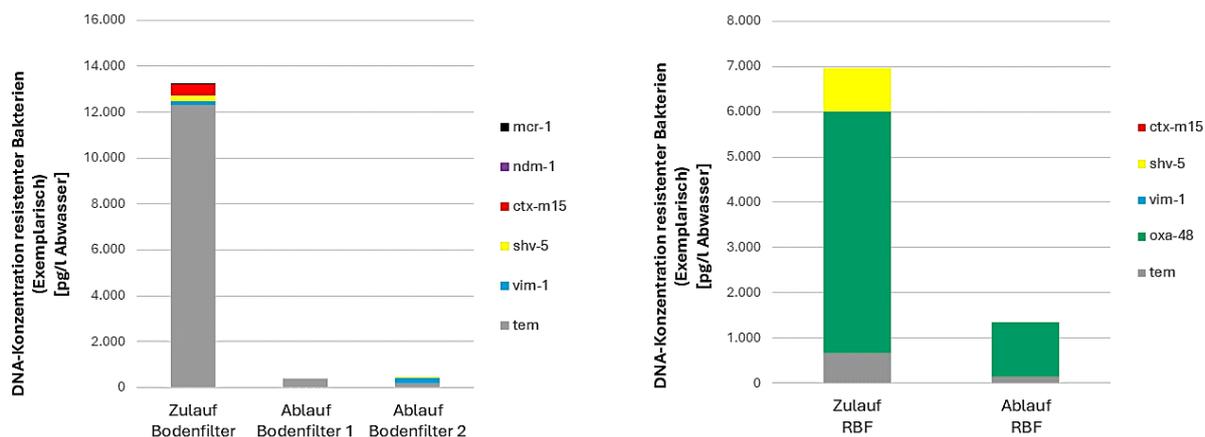


Abbildung 1.3-46: Graphische Auswertung der qPCR-Messungen von Proben der Kläranlagen Braunschweig (links) und Rheinbach (rechts). In den Proben beider Kläranlagen ist eine deutliche Reduktion der nachzuweisenden ARG nach einer Bodenpassage bzw. Passage des RBF festzustellen.

Abschließende Bewertung der erzielten Ergebnisse

Im Teilprojekt sollte ein mobiles qPCR-Gerätesystem entwickelt werden, welches es ermöglicht ARG im besten Fall direkt vor-Ort nachzuweisen. Ein solches System könnte in der Zukunft zur Kontrolle und Optimierung von Maßnahmen zur Reduktion der ARG im Bereich der Wasseraufbereitung eingesetzt werden. Wie in den beschriebenen Ergebnissen dargestellt, wurde ein Funktionsmuster für eine solche mobile qPCR-Einheit aufgebaut und getestet. Aufgrund der hohen Analysezeit wurde ein zweiter Lösungsansatz entwickelt. Für die abschließende Testung des Nachweissystems wurde aber auf ein mobile qPCR-Lösung verzichtet und ein angepasster Workflow verwendet. Dieser besteht aus einer vor Ort Probennahme und -stabilisierung der Proben. Hierfür werden die Abwasserproben filtriert und die Filter anschließend in ein Stabilisierungsmedium überführt. Die Filter können so anschließend bei Raumtemperatur gelagert oder an ein Labor zur Analyse überführt werden. Die eigentliche Analyse der Proben erfolgt dann in einem Labor und kann unter standardisierten Bedingungen durchgeführt werden.

Die im Projekt gezeigte und erfolgreich getestete gerätetechnische Umsetzung für eine PCR-basierten Nachweis von ARG in Abwasserproben ist für eine routinemäßige Testung geeignet. Im Vergleich zu einer vor Ort Analyse, wie ursprünglich im Projekt geplant, ist dieses Vorgehen etwas zeitaufwendiger, da zusätzlich Zeit für den Transport der Probe eingeplant werden muss. Hierbei werden aber nur die stabilisierten aufbereiteten Proben versendet. Dies ist deutlich einfacher und kostengünstiger als die entsprechenden Ausgangsproben, vom mehreren 100 ml, in ein Labor zu versenden. Die Analyse der Proben erfolgt in einem spezialisierten und im besten Fall automatisierten Labor erfolgen. Dadurch ist es möglich die Proben standardisiert und kontrolliert zu analysieren. Bei einer entsprechend guten Planung der Logistik und Auswahl der Analysestandorte ist es möglich, schnell Ergebnisse zur ARG-Belastung zu erhalten, welche zur Kontrolle und Optimierung von Maßnahmen zur Reduktion der ARG im Bereich der Wasseraufbereitung eingesetzt werden können.

1.3.8 Integriertes Bewertungskonzept für die landwirtschaftliche Wasserwiederverwendung (AP 3.3)

Die Aufbereitung und Verteilung von Wasser für die Wiederverwendung in der Landwirtschaft ist mit zusätzlichen Kosten und Umweltwirkungen verbunden. Sowohl für die Errichtung der Infrastruktur als auch für den Betrieb fallen Kosten für den Betreiber an, die sich je nach Verfahren und Aufbereitungsziel unterscheiden. Darüber hinaus entstehen durch den Verbrauch an Material und Betriebsmitteln wie Strom und Chemikalien Umweltwirkungen vor allem in der Lieferkette.

Um die verschiedenen Technologien des Projekts in ihren Kosten und Umweltwirkungen zu bewerten und zu vergleichen, wurde ein nachvollziehbares integriertes Bewertungssystem entwickelt und auf die im Projekt erprobten Technologien angewandt. Ziel der Bewertung war der Vergleich verschiedener Technologien unter gleichen Randbedingungen, aber auch die transparente Darstellung möglicher Zielkonflikte zwischen erreichter Wasserqualität und den damit verbundenen Kosten und Umweltfolgen. Darüber hinaus sollten mögliche Synergien zwischen komplementären Zielen der Aufbereitung (Wasserwiederverwendung und Spurenstoffentfernung) aufgezeigt werden. Die Bewertung umfasst eine Berechnung der Jahreskosten für Investition und Betrieb sowie als beispielhafte Umweltwirkung die Ermittlung der mit Bau und Betrieb verbundenen Emissionen von Treibhausgasen (THG-Bilanz oder „CO₂e-Fußabdruck“) im Lebenszyklus.

Neben der Bewertung über Kosten und THG-Bilanz wurden zusätzlich lokale Einflüsse auf die Leistungsfähigkeit der Verfahren bewertet. Dazu wurde die Resilienz der weitergehenden Aufbereitung von Kläranlagenablauf gegenüber möglichen Störungen in der Zulaufqualität des vorgereinigten Abwassers untersucht und Hinweise zu Folgen und Gegenmaßnahmen gegeben.

Die gesamte Bewertung der Verfahren erfolgte in enger Abstimmung mit den Projektpartnern sowohl bei der Erarbeitung des Bewertungskonzepts als auch bei der Erhebung der Eingangsdaten sowie der Auswertung und Interpretation der Ergebnisse.

Wissenschaftlicher und technischer Stand

Zur Bewertung verschiedener Technologien und Systeme der Wasserwiederverwendung hinsichtlich ihrer Eignung für konkrete Zielstellungen werden heute integrierte Konzepte genutzt (Wencki et al. 2020; Remy et al. 2019). Neben den technischen und ökonomischen Aspekten spielen dabei auch ökologische und soziale Kriterien eine zunehmende Rolle, die je nach Perspektive der Entscheidungsträger unterschiedliche Bedeutung haben. Technische Aspekte umfassen dabei u.a. erzielbare Wasserqualität, Zuverlässigkeit, Integrierbarkeit, Komplexität und Flexibilität. Ökonomische Betrachtungen können neben der Abbildung der Investitions- und Betriebskosten über den Lebenszyklus (LAWA 2005) auch durch volkswirtschaftliche Perspektiven wie indirekte Folgekosten erweitert werden. Globale Umweltwirkungen werden systematisch z.B. durch die Ökobilanz (DIN EN ISO 14040) erfasst und nachvollziehbar bewertet, während soziale Aspekte oft qualitativ oder durch Stakeholderbefragung beurteilt werden.

Für alle Teilaspekte sind daher geeignete Systeme und Werkzeuge zur Bewertung vorhanden. Wichtig bei der vergleichenden Bewertung von Verfahren ist vor allem die Definition geeigneter Randbedingungen und die Übertragung lokal erhobener Daten auf diesen Bezugsrahmen. Darüber hinaus sollte bei der Darstellung der Ergebnisse eine transparente und nachvollziehbare Form gefunden werden, die von den betroffenen Entscheidungsträgern gut für eine Ent-

scheidungsfindung genutzt werden kann. Oft werden bestehende Zielkonflikte nicht ausreichend dargestellt oder in komplexen multikriteriellen Verfahren aufgelöst, die vom Entscheider nicht mehr hinterfragt werden können. Daher besteht die größte Herausforderung in einer nachvollziehbaren und transparenten Bewertung und der Darstellung dieser Ergebnisse in einer für die Zielgruppe der Entscheider sinnvollen Weise.

Methodik der Bewertung von Kosten und Treibhausgasbilanz

Ziel dieser Bewertung ist die Ermittlung von Kosten und THG-Bilanz für Bau und Betrieb der verschiedenen Verfahrenskombinationen zur landwirtschaftlichen Wasserwiederverwendung. Die Ermittlung der Jahreskosten orientiert sich dabei an den KVR-Leitlinien (LAWA 2005) während die THG-Bilanz auf der Methodik der Ökobilanz (DIN EN ISO 14040) basiert.

In Abstimmung mit den Projektpartnern wurde festgelegt, dass die Verfahrensbewertung für drei der getesteten Technologien (Ozon, RBF^{plus}, PAK+UF) anhand eines Modellklärwerks der Größenklasse 5 erfolgt. Diese Bewertung für ein hypothetisches Klärwerk ermöglicht einen direkten Vergleich der Verfahren, die im Projekt an verschiedenen Standorten und damit unter unterschiedlichen Randbedingungen getestet wurden. Die Übertragung der Ergebnisse der Pilotierung auf das Modellklärwerk erfolgte in enger Abstimmung mit den jeweiligen Projektpartnern.

Für das vierte Verfahren (Pflanzenkläranlage (PKA) + Elektrochlorung) wurde eine separate Bewertung durchgeführt. Diese Kombination ist nur für den Einsatz auf kleinen Kläranlagen vorgesehen und arbeitet zudem mit Rohabwasser. Das Verfahren wurde daher mit einem Verfahrensschema mit konventionellen Technologien verglichen.

Verfahrensvergleich für Großklärwerke

Der Vergleich wurde für ein Klärwerk mit 330.000 Einwohnerwerten durchgeführt. Für die Bewertung wurden verschiedene Ziele der Aufbereitung definiert, um den Einfluss der Zielstellungen auf Kosten und THG-Bilanz der Verfahren ermitteln zu können und mögliche Synergien aufzuzeigen. Dafür wurden drei Ziele unterschieden:

- 1) Desinfektion von Kläranlagenablauf zur Erreichung der Klasse A (EU VO 2020/741)
- 2) Entfernung organischer Spurenstoffe aus Kläranlagenablauf gemäß KARL
- 3) Kombination aus Desinfektion (1) und Spurenstoffentfernung (2)

Zur Erreichung der Ziele wurde für jedes Verfahren eine geeignete Verfahrenskombination definiert, um die Vorgaben sicher erreichen zu können. Dabei wurden die technischen Leistungsparameter aus den Pilotversuchen auf eine hypothetische Wasserqualität im Ablauf des Klärwerks übertragen.

Auch hier wurden zwei Fälle untersucht, um den Einfluss der Wasserqualität im Ablauf des Klärwerks zu untersuchen:

- a) DOC = 5 mg/L
- b) DOC = 12 mg/L

Damit ergeben sich letztlich 18 Szenarien durch 3 verschiedene Verfahrenstypen, 3 Zielstellungen und 2 unterschiedliche Wasserqualitäten (Tabelle 1.3-11).

Tabelle 1.3-11: Verfahrenskombinationen für Bewertung nach Aufbereitungszielen (jeweils Bewertung für DOC = 5 und 12 mg/L im Kläranlagenablauf)

Aufbereitungsziel	Desinfektion	Spurenstoffentfernung	Kombination
Verfahren 1	Filtration + UV	Ozon + Filtration	Ozon + Filtration + UV
Verfahren 2	RBF + UV	RBF ^{plus} (40 % GAK)	RBF ^{plus} (40 % GAK) + UV
Verfahren 3	UF + UV	PAK + UF	PAK + UF + UV

Die Bilanzgrenzen umfassen die Aufbereitung des Kläranlagenablaufs sowie die Verteilung des Wassers in der Landwirtschaft (Abbildung 1.3-47). Dabei wird die Verteilung bis zum Hydranten am Feldrand bilanziert, die eigentliche Aufbringung des Wassers ist nicht enthalten. Für alle Verfahren wurde eine aufbereitete Wassermenge von maximal 20 Mio. m³ im Jahr angenommen.

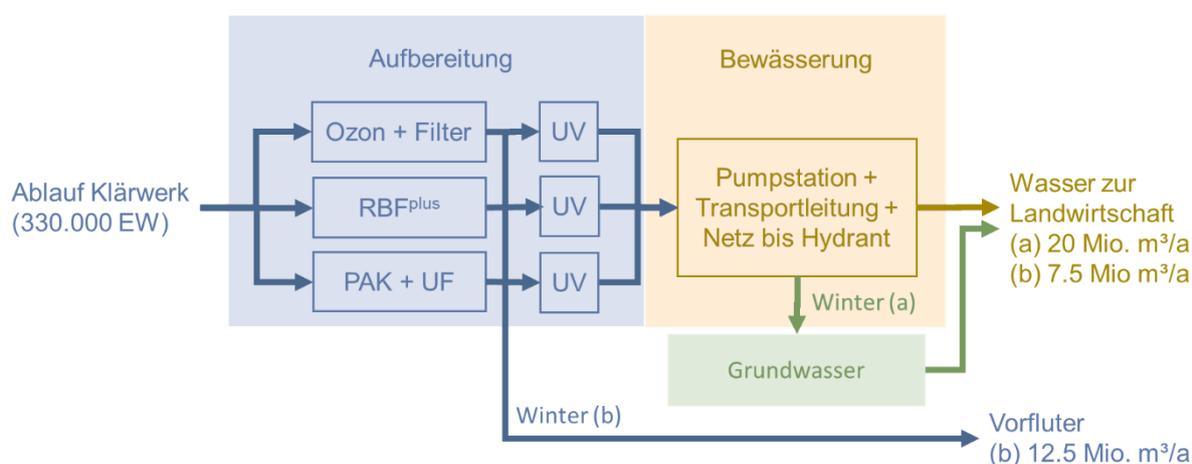


Abbildung 1.3-47: Szenarien für Kostenschätzung und THG-Bilanz für vergleichende Bewertung der Verfahren zur landwirtschaftlichen Wasserwiederverwendung mit zwei Betriebsvarianten a und b.

Für die Nutzung des Systems zur landwirtschaftlichen Bewässerung wurde beachtet, dass der Wasserbedarf in der Landwirtschaft nur in den Sommermonaten besteht. Daher wurde für die Auslegung des Verteilnetzes eine detaillierte Betrachtung von möglichen Anbauarten und der zeitlichen Verteilung des Wasserbedarfs durchgeführt. Dabei wurden zwei mögliche Fälle des Betriebs definiert (Abbildung 1.3-47):

- Ganzjährige Nutzung des Systems mit Bewässerung im Sommer und Grundwasseranreicherung im Winter. Das angereicherte Grundwasser kann im Sommer über Grundwasserpumpen gefördert und ebenfalls zur Bewässerung genutzt werden.
- Nur Sommerbetrieb: Bewässerung im Sommer und lediglich Spurenstoffentfernung im Winter zur Ableitung in Vorfluter (keine Desinfektion)

Die Herleitung der jeweiligen Wassermengen und Anbauflächen ist im Anhang detailliert beschrieben (Anhang 8.6.8) und orientiert sich beispielhaft an den Bedingungen des Standorts Braunschweig. Für ganzjährige Nutzung wurde eine Anbaufläche von 7.800 ha ermittelt bei einer aufbereiteten Wassermenge von 20 Mio m³ (100 % des jährlichen Kläranlagenablaufs). Letztere setzt voraus, dass keine Anforderungen an Mindestabflüsse aus dem Klärwerk in den Vorfluter bestehen. Für den Sommerbetrieb ergab sich eine Anbaufläche von 2.800 ha bei einer genutzten Wassermenge von 7,5 Mio m³ (37 % des jährlichen Kläranlagenablaufs).

Für alle Verfahren wurden folgende Teile in der Bilanz berücksichtigt:

- Bau der Infrastruktur (Investitionskosten, Materialbedarf)
- Betriebsmittel für die Aufbereitung: Strom, Chemikalien, relevantes Verbrauchsmaterial (u.a. Membranmodule, UV-Lampen)
- Weitere Betriebskosten (Wartung, Personal)
- Entsorgung relevanter Abfallmengen (PAK)
- Verteilnetz: Bau und Betrieb der Infrastruktur (Leitungen, Pumpstation)

Die Auslegung der Verfahren erfolgte so, dass alle Verfahren eine definierte Menge an aufbereitetem Wasser (= Produkt) bereitstellen. Durch den unterschiedlichen Anfall von Spülwasser in den Prozessen ergaben sich daraus jeweils spezifische Wasserbilanzen mit unterschiedlichen Volumina im Zulauf (Anhang 8.6.2). Die Auswirkungen von zurückgeführtem Spülwasser auf das Klärwerk wurden in der Bewertung aufgrund der geringen Mengen vernachlässigt. Im Falle der Verfahren mit PAK wurde der Verbleib der PAK im Klärschlamm und die daraus entstehende Effekte bei der Schlammentsorgung berücksichtigt.

Alle dargestellten Kostenangaben gelten für das Referenzjahr 2023 und sind Nettokosten ohne Mehrwertsteuer. Für die Auslegung der Verfahren wurden folgende Annahmen getroffen:

- Investitionskosten: hydraulische Auslegung auf Trockenwetterspitze (3.800 m³/h) für alle Szenarien und Verfahren
- Betriebskosten: für behandelte Abwassermenge (Anhang Tabelle 8.6-3)

Die spezifischen Eingangsdaten für die Bewertung der einzelnen Szenarien wurden zusammen mit den Projektpartnern erhoben und validiert und sind im Anhang aufgeführt:

- Grundlagen der Kostenrechnung (Abschreibungsdauern, spezifische Kosten für Betriebsmittel) (Anhang 8.6.1)
- Sachbilanz der Betriebsmittel (u.a. Dosierung Ozon und PAK, Stromverbrauch, Chemikalienverbrauch, ...) (Anhang 8.6.2)
- Personalkosten (Anhang 8.6.4)
- Investitionskosten (Anhang 8.6.5)
- THG-Bilanz: Datensätze für Hintergrundprozesse und Materialbedarf für Infrastruktur (Anhang 8.6.7)
- Bewässerung (Anhang 8.6.8)
- Entsorgung PAK (Anhang 8.6.9)

Verfahrensvergleich für kleine Klärwerke für Elektro-Chlorung

Für diesen Vergleich wurde der Einsatz der Verfahren auf einem kleinen Klärwerk (500 Einwohnerwerte, 50 m³/h) angenommen. Als Reinigungsziel wurde hier die Erreichung von Klasse A nach EU VO 2020/741 angenommen, also nur eine Desinfektion nach der Abwasserreinigung.

Der Vergleich umfasst den Bau und Betrieb der Anlagen für zwei Szenarien:

- Sequencing Batch Reaktor (SBR) + Filter + konventionelle Chlorung mit NaOCl (Referenzszenario)
- Pflanzenkläranlage (PfKA) + Elektro-Chlorung

Als Zulauf wurde häusliches Rohabwasser angenommen. Die Betrachtung umfasst damit eine Aufbereitung von 18.000 m³ Rohabwasser im Jahr für die landwirtschaftliche Wiederverwendung ohne weitere Verteilung (Abbildung 1.3-48). Die Entsorgung von anfallendem Klärschlamm im SBR-Verfahren wurde ebenfalls mit bilanziert.

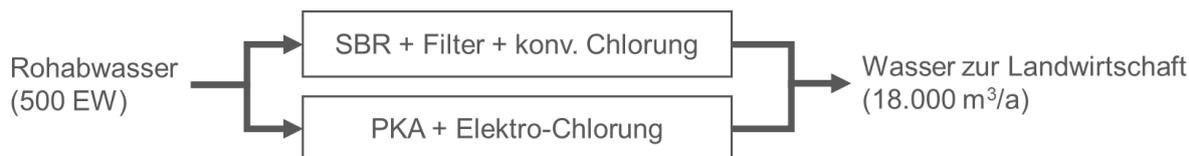


Abbildung 1.3-48: Vergleichsszenarien für Wasserwiederverwendung auf kleinen Kläranlagen.

Die Eingangsdaten für die Bewertung beider Szenarien sind im Anhang detailliert aufgeführt (Anhang 8.6.6). Dabei bestehen bei den Annahmen für die Abwasserbehandlung (SBR, PfKA) höhere Unsicherheiten bei Betriebs- und Investitionskosten sowie Betriebsmittelverbrauch.

Methodik der Resilienzbewertung

Kläranlagen unterliegen generell einer starken Dynamik der hydraulischen (z.B. Tagesdynamik, Regenwetter), stofflichen (z.B. CSB / BSB₅, Ammonium) sowie physikalischen Randbedingungen (z.B. jahreszeitliche Schwankung der Wassertemperatur). Zusätzlich zu ungünstigen baulichen Randbedingungen (z.B. unterdimensionierte Nachklärung), können Funktionsstörungen von technischen Geräten (z.B. Pumpen, Belüftung) und/oder der Mess-, Steuer- und Regeltechnik (MSR) zu einer unzureichenden Reinigungsleistung führen. Um auch in solchen Fällen eine sichere Wasserqualität für die Wasserwiederverwendung gewährleisten zu können, ist es notwendig, dass die technischen Systeme der weitergehenden Abwasserbehandlung eine hinreichende Resilienz aufweisen. Für die Bewertung der Resilienz wurden Szenarien für geläufige Funktionsstörungen erstellt und geprüft, wie sich diese auf den Betrieb der im Projekt betrachteten Verfahrenskombinationen (siehe AP 1) auswirken würden. Auswirkungen von Extremsituationen (z.B. Überschwemmung der Kläranlage, Stromausfall, ...) wurden nicht berücksichtigt, da in diesen Fällen schlicht keine Aufbereitung zur Wasserwiederverwendung stattfinden würde. Als Szenarien wurden erhöhte Konzentrationen im Ablauf der Nachklärung für CSB/BSB₅ (und damit auch DOC), Stickstoff (Ammonium/Nitrit/Nitrat), Phosphor, AFS (z.B. bei Schlammabtrieb) sowie eine Störung der MSR-Technik in der weitergehenden Abwasserbehandlung betrachtet.

Erzielte Ergebnisse

Verfahrenvergleich für Großklärwerke: Kosten

Für alle Verfahren und Zielstellungen der Aufbereitung wurden Investitionskosten zwischen 5,5 und 16,1 Mio € ermittelt (Abbildung 1.3-49). Den größten Teil des Invest machen die Verfahren Filtration (~ 3,5 Mio €), Ozon (~ 6,9 Mio €), Ultrafiltration (~ 7,7 Mio €) und RBF (8,4 Mio €) bzw. RBF^{plus} (14 Mio €) aus. Einen geringeren Beitrag haben UV-Desinfektion (0,24 - 0,85 Mio €) und sonstige Aufwendungen zur Integration der Verfahren ins Klärwerk (0,36 - 0,64 Mio €).

Die Zielstellung der Aufbereitung hat einen deutlichen Einfluss auf die Investitionskosten: während eine reine Desinfektion zur Erreichung der Klasse A nach EU-Vorgaben Investitionen in Höhe von 5,5 - 10,3 Mio € benötigt, liegen die Kosten für eine Spurenstoffentfernung bereits bei 11 - 15,8 Mio € und damit deutlich höher. Eine Kombination beider Ziele mit Spurenstoffentfernung und Desinfektion erhöht die Investitionskosten gegenüber einer reinen Spurenstoffentfernung nur geringfügig um 1 bis 5 %.

Beim Verfahrensvergleich fällt auf, dass für eine reine Desinfektion die Variante Filter + UV nur etwa halb so viel Investitionskosten hat wie die Varianten RBF+UF und UF+UV. Für die Spurenstoffentfernung ist die Kombination mit Membran (PAK + UF) die günstigste Variante, gefolgt von Ozon + Filter und RBF^{plus}. Diese Reihenfolge bleibt auch bei der Kombination beider Ziele bestehen. Es wird insgesamt deutlich, dass der Einsatz einer Membran „nur“ zur Desinfektion relativ hohe Investitionskosten bedeutet, sich aber dieses Verfahren in Kombination mit PAK effizient zur Spurenstoffentfernung einsetzen lässt.

Die Zulaufqualität aus dem Klärwerk hat auf die Investitionskosten hier nur geringen Einfluss: steigt der DOC von 5 mg/L auf 12 mg/L, steigen die Investitionskosten nur marginal um 1 – 5 %, vor allem durch die größere UV-Anlage und ggf. die höhere benötigte Membranfläche für UF. Die Auslegung aller anderen Verfahren skaliert mit dem maximalen Durchflussvolumen und nur geringfügig mit der Zulaufqualität.

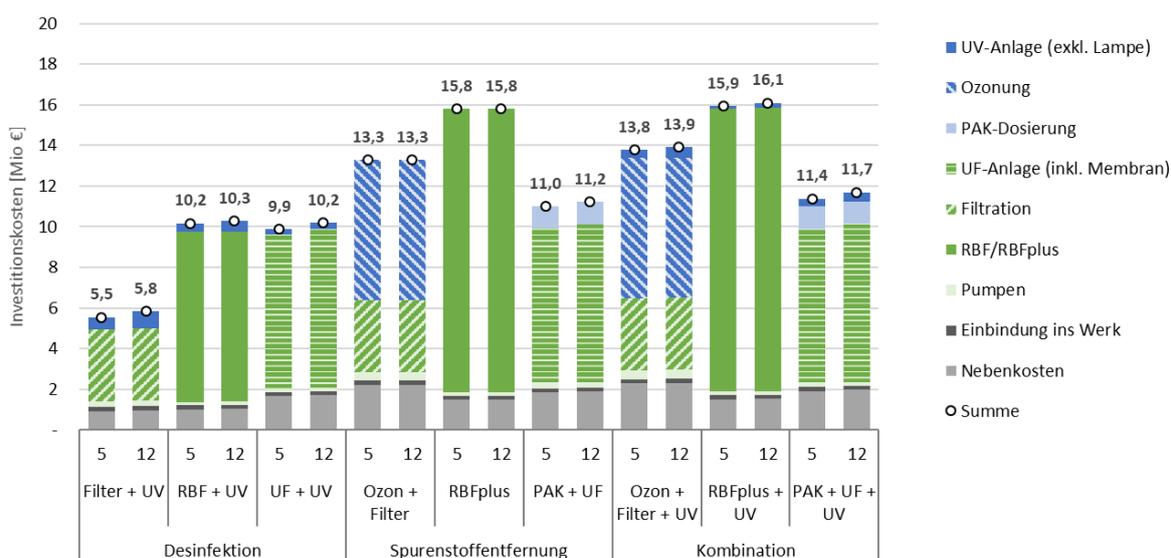


Abbildung 1.3-49: Investitionskosten der Aufbereitungsverfahren für verschiedene Ziele und Zulaufqualität (DOC = 5 und 12 mg/L).

Für die Jahreskosten ergibt sich ein ähnliches Bild (Abbildung 1.3-50): sie liegen bei 4,8 - 11,6 €-ct pro m³ Ablauf für alle Verfahren und Ziele. Anteilig liegen dabei Betriebskosten und Kapitaldienst in ähnlicher Größenordnung. Erneut ist bei der Desinfektion die Variante Filter + UV die günstigste (4,8 €-ct/m³), aber hier vergleichbar mit RBF-UV (5,1 €-ct/m³). Teurer ist die Membranvariante UF+UV (7,2 €-ct/m³), vor allem durch den höheren Kapitaldienst für den höheren Invest. Für die Spurenstoffentfernung dreht sich das Bild: hier ist der RBF^{plus} durch die relativ geringen Betriebskosten am günstigsten (5,5 €-ct/m³), gefolgt von PAK+UF (7,8 €-ct/m³) und Ozon + Filter (8,5 €-ct/m³). Bei der Kombination beider Ziele steigen die Kosten gegenüber der reinen Spurenstoffentfernung nur geringfügig um 10 – 15 % an. Die Zulaufqualität hat bei der Spurenstoffentfernung einen deutlichen Einfluss auf die Jahreskosten: durch die höhere Dosierung von Ozon bzw. PAK (jeweils spezifisch pro DOC) liegen die Jahreskosten bei 12 mg/L DOC deutlich höher als für 5 mg/L DOC (+ 19 – 25 %). Bei RBF^{plus} ist dieser Effekt hier nicht sichtbar, da die Standzeit der GAK unabhängig vom DOC im Zulauf angenommen wurde.

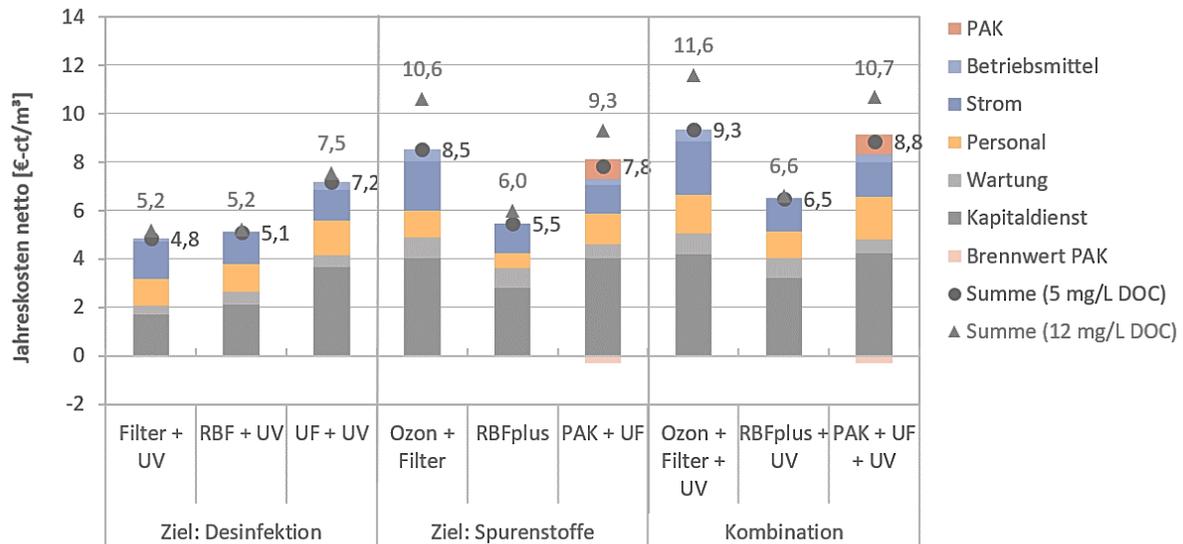


Abbildung 1.3-50: Spezifische Jahreskosten der Aufbereitungsverfahren für verschiedene Ziele und Zulaufqualität.

Die Investitionskosten für das Verteilnetz zur Landwirtschaft sind stark abhängig von der Entfernung der Felder zum Klärwerk (Abbildung 1.3-51): sie liegen bei 4,7 - 22,8 Mio € je nach Länge der Transportleitung (0 – 5 km) für eine Fläche von 7800 ha, inkl. der Pumpen für die Förderung von im Winter angereichertem Grundwasser in den Sommermonaten. Bei reinem Betrieb im Sommer ist die Fläche kleiner (2800 ha), was die Investitionskosten auf 1,6 - 20,6 Mio € senkt. Insgesamt wird deutlich, dass die Investition in ein Verteilnetz in ähnlicher Größenordnung oder sogar deutlich höher liegt wie die Aufbereitung des Wassers, vor allem wenn die Abnehmer weiter vom Klärwerk entfernt liegen. Für die Jahreskosten des Verteilnetzes ergeben sich 6,1 - 10,5 €-ct/m³ bei ganzjährigem Betrieb und 6,5 - 16,3 €-ct/m³ bei reinem Sommerbetrieb. Hier wird sehr deutlich, dass eine ganzjährige Nutzung des Verteilnetzes mit Grundwasseranreicherung im Winter gerade bei hoher Investition (= lange Transportleitung) deutlich kosteneffizienter ist und zudem eine größere landwirtschaftliche Fläche (Faktor 3) mit Wasser versorgen kann.

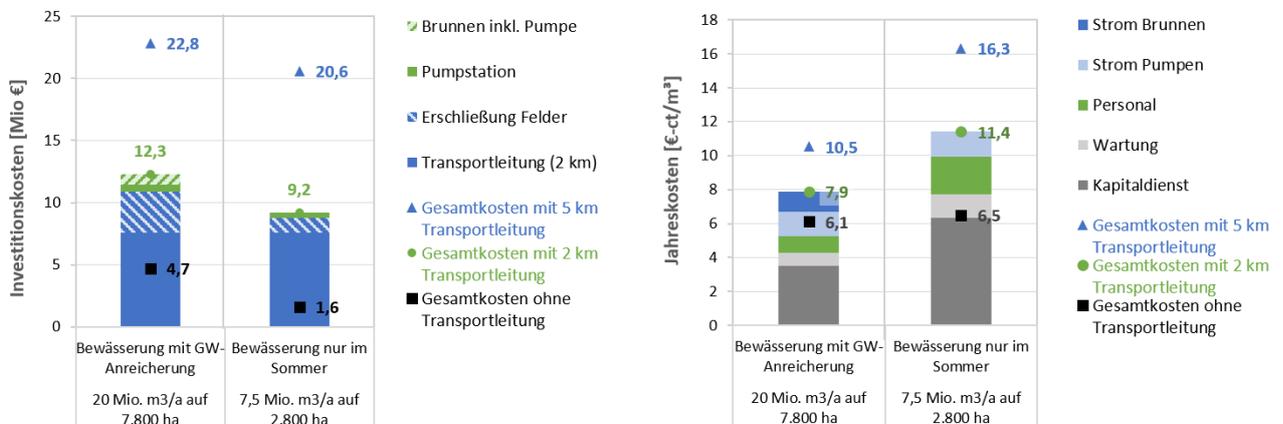


Abbildung 1.3-51: Kosten für Bewässerungssystem: Investition (links) und spezifische Jahreskosten (rechts).

Die Jahreskosten für Aufbereitung (Desinfektion + Spurenstoffentfernung) und Bewässerungssystem liegen in Summe bei 14 – 21 €-ct pro m³ (Abbildung 1.3-52). Dabei ist erneut der ganzjährige Betrieb mit Grundwasseranreicherung kosteneffizienter pro m³ wiederverwendetem Wasser, vor allem weil das Bewässerungssystem spezifisch günstiger wird. Anteilig liegt die Aufbereitung bei 35 – 54 % der Gesamtkosten.

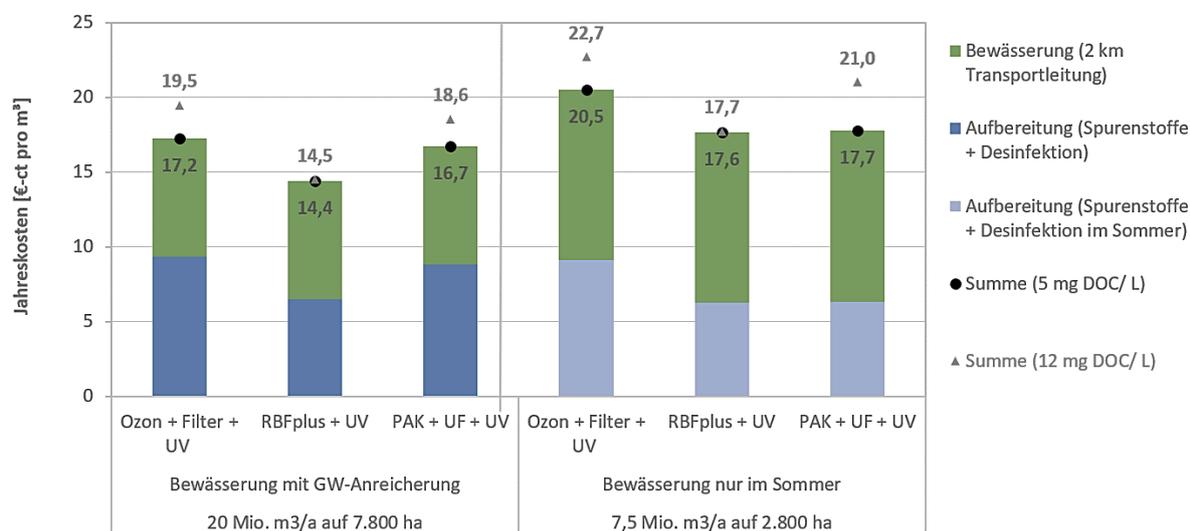


Abbildung 1.3-52: Spezifische Jahreskosten von Wasseraufbereitung (Desinfektion + Spurenstoffentfernung) und Bewässerungssystem für ein Großklärwerk.

Verfahrensvergleich für Großklärwerke: THG-Bilanz

Bezüglich der untersuchten Umweltwirkungen erzeugen die verschiedenen Verfahren der Aufbereitung je nach Zielstellung einen spezifischen CO₂e-Fußabdruck von 33 – 105 g CO₂e pro m³ (Abbildung 1.3-53). Dabei spielt die Infrastruktur generell nur eine untergeordnete Rolle, Haupttreiber sind der Stromverbrauch und relevante Betriebsmittel (Sauerstoff, PAK, Fällmittel) sowie die GAK beim RBF^{plus} (hier zur Infrastruktur zugeordnet). Erneut hat die reine Desinfektion den geringsten Fußabdruck (33 – 42 g CO₂e/m³), während die Spurenstoffentfernung deutlich höher liegt (54 – 62 g CO₂e/m³), vor allem durch hohen Stromverbrauch (Ozon) und Betriebsmittel (Sauerstoff, PAK, GAK). Hier hat auch die Zulaufqualität wieder deutlichen Einfluss, da bei hohem Organikgehalt (DOC) deutlich mehr Ozon bzw. PAK dosiert werden muss, was sich im höheren CO₂e-Fußabdruck widerspiegelt (+ 56 – 82 %). Bei PAK-Verfahren ist zusätzlich entscheidend, wie hoch der Regeneratanteil an der eingesetzten PAK ist: bei hohem Anteil an Frischkohle („virgin“) steigt der CO₂e-Fußabdruck deutlich an, bei geringem Anteil sinkt er ab (vgl. Balken in Abbildung 1.3-53). Der Anteil an Regenerat (= regenerierte GAK aus anderen Anwendungen, die weiter zu PAK aufgemahlen wird) in einem PAK-Produkt wird durch den Hersteller meist nicht angegeben und wird hier als Mittelwert pauschal mit 50 % abgeschätzt.

Insgesamt ist wie bei den Jahreskosten festzuhalten, dass die zusätzlichen THG-Emissionen der Aufbereitung nur geringfügig (+ 5 – 16 %) ansteigen, wenn neben der Desinfektion eine Spurenstoffentfernung betrieben wird. Damit sind auch hier Synergiewirkungen zwischen diesen beiden Aufbereitungszielen erkennbar.

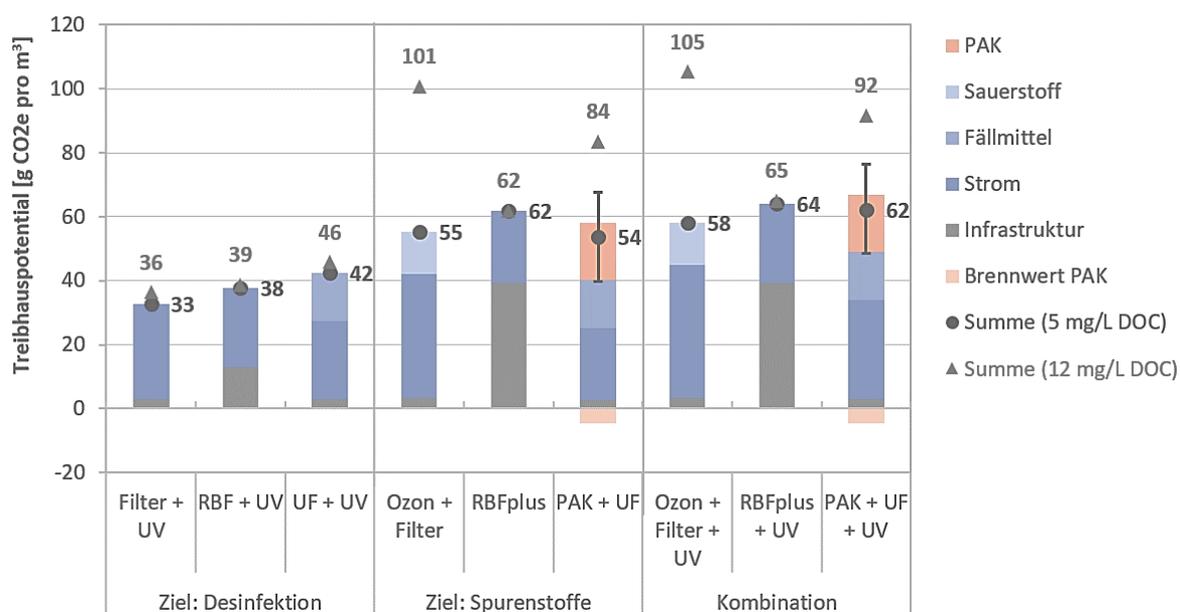


Abbildung 1.3-53: CO₂e-Fußabdruck der Aufbereitungsverfahren für verschiedene Ziele und Zulaufqualität (Strom: 480 g CO₂e/kWh): Balken bei PAK-Verfahren zeigt Schwankung je nach Anteil Frischkohle (0-100 %).

Wenn zukünftig die Stromversorgung in Deutschland vermehrt über regenerative Energiequellen (Wind, Sonne) läuft, sinkt der CO₂e-Fußabdruck der Stromerzeugung deutlich ab. Unter Annahme eines spezifischen Werts von 240 g CO₂e/kWh im Jahr 2030 (50 % des Basiswerts von 2023 von 480 g CO₂e/kWh (Icha und Lauf 2023)), verringert sich der spezifische CO₂e-Fußabdruck der Aufbereitung auf 18 – 75 g CO₂e pro m³ (Abbildung 1.3-54). Dabei sind naturgemäß die Verfahren bessergestellt, die einen hohen Stromverbrauch ausweisen (Ozon). Verfahren aus Aktivkohlebasis (PAK, RBF^{plus}) profitieren weniger von diesem Effekt und benötigen daher Aktivkohle aus regenerativen Rohstoffen (u.a. Kokosnussschalen) oder die Nutzung von regenerierter Aktivkohle, um ihren CO₂e-Fußabdruck zu senken. Damit wird deutlich, dass die Umweltwirkung der weitergehenden Abwasserreinigung auch von der Entwicklung in anderen Sektoren (Grünstrom, grüne Chemikalien, nachhaltige Aktivkohle) abhängt.

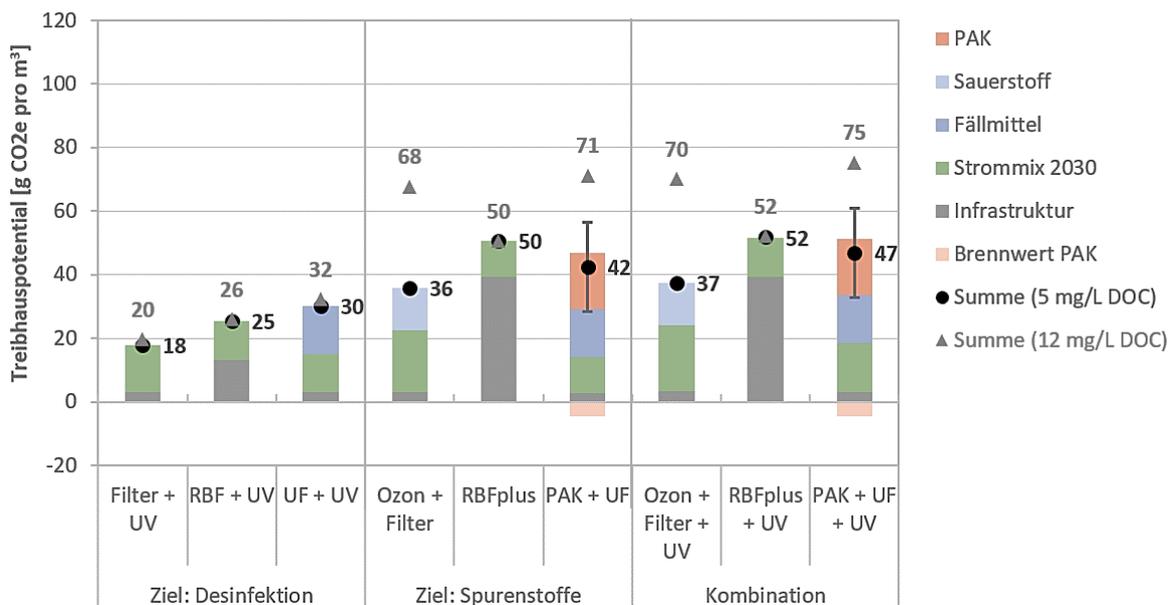


Abbildung 1.3-54: CO₂e-Fußabdruck der Aufbereitungsverfahren für verschiedene Ziele und Zulaufqualität (Strom: 240 g CO₂e/kWh). Balken bei PAK-Verfahren zeigt Schwankung je nach Anteil Frischkohle (0-100 %).

In Summe ergibt sich für Aufbereitung und Verteilung des Wassers in der Landwirtschaft ein CO₂e-Fußabdruck von 88 – 157 g CO₂e pro m³ (Abbildung 1.3-55). Der ganzjährige Betrieb hat dabei anders als bei den Jahreskosten spezifisch höhere Wirkungen in der THG-Bilanz, da die Grundwasseranreicherung im Winter bzw. dessen Förderung im Sommer deutlich mehr Strom verbraucht als die „reine“ Lieferung des Wassers zur Landwirtschaft. Die Infrastruktur des Verteilnetzes spielt dagegen beim CO₂e-Fußabdruck fast keine Rolle (2 – 4 g CO₂e/m³). Daher ist hier der Teilbetrieb im Sommer spezifisch weniger umweltbelastend, was sicher aber zukünftig mit dem steigenden Grünstromanteil (vgl. Abbildung 1.3-54) ausgleichen wird.

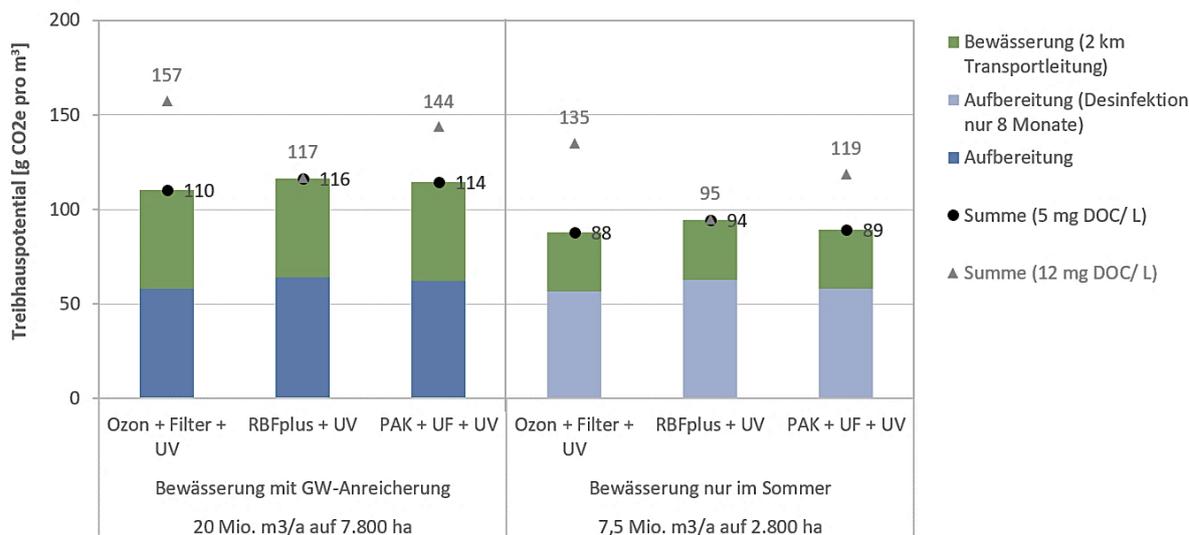


Abbildung 1.3-55: Spezifischer CO₂e-Fußabdruck von Wasseraufbereitung (Desinfektion + Spurenstoffentfernung) und Bewässerungssystem für ein Großklärwerk.

Verfahrensvergleich für kleine Klärwerke

Die Jahreskosten liegen bei 3,1 €/m³ für die Referenz (SBR + Filter + Chlorung) gegenüber 2,3 €/m³ für die Kombination aus PKA und Elektro-Chlorung (Abbildung 1.3-56). Dabei spielt der Kapitaldienst für die Abwasserreinigung (SBR vs. PFKA) die größte Rolle, so dass die Vorteile der Elektrochlorung nur untergeordnet sind. Gegenüber der konventionellen Chlorung entstehen höhere Investitionskosten, aber geringere Kosten für Wartung und Betriebsmittel (NaOCl vs. NaCl und Strom). Entscheidend ist hier die Kombination mit der PFKA, was durch die geringen NH₄-N-Werte im Ablauf eine deutlich geringere Chlordosierung ermöglicht (2,5 mg/L nach PKA vs. 14,3 mg/L nach SBR). Ein deutlicher Vorteil ergibt sich auch beim CO₂e-Fußabdruck, vor allem durch den geringeren Stromverbrauch und die vermiedene Schlamm entsorgung bei der PKA, aber auch durch geringeren Aufwand für die Chemikalien zur Chlorung (Abbildung 1.3-56). Insgesamt ist bei diesem Vergleich die Datenqualität eingeschränkt einzuschätzen, da wichtige Eingangsparameter (u.a. Stromverbrauch und Investitionskosten für SBR und PKA) nur grob abgeschätzt werden konnten.

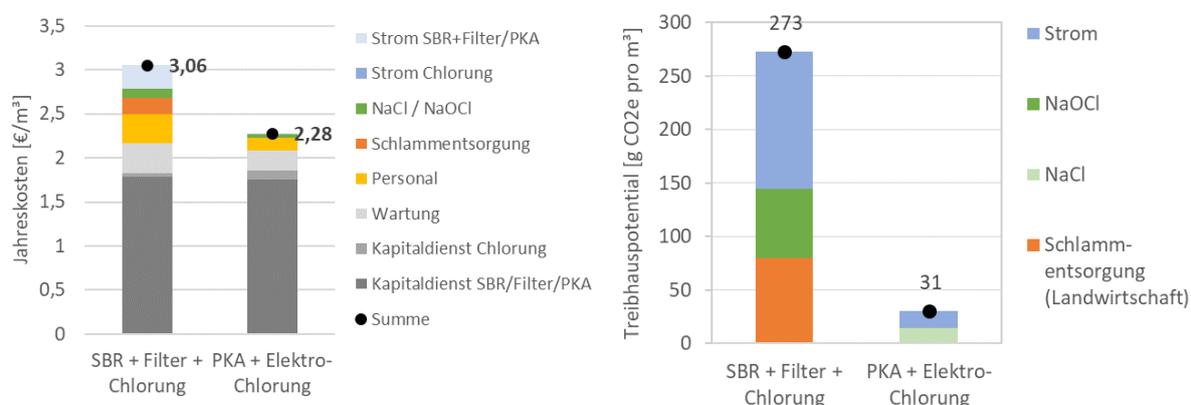


Abbildung 1.3-56: Jahreskosten (links) und CO₂e-Fußabdruck (rechts) für Wasserwiederverwendung bei kleinen Klärwerken: Vergleich von konventioneller Chlorung nach SBR + Filter und Elektro-Chlorung nach Pflanzenkläranlage

Ergebnisse der Resilienzbewertung der Aufbereitungsverfahren

Die Auswirkungen und mögliche Gegenmaßnahmen bezüglich der vier Prozesskombinationen sind nachfolgend in Kürze zusammengefasst:

AP1.1: Ozonung, Filtration und UV-Desinfektion:

Die erzielbare Spurenstoffelimination und die Desinfektionswirkung der Ozonung werden maßgeblich durch den erzielten spezifischen Ozoneintrag (mg_{O₃}/mg_{DOC}) bestimmt. Der effektive Ozoneintrag (mg_{O₃}/l) wird damit sowohl von der DOC- und der Nitrit-Konzentrationen (3,43 mg_{O₃}/mg-N) beeinflusst. Ohne entsprechende Onlinemesstechnik für DOC und Nitrit bzw. mittels der relativen Abnahme des SAK₂₅₄ (ΔSAK₂₅₄) und einer entsprechenden Anpassung der Ozondosis ist eine entsprechend geringere Reinigungsleistung bei erhöhten CSB- oder Nitrit-Werten im Kläranlagenablauf zu erwarten. Erhöhte DOC-Konzentrationen führten tendenziell auch zu einer höheren UV-Transmission, welche beispielsweise bei einer intensitätsgeregelten UV-Anlage durch eine Erhöhung der Lampenleistung kompensiert werden müsste. Erhöhte Feststoffkonzentrationen können durch den Filter abgefangen werden, wobei sich das Rückspülintervall entsprechend erhöht. Ein negativer Effekt einer erhöhten AFS-Konzentration auf die Desinfektionswirkung in der Ozonung kann nicht ausgeschlossen werden, konnte aber im Rahmen des Projekts nicht bewertet werden. Störungen der MSR-Technik wirken sich unmittelbar auf das Reinigungsergebnis aus.

