

MULTI-ReUse

Modulare Aufbereitung und Monitoring bei der Abwasser-Wiederverwendung

Gemeinsamer Abschlussbericht aller Verbundpartner
BMBF Förderkennzeichen 02WAV1403A bis I

Juni 2020

Das diesem Abschlussbericht zugrunde liegende Forschungsprojekt wurde mit Mitteln des Bundesministeriums für Bildung und Forschung (BMBF) im Rahmen der Fördermaßnahme „Zukunftsfähige Technologien und Konzepte zur Erhöhung der Wasserverfügbarkeit durch Wasserwiederverwendung und Entsalzung - WavE“ gefördert. Die Verantwortung für den Inhalt dieser Veröffentlichung liegt bei den Autoren.

Projektpartner / Autoren

IWW Rheinisch-Westfälisches Institut für Wasserforschung gGmbH (IWW)

DECHEMA Gesellschaft für Chemische Technik und Biotechnologie e.V., Frankfurt am Main

De.EnCon GmbH, Oldenburg

BASF SE / inge GmbH, Greifenberg

OOWV Oldenburgisch-Ostfriesischer Wasserverband, Brake

Universität Duisburg-Essen, Lehrstuhl Biofilm Centre, Essen

Leibniz-Zentrum für Agrarlandschaftsforschung e.V. (ZALF), Müncheberg

ISOE Institut für sozial-ökologische Forschung GmbH, Frankfurt

LANXESS Deutschland GmbH, Köln

Bearbeitungszeitraum: September 2016 bis Dezember 2019

Zur besseren Lesbarkeit wird nicht zwischen weiblichen und männlichen Berufsbezeichnungen unterschieden; es sind immer beide Geschlechter gleichberechtigt angesprochen.

Danksagung

Die Autoren bedanken sich bei allen Mitarbeiterinnen und Mitarbeitern des interdisziplinären Projektverbunds MULTI-ReUse.

Dem Bundesministerium für Bildung und Forschung (BMBF) gilt der Dank des gesamten Projektkonsortiums für die Förderung im Rahmen der Fördermaßnahme „Zukunftsfähige Technologien und Konzepte zur Erhöhung der Wasserverfügbarkeit durch Wasserwiederverwendung und Entsalzung - WavE“. Die gute Betreuung durch den Projektträger Karlsruhe, namentlich die konstruktive und engagierte Begleitung durch Herrn Dr. Jost und Frau John, seien besonders herausgestellt.

Inhaltsverzeichnis

I.	Kurzdarstellung	4
I.1	Aufgabenstellung und Voraussetzungen	4
I.2	Planung und Ablauf des Vorhabens	5
I.3	Stand von Wissenschaft und Technik, an den angeknüpft wurde	5
I.3.1	Rechtsrahmen und Nutzungsbedingungen für die Abwasserwiederverwendung ...	5
I.3.2	Aufbereitungs- und Monitoringverfahren	8
I.3.3	Nachhaltigkeits-Kriterien	11
II.	Eingehende Darstellung des Projektes	13
II.1	Nutzungsanforderungen und Märkte	13
II.1.1	Qualitätskriterien für Reuse-Wässer national und international	13
II.1.2	Sektoranalysen: Industrie, Landwirtschaft, Grundwasseranreicherung und Siedlungswasserwirtschaft	16
II.2	Verfahrenstechnik und Betriebswasserqualitäten	19
II.2.1	Beschreibung der produzierten Betriebswasserqualitäten	19
II.2.2	Beschreibung der Pilotanlage	21
II.2.3	Beschreibung der Klärtechnik und des Kläranlagenablaufs (Zulaufwasser der Pilotanlage)	27
II.2.4	Erkenntnisse aus den Vorversuchen und dem Versuchsbetrieb	28
II.2.5	Empfehlungen für den Demonstrationsbetrieb	37
II.3	Monitoring des Aufkeimungs- und Biofilmpotenzials	38
II.3.1	Notwendige Qualitätsparameter und Anforderungen	38
II.3.2	Entwicklung eines neuartigen Verfahrens zur Messung des biologisch verfügbaren gelösten organischen Kohlenstoffs (BDOC)	40
II.3.3	Mikrobiologische Charakterisierung mittels Durchflusszytometrie	44
II.3.4	Ergebniszusammenfassung der neuen Monitoring-Verfahren	50
II.4	Demonstration der MULTI-ReUse-Technologie unter realen Bedingungen ...	53

II.4.1	Hybridprozess Flockung-PAK-Ultrafiltration	53
II.4.2	Optimierung des UO-Betriebs.....	60
II.4.3	Verfahrenskette Ultrafiltration und Bio-und Aktivkohlefiltration.....	67
II.4.4	Beurteilung der erzeugten Betriebswasserqualitäten	74
II.4.5	Bewertung von Rohrwerkstoffen für Betriebswassernetze	78
II.4.6	Empfehlungen für die großtechnische Umsetzung.....	83
II.5	Nachhaltigkeitsbewertung und Fallstudien	87
II.5.1	Beschreibung des entwickelten Bewertungstools	87
II.5.2	Anwendung der Nachhaltigkeitsbewertung in Fallstudien	95
II.6	Ergebnistransfer und Vermarktungsvorbereitung	101
II.6.1	Touchtable und Erklärfilm	102
II.6.2	Learning Expeditions und Dialogveranstaltung	103
II.6.3	Fact-Sheets.....	104
II.6.4	Abschlusspublikation	105
II.6.5	Exportstrategie	105
III.	Voraussichtlicher Nutzen / Verwertbarkeit der Ergebnisse	106
IV.	Während der Durchführung des Projektes bekannt gewordener Fortschritt auf dem Gebiet des Vorhabens bei anderen Stellen	109
V.	Publikationen	109
VI.	Literatur	112
VII.	Anhang	117
	Verzeichnis der Anhänge	117

I. Kurzdarstellung

I.1 Aufgabenstellung und Voraussetzungen

Aufgrund der vergleichsweise hohen Niederschlagsmengen in Deutschland ist Wassermangel bislang nicht häufig und nur auf wenige Landesteile begrenzt anzutreffen. Verschiedene Rahmenbedingungen sorgen jedoch in einzelnen Regionen Niedersachsens für zunehmenden Mengen- und Qualitätsdruck auf die verfügbaren Grundwasserressourcen. Langfristige Prognosen lassen befürchten, dass die Gesamtsituation zu Versorgungsproblemen bei der Ansiedlung größerer industrieller und gewerblicher Kunden, v. a. in den Regionen Süddoldenburg führen kann. In einem solchen Fall würde die Wasserversorgung zu einem limitierenden Faktor für regionales Wachstum. Gerade an derartigen Standorten werden daher hohe Potenziale in der Wiederverwendung von gereinigtem Abwasser (AbwWv) für industrielles Betriebswasser, landwirtschaftliche Beregnung, Infiltrationswasser zum Mengenausgleich und zur Verdrängung von Salzwasser gesehen. Das haben die Partner des Verbundprojektes MULTI-ReUse erkannt und entwickelten Methoden und Verfahren, um in Kläranlagen gereinigtes Wasser für verschiedene Zwecke in erforderlicher Qualität und Menge zu konkurrenzfähigen Preisen aufzubereiten. Die praktische Umsetzung erfolgte am Standort der Kläranlage Nordenham (Niedersachsen) in einer Pilotanlage. Dort besteht mit der Versorgung von wasserintensiven Industriekunden ein konkreter Bedarf für die Wiederverwendung von Abwasser.

Folgende Ziele wurden in MULTI-ReUse verfolgt:

- modular aufgebaute Verfahrensketten zur Produktion von definierten Wasserqualitäten und -mengen bereitstellen, flexibel an verschiedene Nutzungsszenarien anpassen und dabei innovative Neuentwicklungen und Verfahrenskombinationen erproben
- zum Anlagenschutz (Belagsbildung) und zum Gesundheitsschutz (Hygiene) mit schnellen und zuverlässigen Monitoringverfahren die Qualität des aufbereiteten Abwassers überwachen
- Handlungsalternativen ökonomisch, ökologisch und auf ihre sozio-kulturelle Akzeptanz bewerten
- Lösungsketten für weltweit relevante Anwendungsfelder entwickeln und die Vermarktung vorbereiten

I.2 Planung und Ablauf des Vorhabens

Das Projekt gliederte sich in sechs Arbeitspakete (siehe Abbildung 1). Im Mittelpunkt standen innovative Entwicklungen von multiplen Aufbereitungsschritten (AP2a) und deren Demonstration (AP3) für die mögliche industrielle Nutzung im Industriegebiet Nordenham. In AP1 wurden dafür zunächst ein Anforderungskatalog mit Qualitätskriterien für die Wasserwiederverwendung erstellt und die Marktpotenziale für MULTI-ReUse-Lösungen untersucht. Ein weiterer Schwerpunkt lag in der Entwicklung und Etablierung neuer Methoden eines mikrobiologischen Prozessmonitoringsystems (AP2b). Neben der Schließung von verfahrenstechnischen Wissenslücken wurden in MULTI-ReUse Entscheidungshilfen für potentielle Anwender erarbeitet (AP4), die zentralen Erkenntnisse für potenzielle Anwender und Multiplikatoren verständlich aufbereitet sowie zielgruppenspezifisch bzw. allgemein verfügbar gemacht (AP5).



Abbildung 1: Projektstruktur und Arbeitspakete AP1-AP6 (in Klammern: AP-Leitung)

I.3 Stand von Wissenschaft und Technik, an den angeknüpft wurde

I.3.1 Rechtsrahmen und Nutzungsbedingungen für die Abwasserwiederverwendung

Weder für Deutschland noch für den europäischen Raum existieren derzeit einheitliche gesetzliche Verordnungen, die die Wiederverwendung von gereinigtem Abwasser für die Nutzungssektoren Industrie, Landwirtschaft und Siedlungswasserwirtschaft regeln. Nur die Richtlinien der Weltgesundheitsorganisation (WHO) geben allgemeine Empfehlungen (WHO 2006, 2011, 2017). Bei einer Wasserwiederverwendung müssen in jedem Fall die Schutzgü-

ter menschliche Gesundheit, Boden, Grundwasser und Pflanzen bewahrt werden. Viele dabei relevante Aspekte sind EU-weit geregelt (vgl. Becker et al. 2017).

International haben sich unterschiedliche Ansätze zur Minimierung des gesundheitlichen Risikos einer Wasserwiederverwendung und eine Vielzahl an nationalen Regularien etabliert. Sie orientieren sich meist an den Richtlinien der WHO sowie den nationalen Leitfäden Australiens, Kaliforniens und der US-EPA (Bixio et al. 2006, Jeong, Kim & Jang 2016). Diese bilden auch zentrale Grundlagen für den Entwurf der Verordnung für Minimalanforderungen der Wasserwiederverwendung, die die EU-Kommission im Juni 2018 für die Anwendung zunächst in der Landwirtschaft vorgelegt hat (Schramm 2019). Ein Entschließungsantrag des EU-Parlaments vom Februar 2019 fordert die Kommission zur Annahme einer überarbeiteten Version auf.

In vielen Fällen geben technische Normen und Regelwerke wichtige Hinweise zum Betrieb von Anlagen und Anforderungen an die Wasserqualitäten. Diese sind zwar nicht rechtsverbindlich, doch nutzen Rechtsvorschriften häufig Verweise darauf; technische Standards werden oft behördlich oder vertraglich als bindend festgelegt. Eine exemplarische Zusammenstellung von relevanten Richtlinien, Rechtsvorschriften und technischen Standards für die Wasserwiederverwendung der Sektoren Industrie, Landwirtschaft und Siedlungswasserwirtschaft sind in Tabelle 2 zusammengefasst (mehr Details unter <https://water-multi-reuse.org/portfolio/nutzungsanforderungen-maerkte/>).

Im Hinblick auf die Wasserwiederverwendung in der Industrie sind bestimmte Aspekte durch die in Tabelle 2 genannten EU-Rechtsvorschriften und Richtlinien geregelt. Entsprechend der Industrieemissionsrichtlinie sind, etwa beim Einsatz von Kühlwasser in Kühltürmen, die besten verfügbaren Techniken (BVT) anzuwenden, um Obergrenzen für industrielle Emissionen einzuhalten. Hinweise zur Beschaffenheit des Betriebswassers geben die WasSV, AwSV und die IZÜV (Tabelle 2); neben ökologischen Aspekten wird insbesondere betont, dass eine Gesundheitsschädigung von Betriebsangehörigen ausgeschlossen werden muss. Daneben existieren nationale Richtlinien zur industriellen Wasserwiederverwendung in vielen mediterranen europäischen Mitgliedstaaten (siehe Tabelle 2). Global gesehen gehen die US-EPA „Guidelines for Water Reuse“ am genauesten auf die Wasserwiederverwendung in der Industrie ein mit expliziten Qualitätskriterien für Kühlwässer und Kesselspeisewasser.

Die Wasserwiederverwendung in der Landwirtschaft ist in einigen EU-Mitgliedsländern bereits für verschiedene landwirtschaftliche Nutzungsanforderungen in nationalen Gesetzen geregelt (z. B. Spanien und Italien). In anderen Ländern dagegen kommen für die Wasserwiederverwendung, in Ergänzung zum bestehenden allgemeinen Wasserrecht, Normen oder Leitfäden zur Anwendung (z. B. Portugal). Nach Inkrafttreten der neuen Verordnung für Mi-

nimalanforderungen der Wasserwiederverwendung in der Landwirtschaft wird diese als zentraler rechtlicher Rahmen in Europa dienen. Zudem sind neben den zuvor genannten abwasser- und umweltschutzrelevanten Richtlinien noch bewässerungsspezifische Normen sowie die Richtlinien der WHO und FAO von Bedeutung (siehe Tabelle 2).

In Deutschland hat der Grundwasserschutz eine besonders hohe Priorität, da hier ein Großteil des Trinkwassers aus dem Grundwasser gewonnen und Grundwasser als eine auch für zukünftige Generationen zu schützende Ressource betrachtet wird. Bei der landwirtschaftlichen Bewässerung kann das Risiko eines Eintrags ins Grundwasser durch bedarfsgerechte Beregnung und durch Bewässerung auf grundwasserfernen Standorten zwar minimiert, jedoch nicht vollkommen ausgeschlossen werden. Hier spielen die GrwV, die Umweltqualitätsnormen der OGewV und die Geringfügigkeitsschwellenwerte für Mikroschadstoffe der LAWA eine Rolle.

Bezüglich der kommunalen Wasserversorgung in Deutschland findet der häusliche Gebrauch von Betriebswasser seine Schranken durch die Anforderungen der Trinkwasserverordnung (TrinkwV). Sie bindet bestimmte Nutzungen (Trinken, Kochen, Zubereitung von Speisen/Getränken, Körperpflege/-reinigung, Reinigung von Gegenständen, die mit Lebensmitteln oder dem menschlichen Körper in Berührung kommen) an die eigenen Vorgaben. Generell orientieren sich in Deutschland die Qualitätsanforderungen an den Vorgaben für ein individuell benötigtes Betriebswasser oder an der EU-Badegewässerrichtlinie. Die deutsche Fachvereinigung Betriebs- und Regenwassernutzung (fbr) baut hinsichtlich der Qualitätsanforderungen auf den Empfehlungen der WHO zur Wiederverwendung von Abwasser auf. Wie für die anderen Sektoren fehlen derzeit auf EU-Ebene explizite gesetzliche Anforderungen an die Wasserwiederverwendung für die Anwendung in der kommunalen Wasserversorgung, z.B. zum Zwecke der Toilettenspülung, der Straßenreinigung oder der Bewässerung von Grünflächen. Eine ähnliche Situation besteht auch auf den anderen Kontinenten der Erde. Orientiert an den Richtlinien der WHO sind in einigen Ländern nationale Richtlinien entwickelt worden (siehe Tabelle 2). Für die USA hat die US-EPA die existierenden Regelungen der Bundesstaaten zusammengestellt; als Einsatz in der Siedlungswasserwirtschaft wird dort alleine die Bewässerung von Golfplätzen genannt (US EPA 2012). Die direkte Wasserwiederverwendung für Trinkwasserzwecke wird nur unter besonderen hydro(geo)logischen, sozialen und politischen Rahmenbedingungen praktiziert und in absehbarer Zeit in Europa voraussichtlich keine Rolle spielen. Weltweit gibt es dazu derzeit lediglich zwei prominente Fallbeispiele, in Windhuk/Namibia und Singapur (Lazarova et al. 2013).

Tabelle 1: Übersicht zu Richtlinien, Rechtsvorschriften und technischen Standards der Sektoren Industrie, Landwirtschaft und Siedlungswasserwirtschaft

	Industrie	Landwirtschaftliche Bewässerung	Siedlungswasser
International	ISO-Guidelines 282, 16345, 16784, 5667	Richtlinien der WHO (2006) und der FAO (1992)	WHO-Richtlinie (2006)
EU	Industrieemissionsrichtlinie („Directive 2010/75/EU on industrial emissions“)	Entwurf zur Wasserwiederverwendung des JRC bzw. Entwurf der EU-Verordnung (vgl. (159))	EU-Badegewässerrichtlinie
Bund & Länder	Anlagenverordnung zum Umgang mit wassergefährdenden Stoffen (AwSV), Industriekläranlagenzulassungs- und Überwachungsverordnung (IZÜV)	WHG, GrwV, GFS der LAWA	TrinkwV, AVBWasserV
Technische Regeln & Normen	DIN 12953-10, 12952-12, TRD 611, VDI 3803, 2047, besten verfügbaren Techniken (BVT)	DIN 19684-10, DIN 19650, Empfehlungen der TLL	fbr H201, DWA M227
EU-Staaten mit eigenen Rechtsvorschriften für Wasserwiederverwendung	Griechenland, Italien, Portugal und Spanien	Spanien, Italien, Frankreich, Griechenland, Zypern	Spanien, Italien, Griechenland
nicht-EU-Staaten mit eigenen Rechtsvorschriften für Wasserwiederverwendung	USA, speziell Kalifornien, Australien, Japan, China, Singapur, Südafrika	USA	Australien, Japan, Israel, USA, Kanada, Mexiko, China, Singapur, Südafrika, Namibia, Jordanien, Tunesien

1.3.2 Aufbereitungs- und Monitoringverfahren

Die Verfahren zur Reinigung von Abwasser vor einer weiteren Nutzung, die weltweit im Einsatz sind, reichen von technologisch einfachen Verfahren, wie Klärteichen, bis hin zu hoch technologisierten Verfahren, wie das der Ultrafiltration (UF) oder Umkehrosmose. Im Idealfall wird die Verfahrensauswahl auf die Nutzungsanforderungen zugeschnitten, häufig dominieren jedoch Faktoren wie technologische Bereitschaft (Akzeptanz von Beteiligten) und Kosten die Auswahl. Eine Übersicht über Verfahren der Abwasserbehandlung zur Wiederverwendung gibt beispielsweise der DWA-Themenband (T5/2008).

Im Projekt MULTI-ReUse wird die weitergehende Behandlung des Ablaufs einer mehrstufigen, zentralen, kommunalen Kläranlage untersucht mit dem Ziel, unterschiedliche Be-

triebswasserqualitäten mit modular aufgebauten Verfahrensketten zu produzieren. Als zuverlässiges Verfahren in diesem Bereich hat sich die Membranfiltration bewährt. UF-Membranen bilden mit Porengrößen unterhalb von 25 nm eine sichere Barriere für Partikel, Kolloide und somit auch für Bakterien und Viren. Daher wurde die UF als erste, zentrale Stufe in insgesamt drei Verfahrensketten gewählt, um eine Hygienisierung des Wassers aller drei Qualitätsstufen zu erreichen. Zur Aufbereitung von Kläranlagenablauf für anspruchsvolle Nutzungen, wie z. B. die Aufarbeitung zu vollentsalztem Wasser, ist die Umkehrosmose (UO) gut geeignet und daher in vergleichbaren Fällen im internationalen Umfeld bereits an einigen wenigen Stellen eingesetzt (van Houtte und Verbauwheide, 2008; Tang et al., 2018). UO-Membranen bilden mit einer nicht-porösen Membran eine Barriere für (fast) alle im Wasser gelösten Stoffe. Ein wesentlicher Untersuchungsbedarf besteht in der Klärung des notwendigen Umfangs einer Vorbehandlung der Wässer vor den Membranprozessen, deren Wirtschaftlichkeit bedingt durch die stärkere Ausbildung von Verschmutzungen auf den UF- und UO-Membranen bei der Aufbereitung von Kläranlagenablauf andernfalls stark beeinträchtigt werden kann. Betriebsparameter wie bspw. die notwendige Porengröße der UF-Membran, spezifischer Membranfluss (engl. Flux), also der Permeatfluss auf die Membranfläche bezogen, Filtrationszeit, Rückspülfluss und –zeit, Auswirkung einer mit der UF kombinierten Flockung und / oder Pulverkohle (PAK)-Dosierung oder der Einsatz von Bioziden bzw. Biostatika und Reinigungschemikalien müssen aufeinander abgestimmt werden. Weiterhin muss auch die UO-Membran mit ihren Betriebsparametern auf den Gesamtprozess angepasst werden.

Je nach Nutzungsziel ist eine weitgehende Entsalzung des Wassers nicht notwendig. Für einen Einsatz als Landschaftswasser oder in der Landwirtschaft ist jedoch die Entfernung von anthropogenen organischen Mikroschadstoffen erstrebenswert. Nachfolgend zu einer Filtrationsstufe wird die Adsorption an Aktivkohle bereits in einigen großtechnischen Anlagen als so genannte vierte Reinigungsstufe eingesetzt (DWA-Themenband T5/2019). Aufgrund der standortsspezifischen Abwasserzusammensetzung ist eine Pilotierung dieses Verfahrens notwendig.

Als abschließende Desinfektion zur redundanten Hygienisierung und biologischen Stabilisierung mit Depotwirkung wird in vielen Anwendungsfällen „Chlor“ eingesetzt (DVGW W 290, EPA/600/R-12/618). Mit der Chlorung ist allerdings die Bildung unerwünschter Desinfektionsnebenprodukte (Trihalogenmethan, gebundenes Chlor, Chloressigsäure, Chlorit, Chlorat) unvermeidlich, so dass hier die UV-Desinfektion als zusätzliche hygienische Barriere gewählt wurde.

Vor der Umkehrosmose ist es i. d. R. erforderlich, die Ausbildung von Biofilmen, und in diesem Fall insbesondere in Kombination mit einer biokatalytischen Entmanganung des Wassers, zu limitieren, was den Ausschlag dazu gab, vor der UO Monochloramin zu dosieren. Eine Reihe der hierbei gebildeten Nebenprodukte wird durch die UO abgetrennt, Monochloramin kann die UO-Membran weitgehend passieren und erzeugt für das Permeat eine Depotwirkung.

Eine wichtige Säule der Wasserwiederverwendung ist ein zuverlässiges Prozess- und Produkt-Monitoring im Rahmen eines sicheren Risikomanagements. Zu diesem Zweck ist neben einer umfangreichen Laboranalytik die Echtzeiterfassung einzelner Parameter mittels Online-Sensoren üblich. Im Zulauf zur Aufbereitungsanlage dient die Trübungsmessung der Beobachtung des Feststoffgehalts und somit zum Monitoring des Sedimentationsprozesses der vorgeschalteten Nachklärung der Kläranlage. Zum Monitoring der Abläufe der Verfahrensstufen sind weitere Online-Sensoren im Einsatz. Die Messung des spektralen Absorptionskoeffizienten bei einer Wellenlänge von 254 nm (SAK_{254}) ist eine bewährte Methode zur Beobachtung der gelösten organischen Wasserinhaltsstoffe (*dissolved organic carbon*, DOC), da die Stoffe, die mit dem SAK_{254} erfasst werden, i. d. R. mit dem DOC und ohne störendes Nitrit sogar mit dem chemischen Sauerstoffbedarf (CSB) korrelieren. Über einen so genannten SAK-Scan (SAK-Messung nacheinander bei verschiedenen Wellenlängen) können über Korrelationen zu CSB und Nitrat diese Parameter matrixabhängig berechnet werden und somit ebenfalls online erfasst werden.

Zur näherungsweisen Erfassung der Ionenkonzentration dient die Messung der Leitfähigkeit. Mittels dieses Summenparameters können online sowohl Schwankungen in der Zulaufwasserbeschaffenheit als auch Schädigungen der Umkehrosmose-Membranen durch die Überwachung des Permeats bemerkt werden. Der pH-Wert ist als Online-Parameter an vielen Stellen innerhalb der Prozesskette relevant. So wird die Stabilität des Flockungsprozesses, z.B. durch die Restlöslichkeiten der Metalle, vom pH-Wert beeinflusst. Auch ist, je nach eingesetztem Biozid, ggf. die Desinfektionswirkung pH-Wert abhängig. Am Ende des Aufbereitungsprozesses werden häufig durch eine pH-Wert-Korrektur die korrosionschemischen Eigenschaften des Wassers verbessert. Zur Überwachung biologischer Prozesse sind Sauerstoff-Messungen notwendig, die aerobe oder anoxische Bedingungen anzeigen und als Regelparameter für eine Sauerstoffzugabe dienen können. Sauerstoff ist zudem ein wichtiger Parameter der Korrosionsstabilität produzierter Wässer. Zur weiteren Prozessüberwachung und -steuerung ist der Einsatz ionenselektiver Elektroden oder photometrischer Multiparametersonden möglich. So können beispielsweise Ammonium, Nitrit und Nitrat erfasst werden, die anzeigen, wie stabil Nitrifikations-/Denitrifikationsprozesse der Kläranlage sind. On-

line-Sensorik für die Parameter Chlorid oder Sulfat kann zur Überwachung der UO-Membran- und -Modulintegrität genutzt werden und ist sensitiver in Bezug auf Fehlstellen oder Leckagen als die Sensorik für Leitfähigkeit (Dördelmann und Stetter 2018). Zur Desinfektion werden häufig starke Oxidationsmittel eingesetzt, sodass die Überwachung der Dosierung oder die Abbindung des Desinfektionsmittels vor der UO-Membran mit Hilfe einer Messung des Redoxpotenzials erfolgen kann.

Der Stand der Technik bezüglich der mikrobiologischen Monitoringverfahren beruht ausschließlich auf der kulturellen Untersuchung von Indikatorbakterien. Das Endprodukt muss frei sein von Fäkalbakterien wie *E. coli* oder intestinalen Enterokokken. Diese Indikatoren wurden auch im Projekt MULTI-ReUse getestet. Zusätzlich wurde hier außerdem der Sporenbildner *Clostridium perfringens* untersucht, der typischerweise stabiler und langlebiger ist als die erstgenannten Bakterien und damit ein besserer Indikator für persistente Pathogene ist. Veränderungen der Koloniezahl bei 22°C und 36°C dienen oft zur Beurteilung der Behandlungseffizienz verschiedener Verfahrensstufen, jedoch wurde in diesem Projekt klar die damit verbundene Problematik aufgezeigt, dass sich der Anteil kultivierbarer entlang der Aufbereitung stark verändert und die Koloniezahl damit keine quantitativen Schlüsse auf die Veränderungen der Bakterienzahl erlaubt. Aus diesem Grund wurde in diesem Projekt die Durchflusszytometrie als kultivierungsunabhängige Methode zur Quantifizierung von Bakterien eingesetzt.

I.3.3 Nachhaltigkeits-Kriterien

Die Marktdurchdringung innovativer Technologien und Verfahren ist von sehr unterschiedlichen Faktoren abhängig. Wesentliche Kriterien, die die Akzeptanz neuer Ansätze durch Entscheidungsträger begünstigen und eine praktische Implementierung fördern können, stellen in der Regel die technische Leistungsfähigkeit und Wirtschaftlichkeit der Verfahren dar. Das darüber hinausgehende Potenzial von neuen Technologien frühzeitig erkennen, mögliche Abhängigkeiten identifizieren und richtig bewerten zu können, stellt Entscheider jedoch häufig vor eine große Herausforderung (vgl. Dolata, 2011). Insbesondere für den Bereich der Siedlungswasserwirtschaft konnte in vergangenen Studien aufgezeigt werden, dass institutionelle Barrieren die Durchsetzung von wasserwirtschaftlichen Systemlösungen behindern (vgl. Domènech 2011; Pittock 2011). Zudem können auch soziale Barrieren (z.B. Akzeptanzsperrern) die Umsetzung von integrierten wasserwirtschaftlichen Systemlösungen und eine Transformation der Infrastruktursysteme bremsen. Die Akzeptanz oder Ablehnung von Systeminnovationen seitens der Endnutzer beeinflusst auch deren Marktchancen. Eine umfassende Abwägung, welche neben technisch-ökonomischen Kriterien, gleichzeitig umweltbezogene, soziokulturelle, institutionelle, regulatorische und volkswirtschaftliche Aspekte in die

Bewertung einbezieht, kann Entscheidungsunterstützung leisten und eine nachhaltigkeitsbezogene Entscheidungsfindung gewährleisten, um den unternehmensinternen und gesellschaftlichen Ansprüchen an eine verantwortungsbewusste Unternehmensführung gerecht zu werden.

In der Vergangenheit erfolgte die Bewertung und Analyse von Infrastruktursystemen der Wasserversorgung und Abwasserentsorgung zumeist jedoch konventionell nach technischen und wirtschaftlichen Aspekten. Erst mit Beginn der neunziger Jahre wurden zur Bewertung der siedlungswasserwirtschaftlichen Systeme zunehmend auch umwelt- und gesellschaftliche Faktoren einbezogen (vgl. Rudolph 1980; Herbst 2008). Die Bewertung dieser Aspekte erfolgte dabei jedoch häufig nur singulär in Form komplementärer Ökobilanzen oder Materialintensitätsanalysen (vgl. Eder et al. 2002; Wasserforschung e.V. 2001; Bringezu 1998). Um zu einer nachhaltigen unternehmerischen und auch gesellschaftlichen Entwicklung zu gelangen ist es jedoch enorm wichtig die Interaktionen der Nachhaltigkeitsdimensionen zu berücksichtigen und eine Ausgewogenheit der einzelnen, zum Teil konfliktären Zielgrößen zu erhalten.

Multikriterielle Bewertungsverfahren, wie z. B. die Nutzwertanalyse, können helfen, solche methodischen Schwächen in der Entscheidungsfindung zu überwinden, um eine standardisierte, transparente Entscheidungsfindung nach objektiven Kriterien zu ermöglichen (vgl. Brown et al. 2001; Scholten et al. 2014). Die Entwicklung von Methoden und Instrumenten zur Nachhaltigkeitsbewertung mit unterschiedlicher Komplexität und Tiefe war in den vergangenen Jahren bereits Gegenstand einer Vielzahl nationaler (z. B. BMBF-TWIST++) und internationaler (z. B. EU-TRUST, EU-DESSIN) Forschungsprojekte. Der Arbeitsfokus dieser Projekte lag jedoch nicht auf dem Bereich der Wasserwiederverwendung und die Verfahren sind nicht ohne weiteres auf andere Themenstellungen übertragbar. In Bezug auf die Bewertung von Wasserwiederverwendungsvarianten bestand demnach grundsätzlich noch weiterer Entwicklungsbedarf, der im Projekt MULTI-ReUse in Form eines mehrdimensionalen Bewertungswerkzeuges unter Berücksichtigung ökonomischer, ökologischer und sozialer Aspekte adressiert wurde.

II. Eingehende Darstellung des Projektes

II.1 Nutzungsanforderungen und Märkte

II.1.1 Qualitätskriterien für Reuse-Wässer national und international

Eine langfristig erfolgreiche Wasserwiederverwendung muss mit einer verlässlichen Einhaltung definierter Qualitätsstandards einhergehen. Art und Weise wie die aufbereiteten Wässer genutzt werden sollen (als Kühlwasser, Kesselspeisewasser, zur landwirtschaftlichen Bewässerung etc.), definieren deren Qualitätsanforderungen. Dabei ist zu beachten, dass hochwertige Wasserqualitäten ökonomisch nur für solche Anwendungen sinnvoll sind, die eine solche hohe Wasserqualität auch erfordern („*water fit for purpose/use*“).

Es liegt in der Natur des Wassers, seiner Nutzungskreisläufe oder Fließwege (bei Mischkanalisation), dass nahezu jede Substanz, die von Menschen verwendet oder ausgeschieden wird, inklusive möglicher Metabolite das Potenzial hat, in gewissen Konzentrationen im kommunalen Abwasser aufzutreten. Die moderne Analytik ermöglicht die Erkennung von chemischen und biologischen Verunreinigungen in geringsten Konzentrationen sogar im Bereich Nano- und Pikogramm. Wenn Abwasser wiederverwendet werden soll, müssen deshalb die Auswirkungen von bedenklichen Stoffen auf die beabsichtigten Anwendungen bei der Auslegung der Behandlungssysteme berücksichtigt werden. Natrium und Bor haben beispielsweise das Potenzial, als Störfaktoren bei der landwirtschaftlichen Bewässerung zu wirken, wenn sie in Konzentrationen oder Verhältnissen vorliegen, die spezifische Schwellenwerte überschreiten. Einige Bestandteile, wie mikrobielle Erreger und Spuren organischer Chemikalien, haben je nach Konzentration und Dauer der Exposition die Möglichkeit, die menschliche Gesundheit zu beeinträchtigen. Darüber hinaus sind nicht nur Stoffe in ihrer ursprünglichen Nutzungsform zu betrachten, sondern auch mögliche Metabolite, die sich mittels chemischer oder mikrobiologischer Transformation (im Menschen oder im Zuge der Abwasserbehandlung) bilden können.

Pathogene Mikroorganismen sind ein besonderer Schwerpunkt bei der Wasserwiederverwendung. Im Zuge der Evolution haben sich viele durch eine fäkal-orale Verbreitungsstrategie „erfolgreich“ etablieren können. Ihrer geringen Größe kann die Rückhalteleistung bestimmter Verfahrensprinzipien stark einschränken und teilweise besteht eine hohe Resistenz gegenüber Desinfektionsverfahren, insbesondere der chemischen Desinfektion (US EPA, 2012). Da diese Keime akute und extreme Auswirkungen auf die menschliche Gesundheit haben können, ist bei jeder Art der Wasserverwendung ein ganz besonderes Augenmerk auf

einen ausreichenden Rückhalt dieser Keime im Zuge der Aufbereitung zu richten, der durch Desinfektionsschritte mit wirksamer Inaktivierungsleistung abgesichert werden sollte.

Für den deutschen, europäischen und internationalen Raum existieren Richtlinien oder Verordnungen für verschiedene Sektoren der Wassernutzung, die im Fall einer Wasserwiederverwendung zu beachten sind.

Industrie:

Insbesondere für Kühl- und Kesselspeisewasser sind nationale Standards und Richtlinien sowie ISO oder EN-Normen neben Herstellerangaben zu beachten. Auf deren Basis wurden definierte Qualitätsstandards für den deutschen und europäischen Raum festgelegt. Für Kühlwasser dienen die Richtlinien VDI 2047 und 3803 sowie das BVT-Merkblatt (Beste verfügbare Techniken) „Industrial Cooling Systems“ zur Orientierung. Für Kesselspeisewasser wurden Werte aus DIN-Normen und Richtlinien bei salzfreier Fahrweise herangezogen. Im internationalen Kontext wurden die Standards der „US-EPA-Guidelines for Water ReUse“ vorgeschlagen, da diese am genauesten auf industrielle Zwecke eingehen. Für höhere Qualitätsanforderungen an Prozesswässer wurden die der deutschen Trinkwasserverordnung verwendet. Diese relativ strengen Anforderungen basieren auf einer EU-Richtlinie, so dass die Anforderungen an andere internationale Trinkwasserstandards auch weitgehend erfüllt werden.

Landwirtschaft:

Im Rahmen von MULTI-ReUse wurden die Qualitätskriterien für den Sektor Landwirtschaft so ausgelegt, dass dieses Wasser zur Bewässerung von Pflanzen mit mittlerer bis hoher Salz- und Borverträglichkeit geeignet ist. Die gewählten chemischen und hygienischen Qualitätsparameter orientieren sich, wie ein Großteil der nationalen Standards, an den Richtlinien der US-EPA (US EPA 20129, der World Health Organization der UN) (WHO 2006, 2011, 2017) und der Food and Agriculture Organization der UN (FAO 1985). Diese Werte finden sich auch in den Standards des Entwurfs des „Joint Research Centre“ (JRC) der Europäischen Kommission wieder (JRC 2017), die die Grundlage für den Entwurf der aktuell im Gesetzgebungsverfahren befindlichen EU-Verordnung bildet (Schramm 2019). Hinsichtlich der organischen Mikroverunreinigungen werden diejenigen berücksichtigt, die für Kläranlagenabläufe in Hinsicht auf die Einhaltung von Wasserqualitätszielen in den Oberflächengewässern relevant sind (Ivashechkin, 2005; Lischeid, 2015). Aufgrund des Vorsorgeprinzips wird empfohlen, sich hier an den Schwellenwerten der GrwV sowie den Umweltqualitätsnormen der OGewV für abwasserrelevante Stoffe zu orientieren. Außerdem sollten die von der Länderarbeitsgemeinschaft Wasser (LAWA) definierten Geringfügigkeitsschwellenwerte für Mik-

roschadstoffe Beachtung finden, bei deren Unterschreitung ein toxikologisches oder ökotoxikologisches Risiko ausgeschlossen werden kann (LAWA 20179). In Deutschland ist eine konventionelle Bewässerung von Nahrungspflanzen mit gereinigtem Abwasser derzeit nur in Ausnahmefällen wahrscheinlich; daher wurden hygienische Qualitätsanforderungen nur für die Bewässerung von Nichtnahrungspflanzen (z.B. Stärkepflanzen und Energiepflanzen) formuliert. Die hygienischen Anforderungen für eine EU-weite bzw. internationale Anwendung orientieren sich am JRC-Draft (JRC 2017). Hier sind Qualitätsklassen für gereinigtes Abwasser als Kombination aus hygienischen Parametern und zugelassenen Bewässerungstechniken definiert. Im Rahmen von MULTI-ReUse würde die für den Sektor Landwirtschaft zu erreichende Qualität einer Qualitätsklasse entsprechen, bei der das gereinigte Abwasser uneingeschränkt für die Bewässerung von Nichtnahrungspflanzen eingesetzt werden darf. Eine Bewässerung von Nahrungspflanzen ist auch möglich, jedoch nur bei Tröpfchenbewässerung und vergleichbaren Bewässerungssystemen. Die Kombination aus Qualitätsparametern und anzuwendender Bewässerungstechnik wäre ein guter Kompromiss zwischen Risiko- und Kostenminimierung für die weitergehende Aufbereitung von Kläranlagenabläufen. Wasserversorgungsunternehmen wie der OÖWV empfehlen allerdings vorerst, weitestgehend (und in Trinkwassereinzugsgebieten völlig) auf die landwirtschaftliche Wasserwiederverwendung zu verzichten.

Siedlungswasserwirtschaft:

Hinsichtlich der Qualitätsansprüche im Bereich Siedlungswasser erweist sich das aktuelle DWA-Merkblatt M 277 „Hinweise zur Auslegung von Anlagen zur Behandlung und Nutzung von Grauwasser und Grauwasserteilströmen“ (DWA 2017) als zentral bedeutsam. Neben Anforderungen für Standardparameter wie Trübung, BSB5 und pH sind in diesen Empfehlungen für hygienisiertes Betriebswasser auch Richtwerte für die hygienischen Parameter Gesamt-Coliforme, Escherichia coli und Pseudomonas aeruginosa definiert. Auch für eine Anwendung im europäischen und internationalen Raum wurden diese für Deutschland festgelegten Empfehlungen als Richtwerte herangezogen. Spezifische hygienische Anforderungen wurden aus spanischen Richtlinien ergänzt (Real Decreto 1620/2007) und aus den Empfehlungen der US-EPA zusätzlich ein Grenzwert für den Höchstgehalt an freiem Chlor eingefügt (US EPA 2012).

Grundwasseranreicherung:

Aufgrund der hohen Relevanz von Grundwasser für die Trinkwasserversorgung in Deutschland, aber auch zum langfristigen Erhalt einer hohen Grundwasserqualität als ein Akt der Daseinsvorsorge, werden sehr hohe Anforderungen an das Anreicherungswasser gestellt und eine direkte Grundwasseranreicherung mit wiederverwendetem Wasser nur dort als Op-

tion gesehen, wo keine Alternative zur Verfügung steht (UBA 2017). Die Qualitätsanforderungen werden bestimmt durch die Wahl der Infiltrationstechnik, die hydrogeologischen Standortbedingungen und die gesetzlichen Rahmenbedingungen.

In der EU gilt ein Verschlechterungsverbot des chemischen und mengenmäßigen Zustands der Aquifere (EU-Grundwasserrichtlinie). Dies muss fallspezifisch beurteilt werden bzw. nach unterschiedlicher Einstufung der Aquifere. Einige Vorschriften unterscheiden zwischen der direkten und der indirekten Infiltration, wie z.B. in Spanien (Royal Decree 1620/2007, 2011). Für die direkte Infiltration gelten strengere Grenzwerte, da der Reinigungseffekt durch die Passage der ungesättigten Bodenzone fehlt. Andere Vorschriften unterscheiden nach der anschließenden Nutzungsart. So werden für eine künstliche Grundwasseranreicherung mit potenzieller Nutzung als Trinkwasser häufig strengere Grenzwerte gefordert und auf die jeweiligen Trinkwasser-Qualitätsstandards verwiesen (US EPA 2012). In einigen Fällen wird künstliche Grundwasseranreicherung auch als weiterer Aufbereitungsschritt eingesetzt, wie z.B. bei dem so genannten Soil Aquifere Treatment. Ein Ansatz, die Ausbreitung von potenziellen Schadstoffen aus dem Abwasser zu vermeiden ist, das künstlich angereicherte Wasser vollständig wieder aus dem Grundwasserleiter zu entnehmen und zu verwenden. Empfehlungen aus einer internationalen Perspektive für Methoden und Grenzwerte zur künstlichen Grundwasseranreicherung sind aus den Projekten AQUAREC (Bixio und Wintgens 2006), RECLAIM WATER (Kazner et al. 2012), DEMEAU (Miret et al. 2013) sowie aus dem aktuellen Entwurf der EU (JRC 2017) und den vorangegangenen Studien (Mudgal et al. 2015, Kirhensteine et al. 2016) entstanden.

Eine Zusammenstellung von Parametern aus den zuvor genannten Richtlinien der jeweiligen Anwendungsszenarien sind unter folgendem Link zu finden: <https://water-multi-reuse.org/wp-content/uploads/2019/05/Parametersammlung-alle-Sektoren-für-KA-Artikel.xlsx>

II.1.2 Sektoranalysen: Industrie, Landwirtschaft, Grundwasseranreicherung und Siedlungswasserwirtschaft

Die Verfügbarkeit von Wasser in quantitativer und qualitativer Hinsicht ist ein Schlüsselfaktor für die Wirtschaft jeder Region der Welt. Der Wettbewerb um Wasserressourcen nimmt zu, insbesondere zwischen Landwirtschaft, Industrie und öffentlicher Wasserversorgung. Bei den meisten Aktivitäten mit Wasser fällt Abwasser an. Angesichts der stetig steigenden Nachfrage gewinnt kommunales Abwasser als zuverlässige alternative Wasserquelle zunehmend an Bedeutung. Weltweit macht die Landwirtschaft 69 % des gesamten Wasserverbrauchs aus, im Vergleich zu 19 % für die Industrie und 12 % für den häuslichen Gebrauch. In den Industrieländern verbrauchen Industrien jedoch mehr als die Hälfte des für den

menschlichen Gebrauch verfügbaren Wassers. Bisher ist die Wiederverwendung von behandeltem kommunalem Abwasser als solches nicht eindeutig auf EU-Ebene oder in Deutschland geregelt. Im globalen Kontext haben zwei große, dennoch entgegengesetzte Philosophien Wasserwiederverwendungskriterien maßgeblich beeinflusst, die WHO und die kalifornischen Verordnungen.

Bei der Wasserwiederverwendung spielen neben Aspekten der Quantität, saisonalen Schwankungen, Infrastruktur, Kosten und Akzeptanz insbesondere die rechtlichen und technischen Rahmenbedingungen sowie die daraus abgeleitete Qualität des aufbereiteten Wassers eine maßgebliche Rolle. Bisher wurde das Abwasser vor allem als (Umwelt-) Belastung angesehen und in Kläranlagen so weit gereinigt, dass es in Flüsse und Bäche (Vorfluter) eingeleitet werden kann. Aufgrund seiner Eigenschaften eignet sich das gereinigte Abwasser gut für eine weitergehende Behandlung - der Salzgehalt ist moderat, der Nährstoffgehalt weitgehend reduziert, der Feststoffgehalt niedrig und die Qualität meist konstant. Für die Aufbereitung von kommunalem Abwasser zur Wiederverwendung in unterschiedlichen Sektoren wurden in MULTI-ReUse spezifische Anforderungen definiert. Diese Qualitätsansprüche sind abhängig von der jeweiligen Anwendung und den Nutzungsszenarien in den Sektoren (vgl. Becker et al. 2017). Der Fokus liegt neben physikalischen und chemischen Parametern auf mikrobiologischen Anforderungen. Detailliertere Informationen sind zu finden unter <https://water-multi-reuse.org/portfolio/nutzungsanforderungen-maerkte/>. Die Sektoren Industrie, Landwirtschaft, Siedlungswasserwirtschaft und die Grundwasseranreicherung wurden in MULTI-ReUse näher betrachtet.

Die Industrie spielt eine zentrale Rolle bei der Wasserwiederverwendung. Die wasserintensivsten Industriesparten – abgesehen von der Energieerzeugung – sind die chemische Industrie, die Stahl- und eisenerzeugende Industrie, die Lebensmittel-, Textil-, Papier- und die Zellstoffindustrie. Die Industrie braucht in der Regel ein konstantes Wasservolumen in geeigneter Qualität für die laufenden Prozesse. Die für die Industrie bedeutendsten Wasserqualitätsparameter sind insbesondere Feststoffgehalt (Trübung), Ionengehalt, Desinfektionsmittelkonzentration und anwendungsspezifisch relevante anorganische und organische Verunreinigungen. Darüber hinaus spielt die mikrobiologische Beschaffenheit und Stabilität des Wassers eine große Rolle, einerseits als potenzielle Gefahrenquelle z. B. durch pathogene Keime wie Legionellen oder auch Viren, andererseits aufgrund von „Biofouling“ und Biofilmbildung auf Werkstoffen. Die häufigsten Wasserqualitätsprobleme in Kühlwassersystemen sind Korrosion und Belagsbildung infolge biologischen Wachstums und Kesselsteinbildung (Lens et al. 2002, Mudgal et al. 2015).

Beim Einsatz von gereinigtem Abwasser in der Landwirtschaft sollte auf eine bedarfsgerechte Bewässerung geachtet werden, um dadurch einen Stoffeintrag in Grund- und Oberflächenwässer zu vermeiden. Insbesondere hinsichtlich der Mikroschadstoffe muss das Risiko für Boden, Grund- und Oberflächenwasser minimiert bzw. möglichst ausgeschlossen werden können. Der Wasserbedarf unterliegt starken saisonalen Schwankungen. Außerdem sollte die Bewässerung auf den kulturartenspezifischen Wasserbedarf entsprechend der jeweiligen Entwicklungsstadien der Feldfrüchte eingestellt werden.

Um im Bereich der öffentlichen Wasserversorgung neben dem Trinkwassernetz nicht mehrere zusätzliche Versorgungsnetze für verschiedenartige Betriebswässer installieren zu müssen, wird vorgeschlagen, das häusliche Betriebswasser soweit aufzubereiten, dass es für verschiedene Zwecke universeller einsetzbar wäre, also möglichst nicht nur zur Toilettenspülung, sondern ebenso zu anderen häuslichen Zwecken (z. B. Gartenbewässerung). Betriebswasser in dieser Qualität kann auch für die Bewässerung von Sportstätten, Grünanlagen oder Friedhöfen sowie zur Straßenreinigung abgegeben werden.

Um Zielmärkte für das MULTI-ReUse-Verfahren zu ermitteln, wurden drei übergreifende Kriterien festgelegt. Für einen grundlegenden Bedarf an alternativen Wasserressourcen (und damit auch dem MULTI-ReUse-Verfahren) in einem Land oder einer Region wird Wasserstress als erstes Kriterium herangezogen. Da das MULTI-ReUse-Verfahren behandeltes kommunales Abwasser (Klarwasser) als Ausgangsprodukt verwendet, muss dieses in ausreichender Menge und Qualität (mindestens mechanisch und biologisch vorbehandelt) vorhanden sein. Aufgrund dessen ist das zweite Kriterium die Verfügbarkeit von Klarwasser. Weiterhin muss als drittes Kriterium eine gewisse technische Bereitschaft vorhanden sein, die neuen Technologien umsetzen zu wollen und zu können. Die technische Bereitschaft beschreibt die Umsetzbarkeit neuer Technologien in einem Land. Dabei sollte abgeschätzt werden, ob eine technische Umsetzung mit vorhandenem Material, Werkzeug, Maschinen und Infrastruktur möglich und das nötige Know-how sowohl für Anlagenbau als auch für den Betrieb vorhanden ist. Dies beinhaltet verschiedene Aspekte, wie die Bereitschaft für Investitionen, ein vorhandenes Elektrizitätsnetz sowie Firmen, die bereit sind, in Forschung und Entwicklung zu investieren und Innovationen zu fördern. Darüber hinaus spielen Governance-Aspekte eine bedeutende Rolle, d. h. dass ein politischer und unternehmerischer Wille vorherrschen muss, diese Dinge umzusetzen und zu fördern, inklusive einer Risikovorsorge durch Leitlinien oder Verordnungen und einem entsprechenden Kontrollorgan.

Anhand der drei übergeordneten Kriterien wurde eine Länderliste generiert, die als Grundlage für die Auswahl geeigneter Zielländer dienen sollte. Je nach Gewichtung der Einzelkriterien variierte die Zusammenstellung und Position der einzelnen Länder in einer Rangliste.

Ziel war nicht eine Länderliste an sich, sondern ob vorherige Annahmen und vorhandene Best-Practice Beispiele mit den Ländern übereinstimmen, die sich durch die Kriterien-gestützte Analyse ergaben. Dies war im Wesentlichen der Fall, einige Abweichungen gab es durch die teilweise verjährteten Informationen zu den Klarwasseranteilen in den jeweiligen Ländern. Entsprechend wurden für jeden Sektor spezifische Kriterien angewandt, Länder identifiziert und die Gegebenheiten sowie der Markt vor Ort beschrieben.

Als potenzielle Zielländer für industrielle Anwendung wurden Belgien und die Vereinigten Arabischen Emirate identifiziert und deren wasserwirtschaftliche Rahmenbedingungen näher beschrieben (siehe „Marktpotenziale der Wasserwiederverwendung“ unter <https://water-multi-reuse.org/portfolio/nutzungsanforderungen-maerkte/>).

Als potenzielle landwirtschaftliche Zielmärkte wurden Spanien und China ermittelt und ebenfalls genauer beschrieben.