AP1.2: Retentionsbodenfilter+ und UV-Desinfektion:

Der RBF^{plus} behandelt auch Mischwasserabschläge, welche bezüglich der CSB/BSB₅-, Stickstoff- und Phosphorkonzentrationen sowie Belastungsdauern vergleichbar mit den angenommenen Störungsszenarien sind. Die nachgeschaltete UV-Desinfektion wird somit zuverlässig geschützt. Leichter Schlammabtrieb über einen begrenzten Zeitraum wird als unproblematisch eingeschätzt. Bei sehr starkem Schlammabtrieb ist eine Kolmation des RBF^{plus} nicht auszuschließen. Der Betrieb des RBF^{plus} selbst ist sehr robust und benötigt keine spezielle Messtechnik. Bei einer Störung der UV-Intensitätsmessung (z.B. Regelung der UV-Desinfektion) kann die UV-Desinfektion vorübergehend mit maximaler Leistung betrieben werden.

AP1.3: Pulveraktivkohle (PAK), Ultrafiltration (UF) und UV-Desinfektion

Ein erhöhter organischer Hintergrund (DOC) führt bei einer volumenstrombasierten PAK-Dosierung zu einer geringeren DOC-spezifischen PAK-Dosis und damit wahrscheinlich zu einer geringeren Spurenstoffelimination. Dies könnte beispielsweise durch eine DOC- oder SAK₂₅₄-proportionale PAK-Dosierung vermieden werden. Ein erhöhter DOC verursacht zudem tendenziell ein schnelleres Fouling in der UF (größerer Druckverlust, häufigere Rückspülung) und führt zu einer höheren UV-Transmission im Ablauf der UF. Der Anstieg der UV-Transmission könnte bei einer intensitätsgeregelten UV-Anlage durch eine Erhöhung der Lampenleistung kompensiert werden. Erhöhte Feststoffkonzentrationen stellen kein Problem für die UF dar, erhöhen jedoch die Rückspülhäufigkeit. Erhöhte Stickstoff- bzw. Phosphorkonzentrationen haben keinen Einfluss auf den Anlagenbetrieb.

AP1.4: Pflanzenkläranlage (PfKA) und Elektrochlorung

Die PfKA wurde für die Behandlung von Kläranlagenzulauf eingesetzt und stellt damit den eigentliche Abwasserbehandlungsprozess dar. Erhöhte DOC-Konzentrationen im Ablauf der PfKA führen tendenziell zu mehr Desinfektionsnebenprodukten. Sofern möglich, kann dem durch eine Reduzierung der Oberflächenbeschickung (= höhere Leerbettverweilzeit) entgegengewirkt werden. Ammonium wird in der PfKA in der Regel komplett zu Nitrat oxidiert, so dass keine negativen Auswirkungen auf die nachgeschaltete Chlorung zu erwarten ist. Der Betrieb der PfKA ist insgesamt sehr robust und benötigt keine spezielle Messtechnik. Aufgrund der Trennung von Chlorerzeugung und Abwasserstrom ist der einzig relevante Übergabepunkt bei der on-site Elektrochlorung eine Dosierstelle in Form eines T-Stücks. Als zusätzliche Sicherheit, um Verstopfungen der Dosierstelle zu verhindern kann ein Polizeifilter nach der Pflanzenkläranlage betrieben werden. Die Chlorerzeugung ist aufgrund ihres Verfahrensprinzips sehr robust und benötigt für Wartung und Betrieb kein gelerntes Fachpersonal. Die erfolgreiche Chlordosierung kann mithilfe von Online Sensoren geprüft werden. Im beabsichtigten Anwendungsfall in ländlichen Regionen kann dies über Geruchstests oder Prüfung des Füllstands der Vorlage auf einfache Weise geprüft werden, sodass eine Desinfektion stets sichergestellt werden kann.

Zusammenfassung der Ergebnisse und Schlussfolgerungen

Aus der integrierten Bewertung der Verfahren zur Aufbereitung und Verteilung des Wassers über Jahreskosten, CO₂e-Fußabdruck und Resilienz konnten folgende Ergebnisse und Schlussfolgerungen abgeleitet werden:

- Die Aufbereitung von Kläranlagenablauf zur landwirtschaftlichen Wasserwiederverwendung mit den untersuchten Verfahren kostet je nach Zielstellung (Desinfektion mit/ohne Spurenstoffentfernung) etwa 5 – 12 €-ct pro m³ und verursacht

33 – 105 g CO₂e (Stand 2023). Zukünftig wird erwartet, dass der CO₂e-Fußabdruck durch den zunehmenden Anteil von Grünstrom, aber auch durch die Verwendung nachhaltig produzierter Betriebsmittel weiter sinkt.

- Mit der Spurenstoffentfernung als gesetztes Ziel für alle Kläranlagen > 150.000 EW nach (KARL) können die EU-Vorgaben zur landwirtschaftlichen Wasserwiederverwendung mit geringem Mehraufwand in Jahreskosten (~ 1 €-ct/m³) und CO₂e-Fußabdruck (3 – 9 g CO₂e/m³) erreicht werden. Damit sind deutliche Synergien zwischen den Aufbereitungszielen Desinfektion (nach EU Klasse A) und Spurenstoffentfernung (KARL) nachgewiesen.
- Die Qualität des Kläranlagenablaufs hat über die organische Hintergrundbelastung (DOC) einen deutlichen Einfluss auf Kosten und CO₂e-Fußabdruck der Spurenstoffentfernung. Bei einer Erhöhung des DOC von 5 mg/L auf 12 mg/L steigen die Kosten um 19 – 25 % und die CO₂e-Emissionen um 58 – 82 %.
- Ein bedeutender Anteil der Gesamtkosten eines Systems zur landwirtschaftlichen Wasserwiederverwendung liegt auch in der Infrastruktur und im Betrieb des Verteilnetzes. Wichtigster Treiber für die Investitionskosten des Verteilnetzes ist hier vor allem die Entfernung der Felder zur Aufbereitungsanlage und damit die Länge der notwendigen Transportleitung. Bei reinem Betrieb des Systems im Sommer zur Bewässerung fallen spezifische Kosten von 6 – 16 €-ct/m³ an, inklusive Aufbereitung (Desinfektion + Spurenstoffe) in Summe etwa 18 – 23 €-ct/m³. Wenn das System im Winter zur Grundwasseranreicherung genutzt wird und im Sommer dieses Grundwasser ebenfalls zur Bewässerung gefördert wird, verbessert sich die Kosteneffizienz auf 6 – 11 €-ct/m³ für das Verteilnetz und 14 – 20 €-ct/m³ für das Gesamtsystem. Darüber hinaus können so 100 % des jährlichen Kläranlagenablaufs für die Bewässerung genutzt werden (solange keine Anforderungen an Mindestabflüsse in den Vorfluter bestehen), bei reinem Sommerbetrieb sind es nur 37 %.
- Die Kombination aus Pflanzenkläranlage und Elektro-Chlorung hat für kleine Kläranlagen gegenüber einem konventionellen System geringere Jahreskosten (- 26 %) und einen kleineren CO₂e-Fußabdruck (- 89 %). Vorteile dieser Kombination sind vor allem die niedrigere Chlordosierung (weniger Chlorzehrung durch komplette Nitrifikation in PKA) und der geringere Aufwand im Betrieb.
- Bei der Bewertung der Resilienz ergab sich ein differenziertes Bild: Einige Verfahrenskombinationen sind sehr robust und weitestgehend unabhängig von spezieller Online-messtechnik (z.B. RBF^{plus}, PKA). Bei der Verfahrenskombination aus PAK, UF und UV können sich zwar Schwankungen des organischen Hintergrunds negativ auf die Spurenstoffelimination auswirken, die Desinfektionswirkung jedoch unabhängig davon beibehalten werden. Die höchsten Anforderungen an die MSR-Technik und damit auch die geringste Resilienz ergibt sich für den Betrieb der Verfahrenskombination aus Ozonung, Filtration und UV.

Insgesamt zeigt die integrierte Bewertung den Aufwand für die landwirtschaftliche Wasserwiederverwendung auf und gibt Hinweise zur Haupttreibern und möglichen zukünftigen Entwicklungen. Es konnten deutliche Synergien zwischen dem Ziel der Spurenstoffentfernung und der Wasserwiederverwendung nach EU-Vorgaben aufgezeigt werden, was bei der künftigen Umsetzung der Vorgaben der KARL Optionen für eine kosteneffiziente Realisierung der Wasserwiederverwendung aufzeigt.

1.3.9 Zusammenfassung und Fazit Arbeitspaket 3 - Risikomanagement

AP3.1: Stoffliche Risiken

Im Zu- und Ablauf der Ozonung wurden über das Non-Target Screening (NTS) mehr als 1000 unbekannte organische Verbindungen (= Features) ermittelt. Etwa 120 Substanzen konnten direkt über den automatisierten Abgleich mit einer Spektrenbibliothek identifiziert werden. Es zeigte sich erwartungsgemäß eine steigende Anzahl abbaubarer Features bei steigender Ozondosis. Die stärkste Änderung wurde dabei im Bereich 0,3 – 0,6 mg_{O₃}/mg_{DOC} ermittelt, woraus sich eine optimale spezifische Ozondosis im Bereich von 0,5 – 0,7 mg_{O₃}/mg_{DOC} ergibt. Für Transformationsprodukte (TP) ergab sich kein eindeutiger Trend in Bezug auf die eingesetzte Ozondosis. Es wurden aber diverse N-Oxide und neu gebildete unbekannte Features in den Proben nach Ozonung detektiert. Die persistenten und nicht vollständig entfernbaren Features sowie die gebildeten TPs könnten bei der Wasserwiederverwendung ins Grundwasser gelangen und/oder sich in landwirtschaftlichen Produkten anreichern.

Im Untersuchungszeitraum wurden daher zusätzlich Proben aus sieben Grundwassermessstellen entnommen und ebenfalls mit NTS untersucht. Das Grundwasser wurde bisher nur von nicht-ozoniertem Ablauf beeinflusst. Für die Bildung der Schnittmenge zwischen Grundwasser und Zu- und Ablauf der Ozonung wurden aus der Pilotanlage nur die Proben berücksichtigt, die bei einer spezifischen Ozonkonzentration 0,5 – 0,7 mg_{O₃}/mg_{DOC} erzeugt wurden. Das Ergebnis zeigte, dass durch die Ozonung eine hohe Anzahl an Substanzen nicht vollständig zurückgehalten und weiterhin bis ins Grundwasser vordringen könnte. Allerdings kann für eine Vielzahl der Substanzen die Konzentration im aufbereiteten Wasser deutlich verringert werden. Der zusätzliche Rückhalt durch die Bodenpassage wurde nicht ermittelt. Es konnte ebenfalls festgestellt werden, dass durch die Ozonung für etwa 200 – 400 Substanzen entfernt werden können, die ansonsten grundwassergängig wären. Damit kann die erweiterte Aufbereitung zu einer Verbesserung der Grundwasserqualität führen.

Der Transport von Spurenstoffen in landwirtschaftliche Produkte wurde mittels einer Target-Methode untersucht, die ca. 160 Substanzen quantitativ erfasst. Für 115 Substanzen konnte eine Validierung der Extraktionsmethode für Pflanzenmatrizes validiert werden. Davon wurden 86 Substanzen im Wasser zur Bewässerung (Ablauf der Pilotanlage) quantitativ bestimmt. Fast 50 dieser Substanzen wurden in mindestens einer Pflanzenmatrix nachgewiesen, die höchste Anzahl an Substanzen wiesen die Wurzeln der Erdbeere auf. Die höchsten Summenkonzentrationen ergaben sich ebenfalls in den Wurzeln als der Erdbeere als auch in den Blättern des Salats. Allgemein erwiesen sich die detektierten Konzentrationen als sehr gering, vor allem in den zum Verzehr geeigneten Pflanzen-Kompartimenten. Größtenteils lagen die in dieser Studie ermittelten Werte in ähnlichen Bereichen wie beispielsweise bei (Riemenschneider et al. 2016; Ahmadi et al. 2025). Beide Studien stellten unter Verwendung verschiedener Einschätzungs-Konzepte keine Risiken durch den Verzehr der Pflanzen fest. Die unter den untersuchten Proben vergleichsweise hohen Konzentrationen in bzw. an den Wurzeln zeigen aber, dass die Spurenstoffe tendenziell in den Pflanzen aufgenommen werden können. Die Translokation in verzehrbare Pflanzenbestandteile bedarf weiterer Untersuchungen.

Mit Hilfe von Bodensäulenversuchen wurde der Rückhalt bzw. Abbau von Spurenstoffen untersucht, die nach einer Behandlung mittels der in Braunschweig verwendeten Pilotanlage noch im Wasser vorlagen. Insgesamt konnten für mehr als 30 Stoffe eine unterschiedlich starke Retardation (zeitliche Verzögerung) und Halbwertszeit (Abbau) abgeschätzt werden. Für mehr als 20 Stoffe wurde eine Bildung bzw. ein Konzentrationsanstieg in den Bodensäulen

festgestellt. Darauf aufbauend wurde ein Modell (HYDRUS-1D) zur Prognose von Sickerwassermengen und -frachten im Rahmen einer Szenarienanalyse mit verschiedenen Randbedingungen und Managementoptionen für den Standort Braunschweig durchgeführt. Mit dem vereinfachten Modell konnte u.a. gezeigt werden, dass die Spurenstoffentfernung mittels Ozons einen ähnlichen Einfluss auf die Spurenstofffracht in das Grundwasser hatte wie die Beschränkung des Bewässerungszeitraums (Wachstumsperiode von Mai bis September ggü. ganzjährige Bewässerung). Der Simulationsworkflow (Modellerstellung, Berechnung und Auswertung) konnte durch die Entwicklung von in der Programmiersprache R geschriebenen Skripten (zwei veröffentlichte R-Pakete) soweit automatisiert werden, dass sich Modellszenarien für viele Spurenstoffe schnell und reproduzierbar durchführen lassen.

Verschiedene Optionen des Managements von Salzfrachten auf landwirtschaftlichen Flächen und deren Bedeutung für den zusätzlichen Wasserbedarf zum Salzaustrag wurden im Rahmen einer Literaturstudie verglichen. Darüber hinaus wurde der Einfluss der Bodeneigenschaften, Salzgehalt im Bewässerungswasser sowie die Salztoleranz ausgewählter Feldfrüchte bzw. Pflanzen mit einem Tool (ANSWER-App) zur vereinfachten Analyse der Auswirkungen von Salz- und Wasserstress auf landwirtschaftliche Pflanzen untersucht. Es zeigt sich, dass die Bewässerung im Idealfall bedarfsgerecht erfolgen sollte und die Rahmenbedingungen standortspezifisch zu prüfen sind. Die verwendete App kann leider nicht berücksichtigen, dass z.B. in Deutschland die Bewässerung in der Regel nicht ausschließlich durch Beregnungswasser, sondern zu relevanten Anteilen auch durch Niederschläge erfolgt. Reagierende Maßnahmen, wie die aktive Salzauswaschung sind teuer und sollten deshalb nur als letzte Möglichkeit in Betracht gezogen werden.

AP3.2: Mikrobielle Risiken

Die im Projekt FlexTreat untersuchten Verfahrensketten zur Abwasseraufbereitung zeigten eine signifikante Reduktion mikrobiologischer Belastungen. Dabei gilt, dass hinsichtlich des Parameters *E. coli* die in der EU VO 2020/741 genannten Qualitätsklasse B für alle Anlagen eingehalten konnten. Die Qualitätsklasse A konnte bis auf wenige Ausnahmen ebenfalls erreicht werden. In der Validierung der Verfahrensketten konnten einige Herausforderungen identifiziert werden, welche in einem veröffentlichten Leitfaden adressiert wurden. So besteht für *C. perfringens* die spezifische Herausforderung, dass die Sporen des Bakteriums eine hohe Resistenz gegenüber bspw. Ozon und UV-Strahlung aufweisen und somit eine effektive Filtration notwendig ist, um die Entfernungsleistung nachweisen zu können. Für die Validierung von somatischen Coliphagen konnte gezeigt werden, dass die Zulaufkonzentrationen in den einzelnen Aufbereitungsanlagen teilweise zu niedrig sind, um die geforderte Log₁₀-Reduktion analytisch validieren zu können. Aus diesem Grund wurde die Anreicherung größerer Proben volumina getestet, um auch unter solchen Randbedingungen eine quantitative Validierung durchführen zu können.

Neben klassischen Indikatoren wurden auch Antibiotikaresistenzen untersucht. Antibiotikaresistente Bakterien (ARB) konnten in nahezu allen Proben weitgehend eliminiert werden; vereinzelte Nachweise standen in Zusammenhang mit technischen Störungen. Resistenzgene zeigten ein differenziertes Verhalten: Während *ermB* und *bla_{TEM}* – als persistent bekannte Gene – über alle Prozessstufen hinweg detektiert wurden, verschwanden *mcr-1* und *bla_{NDM-1}* meist bereits in frühen Reinigungsstufen. Eine belastbare Risikoabschätzung ist jedoch limitiert, da die methodischen Ansätze keine Aussage über die Trägerorganismen der Resistenzgene zulassen.

Ein weiterer Schwerpunkt der Bewertung des mikrobiellen Risikos waren die Untersuchungen zur Wiederaufkeimung verschiedener mikrobiologischer Parameter bei Speicherung des Wassers unter kontrollierten Bedingungen. In keiner der untersuchten Anlagen konnte eine Vermehrung von Indikatororganismen während der Lagerung über 14 bzw. 15 Tage beobachtet werden. Vielmehr deutet sich ein tendenzieller Rückgang bzw. eine Persistenz auf niedrigem Niveau an – insbesondere bei *C. perfringens*-Sporen. Angesichts der hohen mikrobiellen Diversität in Abwasser (mit potenziell >99 % nicht kultivierbaren Mikroorganismen) wurden ergänzend zur klassischen Kultivierungsmethodik Analysen mittels Durchflussszytometrie (DFZ) durchgeführt. Diese zeigten teils Veränderungen in Zusammensetzung und Zellzahlen über die Lagerzeit, die jedoch nicht weitergehend differenziert werden können. Auch bei der Resistenzanalytik (ARG/ARB) zeigten sich während der Lagerung keine Hinweise auf eine Zunahme des Resistenzpotenzials. Temperaturvariationen während der Lagerung führten zu keinen eindeutigen Trends in der Gesamtzellzahl. Veränderungen in der mikrobiellen Zusammensetzung sind jedoch – trotz konstanter Zellzahlen – möglich, konnten aber mit den gewählten Methoden nicht erfasst werden.

Es wurde ein Funktionsmuster für eine mobile qPCR-Einheit aufgebaut und getestet. Aufgrund der hohen Analysezeit wurde ein zweiter Lösungsansatz entwickelt. Für die abschließende Testung des Nachweissystems wurde aber auf eine mobile qPCR-Lösung verzichtet und ein angepasster Workflow verwendet. Dieser besteht aus einer vor Ort Probennahme und -stabilisierung der Proben. Hierfür werden die Abwasserproben filtriert und die Filter anschließend in ein Stabilisierungsmedium überführt. Die Filter können so anschließend bei Raumtemperatur gelagert oder an ein Labor zur Analyse überführt werden. Die eigentliche Analyse der Proben erfolgt dann in einem Labor und kann unter standardisierten Bedingungen durchgeführt werden.

AP3.3: Bewertung

Die verschiedenen Technologien des Projekts wurden hinsichtlich ihrer Kosten und Umweltwirkungen bewertet und verglichen, um mögliche Zielkonflikte zwischen erreichter Wasserqualität und den damit verbundenen Kosten und Umweltfolgen aufzuzeigen. Die Aufbereitung von Kläranlagenablauf zur landwirtschaftlichen Wasserwiederverwendung mit den untersuchten Verfahren kostet je nach Zielstellung (Desinfektion mit/ohne Spurenstoffentfernung) etwa 5 – 12 €/ct pro m³ und verursacht 33 – 105 g CO₂e (Stand 2023). Mit der Spurenstoffentfernung als gesetztes Ziel für alle Klärwerke > 150.000 EW (KARL) können die EU-Vorgaben zur landwirtschaftlichen Wasserwiederverwendung mit geringem Mehraufwand in Jahreskosten (~ 1 €/ct/m³) und CO₂e-Fußabdruck (3 – 9 g CO₂e/m³) erreicht werden. Damit sind deutliche Synergien zwischen den Aufbereitungszielen Desinfektion und Spurenstoffentfernung nachgewiesen. Ein bedeutender Anteil der Gesamtkosten eines Systems zur landwirtschaftlichen Wasserwiederverwendung liegt auch in der Infrastruktur und im Betrieb des Verteilnetzes. Wichtigster Treiber für die Investitionskosten des Verteilnetzes ist hier vor allem die Entfernung der Felder zum Klärwerk und damit die Länge der notwendigen Transportleitung. In Abhängigkeit der betrieblichen Randbedingungen ist hier mit spezifischen Kosten zwischen 6 – 16 €/ct/m³ zu rechnen.

Bei der Bewertung der Resilienz ergab sich ein differenziertes Bild. Einige Verfahrenskombinationen sind sehr robust und weitgehend unabhängig der Wasserqualität und spezieller Online-messtechnik (z.B. RBF^{plus}, PKA), wohingegen die Verfahrenskombination aus Ozonung, Filtration und UV aufgrund hoher Anforderungen an die MSR-Technik die geringste Resilienz aufwies.

1.4 Verwertungspotential der FlexTreat-Lösungen fördern (AP4)

Die Arbeiten zu AP4 gliedern sich in mehrere Schritte, die alle darauf abzielen, Wiederverwendungskonzepte für aufbereitetes Wasser umzusetzen und deren Akzeptanz zu fördern. Zunächst wurden die rechtlichen Vorgaben zur Wasserqualität, beispielsweise nach EU VO 2020/741, eingehend bewertet und die damit verbundenen Anforderungen operationell umgesetzt (AP 4.1). Im zweiten Schritt wurde das Potenzial der Wasserwiederverwendung an verschiedenen Standorten analysiert. In diesem Rahmen wurde eine Potenzialanalyse für die Wasserwiederverwendung aus dem RBF^{plus} in Rheinbach angefertigt. Für das (nicht-) europäische Ausland wurden im AP 4.2 Fallstudien in Murcia und Talavera (Spanien), sowie Hurgada (Ägypten) und Tubli (Bahrain) betrachtet, wobei jeweils unterschiedliche Rahmenbedingungen zu berücksichtigen waren. Das sich anschließende AP 4.3 untersucht die Akzeptanz zur Wasserwiederverwendung und führt einen Stakeholder-Dialog. Abschließend fasst das AP 4.4 die wichtigsten Projekterkenntnisse zu einem technischen Leitfaden zusammen.

1.4.1 Anforderungen an die Wasserqualität operationell Umsetzen (AP 4.1)

Nachfolgend werden die Bedeutung der gesetzlichen Anforderungen an die Wasserqualität und die Vorgaben für den Nachweis deren Einhaltung für ausgewählte Länder (Ägypten, Bahrain, Israel und Jordanien) mit den Vorgaben in Spanien sowie der EU VO 2020/741 als Referenz verglichen. Darüber hinaus wird in AP 4.1 auf die Bedeutung der EU VO 2020/741 für den Standort Braunschweig eingegangen. Die dortige Umsetzung zur Erfüllung des rechtlichen Rahmens zur Wasserwiederverwendung wird erläutert. Der Beitrag zum Umwelt- und Gewässerschutz durch die Errichtung einer vierten Reinigungsstufe wird durch die Berechnung der Frachtreduktion in der Oker in Braunschweig dargestellt. Darüber hinaus wird am Beispiel des Einzugsgebietes der Kläranlage Rheinbach eine Potentialanalyse für die Wasserwiederverwendung in der Region durchgeführt. Vereint bilden diese zwei Betrachtungen anschauliche Beispiele über den aktuellen Stand der Umsetzung von Wasserwiederverwendungsprojekten in Deutschland zum Zeitpunkt des Projektes.

1.4.1.1 Übersicht gesetzlicher Anforderungen in verschiedenen Zielmärkten

Der Fokus der Auswertung liegt dabei auf der Wasserwiederverwendung in der Landwirtschaft, so dass alternative Nutzungen (z.B. urbane oder industrielle Nutzung) nicht berücksichtigt wurden. Die bereitgestellten Informationen dienen dabei der Orientierung und ersetzen keine rechtliche Beratung. Zudem sollte stets die Aktualität der entsprechenden Gesetze geprüft werden.

EU: Die Mindestanforderungen an die Wasserwiederverwendung sind in der EU VO 2020/741 festgelegt, welche seit Juni 2023 gültig sind. Details zu den Aufbereitungszielen finden sich im Abschnitt (Kapitel 1.1.2). Es ist jedoch zu beachten, dass diese Regeln nicht für die ganze EU gelten, da die Anwendung durch die jeweiligen Mitgliedsstaaten eingeschränkt oder sogar vollständig abgelehnt werden kann. Eine Übersicht der EU-Mitgliedsstaaten, welche die EU VO 2020/741 anwenden oder nicht findet sich in Abbildung (Abbildung 1.4-1). Dabei zeigt sich, dass neben Irland, Österreich und Schweden vor allem die östlichen EU Mitgliedsstaaten (Polen, Tschechien, Slowakei, Litauen, Lettland) die EU VO 2020/741 nicht anwenden.

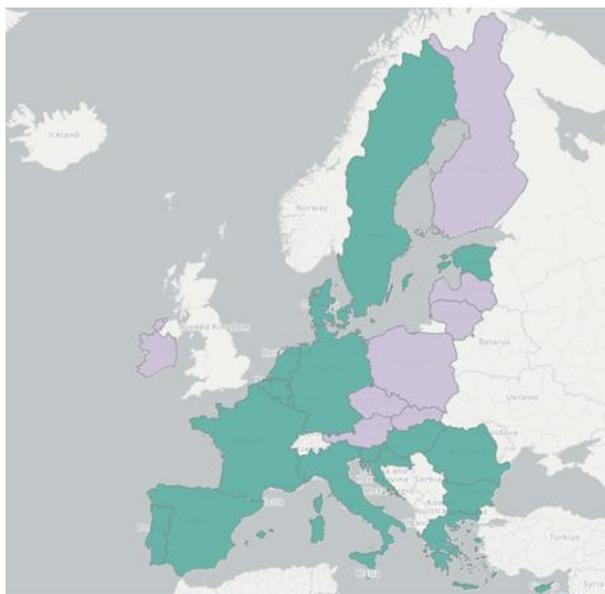


Abbildung 1.4-1: Übersicht der EU Mitgliedstaaten, welche die EU VO 2020/741 anwenden (grüne Länder) oder nicht (fliederfarbene Länder). Stand 10/2024, Quelle: <https://water.europa.eu/freshwater/europe-freshwater/water-reuse>.

Spanien: In Spanien wurde die gesetzliche Grundlage für die Wasserwiederverwendung bereits im Jahr 2007 durch das königliche Dekret BOE-A-2007-21092 geschaffen, welches im Zuge der angepassten europäischen Rahmenbedingungen durch das nun gültige königliche Dekret BOE-A-2024-21701 ersetzt wurde. Die technischen Randbedingungen bezüglich der Reinigungsziele sind in den Anhängen 1 und 2 definiert. Anhang 1 führt neben den Aufbereitungszielen für die Wasserwiederverwendung in der Landwirtschaft, auch jene für die urbane und industrielle Nutzung sowie auch weiter Verwendungszwecke (z.B. Bewässerung von Golf- oder Sportplätzen, Aquakulturen oder Forstwirtschaft) auf. In Anhang 2 finden sich die Vorgaben hinsichtlich der Kontrolle und Validierung der Aufbereitungskette. Für Aufbereitungsanlagen die vor dem 25. Juni 2020 in Betrieb waren, gilt ein Bestandsschutz, so dass diese keine nachträgliche Validierung durchführen müssen. Insgesamt entsprechen die nationalen Anforderungen zur Wasserwiederverwendung in der Landwirtschaft weitestgehend denen der EU VO 2020/741. Bei Bewässerung von Weiden von fleischproduzierenden Tieren (Gütekategorie B und C) werden darüber hinaus noch Anforderungen bezüglich Rinder- (*Taenia saginata*) und Schweinebandwürmern (*Taenia solium*) gestellt (≤ 1 Ei/l). Darüber hinaus ist für alle Güteklassen sicherzustellen, dass eventuell im produzierten Wasser vorhandene Schadstoffe nicht zu einer Verschlechterung der aufnehmenden Umwelt führen. Für Details wird auf die königlichen Dekrete 1514/2009 und 817/2015 verwiesen.

Erwähnenswert ist das die Verwendung des aufbereiteten Abwassers zur künstlichen Grundwasseranreicherung sowie zur Deckung des Wasserbedarfs in Feuchtgebieten und anderen aquatischen Ökosystem im königlichen Dekret nicht als Nutzung, sondern sogar als ökologisches Ziel betrachtet wird. Dies fügt sich gut in die spanische Strategie für die Kreislaufwirtschaft (EEEC), bei der u.a. als Ziel die Förderung einer effizienten Nutzung der Wasserressourcen verfolgt wird.

Ägypten: Im Jahr 2020 wurden ca. 341 mio. m³ wiederverwendet, was bei einem Gesamtabwasseranfall von 7196 mio. m³ knapp 5% entspricht (Mateo-Sagasta et al. 2022). Basierend auf der „strategischen Vision zur Wasserwiederverwendung“ (Mateo-Sagasta et al. 2022) plant Ägypten bis im Jahr 2030 ca. 5,8 Milliarden m³ aufbereitetes Abwasser für landwirtschaftliche

Zwecke zu nutzen, was etwa der Hälfte des prognostizierten Gesamtaufkommens von 11,7 Milliarden m³ entspricht. Dazu wird ein deutlicher Ausbau der Kläranlagen benötigt, da Stand 2011 noch ein Großteil des anfallenden Abwassers nicht (52 %) oder nur mechanisch (13 %) gereinigt wird. Eine mechanisch-biologische bzw. weitergehende Abwasserbehandlung findet für 34 % bzw. 1 % des Gesamtabwasseranfalls statt. Als weitere limitierende Faktoren werden zudem eine potentielle Versalzung sowie der mögliche Eintrag von Schadstoffen aus häuslichem und industriellem Abwasser sowie landwirtschaftlichen Chemikalien in das Grundwasser hervorgehoben (AbuZeid 2017).

Die Mindestanforderungen für gereinigtes Abwasser zur Wasserwiederverwendung wurden im ägyptischen Gesetz 501-2005 festgelegt, welches 2015 modifiziert wurde (501-2015) (Khaled AbuZeid, Mona ElAgizy, Mohamed Heikal, Islam Al Zayed, Tamer El-Hakim 2022). Bei der Wasserwiederverwendung wird in vier Güteklassen (A – D) unterschieden, welche grob folgende landwirtschaftliche Verwendungen umfassen:

- Klasse A (private/öffentliche Grünflächen),
- Klasse B (alle Arten von verarbeitetem Gemüse, ‚strategisches‘ Getreide, Obstbäume und Heilpflanzen),
- Klasse C (wie Klasse B, sofern kein Sprinkler verwendet wird; nicht essbare Samen, Schnittblumen/Zierpflanzen, Faserpflanzen, Grünfütterpflanzen, Hülsenfrüchte ...),
- Klasse D (Pflanzen z.B. für Biodieselproduktion, Bäume für die Holzproduktion)

Die Anforderungen an die Wasserqualität sind in Tabelle (Tabelle 1.4-1) aufgeführt:

Tabelle 1.4-1: Obergrenzen für physikalisch-chemische und mikrobielle Parameter in Ägypten (501-2005) basierend auf (Abdella Ahmed et al. 2022; Khaled Abdella Ahmed et al. 2022), -‘ = keine Obergrenze.

Parameter	Einheit	Klasse A	Klasse B	Klasse C	Klasse D
AFS	mg/l	15	30	60	300
Trübung	NTU	5	-	-	-
BSB₅	mg/l	15	30	80	350
E. coli	Anzahl/100 ml	20	100	1000	-
Intestinale Nematoden	Ei/l	1	-	-	-
Sonstige	gesamte gelöste Stoffe (2000 mg/l), SAR (6 – 9), PO ₄ ³⁻ (30 mg/l), Salze (230 - 500 mg/l), Schwermetalle (0,001 – 5 mg/l)				

Bahrain: Gemäß (Qureshi 2020) wird der größte Teil (~90 %) des verwendeten Wassers in Bahrain aus Meerwasserentsalzung gewonnen. Im Jahr 2020 wurden ca. 45 mio. m³ wiederverwendet, was bei einem Gesamtabwasseranfall von 168 mio. m³ etwa 24% entspricht (Mateo-Sagasta et al. 2022). Die Vorgaben an das zu reinigende Abwasser wurden in der Resolution des Gesundheitsministers (Nr. 75) von 2020 festgelegt. Dort werden u.a. Obergrenzen für das behandelte Abwasser (Anhang 1 und 2), Kriterien für die eingeschränkte bzw. uneingeschränkte Verwendung von aufbereitetem Abwasser (Anhang 3 und 4) bzw. Schlamm (Anhang 5 und 6) in der Landwirtschaft vorgegeben. Auszugsweise sind in Tabelle 1.4-2 die Vorgaben gemäß § 2 sowie Tabelle 3 und 4 der Resolution 75/2020 aufgeführt.

Tabelle 1.4-2: Vorgaben gemäß § 2 sowie Tabelle 3 und 4 der Resolution 75/2020 (Bahrain 2020)

Parameter	Einheit	Vorgaben
AFS	mg/l	≤ 10 (monatliches Mittel)
BSB₅	mg/l	≤ 10 (monatliches Mittel)
Gesamt gelöste Stoffe	ppm	≤ 2500
Coliforme Keime	Anzahl/100 ml	≤ 1000
Darmwürmer	Ei/l	≤ 1

Israel: Gemäß (Schönberger 2020) begann Israel bereits in den 70er mit der Wasserwiederverwendung (Baumwollproduktion) und nutzt heute bereits mehr als 80 % des anfallenden Abwassers in der Landwirtschaft. Die rechtlichen Vorgaben sind in der Verordnung 5770-2010 (Public Health (Effluent Quality Standards and Wastewater Treatment Rules) Regulations 5770-2010) festgelegt. Dort werden u.a. die Anforderungen an die Wasserqualität für die uneingeschränkte Bewässerung bzw. die Einleitung in Flüsse festgelegt (Tabelle 1.4-3). In diesem Vergleich zeigt sich, dass die Grenzwerte für Nährstoffe bei der Bewässerung höher liegen, da diese dort als Dünger dienen können.

Tabelle 1.4-3: Obergrenzen (maximale Mittelwerte) für physikalisch-chemische und mikrobielle Parameter in Israel (5770-2010) basierend auf (Schönberger 2020), '-' = keine Obergrenze/Vorgaben. FOG = „fat, oil and grease“.

Parameter	Einheit	Bewässerung	Einleitung in Flüsse
AFS	mg/l	10	10
Trübung	NTU	Monitoring as process indicator	
BSB₅ / CSB	mg/l	10 / 100	10 / 70
DO	mg/l	> 0,5	> 3
pH	-	6,5 – 8,5	7,0 – 8,5
Ammonium / N_{ges}	mg/l	10 / 25	1,5 / 10
P_{ges}	mg/l	5	1
Coliforme Keime	MPN/100 ml	10	200
Rest-Chlor	mg/l	0,8 – 1,0	0,05
Sonstiges (für Bewässerung)	Chlorid (250 mg/l), Fluorid (2 mg/l), Natrium (2 mg/l), elektrische Leitfähigkeit (1,4 dS/m), anionischer Detergenzien (< 2mg/l). SAR (< 5 Mmol/L), Bor (< 0,4 mg/l), Schwermetalle und Cyanid (0,002 -5 mg/l)		

Jordanien: Im Jahr 2020 wurden ca. 71 mio. m³ wiederverwendet, was bei einem Gesamtabwasseranfall von 187 mio. m³ knapp 38 % entspricht (Mateo-Sagasta et al. 2022). Aufgrund der natürlichen Wasserknappheit war Jordanien war eines der ersten Länder, die Wasserwiederverwendung in die nationale Wasserplanung miteinbezogen hat (Mateo-Sagasta et al. 2022). Erste nationale Standards wurden bereits in den 80ern eingeführt und ein paar Jahre später, basierend auf den WHO Leitlinien, für industrielle und kommunale Abwässer angepasst. Leitlinien für verschiedene Wasserwiederverwendungsarten wurden 1995 eingeführt und 2003 verschärft (Margane and Steinel 2011). Die aktuelle Richtlinie JS 893/2006 entschärfte wiederum einige vorherige Anforderungen an den BSB, CSB und *E. coli*, führte jedoch

Hinweise zu Bewässerungspraktiken und zur Begrenzung der Humanexposition ein (Margane and Steinel 2011). Eine Übersicht der Anforderungen an die Wasserqualität findet sich in Tabelle 1.4-4:

Tabelle 1.4-4: Obergrenzen für physikalisch-chemische und mikrobielle Parameter in Jordanien (JS 893/2006) basierend auf (Abu-Awwad 2021), -' = keine Obergrenze/Vorgaben. FOG = „fat, oil and grease“.

Parameter	Einheit	Gekochtes Gemüse, Parks, Spielplätze und Straßen (in Städten)	Obstbäume, Straßen außerhalb von Städten, und Landschaft	Feldfrüchte, Industriepflanzen und Bäume (Wald)	Grundwasseranreicherung
TSS	mg/l	50	200	300	50
Trübung	NTU	10	-	-	< 2
BSB₅ / CSB	mg/l	30 / 100	200 / 500	300 / 500	15 / 50
DO	mg/l	> 2	-	-	> 2
pH	-	6 - 9	6 - 9	6 - 9	6 – 9
Nitrat / N_{ges}	mg/l	30 / 45	45 / 70	70 / 100	30 / 45
FOG	mg/l	8	8	8	2
E. coli	Anzahl/100 ml	< 100	< 1000	-	< 2,2
Helminthen	Ei/l	≤ 1	≤ 1	≤ 1	≤ 1
Sonstige	gesamte gelöste Stoffe (1500 mg/l), SAR (9), PO ₄ (30 mg/l), Salze (100 - 500 mg/l), Schwermetalle (0,002 – 5 mg/l) und weitere				

Gegenüberstellung

Im Vergleich der zuvor genannten internationalen gesetzlichen Vorgaben zeigen sich teils deutliche Unterschiede zu den europäischen bzw. spanischen Vorgaben:

- Manche Länder nutzen nach Nutzung in der Landwirtschaft unterschiedliche Güteklassen (z.B. EU/Spanien, Ägypten, Jordanien), wohingegen andere Länder nur eine Güteklasse definiert haben (Bahrain, Israel).
- Die mikrobielle Güte des Wassers entweder über *E. coli* oder coliforme Keime bestimmt und variiert für die höchste Wassergüte zwischen 10 (EU, Israel) und 1000 Anzahl/100 ml (Bahrain). Darüber hinaus sind zudem landesspezifische Parasiten zu messen (z.B. Bandwürmer, intestinale Nematoden und Helminthen). Analog zu den Vorgaben der EU sind zur Prozessüberwachung zudem Trübung (2 – 10 NTU), AFS (5 – 50 mg/l) und BSB₅ (10 – 30 mg/l) zu messen, wobei hier die höchsten Anforderungen in Bahrain und die niedrigsten in Jordanien gestellt werden.
- Die größten Unterschiede finden sich jedoch in den landesspezifischen Vorgaben bezüglich chemisch-physikalischer Parameter. Hier sind vor allem explizite Vorgaben zu Parametern mit Bezug auf Aspekte der Versalzung (z.B. SAR, elektrische Leitfähigkeit, gesamte gelöste Stoffe, diverse Ionen/Salze) und der Gesundheit (z.B. Schwermetalle / Cyanid) zu nennen, wohingegen diese Aspekte in der EU VO 2020/741 nur indirekt im Rahmen des Risikomanagements adressiert werden.

- Die Vorgaben zu Nährstoffen im Bewässerungswasser unterscheiden sich sehr deutlich zwischen den einzelnen Ländern. In Bahrain und EU/Spanien (indirekt über KARL) sind werden hohe Vorgaben für die Stickstoff- und Phosphorentfernung gestellt. Dem gegenüber sind die Anforderungen in Ägypten, Israel und Jordanien (sehr) niedrig, was teil damit begründet wird, dass diese Nährstoffe quasi als Dünger für die zu bewässernde Pflanzen genutzt werden.
- Im Gegensatz zu den aktuellen Diskussionen bezüglich der rechtlichen Rahmenbedingungen zur Wasserwiederverwendung in Deutschland in denen eine (gezielte) Grundwasseranreicherung mit aufbereiteten Abwasser eher kritisch gesehen wird, wird diese in anderen Ländern als ein wichtiges Instrument des nationalen Wassermanagements betrachtet und gezielt gefördert.
- Die in FlexTreat untersuchten Technologien sollten grundsätzlich in der Lage sein, die Anforderungen der aufgeführten Länder bezüglich der *E. coli*, AFS und Trübung einzuhalten. Dabei ist jedoch zu berücksichtigen, dass diese (außer die Pflanzenkläranlage in Aachen) eine hinreichend gute Abwasseraufbereitung in der vorgeschalteten Kläranlage (u.a. BSB₅, Nährstoffe) voraussetzen, was (derzeit) nicht in allen der untersuchten Länder der Fall ist. Auswirkungen der Aufbereitungsketten bezüglich Schwermetalle oder Versalzungsparametern wurde nicht gezielt untersucht, da diese nicht in der EU VO 2020/741 spezifisch gefordert werden. Daher lassen sich hierzu keine Erfahrungswerte aus dem Projekt ableiten.

1.4.1.2 Bedeutung der EU VO 2020/741 für den Standort Braunschweig

Die Wasserwiederverwendung in Braunschweig hat eine lange Historie und ist in Deutschland einzigartig. Der Abwasserverband Braunschweig (AVB) verwendet seit 1954 geklärtes Wasser zur landwirtschaftlichen Bewässerung. Die landwirtschaftlichen Nutzflächen sind wegen ihrer negativen klimatischen Wasserbilanz und der geringen Wasserhaltekapazität nur mit einer Beregnung ordnungsgemäß landwirtschaftlich zu bewirtschaften. Zurzeit werden jährlich 10 – 12 Mio. m³ gereinigtes Abwasser als Beregnungswasser aufgebracht. Das Beregnungswasser fließt über eine Freigefälleleitung (DN 1100) den vier Beregnungspumpwerken zu. Über ein ca. 120 km langes Druckrohrnetz und Hydranten (alle 54 m) kann das Wasser über herkömmliche Trommelberegnungsmaschinen auf den Flächen verteilt werden. Der Abwasserverband Braunschweig bringt für das Projekt FlexTreat die Schnittstelle zwischen Landwirtschaft und Abwassertechnik mit. Durch die vielen landwirtschaftlichen Mitglieder und dem landwirtschaftlichen Fachverstand innerhalb des eigenen Personals gibt es große Erfahrungen sowohl in der Abwassertechnik als auch in der Landwirtschaft.

Zur Umsetzung der Anforderungen der EU VO 2020/741 wurde das Vorgehen mit den regionalen Behörden abgestimmt:

- Errichtung einer chemischen Desinfektionsstufe
- Erstellung eines Risikomanagementplans und Erneuerung des Antrags auf Wasserwiederverwendung
- Zusätzliche, regelmäßige Überwachung der mikrobiologischen Parameter (*E. coli* und Legionellen) im Beregnungswasser zur Erfüllung der EU VO 2020/741
- Monitoring von Spurenschadstoffen im Beregnungswasser
- Monitoring von *E. coli* und Spurenschadstoffen im Grundwasser sowie in Oberflächen-gewässern im Verregnungsgebiet

- Anstehende Sanierung wird genutzt um eine weitergehende Reinigungsstufe zu errichten und zukünftige Anforderungen zu erfüllen
- Mögliche Konsequenzen: steigende Abwassergebühren, steigende Beiträge für Landwirte
- Vorteile: rechtlicher Rahmen, Beitrag zum Umwelt- und Gewässerschutz, Möglichkeit der Erweiterung des Anbauspektrums

Das Monitoring umfasst die Spurenschadstoffen, die in Tabelle 1.4-5 dargestellt sind, um den IST-Zustand zu erfassen und auf zukünftige Anforderungen vorbereitet zu sein. Dies betrifft nicht nur die Wasserwiederverwendung, sondern auch die Einleitung ins Gewässer.

Tabelle 1.4-5: Liste der untersuchten Spurenschadstoffe, grün markierte Spurenschadstoffe sind in der Kategorie 1 nach KARL, orange gefärbte in der Kategorie 2

Spurenschadstoffe	PFAS
1H-Benzotriazol	Perfluorbutansäure, PFBA
4-Methylbenzotriazol und 5-Methylbenzotriazol als Gemisch	Perfluorpentansäure, PFPeA
Carbamazepin	Perfluorhexansäure, PFHxA
Clarithromycin	Perfluorheptansäure, PFHpA
Clofibrinsäure	Perfluoroctansäure, PFOA
Decabromdiphenylether	Perfluornonansäure, PFNA
Diatrizoat (bzw. Amidotrizoessäure)	Perfluordecansäure, PFDA
Diclofenac	Perfluorbutansulfonsäure, PFBS
Fenofibrinsäure	Perfluorhexansulfonsäure, PFHxS
Gabapentin	Perfluorheptansulfonsäure, PFHpS
Hydrochlorothiazid	Perfluoroctansulfonsäure, PFOS
Iomeprol	6:2-Fluortelomersulfonsäure, 6:2 FTSA (H4PFOS)
Iopamidol	Perfluoroctansulfonamid, PFOSA
Iopromid	TOP-Assay
Irbesartan	
Metoprolol	
Sulfamethoxazol	
Sulfaminsäure	
Tebuconazol	
Thiacloprid	

In der KARL wird eine Elimination von Spurenschadstoffen gefordert. Dabei ist eine Auswahl an Spurenstoffen aus zwei Kategorien vorgeschrieben. Die Überschneidungen mit dem Monitoring sind in der Tabelle farbig markiert. Das Monitoring in Braunschweig für die Wasserwiederverwendung umfasst genug Parameter, um das Monitoring für KARL abzudecken.

1.4.1.3 Frachtaberschätzung Oker

Eine weitergehende Abwasserreinigung hat auch positive Auswirkungen auf die Gewässer, wie z.B. auf die Direkt- und Indirekteinleiter. Beispielhaft wird dazu der Einfluss einer großtechnischen Ozonanlage basierend auf den in AP 1.1 ermittelten Daten dargestellt. Dabei wird der

Status-Quo (Rieselfeld zur Nachreinigung des Kläranlagenablaufs) mit einer Ozonanlage als vierter Reinigungsstufe verglichen. In der Abbildung 1.4-2 sind die beiden Szenarien dargestellt.



Abbildung 1.4-2: Status Quo: in Braunschweig durchfließt der Kläranlagenablauf ein Rieselfeld, bevor er in die Oker gelangt (blauer Pfeil). Im Vergleichsszenario wird das Rieselfeld durch eine Ozonanlage ersetzt (grauer Pfeil)

Die Konzentrationen der Spurenschadstoffe an den verschiedenen Probenahmestellen sind in der Abbildung 1.4-3 dargestellt.

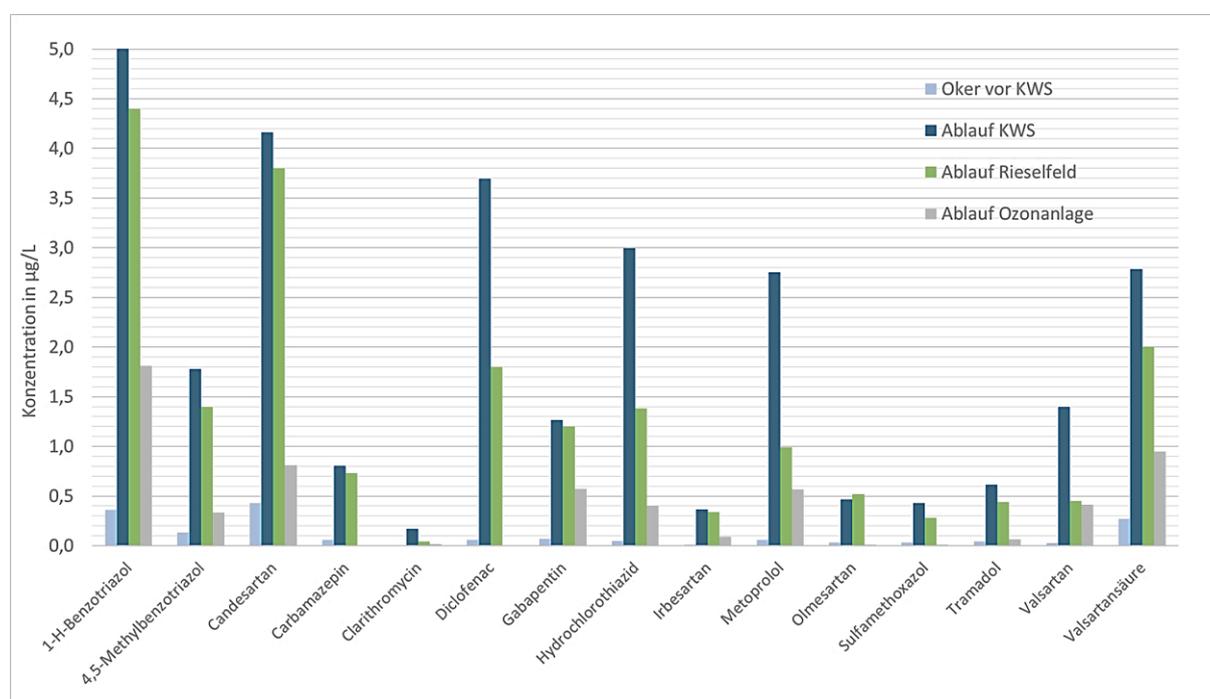


Abbildung 1.4-3: Konzentration einzelner Spurenschadstoffe vor dem Zulauf des Klärwerks in der Oker, dem Ablauf des Klärwerks, dem Ablauf der Rieselfelder und dem Ablauf der Ozonanlage

Aufgrund von jahreszeitlichen Schwankungen und durch die für die Beregnung benötigten Wassermengen ergeben sich im Sommer und Winter unterschiedliche Volumenströme die unterschiedliche Frachtreduktionen zur Folge haben. Daher wurden die beiden Szenarien „Sommer“ und „Winter“ betrachtet.

Sommer-Szenario

- ➔ KA-Ablauf wird überwiegend zur Verregnung genutzt.
 - Volumenstrom Oker: 2,3 m³/s
 - Zufluss aus dem Rieselfeld: 2*10⁻⁵ m³/s
 - Frachtreduktion durch den Einsatz einer Ozonanlage: 0,008 %

Winter-Szenario

- ➔ Hoher Wasserstand in der Oker, viel Abwasser durch Regen, keine Verregnung.
 - Volumenstrom Oker: 15 m³/s
 - Zufluss aus dem Rieselfeld: 0,75 m³/s
 - Frachtreduktion durch den Einsatz einer Ozonanlage: 26,1 %

Im Sommer sind die Volumenströme zu gering, um eine Frachtreduktion zu erzielen, da der Großteil des Wassers verregnet wird. Jedoch gelangt das Verregnungswasser durch Drainagen unter den landwirtschaftlichen Flächen an anderer Stelle zurück in die Oker und kann dort ebenfalls zur Frachtreduktion beitragen. Wie in der Abbildung 1.4-3 zu sehen ist, ist die Oker schon vor dem Zulauf aus dem Klärwerk mit Spurenschadstoffen belastet. Die Frachtreduktion hängt von der Elimination der einzelnen Spurenstoffe in der Ozonanlage ab sowie der Ausgangskonzentration ab.