Für die Nutzung von gereinigtem Abwasser zur Grundwasseranreicherung wurden im Rahmen der Marktanalyse folgende Möglichkeiten geprüft: Nutzung zur saisonalen oder mehr-jährigen Wasserspeicherung für eine spätere Wiederverwendung in Industrie, Landwirtschaft oder Siedlungswasserwirtschaft sowie Nutzung als hydraulische Barriere zur Abwendung von Schadstoffströmen. Es wurden jeweils zwei potentielle Zielmärkte (Israel und Indien zur Wasserspeicherung, Türkei und USA für hydraulische Barrieren) identifiziert.

Detailliertere Informationen zu allen genannten potenziellen Zielmärkten sind unter <https://water-multi-reuse.org/portfolio/nutzungsanforderungen-maerkte/> zu finden.

II.2 Verfahrenstechnik und Betriebswasserqualitäten

Ein Ziel von MULTI-ReUse war, modular aufgebaute Verfahrensketten zur Produktion von definierten Wasserqualitäten und –mengen aus konventionell gereinigtem Abwasser bereitzustellen und dabei innovative Neuentwicklungen und Verfahrenskombinationen zu erproben. Kenntnisdefizite bei der verfahrenstechnischen Realisierung und dem notwendigen Qualitätsmonitoring sollten dabei systematisch abgebaut werden.

II.2.1 Beschreibung der produzierten Betriebswasserqualitäten

Mit einer Pilotanlage sollten Betriebswässer für unterschiedliche Nutzungszwecke aus gereinigtem Abwasser unter realen Bedingungen produziert werden. Dies wurde mittels dreier Verfahrensketten umgesetzt, mit denen parallel folgende unterschiedliche Betriebswassertypen hergestellt werden können:

- Qualität 1 (geringe Anforderungen): mikrobiologisch stabil und einwandfrei (einfaches Betriebswasser, z.B. für Reinigungszwecke)

Das Wasser sollte für den Einsatz bei Wasch- oder Kühlprozessen mit sehr geringen Anforderungen geeignet sein. Als Aufbereitungsverfahren wurden Flockung, Ultrafiltration und UV-Desinfektion vorgesehen. Nach dieser Verfahrenskette enthält das Wasser noch recht viele gelöste Nährstoffe. Partikel, Mikroorganismen und Viren werden jedoch zurück gehalten oder inaktiviert.

- Qualität 2: mikrobiologisch stabil und einwandfrei, weitgehend frei an organischen Mikroverunreinigungen (z. B. für Landwirtschaft oder Infiltrationszwecke)

Wird das Wasser nach Flockung und Ultrafiltration anschließend mittels Biofiltration oder Adsorption an Aktivkohle weiter aufbereitet und abschließend desinfiziert, enthält es weniger Nährstoffe, da in den Filtern biologisch verfügbare Wasserinhaltsstoffe abgebaut oder adsorbiert werden. Das Erhöht die mikrobiologische Stabilität bzw. vermindert eine Aufkeimungsneigung. Es enthält außerdem weniger anthropogene organische Mikroschadstoffe, da viele Stoffe dieser Gruppe durch die Adsorption an Aktivkohle entfernt werden.

Das Wasser kann für Wasch- oder Kühlprozesse mit etwas höheren Anforderungen eingesetzt werden. Der Einsatz zur Bewässerung ist je nach bewässerter Fläche und Pflanzenart möglich. Da weniger Nährstoffe im Wasser enthalten sind, ist das Wasser stabiler. Man kann es daher besser zwischenspeichern oder über weitere Strecken verteilen.

- Qualität 3 (hohe Anforderungen): mikrobiologisch stabil und einwandfrei, partikelfrei, teil- oder vollentsalzt, hygienisch insgesamt einwandfrei (für Industrieprozesse)

Wird das Wasser nach Flockung und Ultrafiltration anschließend mittels Umkehrosmose und (ggf. Desinfektion und Stabilisierung) weiter aufbereitet, enthält es noch weniger Nährstoffe, anorganische sowie organische Mikroschadstoffe. Durch diesen Prozess werden ganz allgemein sehr viele im Wasser gelöste Ionen und Moleküle zurückgehalten. Das Wasser kann daher für Wasch- und Kühlprozesse, als Kesselspeisewasser oder für weitere Prozesse eingesetzt werden, wo ein ionenarmes Wasser erforderlich ist. Es bildet auch eine sehr gute Grundlage zur Herstellung noch reinerer Qualitätsstufen, die häufig durch Industriebetriebe selbst vor Ort hergestellt werden. Zudem kann es mit einem der anderen Wässer gemischt werden, um für diese z.B. Verdünnungseffekte zu erzielen. Die geringe Ionenkonzentration bedingt eine schlechte Pufferung des Wassers. In Kombination mit einem sauren pH-Wert infolge Membranpassage der Kohlensäure führt sie dazu, dass das Wasser „korrosiv“ auf metallene Werkstoffe wirkt. Es können daher nur bestimmte metallene Werkstoffe zur Spei-

cherung und für Verteilungsnetze eingesetzt werden oder das Wasser muss zuvor wieder chemisch „stabilisiert“ werden.

Ob darüber hinaus weitere Behandlungsschritte notwendig sind, hängt sehr spezifisch von den Anforderungen durch die jeweils geplante Wasserverwendung ab. So sind z.B. Desinfektionsschritte nach der Aktivkohlefiltration oder eine Stabilisierung des pH-Werts (z. B. Strippen der Kohlensäure) nach der Umkehrosmose sinnvoll, wenn das Wasser gespeichert oder über längere Strecken transportiert werden muss.

II.2.2 Beschreibung der Pilotanlage

Die Pilotanlage in Nordenham diente im BMBF-Projekt MULTI-ReUse dazu, unter realen Bedingungen Prozessketten weiterzuentwickeln, Betriebseinstellungen sowie Produktentwicklungen der Membranhersteller vergleichend zu testen und die Stabilität der Aufbereitungsprozesse zu demonstrieren. Die ausgewählten Verfahrensbausteine für die einzelnen Prozessketten der Pilotanlage zur Herstellung der verschiedenen Wasserqualitäten sind in Tabelle 2 bis Tabelle 4 aufgeführt und in Abbildung 2 schematisch dargestellt.

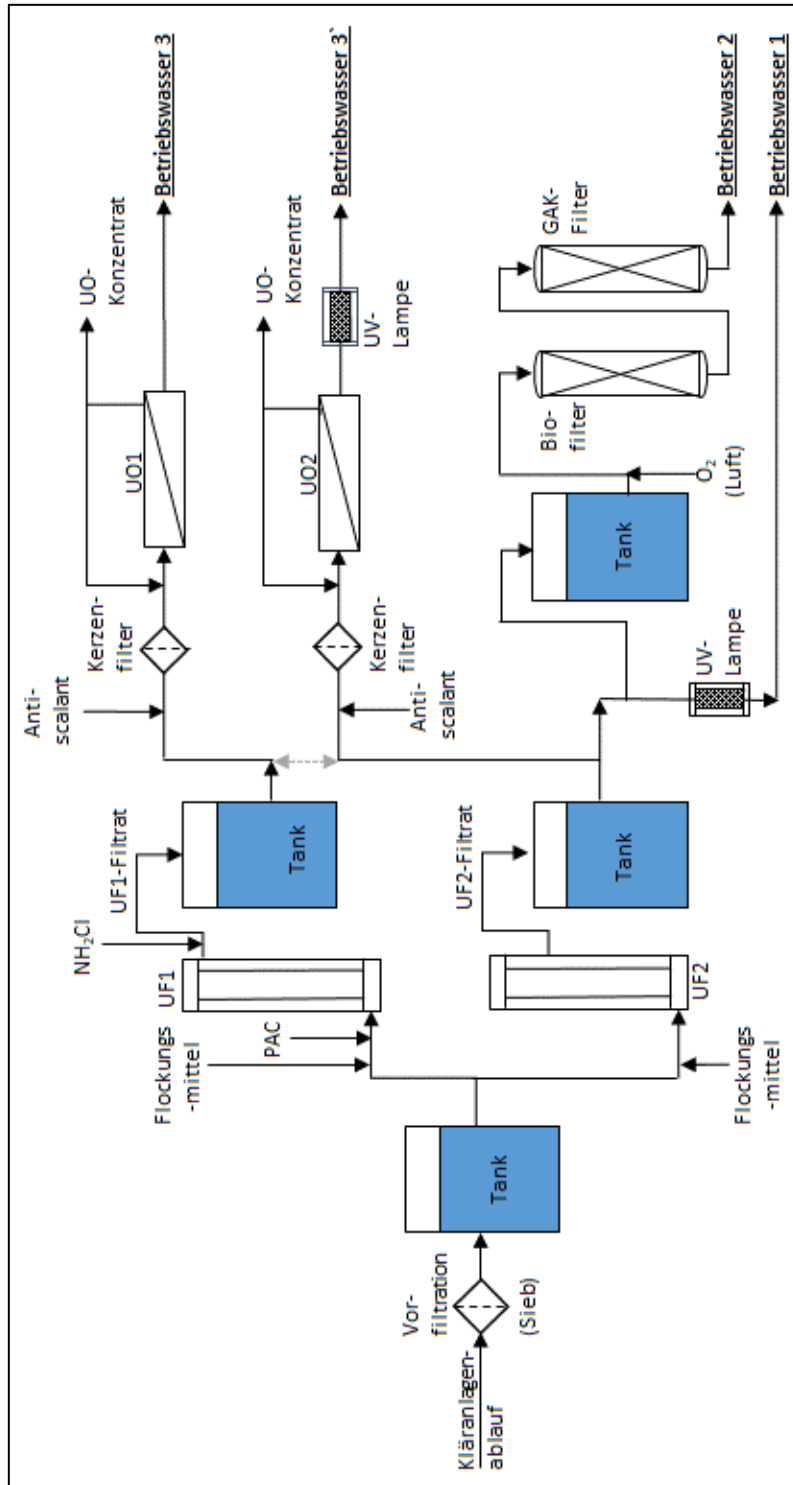


Abbildung 2: Schema der Versuchsanlage

Tabelle 2: Verfahrensbausteine zur Herstellung der Wasserqualität 1

Verfahren	Ziele	Kenndaten
Vorfiltration	Entfernung größerer Partikel zum Schutz der Pumpen und der UF (Verblockung vermeiden)	Rückspülbarer Feinfilter (Fa. Amiad) <ul style="list-style-type: none"> - Edelstahlsieb - Maschenweite 200 µm
Flockung	Agglomeration von gelösten, organischen Stoffen und Einbindung in Flocken, Schutz der UF-Stufe	Inline-Flockung (Rohrflockung) Einmischung des FM mit Hilfe der Zulaufpumpe Flockungszeit variabel: 20 bis 40 s Getestete Flockungsmittel (FM): <ul style="list-style-type: none"> - Dialuminiumhydroxidchlorid (Fa. Feralco) - Fe(III)-Chloride - Fe(III)-Chlorid-Sulfat
Adsorption (optional)	Entfernung gelöster organische Substanzen (DOC und Mikro Schadstoffe)	Inline-Pulveraktivkohle (PAK)-Dosierung Kontaktzeit vor UF 40 Minuten: Getestete Aktivkohlen (Fa. Chemviron): <ul style="list-style-type: none"> - Pulsorb WP260-90 (Standard) - Pulsorb WP260-UF (ultrafein)
Ultrafiltration (UF)	Entfernung von partikulären und kolloidalen Substanzen, Hygienisierung	Rückspülbare Kapillar-Membranen (Fa. Inge) Membrantyp: Multibore® Membranmaterial: PES Nominale Porengröße: 0,02 µm Modultyp: Dizzer XL Membranfläche pro Modul: 80 m² Betriebsweise: Inside out
Desinfektion (optional)	Zweite Hygienisierungsstufe (Multibarrierenprinzip)	UV-Niederdruckstrahler AQD 64-4K, Fa. Sterilair

Für den UF-Prozess als zentrale Verfahrensstufe für alle drei Wasserqualitäten wurde eine inside-out-betriebene, rückspülbare Kapillarmembran des Typs Multibore® des Projektpartners Inge GmbH eingesetzt. Die Polymermembran aus modifiziertem Polyethersulfon (mPES) bietet neben der Filtratrückspülung (engl. backwash = BW) aufgrund der chemischen Stabilität sehr gute Reinigungsmöglichkeiten durch automatische, chemisch unterstützte Rückspülungen (engl. chemically enhanced backwash = CEB) sowie chemische Intensivreinigungen bei eingebautem Membranmodul (engl. cleaning in place = CIP). Mit einer nominalen Porengröße von 0,02 nm bietet die Membran einen sicheren Rückhalt für Bakterien und Viren und entspricht den Anforderungen des DVGW für den Einsatz zur Partikelelimination bei der Trinkwasseraufbereitung (DVGW W 213-5). Als Kapillarrinnendurchmesser wurden 0,9 mm ausgewählt, da dieser für die geringe Feststofffracht des Kläranlagenablaufs geeignet ist und eine hohe Packungsdichte der Membran im Modul ermöglicht.

Ebenfalls ausgehend von Wasserqualität 1 wurden zwei parallele UO-Straßen für Standard-4“-Wickelelemente installiert (siehe Tabelle 4), um Wasserqualität 3 zu erzielen. Die UF- und die UO-Straßen konnten steuerungs- und rohrlitungstechnisch frei kombiniert werden, so dass die Untersuchung der Auswirkungen unterschiedlicher Vorbehandlungen auf die nachfolgenden Prozesse vergleichend möglich waren.

Tabelle 4: Verfahrensbausteine zur Herstellung der Wasserqualität 3 ausgehend von Wasserqualität 1

Verfahren	Ziele	Kenndaten
Biozid-Dosierung	Hemmung der Aufkeimung innerhalb der Anlage, Schutz der UO-Stufe inkl. Vorfilter	1 mg/L Monochloramin
Antiscalant-Dosierung	Schutz der UO-Stufe vor Scaling und Fouling	Produkte auf Basis von Polyacryl- und Phosphonsäuren: - Free Flow 4 (Fa. Dr. Nähring)
Vorfiltration vor UO	Partikelentfernung, Schutz der UO-Stufe	Filterkerzen aus PP (Fa. Wolftechnik) Filterfeinheit 1 µm
Umkehrosiose	Entfernung von gelösten Wasserinhaltsstoffen	4“ Elemente (Fa. LANXESS) Membranfläche pro Element: 7,9 m ² Membranmaterial: Polyamid Zwei parallele Straßen mit je drei Modulen in Reihe Getestete Elementtypen: - Lewabrane® RO B085 FR 4040 (Standard Spacer) - Lewabrane® RO B085 ULP 4040 (Standard Spacer) - Lewabrane® RO B085 ULP 4040 (ASD Spacer) - Lewabrane® RO B085 LE 4040 (Standard Spacer)
Stabilisierung	pH-Wert Einstellung	Natronlauge-Dosierung
Desinfektion	Zweite Hygienisierungsstufe (Multibarrierenprinzip)	UV-Niederdruckstrahler AQD 64C-4K, Fa. Sterilair

Damit die Pilotanlage baulich kompakt realisiert werden konnte (schneller Elementeaustausch bei Versuchswechsel; Reinigung einfacher, da nur eine Stufe), wurden die beiden UO-Straßen nur je einstufig (ein Druckrohr) mit drei 4“ Elementen pro Druckrohr ausgeführt. Um dennoch in den Elementen der Pilotanlage ähnliche Bedingungen hinsichtlich Konzentrationspolarisation und Überströmgeschwindigkeit wie an einer mehrstufigen Anlage mit einer Ausbeute von 70-75% simulieren zu können, wurden beide Straßen mit einer Konzentrations-Rezirkulation ausgestattet, bei der die Überströmgeschwindigkeit mittels einer Rezirkulations-Pumpe geregelt werden konnte. Bei konstantem geregelter Zulaufvolumenstrom aus dem jeweiligen UF-Filtrattank wurde die Ausbeute manuell mit Hilfe eines Nadelventils in der

Konzentrat-Ablauf-Leitung eingestellt. So war es für den Anlagenbauer De.EnCon möglich, die beiden Membranstufen (UF und UO) sowie alle dazugehörigen Ergänzungen (Vorfiltration, Dosierstationen, Zwischenbehälter, UV-Desinfektion, Pumpen, Mess- und Regeltechnik, SPS) in einem 40-Fuss-Container zu installieren.

Zur Prozessstufe der UO gehörte eine Vorfiltration mittels Einmal-Kerzenfilter zum Schutz der UO-Elemente vor Partikeln, die nach der UF ins System eingetragen werden könnten. Vor den Kerzenfiltern wurde ein Antiscalant dosiert, um Scaling und Fouling in den UO-Elementen zu verringern, welches anhand der Analysen des UF-Filtrats ausgewählt wurde. Nach den Berechnungen mit den Programmen Lewaplus® (Auslegungsprogramm des Projektpartners LANXESS) und ROPUR (Programm zur Antiscalant-Auswahl der Fa. TORAY) sowie den Berechnungen der Fa. Dr. Nähring lagen Bariumsulfat, Calciumcarbonat, Siliziumdioxid und Mangan im Konzentrat oberhalb des Sättigungsindex von 100%. Insbesondere wegen der hohen Mangankonzentrationen wurde das Antiscalant Free Flow 4 der Fa. Nähring mit einer Dosierung von 3,7 mg/L ausgewählt.

Da ein hohes Biofouling-Potenzial des Wassers erwartet wurde, waren zur Stabilisierung des UO-Prozesses eine Biozid-Dosierung sowie eine Reduktionsmittel-Dosierung, zum Schutz der Membran vor oxidierenden Bioziden vorhanden. Während des ersten Betriebsjahrs der UO wurde auf eine Biozid-Dosierung verzichtet. Als Biozid wurde im zweiten Betriebsjahr Monochloramin ohne eine nachträgliche Reduktionsmittel-Dosierung eingesetzt (siehe Kapitel II.4.2.2), wofür die Anlage zur Dosierung der beiden Komponenten Ammoniumchlorid und Natriumhypochlorit angepasst worden war.

Um bei Bedarf eine pH-Wert-Anpassung durchführen zu können, waren beide UO-Straßen mit einer pH-Korrektur-Regelung ausgestattet (mittels NaOH-Dosierung und pH-Messung in den Permeatleitungen). Zur abschließenden Sicherheitsdesinfektion war eine UV-Desinfektion für eine UO-Straße vorgesehen

Die Auswahl der UO-Membranelemente und der Betriebsparameter wurde auf Basis des Versuchsprogramms zur Erprobung der neu entwickelten Membran getroffen (siehe Kapitel II.2.4.4 und Kapitel II.4.2).

Über den gesamten Versuchszeitraum wurden die Parameter Druck(-differenz), Durchfluss, Leitfähigkeit, pH-Wert, SAK_{254} und Temperatur online gemessen und aufgezeichnet. In der Phase des Demonstrationsbetriebs kam auch noch die Online-Bestimmung der Gesamtzellzahl mittels Durchflusssytometrie hinzu. Begleitet wurde dies durch manuelle Probennahmen mit Messungen vor Ort (Trübung, Leitfähigkeit, pH-Wert, SAK_{254} , freies Chlor, gebundenes

Chlor, Silt Density Index (SDI) und Temperatur). Zusätzlich wurden regelmäßige Probenahmen für detaillierte Wasseranalysen im Labor durchgeführt.

II.2.3 Beschreibung der Klärtechnik und des Kläranlagenablaufs (Zulaufwasser der Pilotanlage)

Ausgangspunkt für die Verfahrensauswahl und deren Auslegung ist die Beschaffenheit des Zulaufwassers, das dem Ablauf der kommunalen Kläranlage (KA) der Stadt Nordenham entnommen wurde sowie der Volumenstrom für die UF-Pilotierung mit großtechnischen Modulen.

Die KA Nordenham behandelt das Schmutz- und Regenwasser der Stadt Nordenham. Als Vorfluter für die Kläranlage dient die Weser. Die Kläranlage umfasst folgende Behandlungsstufen:

- mechanische Reinigung (Rechen, Sand- und Fettfang)
- Vorklärung
- Schlammkontaktbecken
- zwei parallele Belebungsbecken (Rundbehälter): Nitrifikation und Denitrifikation bei einem alternierend anoxisch und aeroben Betrieb
- Fällmittel-Dosierung (Eisen-Chlorid-Sulfat) zur Phosphorentfernung
- Nachklärung, bestehend aus zwei parallelen Rundbehältern
- Regenrückhaltebecken

Ausgelegt wurde die KA für 36.000 EW. Indirekteinleiter sind außer dem Krankenhaus der Stadt nicht bekannt. Mit einer Fracht von ca. 2.000 kg/d BSB₅ ist sie in die Größenklasse 4 gemäß Abwasserverordnung (AbwV) einzuordnen. Hieraus ergeben sich die Einleitbestimmungen und mit ihnen die minimalen Qualitätskriterien des Zulaufwassers für die Weitergehende Behandlung (Tabelle 5). Die Grenzwerte nach AbwV werden im Ablauf der KA Nordenham in der Regel deutlich unterschritten. So liegen die Mittelwerte über die Jahre 2014-2018 für CSB und BSB₅ bei 40 bzw. 5 mg O₂/L.

Tabelle 5: Anforderungen an die minimalen Qualitätskriterien bei Einleitung des Abwassers in ein Gewässer aus der AbwV 1997

Parameter	CSB mg/L	BSB ₅ mg/L	NH ₄ -N mg/L	N _{ges} mg/L	P _{ges} mg/L
Größenklasse 4	90	20	10	18	2

Die Ganglinien der Ablaufanalysen der KA, welcher dem Zulaufwasser für die Pilotanlage entspricht, sind in Anhang 2 A bis D exemplarisch für den Zeitraum Juli 2017 bis Dezember 2019 dargestellt.

Mikrobiologische Prozesse der Abwasserbehandlung unterliegen in ihrer Leistungsfähigkeit verschiedenen Einflussfaktoren, wie pH-Wert, Substratangebot, Temperatur und auch Auftreten von Störstoffen für die Belebung. Dies wirkt sich vor allem auf den Substratabbau in der Belebung aus, an dem nur wenige Arten von Mikroorganismen beteiligt sind. So bleibt der CSB-Abbau über das ganze Jahr recht stabil, sodass die Ablauf-Konzentrationen immer zwischen 20 und 60 mg/L O₂ lagen (siehe Anhang 2A). Hingegen nimmt die Nitrifikation von Ammonium bei niedrigen Temperaturen sehr stark ab, sodass die Konzentration an NH₄⁺-N von meist ca. 0,1 bis auf 15 mg/L in Kälteperioden anstieg (siehe Anhang 2 B).

Das Abwasser der Stadt Nordenham wird teils in einem Trenn- teils in einem Mischkanal-system gesammelt und diskontinuierlich der Kläranlage zugeführt. Der Trockenwetterabfluss beträgt 4.000 bis 7.000 m³/d (an einzelnen Tagen sogar nur ca. 3.000 m³/d); bei Regenereignissen kann sich diese Menge verdreifachen (siehe Anhang 2C). So können starke Schwankungen in der Zusammensetzung des Abwassers entstehen und es besteht die Gefahr des Ausschwemmens von Belebtschlamm aus der Nachklärung.

II.2.4 Erkenntnisse aus den Vorversuchen und dem Versuchsbetrieb

II.2.4.1 Flockung und Ultrafiltration

Die erste Versuchsphase an der Pilotanlage diente der Untersuchung der Flockung als Vorbehandlung zur UF. Die Flockung besteht aus der Einmischung mittels Feedpumpe eines Flockungsmittels und einer Fließstrecke in einer Schlauchleitung mit definiertem Schergradienten und definierter Verweilzeit, um Mikrofloccen auszubilden. Dieser Verfahrensschritt bewirkt eine ganze Reihe von Effekten:

- Auf den Partikeln und Kolloiden im Zulaufwasser bilden sich je nach Flockungsmittelart Eisen- oder Aluminiumhydroxide aus, was ihr Haftvermögen auf der UF-Membran verringert und bei den Kolloiden auch ihr Eindringen in die Porenstruktur der Membran mindert.
- Bei der Fällung von Eisen- oder Aluminiumhydroxid werden Anteile des DOC bzw. CSB und auch PO₄-P mitgefällt und mit den Hydroxiden auf der UF-Membran abgeschieden.
- Die Hydroxide bilden eine Deckschicht aus Floccen auf der Membran aus, die durch die Rückspülung (Backwash) leicht und sehr weitgehend wieder ausgetragen werden kann. Das verringert ein Membranfouling.

An der Pilotanlage wurden verschiedene Flockungsmittel (FM) zum Vergleich getestet. Über den gesamten Versuchszeitraum (August bis Dezember 2017) wurde eine Straße (UF1) konstant mit Dialuminiumhydroxidchlorid (PLUSPAC FD ACH, Fa. Feralco) betrieben, das in den Vorversuchen zu den besten Ergebnissen bezüglich der DOC-Elimination geführt hatte (Bischoff, 2017). An der zweiten Straße (UF2) wurden nacheinander FeCl_3 -basierte FM eingesetzt. Während der Versuchsphase wurden Betriebsparameter und Schaltpunkte für die Dauer der einzelnen Betriebsmodi (Filtration, Backwash, CEB-Sequenzen) variiert und optimiert.

Abbildung 3 zeigt das Betriebsverhalten der beiden parallelen UF-Straßen bei unterschiedlichen Bedingungen der vorgeschalteten Flockung.

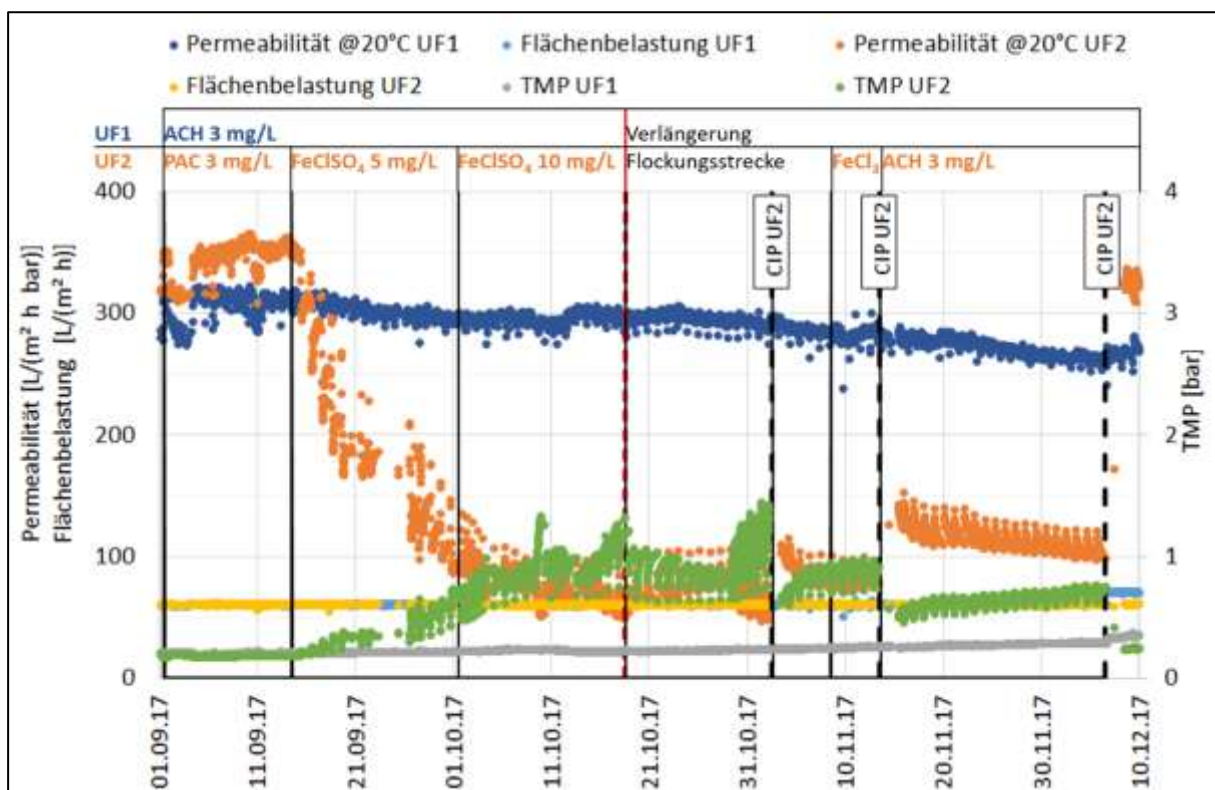


Abbildung 3: Vergleich des UF-Betriebs bei vorgeschalteter Flockung mit den Flockungsmitteln ACH (PLUSPAC FD ACH, Dialuminiumhydroxid-chlorid: Fa. Feralco), FeCl_3 (Ferrolin: Fa. Kurita) und FeClO_4 (Ferrifloc: Fa. Kronos Ecochem)

Die Untersuchungen ergaben, dass mit den gewählten Betriebsparametern (siehe Anhang 3) und dem ACH mit einer Al-Dosierkonzentration von 3 mg/L Al^{3+} ein stabiler Membranbetrieb möglich war (siehe Zeitraum vom 01.09.17 bis 10.12.2017 in Abbildung 3 mit einer konstanten Permeabilität von etwa 350 L/(m² h bar)). Der Betrieb mit den Fe-basierten FM ab dem 14.09.17 war hingegen problematischer, konnte jedoch durch Erhöhung der Fe-Dosiermenge von 5 auf 10 mg/L Fe^{3+} am 01.10.17 und Verdopplung der Länge der Flockungsstrecke

(Steigerung der Verweilzeit von ca. 20 auf 40 s) am 14.10.17 auf einem niedrigeren Permeabilitätsniveau als bei der Aluminium-Dosierung weitgehend stabilisiert werden. Ein derart unterschiedliches Verhalten der UF bei beiden Flockungsmitteltypen deckt sich mit zahlreichen Erfahrungen des IWW bei der Aufbereitung von Trinkwasser aus Oberflächenwasser.

In der Regel wurde 1-mal täglich ein automatischer CEB durchgeführt. Aufgrund der höheren Feststofffracht während der Untersuchungen mit eisenhaltigen Flockungsmitteln wurde sowohl die Dauer des BW als auch die CEB-Frequenz erhöht (siehe Anhang 3); es wurden zudem Versuchsreihen für CEB mit einer reinen Säure-Sequenz durchgeführt, was jedoch nicht zur Stabilisierung des Betriebs beitrug. Eine Optimierung des Reinigungsergebnisses der Intensivreinigung (CIP) konnte durch die Verlängerung der Einwirkzeiten (über Nacht) und den Einsatz von Oxalsäure unter Absenkung des pH-Wertes erreicht werden (siehe Anhang 4).

Aufgrund der sehr guten Betriebsergebnisse mit dem Flockungsmittel Dialuminiumhydroxidchlorid (PLUSPAC FD ACH) an UF1 mit sehr stabilem Membranbetrieb, geringem FM-Bedarf und kurzer Flockungsstrecke wurde es für weitere Betriebsversuche zur Optimierung des UF-Prozesses zunächst an beiden Straßen eingesetzt. Abbildung 4 zeigt das Betriebsverhalten bei einem schrittweise von 60 auf 90 L/(m² h bar) erhöhten Filtrationsflux an beiden UF-Straßen (an UF2 Steigerung sogar bis auf 100 L/(m² h bar)) und Verringerung der FM-Dosiermenge an UF2 von 3 auf 2 mg/L Al³⁺.

Die Untersuchungen zeigten, dass die UF auch bei einem Flux von 80 L/(m²hbar) und einer FM-Dosiermenge von 2,5 mg/L Al³⁺ über mehrere Wochen relativ stabil betrieben werden konnte. Der TMP stieg geringfügig aber stetig an, weshalb die Anwendung eines noch höheren Flux nicht empfehlenswert ist. Bei einem Flux von 90 L/(m² h bar) wurde der stetige TMP-Anstieg steiler, zumal zusätzlich witterungsbedingt die basische CEB ausfiel (NaOH-Lösung eingefroren). Die weitere FM-Verringerung auf 2 mg/L Al³⁺ sowie die Flux-Steigerung auf 100 L/(m² h bar) an UF2 führten zwar nicht zu einem plötzlichen, jedoch zu einem signifikanten TMP-Anstieg. Der Pilotprozess konnte somit auch mit optimierter FM-Dosiermenge und vorübergehender Flux-Erhöhung (wenige Tage bei bis zu 90 L/(m²hbar)) als robust eingestuft werden. In einem großtechnischen Routinebetrieb mit KA-Ablauf sollten jedoch Volumenstromspitzen nicht durch eine derartige Fluxsteigerung kompensiert werden, da Veränderungen in der Rohwasserbeschaffenheit gerade bei hohem Flux zu einem rasanten Permeabilitätsrückgang führen können.

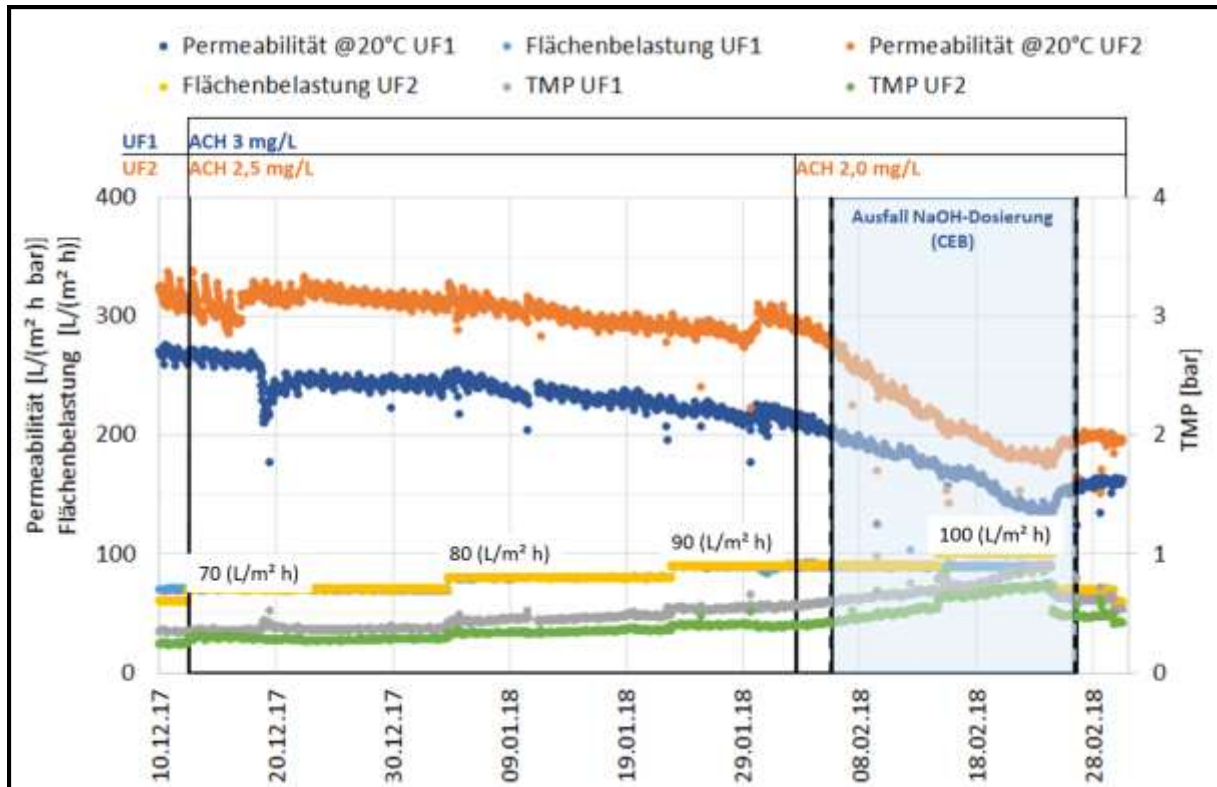


Abbildung 4: Optimierung der Dosiermenge des Flockungsmittels ACH unter Berücksichtigung der Flächenbelastung (Filtrationsflux) der UF-Membranen

II.2.4.2 Adsorption

Für den Adsorptionsprozess wurde eine Leerbettkontaktzeit (engl. empty bed contact time = EBCT) von ca. 25 min angestrebt, was sich aus den Erfahrungen der Untersuchungen zur 4. Reinigungsstufe ergab (Benstöm et al. 2016a und 2016b). Die Auswahl der granulierten Aktivkohle basierte ebenfalls auf Vorkenntnissen aus Projekten zur 4. Reinigungsstufe. Das Produkt Hydriffin AR 8*30 (Fa. Donau Carbon) hat sich bereits in einigen Anwendungsfällen in einer 4. Reinigungsstufe bewährt (Kolisch et al. 2017; Nahrstedt et al. 2017) und wurde daher auch für MULTI-ReUse Pilotierung ausgewählt.

Die Pulveraktivkohle wurde auf Basis von Ergebnissen und Erfahrungen aus einem aktuellen Forschungsprojekt der Universität Duisburg-Essen zum Einsatz des Hybridprozesses PAK-UF als 4. Reinigungsstufe ausgewählt (Hoffmann und Panglisch 2017). Die Aktivkohle WP260 von Chemviron hatte in Laboruntersuchungen bei einem Vergleich verschiedener Kohlen zur Entfernung von organischen Mikroverunreinigungen aus dem Ablauf einer Nachklärung hinsichtlich der Vorgabe des KOM-M.NRW sehr gut abgeschnitten und für eine Auswahl an Mikroverunreinigungen (NRW-Leitparameter Benzotriazol, Carbamazepin, Cla-

rithromycin, Diclofenac, Sulfamethoxazol, Metoprolol) eine Elimination von ca. 90% gezeigt. Für MULTI-ReUse wurde die PAK in verschiedene Korngrößen vermahlen, um den Effekt einer schnelleren Adsorptionskinetik mit der feiner vermahlenden, teureren PAK (WP260-90 UF gegenüber dem etwas gröberen, günstigeren Standardprodukt (WP260-90) zu sehen.

II.2.4.3 Entmanganung

Während der Versuchsphase wurde - für ein kommunales Abwasser unerwartet - festgestellt, dass im Ablauf der KA Nordenham gelöstes Mangan in konstant hohen Konzentrationen zwischen 0,2 und 0,6 mg/L vorkam. Ursächlich hierfür sind in das Kanalnetz eindringende reduzierte Grundwässer. Mangan wird durch die Prozesskombination Flockung + UF jedoch nicht entfernt. Die Verringerung von Mangan unterhalb von 0,05 mg/L (Grenzwert der Trinkwasserverordnung, TrinkwV) bzw. möglichst bis unter 0,02 mg/L (DVGW W 223-1) ist als Qualitätsziel aber wichtig, um Mangan-Ablagerungen bei einer möglichen Verteilung, Speicherung oder Verwendung des Wassers vorzubeugen. In Laborversuchen (Sander, 2018) wurden verschiedene Möglichkeiten der Manganentfernung überprüft (u. A. Oxidation mittels Kaliumpermanganat und Chlordioxid, Filtration über inertes und auch katalytisches Filtermaterial). Aufgrund der Versuchsergebnisse und der Erfahrungen zur biologisch-katalytischen Entmanganung in der Trinkwasseraufbereitung wurde eine Belüftung (Verrieselung zwecks Sauerstoffeintrag) und Tiefenfiltration über Quarzsand zur Entmanganung und Nitrifikation als Schritt zur Produktion der Betriebswasserqualität 2 zwischen UF und Aktivkohle-Filtern nachgerüstet. Filtergeschwindigkeit und EBCT des Entmanganungs- und Nitrifikationsfilter wurden analog zur GAK-Filtration gewählt, was für die Entmanganung eine sehr konservative Parametrierung darstellt (DVGW W 223-2).

Für die Prozesskette von Betriebswasserqualität 3 war keine zusätzliche Manganentfernung notwendig, da die Umkehrosrose Mangan bereits vollständig zurück hält. Allerdings findet vor der Umkehrosrose-Membran entlang der gesamten Verfahrenskette auf allen Oberflächen mit einem Biofilm eine leichte Entmanganung mit der Ausbildung von Braunsteinbelägen statt. Module und Membranen der UF werden hiervoor durch die extremen pH-Sprünge während des periodisch ausgeführten CEB geschützt. Um Mangan-Fouling auf der Umkehrosrose-Membrane zu vermeiden, wurde diese Problematik bei der Wahl des Antiscalant besonders beachtet.

II.2.4.4 Umkehrosrose

Die Entwicklung einer neuen Ultra-low-pressure (ULP) Umkehrosrosemembran konnte im ersten Projektjahr erfolgreich abgeschlossen werden. In internen Labortests wurde gezeigt,

dass die neue ULP-Membran über die angestrebten Eigenschaften hinsichtlich der Permeabilität und des Rückhalts verfügt (Ogier et.al, 2018). Zur Charakterisierung der Leistungsfähigkeit wurde dabei auf Standardtests zurückgegriffen, wie sie in der Industrie üblich sind. In einem nächsten Schritt wurde mit der Produktion der neuen UO-Module (RO B085 ULP 4040) fortgefahren, um die neue Membran in der Pilotanlage einsetzen zu können. Der Fokus der Pilotierung lag darauf, die neu und speziell für den Einsatz im Niederdruckbereich bei Wässern mit geringem Salzgehalt entwickelte ULP-Membran zu testen. Dabei wurde die Leistungsfähigkeit der ULP-Module im Vergleich zu anderen UO-Modultypen bewertet. Weiterhin wurde der Einfluss unterschiedlicher Modulkonfigurationen analysiert.

An beiden UO-Straßen der Pilotanlage wurden die Betriebsparameter gemäß Tabelle 6 eingestellt. Da aufgrund schwankender Wasserbeschaffenheit (Temperatur, Leitfähigkeit) und sinkender Permeabilität ein häufiges Nachregeln erforderlich war, schwankte die Gesamtausbeute zwischen 60 – 80 %,

Tabelle 6: Betriebsparameter der UO-Straßen während des Versuchsbetriebs

Q (Permeat)	0,50	m ³ /h	Q (Rezirkulat)	0,8	m ³ /h
Q (Zulauf)	0,67	m ³ /h	Gesamtausbeute (Ziel)	75	%
Q (Konzentrat)	0,17	m ³ /h			

Aus diesen Betriebseinstellungen ergaben sich ein Membranflux von ca. 17 L/(m² h bar) bei 60% Ausbeute bis zu 22,5 L/(m² h bar) bei 80% Ausbeute. Der hohe Membranflux wurde eingestellt, um das Auftreten von Fouling-Effekten zu beschleunigen und dadurch die Versuchsphasen kurz zu halten. Tabelle 7 zeigte die Betriebsbedingungen, die rechnerisch bei einer Gesamtausbeute von 75% in den einzelnen Elementen einer UO-Straße vorherrschen, und zwar unter folgenden Annahmen: Permeabilität = 2,5 L/(m² h bar), Total Dissolved Solids (TDS) im UO-Zulauf = 1.200 mg/L und Salzurückhalt = 99,5 %.

Tabelle 7: Betriebsbedingungen der einzelnen UO-Elemente einer UO-Straße, rechnerisch bei einer Gesamtausbeute von 75%

Element Nr.		1	2	3
Elementausbeute	%	12	13	14
Q (Zulauf)	m ³ /h	1,5	1,3	1,1
Q (Permeat)	m ³ /h	0,174	0,167	0,159
Membranflux	L/(m ² h)	22,0	21,2	20,1

In der ersten Testphase wurden Lewabrane® B085 ULP 4040 Module in einer Linie (UO 2) der Anlage installiert, währenddessen für die andere Linie (UO 1) Elemente des Typs Lewabrane® RO B085 FR 4040 ausgewählt wurden. Letztere können als klassische Brack-

wassermodule betrachtet werden, die von LANXESS zur Aufbereitung von Brack- und Abwässern empfohlen werden, die höhere Salzkonzentrationen aufweisen, als das bei ReUse-Anwendung in der Regel der Fall ist. Darüber hinaus wird dieser Typ speziell dann eingesetzt, wenn aufgrund der Charakteristik des Zulaufs biologisches und organisches Fouling zu erwarten ist.

Um das Foulingverhalten und die Leistung der Elemente über den Versuchszeitraum von ca. zwei Monaten vergleichen zu können, wurde für beide Typen etwa die gleiche Ausbeute eingestellt (Tabelle 6). Beide UO-Straßen wurden in dieser Phase derselben UF-Straße nachgeschaltet, um für beide ein möglichst identisches Zulaufwasser zu gewährleisten. Da die Spezifikationen dieser Membranen unterschiedlich sind, ergab sich auf der Basis identischer in das Feed rückgeführter Konzentratströme für den FR-Typ im Vergleich zum ULP-Typ ein um etwa 30 % höherer Transmembrandruck (TMP). Allerdings war – wie erwartet – auch der Rückhalt des FR-Typs sowohl bei organischen Substanzen, gemessen als Total Organic Carbon (TOC), als auch bei Salzen (gemessen als Leitfähigkeit) um ca. 1,5 % höher. Es konnte bei beiden getesteten UO-Membranen mit Rückhalten von über 95 % beim TOC und 97 % bei Salzen eine sehr hohe Wasserqualität erreicht werden. In Kombination mit dem niedrigeren Druckniveau (geringerer Energiebedarf) konnte bestätigt werden, dass die ULP-Membran auch unter realen Testbedingungen die gewünschten vorteilhaften Eigenschaften aufwies (siehe auch Lehmann et al., 2018).

Im Versuch zeigte jedoch die FR-Variante eine stabilere Permeabilität als der ULP-Typ. In Abbildung 5 wird die auf 20°C und Salzkonzentration normierte Permeabilität, bei der Einflüsse der Wassertemperatur und Salzgehalte rechnerisch kompensiert wurden, dargestellt. Da die beiden Linien in diesem Test bei mitunter unterschiedlichem Flux betrieben wurden, ist es schwierig, eine Aussage darüber zu treffen, inwiefern die unterschiedlichen Eigenschaften der UO-Membran unabhängig vom Flux selbst möglicherweise das Fouling beeinflussten.

Im weiteren Verlauf der Untersuchungen bestand das Ziel darin, durch geeignete Maßnahmen das Fouling der energetisch besseren ULP Membrane so zu reduzieren, dass der TMP langsamer ansteigt, die manuelle Korrektur der Konzentratrückführung nur gelegentlich angepasst werden muss und der Permeatfluss somit über einen längeren Zeitraum konstant bleibt. In Erwartung eines stärkeren Bio-Foulings, das erfahrungsgemäß vor allem in Warmperioden eine Herausforderung darstellt, sollte daher in einem zweiten Versuch der Einfluss unterschiedlicher Feed-spacer-Geometrien auf Bio-Fouling-Ablagerungen untersucht werden. Entsprechend der Erkenntnisse aus den Vorversuchen wurde eine Linie der Pilotanlage mit Standard Lewabrane B085 ULP 4040 Modulen bestückt (UO 1) während in der anderen

Linie (UO 2) spezielle B085 ULP ASD 4040 Module zur Anwendung kamen, bei denen der sogenannte ASD-Spacer (alternating strand design) verbaut wurde.

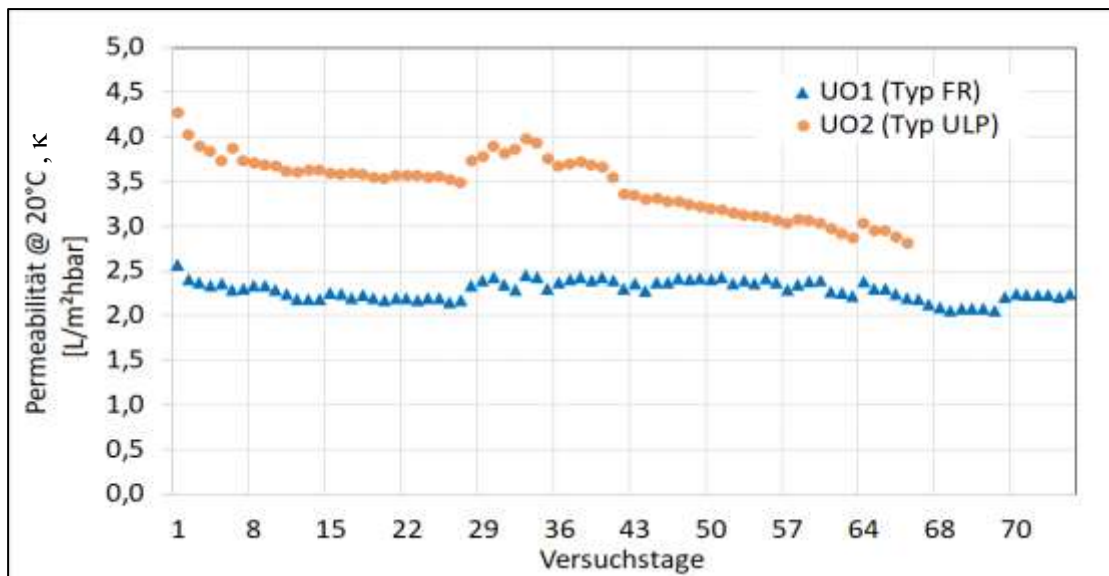


Abbildung 5: Vergleich der UO-Elementtypen ULP und FR (auf 20°C und Salzkonzentration normierte Permeabilität; Betriebsparameter siehe Tabelle 6)

Der ASD-Feed-spacer hat im Gegensatz zum Standard Spacer unterschiedliche Filamentdurchmesser. Dicke und dünne Filamente (Faserstege aus Kunststoff) wechseln sich ab. So kann einerseits mit dickeren Filamenten eine definierte Höhe für den Strömungskanal erzeugt werden und gleichzeitig können mit den dünneren Filamenten ausreichend starke Turbulenzen und Schergradienten erzeugt werden, um die Konzentrationspolarisation auf der Membranoberfläche zu reduzieren und Fouling an Spacer und Membran zu verringern. CFD-Simulationen hatten gezeigt, dass diese Geometrie zu weniger Bereichen mit geringer Überströmgeschwindigkeit der Membran führt, in denen sich am leichtesten Fouling-Ablagerungen bilden. Im Labormaßstab konnte in Untersuchungen an der TU Delft bereits experimentell bestätigt werden, dass der ASD-Spacer zu einem langsameren Druckanstieg infolge der Akkumulation von Biomasse führt (Siddiqui et al. 2017). Folglich bestand die Idee darin, die Wirksamkeit des ASD-Spacer unter realen Bedingungen in der Pilotanlage zu validieren. In fast 200 Testtagen Versuchsbetrieb wurden die Elemente unterschiedlichen Temperaturen und Wasserqualitäten ausgesetzt (Abbildung 6). Nachdem der Druckverlust beider Linien, der als Indikator für Fouling innerhalb der Module dient, anfangs sehr ähnlich war, zeigte das mit den Standard-Spacer ausgestattete Druckrohr ab einem bestimmten Zeitpunkt einen größeren Druckverlust als das Druckrohr mit dem ASD-Spacer. Während des angegebenen Zeitraums wurde an den Tagen 83 und 147 auf beiden Linien chemische Reinigungen (CIP) durchgeführt (Reinigungsstrategie und Permeabilitätsverlauf, siehe Anhang 5). Das mit ASD-Elementen ausgestattete Druckrohr (UO2) zeigte während der gesamten Testphase

einen geringeren Druckverlust, der mit einem geringeren Foulingverhalten der Elemente korreliert. Eine im Nachgang vorgenommene Autopsie zeigte, dass sich in den Elementen mit Standard-Spacer deutlich mehr Fouling-Material abgelagert hatte. Es wurden im Vergleich beider Straßen eine ca. 40% geringere Masse an abgelagerten, anorganischen und organischen Substanzen auf der Membranoberfläche der Elemente mit ASD-Spacer gefunden (Anhang 6). Der Druckverlust korrelierte somit mit den Ablagerungen in den Modulen. Die Erkenntnisse aus den Vorversuchen konnten somit bestätigt werden.