Die Besonderheiten des Braunschweiger Modells machen eine 1:1 Übertragung der Ergebnisse auf andere Kläranlagen schwierig. Da der Kläranlagenablauf durch das Rieselfeld schon eine Nachreinigung durchläuft. Wenn für die Berechnung der Frachtreduktion der Ablauf des Klärwerks anstelle des Ablaufs des Rieselfelds betrachtet wird und kein Wasser für die Beregnung verwendet wird, sondern alles in die Oker fließt, ergeben sich folgende Werte:

Sommer-Szenario

Volumenstrom Oker: 2,3 m³/s

Ablauf Klärwerk: 0,41 m³/s

Frachtreduktion durch den Einsatz einer Ozonanlage: 60,0 %

Winter-Szenario

Volumenstrom Oker: 15 m³/s

Ablauf Klärwerk: 0,75 m³/s

Frachtreduktion durch den Einsatz einer Ozonanlage: 37,2 %

Durch den größeren Volumenstrom sowie die höhere Ausgangskonzentration verbessert sich die Frachtreduktion deutlich, was auch für die einzelnen Stoffe in Tabelle 1.4-6 deutlich wird.

Tabelle 1.4-6: Frachtreduktion für die einzelnen Stoffe

Frachtreduktion [%]	mit Rieselfeld und Verregnung		ohne BS-Besonderheiten	
	Sommer Szenario	Winter Szenario	Sommer Szenario	Winter Szenario
1-H-Benzotriazol	0,0072	22,27	48,18	28,37
4,5-Methylbenzotriazol	0,0083	26,64	57,53	32,98
Candesartan	0,0070	24,03	50,73	26,16

Carbamazepin	0,0122	37,46	69,85	39,81
Clarithromycin	0,0057	19,87	78,15	57,16
Diclofenac	0,0301	59,64	91,37	75,25
Gabapentin	0,0090	24,10	41,63	25,89
Hydrochlorothiazid	0,0197	41,04	79,07	64,82
Irbesartan	0,0200	42,07	62,67	44,31
Metoprolol	0,0071	19,30	70,67	55,23
Olmesartan	0,0171	45,42	71,75	42,77
Sulfamethoxazol	0,0090	30,50	69,88	40,64
Tramadol	0,0094	30,18	65,31	38,75
Valsartan	0,0016	4,28	64,17	52,01
Valsartansäure	0,0039	14,17	42,57	22,39

Die Untersuchungen und Berechnungen machen deutlich, dass die Spurenschadstofffracht in der Oker durch den Zulauf von Klarwasser, welches eine weitergehende Reinigungsstufe passiert, reduziert werden kann. Dieser Effekt wird noch verstärkt, wenn in anderen Kläranlagen, die in die Oker einleiten, ebenfalls die Wasserqualität durch eine Spurenstoffelimination verbessern.

Insgesamt kann durch eine Elimination der Spurenschadstoffe, wie z.B. einer Ozonbehandlung, im Kläranlagenablauf die Qualität der Gewässer positiv beeinflusst werden.

1.4.2 Potenzialanalyse für die Wasserwiederverwendung aus dem RBF^{plus} in Rheinbach

1.4.2.1 Motivation und Aufgabenstellung

Aufgrund des Klimawandels ist in West- und Mitteleuropa zukünftig von einer zunehmenden Häufigkeit von Dürreperioden auszugehen (IPCC 2021). Vor diesem Hintergrund hat die anhaltende Trockenheit in der jüngeren Vergangenheit (Wasserwirtschaftsjahre 2018, 2019, 2020, 2022) – in Verbindung mit dem starken Nutzungsdruck auf das Grundwasserdargebot im rheinischen Braunkohlerevier und einer intensiven ackerbaulichen Landnutzung – die Wasserwiederverwendung als relevanter werdendes Thema im Tätigkeitsgebiet des Erftverbandes erkennbar gemacht. Hervorzuheben ist in diesem Zusammenhang die Zülpicher Börde, für die sich eine Verknappung des zur Verfügung stehenden Beregnungswassers für die Landwirtschaft bereits konkret abzeichnet. In einer Machbarkeitsstudie hat der Erftverband daher mit weiteren Partnern (unter anderem dem ISA der RWTH Aachen und dem IHPH des Universitätsklinikums Bonn) untersucht, inwieweit das aufbereitete Prozessabwasser einer Molkerei im Kreis Euskirchen zur Schließung dieser Versorgungslücke genutzt werden kann (Gall-Röhrig et al. 2024).

Der RBF^{plus} in Rheinbach ist mit dem Ziel erbaut worden, die stoffliche und hydraulische Belastung des Wallbaches (als Vorfluter der Kläranlage Rheinbach) zu verringern. Es ist nach derzeitigem Stand nicht vorgesehen, dass in der Kläranlage (KA) Rheinbach und dem RBF^{plus} behandelte Abwasser an Landwirte zur Feldbewässerung abzugeben (unabhängig von der grundsätzlichen Eignung des RBF^{plus} zur Wasseraufbereitung für diesen Zweck). Den Erftverband als Anlagenbetreiber haben diesbezüglich auch noch keine konkreten Anfragen aus der Landwirtschaft erreicht. Dennoch soll vor dem Hintergrund der Situation in der Zülpicher Börde exemplarisch untersucht werden, welches Potenzial der RBF^{plus} zur Deckung eines etwaigen Wassermehrbedarfs der örtlichen Landwirtschaft besitzt.

1.4.2.2 Methodik

Für die Potenzialanalyse wird zunächst ein Untersuchungsgebiet abgegrenzt, in dem das Wasser aus dem RBF^{plus} realistischerweise an die ansässige Landwirtschaft verteilt werden kann. Die Potenzialanalyse selbst wird daraufhin in zwei Schritten durchgeführt. Im ersten Schritt werden die wasserwirtschaftlichen Gegebenheiten im Untersuchungsgebiet hinsichtlich Chancen und Restriktionen für die Wasserwiederverwendung dargestellt. Die zugrundeliegenden Kriterien sind einem Erftverbands-internen Leitfadens zur landwirtschaftlichen Wasserwiederverwendung mit Entscheidungsbaum entnommen (siehe Abbildung 1.4-4). Sie umfassen die Lage und Betroffenheit von Wasserschutzgebieten, die potenziellen Auswirkungen auf die Beschaffenheit des Grundwassers sowie die mögliche Minderung der Wasserführung in Oberflächengewässern (aufgrund von Feldberegnung und anschließender Verdunstung des wiederverwendeten Wassers).

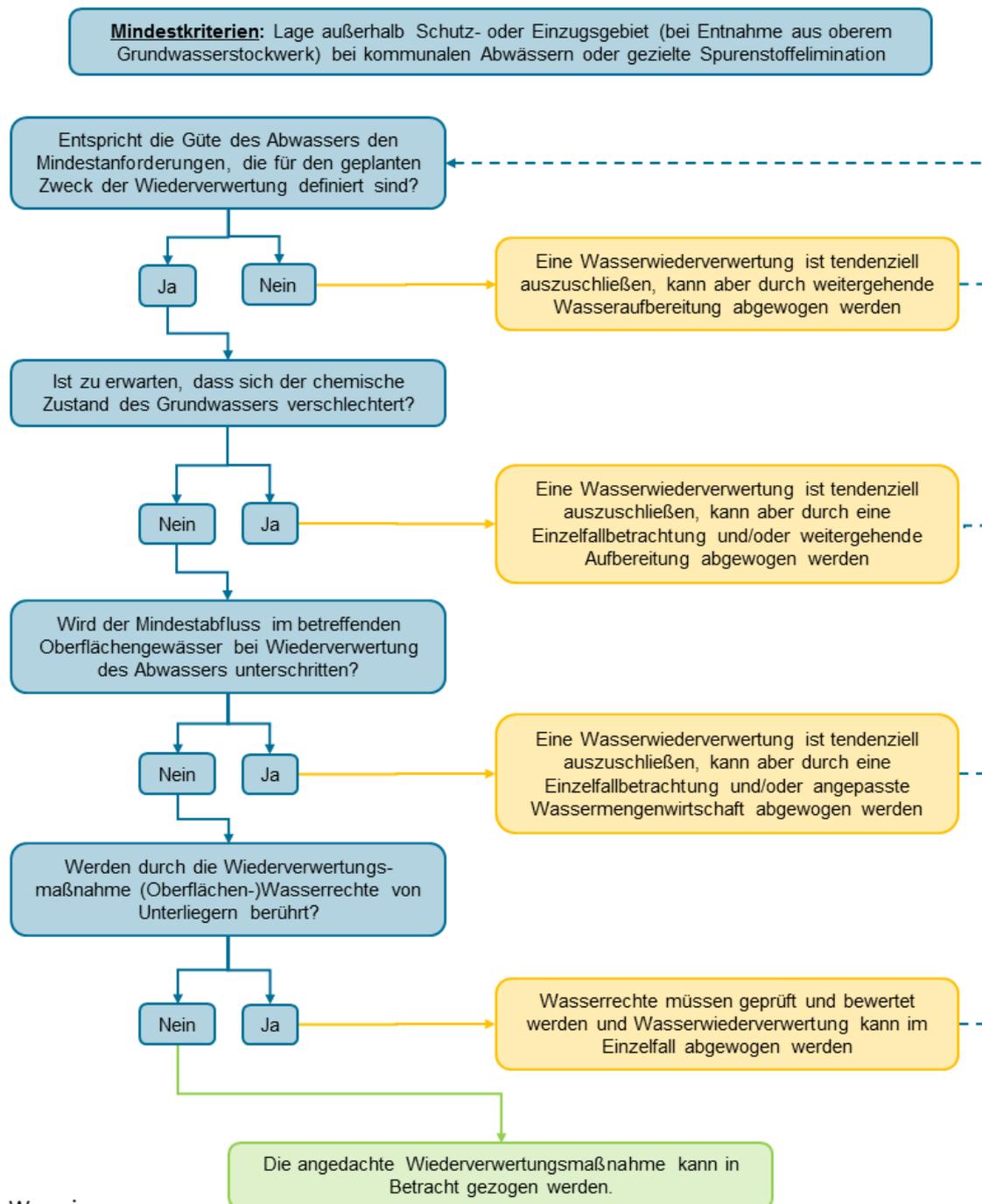


Abbildung 1.4-4: Entscheidungsbaum zum internen Leitfaden des Erftverbandes für die Ersteinschätzung relevanter Folgen der Wasserwiederverwendung in der Landwirtschaft.

Im zweiten Schritt wird dann der potenzielle Beregnungsbedarf der Landwirtschaft im Untersuchungsgebiet abgeschätzt und der zur Verfügung stehenden Wassermenge aus dem RBF^{plus} gegenübergestellt. Hinsichtlich der Wasserqualität wird nach den Monitoring-Ergebnissen vom RBF^{plus} (siehe Kapitel 1.1.3) davon ausgegangen, dass das Kläranlagenabwasser nach Bodenpassage mit granulierter Aktivkohle (GAK) und anschließender UV-Desinfektion alle regulatorischen Mindestanforderungen nach EU VO 2020/741 für die landwirtschaftliche

Wiederverwendung erfüllt. Die Wiederverwendung der im RBF^{plus} behandelten Mischwasserabschläge wird aufgrund der fehlenden Vorbehandlung in der KA Rheinbach dagegen ausgeschlossen. Ebenso wird die Wiederverwendung des KA-Abwassers ausgeschlossen, das im (GAK-freien) Segment 1 des RBF^{plus} nachbehandelt wird oder infolge von Mischwasserabschlägen bzw. Auslastung des RBF-Speichervermögens vollständig am RBF vorbeigeleitet wird. Nach derzeitiger Betriebsweise des RBF^{plus} kommt somit ausschließlich der Kläranlagenablauf aus den Segmenten 2 und 3 für die landwirtschaftliche Wiederverwendung in Frage. Voraussetzung ist eine Anlage zur UV-Desinfektion mit einer Dimensionierung, welche eine Nachbehandlung dieser Wassermenge im Vollstrom ermöglicht.

1.4.2.3 Abgrenzung des Untersuchungsgebietes

Als Untersuchungsgebiet wurde das nördliche Gemeindegebiet der Stadt Rheinbach gewählt, wobei die Abgrenzung nach Süden an der Grenze zum Rheinbacher Wald erfolgte (siehe Abbildung 1.4-5). Diese Festlegung geschah vornehmlich mit Blick auf die Wasserbedarfsermittlung, da die hierfür verwendeten Daten aus der Landwirtschaftszählung auf Gemeindeebene aufgeschlüsselt vorliegen. Die landwirtschaftliche und insbesondere ackerbaulich genutzte Fläche konzentriert sich dabei hauptsächlich in der Nordhälfte des Gemeindegebietes. Das abgegrenzte Gebiet hat eine Größe von insgesamt rund 4.000 ha, wobei hiervon ca. 2.800 ha unter landwirtschaftlicher Nutzung stehen. Dies ist vergleichbar mit der Größe vom Verbands- bzw. Berechnungsgebiet des Abwasserverbandes Braunschweig. Eine Verteilung des durch den RBF^{plus} behandelten Wassers innerhalb der gewählten Gebietsgrenzen wird daher als grundsätzlich realistisch eingestuft, auch wenn in der Praxis ein Transport zu den westlich und nördlich angrenzenden Landwirtschaftsflächen der Nachbargemeinden Euskirchen und Swisttal praktikabler erscheint als zu den entfernter liegenden Flächen im Süden und Osten des Untersuchungsgebietes. Eine entsprechende Festlegung des Untersuchungsgebietes unabhängig von Gemeindegrenzen wird für die weiteren Ergebnisse der Potenzialanalyse allerdings als weitgehend unerheblich eingestuft.

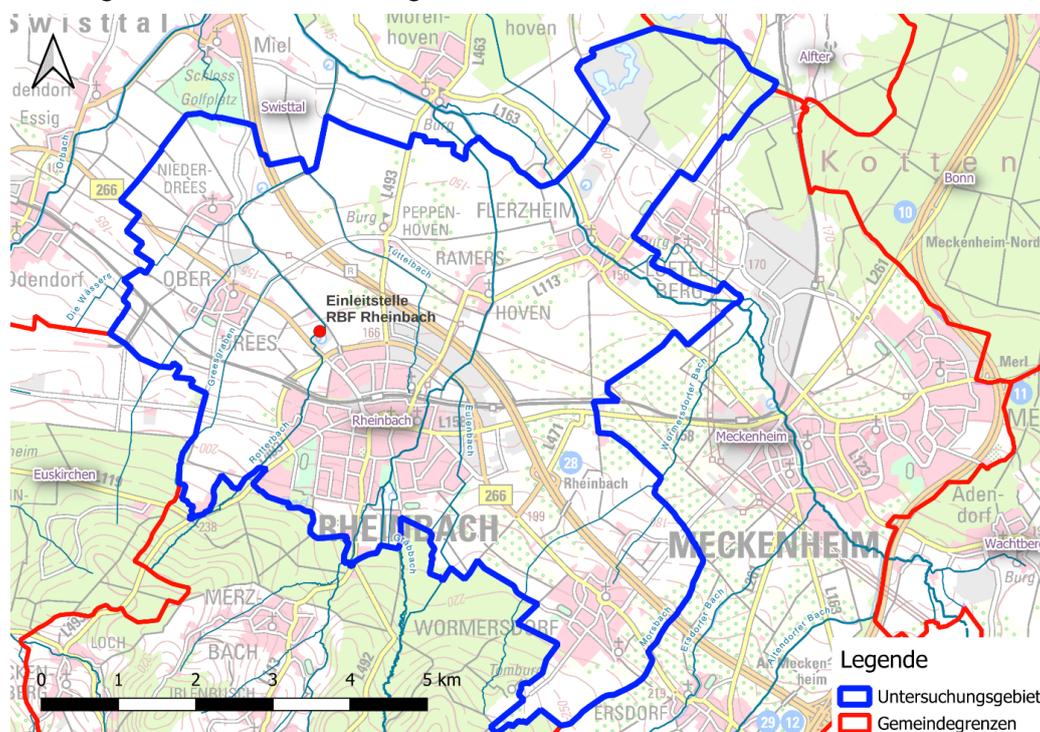


Abbildung 1.4-5: Abgegrenztes Untersuchungsgebiet (entspricht dem Gemeindegebiet der Stadt Rheinbach nördlich des Rheinbacher Waldes).

1.4.2.4 Wasserwirtschaftliche Gegebenheiten im Untersuchungsgebiet

Ausgehend von Abbildung 1.4-4 werden im Folgenden die für eine Feldberechnung mit aufbereitetem Abwasser relevanten wasserwirtschaftlichen Gegebenheiten im Untersuchungsgebiet beschrieben. Wie bereits in Kapitel 1.4.2.2 dargelegt wird angenommen, dass die Behandlung des Abwassers in den Segmenten 2 und 3 bei nachfolgender Desinfektion alle Mindestanforderungen für die landwirtschaftliche Wasserwiederverwendung nach EU VO 2020/741 erfüllt. Es ist hier davon auszugehen, dass beispielsweise auf die Obstplantagen im Untersuchungsgebiet je nach Art der Bewässerung relativ strenge Qualitätsvorgaben anzuwenden sind, wobei nach Tabelle 1.4-7 der größte Teil des Wasserbedarfs auf Baumschulen entfällt, d.h. auf Ziergehölze für die voraussichtlich weniger strenge Anforderungen gelten werden. Die Behandlung des Abwassers in den Segmenten 2 und 3 des RBF^{plus} mittels GAK kommt außerdem einer gezielten Spurenstoffelimination gleich, so dass das in Abbildung 1.4-4 definierte Mindestkriterium ebenfalls als erfüllt betrachtet werden kann.

Aus Grundwassersicht liegt das Untersuchungsgebiet überwiegend im Lockergesteinsbereich der südlichen Erftscholle (als Teil der Kölner Bucht). Der südlichste Streifen des Gebietes, mit der Ortslage Wormersdorf und den südlichen Teilen der Stadt Rheinbach, liegt in den unterdevonischen Festgesteinsbereichen der Nordeifel ohne nennenswertes Grundwasservorkommen. Die Erftscholle ist – wie die gesamte Kölner Bucht – von einer Wechsellagerung grundwasserleitender (Kiese, Sande) und grundwasserstauender Schichten (Tone, Schluffe, Braunkohleflöze) geprägt, was einen Grundwasserstockwerksbau mit übereinanderliegenden Aquiferen bedingt. Im Untersuchungsgebiet sind die Grundwasservorkommen im obersten Stockwerk nur relativ geringmächtig ausgeprägt, mit weitverbreiteten „Trockenflächen“, in denen praktisch kein nutzbares Grundwasser im obersten Stockwerk vorhanden ist. Der Zugang zum Grundwasser für die Landwirtschaft ist daher lokal stark eingeschränkt, was sich auch in wenigen und relativ geringen Wasserrechten zur landwirtschaftlichen Grundwasserentnahme im Gemeindegebiet Rheinbach von insgesamt nicht mehr als 75.000 m³/a widerspiegelt (nach den vorliegenden Daten des Erftverbandes, Stand: 2024).

Das Untersuchungsgebiet befindet sich innerhalb der geplanten Wasserschutzgebiete IIIB der Wassergewinnungsanlagen (WGA) Heimerzheim und Erftstadt-Dirmerzheim. Die dortigen Grundwasserentnahmen zur öffentlichen Wasserversorgung erfolgen aus dem Horizont 8 als drittes lokales Grundwasserstockwerk. Die Brunnengalerie Dirmerzheim befindet sich ca. 23 km nördlich des Untersuchungsgebietes, die Brunnengalerie Heimerzheim ist mindestens ca. 4,5 km entfernt. Aufgrund der tiefen Verfilterung der dortigen Förderbrunnen, der langen Fließwege sowie der Verbreitung mächtiger Tonschichten im Untersuchungsgebiet erscheint eine Gefährdung der Trinkwassergewinnung in Verbindung mit der Wiederverwendung aufbereitetes Abwassers unter Berücksichtigung der vorliegenden Rückhalte-, Adsorptions- und Verdünnungsprozesse äußerst unwahrscheinlich. Im äußersten Nordosten wird das Untersuchungsgebiet in kleinen Teilen von der Wasserschutzzone III der WGA Alfter-Heidgen tangiert. Im äußersten Westen reicht zudem ein kleiner Teil der geplanten Schutzzone IIIA der WGA Luldendorf in das Untersuchungsgebiet hinein.

Der Wallbach als Vorfluter der KA Rheinbach und des RBF^{plus} kann als weitgehend ephemeres Gewässer bezeichnet werden, welches oberhalb der Abwassereinleitung in Rheinbach nur infolge von Niederschlagsereignissen wasserführend ist. Eine anderweitige Verwendung des bislang in den Wallbach eingeleiteten Wassers würde daher unweigerlich zu einem – je nach Umfang der Entnahme – mindestens zeitweiligen Trockenfallen des Gewässers im Unterlauf

führen. Für die behördliche Genehmigung bzw. Begrenzung von Wasserentnahmen aus Oberflächengewässern ist es im Verbandsgebiet des Erftverbandes eine gängige Praxis, den mittleren Niedrigwasserabfluss als Orientierungswert für die Mindestwasserführung zugrunde zu legen. Es ist allerdings fraglich, inwieweit dies ein sinnvolles Kriterium für ein ephemeres Gewässer ist, dessen Niedrigwasserabfluss maßgeblich durch eine Kläranlageneinleitung definiert wird. Das Trockenfallen kleinerer Gewässer hat in der Vergangenheit bei der Stilllegung von Kläranlagen des Erftverbandes von behördlicher Seite nicht immer eine Beanstandung erfahren. Anders als bei einer Kläranlagenstilllegung, bei der das Abwasser letztendlich an anderer Stelle in ein Gewässer eingeleitet wird, ist das Wasser bei einer Feldberegnung und anschließender Verdunstung allerdings auch den unterhalb liegenden Gewässern höherer Ordnung entzogen. Im Falle des Wallbaches sind dies die Swist und die Erft, deren Abfluss während länger anhaltendem Trockenwetter maßgeblich auch durch die Kläranlageneinleitungen gestützt wird. Bei einer weiträumigeren Wasserrückverwendung im Erft-Einzugsgebiet würde diese Stützung folglich zumindest teilweise entfallen. Vor dem Hintergrund dieser Überlegungen ist zum derzeitigen Zeitpunkt unklar, wie sich eine Genehmigungsbehörde bezüglich der Mindestwasserführung im Wallbach und nachfolgenden Gewässern zu einer Wasserrückverwendung aus dem RBF^{plus} positionieren würde. Über behördlich erteilte Wasserrechte zur Entnahme aus dem Wallbach unterhalb der Einleitung aus Kläranlage und RBF^{plus} liegen dem Erftverband derzeit keine Informationen vor.

1.4.2.5 Potenzieller landwirtschaftlicher Beregnungsbedarf

Grundlage für die Wasserbedarfsermittlung sind mehrere Datensätze: Erstens die kulturabhängigen Wasserbedarfe (untere und obere Grenzen) für ein mittleres Trockenjahr auf lehmigen Böden, wie sie von der Landwirtschaftskammer Nordrhein-Westfalen für die Erstellung von Beregnungsplänen verwendet werden. Die Werte lagen dem Erftverband für die Erstellung der Potenzialanalyse vor. Um die Wasserbedarfe auf das Untersuchungsgebiet zu beziehen, wurden diese mit Landnutzungsdaten nach (Geobasis NRW 2023) verknüpft. Für Ackerland erfolgte zusätzlich eine Verknüpfung mit den Anbauflächen spezifischer Feldkulturen im Gemeindegebiet der Stadt Rheinbach nach Daten der Landwirtschaftszählung 2020 (IT.NRW 2020). Hierbei ist anzumerken, dass die aufsummierte Anbaufläche aller berücksichtigten Feldfrüchte laut Landwirtschaftszählung geringer ausfällt als die Gesamtackerfläche nach Geobasis NRW 2023. Eine mögliche Ursache hierfür ist die Verwendung des Betriebsprinzips bei der Datenerhebung zur Landwirtschaftszählung, d.h. dass einige Flächen im Untersuchungsgebiet keine Berücksichtigung finden, sofern der bewirtschaftende Betrieb seinen Sitz in einer anderen Gemeinde als der Stadt Rheinbach hat. Trotz dieser Unschärfe wird davon ausgegangen, dass die Daten der Landwirtschaftszählung eine hinreichend gute Näherung an die ackerbauliche Flächennutzung in der Region liefern. Die relativen Flächenanteile nach Landwirtschaftszählung wurden entsprechend auf die ackerbauliche Gesamtfläche nach Geobasis NRW 2023 hochgerechnet. Diese ist demnach von Weizen, Gerste und Zuckerrüben dominiert. Bewässerungsintensive Ackerkulturen, insbesondere Kartoffeln, werden im Umland des RBF^{plus} kaum angebaut.

Die Ergebnisse der Wasserbedarfsermittlung sind in Tabelle 1.4-7 zusammengefasst. Demnach liegt der potenzielle Wasserbedarf für ein mittleres Trockenjahr im Untersuchungsgebiet zwischen rund 670.000 und 820.000 m³/a (die Spannweite ergibt sich aus den Minima und Maxima der kulturspezifischen Wasserbedarfe nach Landwirtschaftskammer NRW). Der Ge-

samtwasserbedarf entfällt dabei in besonderem Maße auf die Obstanbau- und Baumschulflächen im Untersuchungsgebiet, die zusammen mehr als zwei Drittel des Wasserbedarfs beanspruchen, obwohl sie lediglich zwei Fünftel der berücksichtigten landwirtschaftlichen Nutzfläche im Untersuchungsgebiet ausmachen. Dies ist insbesondere auf den Umstand zurückzuführen, dass auf den verbleibenden Ackerflächen momentan in großer Mehrheit Feldfrüchte angebaut werden, für die bei Trockenheit kein oder nur ein relativ geringer Wasserbedarf besteht. Von einer Grünlandbewässerung wird im Untersuchungsgebiet nicht ausgegangen, so dass entsprechende Flächen unberücksichtigt bleiben. Insgesamt ist zu beachten, dass es sich um eine pauschale Abschätzung für ein mittleres Trockenjahr handelt, d.h. in einem konkreten Trockenjahr kann der Wassermehrbedarf auch deutlich geringer oder höher ausfallen. Es handelt sich zudem um den potenziellen Wasserbedarf, unter der Annahme, dass sich alle Landwirte im mittleren Trockenjahr für eine Bewässerung sämtlicher Landwirtschaftsflächen im Untersuchungsgebiet (ausgenommen Grünland) entscheiden.

Tabelle 1.4-7: Ergebnisse der Wasserbedarfsermittlung für ein mittleres Trockenjahr im Untersuchungsgebiet. Die Anbauflächen sind nach Landwirtschaftszählung 2020 (IT.NRW 2020) und digitalem Basis-Landschaftsmodell (Geobasis NRW 2023) abgeschätzt. Grünland (ca. 342 ha) blieb für die Wasserbedarfsermittlung unberücksichtigt. Die Wasserbedarfe sind nach kulturabhängigen Minimal- und Maximalabschätzungen der Landwirtschaftskammer NRW für lehmige Böden ermittelt. Für Obstplantagen blieb dabei eine mögliche Frostschutzberechnung unberücksichtigt, für Baumschulen ein erhöhter Wasserbedarf im ersten Pflanzjahr. Alle Werte sind gerundet, kleinere Diskrepanzen in der Summenbildung sind auf die Rundung zurückzuführen.

Feldfrucht/Landnutzung	Anbaufläche [ha]	Wasserbedarf Minimum [m³/a]	Wasserbedarf Maximum [m³/a]
Weizen	711	0	0
Roggen und Wintermehlgewichte	22	0	0
Triticale	29	0	0
Gerste	487	0	0
Hafer	22	0	0
Körnermais/Corn-Cob-Mix	30	9.112	18.224
Silomais/Grünmais	168	50.530	101.060
Kartoffeln	1	414	1.657
Zuckerrüben	297	89.048	178.097
Hülsenfrüchte	57	67.925	67.925
Winterraps	142	0	0
Obstplantage	249	199.560	199.560
Baumschule	253	253.440	253.440
Gesamt	2.470	670.030	819.963

Legt man den jährlichen Gesamtbedarf vollständig auf eine angenommene Hauptbewässerungszeit von Mai bis August um, ergibt sich für diesen Zeitraum ein täglicher Bedarf von rund 5.500 bis 6.700 m³. Die Jahresabwassermenge der KA Rheinbach liegt im mehrjährigen Mittel bei ca. 2.000.000 m³, was einer durchschnittlichen Tagesabwassermenge von rund 5.500 m³ entspricht. Allerdings ist davon auszugehen, dass die Tagesabwassermenge während anhaltendem Trockenwetter deutlich unter dem langfristigen Durchschnitt liegt (der mittlere Trockenwetterabfluss der KA Rheinbach liegt bei täglich rund 3200 m³). Das verbleibende Kläranlagenwasser wird zudem nur teilweise in den RBF-Segmenten 2 und 3 (mit GAK) nachbehandelt: Nach bisheriger Betriebserfahrung kann davon ausgegangen werden, dass in einem trockenen Jahr mehr als die Hälfte des in der KA Rheinbach behandelten Wassers stattdessen dem RBF-Segment 1 zugeleitet oder direkt aus der Kläranlage in den Wallbach eingeleitet wird (z.B. infolge von Mischwasserabschlägen). Dieses Wasser wird demnach weder mit GAK zur gezielten Spurenstoffelimination in Kontakt gebracht noch mittels UV-Bestrahlung desinfiziert und kommt somit nach den in Abschnitt 2 definierten Bedingungen nicht für eine Wiederverwendung in Frage. Insgesamt muss daher davon ausgegangen werden, dass der gesamte landwirtschaftliche Wasserbedarf eines mittleren Trockenjahres im Untersuchungsgebiet bei derzeitiger Betriebsweise und ohne Speicherung des behandelten Abwassers wahrscheinlich nur zum Teil aus dem RBF^{plus} gedeckt werden könnte.

1.4.2.6 Fazit

Eine Ersteinschätzung unter Berücksichtigung der Kriterien in Abbildung 1.4-4 lässt nachzeitigem Stand keine grundsätzlichen Restriktionen gegen eine Wasserwiederverwendung aus dem RBF^{plus} für die landwirtschaftliche Bewässerung im betrachteten Untersuchungsgebiet erkennen (vorbehaltlich einer möglicherweise behördlich eingeforderten Mindestwasserführung in den betroffenen Oberflächengewässern). Aufgrund des relativ geringen Wasserdargebots im ersten Grundwasserstockwerk ist ein etwaiger Wassermehrbedarf in der Zukunft zudem voraussichtlich nicht durch eine Ausweitung der bestehenden Wasserrechte kompensierbar, so dass die Nutzung von aufbereitetem Abwasser in zukünftigen Trockenphasen durchaus für viele Landwirte in Frage kommen kann. Die Potenzialanalyse hat aber auch gezeigt, dass die im RBF^{plus} behandelte Wassermenge derzeit wahrscheinlich nicht ausreichend ist, um den gesamten Bedarf im Untersuchungsgebiet im angenommenen Szenario eines mittleren Trockenjahres vollständig abzudecken. Die zur Verfügung stehende Wassermenge wird hierbei unter anderem durch die simultane Nutzung des RBF^{plus} zur Behandlung von Mischwasserabschlägen begrenzt, so dass sich in dieser Hinsicht eine Nutzungskonkurrenz mit der Wasserwiederverwendung für die Landwirtschaft ergibt.

Um trotz Unterbrechung des Routinebetriebs durch Mischwasserabschläge auch in der Hauptbewässerungszeit eine kontinuierliche Versorgung für die landwirtschaftliche Beregnung garantieren zu können, erscheint die Schaffung von Speichermöglichkeiten sinnvoll. Diese Speichermöglichkeiten können zeitgleich dazu dienen, das Abwasser einer größeren Zahl von Landwirten im Untersuchungsgebiet verfügbar zu machen. Zusätzlich zu Speichermöglichkeiten ist eine großtechnische Anlage zur weitergehenden Desinfektion des im RBF behandelten Abwassers im Vollstrom notwendig (z.B. mittels UV-Bestrahlung). Die bauliche Umsetzbarkeit vor Ort (sowohl von Speichermöglichkeiten als auch Desinfektionsanlage) wird in der vorliegenden Potenzialanalyse nicht betrachtet.

1.4.3 Verwertungswege und Übertragbarkeit der Technologien (AP 4.2)

Im Arbeitspaket 4.2 werden die Verwertungswege sowie die Übertragbarkeit der FlexTreat-Technologien exemplarisch im (nicht-) europäischen Ausland anhand der Fallstudien:

- **Murcia (Spanien)**
Übertragbarkeit der Technologiekombination aus Pulveraktivkohle und Ultrafiltration
- **Talavera (Spanien)**
Übertragbarkeit der Elektrochlorung auf verschiedene vorgeschaltete naturnahe Reinigungssysteme
- **Hurghada (Ägypten)**
Energiemanagement auf Kläranlagen im Kontext des Nährstoffmanagements für die Wasserwiederverwendung
- **Tubli (Bahrain)**
Minimierung der Wiederverkeimung in Verteilnetzen für Wiederverwendungswasser mittels dezentraler Chlordosierung mit Hilfe von Elektrochlorung

untersucht.

1.4.3.1 Fallstudie Murcia

Im Rahmen der vorliegenden Fallstudie sollte die Übertragbarkeit der Erkenntnisse aus dem Arbeitspaket 1.3 (Untersuchung der Verfahrenskombination aus Pulveraktivkohledosierung und Ultrafiltration) auf einen Kläranlagenstandort beim spanischen Verband ESAMUR in der Region Murcia untersucht werden. In besagter Region wurden manche Standorte mit Membranfiltrationsstufen ausgestattet. Der Fokus in der Fallstudie liegt also auf der Erweiterung einer bereits mit UF-Modulen ausgestatteten Anlage um notwendige Komponenten zur Etablierung einer 4. Reinigungsstufe zur Spurenstoffelimination.

Als Grundlage für die Bearbeitung dienen von ESAMUR zur Verfügung gestellte Pläne, Betriebsdokumente sowie Ergebnisse von Wasserqualitätsanalysen. Eine geplante Validierung der Kläranlage, basierend auf den Empfehlungen des in FlexTreat erarbeiteten Validierungslaufplans (siehe Kapitel 1.3.4), konnte aufgrund einer unzureichenden Datengrundlage nicht durchgeführt werden. Darüber hinaus wird eine mögliche Umsetzung im gesetzlichen Kontext Spaniens diskutiert.

IST-Situation Kläranlage EDAR Caravaca

Für die Durchführung der Fallstudie wurde aus fünf Optionen die Kläranlage in Caravaca de la Cruz ausgewählt, da diese im Vergleich zu anderen zur Verfügung stehenden Anlagen über ein ganzjährig ähnliches Betriebsregime besitzt (keine saisonal bedingten Änderungen im Ablauf der Abwasserbehandlung) sowie von allen Auswahloptionen mit 8.000 m³/d Behandlungskapazität (31.000 EW) die größte Behandlungskapazität besitzt. Die Anlage befindet sich ca. 70 km westlich von Murcia, Spanien. Mit dieser Ausbaugröße zählt die Anlage nicht per se zu den von der KARL betroffenen umsetzungspflichtigen Anlagen für eine Spurenstoffelimination

(Anforderung: Ausbaugröße >150.000 EW), allerdings fällt die Anlage ggf. unter den Sonderfall von Anlagen > 10.000 EW, welche in einem Verdünnungsverhältnis < 10 in ihren Vorfluter einleiten und somit ggf. zur Umsetzung einer vierten Reinigungsstufe verpflichtet werden können. Ob dieser Fall zutrifft, wird final im Rahmen einer Risikobewertung durch die Mitgliedsstaaten selber (hier: Spanien) festgelegt (Abschätzung: Durchflussmenge Fluss Argos: 43.200m³/d (Wikipedia 2025), Durchflussmenge Kläranlage: 4500 m³/d). Diese Fallstudie beschäftigt sich nicht weitergehend mit der Prüfung der Notwendigkeit einer vierten Reinigungsstufe.



Abbildung 1.4-6: Luftbild der Kläranlage Caravaca (Google Maps)

Die Kläranlage Caravaca de la Cruz (siehe Abbildung 1.4-6) besteht aus einer konventionellen mechanisch-biologischen Kläranlage mit Rechen (1), Sandfang (2), anoxischer Vorstufe (3), zwei Umlaufbecken mit Denitrifikation und Nitrifikation (4), zwei runden Nachklärbecken zur Sedimentation (5) sowie einer nachgeschalteten weitergehenden Reinigung. Die weitergehende Behandlung besteht aus einer Fällung und Flockung (6+7), einem Schnellsandfilter (8), einem Filtratspeicher (9) und einer Ultrafiltration (14) (siehe Abbildung 1.4-7).

Auf der Schlammschiene besitzt die Kläranlage einen Schlammeindicker (10) und eine Schlammentwässerung (11). Weitergehende Informationen zur Schlammentsorgung liegen nicht vor.

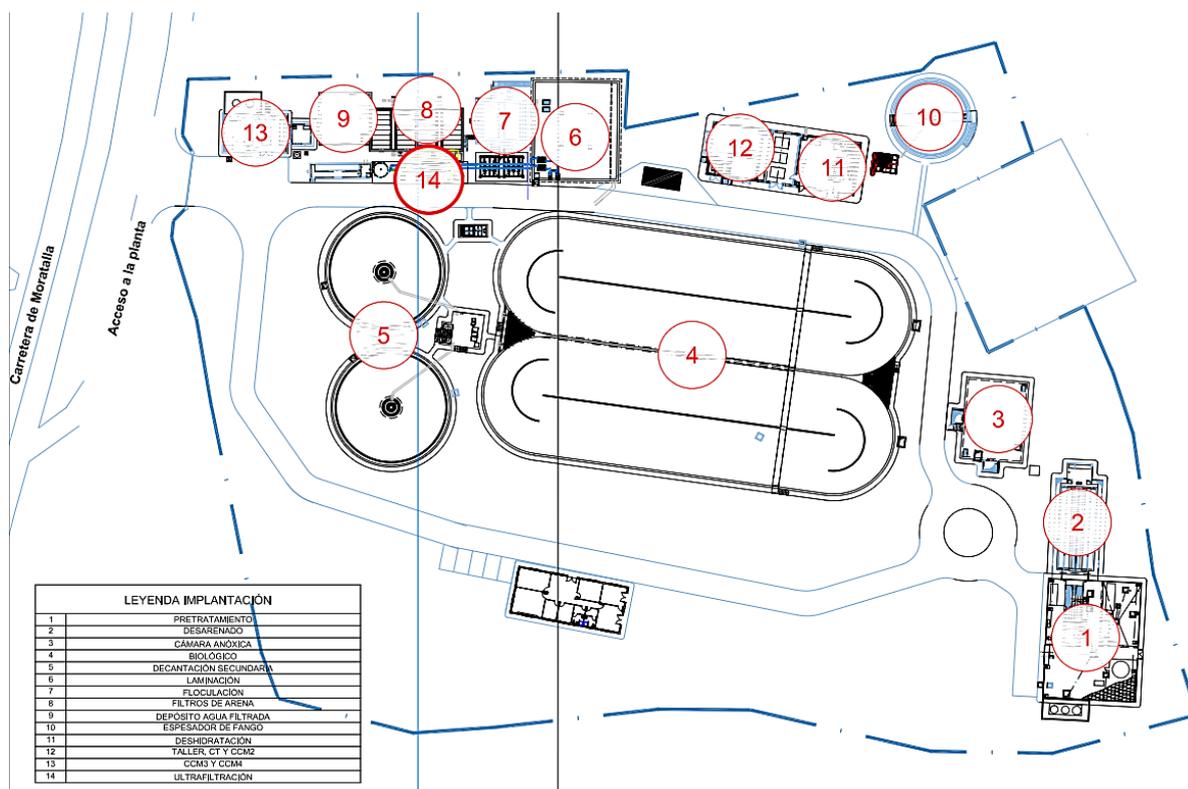


Abbildung 1.4-7: Lageplan der Kläranlage Caravaca de la Cruz.

Die Abwasserqualität im Zulauf der Kläranlage sowie im Ablauf der Nachklärung kann Tabelle 1.4-8 entnommen werden. Im Vergleich zu einem deutschen Abwasser sind die Zulaufwerte als erhöht einzuordnen. In Bezug auf die Feststoffe werden im Ablauf der Nachklärung die Anforderungen an EU Klasse A nicht erreicht, weshalb sich der Betreiber für den Bau einer Membranfiltrationsstufe entschieden hat.

Tabelle 1.4-8: Konzentrationen ausgewählter Wasserqualitätsparameter im Zulauf sowie Ablauf der Nachklärung der Kläranlage Caravaca de la Cruz im Jahr 2022 (Zur Verfügung gestellt von ESAMUR)

	Zulauf Kläranlage	Ablauf Nachklärung	Einheit
AFS	501	10	mg/l
CSB	856	31	mg/l
Stickstoff gesamt	97	8	mg/l
Phosphor gesamt	10	1,3	mg/l
Leitfähigkeit		1749	µS/cm

Die Kläranlage Caravaca de la Cruz wurde im Jahr 2022 mit einer Membranfiltrationsstufe ausgestattet, welche schematisch inklusive einiger Auslegungsgrößen in Tabelle 1.4-10 dargestellt ist.

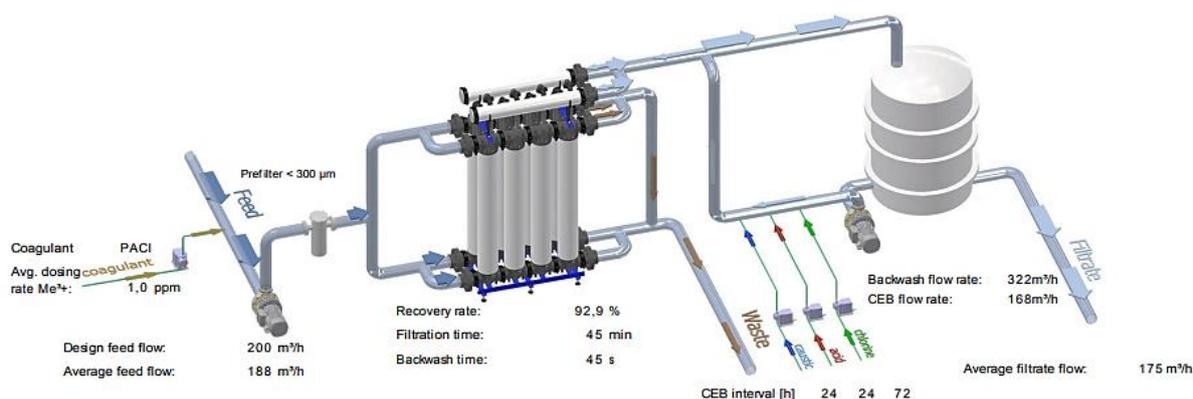


Abbildung 1.4-8: Umsetzungsskizze der Membranfiltrationsstufe

Die Membranfiltration ist mit insgesamt 40 Modulen vom Typ dizzer™ XL 0.9 MB 70 WT der Fa. inge GmbH (DuPont Water Solutions) ausgestattet. Sie enthalten den gleichen Membrantypen wie in der Pilotstudie in Kapitel 1.4, weshalb die Ergebnisse gut übertragbar sind. Die Membranen sind mit Multikanalfasern aus Polyethersulfon (PES) ausgestattet, die sich ideal für die Anwendung mit Pulveraktivkohle (PAK) eignen. Während des Betriebs erfolgt die Strömung von innen nach außen wodurch die Aktivkohlepartikel in den Kapillaren gesammelt werden. Die physikalische Reinigung der Membranen erfolgt ausschließlich durch Rückspülung mit Permeat aus einem Permeatspeicher. Dies bedeutet, im Gegensatz zu Luft-gereinigten Verfahren, dass keine zusätzliche Reibung, verursacht durch sich berührende Fasern oder Reibung durch Wechselwirkungen zwischen der Pulveraktivkohle und den Membranfasern entsteht. Aus diesem Grund ist die Kombination von von innen nach außen betriebenen Membranen mit PAK im Gegensatz zu von außen nach innen betriebenen Membranen mit PAK vorteilhaft.



Abbildung 1.4-9: Umsetzung der Membranfiltrationsstufe auf der Kläranlage Caravaca de la Cruz

Tabelle 1.4-9 zeigt die Zu- und Ablaufqualitäten der Ultrafiltrationsanlage aus dem Jahr 2024 (Januar bis April). Es ist ersichtlich, dass eine deutlich reduzierte Feststofffracht erreicht wird. Auch die Konzentrationen der gelösten Inhaltsstoffe reduzieren sich durch die Ultrafiltrationsstufe inkl. der zugehörigen Fällung deutlich.

Tabelle 1.4-9: Wasserqualitätsparameter im Zulauf und Ablauf der Membranfiltration der Kläranlage Caravaca de la Cruz, 2024

	Zulauf UF	Ablauf UF	Einheit
AFS	6,4	2,4	mg/l
CSB	28,4	17,9	mg/l
Stickstoff gesamt	5,2	4,3	mg/l
Phosphor gesamt	2,7	1,6	mg/l

Im Zulauf der Ultrafiltration wurden in 2024 im Rahmen von acht Beprobungen jeweils mehr als 10^4 Befunde je 100 mL für *E. coli* nachgewiesen. Mit Ausnahme eines Ausreißers konnten im Ablauf keine *E. coli* nachgewiesen werden. Ein Ähnliches Bild ergibt sich für *C. perfringens* Sporen. Für Virenkonzentrationen wurden keine Angaben gemacht. Ob die Anforderungen an Güteklasse A eingehalten werden können, kann somit nicht final bestimmt werden. Den Erkenntnissen aus FlexTreat entsprechend ist voraussichtlich eine Nachbehandlung mittels UV oder Chlor notwendig.

Verfahrensdesign

Für die Auswahl eines geeigneten Verfahrensdesigns für eine Pulveraktivkohleabsorptionsstufe wurden die folgenden Punkte in Betracht gezogen:

- **Platzbedarf**

Verfahrensdesigns, welche ein separates Kontaktbecken zur Einhaltung ausreichender Kontaktzeiten von Kohle und Wasser benötigen (hierzu zählt das im Rahmen von FlexTreat untersuchte modifizierte Ulmer Verfahren), benötigen zusätzliche Aufstellflächen von ca. 30 bis 50 % der vorhandenen mechanisch-biologischen Kläranlage. Ob dieser Platzbedarf auf umliegenden Flächen der Kläranlage Caravaca de la Cruz gedeckt werden kann, ist aus den vom Bearbeiter zur Verfügung gestellten Informationen nicht ersichtlich. Wahrscheinlich ginge mit einer solchen Erweiterung ein zusätzlicher Aufwand zum Heben des Abwassers einher, welche ein zusätzliches Bauwerk sowie eine deutliche Erhöhung der Energiekosten bedeutet. Alternativ kann unter der Verwendung von feinerer Pulveraktivkohle solch zusätzliches Kontaktvolumen eingespart werden und eine Inline-Dosierung in die Rohrleitung zwischen Nachklärbecken und Membranfiltrationsstufe vorgenommen werden (vgl. „Inline-Dosier-Verfahren in Kapitel 1.1.4). Dieses Verfahren besitzt einen auf die Aufstellfläche von PAK Silo und Dosierreinheit reduzierten Flächenfußabdruck.

- **Entsorgungsweg Klärschlamm**

In Spanien ist der Umgang mit Klärschlamm im königlichen Erlass 1310/1990 geregelt. Der Erlass empfiehlt die Verwendung von (biologisch, chemisch oder thermisch) behandeltem Klärschlamm als Düngemittel in der Landwirtschaft. Auch andere Wege (bspw. Verbrennung und Deponierung) sind prinzipiell zugelassen (Spanisches Ministerium für Landwirtschaft, Fischerei und Ernährung 1990). In der Praxis ist aus Wirtschaftlichkeitsgründen davon auszugehen, dass die Nutzung als Düngemittel gewählt wird, was von ESAMUR für den vorliegenden Standort bestätigt wurde.

Wenn eine Nutzung des Schlammes als Düngemittel nicht ausgeschlossen werden kann, so ist eine Verfahrenskonzeption zu wählen, welche einerseits eine vom biologischen Belebtschlamm getrennte Entsorgung des Aktivkohleschlammes zulässt und andererseits eine ausreichende Adsorptionsleistung gewährleistet. Letztere kann im Inline-Dosierverfahren durch eine erhöhte Kohledosis erreicht werden. Eine Optimierung durch Veränderung von Adsorptionszeit (verlängern) und/oder mittlerer Korngröße (reduzieren) sind hierbei aus praktischen Gründen meist nicht möglich. Die hydraulische Kontaktzeit mit der Kohle ist durch das vorhandene Rohrleitungsnetz vorgegeben und feinere Korngrößen ($D_{50} < 5 \mu\text{m}$) waren zum Zeitpunkt der Projektbearbeitung nicht marktverfügbar. Eine Vorort-Vermahlung wäre denkbar, es ist jedoch unklar, ob die Kosten hierfür die Kosten für eine erhöhte Dosis eines marktverfügbaren Produktes unter Inkaufnahme einer unvollständigen Beladung tatsächlich unterschreiten. Die Alternative ist eine Verfahrenskonzeption in Anlehnung an das Ulmer Verfahren, welches aufgrund hoher Kontaktzeiten und einer internen Kohleaufkonzentrierung aus adsorptiven Gründen auf eine Kohlerückführung in den Belebtschlamm verzichten könnte. Dies würde den Bau ausreichend großer Kontaktbecken bedeuten, was auf den erst genannten Punkt „Platzbedarf“ verweist.

Ein Verfahren mit Pulveraktivkohlerückführung in die biologische Stufe kann zu deutlich reduziertem Aktivkohlebedarf führen. Dies ist jedoch sinnvollerweise nur dann anzuwenden, wenn die beladene Aktivkohle nicht zusammen mit dem Klärschlamm als Düngemittel in der Landwirtschaft verwendet wird, da es sonst zu einer Wiedereinbringung der auf der Kohle gebundenen Schadstoffe in die Umwelt kommt.

- **Weitergehende Qualitätsanforderungen**

Sollten am Standort Caravaca de la Cruz weitergehende Anforderungen an die Wasserqualität (abgesehen von Wasserwiederverwendung und Spurenstoffelimination) gelten, wie beispielsweise Grenzwerte für Phosphor im Ablauf der Kläranlage, so bietet die Gestaltung der Adsorptionsstufe (z.B. in Hinblick auf verwendete Fällmittelmengen) die Möglichkeit hier Einfluss zu nehmen ohne ggf. zusätzliche, separate Behandlungsstufen bauen zu müssen. Einflüsse vom Design der Adsorptionsstufen auf sonstige Wasserqualitätsparameter können Zimmermann et al. 2025 (eingereicht) entnommen werden.

Umsetzungsrelevante Aspekte

Aktivkohlebedarf

Der Bedarf an Pulveraktivkohle für die geforderte 80%-ige Spurenstoffelimination wird i.d.R. anhand der gewählten Verfahrensvariante sowie den vorherrschenden Abwassereigenschaften abgeschätzt. Üblicherweise geschieht dies mittels der im zu behandelnden Abwasser vorliegenden DOC-Konzentration und einer verfahrensspezifischen DOC-spezifischen PAK Dosis. Da vom Betreiber ESAMUR keine DOC-Konzentrationen zur Verfügung gestellt wurden, wird der DOC im Folgenden anhand des CSB abgeschätzt. Bei einem CSB von ca. 30 mg/L im Ablauf der Nachklärung und einem angenommenen DOC zu CSB Verhältnis von 1:3 ergibt sich schätzungsweise eine DOC-Konzentration von 10 mg/L. Daraus ergeben sich die folgenden, in Tabelle 1.4-10 gelisteten, benötigten Dosiermengen je Verfahrensvariante.

Tabelle 1.4-10: Abschätzung des Aktivkohlebedarfs für die Kläranlage Caravaca de la Cruz in Abhängigkeit verschiedener Verfahrensvarianten

Verfahren	PAK Rückführung	Art der Aktivkohle	Spezifische Dosis [mg _{PAK} /mg _{DOC}]	Absolute Dosis
Ulmer Verfahren	Nein	konventionell	~2,0	20 mg/L
Inline Verfahren	Nein	Fein	~2,0	20 mg/L
Inline Verfahren	Ja	Fein	~1,0	10 mg/L

Um exaktere Schätzungen über den Bedarf an Aktivkohle für den spezifischen Anwendungsfall vornehmen zu können, bedarf es einer umfangreicheren Datenlage. Insbesondere Werte für die Konzentrationen relevanter Spurenstoffsubstanzen könnten eine sicherere Dosissschätzung ermöglichen. Hierbei sind neben den durch die EU vorgegebenen Substanzen auch ggf. im Einzelfall zu berücksichtigende Substanzen in der vorliegenden Abwassermatrix auf ihre Adsorbierbarkeit hin in Adsorptionstests zu untersuchen. Die zur Elimination erforderliche Dosis ist anschließend ggf. an die Erkenntnisse anzupassen.

Benötigte Aggregate und Baumaßnahmen

Für eine Umsetzung einer Adsorptionsstufe sind (unabhängig von der gewählten Verfahrensvariante) die nachfolgend beschriebenen Änderungen, Erweiterungen und Aggregate notwendig. Zur Speicherung der PAK ist ein Lagersilo notwendig. Die Silogröße muss unter Abwägung von gewünschter Vorratsdauer, gängigen Liefermengen und daraus resultierender Frequenz für notwendige Lieferungen wirtschaftlich betrachtet und ausgewählt werden. Beispielfähig könnte ein Silo von ca. 30 m³ Speichervolumen bei einer Dosiermenge von 10 mg/L feiner PAK einen Vorrat für ca. 3 Monate bewahren. Ein solches Silo besitzt einen Aufstellflächenbedarf von ca. 12 m² (Schätzung anhand eines Herstellerbeispiels ohne Berücksichtigung von notwendiger Rangier- und Zufahrtsfläche). Bei den entsprechenden Berechnungen sind unbedingt Dichteänderungen von Schüttdichte, Rütteldichte und pneumatischer Förderdichte zu berücksichtigen.

Zusätzlich zum Lagersilo wird eine Anmisch- und Dosierstation benötigt, um die Pulveraktivkohle automatisiert in den Prozess einzubringen. Solche Anlagen sind als Gesamtpaket markverfügbar, weswegen an dieser Stelle auf Details nicht weiter eingegangen wird. PAK Dosierstationen haben einen Flächenbedarf von ca. 10 m² (Schätzung als Größenordnung zu betrachten) oder können ggf. unterhalb des Lagersilos platziert bzw. integriert werden.

Zur Einmischung der PAK wird im Rahmen des Inline-Dosierverfahrens kein zusätzliches Mischaggregat benötigt. Bei der Umsetzung eines Kontaktreaktorverfahrens sind entsprechende Rühraggregate im Becken vorzusehen.

Rückspülpumpen sind oftmals mit ausreichend Puffer ausgelegt, so dass diese auch für die Rückführung des Konzentrats geeignet sind. Eine genaue Prüfung der tatsächlich zu erwartenden hydraulischen Widerstände sind auf Grund von Rohrleitungslängen und zu erwartenden Fließgeschwindigkeiten zu prüfen. Hierbei sollten Geschwindigkeit von 0,8 m/s nicht unterschritten werden. Besser sind in einer druckgeführten Leitung Geschwindigkeiten von 1,5 bis 2,0 m/s.

In Abhängigkeit der organischen Restbelastung im Zulauf der UF, kann durch die PAK-Dosierung das organische Fouling verringert werden. Dadurch sinkt der TMP und es wird weniger Energie für die gleiche Menge an produziertem Wasser benötigt. Die genaue Einsparung ist

stark abhängig von dem jeweiligen Kläranlagenablauf und vorgeschalteten Prozessen, wie beispielsweise eine gut funktionierende Inline-Flockung.

Während der Platzbedarf für ein Inline-Dosierverfahren mit großer Wahrscheinlichkeit auf den Bestandsflächen der Anlage vorhanden ist, müssten für eine Erweiterung im Ulmer Verfahren vermutlich angrenzende Flächen erschlossen werden und es entsteht ein erhöhter baulicher Aufwand für die Kontaktbecken inkl. entsprechender Investkosten. Beim Ulmer Verfahren werden darüber hinaus, zusätzlich zu den Aggregaten zur Fällung vor der Membran, Dosierstationen und Lager für Flockungsmittel und Fällmittel benötigt.

Fazit

Grundsätzlich wird eine Erweiterung der Bestandskläranlageanlage in Caravaca de la Cruz mit einer Pulveraktivkohle-Adsorptionsstufe unter synergistischer Nutzung der vorhandenen Membranfiltrationsstufe als technisch möglich erachtet. Hierbei ist die Auswahl des Verfahrensdesigns an die örtlichen Gegebenheiten (Platzbedarf, Umgang mit Klärschlamm, weitergehende gesetzliche Anforderungen) angepasst zu treffen. Das Betriebsgelände ist der Einschätzung der Autoren nach groß genug, um ein Inline-Dosierverfahren umzusetzen. Für die Umsetzung eines Verfahrens mit separatem Kontaktbecken ist voraussichtlich die Grundstückstechnische und - je nach Gelände - hydraulische Erschließung angrenzender Flächen erforderlich. Für eine präzisere Kosten und Umsetzungsplanung insb. in Hinblick auf den Betriebsmittelbedarf wird eine umfänglichere Datenlage in Hinblick auf Spurenstoffkonzentrationen und die spezifische Abwasserzusammensetzung benötigt.

1.4.3.2 Fallstudie Talavera

Motivation und Aufgabenstellung

Anders als in Deutschland, wo nur 13,4 % des jährlichen Wasseraufkommens genutzt werden und der Niederschlag fast den gesamten Bedarf an Bewässerung in der Landwirtschaft deckt (BMU/UBA 2017), ist ein Drittel des EU-Gebiets aufgrund von Klima- und Umweltveränderungen von Wasserstress betroffen (Gancheva et al. 2018). Zwar gewinnt die Wiederverwendung von behandeltem Abwasser in der EU zunehmend an Bedeutung, ihr Potenzial bleibt jedoch weitgehend ungenutzt. Vor der Verabschiedung der EU VO 2020/741 hatten lediglich Zypern, Griechenland, Frankreich, Italien, Spanien und Portugal eigene Regelwerke erlassen, die sich meist an den entsprechenden WHO- und FAO-Richtlinien orientierten (Paranychianakis et al. 2015).

Die vorliegende Fallstudie untersucht den Einsatz der Elektrochlorung zur Desinfektion von Abwasser in Kombination mit naturnahen Verfahren. In Deutschland wäre der Einsatz von Chlor aufgrund der strengen Auflagen und des Risikos unerwünschter Desinfektionsnebenprodukte kaum denkbar. In vielen süd- und südeuropäischen Ländern jedoch gilt die Desinfektion des Ablaufes als Stand der Technik, obwohl sie häufig ineffizient ist – bedingt durch einen hohen CSB-Gehalt im gereinigten Abwasser und der folglich hohen notwendigen Chlorzugabe. Durch die Integration von naturnahen Verfahren lässt sich dieses Problem umgehen, da diese aufgrund ihrer vielfältigen Abbauprozesse den organischen Restgehalt vor der Desinfektion merklich senken.

In Spanien, wo die Bewässerung mit Kläranlagenablauf bereits flächendeckend praktiziert wird, kann der Einsatz dezentraler Elektrochlorungsanlagen dazu beitragen, bestehende Qualitätsanforderungen nicht nur zu erfüllen, sondern effizienter zu gestalten. Die vor Ort erzeugte Desinfektionslösung erlaubt es, Lieferengpässe und Probleme im Handling zu vermeiden. Dies ist vor allem in ländlichen Regionen Südeuropas von großer Bedeutung, wo zahlreiche Dörfer häufig nicht an zentrale Infrastruktur angeschlossen sind.

Rahmenbedingungen

Auf der öffentlichen Kläranlage in Talavera del la Reina in Zentralspanien wurden im Rahmen des Life Intext Projektes (<https://www.life-intext.eu/en/home>) verschiedene naturnahe Abwasseraufbereitungstechnologien errichtet, um diese auf ihre langfristige Einsatztauglichkeit hin zu überprüfen und einer breiten Öffentlichkeit zugänglich zu machen.



Abbildung 1.4-10: Testfeld in Talaveira del la Reina

Um eine Wiederverwendung des aufbereiteten Abwassers zu ermöglichen, wurden auch verschiedene Desinfektionstechnologien eingesetzt. Hierzu zählte eine weitere OCG Pilotanlage, die unter Berücksichtigung der in Aachen Soers (AP1.4) erzielten Betriebserfahrungen auf die Gegebenheiten des LIFE Intext Anlagenportfolios angepasst wurden. Neben der Desinfektion des Ablaufs der einzelnen Systemkombinationen wurde eine vollständige Nitrifikation angestrebt, um die Chlorzehrung durch Ammonium zu reduzieren (Siehe hierzu Kapitel 1.1.5). Die für FlexTreat relevanten Verfahren waren dabei:

- Anaerobreaktor (PUSH) – Rotating Biodisc (RBC) – Floating Wetland (FW) – Chlorung
- 1st stage FS and 2nd stage FS – Chlorung
- SBR – Chlorung

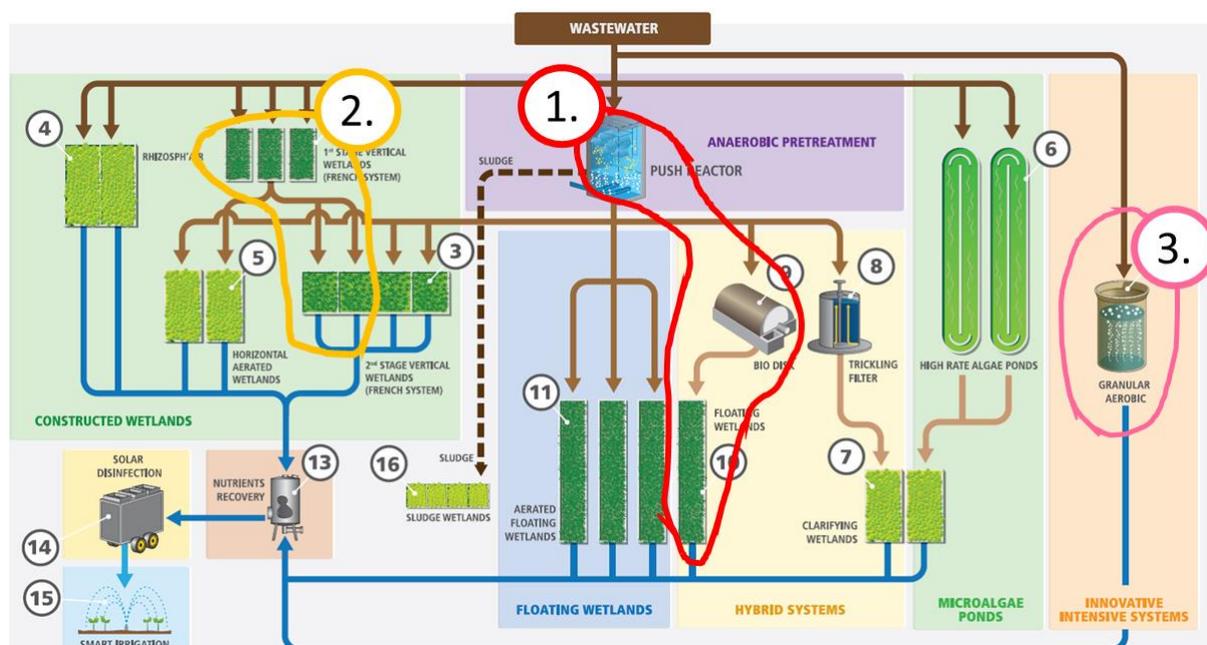


Abbildung 1.4-11: Abwasserbehandlungsverfahren die in Talavera del la Reina die mit der Desinfektionseinheit von AUTARCON kombiniert wurden



a)



b)



c)

Abbildung 1.4-12: Vertikal durchströmte Pflanzenkläranlagen (a), Tauchscheibenkörper und Teichinselanlagen (Floating Wetlands FW) (c) die in Talavera del la Reina mit der OCG Pilotanlage von AUTARCON kombiniert wurden

Die Funktionsweise der Desinfektionsanlage wurde in Kapitel 1.1.5 erläutert. Die Anlage wurde Anfang 2023 in Betrieb genommen und einem ausgedehnten Feldtest unterzogen. Die Umsetzung der Anlage in Talavera ist in Abbildung 1.4-13 dargestellt.



Abbildung 1.4-13: Anlage zur Desinfektion von Abläufen naturnaher Abwasseraufbereitungssystem

Erzielte Ergebnisse

Trübung

Bei allen drei Verfahrenskombination konnte die Trübung nach dem AFM auf <1 NTU reduziert werden. Dabei schwankten die Ablaufwerte der Abwasserbehandlungsverfahren zwischen 59,4 NTU (SBR Reaktor) und 1,4 NTU (French System). Im Vergleich zum Pilotversuch in Aachen Soers, konnte in Talavera der Einsatzzweck des skostengünstigen AFM Filters eindrucksvoll belegt werden.

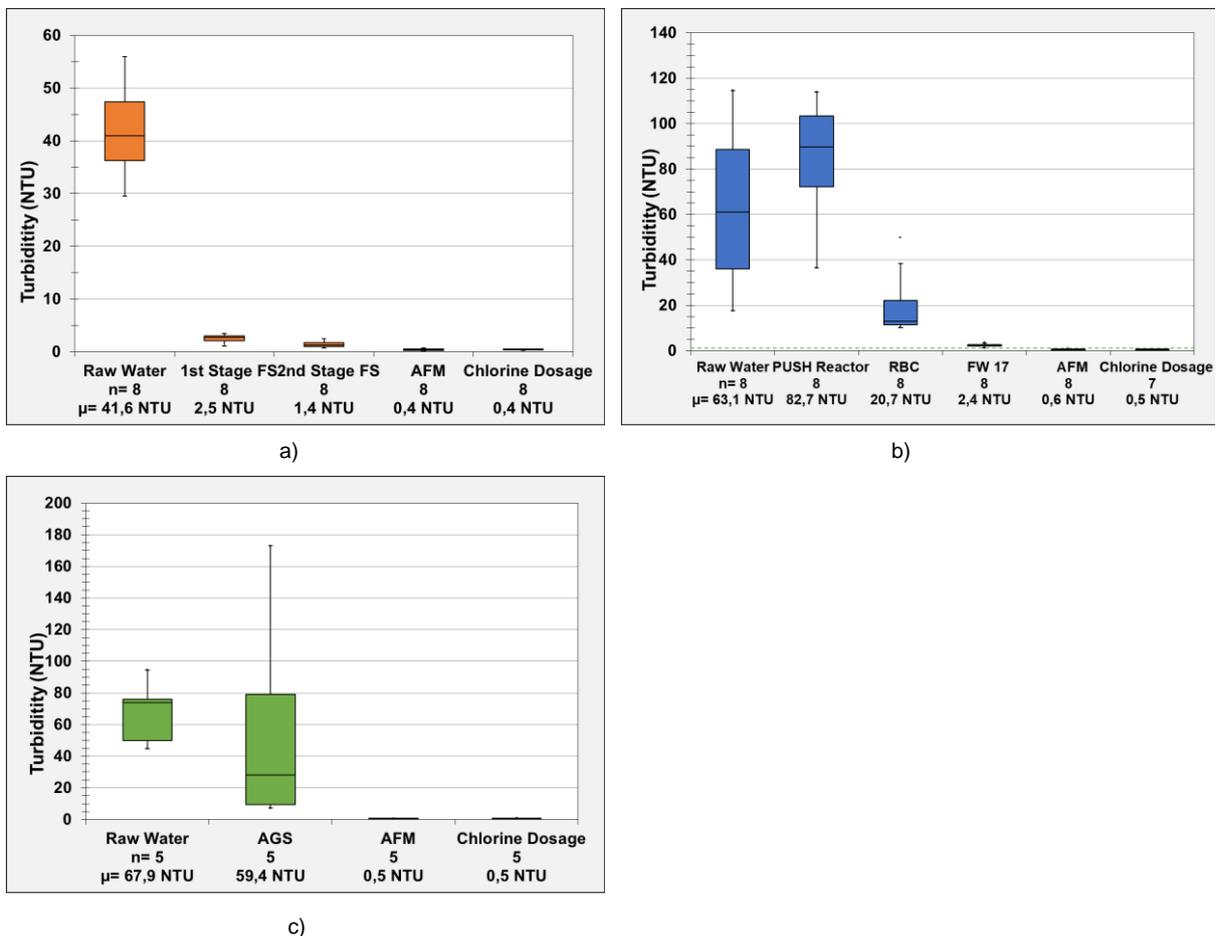


Abbildung 1.4-14 a-c: Reduktion der Trübung entlang der getesteten Behandlungssysteme

Nitrifizierung

Ammonium wurde in allen drei Systemkombinationen sehr gut nitrifiziert. Dabei konnte mit den FS mit einer Reduktion von 95,3% eine Ablaufkonzentration von 0,2 mg/L erreicht werden. Mit Hilfe des AFM wurde die Ammoniumkonzentration nochmals auf unter 0,1 mg/L halbiert (Abbildung 1.4-15).

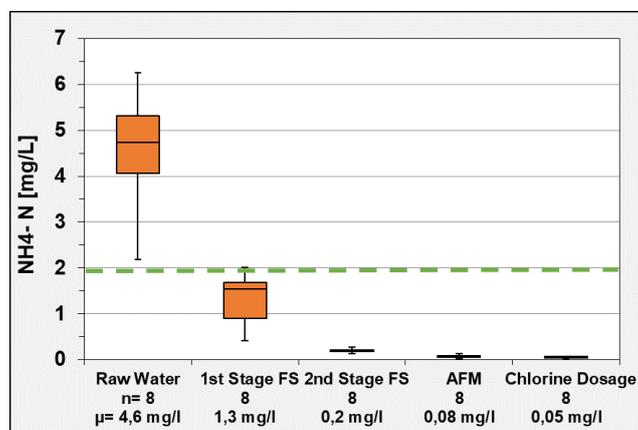


Abbildung 1.4-15: Reduktion von Ammonium und Desinfektion im System „FS-Chlorung“

Bei den anderen beiden Verfahrenskombinationen fand keine vollständige Nitrifikation statt. Insbesondere die Floating Wetlands (FW) in Kombination mit den vorgeschalteten Anaerobreaktoren (PUSH) konnten mit einer mittleren Ablaufkonzentration von 2,12 mg/L die angestrebten Ablaufwerte nicht erreichen (Abbildung 1.4-16 a). Aber auch die Ablaufkonzentration des SBR Reaktors erlaubte keine effiziente Desinfektion mittels freiem Chlor (Abbildung 1.4-16 b).

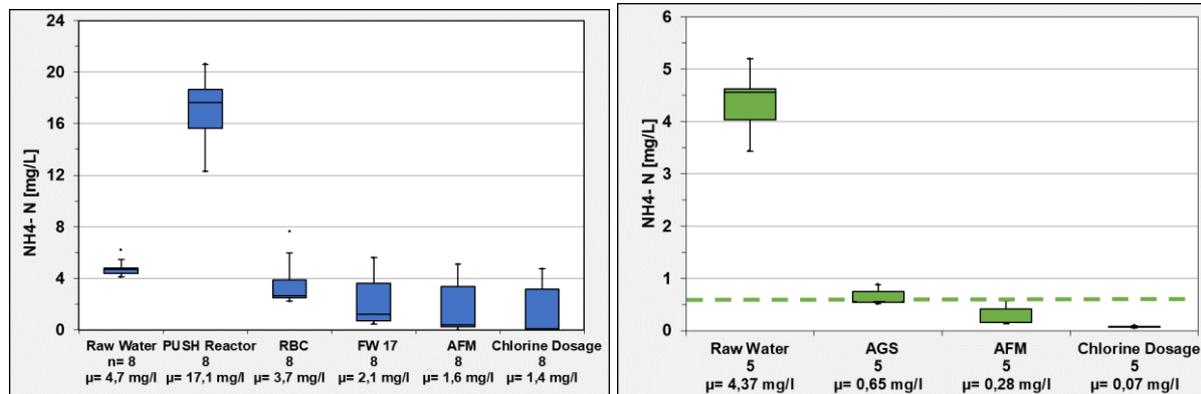


Abbildung 1.4-16 a und b: Reduktion von Ammonium im System „Anaerobreaktor (PUSH) – Rotating Biodisc (RBC) – Floating Wetland (FW) – Chlorung“

Desinfektion

Die Desinfektionsleistung aller drei Verfahrenskombination war ausreichend um eine Wiederverwendung des Wassers für Klasse A Anwendungen nach EU VO 2020/741 zu ermöglichen. Hierbei zeigte sich die Notwendigkeit der Dosierung von Chlor mit der der Grenzwert für *E. coli* < 10 KBE/100 ml sicher eingehalten werden konnte (Abbildung 1.4-17 a-c).

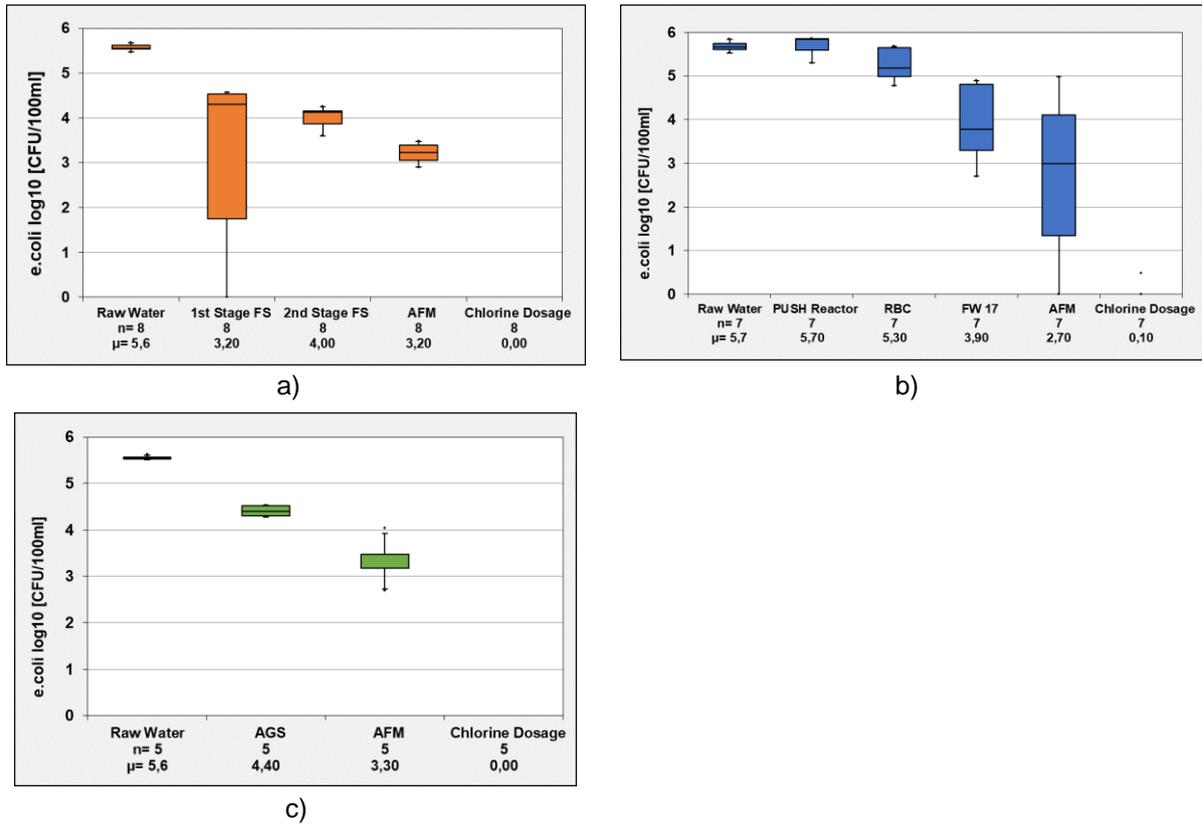


Abbildung 1.4-17 a-c: Reduktion von *E. coli* entlang der getesteten Behandlungssysteme

Trotz der ausreichend guten Desinfektion wurde im Vergleich zu den Versuchen in Aachen Soers deutlich mehr Chlor benötigt, um den Chlorbedarf des behandelten Abwassers zu decken. Im Durchschnitt lag die dosierte Chlormenge zwischen 8 und 10 mg/L.

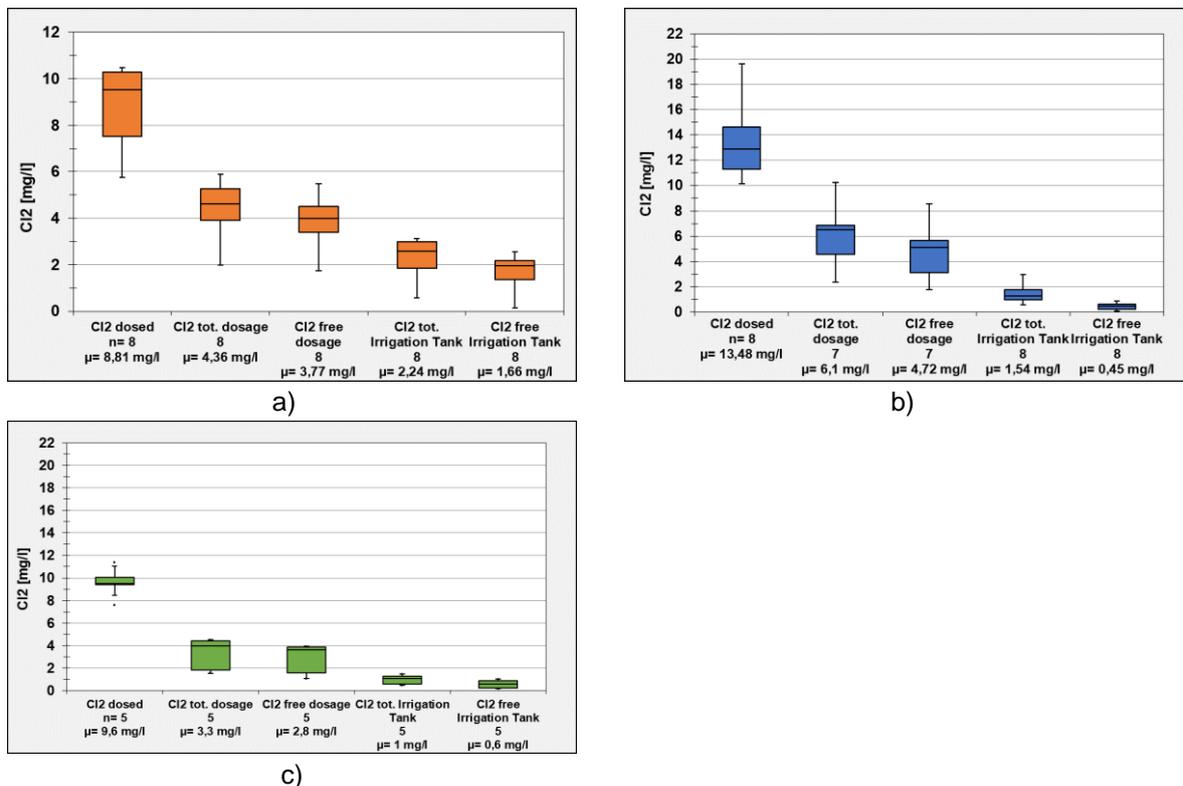


Abbildung 1.4-18 a-c: Chlorkonzentration entlang der getesteten Behandlungssysteme

Damit liegt sie dennoch erheblich unter den sonst üblicherweise in Spanien dosierten Chlormengen. Begründet ist dies mit vergleichsweise hohen CSB Konzentrationen im Ablauf der PfKA. Diese lagen in Spanien zwischen 18,7 und 20,3 mg/L und damit über den in Aachen Soer im Mittel gemessenen 13,6 mg/L. Es ist davon auszugehen, dass bei einer weiteren Verbesserung der Ablaufqualität die erforderliche Chlormenge weiter reduziert werden kann. Bei den erreichten CSB Ablaufwerten ist davon auszugehen, dass auch die Klasse A Anforderung der EU VO 2020/741 im Bezug auf den BSB5 < 10 mg/L eingehalten werden.

Der Pilottest hat gezeigt, dass mit den gezeigten Verfahrenskombinationen und den bewerteten Wasserqualitätsparametern die Klasse A Anforderung der EU VO 2020/741 sicher eingehalten und das Wasser in der Landwirtschaft wiederverwendet werden kann. Damit steht möglichen Anwendern eine große Bandbreite von dezentralen Abwasserbehandlungstechnologien zur Verfügung mit denen eine Wasserwiederverwendung ermöglicht wird.

1.4.3.3 Fallstudie Ägypten

Motivation und Aufgabenstellung

Für die Kläranlage Hurghada soll im Rahmen des vorliegenden Projektes FlexTreat ein Konzept für ein flexibles Nährstoffmanagement in Kombination mit einer Wasserwiederverwendung erstellt werden. Dazu werden verschiedene Szenarien der Stickstoffentfernung analysiert und mit dem Stickstoffbedarf in der Landwirtschaft parallelisiert.

Je nach landwirtschaftlichem Produkt, Beregnungsbedarf und Zeitpunkt bis zur Ernte können somit unterschiedliche Stickstoffgehalte im gereinigten Abwasser eingestellt werden. Diese Ablaufqualitäten und Stickstoffgehalte werden in Form von Güteklassen kategorisiert. Ziel ist es einerseits den zusätzlichen Düngemittelbedarf zu verringern und somit ein Nährstoffrecycling zu erzielen und andererseits den Betriebsaufwand auf der Kläranlage zu minimieren. Spezifisch für die im FlexTreat-Projekt entwickelten Aufbereitungskonzepte werden mögliche Auswirkungen auf Betrieb resp. Desinfektionsleistung einer variablen Wasserqualität durch eine flexible Stickstoffentfernung analysiert und in die Technologie-Empfehlungen aufgenommen.

Rahmenbedingungen

In Abbildung 1.4-19 ist die Lage der Kläranlage Hurghada dargestellt. Wie bereits aus der Abbildung zu erkennen ist, ist die Anlage in drei Linien aufgeteilt. Nach mechanischer Vorreinigung (Rechen und Sandfang) wird der Zulauf zur Kläranlage in drei Nachbehandlungsströme aufgeteilt, von denen jeder über ein Belebungsbecken gefolgt von einem Absetzbecken verfügt. Der Ablauf jedes Absetzbeckens wird dann auf zwei Langsandsandfilter aufgeteilt, während der anfallende Schlamm in wiederverwerteten Belebtschlamm und Abfallschlamm aufgeteilt wird.



Abbildung 1.4-19: Luftbild der Kläranlage Hurghada

Anforderungen an den Ablauf

Im Rahmen der Erarbeitungen werden verschiedene Güteklassen für den Kläranlagenablauf untersucht, welche sich hinsichtlich ihrer Anforderungen an die Konzentrationen von BSB₅ und TSS unterscheiden. In Tabelle 1.4-11 werden diese anhand der geforderten Grenzwerte nach ägyptischem Standard dargestellt.

Tabelle 1.4-11: Güteklassen des Ablaufes nach ägyptischen Anforderungen

Güteklasse	A	B	C	D
BSB ₅ [mg/L]	10	30	60	350
TSS [mg/L]	10	30	50	300

Methodisches Vorgehen

Anhand einer Simulation wird die Auswirkung von Eingriffen in die Betriebsführung der Kläranlage auf die Güte des Ablaufes untersucht. Mithilfe dieser Simulation wird ermittelt, wie viel Stickstoff mit einem Abwasser einer spezifischen Güteklasse bereitgestellt werden kann.

Die Simulation basiert auf übermittelten Prozessdaten der Kläranlage. Von den 8 angefragten, für die Simulation essentiellen Parametern (O₂, NH₄-N, N_{ges}, NO_x, Alkalinität, TSS, Q, T), konnten nur 3 Parameter (TSS, Q, T) in täglicher Auflösung im Zeitraum Januar 2022 bis Juli 2022 übermittelt werden.

In einem ersten Schritt wird die Qualität der übergebenen Daten der Kläranlage Hurghada analysiert, mit Anforderungen an diese abgeglichen und an diese angepasst. Folgend werden Szenarien definiert, welche Änderungen der Betriebsführung darstellen und auf die Güteklassen des Ablaufes Bezug nehmen. Diese Änderung der Betriebsführung äußert sich in einer Reduzierung der zugeführten Sauerstoffmenge bei Betrieb aller drei Linien bzw. dem Betrieb von zwei Linien (und somit der Außerbetriebnahme einer Linie). Der Grad der benötigten Reduktion der Sauerstoffmenge wird anhand der Simulation ermittelt. Hierfür wird der Aufbau der Simulation und die verwendeten Modelle beschrieben.

Für die Simulation wird die Open-Source basierte Simulationsumgebung OpenModelica verwendet, insbesondere die OpenWasteWater-Bibliothek. In dieser wird das ASM3-Modell zur Simulation von Belebtschlammprozessen verwendet. Die Kläranlage wird mit einem Haupt- und Teilmodell abgebildet (siehe Abbildung 1.4-20).

Das Hauptmodell beginnt mit dem Zulauf (Inflow), gefolgt von einer Teilereinheit (D1), die den Zufluss in drei Teilströme aufteilt. Jeder dieser Teilströme wird in das Teilmodell (rot gekennzeichnet) geleitet, welches die biologische Reinigungsstufe darstellt. Das klare Abwasser der Teilmodelle wird in einer Mischeinheit (M1) zusammengeführt, bevor es in die Abflusssenke (Outflow) gelangt, die das Abwasser der Kläranlage darstellt. In ähnlicher Weise werden die Schlammabflüsse der Teilmodelle in einer Mischeinheit (M2) zusammengefügt, bevor sie in das Abfallbecken (Waste) geleitet werden.

Das Teilmodell besteht aus einer biologischen Reinigungsstufe, die aus einer Kaskadennitrifikation (AT1) und einem Nachklärbecken (SC1) besteht. Die Sauerstoffzufuhr wird durch ein Luftgebläse (B1) gewährleistet. Der Rücklaufschlamm der Nachklärung wird in den Verteiler (D1) geleitet, der den Strom auf die Rücklaufschlammpumpe (RS) und die Überschussschlammpumpe (WS) aufteilt. Der Klarlauf des Nachklärbeckens wird an den Abfluss (Out1)

angeschlossen. Jede der Pumpen sowie das Gebläse sind mit Reglern verbunden, die ihre Durchflussmengen und Regelparameter festlegen.

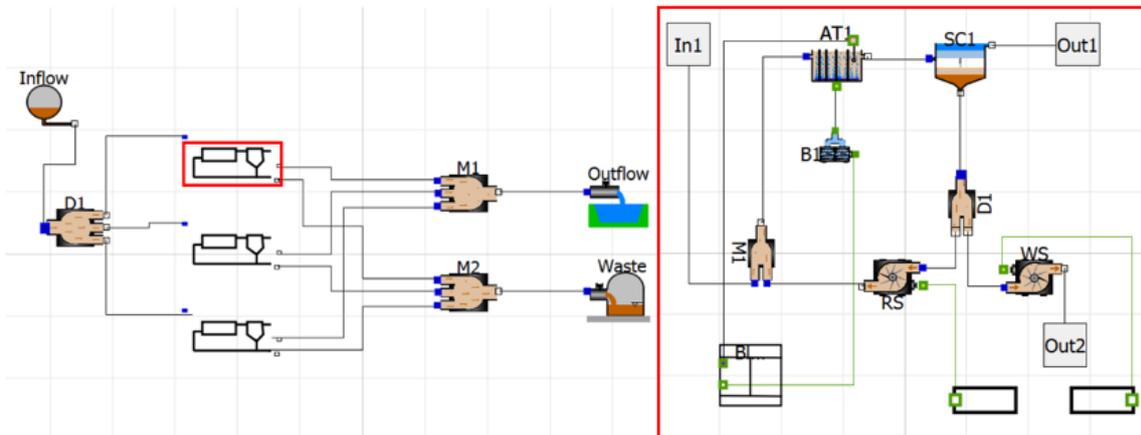


Abbildung 1.4-20: Haupt- (links) und Teilmodell (rechts)

Validierung der Simulation

Im Folgenden wird vorerst die Simulation anhand der übermittelten Ablaufwerte validiert. Anschließend wird die benötigte Sauerstoffmenge für die verschiedenen Szenarien bestimmt, Ablaufwerte der Kläranlage simuliert und die bereitgestellte Stickstoffmenge berechnet. Die Validierung der Simulation erfolgt anhand der übermittelten Daten.

Die Ablaufwerte der Simulation werden mit den übermittelten Ablaufwerten verglichen. In Abbildung 1.4-21 sind die Ablaufwerte für BSB_5 , NH_4-N , CSB , O_2 und TSS vergleichend zwischen Simulation und real aufgezeichneten Ablaufwerten dargestellt.

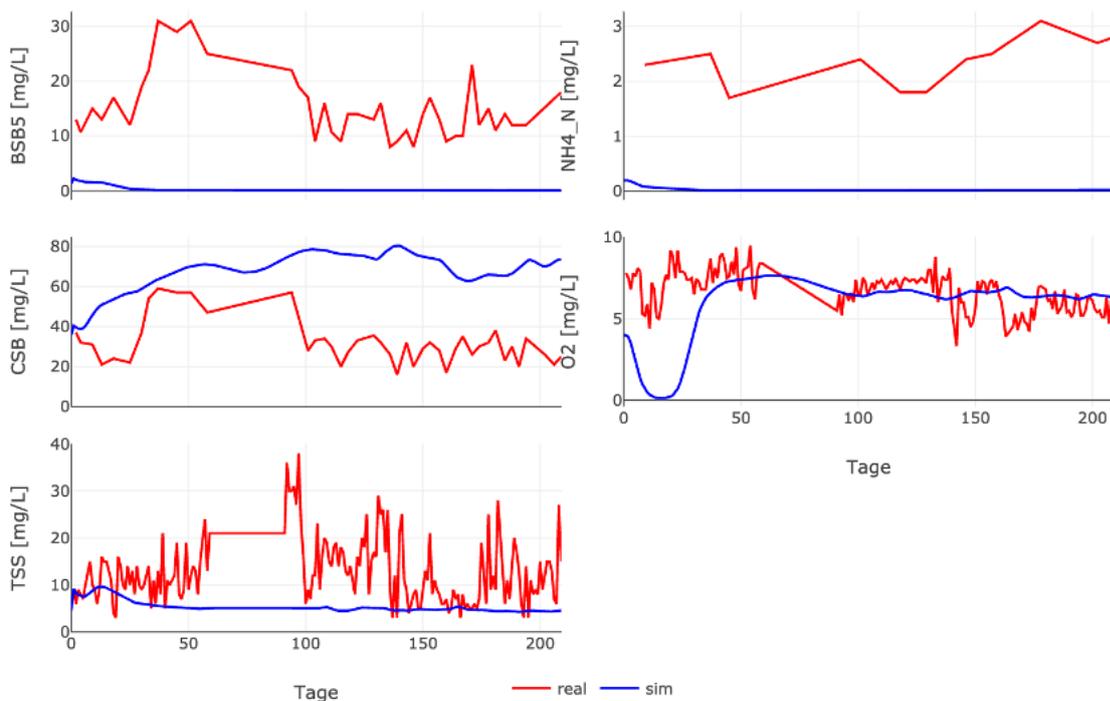


Abbildung 1.4-21: Vergleich realer mit simulierten Ablaufwerte

Hinsichtlich der BSB_5 Ablaufkonzentration zeigt sich, dass eine Diskrepanz zwischen Simulation und realem Verhalten besteht. Die real aufgezeichnete BSB_5 Ablaufkonzentration liegt im zu erwartenden Bereich, während in der Simulation jeglicher BSB_5 aufzehrt wird. Dieser Unterschied kann bspw. auf Kurzschlussströmungen zurückzuführen sein, welche nicht in der Simulation abgebildet werden. Weiterhin sind Fehler bei der Probennahme und -analyse nicht auszuschließen.

Die NH_4-N Ablaufkonzentration zeigt ein ähnliches Bild. Die realen Werte liegen im erwarteten Bereich, während in der Simulation jegliches NH_4-N aufzehrt wird. Die Argumentation ist die gleiche wie beim Parameter BSB_5 .

Hinsichtlich der CSB-Konzentration ist zu erkennen, dass die Konzentrationen der Simulation denen der Realität übersteigen. Dies kann auf einen zu hohen inerten Anteil der CSB-Fraktion (Annahme) zurückzuführen sein.

Die Sauerstoffkonzentrationen der Realität werden durch die Simulation gut abgebildet. Allerdings liegen diese mit einem durchschnittlichen Wert von ca. 6 mg/L in einem sehr hohen Bereich, der fern einer wirtschaftlichen Betriebsweise liegt. Es liegt nahe, dass die aufgezeigte Sauerstoffkonzentration der temperaturabhängigen Löslichkeitsgrenze entspricht. Diese These wird durch den leichten Abfall der Sauerstoffkonzentration in Hinblick auf Anfangs- und Endzeitpunkt der Simulation, welche am Jahresanfang bzw. Jahresmitte liegen, gestützt - die Löslichkeit im Wasser ist bei geringeren Temperaturen (Jahresanfang) höher als bei höheren Temperaturen (Jahresmitte). Der Abfall der Sauerstoffkonzentration bei der Simulation innerhalb der ersten 20 Tage ist mit der Einstellung des Gleichgewichts zu erklären. Sauerstoffkonzentrationen an der Sättigungsgrenze sind für die Simulation erklärbar. So wird kein Sauerstoffaustrag über die Nachklärbeckenoberfläche erfasst. Weiterhin ist jeglicher BSB_5 abgebaut, sodass keine weitere Zehrung stattfindet. Hohe Sauerstoffkonzentrationen im Ablauf sind im realen Kläranlagenbetrieb nicht zu erwarten und vermutlich auf eine nicht wirtschaftliche Betriebsweise der Belüftung, verfahrenstechnische Fehler im Betrieb der Anlage oder Messfehler zurückzuführen.

Die Konzentrationen von TSS im Ablauf werden durch die Simulation gut abgebildet. Die realen Werte liegen im erwarteten Bereich. Durch Kurzschlussströme im NKB kann es zu einer leichten Erhöhung der TSS-Konzentrationen kommen.

Abschließend kann, in Hinblick auf die dürftige Datenlage, die Simulation im Rahmen der Zielsetzung als valide betrachtet werden.

Szenarien der Belüftung

Im Folgenden werden die Ergebnisse der Simulation dargestellt. Hierfür wird die notwendige Sauerstoffzufuhr für die Belüftung bestimmt, um die entsprechenden Güteklassen abzubilden. Ablaufwerte der Simulation werden dargestellt und mit den für die spezifischen Szenarien definierten Grenzwerten verglichen. Die Güteklasse wird durch die Reduzierung der Sauerstoffzufuhr gesteuert, welche wiederum bei Betrieb aller drei Linien der Kläranlage bzw. Reduzierung auf 2 Linien umgesetzt werden kann. Entsprechung ergeben sich für jede Güteklasse 2 Szenarien - bspw. A2 und A3 für Güteklasse A bei Betrieb von zwei bzw. drei Linien.

In Abbildung 1.4-22, Abbildung 1.4-23, Abbildung 1.4-24 und Abbildung 1.4-25 sind die Ablaufwerte der Szenarien A, B, C und D für die Parameter BSB_5 , TSS und NH_4-N dargestellt. Die rote gestrichelte Linie zeigt die Grenzwerte für BSB_5 und TSS nach Tabelle 1.4-11.

Zur Erreichung der Güteklasse A wird im Szenario A2 die Sauerstoffzufuhr je Linie auf 50% und im Szenario A3 auf 25% der ursprünglichen Sauerstoffzufuhr reduziert. Der Vergleich der Ablaufwerte zwischen den Parametern zeigt für beide Szenarien, dass die TSS-Ablaufkonzentration den limitierenden Faktor darstellt.

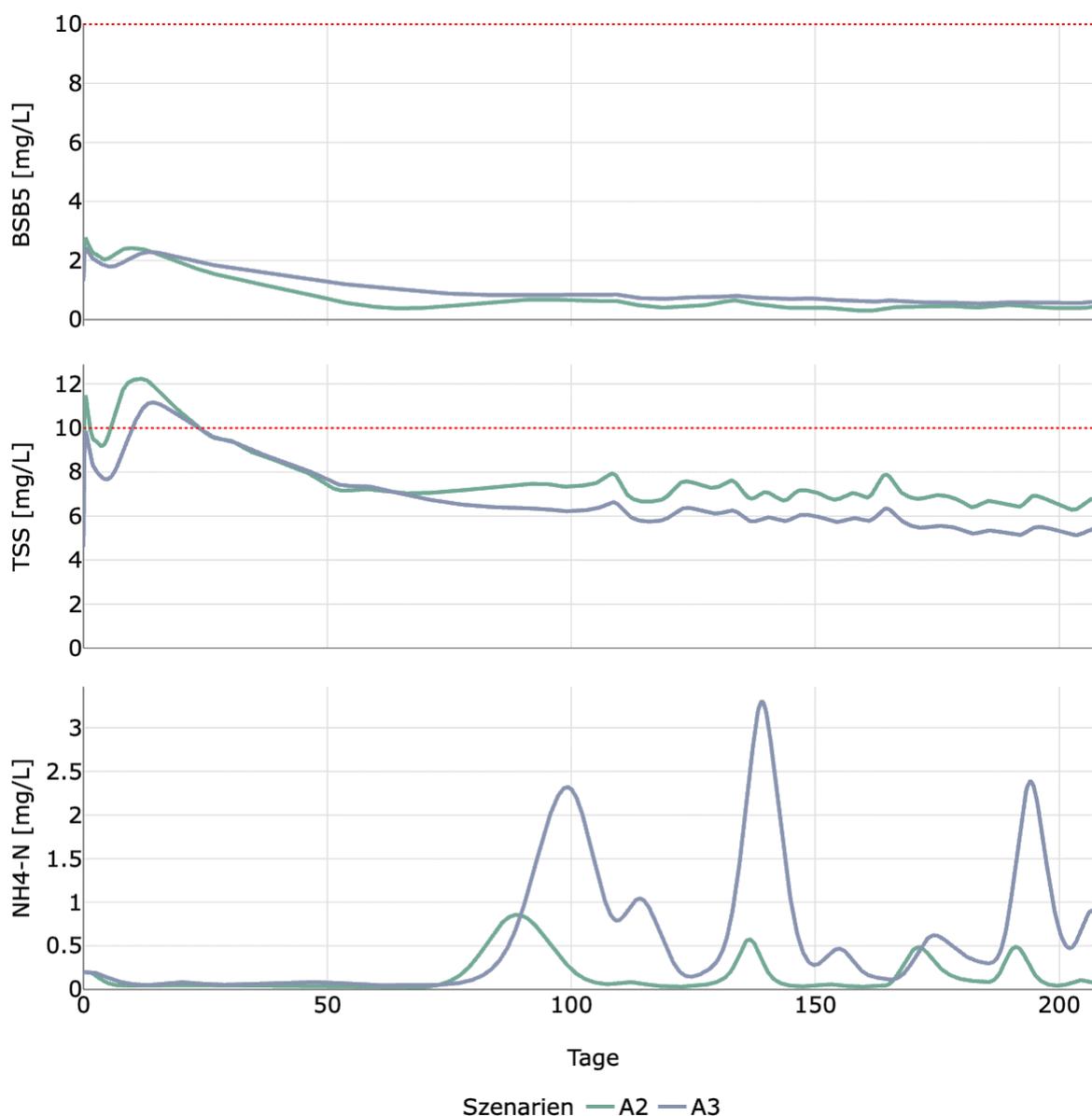


Abbildung 1.4-22: Ablaufwerte der Kläranlage für Szenario A

Zur Erreichung der Güteklasse B wird im Szenario B2 die Sauerstoffzufuhr je Linie auf 18% und im Szenario B3 auf 11% der ursprünglichen Sauerstoffzufuhr reduziert. Der Vergleich der Ablaufwerte zwischen den Parametern zeigt für beide Szenarien, dass die BSB5-Ablaufkonzentration den limitierenden Faktor darstellt.

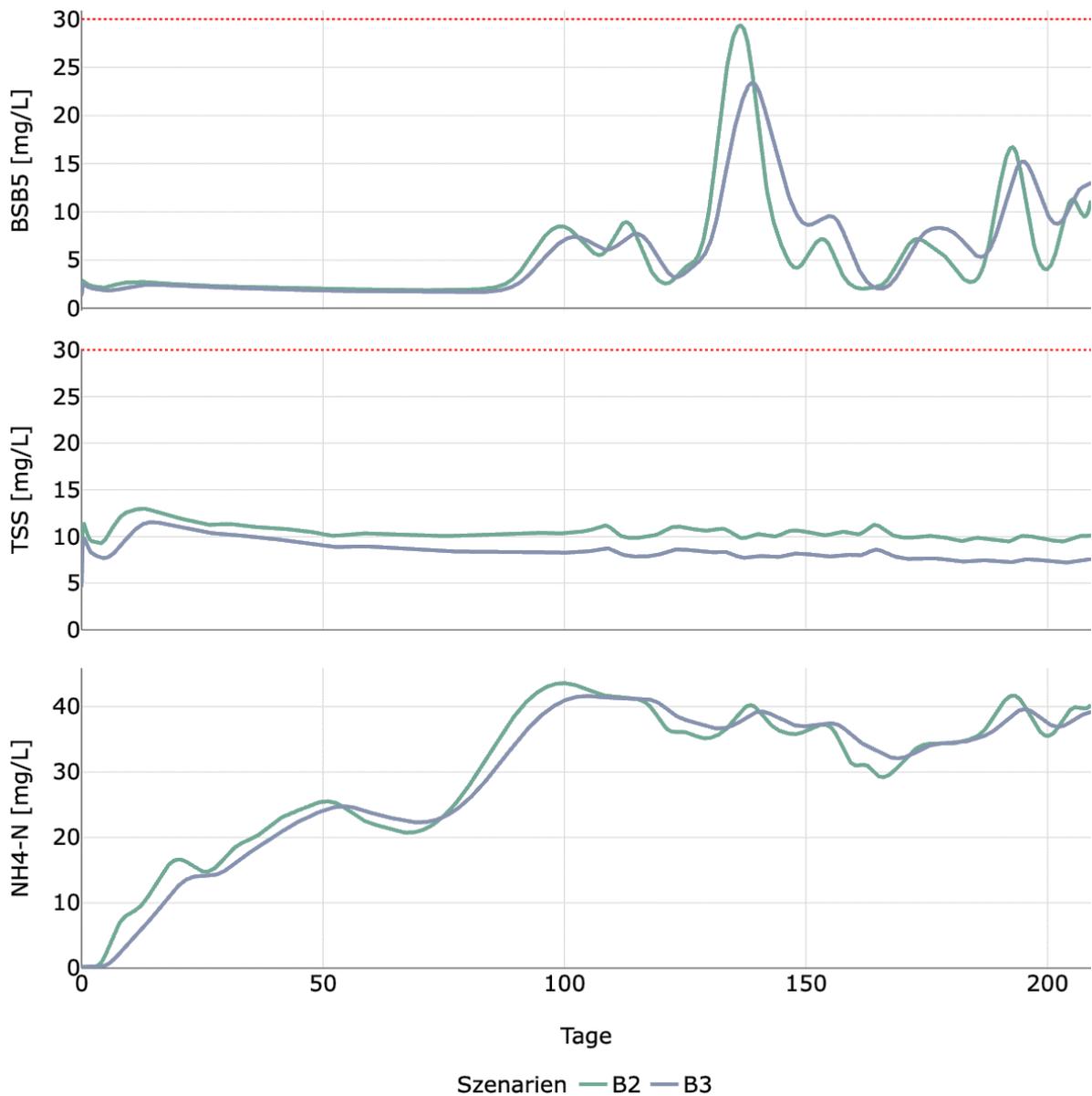


Abbildung 1.4-23: Ablaufwerte der Kläranlage für Szenario B

Zur Erreichung der Güteklasse C wird im Szenario C2 die Sauerstoffzufuhr je Linie auf 13% und im Szenario C3 auf 7,5% der ursprünglichen Sauerstoffzufuhr reduziert. Der Vergleich der Ablaufwerte zwischen den Parametern zeigt für beide Szenarien, dass die BSB5 Ablaufkonzentration den limitierenden Faktor darstellt.