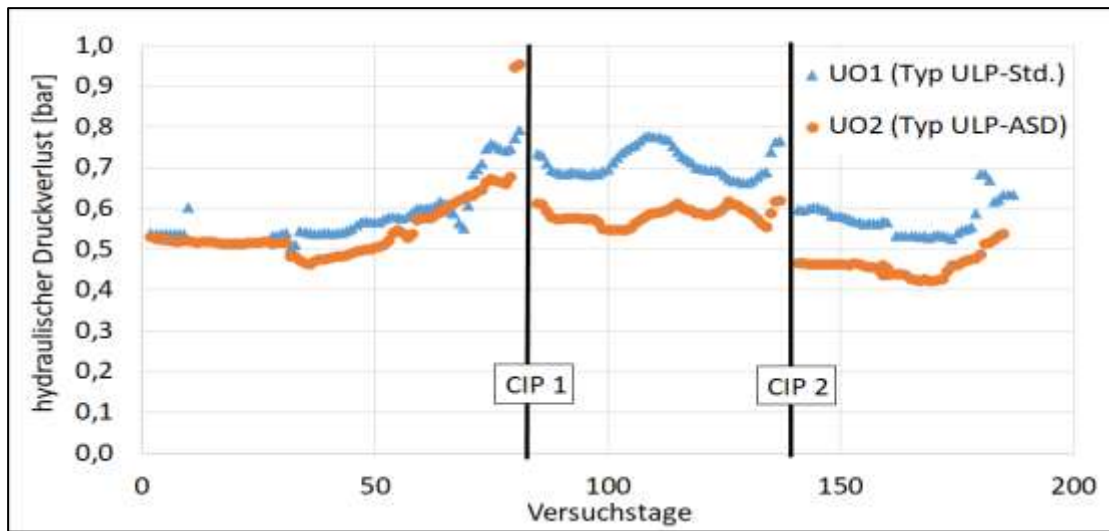


Abbildung 6: Druckverlust im Druckrohr im Vergleich als Indiz für Biowachstum

II.2.4.5 Desinfektion

Der Betrieb der UF erfolgte ohne Biozid-Dosierung im Zulauf und war auch ohne regelmäßige Desinfektion des Filtrattanks oder des BW-Wassers stabil. Aufgrund der sequenziellen CEBs mit hohen und niedrigen pH-Werten wurde das biologische Wachstum in dem Anlagenbereich rund um das Modul gehemmt. Da der Filtrattank nicht zu diesem Bereich zählt und als Spülwasservorrat genutzt wurde, führt ein Verzicht auf den chemischen Desinfektionsschutz für den Tank nur zu etwas erhöhten Zellzahlkonzentrationen im UF-Filtrat (mittels Durchflusszytometrie, DFZ, gemessen)

Trotz vorgeschalteter UF zeigten jedoch sowohl die Kerzenfilter (Vorfilter zum Schutz der UO), als auch die UO-Elemente Anzeichen einer Ausbildung biologischer Beläge. Das UF-Filtrat enthielt noch genügend Nährstoffe und die für diese Effekte notwendigen Mikroorganismen waren auf den nicht sterilen Oberflächen der Versuchsanlage oder als Folge eines Eintrags aus der Raumluft in den UF-Filtrattank ausreichend vorhanden (wurde in einer späteren Projektphase mittels DFZ nachgewiesen). Biofouling stellte in den ersten Betriebsmo-

naten der UO (November 2017 – Februar 2018) noch kein großes Problem dar, da die Temperaturen des Zulaufs mit durchschnittlich 10°C jahreszeitlich bedingt niedrig waren und folglich auch die biologische Aktivität gering blieb. Steigende Wassertemperaturen ab Anfang März führten jedoch zu einem schnellen Bio-Wachstum, was ca. monatliche Filterkerzenwechsel und eine Reinigung der UO erforderlich machte.

Bei einem von August 2018 bis Februar 2019 regelmäßig alle zwei bis vier Wochen durchgeführten Desinfektionsregime wurde die Verfahrenseinheit UF-Filtrattank bis inklusive des UO-Vorfilters bei Stillstand der Verfahrenskette mit einer Hypochlorit-Lösung (100 mg/L freies Chlor bei ~ pH 5, Einwirkzeit mind. 1h) gereinigt. Es zeigte sich, dass die Oberflächen im UF-Filtrattank optisch frei von Belägen waren, jedoch wurde kein deutlicher Effekt auf den Betrieb der UO beobachtet.

II.2.5 Empfehlungen für den Demonstrationsbetrieb

Im Projektverlauf ließen sich die Anforderungen an Wasserbedarf und -qualität für die Fallstudie soweit konkretisieren, dass der Fokus während des Demonstrationsbetriebs auf die Optimierung der Verfahrenskette 3 (UF-UO) gelegt wurde.

Auch wenn mit dem Al-haltigen Flockungsmittel ein sehr stabiler UF-Betrieb erreicht wurde, war die Empfehlung für den Demonstrationsbetrieb, den UF-Betrieb mit einem Fe-haltigen Flockungsmittel zu etablieren. Zum einen kann dadurch die Gefahr von Aluminiumsilikat-Fouling auf der Umkehrosiose-Membran verringert werden. Problematisch wird dies insbesondere, wenn es z.B. zu einer Al-Überdosierung kommt. Al-Silikat ist gegenüber Fe-Silikat schlechter bzw. gar nicht durch eine chemische Reinigung von der Membran zu entfernen und bildet somit ein irreversibles Scaling (Cob et al., 2012). Dies kann zu einem früheren UO-Membranersatz und somit zu höheren Kosten führen. Je nach Wassermatrix und Prozessausführung können jedoch Al-haltige Flockungsmittel vor einer UO zum Einsatz kommen. Weitere Faktoren, die für eine Optimierung mit Eisen(III)chlorid sprachen, waren die wesentlich geringeren Kosten für diesen Aufbereitungsstoff sowie die höhere internationale Akzeptanz und Verfügbarkeit.

Da die neu entwickelte ULP-Membran im Versuchsbetrieb hinsichtlich Rückhalt und Energiebedarf den Erwartungen entsprach, sollte dieser Membrantyp auch im Demonstrationsbetrieb weiter betrieben werden. Mit Hilfe des ASD-Spacers konnte das Fouling in den Elementen reduziert werden. Dieser Optimierungsschritt war im Laufe des Projektes jedoch noch nicht in die Standardproduktion aufgenommen worden. Daher wurde dieses Elementdesign nicht für den Demonstrationszeitraum eingesetzt.

Um den UO-Membranbetrieb zu stabilisieren, wurde empfohlen, den Einfluss des Membranflux während des Demonstrationsbetriebs zu untersuchen. Ein geringerer Durchschnittsfluss kann Fouling reduzieren, erfordert aber im Gegenzug mehr Membranfläche, um den geforderten Anlagendurchsatz zu erreichen. Deshalb sollten weitere Möglichkeiten zur Fouling-Reduktion untersucht werden. So wurden für den Demonstrationsbetrieb zusätzlich Versuche mit einer Chloramin-Dosierung im Zulauf zum UF-Filtrattank vorgesehen, um das Biowachstum in der UO-Stufe weiter zu verringern.

Erste Versuche zur PAK-Dosierung zeigten, dass Umbauarbeiten erforderlich waren, u.a. um die Kontaktzeit der PAK mit dem UF-Feed zu verlängern, da bei der zunächst vorgesehenen Kontaktzeit von < 1 s keine Effekte auf die Mikroschadstoff-Elimination nachgewiesen werden konnten.

Für die in den Filtersäulen stattfindenden biologischen Transformations- und Abbauprozesse (Nitrifikation, Entmanganung, Enteisung) ist unter anderem eine ausreichend hohe Sauerstoffkonzentration notwendig. Bei der Planung der Filterstufe wurde angenommen, dass durch die kaskadige, d. h. im Freifall ausgestaltete Überleitung zwischen den Stufen genügend Sauerstoffeintrag in das Wasser erfolgen würde. In den ersten Betriebsmonaten zeigte sich jedoch, dass die Sauerstoffkonzentration im Ablauf der GAK < 2 mg/L O_2 betrug. Um anaerobe Milieubedingungen im GAK-Filtern zu vermeiden und die Abbauleistung im Sandfilter auch bei hohen Ammonium-Konzentrationen zu stützen, wurde für den Demonstrationsbetrieb eine Sauerstoffanreicherung durch einmischen von Luftsauerstoff vor der Filterstufe ergänzt.

II.3 Monitoring des Aufkeimungs- und Biofilmpotenzials

II.3.1 Notwendige Qualitätsparameter und Anforderungen

Unabhängig von der Anwendung war die hygienische Sicherheit eine Grundforderung für alle produzierten Wasserqualitäten. Dazu zählte insbesondere die Elimination aller Fäkalkeime und von Legionellen. Diese Anforderungen wurden durch das Monitoren von Fäkalindikatoren (*Escherichia coli*, *Enterococcus faecalis* und der langlebigen *Clostridium perfringens*) sowie von *Legionella* spp. überprüft (Kap.II.4.4.2). Alle Endwässer waren frei von den klassischen Indikatororganismen. Zudem wurde die Gesamtkoloniezahl zur Einschätzung der mikrobiologischen Behandlungsleistung einzelner Verfahrensstufen mitberücksichtigt.

Da nur ein kleiner Bruchteil der im Wasser befindlichen Bakterien kultivierbar ist, wurde die kulturelle Analytik durch die Durchflusszytometrie (DFZ) als kultivierungsunabhängige diagnostische Methode zur Quantifizierung der Gesamtzellzahl (GZZ) und Intaktzellzahl (IZZ)

ergänzt. Die DFZ erlaubt damit die Quantifizierung der realen Anzahl der im Wasser befindlichen Bakterien, unabhängig von deren Kultivierbarkeit. Neben der reinen Quantifizierung von Bakterien erlaubt die Methode zudem die Bestimmung des bakteriellen Aufkeimungspotenzials und damit eine Abschätzung der im Wasser befindlichen Nährstoffe. Dies wird ermöglicht durch eine wiederholte Messung der Wasserproben nach sieben Tagen Inkubation bei 22°C. Sind verwertbare Nährstoffe bzw. assimilierbarer organischer Kohlenstoff (engl. assimilable organic carbon, AOC) in der Probe enthalten, so ermöglichen diese eine Vermehrung der im Wasser befindlichen autochthonen Bakterien. Die sich nach sieben Tagen ergebende Intaktzellzahl (IZZ_{Tag7}) gibt an, welche Konzentration an intakten (und potentiell lebenden) Bakterien maximal nach 7 Tagen Inkubation bei 22 °C erreicht wird. Die Gesamtzellzahl (GZZ) auf der anderen Seite umfasst auf der anderen Seite sowohl intakte als auch geschädigte Zellen. Weder für den AOC noch für die GZZ und IZZ gibt es regulatorische Vorgaben, da die Durchflusszytometrie (abgesehen von der Schweiz) noch nicht vom technischen Regelwert als diagnostische Methode anerkannt wird. Abbildung 7 (angelehnt an Hammes et al. 2007) vermittelt einen Überblick über typischerweise in verschiedenen Wässern enthaltene Gesamtzellzahlen.

Die Anwendung der Methode in diesem Projekt leistete einen Beitrag, um die Erfahrungswerte für verschiedene Wassertypen hinsichtlich der typischen Bakterienzahlen nach verschiedenen Behandlungsschritten und nach Aufkeimung auszubauen und damit vermehrt die Grundlage zu schaffen für die Festsetzung von akzeptablen Grenzwerten und potentiellen regulatorischen Vorgaben in der Zukunft.

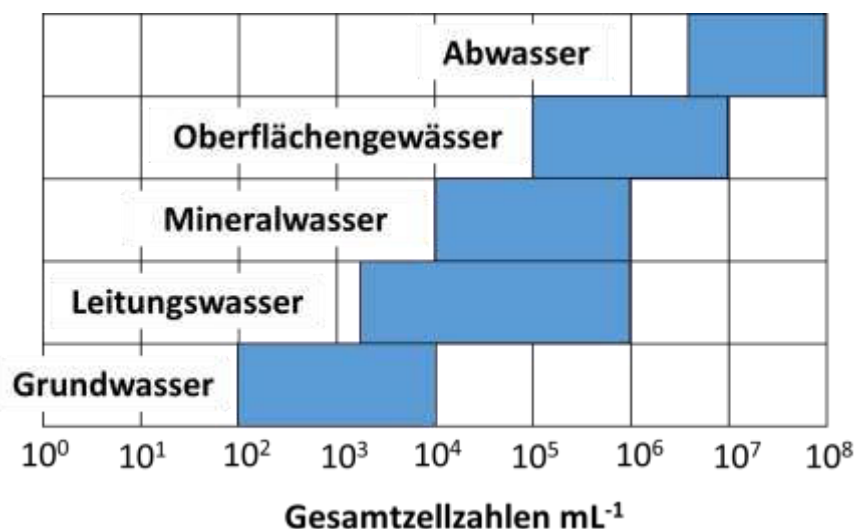


Abbildung 7: Typischerweise in verschiedenen Wassertypen enthaltene Gesamtzellzahlen pro ml (in Anlehnung an Hammes et al. 2007). In Trinkwasser sind typischerweise zw. 10⁴ bis 10⁵ Bakterien pro ml enthalten, nach Stagnation bis zu 10⁶ Bakterien pro ml (Lipphaus et al. 2014)

Eine Anforderung an die in MULTI-ReUse erzeugten Betriebswasserqualitäten ist die hygienische Unbedenklichkeit. Diese wird durch traditionelle Hygieneindikatoren nachgewiesen und wird in der MULTI-ReUse-Anlage bereits durch die Verfahrensstufe Ultrafiltration sichergestellt (siehe Anhang 15).

II.3.2 Entwicklung eines neuartigen Verfahrens zur Messung des biologisch verfügbaren gelösten organischen Kohlenstoffs (BDOC)

Der gelöste organische Kohlenstoff (DOC) ist die wesentliche Nahrungsquelle für heterotrophe Mikroorganismen im Abwasser. Obwohl normalerweise viel DOC im Abwasser enthalten ist (mindestens 10-20 mg/L) kann nur ein Teil davon durch Mikroorganismen genutzt werden. Der Gehalt an biologisch verfügbarem DOC ist aber entscheidend für die mikrobiologische Stabilität des Wassers, da er für Aufkeimung oder allgemein für das Biomassewachstum verantwortlich ist. Zwei gängige Messmethoden für biologisch verwertbaren DOC sind der assimilable organic carbon (AOC), der als von Mikroorganismen in Biomasse umsetzbar definiert ist und durch Biomassewachstum gemessen wird, und der biologisch verfügbare DOC (BDOC), der als gesamte DOC-Abnahme gemessen wird. Da der weitaus größte Teil des BDOCs für den Energiestoffwechsel zu CO_2 oxidiert wird, kann man den BDOC auch durch die Zunahme an CO_2 messen. Dies kann wesentlich empfindlicher sein, da der BDOC meist nur einen geringen Anteil des DOCs darstellt und man eine geringe Abnahme von einer großen Menge nur schlecht messen kann.

Im MULTI-ReUse-Projekt wurde dafür eine neue Methode entwickelt (reverse isotope labeling, RIL) um sehr geringe Zunahmen von CO_2 empfindlich messen zu können. Um geringe Abbauaktivitäten messen zu können, würde man normalerweise das Substrat mit ^{13}C markieren. Das beim Abbau entstehende, markierte $^{13}\text{CO}_2$ ist dann leicht vom im Wasser enthaltenen, unmarkierten $^{12}\text{CO}_2$ unterscheidbar, indem man das $^{13}\text{C}/^{12}\text{C}$ -Isotopenverhältnis im CO_2 misst. Dafür kommen verschiedene Methoden in Frage wie z. B: Near-InfraRed-Isotope-Ratio Absorptions-Photospektroskopie (Delta-Ray, Thermo-Fisher, Bremen).

Markierte Substrate sind aber extrem teuer und in vielen Fällen nicht kommerziell erhältlich. Weiterhin kann man komplexe, undefinierte Substrate wie DOC gar nicht markieren. Wir haben deshalb die neue RIL Messmethode entwickelt, bei der man das Prinzip der Markierung umdreht. Anstatt das Substrat mit ^{13}C zu markieren und die Entstehung von $^{13}\text{CO}_2$ im Hintergrund von $^{12}\text{CO}_2$ zu messen, geben wir einen ^{13}C -markierten Bicarbonat-Puffer zu und normale, nicht markierte Substrate wie natürlichen DOC. Das Substrat wird durch die Mikroorganismen zu $^{12}\text{CO}_2$ verstoffwechselt und man misst den Abfall des $^{13}\text{C}/^{12}\text{C}$ -Isotopenverhältnis im Bicarbonatpuffer. Um den BDOC zu messen, braucht man also nur eine Wasserprobe,

die den BDOC enthält, mit einem ^{13}C -markierten Bicarbonatpuffer zu versetzen und das Isotopenverhältnis im CO_2 über die Zeit zu verfolgen.

II.3.2.1 Präzision, Genauigkeit und Unsicherheit der RIL-Methode

Die Präzision des Messgerätes und die Genauigkeit der Messungen wurden anhand verschiedener Bikarbonat-Standards untersucht. Die maximale Differenz zwischen der erwarteten und gemessenen Isotopenzusammensetzung war unter 0.2 % ($x(^{13}\text{C}) \cdot 10^2 \leq 0.12$).

Die kombinierte Unsicherheit oder die Ungenauigkeit der RIL Methode wurde durch Fehlerfortpflanzung der Massenbilanz abgeschätzt. Eine Auftragung der kombinierten Unsicherheit der RIL Methode gegen die Mineralisation zeigt (Abbildung 8), dass die Ungenauigkeit kleiner wird, je größer die Differenz der Konzentration des gelösten anorganischen Kohlenstoffs (dissolved inorganic carbon, DIC) zwischen zwei Zeitpunkten bzw. je größer die Mineralisation des BDOC ist.

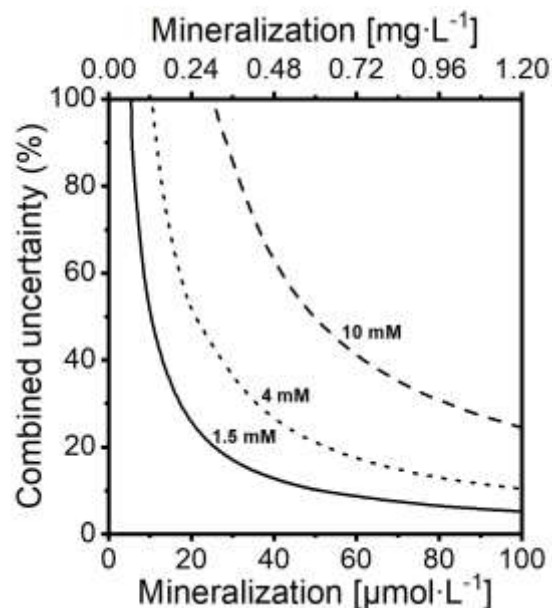


Abbildung 8: Kombinierte Unsicherheit der RIL Methode gegen die berechnete Mineralisation. Gezeigt ist die geschätzte Unsicherheit der Bestimmung der Mineralisation für unterschiedliche Hintergrundkonzentrationen des DIC in mg/L Kohlenstoff sowie $\mu\text{mol/L}$. Durchgängige Linie: 1.5 mM originärer DIC (z.B. natürlicher DIC vor ^{13}C -Bicarbonatzugabe); gepunktete Linie: 4 mM originärer DIC; gestrichelte Linie: 10 mM originärer DIC

II.3.2.2 Untersuchung von Wasserproben aus verschiedenen Stufen der Pilotanlage

An der Pilotanlage wurden mehrere Probenahme-Kampagnen durchgeführt, indem der Kläranlagenablauf (Rohwasser der Anlage) und die zwei Filtrate aus der Ultrafiltration (UF1, UF2) beprobt wurden. Für die RIL-Experimente wurden 40-mL Glasflaschen (ND20 EPA-vials, IVA-Analysentechnik GmbH & Co. KG, Meerbusch) mit 20 mL der jeweiligen Wasserprobe versetzt und mit Deckeln, mit 2,4 mm Butylseptum (IVA-Analysentechnik GmbH & Co. KG, Meerbusch), verschlossen. Anschließend wurden geeignete Mengen eines ^{13}C -markierten Bikarbonat-Puffers über Einwegspritzen (Omnican F/50, B. Braun Melsungen AG) durch das Septum zugefügt. Proben für die $^{13}\text{C}/^{12}\text{C}$ -Isotopenanalyse wurden am 1. und 7. Tag entnommen. Aus der resultierenden Veränderung der Isotopensignatur des DIC in der Probe konnte die produzierte Menge an CO_2 ermittelt werden (Abbildung 9).

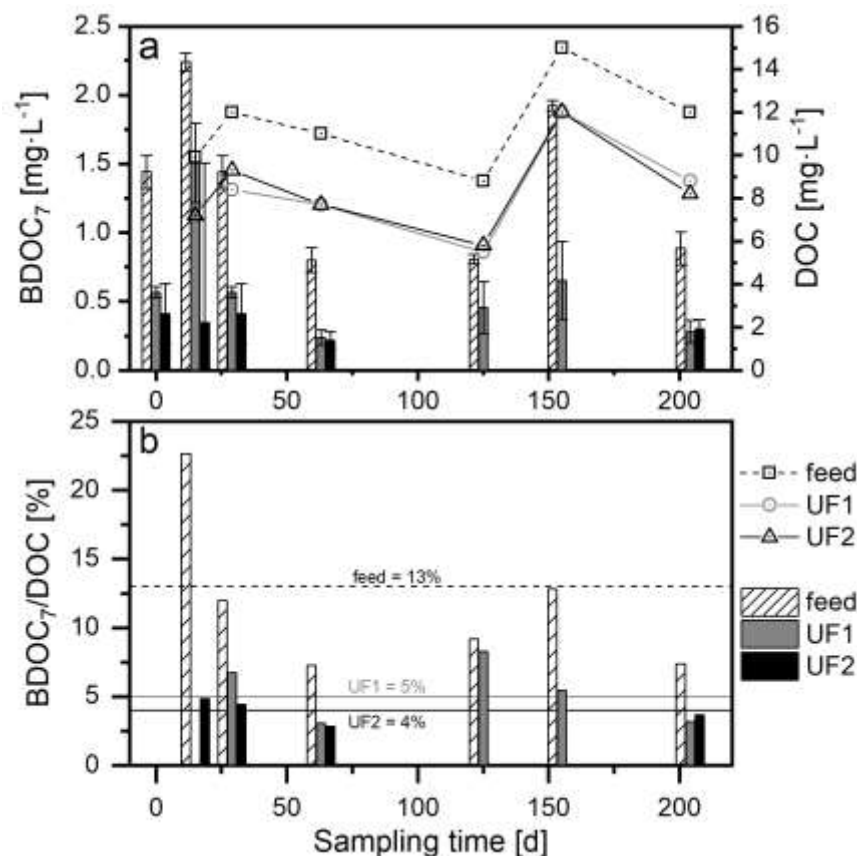


Abbildung 9: Zusammenfassung BDOC₇ und DOC der Probenserie

oben: linke Achse und Balken: Dargestellt ist das innerhalb von sieben Tagen produzierte CO_2 (BDOC₇) schraffiert: Kläranlagenablauf; grau: Filtrat UF1; schwarz: Filtrat UF 2. Rechte Achse und Symbole: Die ermittelten Kohlenstoffgehalte (DOC) der verschiedenen Wasserproben (Quadrate: Kläranlagenablauf; Kreise: Filtrat UF1; Dreiecke: Filtrat UF2).

unten: prozentualer Anteil des BDOC₇ vom DOC, Linien = Mittelwerte Messserie

Die Mineralisationsraten des Rohwassers lagen zwischen $0,11$ und $0,32 \text{ mg}\cdot\text{L}^{-1}\cdot\text{d}^{-1}$ und waren somit größer als nach UF1 ($0,03$ bis $0,22 \text{ mg}\cdot\text{L}^{-1}\cdot\text{d}^{-1}$) und UF2 ($0,03$ bis $0,06 \text{ mg}\cdot\text{L}^{-1}\cdot\text{d}^{-1}$). Im Mittel entsprach der BDOC_7 $13 \pm 6 \%$ () des DOC bzw. $5 \pm 2 \%$ (UF1) und $4 \pm 1 \%$ (UF2) (Abbildung 9 unten). Neben der Variabilität der freigesetzten Menge an CO_2 über die Probenreihe, die wahrscheinlich durch schwankende Nährstoffgehalte (BDOC) und Konzentrationen an Mikroorganismen bedingt sind, zeigt sich, dass der Reinigungsschritt vom Rohwasser zum UF-Filtrat mit einer Reduktion der freigesetzten Menge an CO_2 einhergeht. Während der DOC des Rohwassers nach Passage der UF über die gesamte Probennahme im Durchschnitt um $29 \pm 6 \%$ reduziert wurde (entspricht $2,9 \pm 4,4 \text{ mg}\cdot\text{L}^{-1}$), wurde der BDOC_7 um $64 \pm 11 \%$ reduziert (entspricht $0,87 \pm 0,92 \text{ mg}\cdot\text{L}^{-1}$). Dies deutet auf eine substanzielle und präferentielle Reduktion des BDOC durch Flockungsprozess und UF hin.