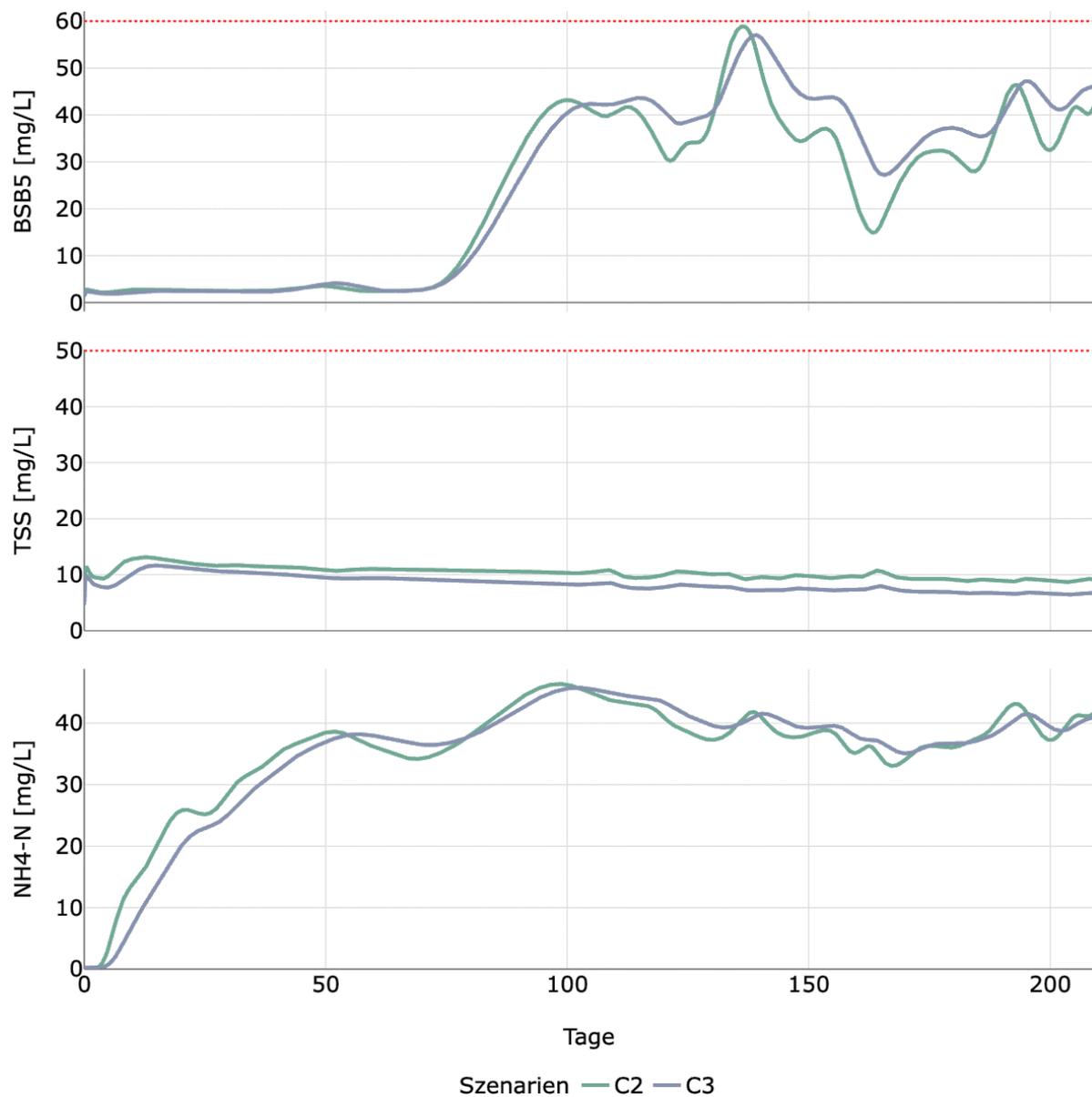


Abbildung 1.4-24: Ablaufwerte der Kläranlage für Szenario C

Zur Erreichung der Güteklasse D wird im Szenario D2 die Sauerstoffzufuhr je Linie auf 0,5% und im Szenario D3 auf 0,2% der ursprünglichen Sauerstoffzufuhr reduziert. Der Vergleich der Szenarien zeigt, dass weder BSB₅ noch TSS-Konzentrationen limitierend sind.

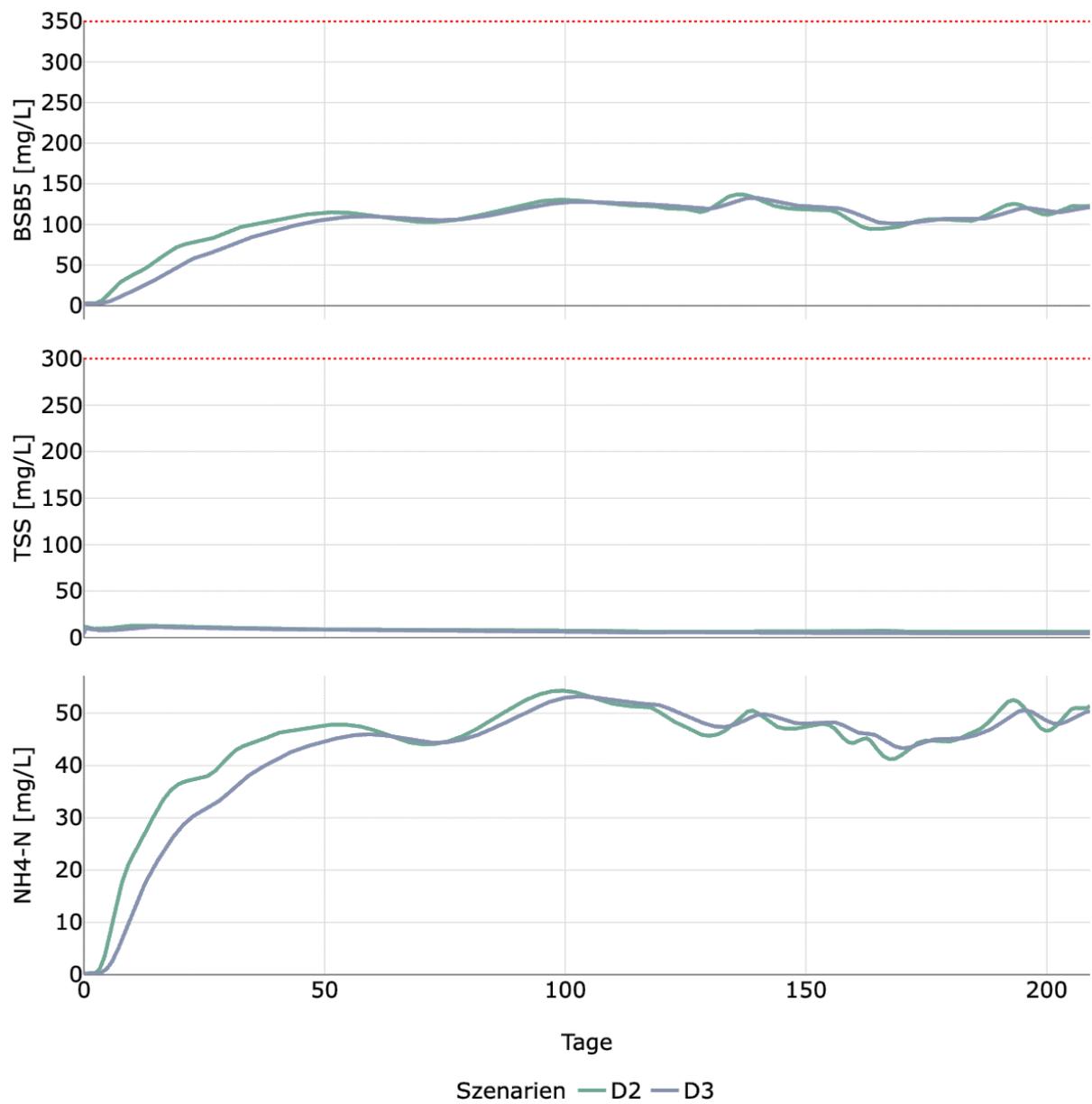


Abbildung 1.4-25: Ablaufwerte der Kläranlage für Szenario D

Erzielte Ergebnisse

In Tabelle 1.4-12 werden die Simulationsergebnisse der Szenarien gegenübergestellt. Der Faktor gibt das Verhältnis der eingetragenen Luftmenge zum derzeitigen Referenzzustand je Linie an. Dem folgend wird die Einsparung der eingetragenen Luftmenge angegeben. In der Spalte NH₄-N wird aufgeführt, wie viel NH₄-N je Liter Ablauf bereitgestellt werden kann.

Tabelle 1.4-12: Vergleich der Szenarien

Szenario	Faktor	NH ₄ -N [mg/L]	Einsparung [%]
A2	0,5	0,15	66,7
A3	0,25	0,58	75,0
B2	0,18	29,63	88,0
B3	0,11	28,93	89,0
C2	0,13	35,33	91,3
C3	0,075	34,85	92,5
D2	0,005	44,30	99,7
D3	0,002	42,63	99,8

Aus Tabelle 1.4-12 ist zu sehen, dass ein erhebliches Potential in der verfahrenstechnischen Optimierung der Kläranlage besteht. So können – je nach Güteklasse – zwischen 0,15 und 44,30 mg/L NH₄-N bei gleichzeitiger Einsparung der eingetragenen Luftmenge von 66,7 % bis 99,7 % erzielt werden.

Die Wiederverwendung des Kläranlagenablaufs wird in Ägypten bereits vollumfänglich betrieben und bietet, unabhängig von den Verfahrensstufen, in der Überwachung sowie der Ablaufqualität erhebliches Verbesserungspotential.

Der Einsatz von Chlor zur Desinfektion ist landesweit, insbesondere aus Kostengründen, etabliert – eine Abkehr steht nicht zur Diskussion. Aufgrund der Bildung von Chloraminen bei Beibehaltung der Chlorung scheint das Nährstoffrecycling von Stickstoff am Standort Ägypten nicht realisierbar, obwohl anhand der Simulation ein Potential erheblicher Energieeinsparung durch reduzierte Sauerstoffzufuhr aufgezeigt wurde.

1.4.3.4 Fallstudie Bahrain

Motivation und Aufgabenstellung

Die aktuellen Dürrephasen in verschiedenen Regionen Deutschlands verdeutlichen den Bedarf, die bisherigen Wassermanagementansätze zu überdenken. Während die Wiederverwendung von kommunalem Abwasser in Deutschland aktuell nur punktuell praktiziert wird, ist das Thema international in Regionen mit Wasserknappheit deutlich präsenter, z.B. in Spanien, Israel, einigen Teilen der USA und der MENA-Region. Gerade die MENA-Region steht vor einer beispiellosen Wasserknappheit, da die verfügbare Wassermenge pro Kopf bis 2030 unter das absolute Wasserknappheitsniveau von 500 Kubikmetern pro Person und Jahr fallen wird (Waal et al. 2023). In Bahrain werden bereits rund 24% des kommunalen Abwassers wiederverwendet (Mateo-Sagasta et al. 2022).

Zur Minimierung der Wiederverkeimung von aufbereitetem Wasser (biologische Behandlung, Ozonung, Filtration und Chlorung) während der Wasserverteilung kommt in Bahrain die zentrale Chlorung auf Kläranlagen (z.B. STP Tubli) zum Einsatz. Im Rahmen der Konzeptstudie wird überprüft, ob diese zentrale Chlorung durch die FlexTreat-Technologie Elektro-Chlorung (dezentral mit onsite-Chlorproduktion) ersetzt werden kann.

Rahmenbedingungen

Die Kläranlage (STP - Sewage Treatment Plant) Tubli ist die größte Kläranlage in Bahrain und liegt im Nordosten des Landes. Sie ist für die Behandlung des Abwassers der Hauptstadt Manama zuständig. Mit einer Kapazität von rund 350.000 m³ pro Tag ist sie in der Lage, das gesamte Abwasser der Hauptstadt zu behandeln und auf TSE (Treated Sewage Effluent) Qualität zu reinigen.

In Bahrain werden durch das Ministry of Works die rechtlichen Rahmenbedingungen bzgl. TSE festgelegt. Insbesondere werden durch den Beschluss: Executive regulation (decision No. 10 of 2009) of the law No. 33 on sanitation and surface water discharge from 2006 (Ministry of Works Bahrain 2009) Anforderungen an die Qualität des TSEs festgelegt - so wird ein Restchlorgehalt von mindestens 0.5 mg/L gefordert.

Die STP Tubli ist an ein TSE-Netz angeschlossen, welches das gereinigte Abwasser in die Umgebung verteilt. Das gesamte TSE-Netz um die STP Tubli hat eine Gesamtkapazität von rund 250.000 m³ pro Tag. Die vorliegende Arbeit befasst sich mit dem TSE-Netz Abusaiba, welches nordwestlich der Kläranlage Tubli liegt. Das TSE-Netz Abusaiba versorgt landwirtschaftliche Betriebe in der Umgebung mit gereinigtem Abwasser für die Bewässerung.

Eine zentrale Rolle im TSE-Netz spielen eine Reihe von Reservoirs, die das gereinigte Abwasser speichern und bei Bedarf an die Verbraucher abgeben. Diese Reservoirs finden sich sowohl in Manama, sowie der nördlichen, östlichen und zentralen Region Bahrains. Der überwiegende Teil der Reservoirs wird durch die Landwirtschaft genutzt, ein kleiner Teil wird für die Bewässerung von Grünflächen und Parks. Die Verortung des Reservoirs für das untersuchte Teilnetz Abusaiba ist in Abbildung 1.4-26 hervorgehoben.

Das Reservoir dient als Zwischenspeicher für das gereinigte Abwasser aus der STP Tubli, bevor es in das TSE-Netz Abusaiba geleitet wird. Das Reservoir hat ein Fassungsvermögen von 6100 m³. Die maximale Zulaufkapazität liegt bei 8125 m³ pro Tag.

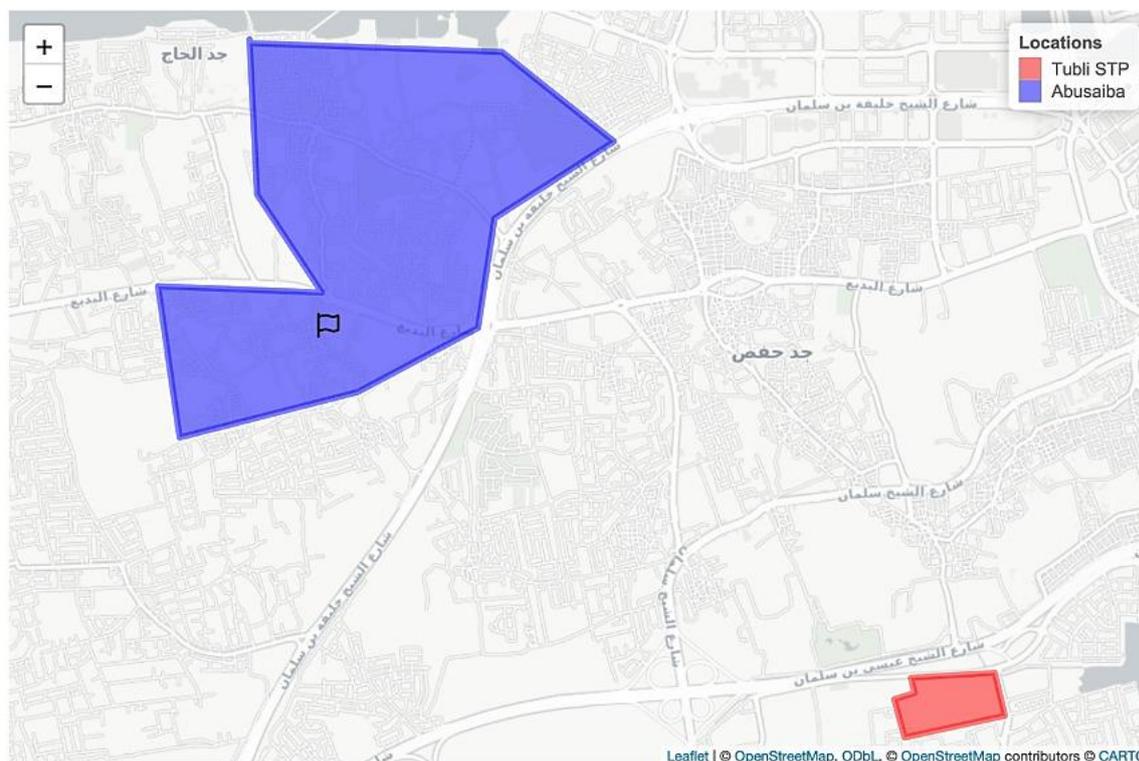


Abbildung 1.4-26: Untersuchungsgebiet im Stadtteil Tubli, Bahrain

Im Einzugsgebiet des TSE-Netzes Abusaiba befinden sich mehrere landwirtschaftliche Betriebe, die das TSE-Wasser zur Bewässerung ihrer Felder nutzen. Die Lage der Betriebe ist in Abbildung 2 dargestellt. Insgesamt sind 32 Betriebe/Entnahmestellen im Einzugsgebiet des TSE-Netzes Abusaiba angesiedelt. In diesen Farmen werden Produkte wie Datteln angebaut. Die Farmen werden größtenteils mittels Überflutungsbewässerung bewässert, bei der Wasser großflächig über die landwirtschaftlichen Felder geleitet wird, um den Boden zu durchfeuchten. Nach Aussagen der Betreiber der Farmen ist diese Art der Bewässerung bei den lokalen Gegebenheiten und dem hohen Salzgehalt des TSEs notwendig.

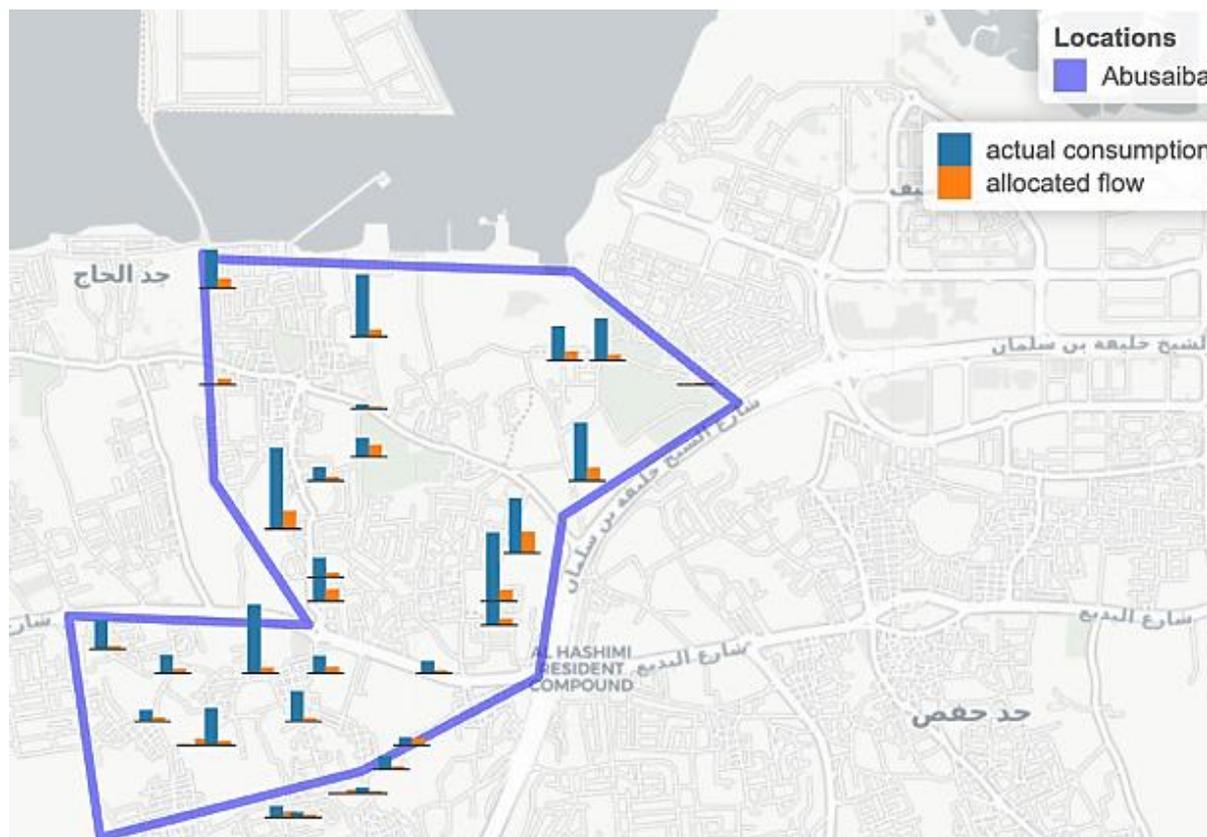


Abbildung 1.4-27: Farmen Abusaiba und deren Verbrauch

In Abbildung 1.4-27 ist der reale Verbrauch aller Farmen dem allokierten Fluss gegenübergestellt. Im gesamten Betrachtungsgebiet übersteigt der reale Verbrauch diesen – der durchschnittliche Verbrauch liegt bei rund 359 m³/Tag, während der allokierte Fluss bei 86 m³/Tag liegt. Dies entspricht einer durchschnittlichen Übernutzung von 336%.

Methodisches Vorgehen

Für die Modellierung wurde die Software MIKE+ (Release 2023) verwendet. MIKE+ ist eine Software zur Modellierung von Wasserressourcen und -systemen, die von der Firma DHI entwickelt wurde. MIKE+ ist ein flexibles und anpassbares Modellierungstool, das es ermöglicht, komplexe Wasserressourcen- und -systeme zu modellieren und zu simulieren. Zur Analyse und Visualisierung der Daten wurde die Programmiersprache R verwendet.

Im Rahmen des Projektes wurde die Chlorverteilung und Zehrung im TSE-Netz Abusaiba modelliert. Hierfür werden die Szenarien 0, 1 und 2 definiert. Das Szenario 0 beschreibt den aktuellen Stand mit zentraler Dosierung auf der STP Tubli. Im Szenario 1 wird die zentrale dosierte Chlorkonzentration verringert. Im Szenario 2 wird der Einsatz der dezentralen Elektrochlorung untersucht. So wurde für den gezeigten Anwendungsfall eine SuMeWa|OCG-Anlage dimensioniert, mit der die notwendige Chlormenge dauerhaft dezentral und energieautark aus NaCl produziert werden kann (siehe Abbildung 1.4-28). Für das Szenario 2 wird weiterhin – jedoch eine verringerte Konzentration – zentral in der STP Tubli Chlor dosiert, um den gesetzlichen Anforderungen gerecht zu werden.

	Input	
	Volumenstrom	2800 m ³ /d
	Gewünschte Chlorkonzentration	0,6 mg/L
	Produktionsleistung	6000 mg/(h*Zelle)
	Output	
	Bedarf an NaCl	6,93 kg/d
	Chlorbedarf	1680 g/d
		70000 mg/h
	Anzahl benötigte Zellen	12 stk.
	min. Speichervolumen Chlorstammlsg.	1,68 m ³
Energiebedarf	5,1 kWh/d	
Leistung	211 W	

Abbildung 1.4-28: Auslegung SuMeWa|OCG-Anlage

In Tabelle 1.4-13 sind die beschriebenen Szenarien aufgeführt.

Tabelle 1.4-13: Szenarien Chlorzehrung

Szenario	Cl ₂ Tubli [mg/L]	min. Cl ₂ TSE-Netz [mg/L]
Szenario 0	15	2,5
Szenario 1	5	0,6
Szenario 2	2	0,53

Modellierung

Der Bewässerungszeitraum beträgt pro Tag 6 Stunden - für die Modellierung wurde ein Zeitraum von 02:00 Uhr bis 08:00 Uhr festgelegt. Nur innerhalb dieses Zeitraumes wird TSE durch das Netz gepumpt (Abbildung 1.4-29).

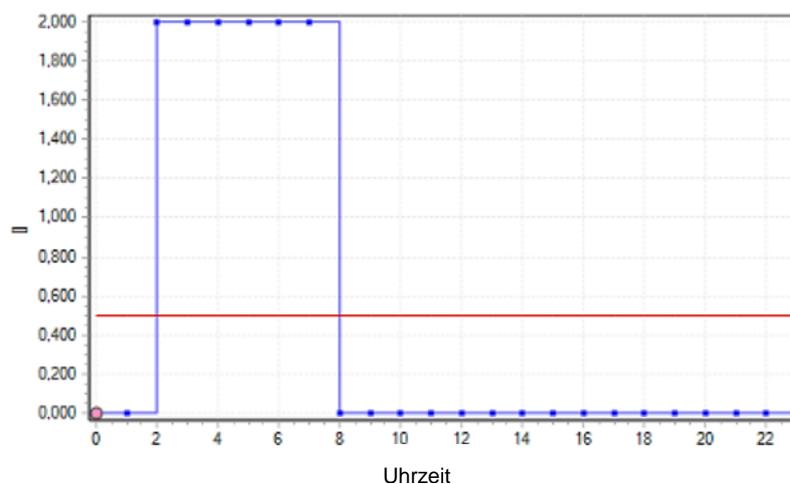


Abbildung 1.4-29: Bewässerungszeitraum Abusaiba

Der tägliche Gesamtbedarf an TSE im TSE-Netz Abusaiba beträgt 2756 m³, während das Reservoir über eine Kapazität von 6000 m³ verfügt. Die rechnerische Verweilzeit beträgt somit rund 2 Tage, was durch das Modell bestätigt wird (Abbildung 1.4-30).

In der Abbildung 1.4-30 wird das Wasseralter vor (blau) und nach (rot) dem Reservoir dargestellt. Zu den Bewässerungszeiten wird das Wasser aus dem Reservoir in das Netz gepumpt, somit sinkt das Wasseralter im entsprechenden Zeitraum.

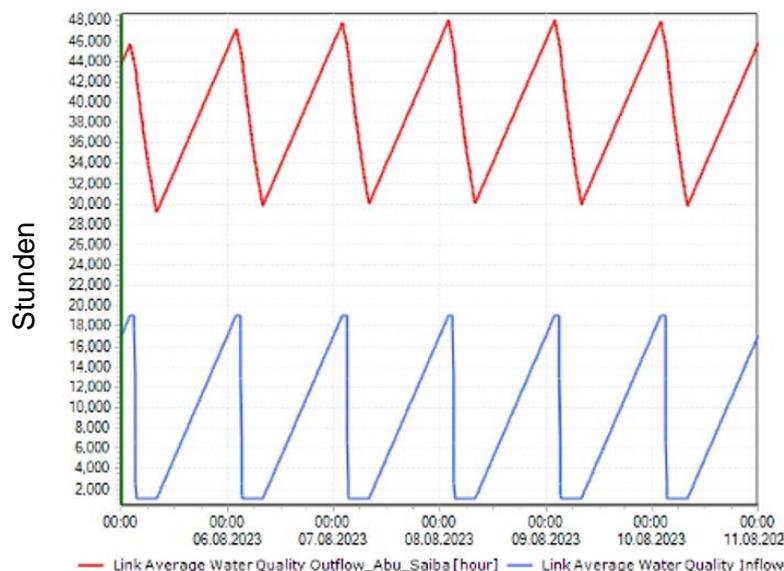


Abbildung 1.4-30: Verweilzeit TSE-Netz Abusaiba

Die Geschwindigkeit, mit der freies Chlor zerfällt, hängt von vielen Faktoren ab, darunter: Rohrmaterial, Fließgeschwindigkeit, Wasserzusammensetzung und Wasseralter. Das Wasseralter ist dabei ein sehr empfindlicher Faktor; je höher dieses, desto schneller verläuft die Chlorzehrung. Aufgrund der hohen Verweilzeit im Reservoir war zu erwarten, dass die Chlorkonzentration aufgrund der langen Verweildauer schnell abnimmt. Dieses Verhalten wird durch das Modell bestätigt und in Abbildung 1.4-31 dargestellt.

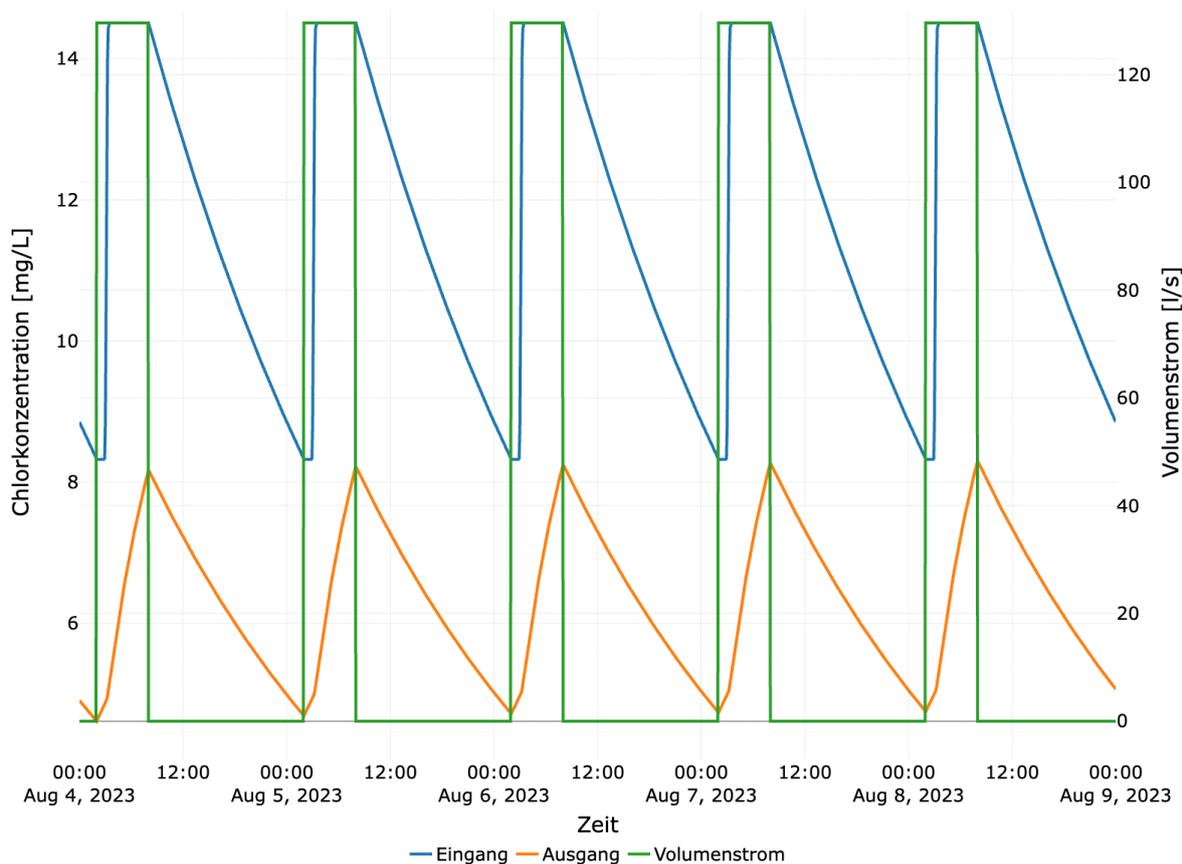


Abbildung 1.4-31: Chlorzehrung Abusaiba

Erzielte Ergebnisse

Das Referenzszenario S0 mit einer zentralen Chlor-Dosierung von 15 mg/L liefert Restchlorgehalte von >2.5 mg/L im Teilnetz Abu Saiba, welche stark über den gesetzlichen Bedingungen liegen.

Es ist ersichtlich, dass die Chlorkonzentration im TSE-Netz für beide Szenarien die geringste erforderliche Konzentration einhält.

In Abbildung 1.4-32 ist die Chlor-Konzentration im TSE-Netz für das Szenario 1 dargestellt. Durch die farbige Kodierung (siehe Legende) ist zu sehen, dass in allen Teilen des Netzes die erforderliche Chlorkonzentration eingehalten wird. Im überwiegenden Teil des TSE-Netzes wird eine Konzentration im Bereich 2,5 bis 5 mg/L erreicht.

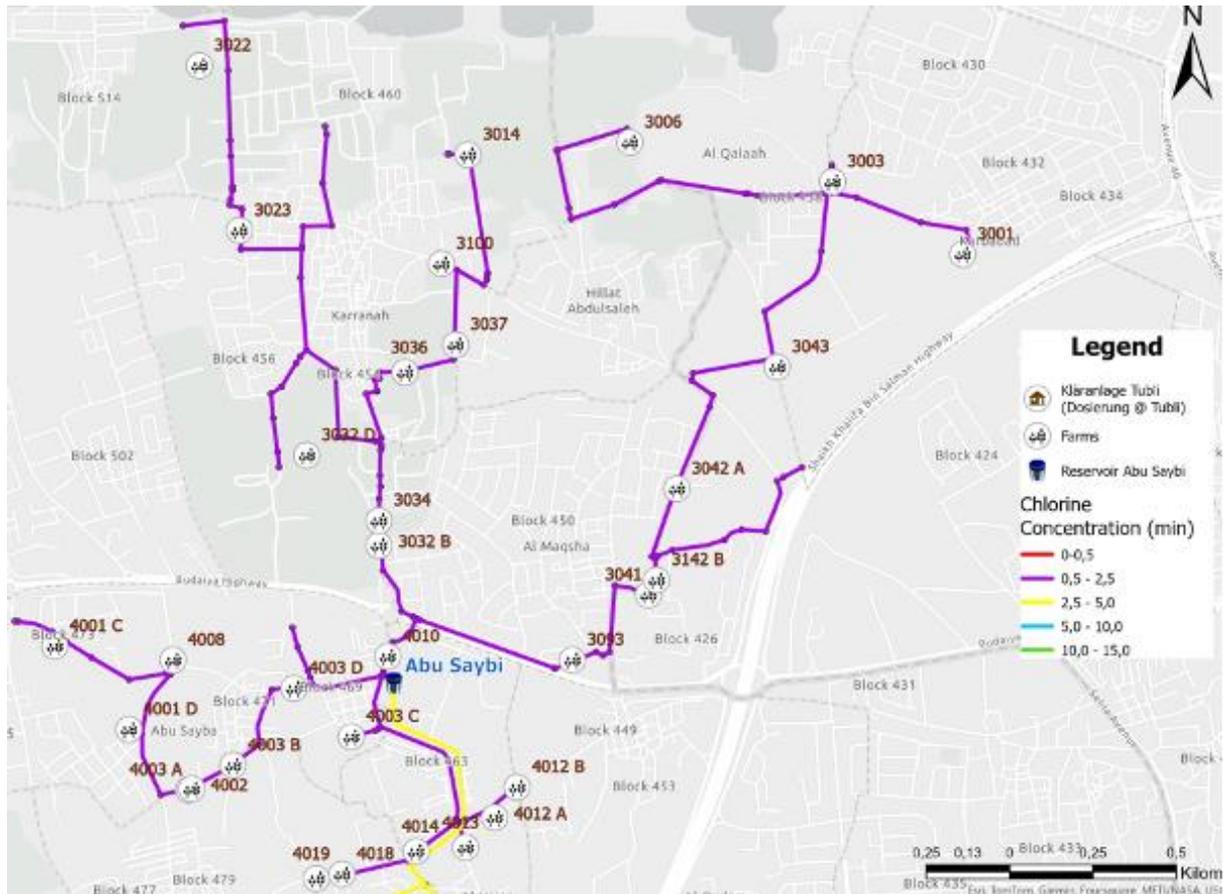


Abbildung 1.4-32: Chlorkonzentration Abusaiba (Szenario 1)

In Abbildung 1.4-33 ist die Chlor-Konzentration im TSE-Netz für das Szenario 2 dargestellt. Durch die dezentrale Elektro-Chlorung (S2) im Reservoir des Teilnetzes Abu Saiba wird die notwendige Dosierkonzentration auf rund 13% des Referenzszenarios S0 gesenkt. Die erforderliche Chlorkonzentration wird im gesamten Netz gesichert.

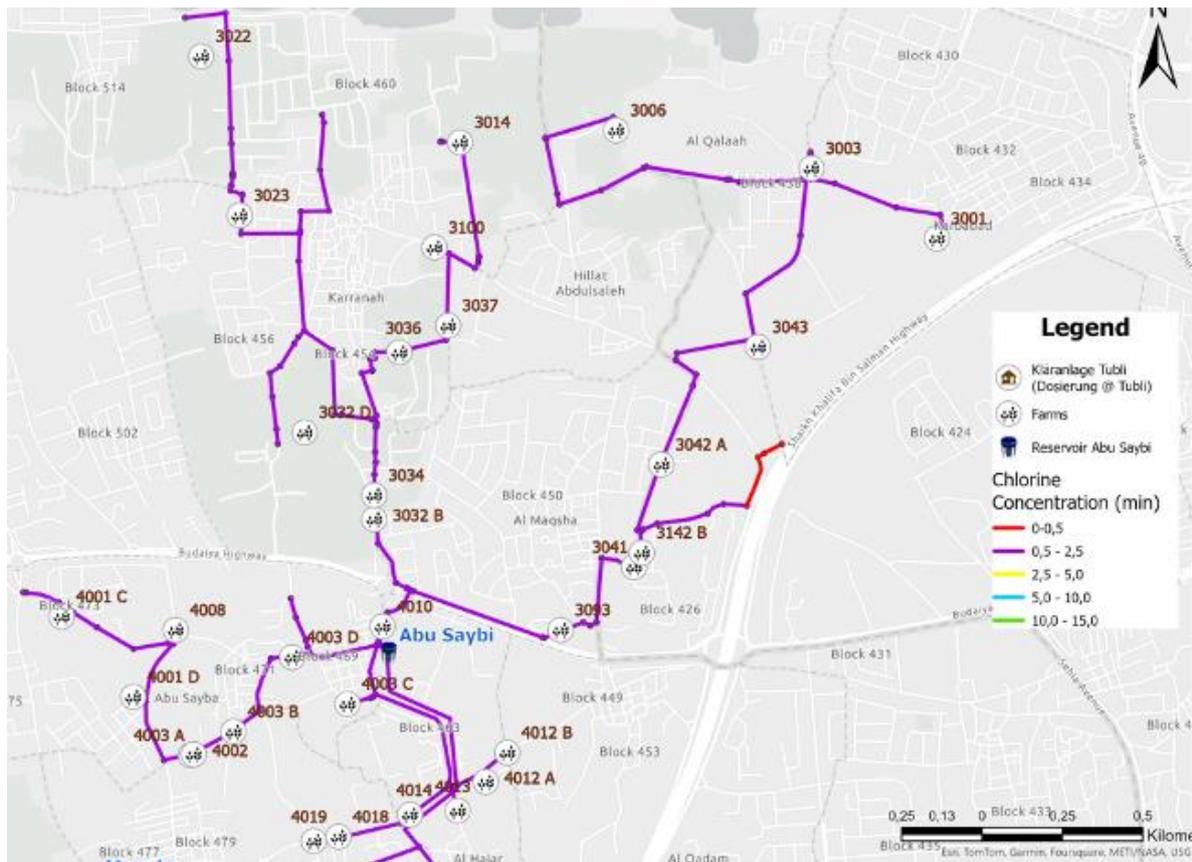


Abbildung 1.4-33: Chlorkonzentration Abusaiba: (Szenario 2)

Eine Reduzierung auf 1/3 der Chlor-Dosierung (S1; zentral) stellt den notwendigen Restchlorgehalt im Teilnetz Abu Saiba sicher. Weitere Teilnetze können in diesem Szenario den Mindestwert nicht erreichen

Grundsätzlich ist Bahrain ein Zielmarkt für die FlexTreat Technologie dezentrale Elektrochlorung. Der Bedarf, die Qualitätsanforderung und die Überwachung sind hoch. Anhand der Case-Study konnte gezeigt werden, dass der Einsatz der dezentralen Elektrochlorung die notwendige Chlordosierung stark reduzieren kann. Diese Reduktion trägt, neben wirtschaftlichen Anreizen, auch zur Verringerung von Desinfektionsnebenprodukten bei. Dennoch ist eine Verdrängung der zentralen Chlordosierung zwar möglich, aber vermutlich nur langfristig realisierbar.

1.4.4 Akzeptanzuntersuchung und Stakeholder-Dialog (AP 4.3)

In großen Teilen der Welt wird Wasser aus Grund- oder Oberflächengewässern gewonnen. Diese Wasserressourcen stehen jedoch nicht unbegrenzt zur Verfügung, um den steigenden Wasserbedarf durch die zunehmende Bevölkerungszahl und der damit einhergehenden steigenden Nachfrage nach landwirtschaftlichen Erzeugnissen, Energie und Industrieprodukten zu decken (Alcamo et al. 2007). Um ein nachhaltiges Wassermanagement in allen Lebensbereichen zu gewährleisten, rückt deshalb die Wasserwiederverwendung immer weiter in den Fokus, bei der Abwasser so aufbereitet wird, dass dessen Qualität an unterschiedliche Nutzungen angepasst und das Wasser somit wiederverwendet werden kann.

Motivation und Aufgabenstellung

Viele Projekte zur Wasserwiederverwendung scheitern aber nicht an Fragen zur Aufbereitungstechnik, sondern am Mangel eines rechtlichen Rahmens sowie an der Akzeptanz auf Nutzerseite. Vor dem Hintergrund des sich vollziehenden Klimawandels und einer zu erwartenden Verringerung der Wasserverfügbarkeit (Wada et al. 2010) ist für die steigende Erfordernis der Wasserwiederverwendung zukünftig eine ausreichende Akzeptanz notwendig. Diese stellt sich allerdings nicht von selbst ein, sondern ist neben der Bereitstellung ausgereifter Technik auch das Ergebnis einer zielgerichteten Kommunikation und Informationspolitik.

Wissenschaftlicher Stand vor Beginn des Vorhabens

Generell gilt als Maß für die Akzeptanz der (nicht) vorhandene Wille, wiederaufbereitetes Wasser zu nutzen. Es gibt soziotechnische, demographische, psychologische, ökologische, ökonomische und kulturelle Faktoren, die die Akzeptanz zur Wasserwiederverwendung beeinflussen und jeweils vom Kontext abhängen (Fielding et al. 2015). Große demographische und regionale Unterschiede bestehen in der Akzeptanz der Nutzung alternativer Wasserquellen (Dolnicar and Hurlimann 2009). Literaturrecherchen zur Akzeptanz von Wasserwiederverwendung in Deutschland sind nur spärlich zu finden und auf einzelne Regionen und Projekte fokussiert. FlexTreat schafft somit hierzu erstmalig einen auf wissenschaftlichen Grundlagen basierenden Stand. Die ausführliche Literaturrecherche, die im Rahmen des AP4.3 durchgeführt wurde sowie die Fragen der Online-Umfrage und Interviews sind angelehnt an internationale Literatur und in einem separaten Endbericht unter <https://opus4.kobv.de/opus4-hof/front-door/index/index/docId/229> zu finden.

Durchführung eines Stakeholder-Dialoges

Im Rahmen des 5. FlexTreat Projekttreffens in Braunschweig im Oktober 2022 wurde ein Stakeholder-Dialog mit allen FlexTreat Partnern sowie zusätzlichen Teilnehmern (lokale Politik, Landwirtschaftskammer Niedersachsen, regional ansässige Landwirte, Vertreter von Wasserverbänden/ Stadtentwässerungsbetrieben Niedersachsens) durchgeführt. Aus den drei verschiedenen Perspektiven (1. Öffentliche/rechtliche Seite, 2. Landwirtschaft, 3. Abwasserverband) wurde die jeweilige Sichtweise der drei Stakeholder-Gruppen ausgearbeitet und im Plenum diskutiert.

Wesentliche Punkte in der Diskussion waren die Finanzierbarkeit und die damit verbundene Kostenverteilung bei der Umsetzung von Wasserwiederverwendung. Des Weiteren wurde die generelle Akzeptanz in der Gesellschaft angesprochen, wie auch der fehlende rechtliche Rahmen, eine Priorisierung der Nutzung von aufbereitetem Abwasser sowie die Risikogefährdung.

Wichtige Bedarfe, welche im Rahmen des Stakeholderdialoges kommuniziert wurden, sind in Tabelle 1.4-14 aufgelistet.

Tabelle 1.4-14: Wichtige Eckpunkte der Diskussion im Stakeholder Dialog

Öffentliche/rechtliche Seite	Landwirtschaft	Abwasserverband
Kreislaufgedanken: Thema ganzheitlich denken	Akzeptable Kostenverteilung: Appell an Politik: Gebühren sollen niedrig bleiben	Kostenverteilung
Evidenzbasierte Grenzwerte sind notwendig	Klare und praktikable Vorgaben für die Wasserwiederverwendung sind notwendig	Synergien bzw. Abgrenzung zur 4. Reinigungsstufe finden
Risiko-Nutzen-Abwägung ist notwendig		Finanzierbarkeit
“Richtiges” Wording für die Kommunikation		Analyse zur bedarfsgerechten vs. permanenten Wasserwiederverwendung
Ängste der Nutzer/Bevölkerung adressieren		Mengenpriorisierung: Wasserwiederverwendung vs. Gewässerschutz
Verbindlichen Rahmen schaffen für Wasserwirtschaft		
Ökologische Mindestwasserführung beachten		
Priorisierung der Nutzung --> Vorsorgeprinzip		

Insbesondere lässt sich schlussfolgern, dass es einen Bedarf für evidenzbasierte Grenzwerte und klare rechtliche Grundlagen gibt, um die Wasserwiederverwendung für alle Stakeholder Gruppen realisierbar zu machen.

Durchführung von Experteninterviews

Auf Basis einer Literaturrecherche wurde ein Fragebogen für Onlineumfragen zur Akzeptanzuntersuchung zur Wasserwiederverwendung in der Landwirtschaft ausgearbeitet. Der Fragebogen beinhaltete 20 Fragen, unter anderem zum Hintergrund der Befragten, zu den Berührungspunkten mit dem Thema Wasserwiederverwendung in der Landwirtschaft, zu ausschlaggebenden Gründen für die Nutzung von aufbereitetem Abwasser und die damit verbundenen größten Hürden, zum möglichen Einsatzzweck sowie zur Notwendigkeit. Insgesamt haben 119 Personen an der Umfrage teilgenommen, die über die Onlineplattform www.onlineumfrage.de im Zeitraum vom 05.07.2022 bis zum 13.09.2022 durchgeführt wurde.

Darüber hinaus wurden im Zeitraum von Januar bis Juni 2023 30 Interviews mit Experten aus allen drei Stakeholdergruppen (1. Öffentliche/rechtliche Seite, 2. Landwirtschaft, 3. Abwasserverband) mittels eines standardisierten Fragebogens durchgeführt und ausgewertet. Der Fragebogen umfasste unter anderem Fragen bezüglich der Erfahrungen der Experten im Umgang

mit dem Thema Wasserwiederverwendung, die Fragen nach ausschlaggebenden Gründen und den größten Hürden für die Wiederverwendung von Wasser, welche Maßnahmen zur Umsetzung in Deutschland am sinnvollsten wären, um die Akzeptanz zu steigern oder auch wie die Maßnahmen zu priorisieren wären, wenn nicht ausreichend Geld zur Durchführung zur Verfügung stände.

Ergebnisse der Umfragen und Experteninterviews:

Die Bewertung der Notwendigkeit der Wasserwiederverwendung in der deutschen Landwirtschaft wird als von der großen Mehrheit (77%) der Befragten als hoch, sehr hoch oder längst überfällig eingeschätzt. Als überflüssig erachtet sie keiner der Befragten.

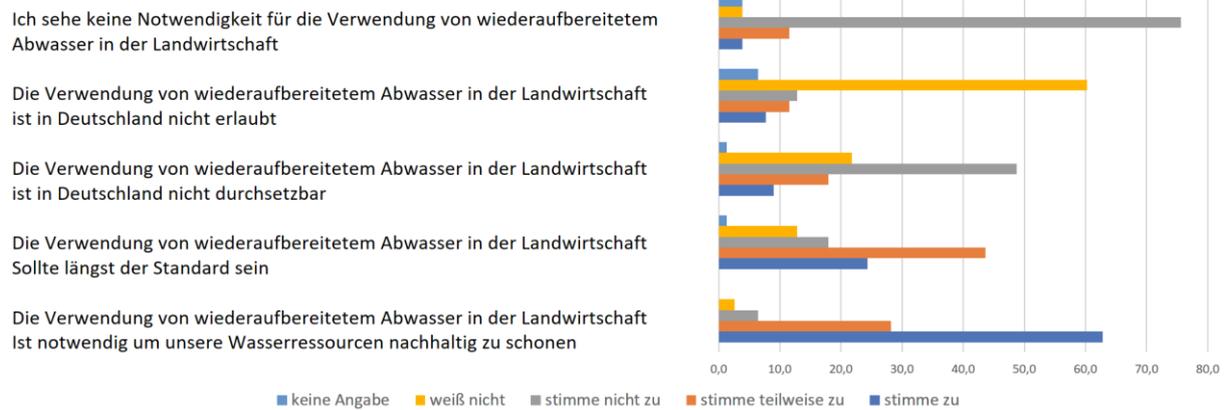


Abbildung 1.4-34: Online-Umfrage: Bewertung der Notwendigkeit zur Wasserwiederverwendung

Abbildung 1.4-34 zeigt die in der Online-Umfrage genannten ausschlaggebenden Gründe für die Wasserwiederverwendung in der Landwirtschaft. Ökologische und finanzielle Gründe sowie die Sicherstellung der Wasserversorgung sind bei den Befragten die drei am häufigsten genannten Gründe.

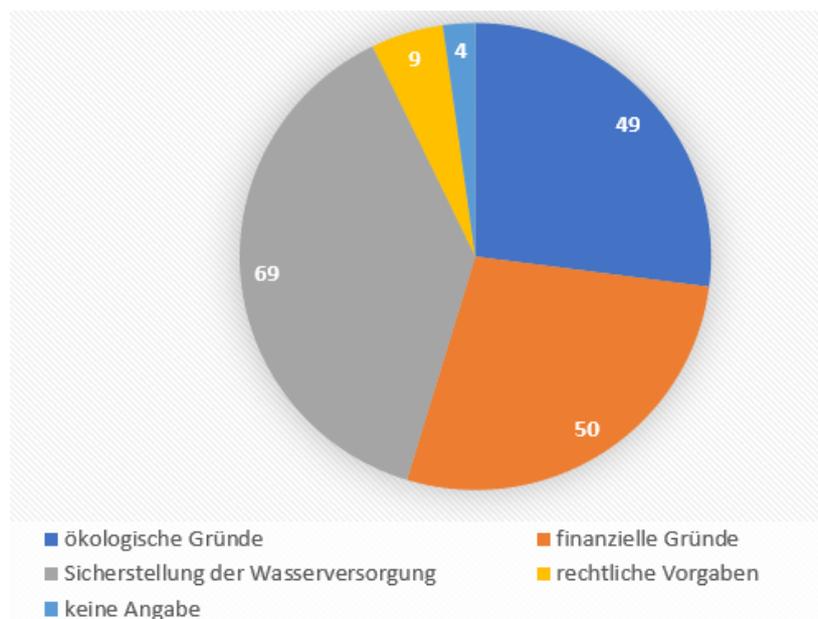


Abbildung 1.4-35: Online-Umfrage: Ausschlaggebende Gründe für die Wasserwiederverwendung in der Landwirtschaft

Die größten Hürden für die Einführung der Wasserwiederverwendung stellen die Kostenverteilung, fehlende rechtliche Vorgaben und die Auswirkungen auf die Gesundheit dar (Siehe Abbildung 1.4-36).

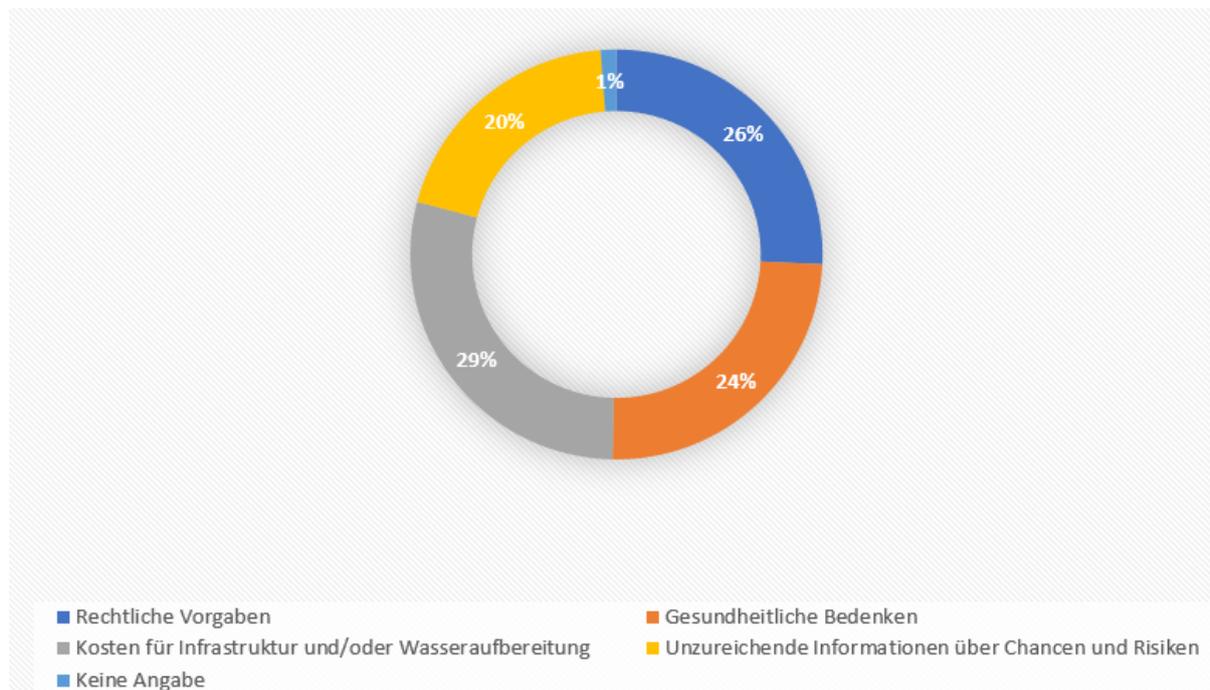


Abbildung 1.4-36: Größte Hürden für die Einführung der Wasserwiederverwendung in der Landwirtschaft

Eine Vielzahl an Kriterien (Abbildung 1.4-37) sind wichtig zu berücksichtigen in Bezug auf eine Entscheidung für oder gegen die Nutzung der Wasserwiederverwendung in der deutschen Landwirtschaft. Die Kosten sowie Sicherheit und Gesundheitsaspekte sind neben der zunehmenden Wasserknappheit zuerst zu nennen.

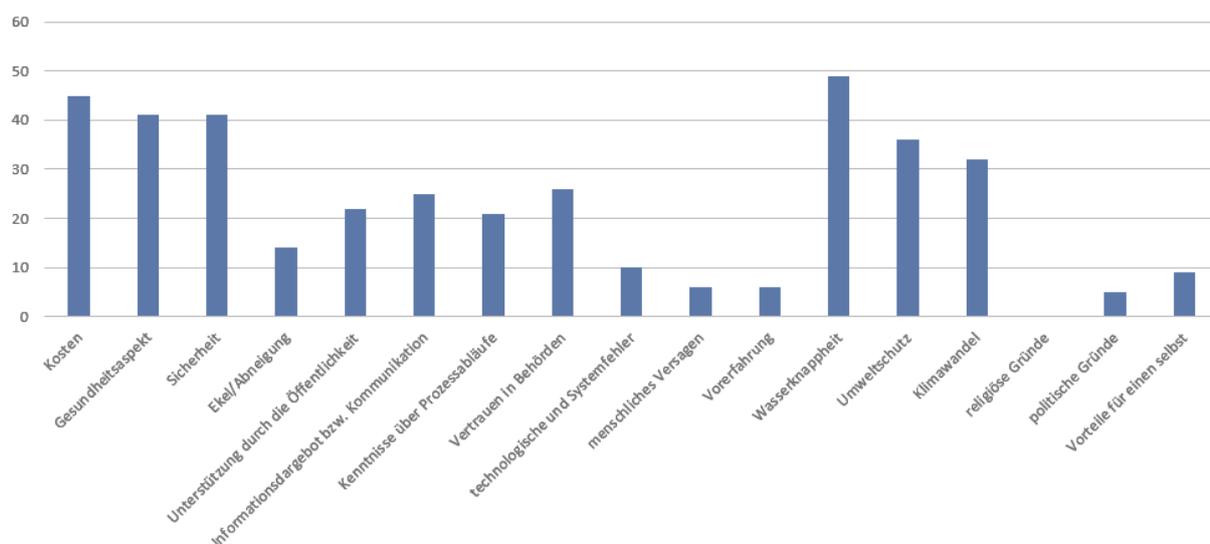


Abbildung 1.4-37: Umfrageergebnis zu Entscheidungskriterien für die Wasserwiederverwendung in der Landwirtschaft (n = 388)

Aus den Experteninterviews ergaben sich zudem noch folgende, weniger allgemein bewertbare, aber dennoch relevante Aussagen:

- Die Wasserwiederverwendung ist auch in Deutschland neu, das Thema wurde in der deutschen Politik bislang nur "stiefmütterlich" (wörtliches Zitat aus Umfrage) behandelt. Ein Blick über die nationalen Grenzen könne verbreitete Bedenken mit erkenntnisreicheren Erfahrungen minimieren.
- Es besteht dringender Handlungsbedarf unter Einbeziehen aller Stakeholder/Gesellschaft und es besteht der Wunsch nach einer pragmatischen Umsetzung.
- Das Braunschweiger Modell zeigt, dass Bewusstseins-schaffung für die endliche Ressource Wasser, das Abbauen von Berührungsängsten und die Aufklärung anhand von Positivbeispielen und einer guten Kommunikation die Akzeptanz in der Bevölkerung steigert.
- Eine tatsächliche Bedarfsanalyse ist notwendig sowie die Definition einer Risikoabwägung je Einsatzzweck und eine gerechte Kostenverteilung.
- Die Umsetzung der EU VO 2020/741 in nationales Recht ist für eine praktikable Umsetzung der Wasserwiederverwendung unabdingbar.

Es gibt keine allumfassende Lösung für das Thema und deren Anwendbarkeit, die ohne Risiken in jeglichen Unterpunkten allen Stakeholdern gerecht wird, wichtig ist jedoch, mit bereits jetzt schon machbaren Schritten, wie zum Beispiel der Aufklärung der Gesellschaft, zu starten. Dies könne in Form von „Tage der offenen Türen“ in Wasserwiederverwendungsanlagen, in Form von Zeitungsartikeln oder Fernsehbeiträgen oder durch das Lehren der Thematik in Schulen erreicht werden. Die Wichtigkeit der Aufklärung wird unter anderem durch die Ergebnisse aus der durchgeführten Online-Umfrage aufgezeigt. Auf die Frage, ob ein Projekt oder eine Kampagne zum Thema Wasserwiederverwendung bekannt sei, antwortete die überwiegende Mehrheit mit nein (Abbildung 1.4-38).

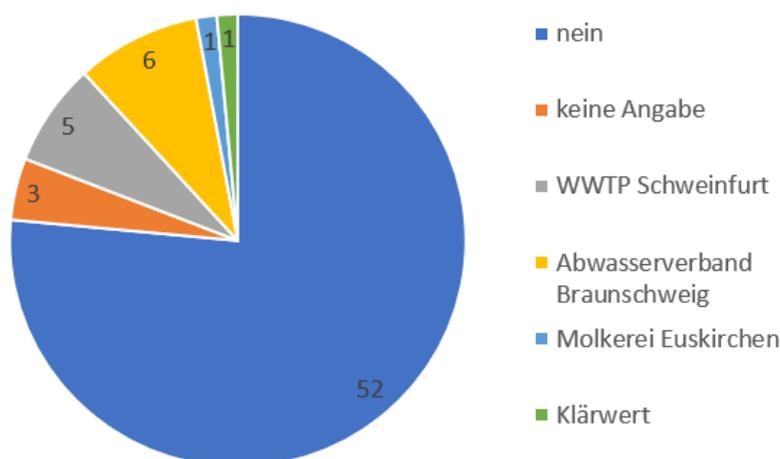


Abbildung 1.4-38: Ergebnisse aus der FlexTreat-Online-Umfrage: Kenntnis eines Projekts/Kampagne, welches sich mit der Wasserwiederverwendung in der Landwirtschaft beschäftigt. Dargestellt ist die absolute Anzahl an Nennungen ($n = 68$).

Fazit:

Die Sicherstellung unserer Wasserversorgung in der Zukunft ist zentrales Ziel der Wasserwiederverwendung. Die Ergebnisse der im Rahmen dieses Arbeitspaketes durchgeführte Studie liefern keine, der gängigen internationalen Literatur entgegengesprechenden Ergebnisse (siehe Endbericht). Das Thema Wasserwiederverwendung ist seit langem bekannt, wurde in Deutschland aber bisher vor allem in der Politik kaum behandelt, da Wasser bislang ausreichend verfügbar war. Durch den Klimawandel und zunehmende Trockenheit hat sich die Situation jedoch geändert: In manchen Jahreszeiten gibt es mehrere Wochen ohne Regen und in der Landwirtschaft ist temporäre Bewässerung notwendig, um die Versorgung zu sichern. Die Wahrnehmung der Wasserknappheit ist laut der Online-Umfrage und Experteninterviews dadurch gestiegen. Ob diese jedoch einen positiven Effekt auf die Akzeptanz in der Bevölkerung hat, ist aus den erhobenen Daten nicht ableitbar. Für die Zukunft ist eine pragmatische Umsetzung der Wasserwiederverwendung wichtig, die auf regionalen Bedarfsanalysen und Risikoabwägungen basiert. Erst dann kann über Kosten diskutiert werden, was das mit am kontroversesten diskutierte Thema ist.

Das Braunschweiger Modell zeigt, dass auch in manchen deutschen Regionen die Wasserwiederverwendung bereits jahrzehntelang praktiziert wird und dort auf große Akzeptanz stößt. Wichtig für die Steigerung der Akzeptanz ist, das Bewusstsein für die endliche Ressource Wasser zu stärken, etwa durch Aufklärung, Beratung und Informationshotlines. Die EU hat 2020 Standards für Wasserwiederverwendung festgelegt, die seit Juni 2023 auch in Deutschland gelten und in nationales Recht integriert werden sollen. Komplexe Prozesse sind notwendig, um für Deutschland einen tragfähigen rechtlichen Rahmen zu schaffen.

Diese Studie zeigt die Dringlichkeit, alle Stakeholder und die Gesellschaft einzubinden, um das Thema sichtbarer zu machen. Bereits vorhandene Maßnahmen wie Aufklärungskampagnen oder offene Tage in Wasserwiederverwendungs-Anlagen könnten helfen, Ängste abzubauen. Das Braunschweiger Modell beweist, dass Akzeptanz steigt, wenn Berührungsängste verringert werden, die im Falle von Braunschweig durch Aufklärungskampagnen abgebaut werden. Auch die Wasserwiederverwendung wie die Bewässerung von Parks oder Straßereinigung sollte überlegt werden, da dies Einsatzbereiche sind, die durch die große Distanz zum menschlichen Körper hohe Akzeptanz erfahren. Dies könnte bereits in Trockenzeiten helfen, die Wasserversorgung zu gewährleisten. Hier besteht aktuell noch Forschungsbedarf.

Es wurde in allen Untersuchungen die Gefahr einer „Überregulierung“ (Wörtliches Zitat aus Umfrage) und die weite Verbreitung von Bedenken kritisiert. Der Blick auf andere Länder mit mehr Erfahrung könnte diese Bedenken mindern. Abschließend lässt sich sagen, dass keine praktikable Lösung alle Risiken ausschließen kann. Wichtig ist, das Thema ernst zu nehmen und erste Schritte zu gehen, um die Bedeutung der Wasserwiederverwendung in der Landwirtschaft und Gesellschaft zu erhöhen.

1.4.5 Entwicklung eines Leitfadens „Technologien für eine sichere Wasserwiederverwendung in der Landwirtschaft“ (AP 4.4)

Im Rahmen des AP 4.4 wurde ein kompakter, technischer Leitfaden erstellt, welcher in Form von Factsheets wichtige Aspekte der Wasserwiederverwendung vereint. Die Inhalte ragen von Hinweisen zu gesetzlichen Anforderungen, über technische Empfehlungen, Aspekte des Risikomanagements bis hin zu wertvollen Hinweisen über den Einsatz von Digital Green Tech oder Maßnahmen zur Akzeptanzsteigerung. Die Inhalte wurden so aufbereitet, dass sie der interessierten (Fach-) Öffentlichkeit einen einfachen Einstieg in relevante Themen geben.

Der Leitfaden umfasst neben Hinweisen auf relevante Regelwerke die in nachfolgender Tabelle aufgelisteten Factsheets.

Tabelle 1.4-15: Auflistung der im FlexTreat Leitfaden „Technologien für eine sichere Wasserwiederverwendung in der Landwirtschaft“ enthaltenen Factsheets

Themenkomplex	Factsheet
Technologien und Verfahren zur weitergehenden Abwasserbehandlung für die Wasserwiederverwendung und Spurenstoffelimination	Ozonung, Filtration und UV-Desinfektion Synergien aus Spurenstoffentfernung und Desinfektion nutzen
	RBF ^{PLUS} Rheinbach Eignet sich ein Retentionsbodenfilter als naturnahes Verfahren zur weitergehenden Abwasseraufbereitung für die Landwirtschaft?
	Pulveraktivkohledosierung und Ultrafiltration Halbtechnische Pilotierung am Standort Neuss
	Pflanzenkläranlage + Elektrochlorung Weitergehende Aufbereitung durch naturnahe Verfahren und Desinfektion mittels Chlordosierung
Digital Green Tech zur Unterstützung von Stakeholdern	Digital Green Tech Digitale Methoden für die Optimierung von Aufbereitungsverfahren
	KI zur Datenanalyse und Steuerung Modellbasierte Steuerung der Ozonung
	Anomalie Erkennung Wie kann eine KI-gestützte Anomalie-Erkennung den Betreiber bei dem Prozess der Wasseraufbereitung zur Wiederverwendung unterstützen?
Ausgewählte Aspekte des stofflichen und mikrobiologischen Risikos	Spurenstoffe in der Wasserwiederverwendung Einsatz von Non-Target- und Target-Methoden zu deren Erfassung in aufbereitetem Wasser, Grundwasser und Pflanzen
	Validierung der Log10-Reduktion Welche Herausforderungen stellen sich bei der Validierung der Reinigungsleistung von Anlagen zur Wasserwiederverwendung?
	Antibiotikaresistenzen Können Antibiotika-resistente Bakterien und Resistenzgene im Abwasser durch die untersuchten Aufbereitungsverfahren reduziert werden?

	<p>Integrierte Bewertung des Wiederverkeimungspotentials -bei der Wasserwiederverwendung für landwirtschaftliche Bewässerung-</p> <p>Bewertung der Verfahren Wie hoch sind Kosten und Umweltwirkungen zur Aufbereitung von Kläranlagenablauf für die Wasserwiederverwendung?</p> <p>Salzfrachtenmanagement - Besteht die Notwendigkeit für Salzfrachtenmanagement bei der Wasserwiederverwendung für landwirtschaftliche Bewässerung?</p>
Rechtlicher Rahmen, Akzeptanz, Übertragbarkeit	<p>Sichere Wasserwiederverwendung Bedeutung der EU VO 2020/741 für den Standort Braunschweig</p> <p>Akzeptanz der Wasserwiederverwendung Was sind die wichtigsten Faktoren, die die Akzeptanz beeinflussen?</p>



Abbildung 1.4-39: Anschauungsbeispiel für FlexTreat-Factsheets (jeweils doppelseitig bedruckt) zur Verwendung für Aufklärungs-, Informations- und Lehrzwecke.

Der Leitfaden (inkl. der Factsheets) wurde separat veröffentlicht und ist unter www.flextreat.de einsehbar.

1.4.6 Zusammenfassung und Fazit Arbeitspaket 4 – Übertragbarkeit der FlexTreat-Lösungen fördern

Das Arbeitspaket 4 hat gezeigt, dass Wasserwiederverwendung heute nicht nur eine technische Option, sondern eine Notwendigkeit einer nachhaltigen Wasserwirtschaft ist. Es wurde zunächst ein internationaler Rahmen abgesteckt, indem die in der EU-Verordnung 2020/741 definierten Mindestanforderungen an die landwirtschaftliche Wasserwiederverwendung einer vergleichenden Analyse mit nationalen Regelwerken in Spanien, Ägypten, Bahrain, Israel und Jordanien unterzogen wurden. Während die EU VO 2020/741 seit Juni 2023 als verbindliches Regelwerk für Mitgliedsstaaten gilt, erlaubt ihre Ausgestaltungstiefe den einzelnen Ländern einen erheblichen Spielraum. Vor diesem regulatorischen Hintergrund wurde am Standort Braunschweig die EU VO 2020/741 konkret operationalisiert: Neben der Installation einer chemischen Desinfektion wurde ein umfassender Risikomanagementplan mit Erweiterung der Monitoring-Parameter (*E. coli*, Legionellen, Spurenstoffnachweise) abgestimmt. Die Frachtreduktion in der Oker (bis zu 60 % im Sommerfall) belegt, wie Rechtssicherheit und Gewässerschutz Hand in Hand gehen können. Ergänzend zeigt die Potenzialanalyse am RBF^{plus} Rheinbach, dass auch mittelgroße Anlagen erhebliche Wassermengen in hoher Qualität liefern und somit ein hohes Potential für die verlässliche Versorgung der Landwirtschaft bieten können.

Parallel dazu haben exemplarische Fallstudien in vier Ländern die Übertragbarkeit und Anpassungsbedarfe der im FlexTreat-Projekt untersuchten Technologien verdeutlicht. In Spanien (Murcia, Talavera) lassen sich Pulveraktivkohle-Ultrafiltration und naturnahe Systeme mit dezentraler Chlorung problemlos an die lokalen Rahmenbedingungen anpassen – selbst kleinere Anlagen können mit Inline-PAK-Dosierung und nachgeschalteter UV-Behandlung Klasse A-Anforderungen erreichen. In Ägypten wiederum wird ein hohes Potential für Nährstoffmanagement bzw. Energieeinsparungen durch gezielte Sauerstoffdrosselung bei der Belüftung aufgezeigt. In Bahrain hat die Modellierung eines Teilnetzes abschließend gezeigt, dass die dezentrale Elektro-Chlorung den zentral dosierten Chlorbedarf um fast 90 % senken kann, während gesetzliche Mindest-Restchlorgehalte weiterhin zuverlässig sichergestellt werden.

Ergänzend zur technischen Analyse beleuchtete das Arbeitspaket die gesellschaftliche Dimension: Eine Online-Umfrage mit 119 Teilnehmenden und 30 Experteninterviews aus Verwaltung, Landwirtschaft und Abwasserwirtschaft haben bestätigt, dass 77 % der Fachöffentlichkeit die Notwendigkeit der Umsetzung von Wasserwiederverwendung in Deutschland als „hoch“ bis „überfällig“ einstufen. Allerdings hemmen unklare Kostenverteilungen, fehlende nationale Rechtsrahmen und Informationsunsicherheiten die Akzeptanz. Ein frühzeitiger, evidenzbasierter Dialog und transparente Gebührenmodelle wurden als zentrale Hebel identifiziert, um Berührungspunkte abzubauen und partizipative Entscheidungsprozesse zu etablieren.

Abschließend wurde in AP 4.4 ein kompakter, modular aufgebauter Leitfaden entwickelt, der Anwendern sowohl rechtliche Hinweise, als auch Verfahrensübersichten, Risikomanagementtools, Hinweise zu Digital-Green-Tech und Best-Practice-Kommunikationsstrategien an die Hand gibt. Die Factsheets ermöglichen einen schnellen und kompakt zusammengefassten Einstieg in relevante Themen.

1.5 Übergreifende Projekt-Zusammenfassung

Die Ergebnisse des FlexTreat-Projektes werden im Rahmen eines Fazits pro Arbeitspaket in diesem Bericht zusammengefasst. Eine kompakte Zusammenstellung ausgewählter relevanter Aspekte liefert der Leitfaden „Technologien für eine sichere Wasserwiederverwendung in der Landwirtschaft“ (verfügbar unter flextreat.de; siehe auch Kapitel 1.4.5). Destilliert wurden die Ergebnisse auf der Abschlusstagung des Transfervorhabens TransWavePlus (DECHEMA) der Fördermaßnahme [WavE II](#) (BMBF) vorgestellt. Unterhalb ist ein Auszug aus dem Tagungsband wiedergegeben.

1. Kurzbeschreibung und Zielsetzung

Ziel des Vorhabens FlexTreat war es, durch die Entwicklung und Demonstration flexibler und an die landwirtschaftlichen Bedürfnisse angepasster technischer und naturnaher Aufbereitungssysteme die sichere Wasserwiederverwendung in der Landwirtschaft zu fördern.

Dies umfasst die Entwicklung und Anwendung von wissenschaftlich-technischen Grundlagen für den sicheren Einsatz von aufbereitetem Abwasser für die landwirtschaftliche Bewässerung im In- und Ausland. Außerdem sind die Untersuchung und Optimierung der Reinigungsleistung von innovativen, weitergehenden Abwasserbehandlungsverfahren in Bezug auf ein breites Spektrum von physikalischen, chemischen und mikrobiologischen Wasserqualitätsparametern Ziele des Projektes.

Des Weiteren steht im Fokus die Demonstration der Vorteile von Digital Green Tech (Digitaler Zwilling, online-Simulation, maschinelles Lernen, Nutzung mobiler Endgeräte) für die Prozessüberwachung und Optimierung von Aufbereitungsverfahren. Außerdem die Risikobewertung und das Risikomanagement entlang der Abwasserbehandlung, insb. der weitergehenden Aufbereitung, unter Berücksichtigung von ausgewählten Aspekten bei Speicherung, Verteilung und Bewässerung bis hin zur Analyse von Risikofaktoren im landwirtschaftlichen Produkt. Auch wird die Akzeptanz und die Übertragbarkeit der entwickelten Konzepte und Technologien für die Wasserwiederverwendung in der Landwirtschaft im In- und Ausland betrachtet.

2. Ergebnisse

Die an vier Standorten befindlichen Versuchsanlagen (Siehe Abbildung 1.5-1) wurden in den Jahren 2021 bis 2023 für jeweils mehr als zwei Jahre betrieben. Ergebnisse zeigen für alle Verfahrensketten grundsätzlich eine Erreichbarkeit der Klasse A nach EU VO 2020/741 über die Mindestanforderungen für die Wasserwiederverwendung. Die Erfahrungen aus FlexTreat zeigen, dass hier eingesetzten Verfahren mit konventionell verwendeten Dosiermengen in ökonomisch darstellbaren Dimensionen die geforderten Qualitäten erreichen können, herausfordernd ist jedoch die Prozessvalidierung zur Einhaltung der mikrobiologischen Wasserqualität.

Die Verfahrenskette in Braunschweig war entlang der gesamten Aufbereitung mit umfassender Online-Messtechnik ausgestattet, welche im Rahmen des Arbeitspaketes zu Digital Green Tech zur Datenversorgung eines Digitalen Zwillings genutzt wurde. Dieser wurde hardware- und softwareseitig etabliert. Der auf neuronalen Netzen basierte Digitale Zwilling samt Prozessanalyse- und Betriebsvorhersagetool wurde fortlaufend weiterentwickelt und hinsichtlich seiner Performance optimiert.

Neben routinemäßigen Beprobungen der Verfahren wurden auch entlang des Eintragspfades Wasser-Boden-Pflanze tiefergehende Untersuchungen durchgeführt. Es wurde an einer statistisch abgesicherten Methode zur Validierung von Verfahrensketten („log credit validation“) gearbeitet, welche in einem alleinstehenden, separaten Leitfaden veröffentlicht wurde. Des Weiteren wurde integriertes Bewertungskonzept des Risikomanagements in Bezug auf die Verfahrensketten aus dem Arbeitspaket 1 umgesetzt.

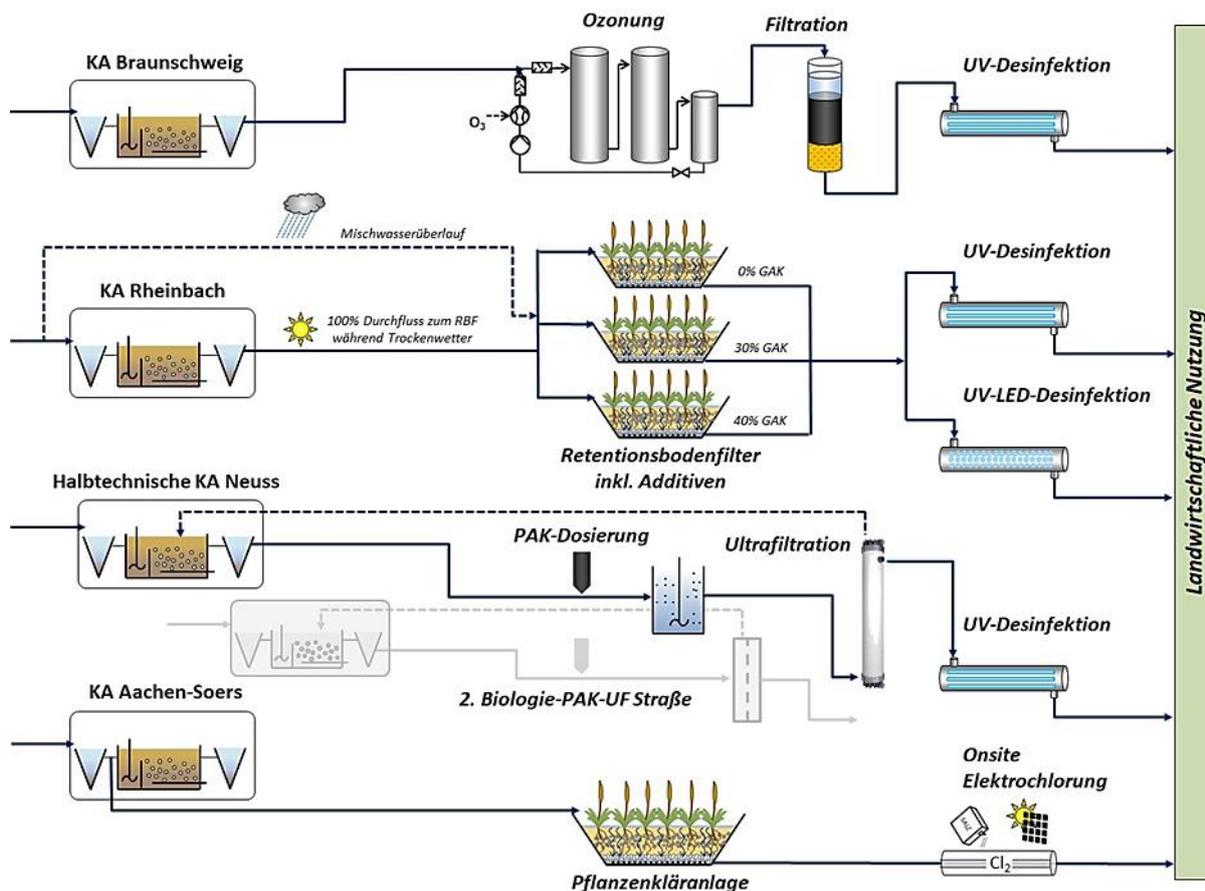


Abbildung 1.5-1: Die vier FlexTreat-Standorte und Verfahrensketten zur weitergehenden Aufbereitung für die landwirtschaftliche Wiederverwendung

Darüber hinaus wurde in FlexTreat die Akzeptanz für Wasserwiederverwendung in der Bevölkerung, sowie die für die Implementierung als Hindernis empfundenen Aspekte mittels Umfragen und Stakeholder beleuchtet.

3. Perspektiven für die Praxis

FlexTreat trägt einen Beitrag dazu bei, die Umsetzung von Wasserwiederverwendungsprojekten in Deutschland durch eine verbesserte Risikoeinschätzung, Erfahrungswerte aus dem Betrieb relevanter Technologien sowie die Betrachtung weiterer relevanter Faktoren voranzubringen. Ein besonderer Fokus liegt hierbei darauf, Synergieeffekte von konventionellen Technologien, welche für die Spurenstoffelimination genutzt werden, sowie ergänzenden Behandlungsschritten zur Desinfektion von Abwasser zu identifizieren und zu quantifizieren.

Angesichts der Rechtslage zur Zeit des Projektes (EU VO 2020/741 geltend, DWA M-1200 ausstehend und revidierte EU-Kommunalabwasserrichtlinie vorliegend) ist zu erwarten, dass

sowohl (durch das DWA-M1200 spezifizierte) gesetzliche Anforderungen an wiederverwendetes Wasser, aber auch die Spurenstoffelimination mittelfristig auf kommunalen Kläranlagen umzusetzen sind. Die Kombination von Verfahren zur Erreichung beider Qualitätsziele birgt ein großes Synergiepotential. Von einer verpflichtenden Spurenstoffelimination ausgegangen ist der ökonomische Aufwand zur Erreichung der Qualität für die Wasserwiederverwendung bedeutend geringer, als für eine ausschließliche Erreichung dieser Qualität. Gemeinsam mit einem verbesserten Verständnis für mögliche Risiken, dem Aufzeigen von Möglichkeiten zur Prozessüberwachung und der Betrachtung realer Anwendungsfälle sowie außerdeutscher Marktpotentiale liefert FlexTreat wissenschaftlich fundierte Antworten auf offene Fragestellungen im Prozess der Gestaltung der deutschen Gesetzgebung für die Wasserwiederverwendung. Gleichzeitig wird der Stand der Wissenschaft um zahlreiche spezielle Aspekte erweitert, welche der Wasserwiederverwendung und berührende Themen langfristigen Fortschritt ermöglichen.

2 Darstellung des während des Vorhabens bekannt gewordenen Fortschritts auf diesem Gebiet

Aktuelle, während der Laufzeit bekannt gewordene Erkenntnisse Dritter wurden verfolgt und sofern sinnvoll möglich im Laufe der weiteren Projektdurchführung berücksichtigt. Dazu zählten die Sichtung und Berücksichtigung internationaler Veröffentlichungen, die in den einzelnen Kapiteln zur Bewertung der jeweiligen spezifischen Detailergebnisse erwähnt und berücksichtigt wurden.

Für während der Projektlaufzeit in Deutschland erschienene Veröffentlichungen zum Themenkomplex der Wasserwiederverwendung sei insbesondere auf die Website der Fördermaßnahme Wassertechnologien: Wiederverwendung (WavE II) unter www.bmbf-wave.de verwiesen. Im Rahmen dieser sehr umfangreichen Fördermaßnahme sind insbesondere die Schwesterprojekte Nutzwasser, PU2R und HypoWave zu nennen, mit denen gemeinsam im Rahmen des Vernetzungs- und Transfervorhabens TransWavePlus der DECHEMA zahlreiche Abstimmungen erfolgten.

Im internationalen Kontext konnten die FlexTreat-Ergebnisse insbesondere bei der 13. und 14. IWA International Conference on Water Reclamation and Reuse im Kontext der Forschung und Umsetzung präsentiert und diskutiert werden (Für Programm und Inhalte siehe: [13. IWA Water Reuse Conference](#) und [14th IWA Water Reuse Conference](#)). Die Ergebnisse zeigten sich als komplementär zu internationalen Ansätzen, insbesondere im Kontext neuer Anforderungen in der EU.

3 Nutzen und Verwertbarkeit des Ergebnisses im Sinne des fortgeschriebenen Verwertungsplanes

Das FlexTreat-Konsortium war mit vertretenden Partnern aus Wissenschaft und Forschung, Industrie- und Wirtschaftsunternehmen (große und KMU), sowie Wasserverbänden so gewählt, dass die Projektergebnisse sowohl individuell im wissenschaftlichen und wirtschaftlichen Bereich verwertet werden konnten, als auch weiterer Nutzen durch fortgeführte und ausgebauten Kooperationen entstand. Die Verwertbarkeit gestaltet sich je Partner individuell und ist in den jeweiligen Erfolgskontrollberichten berichtet. Beispielhafte Nutzen und Verwertbarkeiten sind unterhalb wiedergegeben.

Wissenschaftliche Einrichtungen:

Auf nationalen und internationalen Konferenzen wurden Ergebnisse aus dem Projekt erfolgreich präsentiert und diskutiert. Der Austausch mit relevanten Stakeholdern hat stattgefunden, insbesondere wird mit den FlexTreat Ergebnissen ein Beitrag zur Erstellung des deutschen technischen Regelwerkes beigetragen, sowie die Möglichkeit einer Evidenz-basierten Information über Wasserwiederverwendung in Deutschland vorangebracht. Neben wissenschaftlichen Veröffentlichungen lieferte FlexTreat die Möglichkeit für zahlreiche Abschlussarbeiten, sowie an ISA und IHPH auch Beiträge für zwei laufende Promotionen. Die erforschten Inhalte wurden bereits erfolgreich in Vorlesungen eingebunden, um eine auf möglichst aktuellen Erkenntnissen fundierte Lehre zu ermöglichen.

Industriepartner:

Die Erprobung der Technologiekombinationen ermöglicht den Praxispartnern eine optimierte Dimensionierung von Anlagen, sowie das Angebot neuer Aufbereitungskonzepte (Siehe auch <https://www.innovationsatlas-wasser.de/de/>). Hinzu kommen die während des Pilotbetriebs erhaltene Betriebserfahrung.

Die Erkenntnisse können unmittelbar in den Kontext der deutschen technischen Regelwerke eingeordnet werden und führen somit zu einem Marktvorteil für die beteiligten Technologiehersteller. Als Zielmärkte werden hauptsächlich Deutschland, (Süd-)Europa und der nahe Osten betrachtet, wobei die Erkenntnisse auch auf weitere globale Märkte übertragen werden. Insgesamt wird mit einem steigenden Projektaufkommen im Bereich der Wasserwiederverwendung gerechnet. Auf der Kläranlage in Braunschweig wurde Anfang des Jahres 2025 großtechnisch eine Anlage zur Desinfektion des Kläranlagenablaufs realisiert, deren Auslegung auf den im Pilotbetrieb gewonnenen Daten basiert.

Wasserverbände:

Die beteiligten Wasserverbände lernen aus den Untersuchungen Chancen und Grenzen der Wasserwiederverwendung in ihren jeweiligen Standorten kennen. Konzepte wurden erarbeitet, der Dialog mit potentiellen Stakeholdern aus Lokalpolitik und Landwirtschaft hat stattgefunden. Hinweise auf relevante Aspekte für die Erstellung von Risikomanagementplänen wurden untersucht. Als potentielle Schlüsselrolle bei der Bereitstellung von Bewässerungswasser hat FlexTreat für die Wasserverbände zu einem Schritt in Richtung Umsetzung von Wasserwiederverwendungsprojekten beigetragen.

4 Zusammenarbeit mit anderen Stellen außerhalb des Verbundprojektes

Im Rahmen der Projektbearbeitung erfolgte die Zusammenarbeit mit folgenden Stellen außerhalb des Verbundprojektes:

- Im Rahmen des Begleitvorhabens TransWavEPLUS mit DECHEMA e.V. wurden insbesondere im Rahmen der definierten Querschnittsthemen Informationen ausgetauscht und für die separate Dissemination und gegenseitige Wissensmultiplikation freigegeben.
- Für die Mitwirkung bei der Erstellung des DWA Merkblatt M-1200, sowie bei der während des Projektes vorherrschenden politischen Diskussionen um Risikobewertung und Management bei der Wasserwiederverwendung wurden Erkenntnisse aus dem Projekt an die entsprechenden Stellen weitergetragen

5 Dissemination der Ergebnisse

Folgende wissenschaftliche Veröffentlichungen und Konferenzbeiträge sind aus dem Projekt hervorgegangen:

- Zimmermann, Max; Hoffmann, Michael; Staaks, Christian; Aumeier, Benedikt M.; Wintgens, Thomas; (Under Review, predicted 2025) „Comparing adsorption stage designs in membrane hybrid processes with powdered activated carbon dosing for advanced wastewater treatment and reuse“, IWA Water Reuse, Special Issue “Future oriented technologies”
- Max Zimmermann, Michael Hoffmann, Christian Staaks, Lia Freier, Nicole Zacharias, Thomas Kistemann, Benedikt M. Aumeier, Thomas Wintgens (2025) “Smartly synergizing treatment for water reuse and micropollutant removal by membrane hybrid processes”; 14. IWA International Conference on Water Reclamation and Reuse; Kapstadt, Südafrika
- Thomas Track, Thomas Wintgens und andere (2025) “Workshop on Water Reuse for Agricultural and Urban Landscape Irrigation: German, European and International Perspectives; Workshopbeitrag auf der 14. IWA International Conference on Water Reclamation and Reuse; Kapstadt, Südafrika
- M. Zimmermann, M. Hoffmann, C. Staaks, B. M. Aumeier and T. Wintgens (2025) „Membrankombinationsverfahren in der weitergehenden Abwasserreinigung – Hohlfaserultrafiltration und Aktivkohleadsorption zur kombinierten Elimination von stofflichen und mikrobiologischen Risiken“; DGMT Tagung 2025, Kassel
- Michael Stapf, Max Zimmermann (2025) „Synergien aus Spurenstoffelimination und Wasserwiederverwendung nutzen - Erkenntnisse aus dem Projekt FlexTreat“, Jahrestagung der deutschen Wasserchemischen Gesellschaft, Münster
- Max Zimmermann, Alexander Ahring, Lia Freier, Nicole Zacharias Christian Remy, Michael Stapf, Thomas Wintgens (2025) „Verfahrenstechnische Kombinationen zur Elimination von Spurenstoffen und Desinfektion von Abwasser für die Wasserwiederverwendung“, 16. Aachener Tagung Wassertechnologie, Aachen
- Philipp Otter; Florian Benz, Alexander Goldmaier, Inka Schirm, Thomas Wintgens, Max Zimmermann (2025) „Kombination von Pflanzenkläranlagen und solarbetriebener Elektrochlorung für die dezentrale Wasserwiederverwendung in ländlichen Regionen“, 16. Aachener Tagung Wassertechnologie, Aachen
- Wintgens, Thomas; Saskia Gall-Röhrig, Sarah Isabell Müller, Franziska Gromadecki, Janina Heinze, Michael Stapf, Max Zimmermann (2024) „Flexible und zuverlässige Konzepte für eine nachhaltige Wasserwiederverwendung in der Landwirtschaft“; 57. Essener Tagung für Wasserwirtschaft, Essen
- Thomas Wintgens*, Max Zimmermann*, Nicole Zacharias** (2024) “Closing Loops in the Water Cycle – Advances in Treatment and Recovery Technologies” IWA Leading Edge Conference on Water and Wastewater Technologies, Essen
- Max Zimmermann, Michael Hoffmann, Christian Staaks, Benedikt M. Aumeier, Thomas Wintgens (2024) “The Yin and Yang of adsorption-membrane hybrid processes with powdered activated carbon (PAC) inline-dosing prior to ultrafiltration membranes for advanced wastewater treatment”; 13. IWA Micropol and Ecohazard Conference; Taipei, Taiwan

- M. Zimmermann, M. Hoffmann, C. Staaks, B. Aumeier, T. Wintgens (2024) „Introducing powdered activated carbon counter flow to an inline dosing membrane hybrid process – impacts on membrane performance“; Aachener Membran Kolloquium 2024, Aachen
- Thomas Wintgens, Benedikt M. Aumeier, Henry Riße, Max Zimmermann, Elmar Dorgeloh (2024) Kapitel 1 N Wasserdervwendung in „Handbuch Kreislaufwirtschaft - Recht, Ingenieur- und Naturwissenschaften, Nachhaltigkeit, Klimaschutz, Digitalisierung“ Hrsg. Walter Frenz, <https://doi.org/10.37307/b.978-3-503-20068-9> ; ISBN 978-3-503-20067-2
- Max Zimmermann, Michael Hoffmann, Christian Staaks, Lia Freier, Nicole Zacharias, Thomas Kistemann, Benedikt Aumeier, Thomas Wintgens (2023) „Nachgeschaltete Pulveraktivkohledosierung und Ultrafiltration zur weitergehenden Abwasseraufbereitung – Vergleich von Ulmer Verfahren und inline-Dosierung“; 15. Aachener Tagung Wassertechnologie, Aachen
- Thomas Wintgens, Max Zimmermann, Benedikt Aumeier, Daniel Bastian (2022) „Membrane hybrid processes using powdered activated carbon for advanced wastewater treatment“, Aachener Membran Kolloquium, Aachen
- Ried, Achim; Gebhardt, Jörg; Frigger, Uwe; Gebhardt, Jens; Venzmer, Malte; Thiyagarajan, Vignesh; Stapf, Michael; Miehe, Ulf (2022): Waste water Reuse for Agriculture - Smart Control Concepts. Konferenzbeitrag Singapore International Water Week 18-23 April 2022 Singapore
- Ried, Achim; Gebhardt, Jörg; Frigger, Uwe; Gebhardt, Jens; Venzmer, Malte; Thiyagarajan, Vignesh; Stapf, Michael; Miehe, Ulf (2022): Waste water Reuse for Agriculture - Smart Control Concepts. Konferenzbeitrag International Ozone Association 16-18 August 2022 Las Vegas
- Ried, Achim; Gebhardt, Jörg; Frigger, Uwe; Gebhardt, Jens; Venzmer, Malte; Thiyagarajan, Vignesh; Stapf, Michael; Miehe, Ulf (2022): Waste water Reuse for Agriculture - Smart Control Concepts. Konferenzbeitrag IWA World Conference 11-15 September 2022 Kopenhagen
- A. Ried, V. Acevedo Alonso, Z. Ször, J. Gebhardt, „Einsatz von künstlicher Intelligenz zur Prozessoptimierung der Aufbereitung von Kläranlagenablauf für die Wiederverwendung in der Landwirtschaft“; 15. AACHENER TAGUNG WASSERTECHNOLOGIE, Verfahren der Abwasserbehandlung und Wasseraufbereitung, 25. – 26. Oktober 2023
- Steffen Ruetting, Water Reuse for agriculture – Smart Control Concepts, Water Reuse 2023 Symposium March 5-8, 2023, Atlanta, US
- Achim Ried, Status Implementation of EU Reuse Regulation 2020/741 in Germany - Wastewater Reuse for agriculture, 26th IOA World Congress, July 2-7, 2023, Milan Italy
- Freier L., Droop F., Zacharias N., Stapf M., Kistemann T., Bacterial community composition and dynamics during reclaimed wastewater storage; 17th IWA Conference on Small Water and Wastewater Systems (SWWS) and 9th IWA Conference on Resource Oriented Sanitation (ROS), ISBN 978-65-990271-9-2, 10. – 14. November 2024, Curitiba -Brasil
- Stapf, M., Heinze, J., Gromadecki, F., Gebhardt, J., Zacharias, N., Freier, N., Hermes, N., Ozonation and UV disinfection: utilizing synergies between micropollutant removal and water reuse; 19th IWA Leading Edge Conference on Water and Wastewater Technologies, 24. – 28. Juni 2024, Essen
- Zacharias, N., Freier L., Stapf M., Kistemann T., Sampling strategies for Assessing Wastewater Treatment Plant Efficiency - Effect of storage and transport times on the

stability of microbiological parameters; 17th IWA Conference on Small Water and Wastewater Systems (SWWS) and 9th IWA Conference on Resource Oriented Sanitation (ROS), ISBN 978-65-990271-9-2, 10. – 14. November 2024, Curitiba -Brasil

- Zacharias, N., Freier L., Kistemann T., Zimmermann M., Seiger D., Stapf M., Wintgens T., Addressing Microbiological Challenges in Water Reuse: Insights from the FlexTreat Project; IWA 14th International Conference on Water Reclamation & Reuse, 16. – 20. März, Cape Town – South Africa
- Freier L., Droop F., Glowka J., Wetzig N., Stapf M., Zacharias N., Heinze J., Mutters N., Kistemann T., Bacterial community dynamics during reclaimed water storage (submitted), Journal Water Reuse
- Hasselder P., Helmecke M., Tiehm A, Aumeier B., Förster C., Zahn D, Ho J., Stapf M, Zacharias N, Dockhorn T, Miehe U., Ruhl A, Complexity and challenges in agricultural water reuse monitoring from a German perspective (submitted), Journal Water Reuse
- Seis, W., Zacharias, N., Aumeier, B., Freier, L., Stapf M., Miehe, U., Validation monitoring for unrestricted irrigation in Europe: statistical planning and data analysis, IWA 14th International Conference on Water Reclamation & Reuse, 17.03.2025
- Seis, W., Stapf, M., Miehe, U., Wintgens T., “Comparison of statistical evaluation approaches for log-removal validation according to European water reuse regulations”, Science of The Total Environment, DOI: <https://doi.org/10.1016/j.scitotenv.2025.178573>, 02/2025
- Seis, W., Stapf, M., Miehe, U., Wintgens T., “Class A validation monitoring: Lessons learned from long-term pilot scale monitoring”, WRE Conference and Exhibition on Innovation in Water Reuse – Les Sables-d’Olonne, France, 24.09.2024
- Stapf, M., Heinze, J., Gebhardt, J., Zacharias, N. Hermes, N., „Ozonung und UV-Desinfektion: eine gute Kombination für die Wasserwiederverwendung?“, Konferenz: 15. Aachener Tagung Wassertechnologie, 25.10.2023
- Stapf, M., Heinze, J., Gebhardt, J., Zacharias, N. Hermes, N., Wasserwiederverwendung in der Landwirtschaft: Synergien mit nationaler Spurenstoffstrategie nutzen, Konferenz: Spurenstoffe und Krankheitserreger im Wasserkreislauf, 28.03.2023
- Miehe, U., Stapf. M., Evaluation of post-treatment options after ozonation of secondary effluent, 13th IWA International Conference on Water Reclamation and Reuse, Chennai, India, 18.01.2023

Eine weitere Dissemination der Projektergebnisse erfolgte durch folgende sonstige Vorträge und Poster:

- Max Zimmermann (2024), “Flexible and reliable concepts for sustainable water reuse in agriculture”, Webinar “Water Reuse – Challenges and Opportunities in Europe”, European Water Association
- Max Zimmermann (2022) “Agricultural water reuse in Germany: Insights into Flex-Treat”; Online Workshop; IWA Young Water Professionals Building Bridges Germany Italy, International Water Association
- Max Zimmermann (2023) „Technologien zur Wasserwiederverwendung- für landwirtschaftliche Bewässerung-“, Vortrag auf dem IFWW Kolloquium, Haltern am See
- Max Zimmermann (2023) „Flexible und zuverlässige Konzepte für eine nachhaltige Wasserwiederverwendung in der Landwirtschaft“, Vortrag auf dem Assistenztreffen der deutschsprachigen Siedlungswasserwirtschaftlichen Institute, an der ETH Zürich

- Max Zimmermann (2024) „Flexible und zuverlässige Konzepte für eine nachhaltige Wasserwiederverwendung in der Landwirtschaft“, Vortrag auf dem Assistenztreffen der deutschsprachigen Siedlungswasserwirtschaftlichen Institute, an der TU Braunschweig
- Thomas Wintgens (2024) „FlexTreat – Flexible und zuverlässige Konzepte für eine nachhaltige Wasserwiederverwendung in der Landwirtschaft“, Vortrag bei der ReWater Braunschweig
- Benedikt M. Aumeier (2023) „Flexible und Zuverlässige Konzepte für eine nachhaltige Wasserwiederverwendung in der Landwirtschaft“, ACWArium – Austauschplattform der Aachener Wasserinstitute, Aachen
- Max Zimmermann (2023) „FlexTreat – Flexible and reliable concepts for sustainable water reuse in agriculture - A German Federal Ministry of Education and Research funded project“; Water Reuse Europe Newsletter
- Thomas Wintgens (2023) “Flexible and reliable concepts for sustainable water reuse in agriculture”, Water Reuse Webcast
- Stapf, M., Synergien zwischen Spurenstoffentfernung und Wasserwiederverwendung nutzen. Erkenntnisse aus dem Projekt FlexTreat, Tagung: Wasserwiederverwendung. Wie weit sind wir in Berlin-Brandenburg?, 06.11.2024
- Seis, W., Stapf, M., Miehe, U., Wintgens T., Prozessvalidierung nach EU Verordnung. Vergleich statistischer Ansätze am Beispiel der FlexTreat-Pilotanlage Braunschweig, Tagung: Re-Water Braunschweig Reloaded, 06.11.2024
- Zhiteneva, V., Indirekte und landwirtschaftliche Wasserwiederverwendung - Erfahrungen und wichtige Tipps, DVGW Wasser Lunch & Learn (Webinar), 24.04.2024
- Stapf, M., Nutzung von Synergien zwischen Ozonung und UV-Desinfektion für die Wasserwiederverwendung in der Landwirtschaft, Waldheimer Wasserdiallog, 27.09.2023
- Miehe, U., Stapf, M., Seis, W., Water reuse in agriculture: Exploiting synergies with the German national micropollutant strategy, Water Reuse Europe - Webinar, 27.06.2023
- Stapf, M., Heinze, J., Gebhardt, J., FlexTreat - Projektvorstellung, DWA Kläranlagengachbarschaft, Braunschweig, 30.11.2022

6 Positionen des zahlenmäßigen Nachweises

Der zahlenmäßige Nachweis wurde separat übermittelt.

7 Literaturverzeichnis

Abdella Ahmed, Ahmed; Shalaby, Moussa; Negim, Osama; Abdel-Wahed, Talaat (2022): Egyptian Reuse Standards of Treated Wastewater for Irrigation: "A Comparative Study of Physico-Chemical and Agronomic Controls". In *MEJ. Mansoura Engineering Journal* 47 (2), pp. 43–59. DOI: 10.21608/bfemu.2022.233314.

Abu-Awwad, Ahmad M. (2021): Wastewater Treatment and its Reuse in Jordan. In *JJAS* 17 (3), pp. 211–223. DOI: 10.35516/jjas.v17i3.80.

AbuZeid, Khaled (2017): A 2030 STRATEGIC VISION FOR WASTEWATER REUSE IN EGYPT. In *Arab Water Council Journal* 8 (1), pp. 27–54. Available online at https://openurl.ebsco.com/EPDB%3Agcd%3A10%3A16836282/detailv2?sid=eb-sco%3Aplink%3Ascholar&id=eb-sco%3Agcd%3A134847592&crl=c&link_origin=scholar.google.com, checked on 4/25/2025.

Ahmadi, Javad; Hübner, Uwe; Aumeier, Benedikt M.; Zumkeller, Frederik; Drewes, Jörg E. (2025): Risk-Based Chemical Contaminant Framework to Comply with the EU Nonpotable Reuse Regulation. In *ACS EST Water*, Article acsestwater.4c01256. DOI: 10.1021/acsestwater.4c01256.

Alcalde, L.; Oron, G.; Gillerman, L.; Salgot, M.; Manor, Y. (2003): Removal of fecal coliforms, somatic coliphages and F-specific bacteriophages in a stabilization pond and reservoir system in arid regions. In *Water Supply* 3 (4), pp. 177–184. DOI: 10.2166/ws.2003.0060.

Alcamo et al. (2007): Future long-term changes in global water resources driven by socio-economic and climatic changes. In *Hydrological Sciences Journal* 52 (2), pp. 247–275. DOI: 10.1623/hysj.52.2.247.

Asano et al. (2007): Water reuse. Issues, technology, and applications. 1. ed. New York: McGraw-Hill. Available online at <http://www.loc.gov/catdir/enhancements/fy0668/2006030659-d.html>.

AVB (2023): Retentionsbodenfilter als weitergehendes Verfahren zur Spurenstoffelimination in der Abwasserbehandlung „Soil4pur“. Abschlussbericht. Edited by Abwasserverband Braunschweig.

Bader, Tobias; Schulz, Wolfgang; Kümmerer, Klaus; Winzenbacher, Rudi (2017): LC-HRMS Data Processing Strategy for Reliable Sample Comparison Exemplified by the Assessment of Water Treatment Processes. In *Analytical chemistry* 89 (24), pp. 13219–13226. DOI: 10.1021/acs.analchem.7b03037.

Bahrain (2020): Resolution of the Minister of Health No.75 of 2020 regarding the health requirements that must be met in treated wastewater. Available online at <https://ampeid.org/documents/bahrain/resolution-of-the-minister-of-health-no75-of-2020-regarding-the-health-requirements-that-must-be-met-in-treated-wastewater/>, checked on 4/29/2025.

Bastian, Daniel (2023): Das Membranbelebungsverfahren mit simultaner Dosierung von Pulveraktivkohle in der kommunalen Abwasserreinigung. RWTH Aachen University.

Bathen, Dieter; Breitbach, Marc (2001): Adsorptionstechnik. Berlin, Heidelberg: Springer Berlin Heidelberg.

Becerra-Castro, Cristina; Macedo, Gonalo; Silva, Adrian M. T.; Manaia, Celia M.; Nunes, Olga C. (2016): Proteobacteria become predominant during regrowth after water disinfection. In *The Science of the total environment* 573, pp. 313–323. DOI: 10.1016/j.scitotenv.2016.08.054.

Becker, Dennis; Jekel, Martin; Nahrstedt, Andreas; Drewes, Jörg E. (2018): Relevanz von Spurenstoffen in der Wasserwiederverwendung. DECHEMA e.V. Frankfurt am Main (Fact Sheet zum WavE-Querschnittsthema „Risikomanagement in der Wasserwiederverwendung“). Available online at https://egocms.dechema.de/wave/F%C3%B6rderma%C3%9Fnahmen/Risikomanagement%2Bin%2Bder%2BWasserwiederverwendung-nonactive-1-preview-1/_WavE_FactSheets_Spurenstoffe_Final.pdf, checked on 4/25/2025.

Bello, Suleiman K.; Alayafi, Abdullah H.; AL-Solaimani, Samir G.; Abo-Elyousr, Kamal A. M. (2021): Mitigating Soil Salinity Stress with Gypsum and Bio-Organic Amendments: A Review. In *Agronomy* 11 (9), p. 1735. DOI: 10.3390/agronomy11091735.

Berney, Michael; Weilenmann, Hans-Ulrich; Egli, Thomas (2006): Flow-cytometric study of vital cellular functions in *Escherichia coli* during solar disinfection (SODIS). In *Microbiology (Reading, England)* 152 (Pt 6), pp. 1719–1729. DOI: 10.1099/mic.0.28617-0.

Birgy, André; Madhi, Fouad; Hogan, Julien; Doit, Catherine; Gaschignard, Jean; Caseris, Marion et al. (2018): CTX-M-55-, MCR-1-, and FosA-Producing Multidrug-Resistant *Escherichia coli* Infection in a Child in France. In *Antimicrobial agents and chemotherapy* 62 (4). DOI: 10.1128/AAC.00127-18.