Neben den regulären komparativen Messungen wurden auch Langzeitversuche durchgeführt (Abbildung 10). Nach 88 Tagen (BDOC_{88}) waren etwa 36% (Feed) bzw. 21% (UF1) und 14% (UF2) des DOC mineralisiert, was bedeutet, dass ein großer prozentualer Anteil des DOC aus BDOC besteht. Ähnlich zu den Ergebnissen nach 7 Tagen war der BDOC_{88} nach Passage der UF im Langzeitexperiment um $63 \pm 9 \%$ geringer als im Rohwasser. Der zeitliche Verlauf der Mineralisation wurde zur Bestimmung der Reaktionsgeschwindigkeitskonstanten, unter Annahme einer Reaktion 1. Ordnung, graphisch aufgetragen und einer Regressionsanalyse unterzogen. Die ermittelten Geschwindigkeitskonstanten waren $k_{\text{feed}} = (6,8 \cdot 10^{-3} \pm 1 \cdot 10^{-4}) \text{ d}^{-1}$, $k_{\text{UF1}} = (2,8 \cdot 10^{-3} \pm 5 \cdot 10^{-5}) \text{ d}^{-1}$ und $k_{\text{UF2}} = (2,7 \cdot 10^{-3} \pm 5 \cdot 10^{-5}) \text{ d}^{-1}$. Damit war die Konstante für das Rohwasser um mehr als das Zweifache größer als die der UF-Filtrate.

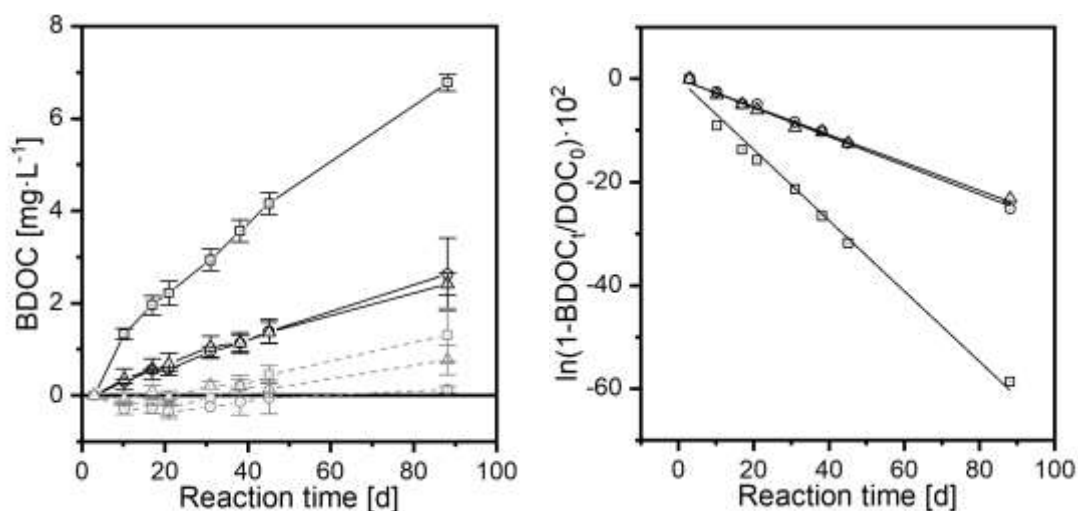


Abbildung 10: Zeitlicher Verlauf des BDOC und Reaktionskonstante des BDOC-Abbaus; links: zeitliche Veränderung des BDOC des Zulaufs (schwarze Quadrate) und beider UF-Filtrat (schwarze Kreise und Dreiecke). Steril-Kontrollen als graue Symbole;. Mineralisation über die gesamte Versuchszeit von 88 Tagen: rechts: graphische Bestimmung der Reaktionskonstante des BDOC-Abbaus

II.3.3 Mikrobiologische Charakterisierung mittels Durchflusszytometrie

Wasserproben, die in AOC-freien Gefäßen gesammelt und gekühlt ins Labor transportiert wurden, wurden innerhalb von 24 h mittels Offline-Durchflusszytometrie analysiert. Die daraus resultierenden Gesamt- (GZZ) und Intaktzellzahlen (IZZ) spiegeln den mikrobiologischen Status zum Zeitpunkt der Probenahme (Tag 0) wieder und werden im Folgenden mit $GZZ_{\text{Tag } 0}$ und

$IZZ_{\text{Tag } 0}$ bezeichnet. Bei allen Wasserproben, in denen keine Desinfektion mit chemischen Desinfektionsmitteln erfolgte, lag die IZZ dabei geringfügig unter der GZZ, d.h. die Mehrheit der Bakterien verfügte über intakte Zellmembranen und war damit potentiell lebend.

Der behandelte Kläranlagenabfluss, der der Pilotanlage als Rohwasser diente, wies ca. 10^7 frei suspendierte Bakterien pro ml auf (Abbildung 11).

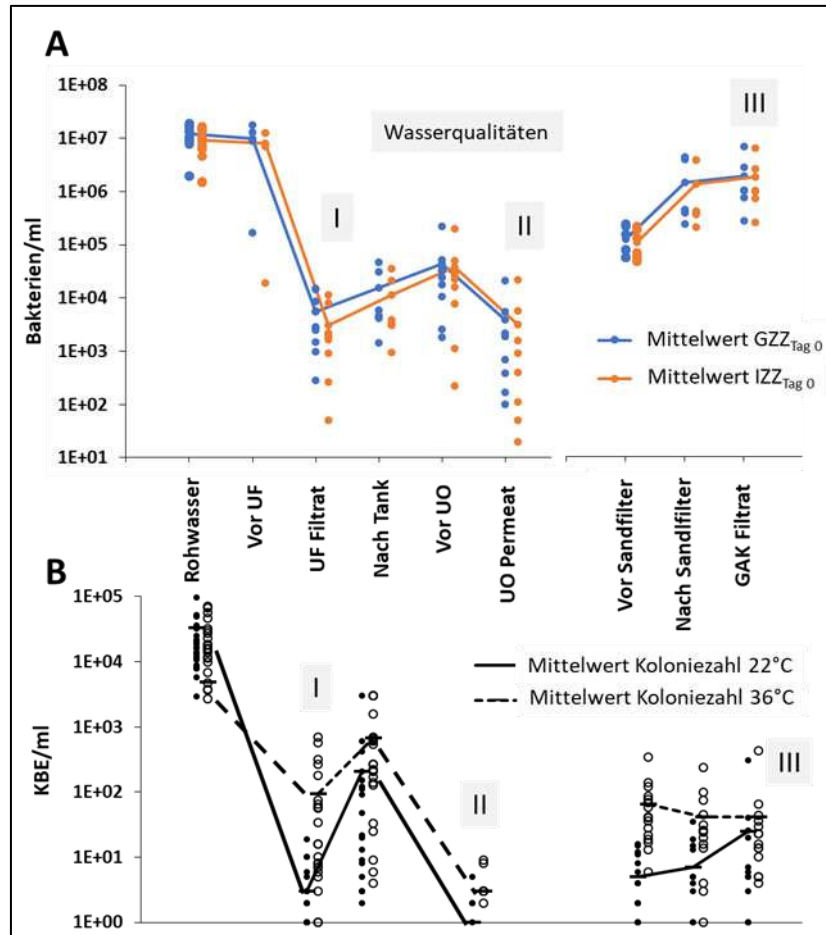


Abbildung 11: Veränderung der (A) GZZ und IZZ zum Zeitpunkt der Probenahme (Tag 0, bestimmt mittels Durchflusszytometrie) und (B) Koloniezahl bei 22°C und 36°C an verschiedenen Punkten der Wasseraufbereitung.

Die Konzentrationen stellen den mikrobiologischen Status quo der Probenahme (Tag 0) dar. Einzelpunkte repräsentieren individuelle Daten zu verschiedenen Zeitpunkten, Linien zeigen die zugehörigen arithmetischen Mittel. Die Linie ist unterbrochen, da der Sandfilterzulauf mit UF Filtrat gespeist wird. GZZ = Gesamtzellzahl, IZZ = Intaktzellzahl, KBE = Koloniebildende Einheiten, UF = Ultrafiltration, UO = Umkehrosiose, SF = Sandfilter, GAK = granulierte Aktivkohle.

Die Ultrafiltration führte zu einer starken Abnahme der Bakterienkonzentration um ca. 3,5 Log-Einheiten bzw. um 99,97 %. Die Abnahme der Bakterienpopulation ist nicht mit dem Bakterienrückhalt durch die Membran zu verwechseln, die Abnahme bezieht sich rein auf die Differenz zwischen Feed und Filtrat unter Miteinbeziehung der auf der Filtratseite vorliegenden autochthonen Bakterienpopulation. Auf Basis der durchgeführten bestandenen Integritätstests (Zertifikate siehe Anhang 1) kann man sicher sein, dass der Rückhalt durch die UF-Membran deutlich größer ist. Intakte UF Membranen weisen eine Virenrückhaltung von > 4 Log-Einheiten auf und stellen eine 100%-ige Barriere gegen Partikel und Bakterien dar.. Die Aufenthaltszeit des Wassers im Filtrattank und auf dem Weg zum UO-Modul führte wiederum zu einer Zunahme der Bakterienkonzentration um ca. 1 Log-Stufe. Die UO drückte die GZZ und IZZ wiederum in vielen Fällen unter die Nachweisgrenze der Durchflusszytometrie,

die bei ca. 100 – 1.000 Zellen pro ml liegt, je nach der Reinheit des Gerätes zum Zeitpunkt der Messung.

Im Gegensatz zu den Membranfiltrationsschritten führte die biologische Stabilisierung des Wassers durch Sandfilter und GAK-Passage zu einer starken Erhöhung der Bakterienkonzentration auf ca. 10^6 Zellen/ml. Der Grund kann in der Anreicherung des Wassers mit Bakterien von den Filtern gesehen werden. Insgesamt wiesen die Wasserqualitäten 2 und 1 die geringsten Bakterienkonzentrationen auf, die Wasserqualität III (biologisch stabiles Wasser) mit Abstand die höchsten.

Die mittels Durchflusszytometrie ermittelten Zellzahlen sind in grober Übereinstimmung mit den kulturell bestimmten Veränderungen der Gesamtkoloniezahl über den Aufbereitungsprozess (Abbildung 11). Während UF und UO zu einer starken Erniedrigung der Koloniezahlen führten, nahmen diese durch die biologische Stabilisierung wieder zu. Der Vergleich der Intaktzellzahlen mit den Koloniezahlen ermöglichte die Berechnung des prozentualen Anteils kultivierbarer Bakterien nach verschiedenen Verfahrensstufen. Die geringste Kultivierbarkeit war bei den Bakterien im Sandfilterablauf gegeben (0,0001- 0,0006 % der intakten Bakterien waren bei 22°C bzw. 36°C kultivierbar), die höchste Kultivierbarkeit beim UF Filtrat (1,9 % bei 22°C und 5,9 % bei 36 °C). Im Vergleich waren 0,36 % (22 °C) bzw. 0,35 % (36 °C) der im Rohwasser enthaltenen intakten Bakterien kultivierbar. Diese großen Diskrepanzen im relativen Anteil kultivierbarer Bakterien liegen vermutlich in den starken Unterschieden in der Zusammensetzung der jeweiligen Bakterienpopulationen begründet. Die Tatsache, dass der Anteil kultivierbarer Bakterien sich über die Aufbereitung stark verändert, lässt die Koloniezahl als sehr subjektiven Indikator der bakteriellen Veränderungen erscheinen. Die Koloniezahl erlaubt damit keine Schlussfolgerungen hinsichtlich der mikrobiologischen Effizienz einzelner Verfahrensstufen, da sich die Koloniezahl auf die wenigen Bakterien beschränkt, die zufällig kultivierbar sind.

II.3.3.1 Veränderungen des bakteriellen Mikrobioms

Veränderungen des bakteriellen Mikrobioms wurden mittels Illumina Sequenzierung von PCR-Amplikons der 16S rRNA Gene ermittelt. Die Alpha Diversität (Shannon Index: $H' = 5,96$) war am größten im Rohwasser mit 1068 unterschiedlichen operativen taxonomischen Einheiten (engl. operational taxonomic units, OTUs), die sich auf 34 verschiedene bakterielle Genera verteilten (Abbildung 11 A). Der Simpson Index ($D = 0,99$) zeigte dabei eine große Homogenität der Artenverteilung an. Die Proben wurden somit nicht durch einzelne Arten dominiert, sondern die Zahlen der einzelnen Arten waren relativ homogen verteilt. Durch die Ultrafiltration wurden sowohl die Alpha Diversität ($H' = 2,23$; $D = 0,77$) als auch die taxono-

mische Vielfalt (186 OTUs) stark verringert. Die daraus resultierende bakterielle Gemeinschaft war deutlich verschieden von der im Rohwasser. Unter den dominanten Genera befand sich *Pseudomonas*. Mitglieder des Genus *Pseudomonas* spp. sind für ihre sessile Lebensform auf Oberflächen und als gute Biofilmbildner bekannt (Tolker-Nielson et al. 2000), was eventuell darauf hindeutet, dass diese Bakterien von besiedelten filtratseitigen Oberflächen ins filtrierte, anfangs Bakterien-freie Wasser gelangten.

Die Bakterienpopulation unterlag weiteren Veränderungen auf dem Weg des Wassers durch den Filtrattank und zum UO-Modul mit einer Wiederrücknahme der Alpha Diversität, was in Einklang mit einer Zunahme der GZZ und IZZ stand (Abbildung 11). Eine weitere Zunahme der Diversität und der bakteriellen Vielfalt erfolgte während der biologischen Stabilisierung durch den Sandfilter (407 OTUs) und den GAK Filter (600 OTUs). Generell erwies sich das bakterielle Mikrobiom über die Aufbereitung als sehr dynamisch und unterlag substantiellen Veränderungen. Die bakteriellen Gemeinschaften der Wasserqualitäten I, II und III erwiesen sich als stark unterschiedlich zum Mikrobiom des Rohwassers, was auf eine hohe Effizienz der Mikroorganismenentfernung in den Aufbereitungsschritten deutet.

II.3.3.2 Nützlichkeit der Durchflusszytometrie zur Prozesskontrolle

Neben der Beurteilung der Auswirkung unterschiedlicher Prozessstufen auf die Bakterienkonzentrationen im Wasser dient die Durchflusszytometrie der mikrobiologischen Prozesskontrolle. Eine herausragende Anwendung ist die Kontrolle der Membranintegrität der Ultrafiltration, wie am folgenden Beispiel dargestellt.

Zu Projektbeginn war der Aufbereitungsprozess der Pilotanlage von regelmäßigen technischen Störungen und Betriebsausfällen begleitet. In dieser Zeit wurden bei der UF filtratseitig signifikante Bakterienkonzentrationen gemessen. Obwohl die Filtratseite keineswegs steril ist, waren die Konzentrationen mit ca. 10^4 intakten Bakterien pro ml höher als erwartet. Die fehlende Erfahrung mit der neuen Anlage ließ in dieser frühen Projektphase die Frage nach deren Herkunft aufkommen, ob die Integrität der eingebauten UF Membran gegeben war. Eine schnelle Antwort konnte hier die Durchflusszytometrie geben. Wichtig in diesem Zusammenhang ist die Tatsache, dass Wasser typischerweise zwei unterscheidbare Bakterienpopulationen enthält, die sich in ihrem Nukleinsäuregehalt unterscheiden: low nucleic acid (LNA) Bakterien und high nucleic acid (HNA) Bakterien.

Während die LNA-Bakterien im Zulaufwasser ca. 54 % der Intaktbakterien ausmachten, bestand das UF-Filtrat fast ausschließlich aus HNA-Bakterien. Bei einem Verlust der Membranintegrität und damit einem Durchbruch von Bakterien ins Filtrat wäre jedoch zu erwarten gewesen, dass gerade die LNA-Bakterien im Filtrat zu finden sind. Die Zellgröße von LNA Bak-

terien ist in der Regel deutlich kleiner als die von HNA Bakterien, was wiederum die Wahrscheinlichkeit eines Durchbruchs von LNA Bakterien deutlich erhöht.

Das ausschließliche Vorkommen von HNA Bakterien im Filtrat deutete auf ein Aufkeimen dieser Bakterien hin, da HNA Bakterien bei Stagnation und Aufkeimung tendenziell stark dominant sind. Diese Interpretation wurde auch durch einen Vergleich des relativen Anteils von intakten Bakterien unterstützt. Während im Zufluss 62 % der Bakterien intakt waren, lag ihr Anteil im Filtrat bei 100 %. Mit Vorliegen dieser Daten konnte ein Verlust an Membrantegrität ausgeschlossen werden, die Herkunft der Bakterien konnte durch Aufkeimung erklärt werden. Aufkeimung wurde durch eine relativ lange Aufenthaltsdauer des Wassers im Filtrat in dieser Anfangsphase ermöglicht. Als der Prozess zu einem späteren Zeitpunkt ohne Unterbrechungen betrieben wurde, waren deutlich weniger Bakterien im UF Filtrat zu finden. Die Durchflusszytometrie erlaubt somit eine Unterscheidung der Ursachen für eine erhöhte Bakterienkonzentration im Filtrat: entweder durch einen mikrobiologischen Durchbruch, verursacht durch einen Integritätsverlust der UF Membran, oder durch Aufkeimung.

II.3.3.3 Online-Durchflusszytometrie als kontinuierliche Monitoring-methode

Mit der Online Durchflusszytometrie wurde eine Verbesserung des Prozessmonitorings erreicht. Der Einsatz eines Online Durchflusszytometers (Metanor Online Bacterial Analyzer, OBA, ONTRONIX AG) ermöglichte die Erfassung der Intaktzahlen in hoher Datenauflösung. Datenpunkte wurden typischerweise alle 2 Stunden erfasst. Die Technologie erwies sich als gute Grundlage für die Optimierung der Desinfektionsmitteldosierung. Die Zugabe von Monochloramin (Endkonzentration von ca. 1 mg/L) zum UF Filtrat sollte auf das notwendige Dosierintervall beschränkt werden. Das Desinfektionsmittel wurde hierbei nur dem UF-Filtrat der Straße 1 zugegeben, nicht jedoch der Straße 2, die als Kontrolle diente.

Eine Desinfektionsmittel-Dosierzeit von anfangs 22 h/Tag bedingte eine starke Verringerung der IZZ im UF Filtrat der Straße 1 im Vergleich mit den IZZ-Werten von Straße 2 (Abbildung 12). Der Unterschied betrug im Mittel ca. 2 Log-Einheiten. Monochloramin bedingt vergleichbar mit anderen Chlor-basierten Desinfektionsmitteln, wie Hypochlorit oder Chlordioxid, eine Schädigung der bakteriellen Zellhülle.

Die starke Unterdrückung der IZZ konnte auch bei einer schrittweisen Verringerung der Dosierzeit auf 19, 16 oder 13 h/Tag gewährleistet werden. Eine Verkürzung der Dosierzeit auf 10 h/Tag erhöhte jedoch die Wahrscheinlichkeit eines Anstiegs der IZZ in Straße 1. Eine Dosierzeit von 7 h/Tag führte zu einer IZZ-Erhöhung in Straße 1 und zu einem geringeren Unterschied der beiden Straßen hinsichtlich der Intaktzellzahl. Ein moderater Anstieg der IZZ

von Straße 2 in dieser Zeit könnte mit mikrobiologischen Schwankungen der Rohwasserqualität erklärt werden. Die Dosierzeit von 7 h/ Tag in Straße 1 konnte einen Anstieg der IZZ (unabhängig von der Ursache) nicht effizient unterdrücken. Die optimale Monochloramin-Dosierzeit wurde daher mit 13 h/Tag festgelegt, um eine sichere Desinfektionswirkung zu erzielen.

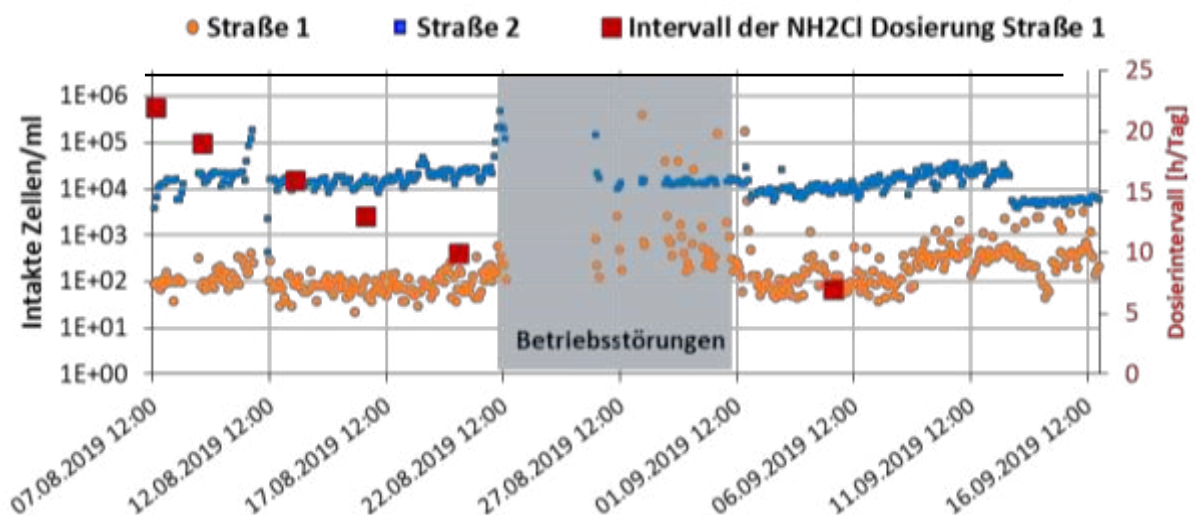


Abbildung 12: Vergleich der Intaktzellzahlen im Ultrafiltrat der parallelen Aufbereitungsstraßen 1 und 2 mittels Online Durchflusszytometrie

Insgesamt verdeutlicht diese beispielhafte Anwendung der Online Durchflusszytometrie den Mehrwert der Technologie für die Prozessoptimierung. Der mikrobiologische Effekt von Veränderungen von Betriebsparametern konnte damit direkt gemessen werden.

II.3.3.4 Aufkeimungspotenzial unterschiedlicher Wasserqualitäten

Die durchflusszytometrischen "Tag-0-Werte", die den mikrobiologischen Status zum Zeitpunkt der Probenahme (= Tag 0) reflektierten, wurden durch Wiederholungsmessungen nach 7 Tagen Inkubation bei 22°C ergänzt. Die daraus resultierenden Intaktzahlen ($IZZ_{\text{Tag } 7}$) gaben Auskunft über das maximale Aufkeimungspotenzial bzw. über die Bakterienkonzentration, die maximal nach Aufkeimung entsteht und durch die im Wasser enthaltenen Nährstoffe (insbesondere den AOC) unterstützt wird. Je mehr Nährstoffe und AOC im Wasser enthalten ist, desto höhere $IZZ_{\text{Tag } 7}$ -Werte können erreicht werden.

Während die $IZZ_{\text{Tag } 0}$ -Werte im Verlauf des Aufbereitungsprozesses starken Schwankungen unterworfen waren, erfuhren die $IZZ_{\text{Tag } 7}$ -Werte nur eine geringe Abnahme (Abbildung 13). Dies traf auch auf UF-Filtrat und UO-Permeat zu, deren $IZZ_{\text{Tag } 7}$ -Werte im Mittel nur um 0,43 bzw. 0,63 Log-Einheiten unter dem $IZZ_{\text{Tag } 7}$ -Wert des unter den gleichen Bedingungen stag-

nierten Rohwassers lag. Der Grund ist darin zu sehen, dass das Wasser weiterhin AOC aufweist, was eine Wiederaufkeimung der wenigen Bakterien, die sich im Filtrat bzw. im Permeat befinden, ermöglicht.

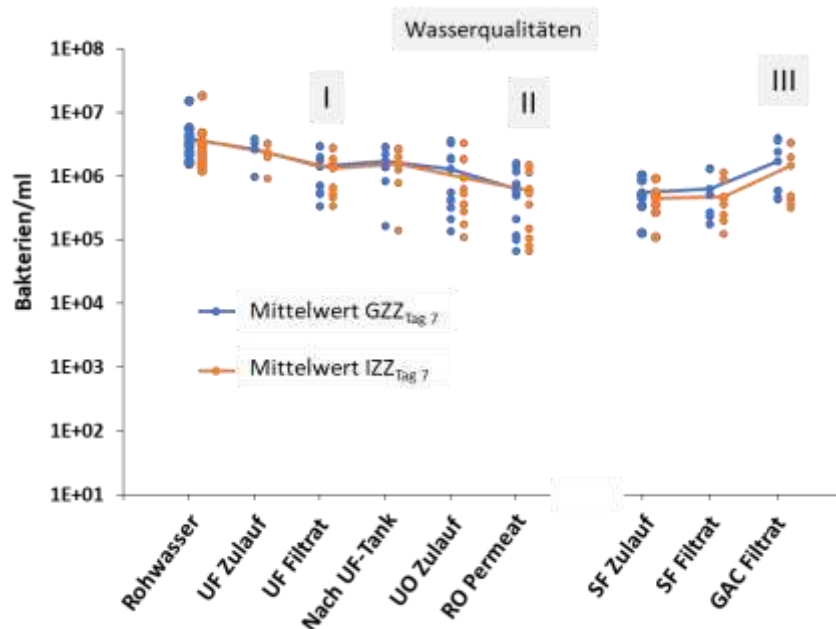


Abbildung 13: Veränderung der Gesamt- und Intaktzellzahlen nach sieben Tagen Inkubation bei 22°C nach jedem Aufbereitungsschritt

Während ein hoher Nährstoffgehalt im UF Filtrat nicht erstaunlich war (die UF hält keine gelösten Nährstoffe zurück), war das Ergebnis überraschend für das UO Permeat. Die IZZ Konzentrationen der aufgekeimten Permeatproben lag im Bereich zw. 10^5 und 10^6 Zellen pro ml, obwohl der DOC typischerweise nahe der Nachweisgrenze lag. Die Durchlässigkeit von UO-Membranen für kationische und neutrale hydrophile organische Moleküle wurde bereits zuvor v.a. für Betriebszustände mit wenig Durchfluss berichtet (Albergamo et al. 2019). Die Diffusion von verwertbaren Nährstoffen aus Kunststoffrohren auf der Permeatseite stellt eine weitere potentielle Nährstoffquelle dar.

II.3.4 Ergebniszusammenfassung der neuen Monitoring-Verfahren

Wie an den aufgeführten Beispielen verdeutlicht, lieferte der Einsatz der Durchflusszytometrie in der Offline- oder Online-Variante einen klaren Mehrwert zur Prozesskontrolle. Ein sequentieller Einsatz der Offline- und Online-Technologie wird als sinnvoll erachtet. Die Offline-Messung vieler Proben über den Aufbereitungsprozess gibt einen Überblick über die mikrobiologischen Veränderungen, die durch verschiedene Aufbereitungsstufen bedingt werden. Zudem erlaubt die Inkubation dieser Proben bei einer definierten relevanten Temperatur für

eine definierte Zeit die Bestimmung des Aufkeimungspotenzials der verschiedenen Wasserqualitäten und damit Rückschlüsse auf die im Wasser enthaltenen Nährstoffe bzw. den AOC und ihre Veränderungen innerhalb der Aufbereitung. Die Herangehensweise der Tag7-Messung erwies sich als empfindlicher als die traditionelle Bestimmung des AOC nach van der Kooij (2007), wie sie im Trinkwasser durchgeführt wird. Abgesehen von der Tatsache, dass diese Methode für Trinkwasser und nicht für wiederverwendetes Wasser optimiert wurde, wurde in einem direkten Methodenvergleich an einem Probenstag ein Nullwert für den AOC im UO-Permeat ermittelt, obwohl die gleiche Probe nach 7-tägiger Aufkeimung ca. 10^5 intakte Bakterien pro ml aufwies. Die durchflusszytometrische Messung des Aufkeimungspotenzials erwies sich damit als sensitiver als die herkömmliche, für Trinkwasser optimierte AOC-Messmethodik oder die klassische DOC-Bestimmung (DOC war in der besagten Probe nicht nachweisbar).

Die Offline-Messungen im Labor können als Grundlage zur Definition von kritischen Kontrollpunkten im Rahmen des HACCP (Hazard Analysis of Critical Control Points) Konzeptes dienen. Im Fall von MULTI-ReUse kann die Ultrafiltration aus mikrobiologischer Sicht als kritischer Kontrollpunkt gesehen werden, da sie maßgeblich die Hygienisierung des Rohwassers sicherstellt. Sind solche kritischen Kontrollpunkte festgelegt, kann die bakterielle Wasserqualität an diesen Punkten mit Online-Durchflusszytometrie mit hoher Datenauflösung überwacht werden. Einflüsse von veränderten Betriebsparametern auf den mikrobiologischen Ist-Zustand werden dadurch schnell erkennbar. Als Beispiele dienen das Monitoring der Membranintegrität bei Membranfiltrationsprozessen oder die direkte Messung der mikrobiologischen Effizienz von chemischen Desinfektionsmitteln.

Insgesamt wurden die Bakterienkonzentrationen in den produzierten Betriebswasserqualitäten als nicht kritisch eingestuft. Konzentrationen von 10^6 Bakterien pro ml sind vergleichbar mit denen in stagniertem Trinkwasser in Hausinstallationen, sofern das Trinkwasser aus Oberflächenwasser gewonnen wird. Abhängig von der Wasserverwendung sollten Aufkeimungspotenziale über diese Werte hinaus möglichst vermieden werden, um technischen Problemen wie Biofilmbildung an Oberflächen oder Verstopfung von Düsen zu vermeiden. Die Zugabe eines Desinfektionsmittels mit Depotwirkung kann in diesem Zusammenhang als sinnvoll angesehen werden, auch um die Besiedelung durch unerwünschte Mikroorganismen (z. B. Legionellen) zu vermeiden. Die Zugabe von Monochloramin oder Hypochlorit in niedriger Konzentration (1 mg/L) konnte die Wiederaufkeimung der autochthonen Flora um ca. eine Woche unterdrücken.

Das RIL-Verfahren stellte sich als sehr empfindlich heraus. Bei den im Abwasser enthaltenen relativ hohen DOC Gehalten waren die ermittelten mikrobiellen Aktivitäten und BDOC-

Konzentrationen sehr zuverlässig messbar. Allerdings stellte sich das Delta-Ray-Instrument von Thermo-Fisher, mit dem die $^{13}\text{C}/^{12}\text{C}$ -Isotopenverhältnisse gemessen wurden, als sehr unzuverlässig heraus. Hier muss eine bessere instrumentelle Messmethode gefunden werden. Unter vielen Umständen bzw. mit verschiedenen Wässern ist das RIL-Verfahren an sich sehr robust und empfindlich und kann zum Routinebetrieb entwickelt werden. Gerade in der Messung von Abwasser haben sich aber auch kritische Punkte ergeben. So ist die Karbonat-Konzentration im Abwasser normalerweise sehr hoch. Durch solch hohe Hintergrundwerte wird die Empfindlichkeit der RIL Methode reduziert. Das Wasser muss deshalb bei zu hohen Karbonat-Konzentrationen erst mit schwacher Säure behandelt werden. Mit Durchblasen von Stickstoff kann das entstehende CO_2 dann aus der Probe ausgeblasen werden, bevor es im RIL eingesetzt und ein ^{13}C -markierter Puffer zugesetzt wird.

Ein weiteres Problem stellen zu hohe Kalzium- und Magnesium-Gehalte dar. Diese führen bei Zugabe des Karbonat-Puffers zu Ausfällungen von Karbonaten, die sich später wieder lösen können. Dadurch werden die Isotopenverhältnisse so stark verändert, dass man den BDOC kaum mehr bestimmen kann. Die mit RIL zu analysierenden Wasserproben müssen deshalb erst mit Phosphat versetzt werden, um vor der Zugabe des Karbonat-Puffers die zweiwertigen Kationen aus dem Wasser zu entfernen.

Anwendungsbereiche für die neue Methodik sind in vielen Bereichen der Wasseraufbereitung zu sehen, in denen der bioverfügbare Kohlenstoff wichtig ist. In Kläranlagenbereich und in der Aufbereitung von Abwasser ist der BDOC ein wichtiger Parameter, der mit RIL zuverlässig bestimmt werden kann. Ein wesentlicher Vorteil gegenüber anderen Verfahren ist hierbei, dass der BDOC mit dem RIL einen Wert in mg Kohlenstoff / L produziert. Damit kann ein Anlagenbetreiber konkrete Berechnungen anstellen und den BDOC-Wert zum Beispiel ins Verhältnis zum Gesamt-DOC stellen. Weiterhin ist das RIL Verfahren sehr empfindlich und kann auch geringe Mengen an Abbau messen.

Da das RIL Verfahren CO_2 -Entwicklung misst, ist es auch unabhängig davon, ob die Mikroorganismen als Biofilm auf einer Festphase wachsen, oder ob sie suspendiert in der wässrigen Phase vorliegen. Somit können Messungen von z.B. der Menge an adsorbiertem bioverfügbarem Kohlenstoff in Aktivkohlefiltern vorgenommen werden.

Zusammenfassend hat sich das RIL Verfahren als vielversprechendes Verfahren herausgestellt, das allerdings noch Optimierungsbedarf hat, bis es zur Routineanwendung gereift ist.

II.4 Demonstration der MULTI-ReUse-Technologie unter realen Bedingungen

In diesem zentralen Projektabschnitt sollten die Kombinationen aus Anlagentechnik, Betriebsweisen und Monitoringverfahren unter realen Bedingungen weiter optimiert und die Praxistauglichkeit demonstriert werden.

II.4.1 Hybridprozess Flockung-PAK-Ultrafiltration

II.4.1.1 Einfluss der Flockung

Auf der Grundlage der in Kapitel II.2 beschriebenen Untersuchungen wurde für den Demonstrationsbetrieb das Flockungsmittel Eisen(III)-chlorid gewählt. Bei kontinuierlicher, d. h. konstanter Flockungsmitteldosierung stieg der TMP der UF am Anfang der Filtrationsphase sehr stark an. Die kurzen CEB waren zwar in der Lage, den TMP zu reduzieren, reichten jedoch nicht aus, um dessen Anfangsniveau wiederherzustellen. Als Arbeitshypothese wurde angenommen, dass die dosierte Flockungsmittelmenge in der anfänglichen Filtrationsphase nicht ausreichend war, um Trübstoffe und flockbare Organik in rückspülbare Flocken zu überführen. Als Abhilfemaßnahme kann zu Beginn jeder Filtration eine zunächst höhere Flockungsmitteldosierung eingesetzt werden, um diese nach einer bestimmten Zeit (z.B. ein Drittel der Filtrationszeit) wieder deutlich zu reduzieren. Diese Methode ist eine Kombination des sogenannten „Coating“ der Membran mit einer größeren Menge an Hydroxiden des Flockungsmittels zu Beginn der Filtrationsphase gefolgt von einer kontinuierlichen Dosierung danach. Bei Anwendung dieser Methode wird ein „Filterkuchen“ auf der Membranoberfläche aufgebaut, der eine zusätzliche Barriere für Partikel, Kolloide und Organik darstellt und mit einem Backwash hydraulisch gut entfernbar ist.

Die TMP-Verläufe der unterschiedlichen Dosierverfahren mit einem im Mittel identischen Flockungsmittelbedarf sind in Abbildung 14 dargestellt. Es ist deutlich erkennbar, dass es während der kontinuierlichen Dosierung (Abbildung 14 links) häufiger zu deutlichen TMP-Spitzen gekommen ist als mit der Coating-Kombination (Kombinierte Flockung in Abbildung 14 rechts). Der Betrieb wurde hierbei deutlich stabiler. Ein Verzicht auf Flockung ist bei der pilotierten Wasserqualität nicht möglich, wie ein ungeplanter Ausfall einer Dosierpumpe zeigte (Ergebnisse dieser Versuchsphase siehe Anhang 7).

SDI-Messungen des UF-Filtrats (repräsentativ für gesamte Filtrationsphase), die zur Beurteilung der Effektivität der Vorbehandlung durch die Ultrafiltration durchgeführt wurden, zeigten, dass die Coating-Kombination keinen negativen Effekt auf den SDI hatte. Der SDI lag im

Zeitraum April bis August 2019 bei einem Mittelwert von 2,16 nach UF1 bzw. 2,32 nach UF2 und entsprach somit dem angestrebten Bereich von SDI < 3.

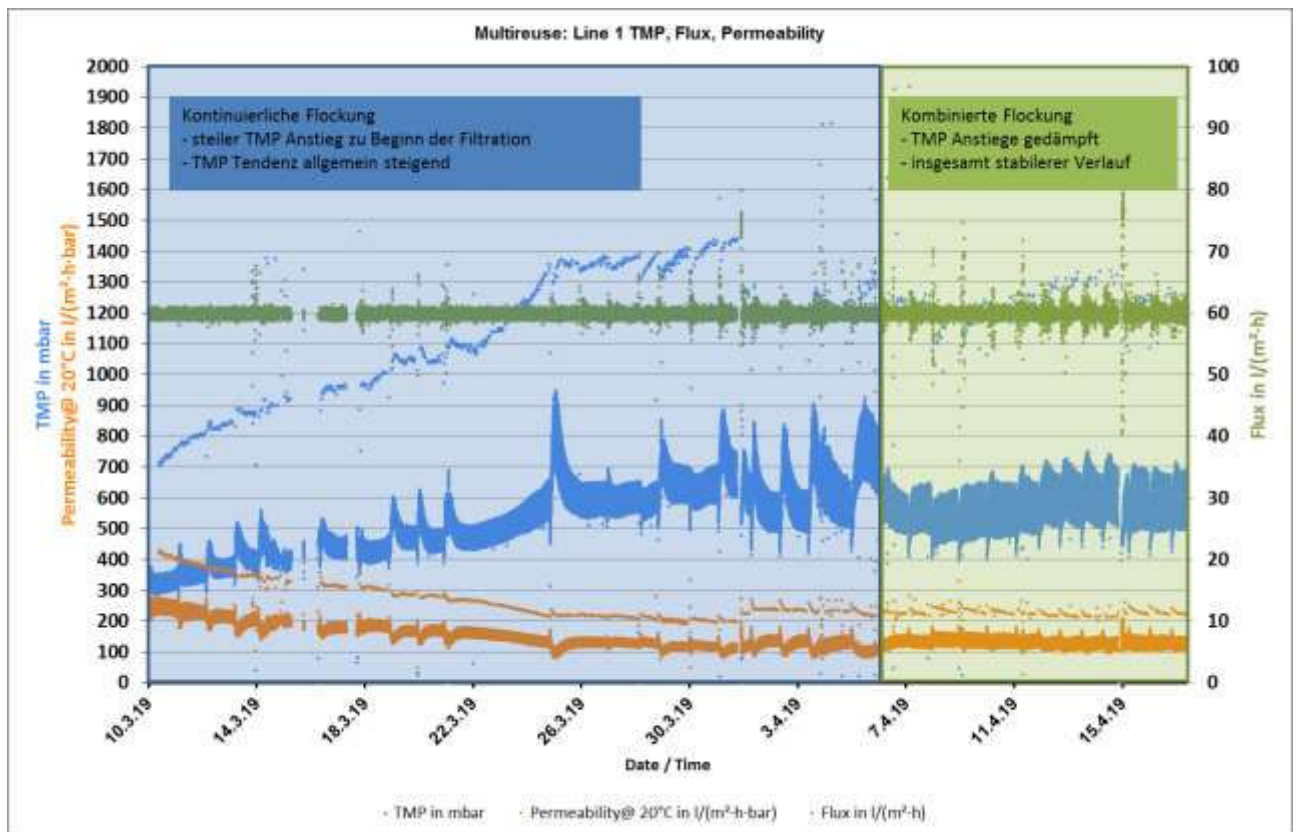


Abbildung 14: UF-Betrieb mit kontinuierlichem gegenüber kombiniertem (Coating zu Beginn der Filtration und kontinuierlich im Anschluss) Flockungsmodus (beide im Mittel mit 6 mg Fe³⁺/L)

II.4.1.2 Einfluss der Pulverkohledosierung

Durch den Einsatz von Pulveraktivkohle (PAK) in Kombination mit dem Hybridprozess aus Flockung und In-Out-Ultrafiltration wurde die Entfernung flockbarer Organik sowie kolloidaler und partikulärer Wasserinhaltsstoffe um die simultane Entfernung gelöster Organik ergänzt. Entscheidende Vorteile der PAK im Vergleich zur Filtration über granulierten Aktivkohle sind, dass PAK-Typ und auch dessen Dosiermenge an veränderliche Wasserbeschaffenheiten angepasst werden können. Zudem besteht die Möglichkeit, die mittels Backwash ausgetragene PAK in die biologische Stufe der Kläranlage zurückzuführen, wo anschließend die freien Adsorptionsplätze der PAK noch für die Entfernung organischer Mikroschadstoffe weitergenutzt und die Stabilität der Belebungsverfahren erhöht werden kann. Die im ReUse-Prozess eingesetzte PAK führt dann auch zu einem effektiveren Klärprozess.

Im Versuchsanlagenbetrieb kam die PAK Pulsorb WP 260 der Fa. Chemviron zum Einsatz, die speziell für diesen Anwendungsfall besonders fein (Pulsorb WP 260-UF) gemahlen wurde. Mit einem mittleren Durchmesser der Partikelmassenverteilung von $1,6 \mu\text{m}$ (Beckman Coulter LS 13 320, Laserbeugungs-Methode) ist diese PAK verhältnismäßig feinkörnig. Sie wurde mit Dosiermengen von 20 und 30 mg PAK/L im Zulauf der UF bei einer Flächenbelastung von $70 \text{ L}/(\text{m}^2 \cdot \text{h})$ getestet. Die PAK-Zugabe erfolgte über eine Dosierpumpe zwischen Rohwassertank und Feedpumpe, um eine optimale Einmischung zu gewährleisten. Parallel wurde mit einer Eisen(III)-Konzentration von $6 \text{ mg Fe}^{3+}/\text{L}$ geflockt. Die hydraulische Verweilzeit der PAK bis zur UF-Membran lag bei etwa 40 s. Die PAK wurde mit jedem Backwash ausgespült und zu Beginn eines nächsten Filtrationszykluses durch frische PAK ersetzt.

Die Ergebnisse für die Elimination ausgewählter Mikroschadstoffe wurden in Abbildung 15 dargestellt. Eine besonders gute Elimination wurde für die erfahrungsgemäß schwer adsorbierbaren Stoffe AMPA und Glyphosat erreicht. Eine Erklärung dafür ist möglicherweise die nur kurze Nutzungsdauer der PAK während einer UF-Filtrationsphase im Vergleich zu einer Kornaktivkohle (GAK) in Festbettfiltern, so dass es nicht zu Verdrängungseffekten auf der Aktivkohle infolge konkurrierender Adsorption kommen kann. Neben AMPA und Glyphosat wurden auch Metoprolol und Benzotriazol inklusive dessen Metabolite zu über 60 % eliminiert.

Keine bzw. nur eine sehr geringfügige Wirkung hatte die PAK erwartungsgemäß auf das Röntgenkontrastmittel Iomeprol und auf Acesulfam. Iopromid war im Zulauf der Pilotanlage nicht nachweisbar (n.n.). Die ebenfalls schwer adsorbierbaren Stoffe EDTA und TMDD wurden zu 0 bis 17 % entfernt. Die Elimination der weiteren Substanzen wie Clarithromycin, Diclofenac, Carbamazepin lag in diesem Versuch bei mindestens 30 %. Dass Sulfamethoxazol bei 20 mg PAK/L gar nicht und bei 30 mg PAK/L zu 40 % eliminiert wurde, erscheint nicht plausibel und ist entweder auf Messfehler oder andere Einflüsse zurückzuführen. Eine Erhöhung der PAK-Dosis von 20 auf 30 mg/L geht für die meisten Stoffe auch mit einer verbesserten Elimination einher. Die PAK-Dosierung führte insbesondere bei der höheren Dosiermenge auch zu einer signifikanten Reduzierung der Parameter DOC und SAK_{254} (s. Abbildung 16).

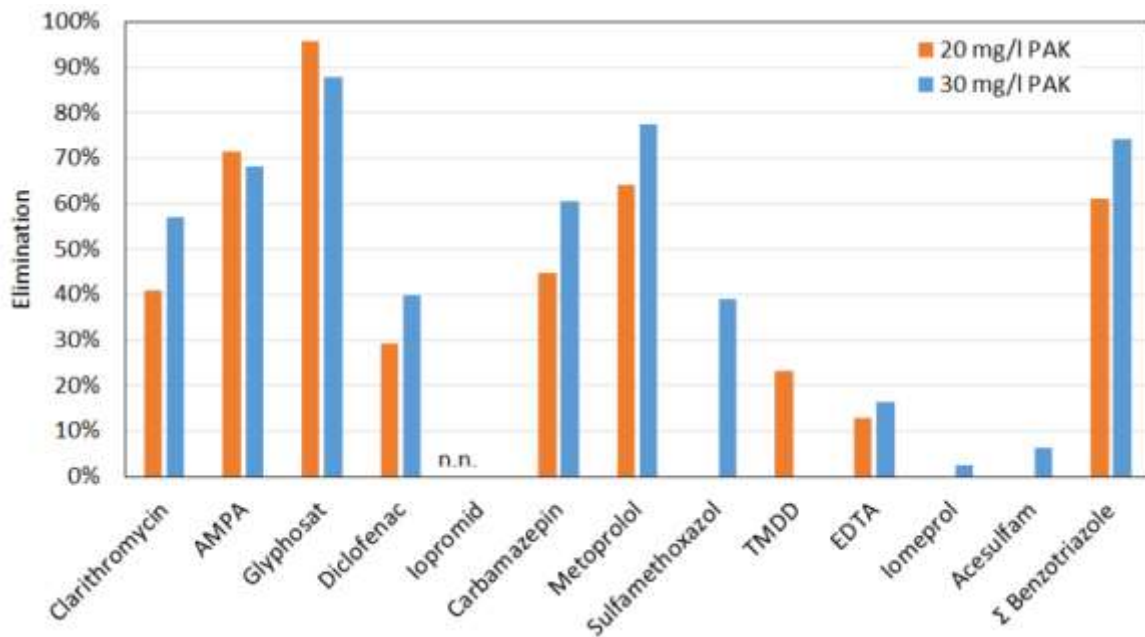


Abbildung 15: Mikroschadstoff-Elimination bei PAK-Dosierung vor der UF in Abhängigkeit der PAK-Konzentration (BLQ: kleiner Bestimmungsgrenze)

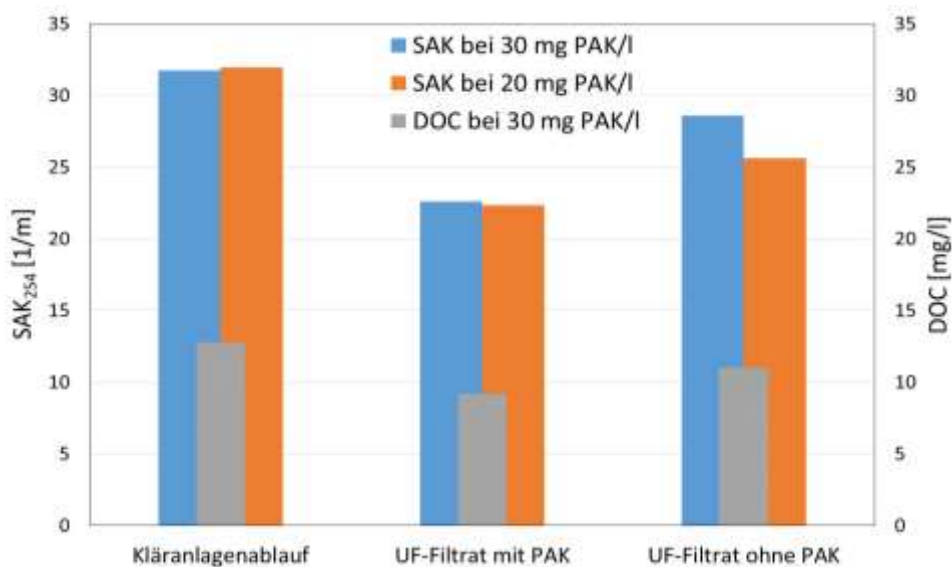


Abbildung 16: Vergleich der Messwerte für die Parameter DOC und SAK₂₅₄ im Kläranlagenablauf (RW) sowie im UF-Filtrat mit und ohne PAK-Dosierung

Die Mikroschadstoffelimination und die Reduzierung des SAK₂₅₄ und des DOC im Verlauf eines UF-Filtrationszyklus mit seinen im kombinierten Coating-Modus unterschiedlichen Flockungsmittel-Konzentrationen ist in Anhang 9 dargestellt. Es war hierbei kein eindeutiger Einfluss der Flockungsmittel-Konzentration auf die Mikroschadstoffelimination nachweisbar, während die DOC- und SAK-Werte nach der Verringerung der Flockungsmitteldosis (von 12 mg/L auf nach und nach 3 mg/L Fe³⁺ in der Coating-Phase) leicht anstieg.

II.4.1.3 Optimierung des UF-Betriebs

Im Zuge der Betriebsoptimierung wurden folgende UF-Parameter und -Prozessschritte geändert:

- Menge und Dosierzeiten an Flockungsmittel (kontinuierlich gegenüber Coating-Kombination)
- pH-Werte während der CEB-Phasen und CEB-Frequenz
- Dauer und Aufteilung der Rückspülzeit beim Austrag (Ausspülen nach unten und oben)
- Verschiedene Reinigungschemikalien für die CEB-Phasen
- Filtrationszeit

Die Flockungsmitteldosierkonzentration wurde nach langer Optimierung auf 6 mg Fe³⁺/L eingestellt. Höhere Mengen wie 7,5 oder 10 mg Fe³⁺/L sorgten nicht immer für eine verbesserte Betriebsstabilität und vermindern daher lediglich die Wirtschaftlichkeit (Kosten für Produkt und für Entsorgung der Schlämme).

Die Art der Flockungsmitteldosierung spielt eine wichtige Rolle für die Betriebsstabilität, wie in Kapitel II.4.1.1 erläutert wird. Es zeigte sich, dass eine anfänglich erhöhte und danach abgesenkte Dosiermenge (Coating mit bis zu 12 mg Fe³⁺/L in der anfänglichen Dosierphase) zu einer guten Rückspülbarkeit und Prozessstabilität der UF führte. Im Mittel wurden auch hierbei nur 6 mg Fe³⁺/L dosiert.

Ein für die Ausbeute und die Rückgewinnung von Permeabilität gleichsam entscheidender Optimierungsschritt betraf die Dauer der Rückspülzeit und ihre Aufteilung beim Spülwasseraustrag. Nach einer Filtrationszeit von 45 Minuten hatte sich eine Rückspülzeit von 57 s (inkl. 2 s Ventilschaltzeit) als optimal herausgestellt. Diese Rückspülzeit ist aufgeteilt in 40 s BW-DB (Backwash - Drain Bottom, d. h. Rückspülung mit Spülwasseraustrag nach unten) und 15 s BW-DT (Backwash - Drain Top, Rückspülung mit Austrag nach oben). Durch einmal nach unten und danach nach oben verkürzte Austragwege kann das gesamte Modul optimal von Feststoffen befreit werden.