Blair, Matthew F.; Garner, Emily; Ji, Pan; Pruden, Amy (2024): What is the Difference between Conventional Drinking Water, Potable Reuse Water, and Nonpotable Reuse Water? A Microbiome Perspective. In *Environmental science & technology* 58 (38), pp. 16877–16890. DOI: 10.1021/acs.est.4c04679.

BMU/UBA (2017): Impressum Herausgeber: Umweltbundesamt Abteilung II 2 Wasser und Boden Postfach 14 06 06813 Dessau-Roßlau Tel: +49 340-2103-0 info@umweltbundesamt.de

Internet: www.umweltbundesamt.de /[/umweltbundesamt](http://www.umweltbundesamt.de) Bundesministerium für Umwelt, Naturschutz und nukleare Sicherheit Referat WR I 1 Postfach 12 06 29 53048 Bonn <https://www.bmu.de> Autoren: Umweltbundesamt (UBA): J. Arle, H. Bartel, C. Baumgarten, A. Bertram, K. Blondzik, S. Brandt, F. Brauer, U. Claussen, H. P. Damian, D. Dieter, C. Galander, H. Ginzky, S. Grimm, M. Helmecke, K. Hofmeier, M. Hofmeier, W. Hülsmann, B. Kirschbaum, T. Knobloch, K. Koppe, J. Koschorreck, M. Krakau, W. Leujak, C. Mathan, V. Mohaupt, S. Naumann, C. Pickl, U. Pirntke, T. Rapp, A. Rau, J. Rechenberg, S. Richter, A. Roskosch, C. Sedello, A. Stofen O Brien, M. Suhr, R. Szewzyk, A. Ullrich, U. Wachotsch, A. Walter, A. Weiß, S. Werner, C. Winde, G. Winkelmann-Oei, R. Wolter Redaktion: M. Helmecke (Umweltbundesamt, Fachgebiet II 2.1) Zitiervorschlag: BMU/ UBA (Hrsg.) (2017): Wasserwirtschaft in Deutschland. Grundlagen, Belastungen, Maßnahmen. Umweltbundesamt. Dessau-Roßlau.

BMU/UBA (2019): Ergebnisrapport – Ergebnisse der Phase 2 des Stakeholder-Dialoges »Spurenstoffstrategie des Bundes« zur Umsetzung von Maßnahmen für die Reduktion von Spurenstoffeinträgen in die Gewässer. Edited by Eds.: Hillenbrand, T., Tettenborn, F., Bloser, M. Bundesministerium für Umwelt, Naturschutz und nukleare Sicherheit / Dessau: Umweltbundesamt. Bonn.

Bourgin, Marc; Beck, Birgit; Boehler, Marc; Borowska, Ewa; Fleiner, Julian; Salhi, Elisabeth et al. (2018): Evaluation of a full-scale wastewater treatment plant upgraded with ozonation and biological post-treatments: Abatement of micropollutants, formation of transformation products and oxidation by-products. In *Water research* 129, pp. 486–498. DOI: 10.1016/j.watres.2017.10.036.

Breytus, Anna; Kruzic, Andrew P.; Prabakar, Srinivas (2017): Chlorine Decay and Chlorate Formation in Two Water Treatment Facilities. In *Journal AWWA* 109 (4). DOI: 10.5942/jawwa.2017.109.0034.

Brix, H.; Arias, C. A. (2005): Danish guidelines for small-scale constructed wetland systems for onsite treatment of domestic sewage. In *Water science and technology : a journal of the International Association on Water Pollution Research* 51 (9), pp. 1–9. DOI: 10.2166/wst.2005.0275.

Brunsch, Andrea F.; Laak, Thomas L. ter; Christoffels, Ekkehard; Rijnaarts, Huub H. M.; Langenhoff, Alette A. M. (2018): Retention soil filter as post-treatment step to remove micropollutants from sewage treatment plant effluent. In *The Science of the total environment* 637-638, pp. 1098–1107. DOI: 10.1016/j.scitotenv.2018.05.063.

Brunsch, Andrea F.; Zubieta Florez, Pedro; Langenhoff, Alette A. M.; Laak, Thomas L. ter; Rijnaarts, Huub H. M. (2020): Retention soil filters for the treatment of sewage treatment plant

effluent and combined sewer overflow. In *The Science of the total environment*. DOI: 10.1016/j.scitotenv.2019.134426.

Cadena et al. (2019): Deliverable 5.3 - Part1: LCA & LCC report for Retention soil filter plus and alternative options to reduce surface water pollution from wastewater discharges. EU project AquaNES (H2020 #689450).

DECHEMA (2015): Risikomanagement von neuen Schadstoffen und Krankheitserregern im Wasserkreislauf. Available online at http://riskwa.de/RiSKWa/_/RiSKWa_Tagungsband_Abschlussveranstaltung_2015.pdf.

Dietrich, Christian; Wick, Arne; Ternes, Thomas A. (2022): Open-source feature detection for non-target LC-MS analytics. In *Rapid communications in mass spectrometry : RCM* 36 (2), e9206. DOI: 10.1002/rcm.9206.

Dittmann, Daniel; Seelig, Alina H.; Thalmann, Mogens; Wilkes, Theresa; Junghans, Veikko; Zahn, Daniel et al. (2024): Potential and risks of water reuse in Brandenburg (Germany) – an interdisciplinary case study. In *Water Reuse* 14 (1), pp. 1–15. DOI: 10.2166/wrd.2024.081.

Dolnicar, S.; Hurlimann, A. (2009): Drinking water from alternative water sources: differences in beliefs, social norms and factors of perceived behavioural control across eight Australian locations. In *Water science and technology : a journal of the International Association on Water Pollution Research* 60 (6), pp. 1433–1444. DOI: 10.2166/wst.2009.325.

Dotro, Gabriela; Langergraber, Günter; Molle, Pascal; Nivala, Jaime; Puigagut, Jaume; Stein, Otto; Sperling, Marcos von (2021): *Treatment Wetlands*: IWA Publishing.

Drewes, J.E., Schramm, E., Ebert, B., Mohr, M., Beckett, M., Krömer, K., Jungfer, C. (2019): Potenziale und Strategien zur Überwindung von Hemmnissen für die Implementierung von Wasserwiederverwendungsansätzen in Deutschland (66), pp. 995–1003.

DWA (Ed.) (2022): DWA-Themen T2/2022 - Einsatz der Ozonung zur Spurenstoffentfernung auf kommunalen Kläranlagen – Erfahrungen, verfahrenstechnische Aspekte und offene Fragen - Oktober 2022. Hennef: DWA – Deutsche Vereinigung für Wasserwirtschaft, Abwasser und Abfall e.V. Available online at <https://shop.dwa.de/DWA-Themen-T2-2022-Einsatz-der-Ozonung-zur-Spurenstoffentfernung-auf-kommunalen-Klaeranlagen-Erfahrungen-verfahrenstechnische-Aspekte-und-offene-Fragen-Oktober-2022/TH-KA-8.5-PDF-22>, checked on 4/25/2025.

DWD (2024a): Stündliche Niederschlagsbeobachtungen in Deutschland. Deutscher Wetterdienst. Edited by Deutscher Wetterdienst. Available online at https://www.dwd.de/DE/Home/home_node.html.

DWD (2024b): Tägliche potenzielle Verdunstung über Gras, 1x1 km Gitter, Deutschland. Edited by Deutscher Wetterdienst. Available online at https://www.dwd.de/DE/Home/home_node.html.

Egli, Thomas; Campostrini, Lena; Leifels, Mats; Füchslin, Hans Peter; Kolm, Claudia; Dan, Cheng et al. (2024): Domestic hot-water boilers harbour active thermophilic bacterial communities distinctly different from those in the cold-water supply. In *Water research* 253, p. 121109. DOI: 10.1016/j.watres.2024.121109.

Erftverband (2024): Jahresbericht Erftverband für das Jahr 2023.

Ertl, Gabriele; Bug, Jan; Elbracht, Jörg; Engel, Nicole; Herrmann, Frank (2019): Grundwasserneubildung von Niedersachsen und Bremen. Berechnungen mit dem Wasserhaushaltsmodell mGROWA18: Landesamt für Bergbau, Energie und Geologie. Available online at <https://juser.fz-juelich.de/record/863431>, checked on 4/25/2025.

Europäische Union (2020): Verordnung (EU) 2020/741 des Europäischen Parlaments und des Rates vom 25. Mai 2020 über Mindestanforderungen an die Wasserwiederverwendung. In *Amtsblatt der Europäischen Union* 177, pp. 32–55. Available online at <https://eur-lex.europa.eu/legal-content/DE/TXT/?uri=CELEX%3A32020R0741>, checked on 25.04.2025.

Europäische Union (2024): Richtlinie (EU) 2024/3019 des Europäischen Parlaments und des Rates vom 27. November 2024 über die Behandlung von kommunalem Abwasser (Neufassung) 3019, pp. 1–55. Available online at <https://eur-lex.europa.eu/legal-content/DE/TXT/?uri=CELEX%3A32024L3019>, checked on 4/25/2025.

Exner, M.; Schwartz, T.; Schmithausen, R.; Schreiber, C.; Bierbaum, G.; Parcina, M. et al. (2022): HyReKA Synthese- und Abschlussbericht. Hygienisch-medizinische Relevanz und Kontrolle Antibiotika-resistenter Krankheitserreger in klinischen, landwirtschaftlichen und kommunalen Abwässern und deren Bedeutung in Rohwässern. Universitätsklinikum Bonn. Available online at https://www.ukbonn.de/site/assets/files/29796/hyreka_abschlussbericht_formatiert.pdf, checked on 4/25/2025.

Fielding, Kelly S.; Gardner, John; Leviston, Zoe; Price, Jennifer (2015): Comparing Public Perceptions of Alternative Water Sources for Potable Use: The Case of Rainwater, Stormwater, Desalinated Water, and Recycled Water. In *Water Resources Management* 29 (12), pp. 4501–4518.

Fisher, C. W.; Lee, D.; Dodge, B. A.; Hamman, K. M.; Robbins, J. B.; Martin, S. E. (2000): Influence of catalase and superoxide dismutase on ozone inactivation of *Listeria monocytogenes*. In *Applied and environmental microbiology* 66 (4), pp. 1405–1409. DOI: 10.1128/AEM.66.4.1405-1409.2000.

Gall-Röhrig, Saskia; Schneider, Marcel; Drensla, Kinga; Lenk, Stephan; Gimmler, Volker; Wintgens, Thomas et al. (2024): Nachhaltiges Wassermanagement unter Wasserwiederverwendung in der Zülpicher Börde. Kreis Euskirchen. Available online at https://www.kreis-euskirchen.de/fileadmin/user_upload/Abschlussbericht_MS_Wasserwiederverwendung_Zuelpicher_Boerde_Text_compressed.pdf, checked on 4/25/2025.

Gancheva et al. (2018): Water reuse: legislative framework in EU regions.

García-Prieto, J. C.; Núñez-Núñez, C. M.; Proal-Nájera, J. B.; García-Roig, M. (2022): Study of coliforms and Clostridium bacteria inactivation in wastewaters by a pilot photolysis process and by the maturation lagoons of a low-cost nature-based WWTP 29 (23), pp. 35484–35499. Available online at <https://link.springer.com/article/10.1007/s11356-021-18184-w>, checked on 4/25/2025.

Geller, Gunther; Höner, Gunhild (2003): Anwenderhandbuch Pflanzenkläranlagen. Praktisches Qualitätsmanagement bei Planung, Bau und Betrieb. Berlin, Heidelberg: Springer (Engineering online library).

Geobasis NRW (2023): Digitales Basis-Landschaftsmodell. Bezirksregierung Köln. Köln. Available online at <https://www.bezreg-koeln.nrw.de/geobasis-nrw/produkte-und-dienste/landschaftsmodelle/aktuelle-landschaftsmodelle/digitales-basis>, checked on 9/30/2024.

Gnirß, Regina; Miehe, Ulf; Stapf, Michael (2016): Ozonung für die Abwasserdesinfektion und Spurenstoffentfernung. In *Wasser Abfall* 18 (5), pp. 15–20. DOI: 10.1007/s35152-016-0038-9.

Götz, Christian; Otto, Johanna; Singer, Heinz (2015): Überprüfung des Reinigungseffekts. Auswahl geeigneter organischer Spurenstoffe. In *Aqua & Gas* (2), pp. 34–40. Available online at https://envilab.ch/fileadmin/files/documents/Fachartikel/FA_Aqua_u_Gas_2_2015.pdf, checked on 4/24/2025.

Greskowiak, Janek; Hamann, Enrico; Burke, Victoria; Massmann, Gudrun (2017): The uncertainty of biodegradation rate constants of emerging organic compounds in soil and groundwater - A compilation of literature values for 82 substances. In *Water research* 126, pp. 122–133. DOI: 10.1016/j.watres.2017.09.017.

Grotehusmann et al. (2016): Retentionsbodenfilter – Handbuch für Planung, Bau und Betrieb. Edited by Minister für Klimaschutz, Umwelt, Landwirtschaft, Natur- und Verbraucherschutz des Landes NRW (MKULNV). Düsseldorf.

Gupta, Anmol; Bano, Ambreen; Rai, Smita; Mishra, Richa; Singh, Mausam; Sharma, Swati; Pathak, Neelam (2022): Mechanistic insights of plant-microbe interaction towards drought and salinity stress in plants for enhancing the agriculture productivity. In *Plant Stress* 4, p. 100073. DOI: 10.1016/j.stress.2022.100073.

Hammes, Frederik; Berney, Michael; Egli, Thomas (2011): Cultivation-independent assessment of bacterial viability. In *Advances in biochemical engineering/biotechnology* 124, pp. 123–150. DOI: 10.1007/10_2010_95.

Hammes, Frederik; Berney, Michael; Wang, Yingying; Vital, Marius; Köster, Oliver; Egli, Thomas (2008): Flow-cytometric total bacterial cell counts as a descriptive microbiological parameter for drinking water treatment processes. In *Water research* 42 (1-2), pp. 269–277. DOI: 10.1016/j.watres.2007.07.009.

Hanßen H. (2017): Neuronale Netze - Erste Erfahrungen beim Betrieb einer Großkläranlage. 29. Hamburger Kolloquium zur Abwasserwirtschaft.

Headley, Tom; Nivala, Jaime; Kassa, Kinfe; Olsson, Linda; Wallace, Scott; Brix, Hans et al. (2013): Escherichia coli removal and internal dynamics in subsurface flow ecotechnologies: Effects of design and plants. In *Ecological Engineering* 61, pp. 564–574. DOI: 10.1016/j.ecoleng.2013.07.062.

Helmecke, Manuela; Fries, Elke; Schulte, Christoph (2020): Regulating water reuse for agricultural irrigation: risks related to organic micro-contaminants. In *Environ Sci Eur* 32 (1). DOI: 10.1186/s12302-019-0283-0.

Hembach, Norman; Schmid, Ferdinand; Alexander, Johannes; Hiller, Christian; Rogall, Eike T.; Schwartz, Thomas (2017): Occurrence of the mcr-1 Colistin Resistance Gene and other Clinically Relevant Antibiotic Resistance Genes in Microbial Populations at Different Municipal Wastewater Treatment Plants in Germany. In *Frontiers in microbiology* 8, p. 1282. DOI: 10.3389/fmicb.2017.01282.

Hermes, N.; Jewell, K. S.; Schulz, M.; Müller, J.; Hübner, U.; Wick, A. et al. (2019): Elucidation of removal processes in sequential biofiltration (SBF) and soil aquifer treatment (SAT) by analysis of a broad range of trace organic chemicals (TOrcs) and their transformation products (TPs). In *Water research* 163, p. 114857. DOI: 10.1016/j.watres.2019.114857.

Hermes, Nina; Jewell, Kevin S.; Wick, Arne; Ternes, Thomas A. (2018): Quantification of more than 150 micropollutants including transformation products in aqueous samples by liquid chromatography-tandem mass spectrometry using scheduled multiple reaction monitoring. In *Journal of chromatography. A* 1531, pp. 64–73. DOI: 10.1016/j.chroma.2017.11.020.

Hijnen, W. A. M.; Beerendonk, E. F.; Medema, G. J. (2006): Inactivation credit of UV radiation for viruses, bacteria and protozoan (oo)cysts in water: a review. In *Water research* 40 (1), pp. 3–22. DOI: 10.1016/j.watres.2005.10.030.

Ho, Johannes; Ahmadi, Javad; Schweikart, Carolin; Hübner, Uwe; Schwaller, Christoph; Tiehm, Andreas; Drewes, Jörg E. (2024): Assuring reclaimed water quality using a multi-barrier

treatment train according to the new EU non-potable water reuse regulation. In *Water research* 267, p. 122429. DOI: 10.1016/j.watres.2024.122429.

Hoffmann, Grit; Rathinam, Karthik; Martschin, Matthias; Ivančev-Tumbas, Ivana; Panglisch, Stefan (2021): Influence of Carbon Agglomerate Formation on Micropollutants Removal in Combined PAC-Membrane Filtration Processes for Advanced Wastewater Treatment. In *Water* 13 (24), p. 3578. DOI: 10.3390/w13243578.

Icha und Lauf (2023): Entwicklung der spezifischen Treibhausgas-Emissionen des deutschen Strommix in den Jahren 1990 – 2022. Umweltbundesamt. Dessau-Roßlau (Climate Change | 20/2023). Available online at <https://www.umweltbundesamt.de/publikationen/entwicklung-der-spezifischen-treibhausgas-9>, checked on 4/25/2025.

Ilyas, Huma; Masih, Ilyas (2017): Intensification of constructed wetlands for land area reduction: a review. In *Environmental science and pollution research international* 24 (13), pp. 12081–12091. DOI: 10.1007/s11356-017-8740-z.

IPCC (2021): *Climate Change 2021 – The Physical Science Basis*: Cambridge University Press.

IT.NRW (2020): *Ergebnisse der Landwirtschaftszählung*. Edited by Statistisches Landesamt NRW. Information und Technik Nordrhein-Westfalen. Available online at <https://www.landesdatenbank.nrw.de/ldb NRW/online?operation=statistic&levelindex=0&levelid=1722004809584&code=41141#abreadcrumb>, checked on 7/26/2024.

Jaramillo, María; Restrepo, Inés (2017): Wastewater Reuse in Agriculture: A Review about Its Limitations and Benefits. In *Sustainability* 9 (10), p. 1734. DOI: 10.3390/su9101734.

Jekel, Martin; Altmann, Johannes; Ruhl, Aki Sebastian; Sperlich, Alexander; Schaller, Jana; Gnirß, Regina et al. (2016): *Integration der Spurenstoffentfernung in Technologieansätze der 4. Reinigungsstufe bei Klärwerken*. With assistance of Technische Universität Berlin, Martin Jekel, Aki Sebastian Ruhl.

Jekel, Martin et al (2016): *Integration der Spurenstoffentfernung in Technologieansätze der 4. Reinigungsstufe bei Klärwerken*. Edited by Universitätsverlag der TU Berlin. Available online at <https://depositonce.tu-berlin.de/bitstreams/fece3285-b0b0-4946-89d6-d1ac56b2b099/download>, checked on 4/24/2025.

Jofre, Juan; Lucena, Francisco; Blanch, Anicet; Muniesa, Maite (2016): Coliphages as Model Organisms in the Characterization and Management of Water Resources. In *Water* 8 (5), p. 199. DOI: 10.3390/w8050199.

Kampouris, Ioannis D.; Klümper, Uli; Agrawal, Shelesh; Orschler, Laura; Cacace, Damiano; Kunze, Steffen; Berendonk, Thomas U. (2021): Treated wastewater irrigation promotes the spread of antibiotic resistance into subsoil pore-water. In *Environment international* 146, p. 106190. DOI: 10.1016/j.envint.2020.106190.

Khaled Abdella Ahmed, Ahmed; Shalaby, Moussa; Negim, Osama; Abdel-Wahed, Talaat (2022): Comparative Study of the Egyptian Code for Reusing Treated Wastewater for Agriculture. In *Sohag Engineering Journal* 0 (0), p. 0. DOI: 10.21608/sej.2022.115242.1006.

Khaled AbuZeid, Mona ElAgizy, Mohamed Heikal, Islam Al Zayed, Tamer El-Hakim (2022): Egypt 2030 Shared Water Reuse Strategy. International Water Management Institute (IWMI). Kairo, Ägypten. Available online at <https://new.cedare.org/new.cedare.org/wp-content/uploads/2025/02/ReWater-Project-Egypt-2030-Shared-Water-Reuse-Strategy-V68.pdf>, checked on 4/25/2025.

Kiecak, Aleksandra; Sassine, Lara; Boy-Roura, Mercè; Elsner, Martin; Mas-Pla, Josep; Le Gal Salle, Corinne; Stumpp, Christine (2019): Sorption properties and behaviour at laboratory scale of selected pharmaceuticals using batch experiments. In *Journal of contaminant hydrology* 225, p. 103500. DOI: 10.1016/j.jconhyd.2019.103500.

Knopp, Gregor; Prasse, Carsten; Ternes, Thomas A.; Cornel, Peter (2016): Elimination of micropollutants and transformation products from a wastewater treatment plant effluent through pilot scale ozonation followed by various activated carbon and biological filters. In *Water research* 100, pp. 580–592. DOI: 10.1016/j.watres.2016.04.069.

Kodešová, Radka; Švecová, Helena; Klement, Aleš; Fér, Miroslav; Nikodem, Antonín; Fedorova, Ganna et al. (2024): Contamination of water, soil, and plants by micropollutants from reclaimed wastewater and sludge from a wastewater treatment plant. In *The Science of the total environment* 907, p. 167965. DOI: 10.1016/j.scitotenv.2023.167965.

KomS-BW (2018): Handlungsempfehlungen für die Vergleichskontrolle und den Betrieb von Verfahrenstechniken zur gezielten Spurenstoffelimination. Stand 03/2018. Kompetenzzentrum Spurenstoffe Baden-Württemberg.

Köppe, Toni; Jewell, Kevin S.; Dietrich, Christian; Wick, Arne; Ternes, Thomas A. (2020): Application of a non-target workflow for the identification of specific contaminants using the example of the Nidda river basin. In *Water research* 178, p. 115703. DOI: 10.1016/j.watres.2020.115703.

Krahnstöver, Therese; Hochstrat, Rita; Wintgens, Thomas (2019): Comparison of methods to assess the integrity and separation efficiency of ultrafiltration membranes in wastewater reclamation processes. In *Journal of Water Process Engineering* 30, p. 100646. DOI: 10.1016/j.jwpe.2018.06.008.

Lapworth, D. J.; Baran, N.; Stuart, M. E.; Ward, R. S. (2012): Emerging organic contaminants in groundwater: A review of sources, fate and occurrence. In *Environmental pollution (Barking, Essex : 1987)* 163, pp. 287–303. DOI: 10.1016/j.envpol.2011.12.034.

Larsen, H. F.; Hansen, P. A.; Boyer-Souchet, F. (2010): EU-NEPTUNE Deliverable 4.3 – Decision Support Guideline Based on LCA and Cost/Efficiency Assessment. Edited by Technische Universität Dänemark (DTU). Technische Universität Dänemark (DTU). Lyngby, Dänemark. Available online at https://www.researchgate.net/publication/266226264_EU-NEPTUNE_Deliverable_43_-_Decision_Support_Guideline_Based_on_LCA_and_Cost-Efficiency_Assessment, checked on 4/25/2025.

LAWA (2005): Leitlinien zur Durchführung dynamischer Kostenvergleichsrechnungen (KVR-Leitlinien). Edited by Länderarbeitsgemeinschaft Wasser. Berlin, Germany.

Lazarova, V., Asano, T. et al. (2013): Milestones in Water Reuse. The Best Success Stories.

Li, Yuanbo; Sallach, J. Brett; Zhang, Wei; Boyd, Stephen A.; Li, Hui (2019): Insight into the distribution of pharmaceuticals in soil-water-plant systems. In *Water research* 152, pp. 38–46. DOI: 10.1016/j.watres.2018.12.039.

Lim, Sungeun; Shi, Jiaming Lily; Gunten, Urs von; McCurry, Daniel L. (2022): Ozonation of organic compounds in water and wastewater: A critical review. In *Water research* 213, p. 118053. DOI: 10.1016/j.watres.2022.118053.

Lindivat, Mathilde; Bratbak, Gunnar; Larsen, Aud; Hess-Erga, Ole-Kristian; Hoell, Ingunn Alne (2021): Flow Cytometric Analysis of Bacterial Protein Synthesis: Monitoring Vitality After Water Treatment. In *Frontiers in microbiology* 12, p. 772651. DOI: 10.3389/fmicb.2021.772651.

Liu, Fei Tony; Ting, Kai Ming; Zhou, Zhi-Hua (2008): Isolation Forest. In : 2008 Eighth IEEE International Conference on Data Mining. 2008 Eighth IEEE International Conference on Data Mining (ICDM). Pisa, Italy, 15.12.2008 - 19.12.2008: IEEE, pp. 413–422.

Lochner, Horst; Breker, Johannes (2015): Agrarwirtschaft Grundstufe Landwirt. Fachtheorie für Boden Pflanze, Tier, Technik, Chemie, Physik, Biologie. 5. Auflage. Stuttgart: Verlag Eugen Ulmer. Available online at <http://nbn-resolving.org/urn:nbn:de:bsz:24-epflicht-1401739>.

Lorey, C., Kunst, S. (2005): Verhalten von endokrin wirksamen Substanzen am Standort Braunschweig während der Abwasserverregnung unter Berücksichtigung der Einträge der Kläranlage. Institut für Siedlungswasserwirtschaft und Abfalltechnik, Hannover.

Löwenberg, Jonas; Wintgens, Thomas (2017): PAC/UF processes: Current application, potentials, bottlenecks and fundamentals: A Review. In *Critical Reviews in Environmental Science and Technology* 47 (19), pp. 1783–1835. DOI: 10.1080/10643389.2017.1382260.

Löwenberg, Jonas; Zenker, Armin; Baggenstos, Martin; Koch, Gerhard; Kazner, Christian; Wintgens, Thomas (2014): Comparison of two PAC/UF processes for the removal of micropollutants from wastewater treatment plant effluent: process performance and removal efficiency. In *Water research* 56, pp. 26–36. DOI: 10.1016/j.watres.2014.02.038.

Malchi, Tomer; Maor, Yehoshua; Tadmor, Galit; Shenker, Moshe; Chefetz, Benny (2014): Irrigation of root vegetables with treated wastewater: evaluating uptake of pharmaceuticals and the associated human health risks. In *Environmental science & technology* 48 (16), pp. 9325–9333. DOI: 10.1021/es5017894.

Margane, Armin; Steinel, Anke (2011): Proposed National Standard for Treated Domestic Wastewater Reuse for Irrigation. Bundesanstalt für Geowissenschaften und Rohstoffe (BGR). Ballouneh, Libanon. Available online at https://www.bgr.bund.de/EN/Themen/Wasser/Projekte/abgeschlossen/TZ/Libanon/spec_rep_4.pdf;jsessionid=C03BA9B8D65F408B9520943F6840DA2B.internet011?__blob=publicationFile&v=4, checked on 4/25/2025.

Marx, A. (2020): Dürremonitor Deutschland. Available online at www.ufz.de/duerremonitor, checked on 4/29/2025.

Mateo-Sagasta, J.; Al-Hamdi, M.; AbuZeid, K. (2022): Water reuse in the Middle East and North Africa: a sourcebook: International Water Management Institute (IWMI).

Mendes, Ana Constança; Novais, Ângela; Campos, Joana; Rodrigues, Carla; Santos, Cláudia; Antunes, Patrícia et al. (2018): mcr-1 in Carbapenemase-Producing *Klebsiella pneumoniae* with Hospitalized Patients, Portugal, 2016-2017. In *Emerging infectious diseases* 24 (4), pp. 762–766. DOI: 10.3201/eid2404.171787.

DWA-M 285-2: Merkblatt Spurenstoffentfernung auf kommunalen Kläranlagen - Teil 2: Einsatz.

Metzger, S. (2010): Einsatz von Pulveraktivkohle zur weitergehenden Reinigung von kommunalem Abwasser. München: Oldenbourg Industrieverlag.

Miller, Elizabeth L.; Nason, Sara L.; Karthikeyan, K. G.; Pedersen, Joel A. (2016): Root Uptake of Pharmaceuticals and Personal Care Product Ingredients. In *Environmental science & technology* 50 (2), pp. 525–541. DOI: 10.1021/acs.est.5b01546.

MKUNLV (2011): Klimawandel und Landwirtschaft Auswirkungen der globalen Erwärmung auf die Entwicklung der Pflanzenproduktion in Nordrhein-Westfalen.

Mosharaf, Md Khaled; Gomes, Rachel L.; Cook, Sarah; Alam, Mohammed S.; Rasmussen, Amanda (2024): Wastewater reuse and pharmaceutical pollution in agriculture: Uptake, transport, accumulation and metabolism of pharmaceutical pollutants within plants. In *Chemosphere* 364, p. 143055. DOI: 10.1016/j.chemosphere.2024.143055.

Narciso-da-Rocha, Carlos; Varela, Ana R.; Schwartz, Thomas; Nunes, Olga C.; Manaia, Céilia M. (2014): blaTEM and vanA as indicator genes of antibiotic resistance contamination in a hospital-urban wastewater treatment plant system. In *Journal of global antimicrobial resistance* 2 (4), pp. 309–315. DOI: 10.1016/j.jgar.2014.10.001.

Niedersächsischer Landesbetrieb für Wasserwirtschaft, Küsten- und Naturschutz (NLWKN) (2021): Landesweite Datenbank für wasserwirtschaftliche Daten. Available online at <http://www.wasserdaten.niedersachsen.de/cadenza/>, checked on 4/25/2025.

Nocker, Andreas; Schulte-illingheim, Lorenz; Müller, Hubert; Rohn, Anja; Zimmermann, Barbara; Gaba, Anil et al. (2020): Microbiological changes along a modular wastewater reuse treatment process with a special focus on bacterial regrowth. In *Journal of Water Reuse and Desalination* 10 (4), pp. 380–393. DOI: 10.2166/wrd.2020.012.

Nürnberg, Gudrun; Schulz, Manoj; Kunkel, Uwe; Ternes, Thomas A. (2015): Development and validation of a generic nontarget method based on liquid chromatography - high resolution mass spectrometry analysis for the evaluation of different wastewater treatment options. In *Journal of chromatography. A* 1426, pp. 77–90. DOI: 10.1016/j.chroma.2015.11.014.

Ofori, Solomon; Puškáčová, Adéla; Růžičková, Iveta; Wanner, Jiří (2021): Treated wastewater reuse for irrigation: Pros and cons. In *The Science of the total environment* 760, p. 144026. DOI: 10.1016/j.scitotenv.2020.144026.

Otter, Philipp; Hertel, Stefan; Ansari, Jubin; Lara, Enrique; Cano, Raul; Arias, Carlos et al. (2020): Disinfection for decentralized wastewater reuse in rural areas through wetlands and solar driven onsite chlorination. In *The Science of the total environment* 721, p. 137595. DOI: 10.1016/j.scitotenv.2020.137595.

Paranychanakis, N. V.; Salgot, M.; Snyder, S. A.; Angelakis, A. N. (2015): Water Reuse in EU States: Necessity for Uniform Criteria to Mitigate Human and Environmental Risks. In *Critical*

Reviews in Environmental Science and Technology 45 (13), pp. 1409–1468. DOI: 10.1080/10643389.2014.955629.

Picó, Yolanda; Alvarez-Ruiz, Rodrigo; Alfarhan, Ahmed H.; El-Sheikh, Mohamed A.; Alobaid, Samy M.; Barceló, Damià (2019): Uptake and accumulation of emerging contaminants in soil and plant treated with wastewater under real-world environmental conditions in the Al Hayer area (Saudi Arabia). In *The Science of the total environment* 652, pp. 562–572. DOI: 10.1016/j.scitotenv.2018.10.224.

Pitann, B.; Zörb, C.; Mühling, Karl H. (2009): Salzstress bei Kulturpflanzen: Bedeutung für die weltweite Pflanzenproduktion. In *J. Verbr. Lebensm.* 4 (2), pp. 202–206. DOI: 10.1007/s00003-009-0475-4.

Qureshi, Asad Sarwar (2020): Challenges and Prospects of Using Treated Wastewater to Manage Water Scarcity Crises in the Gulf Cooperation Council (GCC) Countries. In *Water* 12 (7), p. 1971. DOI: 10.3390/w12071971.

R Core Team (2025): R: A Language and Environment for Statistical Computing: R Foundation for Statistical Computing. Available online at <https://cran.r-project.org/doc/manuals/r-release/fullrefman.pdf>, checked on 4/25/2025.

Ranjan, Rajeev; Thatikonda, Shashidhar (2021): β -Lactam Resistance Gene NDM-1 in the Aquatic Environment: A Review. In *Current microbiology* 78 (10), pp. 3634–3643. DOI: 10.1007/s00284-021-02630-6.

Reemtsma, Thorsten; Berger, Urs; Arp, Hans Peter H.; Gallard, Hervé; Knepper, Thomas P.; Neumann, Michael et al. (2016): Mind the Gap: Persistent and Mobile Organic Compounds-Water Contaminants That Slip Through. In *Environmental science & technology* 50 (19), pp. 10308–10315. DOI: 10.1021/acs.est.6b03338.

Remy, C.; Seis, W.; Miehe, U.; Orsoni, J.; Bortoli, J. (2019): Risk management and environmental benefits of a prospective system for indirect potable reuse of municipal wastewater in France. In *Water Supply* 19 (5), pp. 1533–1540. DOI: 10.2166/ws.2019.025.

Remy, Christian (2013): Life Cycle Assessment and Life Cycle Costing of tertiary treatment schemes. Kompetenzzentrum Wasser Berlin gGmbH.

Richter, Elisabeth; Roller, Elias; Kunkel, Uwe; Ternes, Thomas A.; Coors, Anja (2016): Phytotoxicity of wastewater-born micropollutants--Characterisation of three antimycotics and a cationic surfactant. In *Environmental pollution (Barking, Essex : 1987)* 208 (Pt B), pp. 512–522. DOI: 10.1016/j.envpol.2015.10.024+.

Riemenschneider, Christina; Al-Raggad, Marwan; Moeder, Monika; Seiwert, Bettina; Salameh, Elias; Reemtsma, Thorsten (2016): Pharmaceuticals, Their Metabolites, and Other Polar Pollutants in Field-Grown Vegetables Irrigated with Treated Municipal Wastewater. In *Journal of agricultural and food chemistry* 64 (29), pp. 5784–5792. DOI: 10.1021/acs.jafc.6b01696.

Rizzo, Luigi; Krätke, Renate; Linders, Jan; Scott, Marian; Vighi, Marco; Voogt, Pim de (2018): Proposed EU minimum quality requirements for water reuse in agricultural irrigation and aquifer recharge: SCHEER scientific advice. In *Current Opinion in Environmental Science & Health* 2, pp. 7–11. DOI: 10.1016/j.coesh.2017.12.004.

Robecke, U.; Cornel, P. (2012): Analyse und Optimierung der Energieeffizienz der Stickstoffelimination in biologischen Reinigungsstufen von Kläranlagen mittels Künstlicher Neuronaler Netze. In *KA Korrespondenz Abwasser* 59 (11), p. 1040. Available online at https://de.dwa.de/de/jahresinhaltsverzeichnisse-ka.html?cid=27572&file=files%2F_media%2Fcontent%2F05_PUBLIKATIONEN%2FZeitschriften%2FKA+Korrespondenz+Abwasser%2C+Abfall%2FJahresinhaltsverzeichnis+KA%2FJahresinhalt-2012.pdf, checked on 4/24/2025.

Rustler; Sonnenberg (2025a): flextrat.hydrus1d (v0.2.0): R Package for Soil Water Balance and Solute Transport Modelling Scenarios for Project Flextrat: Zenodo.

Rustler; Sonnenberg (2025b): kwb.hydrus1d (v0.1.0): R Interface for the Last Official Release of Hydrus1D (v4.17.0140) for Windows: Zenodo.

Sauter, Daniel; Dąbrowska, Agata; Bloch, Robert; Stapf, Michael; Mieke, Ulf; Sperlich, Alexander et al. (2021): Deep-bed filters as post-treatment for ozonation in tertiary municipal wastewater treatment: impact of design and operation on treatment goals. In *Environ. Sci.: Water Res. Technol.* 7 (1), pp. 197–211. DOI: 10.1039/D0EW00684J.

Scheurer, Marco; Heß, Stefanie; Lüddeke, Frauke; Sacher, Frank; Güde, Hans; Löffler, Herbert; Gallert, Claudia (2015): Removal of micropollutants, facultative pathogenic and antibiotic resistant bacteria in a full-scale retention soil filter receiving combined sewer overflow. In *Environmental science. Processes & impacts* 17 (1), pp. 186–196. DOI: 10.1039/c4em00494a.

Schmidt, W. (2012): Untersuchungen zur Desinfektionswirkung und Sicherheit der In-line-Elektrolyse von Chlor als umweltschonendes Verfahren für die Desinfektion von Trinkwasser. (In-line-Elektrolyse für die Trinkwasserdesinfektion). With assistance of G. Nüske, M. Fischer. Edited by Deutsche Bundesstiftung Umwelt (DBU). Dresden. Available online at <https://opac.dbu.de/ab/DBU-Abschlussbericht-AZ-25386.pdf>, checked on 4/24/2025.

Schönberger (2020): Report on draft standards for recycle, reuse and zero liquid discharge of treated industrial and domestic wastewater. adelphi consult GmbH. Berlin, Deutschland. Available online at https://greentechknowledgehub.de/sites/default/files/2023-02/T5_Report_on_proposed_standards_adelphi.pdf, checked on 4/25/2025.

Schreiber, Christiane; Zacharias, Nicole; Essert, Sarah M.; Wasser, Felix; Müller, Heike; Sib, Esther et al. (2021): Clinically relevant antibiotic-resistant bacteria in aquatic environments - An optimized culture-based approach. In *The Science of the total environment* 750, p. 142265. DOI: 10.1016/j.scitotenv.2020.142265.

Seis, Wolfgang; Stapf, Michael; Miehe, Ulf; Wintgens, Thomas (2025): Comparison of statistical evaluation approaches for log-removal validation according to European water reuse regulations. In *The Science of the total environment* 964, p. 178573. DOI: 10.1016/j.scitotenv.2025.178573.

Seis et al. (2016): Rahmenbedingungen für die umweltgerechte Nutzung von behandeltem Abwasser zur landwirtschaftlichen Bewässerung. UBA.

Seiwert, Bettina; Nihemaiti, Maolida; Bauer, Coretta; Muschket, Matthias; Sauter, Daniel; Gnirss, Regina; Reemtsma, Thorsten (2021): Ozonation products from trace organic chemicals in municipal wastewater and from metformin: peering through the keyhole with supercritical fluid chromatography-mass spectrometry. In *Water research* 196, p. 117024. DOI: 10.1016/j.watres.2021.117024.

Shani, Uri; Ben - Gal, Alon; Tripler, Effi; Dudley, Lynn M. (2007): Plant response to the soil environment: An analytical model integrating yield, water, soil type, and salinity. In *Water Resources Research* 43 (8), Article 2006WR005313. DOI: 10.1029/2006WR005313.

Šimůnek et al. (2018): HYDRUS. Version 4.17.0140. Czech Republic: PC-Progress.

Spanisches Ministerium für Landwirtschaft, Fischerei und Ernährung (1990): Königliches Dekret 1310/1990 vom 29. Oktober, das die Verwendung von Reinigungsschlamm im Agrarsektor regelt. 1310/1990. Available online at <https://www.boe.es/buscar/act.php?id=BOE-A-1990-26490>.

Stapf, Michael; Miehe, Ulf; Schumann, Pia (2017): Studie über Effekte und Nebeneffekte bei der Behandlung von kommunalem Abwasser mit Ozon. Edited by Kompetenzzentrum Wasser Berlin gGmbH.

Stapf, Michael; Schütz, Jan; Miehe, Ulf (2020): Schnelle und zuverlässige Messtechnik und Steuer-/Regelkonzepte für eine weitergehende Abwasserreinigung (MeReZon). Kompe-

tenzzentrum Wasser Berlin gGmbH. Available online at <https://kompetenzwasser.de/media/pages/forschung/publikationen/1285/e436c3b67f-1702634134/Stapf-2020-1285.pdf>, checked on 4/24/2025.

Stapf, Michael; Zhiteneva, Veronika (2021): WWTP fitness check for API removal technology – summary report. CWPharma 2 project report for GoA2.1: Fitness check for API removal technology. Kompetenzzentrum Wasser Berlin gGmbH. Available online at <https://www.kompetenz-wasser.de/de/forschung/publikationen/wwtp-fitness-check-for-api-removal-technology-summary-report>, checked on 4/24/2025.

Stavi, Ilan; Thevs, Niels; Priori, Simone (2021): Soil Salinity and Sodicity in Drylands: A Review of Causes, Effects, Monitoring, and Restoration Measures. In *Front. Environ. Sci.* 9, Article 712831. DOI: 10.3389/fenvs.2021.712831.

Stefanakis, Alexandros (2020): Constructed Wetlands for Sustainable Wastewater Treatment in Hot and Arid Climates: Opportunities, Challenges and Case Studies in the Middle East. In *Water* 12 (6), p. 1665. DOI: 10.3390/w12061665.

Stefanakis, Alexandros; Akratos, Christos S.; Tsihrintzis, Vassilios A. (2014): Vertical flow constructed wetlands. Eco-engineering systems for wastewater and sludge treatment. First edition. Amsterdam, Netherlands: Elsevier. Available online at <https://ebookcentral.proquest.com/lib/kxp/detail.action?docID=1719973>.

Stöckl (2024): Szenarienanalyse – Modellierung von Stofftransportprozessen in der ungesättigten Bodenzone mit Hydrus-1D. Humboldt-Universität zu Berlin, Berlin. Available online at https://kompetenz-wasser.de/media/pages/forschung/publikationen/szenarienanalyse-modellierung-von-stofftransportprozessen-in-der-ungesaettigten-bodenzone-mit-hydrus-1d/4d2e85e24b-1736253872/ba_stoeckl.pdf, checked on 4/25/2025.

Swiss Center for Life Cycle Inventories (2023): Ecoinvent data v3.9.1, ecoinvent reports No. 1-26 (1-26). Available online at <https://ecoinvent.org/>, checked on 4/25/2025.

Talukdar, Prabhat K.; Olguín-Araneda, Valeria; Alnoman, Maryam; Paredes-Sabja, Daniel; Sarker, Mahfuzur R. (2015): Updates on the sporulation process in *Clostridium* species. In *Research in microbiology* 166 (4), pp. 225–235. DOI: 10.1016/j.resmic.2014.12.001.

Tchobanoglous, G.; Burton, F. L.; Stensel, H. David (2003): Wastewater engineering. Treatment and reuse. 4. ed., internat. ed. Boston, Mass.: McGraw-Hill (McGraw-Hill higher education). Available online at <http://www.loc.gov/catdir/description/mh021/2001053724.html>.

UBA (2015): Positionspapier: Organische Mikroverunreinigungen in Gewässern. Vierte Reinigungsstufe für weniger Einträge. Umweltbundesamt. Available online at https://www.umweltbundesamt.de/sites/default/files/medien/378/publikationen/organische_mikroverunreinigungen_in_gewassern_vierte_reinigungsstufe_0.pdf.

DIN EN ISO 14040, 2006: Umweltmanagement – Ökobilanz – Grundsätze und Rahmenbedingungen.

UNESCO (2020): United Nations World Water Development Report 2020: Water and Climate Change. Paris.

Verónica Carabias, Amaia; Gil, Maria Isabel; Pérez, Juan Marcos; Abellán, Manuel; Rancaño, Amador; José Simón, Pedro et al. (2023): Fluence requirements in existing UV disinfection facilities to comply with EU validation performance targets for reclaimed water: a case study. In *Water science and technology : a journal of the International Association on Water Pollution Research* 88 (4), pp. 1131–1141. DOI: 10.2166/wst.2023.258.

Villarino, A.; Bouvet, O. M.; Regnault, B.; Martin-Delautre, S.; Grimont, P. A.D. (2000): Exploring the frontier between life and death in *Escherichia coli*: evaluation of different viability markers in live and heat- or UV-killed cells. In *Research in microbiology* 151 (9), pp. 755–768. DOI: 10.1016/s0923-2508(00)01141-4.

Voidarou, C.; Tzora, A.; Skoufos, I.; Vassos, D.; Galogiannis, G.; Alexopoulos, A.; Bezirozoglou, E. (2007): Experimental Effect of Ozone upon Some Indicator Bacteria for Preservation of an Ecologically Protected Watery System. In *Water, Air, and Soil Pollution* 181 (1), pp. 161–171.

Völker, Johannes; Stapf, Michael; Mieke, Ulf; Wagner, Martin (2019): Systematic Review of Toxicity Removal by Advanced Wastewater Treatment Technologies via Ozonation and Activated Carbon. In *Environmental science & technology* 53 (13), pp. 7215–7233. DOI: 10.1021/acs.est.9b00570.

VSA (2019): ANLEITUNG Laborversuche zur Bestimmung der Reinigungsleistung von Pulveraktivkohle zur Entfernung von Mikroverunreinigungen auf Kläranlagen. With assistance of Eawag – Eidgenössische Anstalt für Wasserversorgung, Abwas-. Edited by VSA Plattform „Verfahrenstechnik Mikroverunreinigungen“. Available online at https://micropoll.ch/wp-content/uploads/2020/06/2019_VSA_A_Laborversuche-zur-Bestimmung-d_d.pdf, checked on 4/29/2025.

Waal, Dominick de; Khemani, Stuti; Barone, Andrea; Borgomeo, Edoardo (2023): The Economics of Water Scarcity in the Middle East and North Africa: Institutional Solutions: The World Bank.

Wada, Yoshihide; van Beek, Ludovicus P. H.; van Kempen, Cheryl M.; Reckman, Josef W. T. M.; Vasak, Slavek; Bierkens, Marc F. P. (2010): Global depletion of groundwater resources. In *Geophysical Research Letters* 37 (20), Article 2010GL044571. DOI: 10.1029/2010GL044571.

Wencki, Kristina; Thöne, Verena; Ante, Angela; Hogen, Tobias; Hohmann, Claudia; Tettendorf, Felix et al. (2020): Approaches for the evaluation of future-oriented technologies and concepts in the field of water reuse and desalination. In *Journal of Water Reuse and Desalination* 10 (4), pp. 269–283. DOI: 10.2166/wrd.2020.022.

West, Michael R.; Kueper, Bernard H.; Unger, Michael J. (2007): On the use and error of approximation in the Domenico (1987) solution. In *Ground water* 45 (2), pp. 126–135. DOI: 10.1111/j.1745-6584.2006.00280.x.

Wikipedia (2025): Article on: Rio Argos. Available online at https://de.wikipedia.org/wiki/R%C3%ADo_Argos, checked on 2/9/2025.

Wilt, Arnoud de; van Gijn, Koen; Verhoek, Tom; Vergnes, Amber; Hoek, Mirit; Rijnaarts, Huub; Langenhoff, Alette (2018): Enhanced pharmaceutical removal from water in a three step bio-ozone-bio process. In *Water research* 138, pp. 97–105. DOI: 10.1016/j.watres.2018.03.028.

Woody, M. A.; Cliver, D. O. (1997): Replication of coliphage Q beta as affected by host cell number, nutrition, competition from insusceptible cells and non-FRNA coliphages. In *Journal of applied microbiology* 82 (4), pp. 431–440. DOI: 10.1046/j.1365-2672.1997.00130.x.

Wunderlin, Pascal; Gulde, Rebekka; Bosshard, Julian (2024): MV AUS DEM HÄUSLICHEN ABWASSER ENTFERNEN. ERKENNTNISSE AUS SIEBEN JAHREN ÜBERPRÜFUNG DES REINIGUNGSEFFEKTS. In *Aqua & Gas* (1), pp. 46–53. Available online at https://micropoll.ch/wp-content/uploads/2024/02/2024_AG_MV-aus-dem-haeuslichenAbwasser_entfernen.pdf, checked on 4/24/2025.

Yin, Xiaole; Chen, Xi; Jiang, Xiao-Tao; Yang, Ying; Li, Bing; Shum, Marcus Ho-Hin et al. (2023): Toward a Universal Unit for Quantification of Antibiotic Resistance Genes in Environmental Samples. In *Environmental science & technology* 57 (26), pp. 9713–9721. DOI: 10.1021/acs.est.3c00159.

Zacharias, N.; Essert, S. M.; Brunsch, A. F.; Christoffels, E.; Kistemann, T.; Schreiber, C. (2020): Performance of retention soil filters for the reduction of hygienically-relevant microorganisms in combined sewage overflow and treated wastewater. In *Water science and technology : a journal of the International Association on Water Pollution Research* 81 (3), pp. 535–543. DOI: 10.2166/wst.2020.132.

Zhang, Yonggen; Schaap, Marcel G. (2017): Weighted recalibration of the Rosetta pedotransfer model with improved estimates of hydraulic parameter distributions and summary statistics (Rosetta3). In *Journal of Hydrology* 547, pp. 39–53. DOI: 10.1016/j.jhydrol.2017.01.004.

Zhu, Wenming; Lawsin, Adrian; Lindsey, Rebecca L.; Batra, Dhvani; Knipe, Kristen; Yoo, Brian B. et al. (2019): Conjugal Transfer, Whole-Genome Sequencing, and Plasmid Analysis of Four *mcr-1*-Bearing Isolates from U.S. Patients. In *Antimicrobial agents and chemotherapy* 63 (4). DOI: 10.1128/AAC.02417-18.

Zietzschmann, Frederik; Dittmar, Stefan; Splettstößer, Lydia; Hunsicker, Jonas; Dittmann, Daniel; Meinel, Felix et al. (2019): Fast empirical lab method for performance projections of large-scale powdered activated carbon re-circulation plants. In *Chemosphere* 215, pp. 563–573. DOI: 10.1016/j.chemosphere.2018.10.055.

Zietzschmann, Frederik; Stapf, Michael; Sperlich, Alexander; Ruhl, Aki Sebastian; Miehe, Ulf; Gnirß, Regina; Jekel, Martin (2018): TestTools – Entwicklung und Validierung von schnellen Testmethoden zum Spurenstoffverhalten in technischen und natürlichen Barrieren des urbanen Wasserkreislaufs. With assistance of Technische Universität Berlin, Martin Jekel, Frederik Zietzschmann: Universitätsverlag der TU Berlin.

Zimmermann et al. (Submitted): Comparing adsorption stage designs in membrane hybrid processes with powdered activated carbon dosing for advanced wastewater treatment and reuse.

8 Anhang

8.1 Analyse und Bewertung mikrobieller Risiken (AP 3.2)

8.2 Anhang zu Bewertung des Rückhalts von ARG und ARB (AP3.2.2)

Tabelle 8.2-1: Limits of detection (LOD)_{95%} und Konfidenzintervalle der ARG-Assays. Die Bestimmung des LOD_{95%} für einzelne ARG-Assays erfolgte gemäß den Richtlinien zur Ein-Labor-Validierung (BVL, 2016) und der Website von QuoData – Gesellschaft für Qualitätsmanagement und Statistik mbH (2017). * Herstellerangabe.

Gen (Gentyp)	Begründung für die Untersuchung	LOD _{95%} (Kopien/2µL)	Konfidenzintervall (Kopien/2µL)	LOD _{95%} (GU/100mL)
<i>bla</i> _{NDM-1} (Antibiotika-Resistenzgen)	relativ häufiges Vorkommen, auch relevant in Oberflächengewässern	7,534	5,001; 11,327	1.010
<i>bla</i> _{TEM} (Antibiotika-Resistenzgen)	relativ häufiges Vorkommen, auch relevant in Oberflächengewässern	7,678	5,064; 11,644	1.310
<i>mcr-1</i> (Antibiotika-Resistenzgen)	Reserveantibiotika	4,694	3,028; 7,285	981
<i>ermB</i> (Antibiotika-Resistenzgen)	sehr häufiges Vorkommen, auch relevant in Oberflächengewässern	4,184	2,685; 6,524	1.510
16S rRNA (ribosomale RNA)	Normalisierung der Resistenzgenkonzentration	1 Kopie/µL*	-	170

8.3 Anhang zu Integrierte Bewertung des Wiederverkeimungspotentials (AP 3.2.3)

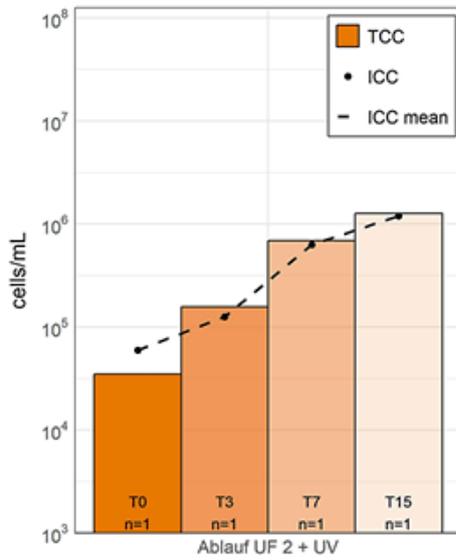


Abbildung 8.3-1: GZZ (TCC) und IZZ (ICC) im Ablauf der Straße 2 nach UV, n=1

8.4 Zusatzinformationen zu Spurenstoffverhalten im Grundwasser

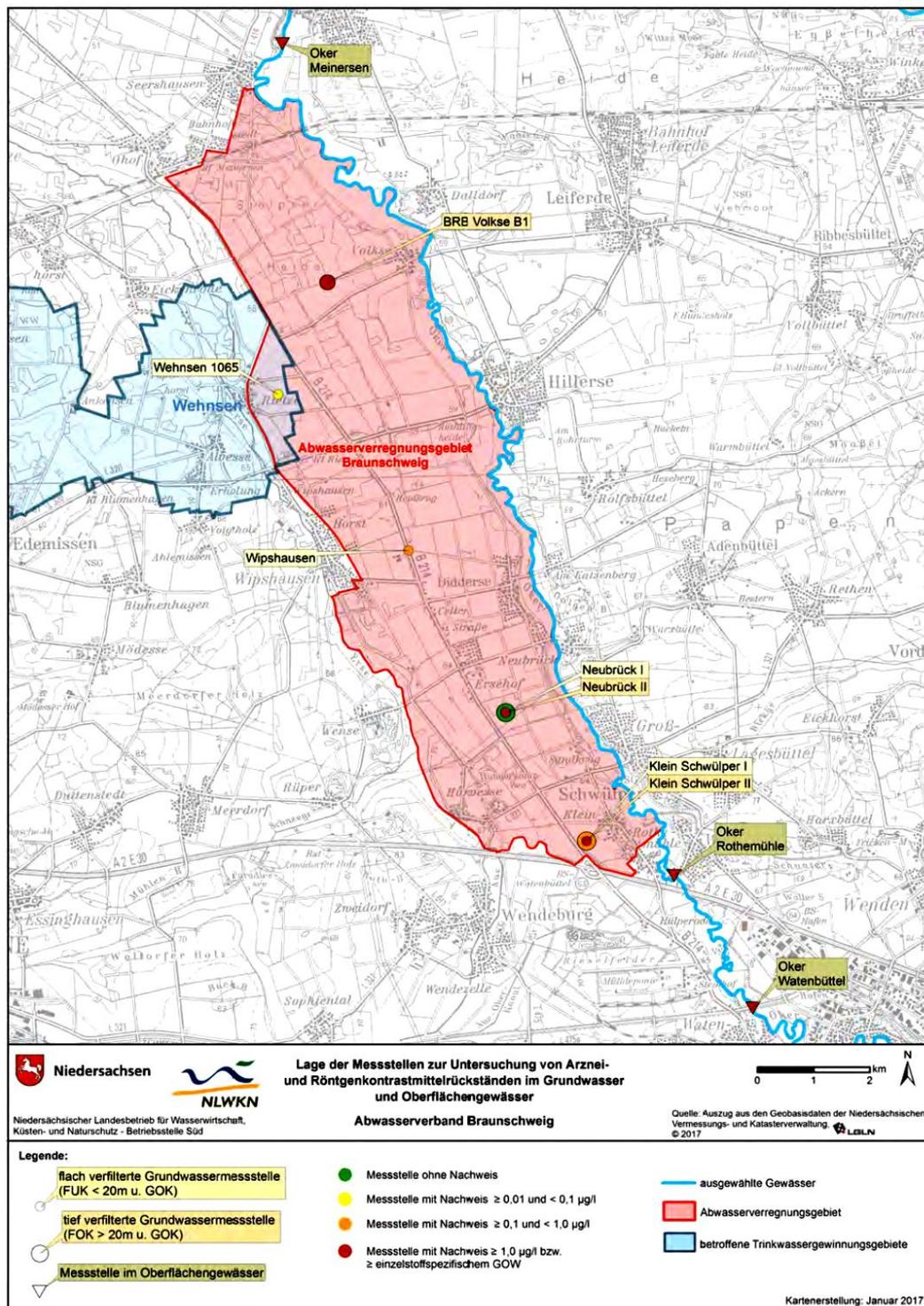


Abbildung 8.4-1: Lage und Tiefe der Grundwassermessstellen im Verregnungsgebiet Braunschweig (Niedersächsischer Landesbetrieb für Wasserwirtschaft, Küsten- und Naturschutz 2021)

8.5 Zusatzinformationen zu AP3.1.4

Tabelle 8.5-1: Median Spurenstoffkonzentrationen für den nativen bzw. ozonierten Kläranlagenablauf. Die Spurenstoffe wurden entsprechend ihrer Halbwertszeiten in drei Klassen (I: < 20 Tage, II: 20 – 200 Tage, III: >= 200 Tage) eingeteilt. Die Tabelle ist aufsteigend entsprechend der Halbwertszeiten und der Retardationsfaktoren sortiert.

Klasse	Substanzname	Typ	Stoffkonzentration im KA-Ablauf (ng/L)		Halbwertszeit (Tage)	Retardation
			Nativ	Ozoniert		
I	Koffein	Primär	370	54	0,1	1
I	Ramipril	Primär	140	41	0,1	1
I	Citalopram	Primär	116	13	0,1	1
I	Hydroxy-Metoprolol	TP	270	101	0,1	1
I	Atenolol	Primär	142	58	0,1	1
I	Sitagliptin	Primär	1641	1641	0,1	1
I	Fexofenadin	Primär	89	89	0,1	1
I	Iopromid	Primär	12000	7800	1	3
I	Iomeprol	Primär	3800	3247	1	3
I	Venlafaxin	Primär	700	150	2,1	1
I	N-desmethyl-Venlafaxin	TP	94	38	4	1
I	Terbutryn-SO	TP	380	940	4	3
I	Iopamidol	Primär	1294	1213	4,55	1
I	10,11-Dihydro-10,11-dihydroxy-CBZ	TP	1700	735	4,55	1,3
I	Tramadol-N-oxid	TP	13	126	5,05	1,4
I	Gabapentin	Primär	1200	674	6,55	1,2
I	Fluconazol	Primär	115	73	7	1,4
I	Venlafaxine-N-oxid	TP	2	64	7	2,6
I	Citalopram-N-oxid	TP	2	66	8	5
I	Pregabalin	Primär	150	85	8,1	1,2
I	DEET	Primär	230	116	19	1
II	Primidon	Primär	250	108	20	1

II	Pregabalin Lactam	TP	260	143	20	1
II	Lamotrigin	Primär	2200	1295	20	5
II	N-desmethyl-Tramadol	TP	315	162	20	10,2
II	Chlorothiazid	TP	113	704	24,1	1,6
II	Sitagliptin-N-Acetyl	TP	79	79	39,55	1,3
II	Candesartan	Primär	4733	1400	51,5	1
III	DEET-Carbonsäure	TP	110	50	200	1
III	Diatrizoat	Primär	4909	3981	200	1
III	Saccharin	Primär	360	325	200	1
III	Ramiprilat	TP	1115	375	200	1,2
III	Hydrochlorothiazid	Primär	2993	733	200	3,65
III	Oxypurinol	Primär	27387	22070	200	3,85

8.6 Daten zur Bewertung (AP3.3)

8.6.1 Grundlagen der Kostenrechnung

Die Kostenrechnung wird mit der Methodik der Kostenvergleichsrechnung nach LAWA durchgeführt (LAWA 2005). Zur Umrechnung der Investitionskosten in einen jährlichen Kapitaldienst werden diese linear über die Abschreibungsdauer (Tabelle 8.6-1) abgeschrieben bei einem Zinssatz von 3%. Die Wartungskosten werden anteilig mit definierten Prozentsätzen aus der Erstinvestition berechnet und fallen jährlich an (Tabelle 8.6-1). Zur Umrechnung von älteren Kostenangaben auf das Referenzjahr 2023 wird eine jährliche Preissteigerung von 3% angenommen.

Tabelle 8.6-1: Abschreibungsdauern für Investitionen und jährliche Wartungskosten

Investitionsgüter	Abschreibungsdauer [a]	Wartung [% vom Invest]
Brunnen	30	1,0
Gebäude	50	0,5
Elektro + MSR	15	2,5
Rohrleitungen + Behälter	30	1,0
Grunderwerb*	50	-
Transportleitung (Klärwerk □ Felder)	50	1,0

* nur für RBF (hoher Flächenbedarf), andere Verfahren ohne Grunderwerb (Bestandsfläche)

Für die Berechnung der jährlichen Betriebskosten werden die Gesamtmengen an notwendigen Betriebsmitteln (Strom, Chemikalien, Verbrauchsmittel) und Schlamm Entsorgung mit spezifischen Kostenfaktoren verrechnet (Tabelle 8.6-2). Diese Kostenfaktoren wurden aus aktuellen Angaben oder Informationen der Projektpartner sowie anderen Quellen zusammengestellt.

Tabelle 8.6-2: Spezifische Kostenfaktoren für Strom, Chemikalien sowie Verbrauchsmaterial

Parameter	Einheit	Kosten (netto)	Quelle
Strom	€/kWh	0,25	Schätzung KWB
Wärme (Erlös)	€/kWh	0,08	Schätzung KWB
Reinsauerstoff (inkl. Lieferung + Miete für Verdampfer)	€/t	180	(DWA 2022)
PAK „fein“	€/t	2000	Schätzung KWB
Polyaluminiumchlorid (100 % Al)	€/t	1154	(Jekel 2016) , angepasst auf 2023
Flüssigchlor (NaOCl), 13% Chlor	€/t	1052	Transport inklusive (217 €)
Salztabletten	€/t	410	Schätzung Autarcon
Membran (Lebensdauer: 10 a)	€/m ²	vertraulich	Inge
UV-Lampen (Lebensdauer:1,6 a)	€/Stück	230 - 360	Xylem
Schlamm Entsorgung bei SBR	€/t	20	Schätzung KWB

8.6.2 Wasserbilanz der Verfahren

Die Wasserbilanzen aller Verfahrenskombinationen und Szenarien bilden die Grundlage für die Bilanzierungsrechnung (Tabelle 8.6-3). Die Daten beschreiben die mittleren Jahreswassermengen bei ganzjährigem Betrieb.

Tabelle 8.6-3: Mittlere Wasserbilanz pro Verfahrensabschnitt (Zulauf) für alle Szenarien und Ziele

Verfahrensabschnitt [Mio m ³ /a]	Ozonung PAK	Filtration RBF ^{plus} * UF	Rücklauf zum Klärwerk	UV	Wasser zur Land- wirt- schaft
Ziel: Desinfektion					
Filtration + UV		20,8	0,8	20	20
RBF + UV		20	-		
UF + UV		21,7 (22,7)	1,7 (2,7)		
Ziel: Spurenstoffentfernung					
Ozon + Filtration	20,8	20,8	0,8		20
RBF ^{plus} (40% GAK)		20			
PAK + UF	21,7 (22,7)	21,7 (22,7)	1,7 (2,7)		
Ziel: Kombination					
Ozon + Filtration + UV	20,8	20,8	0,8	20	20
RBF ^{plus} (40% GAK) + UV		20			
PAK + UF + UV	21,7 (22,7)	21,7 (22,7)	1,7 (2,7)		

(Zahlen in Klammern für hohen DOC = 12 mg/L)

* Annahme: keine Verdunstung im RBF

8.6.3 Sachbilanz für Betriebsdaten

Die Verbräuche an Betriebsmitteln wurden aus den Ergebnissen der Pilotversuche abgeleitet und mit den Verfahrensanbietern verifiziert. Der Stromverbrauch wurde anhand typischer Prozessparameter (u.a. Transmembrandruck) aus großtechnischen Anlagen und Anbieterangaben abgeleitet.

Für alle Verfahren wurde eine Hebung des Klärwerksablaufs um 4m angenommen, um den Zulauf zur weitergehenden Reinigung herzustellen (18 Wh/m³)

Eingangsdaten Ozon + Filtration + UV

Für die Verfahren mit Filter und/oder Ozon sind die Daten in Tabelle 8.6-4 aufgeführt. Die Mindestkontaktzeit im Ozonreaktor wurde mit 20 min angesetzt.

Tabelle 8.6-4: Sachbilanz des Energie- und Chemikalienverbrauch für die Szenarien Ozon + Filtration + UV

	Einheit	Filtration + UV	Ozon + Filtration	Ozon + Filtration + UV
Ozonung				
Zulauf	Mio. m ³ /a	20,8		
Spez. Ozoneintrag	g O ₃ /g DOC	-	0,5	
O ₃ -Dosis	g O ₃ /m ³	-	2,5 (6)	
Strom Ozonherstellung	kWh/kg O ₃	-	13	
	kWh/a	-	677.000 (1.625.000)	
Flüssigsauerstoff	kg O ₂ /kg O ₃	-	10	
	t/a	-	521 (1.250)	
Restozonvernichter	kWh/h	-	1,01	
	kWh/a	-	8.686	
Filtration				
Filtration	Mio. m ³ /a	20,8		
Zulaufpumpe (6m)	Wh/m ³	270		
Rückspülwasser	Mio. m ³ /a	0,8		
Rückspülung (alle 24 h)	Wh/m ³	10		
	kWh/a	8.300		
Pumpe Rückführung Klärwerk	Wh/m ³	25		
	kWh/a	22.500		

UV-Desinfektion				
Zulauf	Mio. m ³ /a	20,0		20,0
Strom	Wh/m ³	14,6 (22,4)	-	5,5 (9,1)
	kWh/a	293.000 (449.000)	-	110.000 (183.000)

(Werte in Klammern für hohen DOC = 12 mg/L)

Eingangsdaten RBF^{plus} + UV

Für die Verfahren mit RBF und RBF^{plus} sind die Daten in Tabelle 8.6-5 aufgeführt. Für die Beschickung des RBF wurde ein Stromverbrauch von 30 Wh/m³ angesetzt.

Tabelle 8.6-5: Sachbilanz des Energie- und Chemikalienverbrauch für die Szenarien RBF/RBFplus + UV

	Einheit	RBF + UV	RBF^{plus}	RBF^{plus} + UV
RBF/ RBFplus				
Zulauf	Mio. m ³ /a	20,0		
Strom	Wh/m ³	30		
	kWh/a	360.000		
UV-Desinfektion				
Zulauf	Mio. m ³ /a	20,0		20,0
Strom	Wh/m ³	4,4 (6,2)	-	4,4 (6,2)
	kWh/a	88.000 (123.000)	-	88.000 (123.000)

(Werte in Klammern für hohen DOC = 12 mg/L)

Eingangsdaten PAK + UF + UV

Für die Verfahren mit UF sind die Daten in Tabelle 8.6-6 aufgeführt. Der Stromverbrauch für die UF wurde über einen Transmembrandruck von 440 mbar (500 mbar bei DOC = 12 mg/L), einen Systemdruck von 100 mbar und einen Druckverlust bei der Einmischung des Flockungsmittels von 80 mbar berechnet. Für den Gesamtdruck von 620 bzw. 680 mbar wurde ein Stromverbrauch von 0,21 bzw. 0,23 kWh/m³ Feed angesetzt.

Tabelle 8.6-6: Sachbilanz des Energie- und Chemikalienverbrauch für die Szenarien PAK + UF + UV

	Einheit	UF + UV	PAK + UF	PAK + UF + UV
PAK „inline“				
Zulauf	Mio. m ³ /a			21,7 (22,7)
Strom	Wh/m ³	-		2,5
	kWh/a	-		54.250 (56.820)
PAK-Dosis	g PAK/g DOC	-		1,2
	mg PAK/L	-		6 (14)
	t/a	-		82 (205)
Gutschrift Wärme*	kWh/a	-		- 70.000
Gutschrift Strom*	kWh/a	-		- 160.000
Ultrafiltration				
Zulauf	Mio. m ³ /a			21,7 (22,7)
Ausbeute	%			92 (88)
Druck	mbar			620 (680)
Strom UF	Wh/m ³			210 (230)
	kWh/a			456.500 (522.700)
Fällmittel (PACl)	mg/L Al			2
	t/a			43 (45)
Rückführung Retentat (ΔH 6 m)	Mio. m ³ /a			1,7 (2,7)
	kWh/a			47.000 (74.000)
UV-Desinfektion				
Zulauf	Mio. m ³ /a	20,0		20,0
Strom	Wh/m ³	6,8	-	8,4 (16,6)
	kWh/a	136.000	-	168.000

(Werte in Klammern für hohen DOC = 12 mg/L)

* für PAK-Entsorgung in der Verbrennung, Nebenrechnung siehe Anhang 8.6.9

8.6.4 Personalkosten

Die jährlichen Personalkosten für alle Verfahren wurden über die mittlere anfallende Arbeitszeit und einen mittleren Stundenlohn (TV-V E8 Stufe 3) berechnet. Der mittlere Stundenlohn als Arbeitgeberbrutto beträgt 44€, was einem Jahresgehalt von 74.100 € entspricht. Die mittlere Arbeitszeit pro Verfahrensschritt wurde in Abstimmung mit den Projektpartnern abgeschätzt oder aus anderen Quellen übernommen (Tabelle 8.6-7).

Tabelle 8.6-7: Personalkosten (Arbeitgeberbrutto)

Verfahrensschritt	Arbeitszeit [h/d]	Kosten [€/a]	Quelle
Ozonung	6	95.000	geschätzt
Filtration	8	127.000	geschätzt
UV-Desinfektion	6	95.000	geschätzt
RBF	8	127.000	42,4 h/a für 1000m ²
PAK-Dosierung	4	64.000	geschätzt
Ultrafiltration	12	191.000	geschätzt
Pumpstation (Bewässerung)	6	95.000	geschätzt
Leitungsnetz (Bewässerung)	8	127.000	geschätzt
Brunnen (Bewässerung)	2	32.000	geschätzt

8.6.5 Investitionskosten für Aufbereitungsverfahren

Alle Kostenangaben für Investition beziehen sich auf das Referenzjahr 2023 und sind Nettokosten ohne Mehrwertsteuer. Kostenangaben aus früheren Jahren wurden über eine mittlere Kostensteigerung von 3% pro Jahr angepasst.

Folgende Annahmen wurden für die Ermittlung der Investitionskosten getroffen:

- Hydraulische Auslegung auf Trockenwetterspitze (3.800 m³/h) für alle Verfahren
- Planungskosten als Pauschalzuschlag auf alle Investkosten: +20% (außer RBF mit hohem Invest und einfacher Technik: +10%)
- Kosten für Flächenbedarf (Bauland) nicht enthalten, da Fläche auf dem Werksgelände verfügbar (Ausnahme: RBF und RBF^{plus} wegen sehr hohem Flächenbedarf)
- Kosten für Einbindung ins Klärwerk: pauschal 200.000 € für alle Szenarien
- Hebung im Zulauf: 165.000 € für alle Szenarien (redundante Pumpen)

Die Datenerhebung erfolgte über unterschiedliche Ansätze:

- „Top-down“-Ansatz für Ozon, RBF, Filter und PAK-Dosierung: Skalierung aus Kostenangaben für bestehende Großanlagen über geeignete Auslegungsparameter, Umrechnung auf Referenzjahr 2023 mit Kostensteigerung von 3% pro Jahr
- „Bottom-up“-Ansatz für UF und UV: Ermittlung der Anlagenkosten über Herstellerangaben für Verfahrenstechnik mit pauschalem Aufschlag für Engineering und Inbetriebnahme (+50%), Ergänzung von Peripherie über typische Kostenangaben und Validierung mit Projektpartner p2m (Planungsbüro)

Filtration

Die Investkosten für den Mehrschichtfilter wurden aus Vorprojekten abgeleitet [8] und durch Schätzungen für weitere Anlagenteile ergänzt (Tabelle 8.6-8). Ein Mehrschichtfilter ist wegen der hohen EU-Vorgaben zur Trübungsentfernung (Ablauf < 2 NTU nach EU VO 2020/741)

notwendig. Die Skalierung erfolgte linear über die effektive Filterfläche von 370 m² bei einer Filtertiefe von 2m. Zu beachten ist, dass im Vorprojekt der Filter für eine maximale Filtergeschwindigkeit von 10 m/h ausgelegt wurde.

Tabelle 8.6-8: Investitionskosten für Filter

Filter	Investitionskosten [€ netto]	Quelle
Mehrschichtfilter (370 m ² Fläche, 2 m Tiefe)	3.440.000	(Remy 2013)+ Anpassung über Filterfläche
Baugrube + Aushub	106.000	p2m
Leitung Rückspülwasser (zum KW)	20.000	p2m
Pumpstation inkl. Verrohrung + Pumpe	87.000	p2m
Gesamtkosten	3.818.000	

Ozonung

Für die Abschätzung der Investitionskosten der Ozonung wurden die Daten der bestehenden Großanlage in Aachen-Soers genutzt. Die Investitionskosten von Aachen-Soers beliefen sich auf 7.1 Mio € netto (Stand 2017) exkl. Planungskosten bei einer Kapazität von 1.200 L/s (DWA 2022). Die Anpassung an die Kapazität erfolgte über einen nicht-linearen Regressionsfaktor von 0,6 (Kosten B = Kosten A * (Kapazität B/Kapazität A)^{0,6}) (Tabelle 8.6-9).

Tabelle 8.6-9: Investitionskosten Ozonung (exkl. Planung)

Ozonung	Investitionskosten [€ netto]	Quelle
Ozonanlage inkl. Gebäude	6.897.000	(DWA 2022) für Aachen Soers

PAK-Dosierung

Die Kosten für eine PAK-Dosierung wurden aus Vorprojekten abgeleitet (Jekel 2016) und auf das Jahr 2023 umgerechnet (Tabelle 8.6-10).

Tabelle 8.6-10: Investitionskosten PAK-Dosierung (exkl. Planung)

PAK-Dosierung	Investitionskosten [€ netto]	Quelle
Lagerung PAC-Silo	780.000	(Jekel 2016) ,Anpassung über Inflation
Dosiereinheit	173.000	
Zu- und Ablaufleitung	136.000	
Gesamtkosten	1.089.000	

RBF und RBF^{plus}

Die Investitionskosten für den RBF und RBF^{plus} wurden anhand der realen Investitionskosten der Anlage in Rheinbach ermittelt (Cadena et al. 2019) und hydraulisch auf den größeren Durchfluss hochskaliert (Tabelle 8.6-11). Die Grundstückskosten für den Erwerb der relativ großen benötigten Fläche wurden abgeschätzt.

Der RBF ist in drei Segmente unterteilt, die nacheinander beschickt werden und danach trockenfallen. Die maximale Filterbeschickung liegt bei 180 L/(h*m²) nach DWA A178. Damit ergibt sich über lineare Skalierung der Filterfläche eine Größe von insgesamt 66.667 m² (= 6.7 ha). Das Filtermaterial hat eine Gesamthöhe von 125 cm und folgenden Aufbau (von oben nach unten):

- RBF: 10 cm Meliorationsschicht, 90 cm Filtersand mit 20% Zuschlagsstoff (CaCO₃), 25 cm Drainagekies
- RBF^{plus}: 10 cm Meliorationsschicht, 60 cm Filtersand mit 20% Zuschlagsstoff (CaCO₃), 30 cm Filtersand mit 40% GAK-Anteil, 25 cm Drainagekies

Tabelle 8.6-11: Investitionskosten für RBF und RBF^{plus} (exkl. Planung)

RBF/ RBF ^{plus}	Investitionskosten [€ netto]		Quelle
	RBF	RBF ^{plus}	
Anlagenkosten	8.373.000.	13.939.000	(Cadena et al. 2019)
Grundstückkosten (28.300 €/ha)	189.000	189.000	Schätzung KWB
Gesamtkosten	8.561.000	14.128.000	

Ultrafiltration

Die Investitionskosten für die Ultrafiltration wurden vom Projektpartner inge für die gesamte Verfahrenstechnik ermittelt. Die Kostenschätzung beinhaltet Pumpstation, Vorfilter, Fällmitteldosierung, Ultrafiltrationsanlage mit Membranracks (inkl. Membran), Permeattank, Kompressor sowie die CIP und CEB Station. Pauschal wurden 50% Aufschlag auf die Investitionskosten angesetzt für Engineering, Montage und Inbetriebnahme (Tabelle 8.6-12). Kosten für das Betriebsgebäude wurden über die Kubatur abgeschätzt.

Für die Rückführung des Retentats zum Klärwerk ist nur eine Leitung und keine separate Pumpe notwendig, da auf der Retentatseite der UF ein Restdruck anliegt. Die Investitionskosten für die UF unterscheiden sich leicht für die verschiedenen Zulaufqualität, da die Ausbeute variiert und somit die notwendige Membranfläche angepasst werden muss: bei DOC = 5 mg/L können 92% Ausbeute erreicht werden, während bei hohem DOC = 12 mg/L eine Ausbeute von maximal 88% möglich ist.

Tabelle 8.6-12: Investitionskosten für Ultrafiltration (exkl. Planung)

Ultrafiltration	Investitionskosten [€ netto]		Quelle
	5 mg DOC/L (92% Ausbeute)	12 mg DOC/L (88% Ausbeute)	
Gesamtkosten exkl. Engineering	4.530.000	4.650.000	inge
Engineering/Inbetriebnahme/ Montage (50% Aufschlag)	2.265.000	2.325.000	inge, p2m
Gebäude für UF-Anlage (520 m ² x 5,5 m)	825.000	825.000	Berechnung über Kubatur (p2m)
Retentatleitung (zum KW)	20.000	20.000	p2m
Gesamtkosten	7.805.000	7.985.000	

UV-Anlage

Für alle Varianten der UV-Anlage zur Desinfektion wurden die Investitionskosten für Anlagentechnik vom Hersteller Xylem abgeschätzt (Tabelle 8.6-13). Die Systemgröße hängt dabei vom Durchfluss und der unterschiedlichen benötigten UV-Dosis abhängig von der Transmission des zu behandelnden Wassers (u.a. auch vom DOC) ab (Tabelle 8.6-14).

Es wurden abhängig von äußeren Rahmenbedingungen die UV-Anlagen entweder als Open Channel (OC) oder als Closed System (CS) ausgelegt. Für OC Systeme wurden zusätzliche Kosten für den Kanal (mit Abdeckung und Rinnenschieber) und eine einfache Leichtbauhalle (15 x 8 x 3m) mit Fundament angenommen. Für CS Systeme werden keine zusätzlichen Anlagenteile benötigt, da sie kompakt sind und in bestehende Gebäude integriert werden können. Auf die Kosten für die einzelnen Anlagenteile wird ein Aufschlag von +50% für Engineering, Montage, und Inbetriebnahme angesetzt.

Tabelle 8.6-13: Investitionskosten für UV-Desinfektion (exkl. Planung) für alle Szenarien

Szenario (Angaben in € netto)	Art	Anlage (inkl. UV- Lampen)	Kanal	Leichtbau- halle	Engineering	Gesamt- kosten
Quelle	xylem	xylem	p2m	p2m	p2m	
Filtration + UV	OC	220 (390)	92	82	200 (280)	600 (850)
RBF + UV	OC	100 (170)	92	82	140 (170)	410 (520)
UF + UV	CS	160 (210)	keine		80 (100)	240 (310)
Ozon + Filtration + UV	OC	100 (160)	92	82	140 (170)	410 (510)
RBFplus + UV	CS	80 (170)	keine		40 (80)	130 (250)
PAK + UF + UV	CS	250 (310)	keine		130 (160)	380 (470)

OC: open channel, CS: closed system, Werte in Klammern für hohen DOC = 12 mg/L

Tabelle 8.6-14: Annahmen für Transmission und UV-Dosis für alle Szenarien

Szenarien	DOC im Zulauf [mg/L]	Transmission [%]	Dosis [J/m ²]
Filtration + UV	5 (12)	78 (54)	950
RBF + UV	5 (12)	82 (64)	400
UF + UV	5 (12)	83 (59)	500
Ozon + Filtration + UV	5 (12)	87 (71)	450
RBFplus (40% GAK) + UV	5 (12)	95 (89)	400
PAK + UF + UV	5 (12)	86 (69)	500

8.6.6 Sachbilanz für Verfahrensvergleich auf kleinen Klärwerken

Ein wichtiger Parameter für den Vergleich ist der Bedarf an Chlor, der je nach Aufbereitungsverfahren unterschiedlich ausfällt (Tabelle 8.6-15). Durch eine jederzeit vollständige Nitrifikation in der PKA wird hier ein Ablaufwert von 0,1 mg/L NH₄-N angenommen, wohingegen beim SBR-Verfahren mit einem mittleren Ablaufwert von 1 mg/L NH₄-N gerechnet wird. Das führt zu einer deutlich niedrigeren notwendigen Chlordosierung nach PKA durch die hohe Chlorzehrung von NH₄-N.

Tabelle 8.6-15: Berechnete Chlordosierung für konventionelle und Elektro-Chlorung

Chlormenge	Einheit	Konventionelle Chlorung nach SBR	Elektro-Chlorung nach PKA
NH ₄ -N im Zulauf	mg/L NH ₄ -N	1,0	0,1
Chlorzehrung durch NH ₄ -N	mg/L Cl ₂	13,1	1,3
Chlorzehrung durch Organik	mg/L Cl ₂	0,2	0,2
Rest-Chlor im Wasser	mg/L Cl ₂	1,0	1,0
Dosierung Cl ₂	mg/L Cl ₂	14,3	2,5

Die Sachbilanzdaten für beide Verfahrenskombinationen für den Verbrauch an Strom und den Klärschlammanfall (SBR) wurde aus Erfahrungswerten abgeschätzt (Tabelle 8.6-16). Der Chemikalienbedarf für konventionelle Chlorung wurde stöchiometrisch ermittelt, während er für die Elektro-Chlorung vom Hersteller autarcon geliefert wurde. Der Personalbedarf für beide Verfahren wurde abgeschätzt.

Tabelle 8.6-16: Strom, Chemikalien und Personalbedarf für Szenarien für kleine Klärwerke: SBR + Chlorung und PKA + Elektro-Chlorung

	Einheit	SBR + Filter + Chlorung	PKA + Elektro-Chlorung
Zulauf	m ³ /a	18.250 + 730 (Spülwasser)	18.250
Zulauf Pumpe	kWh/a	85 (Δ H 1 m)	411 (Δ H 5 m)
SBR	kWh/m ³	1	-
	kWh/a	18.980	-
Filter (Δ 4m + Rückspülung)	kWh/m ³	0,037	-
	kWh/a	695	-
Chlorung	kWh/m ³	vernachlässigbar	0,011
	kWh/a		209
Gesamt Stromverbrauch	kWh/a	19.760	620
Zulauf für Chlorung	m ³ /a	18.250	18.250
Dosierung Chlor	mg/L Cl	14,3	2,5
Salztabletten	kg/a	-	1.743
NaOCl (13%)	kg/a	1.743	-
Schlammensorgung	m ³ /a	171	-
Personalbedarf			
SBR / PKA	h/a	96	48
Filter	h/a	20	
Chlorung		24	12
Gesamt Personal	h/a	140	60

Auch die Investitionskosten für SBR und PKA wurden aus Vorstudien grob abgeschätzt und etwa vergleichbar angenommen. Für die Elektro-Chlorung wurden Angaben von autarcon genutzt (Tabelle 8.6-17).

Tabelle 8.6-17: Investitionskosten für Szenarien für kleine Klärwerke: SBR + Chlorung und PKA + Elektro-Chlorung

SBR / Filter / Cl PKA / E-Cl	Lebens- dauer [a]	SBR + Filter + Chlorung [€ netto]	PKA + Elektro- Chlorung [€ netto]	Bemerkung
SBR / PKA	20	374.000	374.000	Schätzung
Filter	10	4.250	-	Schätzung (KWB)
Chlorung	10	5.000	13.000	KWB / autarcon
Gesamt		407.000	410.000	

8.6.7 Daten für THG-Bilanz: Hintergrunddaten und Material für Infrastruktur

Für die THG-Bilanz wurden die Hintergrundprozesse über Datensätze der Ökobilanz-Datenbank ecoinvent (v3.9.1) verwendet (Swiss Center for Life Cycle Inventories 2023). Die verwendeten Datensätze für Betriebsmittel und Materialien für Infrastruktur sind nachfolgend aufgelistet (Tabelle 8.6-18).

Tabelle 8.6-18: Datensätze für Hintergrundprozesse aus Datenbank ecoinvent (v3.9.1)

Parameter	Datensatz
Betriebsmittel	
Strom	electricity, medium voltage (DE, electricity, medium voltage, residual mix)
Wärme	heat, district or industrial, natural gas (DE, heat and power co-generation)
Flüssigsauerstoff	oxygen, liquid (RER, market for oxygen, liquid)
Fällmittel (PACl, 25% Al)	polyaluminium chloride (GLO, market for polyaluminium chloride)
UV-Lampe	ultraviolet lamp (GLO, ultraviolet lamp production, for water disinfection)
PAK regeneriert	activated carbon (RER, treatment of spent activated carbon, granular from hard coal, reactivation)
PAK virgin	activated carbon, granular (RER, activated carbon production, granular from hard coal)
NaCl	sodium chloride, powder (RER, sodium chloride production, powder)
NaOCl	sodium chloride, powder (RER, sodium chloride production, powder)
Schlamm-entsorgung	treatment of sewage sludge, 97% water, WWT, WW, average, landfarming - RoW
Materialien für Infrastruktur	
Beton	concrete, medium strength (RoW, market for concrete, medium strength)
Stahl Bewährung	Reinforcing steel (RoW, reinforcing steel production)
Stahl Halle	sheet rolling, steel (GLO, market for sheet rolling, steel)
Armierungstahl	reinforcing steel (GLO, market for reinforcing steel)
Stahl nichtlegiert	reinforcing steel (GLO, market for reinforcing steel)
Edelstahl	steel production, low-alloyed, hot rolled [RoW]
Aluminiumoxid	aluminium oxide factory (RER, aluminium oxide factory construction)
Kupfer	copper, cathode (RoW, primary zinc production from concentrate)
GGG	polyethylene, low density, granulate (RER, polyethylene production, low density, granulate)
PE	polyethylene, low density, granulate (RER, polyethylene production, low density, granulate)
PVC-U	polyvinylchloride, bulk polymerised (RER, polyvinylchloride production, bulk polymerisation)
Sand	silica sand (DE, silica sand production)
Kalk	lime (RER, market for lime)
GAK	Siehe PAK, Aufteilung 50% regeneriert und 50% virgin
Kies	gravel, crushed (RoW, market for gravel, crushed)
Membran	ultrafiltration module (GLO, ultrafiltration module production, hollow fiber)

Für die THG-Bilanz der Infrastruktur wurden die verwendeten Materialmengen abgeschätzt (Tabelle 8.6-19). Dabei wurden Daten aus Vorprojekten für Ozonung/Filter und PAK-Dosierung (Larsen et al. 2010) sowie für UV-Anlage und UF (Remy 2013). Benutzt. Für das Verteilnetz zur Bewässerung wurden der Materialaufwand anhand einzelner Bauteile (Rohrleitungen) abgeschätzt. Für die jeweilige Lebensdauer der Materialien und Anlagenteile wurden Annahmen getroffen.

Tabelle 8.6-19: Schätzung der infrastrukturellen Aufwendungen

Materialien (Lebensdauer in a)	Einheit	Ozonanlage	Sandfilter	UV-Anlage	RBF	RBFplus	PAK-Dosierung	UF	Pumpen	Bewässerung Variante A	Bewässerung Variante B
Beton (50)	1000 m ³	0,6	3,5	0,1	10	10,5	-	1,4	-	-	-
Stahl Bewehrung (50)	t	31	175	-	-	-	-	70	-	-	-
Stahl Halle (50)	t	12	-	-	-	-	10	55	-	-	-
Armierungsstahl (50)	t	-	362	13	527	527	-	-	-	-	-
Nichtlegierter Stahl (50)	t	-	9	10	-	-	-	-	-	-	-
Edelstahl (30)	t	13,4	11	3	-	-	10	10	5	115	-
Al ₂ CO ₃ (30)	t	0,5	-	-	-	-	-	-	-	-	-
Kupfer (15)	t	0,1	0,3	0,6	-	-	-	-	-	-	-
GGG (15)	t	-	-	0,3	-	-	22	8	7,6	32	32
PVC-U (10)	t	-	-	-	-	-	0,1	-	-	127	127
PE (10)	t	-	-	-	-	-	21	-	-		
Sand (25)	1000 t	-	-	-	91	75	-	-	-	-	-
Kalk (25)	1000 t	-	-	-	36	21	-	-	-	-	-
GAK (25)	1000 t	-	-	-	-	3,2	-	-	-	-	-
Kies (25)	1000 t	-	-	-	25	25	-	-	-	0,2	-
Membran (10)	m ²	-	-	-	-	-	-	*	-	-	-
UV-Lampe (1,6)	Stück	-	-	100*	-	-	-	-	-	-	-

* Angaben vertraulich

8.6.8 Annahmen für Bewässerung

Zur Verteilung des aufbereiteten Wassers wird der Ablauf der Aufbereitung über eine Pumpstation und Transportleitung zu den landwirtschaftlichen Flächen gepumpt. Dort wird das Wasser über ein Verteilnetz (Rohrleitungen und Hydranten) den Landwirten zur Verfügung gestellt. Es werden nach Rücksprache mit den Projektpartnern zwei unterschiedliche Varianten des Betriebs der Bewässerung betrachtet:

- Variante A: „Bewässerung im Sommer, Grundwasseranreicherung im Winter“
 - Aufbereitung: Spurenstoffentfernung und Desinfektion ganzjährig in Betrieb

- Verteilung: Bewässerung im Sommer, Grundwasseranreicherung im Winter mit dem gleichen Verteilsystem, Nutzung des angereicherten Grundwassers im Sommer für zusätzliche Bewässerung
- Nutzung des gesamten Klärwerkablaufs (20 Mio m³/a), damit keine Einleitung in den Vorfluter
- Variante B: „Bewässerung im Sommer, im Winter kein Betrieb“
 - Aufbereitung: Spurenstoffentfernung und Desinfektion im Sommer in Betrieb, im Winter nur Spurenstoffentfernung nach Anforderungen der EU-Richtlinie für den Gewässerschutz
 - Verteilung: Bewässerung nur im Sommer, im Winter kein Betrieb
 - Nutzung des gesamten Klärwerksablaufs im Sommer (7.5 Mio m³/a)

Inwieweit die Anreicherung des Grundwassers mit aufbereitetem Kläranlagenablauf genehmigungsfähig ist, wurde im Projekt nicht betrachtet.

Die Annahmen für die Wasserbilanz, die zu versorgende Feldfläche sowie die Aufwendungen für Bau und Betrieb wurden mit dem Projektpartner AVB (Herr Ripke) abgesprochen und beruhen weitgehend auf den Vorgaben des Merkblatts DWA M1200 (Entwurfassung). Sie wurden beispielhaft für das Gebiet Braunschweig als Standort erhoben.

Ermittlung des Wasserbedarfs und der zu versorgenden Feldfläche

Zur Ermittlung des Zusatzwasserbedarfs zur Bewässerung wurde nach DWA M590 ein mittleres Trockenjahr (definiert als der Median der zwölf trockensten Jahre einer 30-jährigen Zeitreihe) aus realen Niederschlagsdaten des Standort Braunschweig (2013-2022) ermittelt. Daraus ergaben sich für die verschiedenen Anbaukulturen unter Annahme einer typischen Fruchtfolge (Typ A bzw. Typ B) in Braunschweig spezifische mittlere Wasserbedarfe pro Monat (Tabelle 8.6-20).

Tabelle 8.6-20: Monatlicher Wasserbedarf für Bewässerung auf verschiedenen Flächen mit spezifischen Fruchtfolgen in Braunschweig

Wassermenge [mm]	Ap- ril	Mai	Jun	Jul	Aug	Sep	Okt	Nov	Summe
Wintergetreide (Anbaufläche Typ A)	50	100	100						April-Juni: 250
Zwischenfrüchte (Anbaufläche Typ A)					32	32	32	32	Aug-Sep: 128
Zuckerrübe, Silomais, Kartoffel (Anbaufläche Typ B)				80	80	40			Juli-Sep: 200
Gesamt	50	100	100	80	112	72	32	32	

Daraus wurden für beide Varianten des Betriebs die Größe der landwirtschaftlichen Fläche nach maximalem Bewässerungsbedarf ermittelt. Dabei wurden noch folgende Annahmen getroffen:

- Variante A (Abbildung 8.6-1):
 - Maximierung des genutzten Klärwerkablaufs
 - Grundwasseranreicherung von Oktober bis Mai über Bewässerungsmaschinen
 - Flächenanteile: 50% Typ A, 50% Typ B
 - Anbau von Zwischenfrüchten auf 2000 ha
 - Kein Effekt von Regentagen auf Bewässerungsmenge (dann GW-Anreicherung)
 - Förderung von Grundwasser im Sommer über 23 Brunnen (je 150 m³/h max)
- Variante B (Abbildung 8.6-2):
 - Bewässerungszeiträume bestimmen Fruchtfolge
 - Anlehnung angebauter Früchte an Braunschweig
 - Anbau von Zwischenfrüchten auf 1000 ha
 - Keine Grundwasseranreicherung im Hochsommer
 - Anzahl Regentage > 10 mm/Tag: 20 Tage Mai bis August, an diesen Tagen wird nicht bewässert. Das sind 5 Regentage pro Monat für jeweils Mai, Juni, Juli, August
 - Annahme: Regnet es < 100 mm/ Tag wird der Regentag nicht berücksichtigt, d.h. es wird normal bewässert

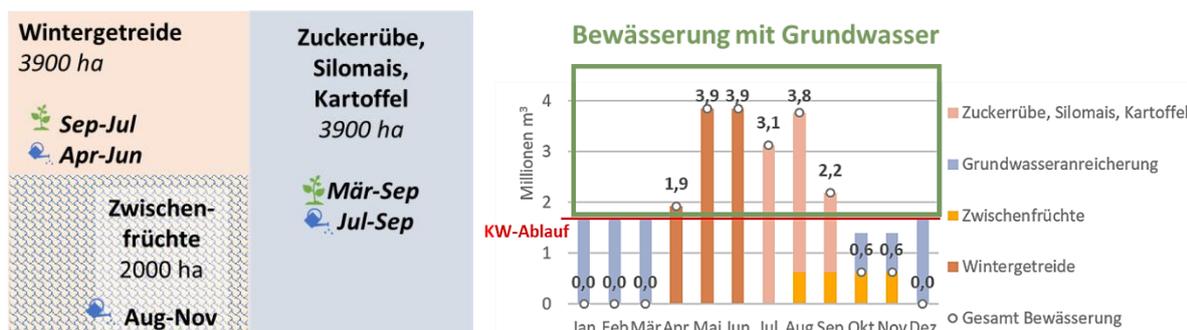


Abbildung 8.6-1: Übersicht über Bewässerungszeitraum (☔), Wachstumsphase (🌱) und Größe der Anbaufläche (links) sowie Bewässerungsmenge und Grundwasseranreicherung (rechts) für Variante A der Bewässerung

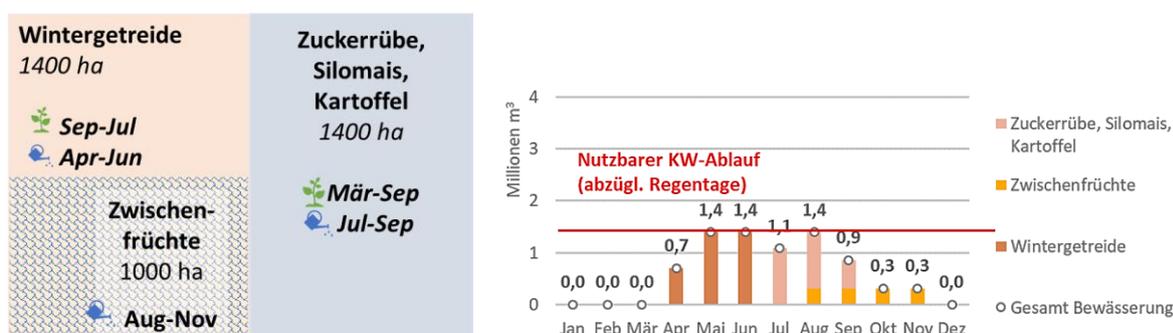


Abbildung 8.6-2: Übersicht über Bewässerungszeitraum (☔), Wachstumsphase (🌱) und Größe der Anbaufläche (links) und genutzter Klärwerksanlauf (rechts) für Variante B der Bewässerung

Damit ergeben sich zu versorgende Agrarflächen von 7400 ha (Variante A) bzw. 2800 ha (Variante B) für das Bewässerungsgebiet. Mit diesen Angaben wurden auch die Betriebs- und Investitionskosten sowie die THG-Bilanz der Bewässerung berechnet.

Eingangsdaten für Bewässerung

Der Stromverbrauch für Wasserverteilung und Grundwasserförderung wurde über notwendigen Wasserdruck abgeschätzt (Verteilung: 1.3 bar, Grundwasserpumpen: 2 bar) (Tabelle 8.6-21).

Tabelle 8.6-21: Strombedarf und Betriebskosten für Brunnen und Pumpstation zur Bewässerung

Parameter	Strombedarf [Wh/m ³]	Variante A € (netto)	Variante B € (netto)	Bemerkung
Strom Pumpstation für Transportleitung (ΔH 13 m)	59	20 Mio. m ³ /a 293.000 €/a	7,5 Mio m ³ /a 109.000 €/a	Abschätzung KWB
Strom Brunnen für GW-Förderung (ΔH 20 m)	90	233.000	-	Abschätzung KWB

Die Investitionskosten für das Verteilsystem wurden nach Angaben im DWA M1200 (Entwurfsfassung) für die Verteilnetze auf den Flächen angenommen inkl. eines Aufschlags von 50% für Installation (Tabelle 8.6-22). Für die Transportleitung sowie die Pumpstation wurden die Kosten durch den Projektpartner p2m abgeschätzt. Die Grundwasserbrunnen wurden nach Angaben aus anderen Projekten abgeschätzt.

Tabelle 8.6-22: Investitionskosten für Bewässerungssystem

Parameter	Variante A [€ netto]	Variante B [€ netto]	Bemerkung
Leitungen, Kleinteile, Hydranten	4,9 Mio.	1,7 Mio.	417 €/ha + 50% für Engineering nach DWA M1200
Transportleitungen (2x DN 500)	2 km: 7,6 Mio. 5 km: 19,0 Mio.		1.900 €/m (p2m)
Pumpstation	578.000	462.000	(p2m)
Brunnen (23 Stück, Tiefe 20 m)	874.000		Je Brunnen 10.500 € und 15.000 € für Pumpe (+ 50% für Engineering)

8.6.9 Annahmen für Entsorgung PAK im Klärwerk

Bei der Rückführung des Spülwassers der Variante PAK + UF wird die PAK in den Zulauf der Belebung rückgeführt und dort über den Überschussschlamm (ÜSS) abgezogen und in die Schlammbehandlung überführt und letztlich in einer Monoverbrennungsanlage entsorgt. Zur

Abschätzung der Kosten und Umweltwirkungen dieses Effekts wurden in Absprache mit dem Projektpartner ISA folgende Annahmen für ein vereinfachtes Prozessmodell getroffen:

- Keine Veränderungen im Betrieb der biologischen Abwasserreinigung
- Veränderungen in der Schlammbehandlung:
 - Keine Veränderung im Schlammanfall: gleichbleibende Fracht an Feststoffen im ÜSS nach Annahmen des ISA (Tabelle 8.6-23)
 - Verbesserung der ÜSS-Eindickung um 4 %-Punkte (6% auf 10% Trockenmasse (TM) nach ISA) □ Reduktion des Schlammvolumens (Tabelle 8.6-23)
 - Dadurch Einsparungen durch geringeres Schlammvolumen in der Faulung (Strom für Mischer, Wärme für Faulturnheizung im Winter) und Entwässerung (Strom Zentrifugen) nach Tabelle 8.6-24
 - Keine Veränderung im Abbaugrad und Methanertrag
 - Verbesserte Entwässerung um 1 Prozentpunkt (von 24 auf 25% TM)
 - Transport zur Monoverbrennung vernachlässigt
 - Monoverbrennung: Wärmeeinsparung in der Vortrocknung durch höher entwässerten Klärschlamm (Tabelle 8.6-24)

Letztlich werden aus diesen Annahmen geringere Strom- und Wärmeverbräuche durch die Entsorgung von PAK mit dem ÜSS berechnet (Tabelle 8.6-25). Diese Einsparungen werden in verminderte Betriebskosten (Strom und Wärme) bzw. eine Gutschrift in der THG-Bilanz berücksichtigt. Es ist zu beachten, dass die tatsächlichen Effekte einer PAK-Rückführung in die Belebung im Projekt nicht belegt werden konnten und anhand von realen Daten und Betriebserfahrungen einer Großanlage zu überprüfen sind.

Tabelle 8.6-23: Bilanzierung der Schlammbehandlung über Trockenmasse (TM) und Volumen (TM in Zentraten vernachlässigt, TM-Abbaugrad in Faulung identisch)

Schlammtyp	Einheit	Schlammbehandlung ohne PAK	Schlammbehandlung mit PAK
Primärschlamm	TM [%]	4,0	4,0
	t TM/a	5.585	5.585
	m ³ /a	139.612	139.612
Überschussschlamm	TM [%]	0,7	0,7
	t TM/a	4.344	4.344
	m ³ /a	620.500	620.500
Überschussschlamm eingedickt	TM [%]	6,0	10,0
	t TM/a	4.344	4.344
	m ³ /a	72.391	43.435
Mischschlamm	TM [%]	4,7	5,4
	t TM/a	9.928	9.928
	m ³ /a	212.004	183.048
Faulschlamm	TM [%]	2,9	3,4
	t TM/a	6.205	6.205

	m ³ /a	212.004	183.048
Klärschlamm entwässert	TM [%]	24,0	25,0
	t TM/a	6.205	6.205
	m ³ /a	25.854	24.820
Klärschlamm teilgetrocknet	TM [%]	40,0	40,0
	t TM/a	6.205	6.205
	m ³ /a	15.513	15.513

Tabelle 8.6-24: Relevante Betriebsparameter für Energiebilanz der Schlammbehandlung

Parameter	Einheit	Wert
Stromverbrauch Faulung	kWh _{el} /m ³ Mischschlamm	3,0
Wärmebedarf Faulung	kWh _{th} /m ³ Mischschlamm	30,0
Stromverbrauch Entwässerung	kWh _{el} /m ³ Faulschlamm	2,5
Nettowärmebedarf Trocknung	kWh _{th} /m ³ Klärschlamm entwässert	423,0

Tabelle 8.6-25: Gesamter Wärme- und Stromverbrauch für Schlammbehandlung mit und ohne PAK

Parameter	Einheit	Schlammbehandlung ohne PAK	Schlammbehandlung mit PAK	Differenz für Bilanzierung
Stromverbrauch Faulung	kWh _{el} /a	278.429	240.415	-38.014
Wärmebedarf Faulung	kWh _{th} /a	2.784.295	2.404.151	-82.364 (nur tatsächlicher Wärmebedarf im Winter)
Stromverbrauch Entwässerung	kWh _{el} /a	232.025	200.346	-31.679
Nettowärmebedarf Trocknung	kWh _{th} /a	16.209.126	15.560.761	-437.435

8.7 Deklaration über die Nutzung von KI Tools bei der Erstellung dieses Berichtes

Betroffene Bereiche in diesem Bericht	Aktivität	Verwendete KI-Tools	Beschreibung der Nutzung der KI-Tools (Art der Nutzung)
AP 1.2	Überprüfung & Editierung des Textes	chatGPT	Feedback und Überarbeitung von Grammatik Korrekturlesen Umformulierung oder Paraphrasierung, Kürzung oder Erweiterung des Textes
AP 1.4	Erstellung Text	chatGPT	Optimierung einzelner Textpassagen zur Verbesserung der Lesbarkeit
AP 2.4	Coding	ChatGPT, RWTHGPT	Erstellung und Verbesserung des Codes zur Datenverarbeitung in AP2.4, Debuggen des bestehenden Codes
AP3.2	Korrekturlesen, Umformulierung von Text, Kürzung des Textes	ChatGPT, Perplexity	Einzelne Abschnitte/Sätze in den Kapiteln zu AP3.2 Mikrobiologische Risiken inkl. AP3.2.3 wurden mit dem für eine bessere Lesbarkeit oder Kürzung in den KIs verarbeitet. Es wurden den verwendeten KIs in keinem Fall Daten zur Interpretation oder Verwendung zur Verfügung gestellt.
AP4	Coding & Datenerhebung und -analyse	GitHub Copilot	Unterstützung bei der Erstellung von Grafiken basierend auf R in den Fallstudien Bahrain und Ägypten