Für die CEB-Sequenz zur Standardreinigung wurde dem UF-Filtrat Natronlauge (25 %) mit dem Ziel- Wert pH 12,1-12,2 und Schwefelsäure (37 %) mit dem Ziel- Wert pH 2,1-2,2 zudosiert. Folgende Gründe waren dafür verantwortlich, dass die Dosierzeiten der Chemikalienpumpen zur Erreichung der Soll-pH-Werte häufig nachjustiert werden mussten:

- Reinheit und Konzentration von Säure und Lauge
- Schwankungen der Filtratqualität (pH-Pufferung)

Um ein zufriedenstellendes Reinigungsregime für die UF zu finden, wurden für die saure CEB-Phase auch die folgenden weiteren Chemikalien auf ihre Reinigungswirkung getestet:

- Zitronensäure (Tricarbonsäure $C_6H_8O_7$)
- Oxalsäure (Bicarbonsäure $C_2H_2O_4$)
- Peroxomonoschwefelsäure (Piranhasäure, H_2SO_5).

Da sich die Reinigungswirkungen dieser Chemikalien nicht merklich von derjenigen der Schwefelsäure unterschieden und daher für den Demobetrieb Schwefelsäure gewählt wurde, wird nicht näher auf diese Tests eingegangen. Der Versuchsbetrieb hat jedoch zweifelfrei gezeigt, dass es unerlässlich ist, die bereits erwähnten Soll-pH-Werte während der einzelnen CEB-Phasen sicher zu erzielen und zudem die Module mit den CEB-Wässern so zu befüllen, dass die komplette Membran mit diesen pH-Werten beaufschlagt wird. In einer großtechnischen Anlage wäre dies natürlich automatisch gesteuert/geregelt (siehe Bemerkung in Abbildung 17).

Der TMP Anstieg Anfang August (siehe Abbildung 17) war hingegen auf eine Betriebsstörung in der Kläranlage und eine damit verbundene verschlechterte Wasserqualität zurückzuführen. Am 20.08.2019 wurde deshalb die Anlage abgeschaltet und mit einer Kombination aus

Natronlauge und Chlorbleichlauge (pH 12,2 und 300 mg/L Cl_{frei}) als CIP über Nacht gereinigt.

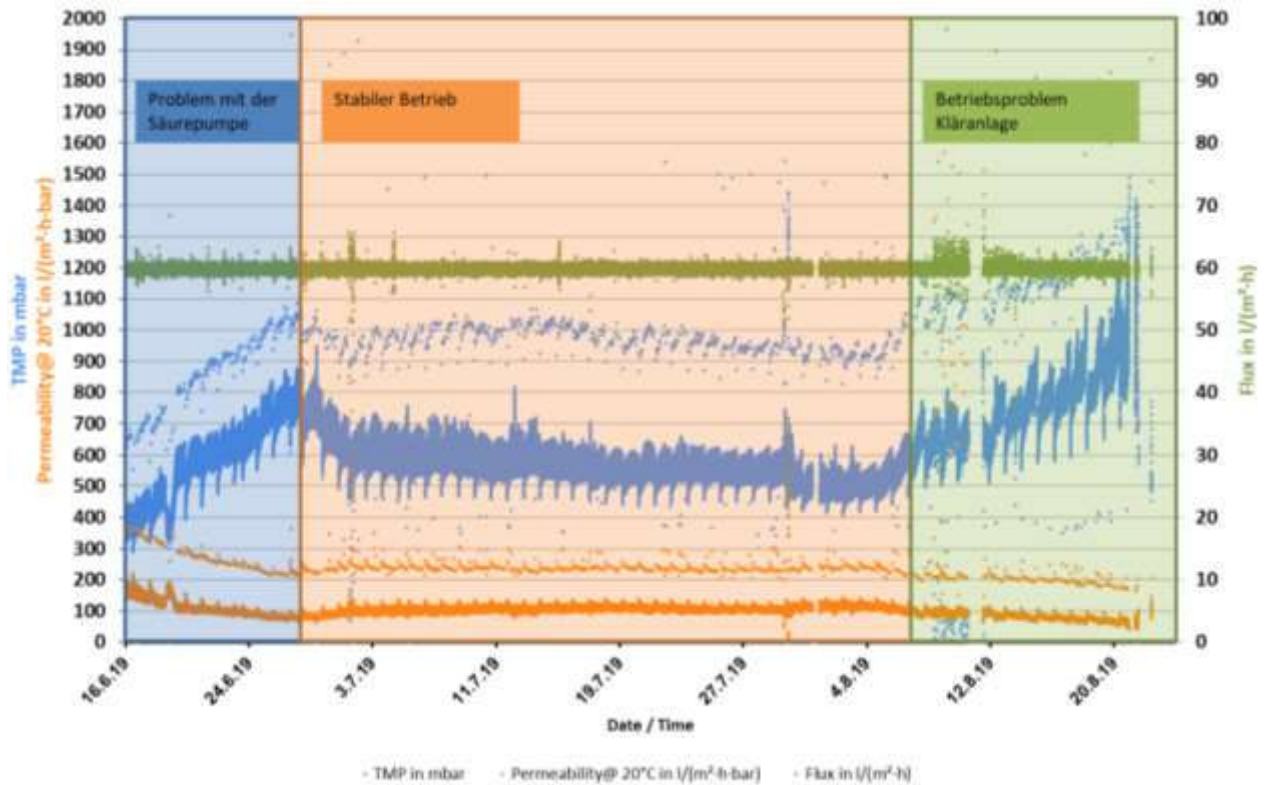


Abbildung 17: Stabiler Betrieb von UF 1 (mit durchschnittlich 6 mg/L Fe³⁺ bei kombiniertem Flockungsmodus) und UF-Betrieb nach Störung im KA-Betrieb

II.4.1.4 Prozessstabilität und Betriebsparameter

Wie sich zeigte, ist die Prozessstabilität der UF stark an den Kläranlagenbetrieb gekoppelt. Im Laufe der Pilotierung wurde eine Verschlechterung des UF Betriebes im Falle von erhöhtem Durchsatz der Kläranlage oder erhöhter CSB-Fracht im Kläranlagenablauf (Anlagenzufluss) beobachtet. Leider konnten nicht immer derart plausible Korrelation hergestellt werden, weswegen darüber hinaus vermutet wird, dass hierbei Indirekteinleiter der Kläranlage eine Rolle spielen könnten, sei es direkt durch Eintrag Fouling verursachender Stoffe oder indirekt durch Stoffe, welche die biologische Klärprozesse beeinträchtigen. Als weitere Option könnten auch Stoffe relevant sein, die durch den Kläranlagenbetrieb eingetragen werden (z. B. organische Flockungshilfsmittel, die zur Entwässerung von Klär- oder Faulschlamm benötigt werden).

Bei stabilem Kläranlagenbetrieb kann die UF mit folgenden Betriebsparametern stabil betrieben werden:

- Flockungsart-/dosis:
Eisen(III)chlorid mit 6 mg Fe³⁺/L als Mittelwert eines kombinierten Coating-Verfahrens oder Dialuminiumhydroxidchlorid mit 2 - 3 mg Al³⁺/L bei kontinuierlicher Dosierung¹
- Filtrationsflux: 60 L/(m²h)
- Filtrationszeit: 45 min
- Rückspülzeit: 57 s
- CEB-Häufigkeit: 1/d
- CEB-Sequenz: Natronlauge @ 12,2 gefolgt von Schwefelsäure @ pH 2,1
- Ausbeute: 90,9 %.

Bei stark abweichenden Zulaufqualitäten z. B. infolge Störungen im Kläranlagenbetrieb oder auch unbekanntem Ereignissen, müssen die UF Betriebsparameter empirisch angepasst werden. Im Laufe des Projektes war es nicht möglich, Wasserparametern im Kläranlagenablauf zu identifizieren, die einzeln oder in Kombination eindeutig mit den TMP-Anstiegen korrelierten. Eine sehr weitgehend auf die Messdaten der Wasserinhaltsstoffe gestützte Optimierung des UF-Betriebs war daher nicht möglich. An dieser Stelle wird weiterer Forschungsbedarf gesehen.

II.4.2 Optimierung des UO-Betriebs

II.4.2.1 Einfluss des Membranflux

Die Höhe des Membranflux bei der UO ist unter konstanten Rahmenbedingungen direkt proportional zum Permeatvolumenstrom. Die Höhe beeinflusst im Zusammenspiel mit der Qualität des Zulaufwassers aber auch das Fouling innerhalb der UO-Elemente und die damit einhergehenden Druckanstiege. Diese gegenläufige Wirkung auf Investkosten und Betriebskosten gibt Anlass, Untersuchungen zur Optimierung der Randbedingungen für einen möglichst hohen Flux bei möglichst geringem Fouling durchzuführen. Als Maß für das auftretende Membranfouling diente die Abnahme des normierten Permeatvolumenstroms, der gemäß des internationalen Standard (ASTM D4516, 2010) aus den Messdaten der UO berechnet wurde: Hierzu werden die Messdaten für Temperatur, Salzkonzentration und Zulaufdruck bei Prozessstart als Referenzpunkte definiert. Ändern sich diese Werte im Laufe des Prozesses, werden ihre Auswirkungen auf den Permeatvolumenstrom rechnerisch kompensiert.

¹ Das kombinierte Coating-Verfahren wurde mit Al-basierten Flockungsmitteln in diesem Projekt nicht untersucht.

Während der Verlust an Membranpermeabilität an der MULTI-ReUse-Anlage durch Erhöhungen des Drucks im Zulauf werktäglich ausgeglichen wurde, um den realen Permeatvolumenstrom auf einem Sollwert von $0,5 \text{ m}^3/\text{h}$ zu halten, veränderte sich der normierter Permeatvolumenstrom über einen Zeitraum von 84 Tagen von anfänglich $0,5 \text{ m}^3/\text{h}$ (Membranflux = $21,1 \text{ L}/(\text{m}^2 \text{ h})$) bis unter $0,27 \text{ m}^3/\text{h}$, wie Abbildung 18 zeigt.

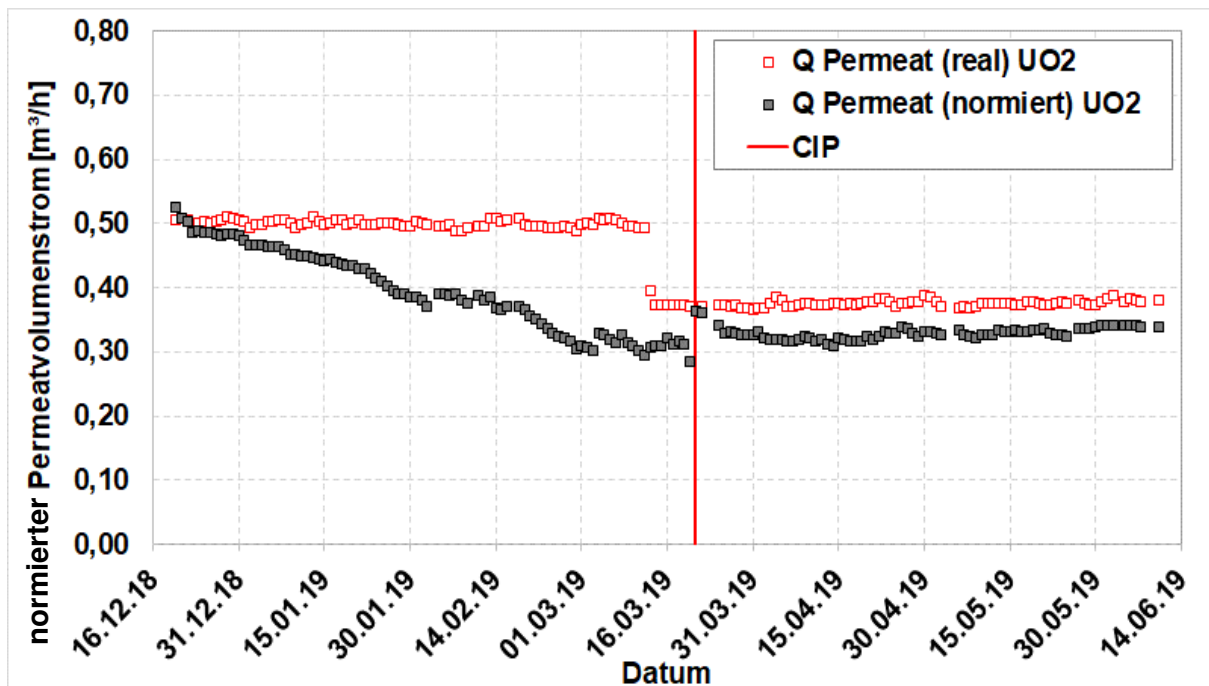


Abbildung 18: Verlauf des auf 20°C und Salzkonzentration normierten Permeatvolumenstroms im Vergleich zum real eingestellten Permeatvolumenstroms der Linie UO2 (Membrantyp ULP)

Nachdem der Permeatvolumenstrom auf einen Sollwert von $0,37 \text{ m}^3/\text{h}$ (Membranflux = $15,6 \text{ L}/(\text{m}^2 \text{ h})$) reduziert und eine Reinigung (CIP) der Module durchgeführt worden war, verlief im Anschluss der normierte Permeatvolumenstrom über weitere 80 Tage stabil bei durchschnittlich $0,33 \text{ m}^3/\text{h}$. Dies ist ein Hinweis darauf, dass sich die Fouling verursachende Deckschicht auf der Membran bei diesem Membranflux nicht weiter aufbaute. Ein Flux von über $20 \text{ L}/(\text{m}^2 \text{ h})$ erwies sich insgesamt unter der Wirkung der Qualität des UF-Filtrats als Zulaufwasser als zu hoch. Als Zulauf diente in dieser Projektphase UF1-Filtrat.

II.4.2.2 Desinfektionsmaßnahmen und deren Wirkung

Eine weitere Maßnahme zur Betriebsstabilisierung der UO bestand in der Dosierung eines chemischen Desinfektionsmittels in das UF-Filtrat, um damit mikrobiologisches Wachstum in allen auf dem Fließweg nachfolgenden Anlagenteilen (Filtrattank, Rohrleitungen, Pumpe, UO-Vorfilter, UO-Druckrohre/-module) inklusive ihrer wasserberührten Oberflächen zu unter-

drücken. Laborversuche und Fachliteratur (Farhat et al., 2018) gaben den Ausschlag, Monochloramin (NH_2Cl) im Zulauf zum UF-Filtrattank zu dosieren. Monochloramin ist ein klassisches Mittel zur Desinfektion bei Reuse-Anwendungen. Die Bildung von Monochloramin erfolgt durch die Dosierung von Ammoniumchlorid (NH_4Cl) und Natriumhypochlorit (NaClO) im molaren Verhältnis von 1:2, wobei eine NH_2Cl -Konzentration von 1 mg/L hergestellt werden sollte. Um die Wirksamkeit der Desinfektion vergleichend zu demonstrieren, wurde nur die Linie 1 mit NH_2Cl desinfiziert, in beiden Linien UO-Module identischen Typs verwendet (B085 ULP 4040) und beide Linien mit denselben Prozesseinstellungen gefahren. Die hydraulische Verweilzeit des Monochloramins im Filtrattank lag bei etwa 23 Minuten. Die Konzentrationen an freiem Chlor im Zulauf des UO-Druckrohres von $\leq 0,1$ mg/L Cl_{frei} konnten entsprechend der Vorgabe des Membran-Herstellers toleriert werden.

Die Wirkung von Monochloramin war sowohl beim Vergleich der Differenzdrücke der Filterkerzen vor den beiden UO als auch beim Vergleich der Permeabilitätsverläufe der Filtrationsprozesse beider Linien klar zu erkennen. Insbesondere in den Sommermonaten waren aufgrund der hohen Wassertemperaturen von knapp über 20°C und des hochkonzentrierten Zulaufwassers (Mangel an Regenwasser im Mischwasserkanalsystem) die mikrobiologischen Aktivitäten an den Filterkerzen der Linie 2 deutlich sichtbar. Abbildung 19 zeigt die Wirkung von 1 mg $\text{NH}_2\text{Cl}/\text{L}$ auf den Kerzenfilter vor UO1 bei einer Dosierzeit von 22 h/d im Vergleich zum Kerzenfilter vor UO2 über einen Zeitraum von nur 2 Wochen (siehe Abbildung 20) in den Sommermonaten des Jahres 2019. Bei Spitzenwassertemperaturen musste die Filterkerze an Linie 2 (ohne Desinfektion) spätestens nach 2 Wochen ausgetauscht werden. Durch die Verwendung von Monochloramin konnte dieser Zeitraum an Linie 1 auf bis zu 2 Monate verlängert werden. Darüber hinaus war die regelmäßige Reinigung des UF-Filtrattanks im 2-Wochen-Intervall nicht mehr erforderlich.

Die Konzentration an Chloramin wurde regelmäßig unter Verwendung der DPD-Methode, vor Eintritt des Feed in das Druckrohr überprüft, um den Kontakt zwischen Membran und Chloramin sicherzustellen. Die durchschnittliche Konzentration an gebundenem Chlor betrug an dieser Stelle je nach Qualität des Feeds $0,57 \pm 0,21$ mg $\text{Cl}_{\text{gebunden}}/\text{L}$ (entsprechend $0,83 \pm 0,31$ mg Monochloramin/L). Gleichzeitig wurde die Einhaltung einer Maximalkonzentration von 0,1 mg/L an freiem Chlor überwacht.



Abbildung 19: Filterkerze an UO1 (mit NH_2Cl) und UO2 (ohne NH_2Cl) im Vergleich

Um die Dosiermengen von NH_4Cl und NaClO auf den Minimalbedarf zu reduzieren, wurden Tests von etwa einer Woche Dauer mit unterschiedlichen Dosierzeiten zwischen 22 und 4 Stunden pro Tag durchgeführt. Die Wirksamkeit der Desinfektion wurde mittels Durchflusssyztometrie bewertet (siehe Kapitel II.3.3) und auf eine Dosierzeit von 13 Stunden pro Tag optimiert. Damit eventuell einhergehende Defekte an der UO-Membran konnten nach einer Betriebsphase von sechs Monaten zum einen anhand der Daten zum berechneten Salzurückhalt (basierend auf der Leitfähigkeit), und zum anderen durch die durchgeführte Membranautopsie ausgeschlossen werden. Aufgrund der Membrangängigkeit von Monochloramin konnten Konzentrationen von $0,39 \pm 0,24 \text{ mg Cl}_{\text{gebunden}}/\text{L}$ (entsprechend $0,57 \pm 0,35 \text{ mg Monochloramin}/\text{L}$) im Permeat nachgewiesen werden.

Die Effizienz des UO-Prozesses wurde über die online gemessenen Prozessdaten überwacht. Abbildung 20 zeigt den normierten Permeatvolumenstrom im Sommer 2019 für UO1 (mit NH_2Cl -Dosierung) und UO2 (ohne NH_2Cl -Dosierung). Auffällig waren in dieser Betriebszeit deutliche Leitfähigkeitsspitzen von bis zu $3.000 \mu\text{S}/\text{cm}$ im UO-Feed, deren Ursache nicht eindeutig geklärt werden konnte. Trotz des Einflusses dieser Ereignisse auf die Zulaufwässer der UO zeigten beide Linien über mehrere Monate einen stabilen Betrieb. Infolge einer Störung des KA-Betriebs Anfang August 2019 verschlechterte sich der Betrieb der vorgeschalteten UF-Linien (siehe Abbildung 17). Die hohe Belastung der Membranen führte in der Folge an Linie 2 zu einer stetigen Abnahme des normierten Permeatvolumenstroms, während durch die Desinfektion mit Monochloramin der Betrieb der Line 1 über einen längeren Zeit-

raum stabilisiert wurde, sodass die Betriebszeit bis zur nächsten CIP-Reinigung auch bei schwierigen Zulaufbedingungen verlängert werden kann.

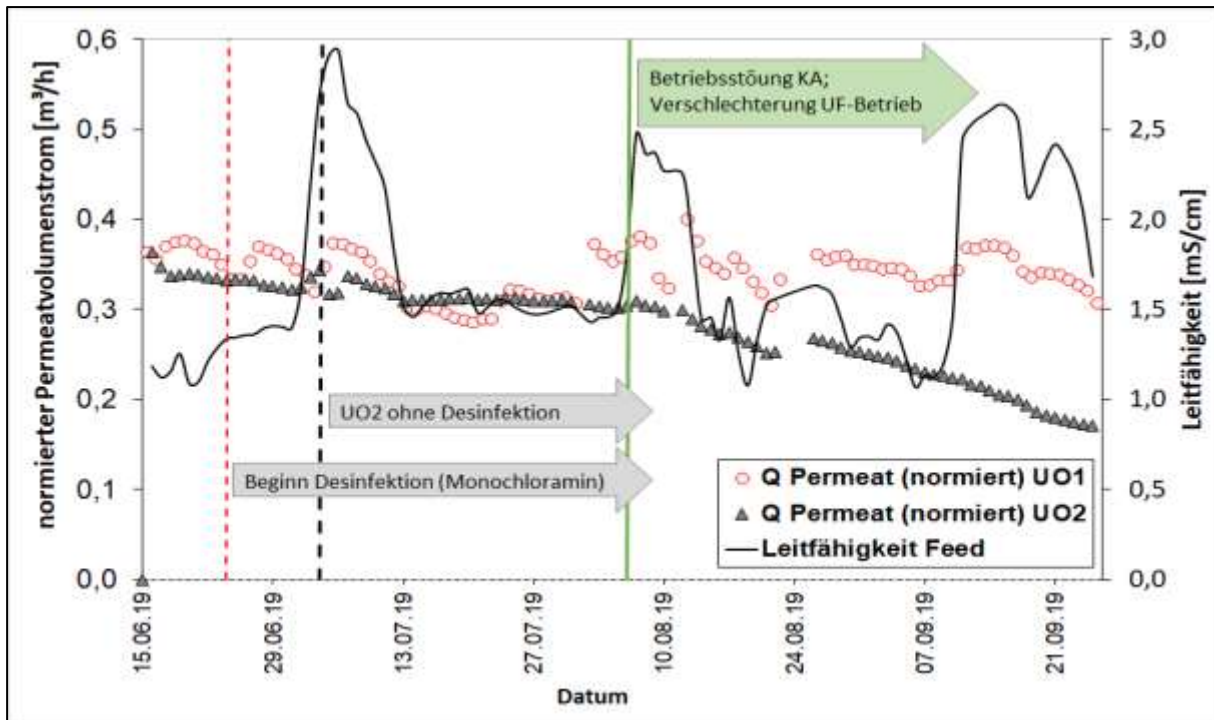


Abbildung 20: Auf 20°C und Salzkonzentration normierte Permeatvolumenströme von UO1 (mit NH_2Cl) und UO2 (ohne NH_2Cl , ab 4.7.19) sowie die Leitfähigkeit im UO-Feed

Auch die im Anschluss an die Versuche durchgeführten Laboruntersuchungen der Elemente der beiden Straßen bestätigten die Wirksamkeit des Biozids. Bezüglich der Leistung der Elemente (hinsichtlich Wasserfluss und Rückhalt) gab es keine signifikanten Unterschiede zwischen den Straßen. Die Masse der Fouling-Ablagerungen in den Elementen der UO-Linie 1 war ca. viermal geringer als in den Elementen der UO-Linie 2. Speziell das organische Fouling (abgeschätzt mittels des Glühverlustes) war in UO2 höher als in UO1 (Anhang 10).

II.4.2.3 Nachbehandlungsschritte zur biologischen und chemischen Stabilisierung

Je nach Anwendungszweck des ReUse-Wassers und abhängig von den Bedingungen und Werkstoffen in den einzelnen Betriebswasser-Netzen der Verbraucher können weitere Verfahrensstufen bzw. eine weitergehende Konditionierung der produzierten Wässer notwendig sein. Hierbei ist abzuwägen, welche Maßnahmen für Speicherung und Transport zwingend notwendig wären, welche den Kunden einen Nutzen erbringen könnten und somit ggf. ver-

marktungsfähig wären, welche von Kunden ggf. als Störung der Wasserqualität wahrgenommen werden könnten und welche dem Kunden zu überlassen sind. (siehe auch Kapitel II.4.5)

Eine biologische Stabilisierung wäre beispielsweise mittels Monochloramin, Chlorgas oder Chlorbleichlauge möglich. Eine korrosionschemische Stabilisierung dient der Einstellung von pH-Wert und Säurekapazität. Beispielhaft wurden hierzu in Tabelle 8 wasserchemische Berechnungen für den Einsatz verschiedener Desinfektionsverfahren, für eine physikalische Entsäuerung sowie für eine NaOH-Dosierung vorgenommen.

Als Entsäuerungsziel wurde eine Calcitlösekapazität von ca. 10 mg/L angestrebt. Durch eine weitere pH-Wert-Erhöhung kann die Calcitlösekapazität zwar verringert werden, jedoch nimmt auch die Wirksamkeit der Desinfektionsmittel auf Basis von freiem Chlor ab (pH-Abhängigkeit des Gleichgewichts zwischen Hypochloriger Säure und Hypochlorit-Ion). Als Berechnungsgrundlage wurde der Mittelwert der letzten drei Vollanalysen des UO1-Permeats während des Pilotbetriebs verwendet.

Aus dem oberen Teil der Tabelle sind die notwendigen Dosierkonzentrationen von Desinfektionsmitteln und Natronlauge zu entnehmen. Aus ihnen lassen sich die späteren Bedarfsmengen für eine Großanlage berechnen. Chlorgas hat eine pH-senkenden Wirkung, was einen kleinen Mehrbedarf an pH-anhebender Natronlauge erzeugt. Beim Einsatz von Chlorbleichlauge wird der pH-Wert angehoben, was den Bedarf an Natronlauge verringert. Um den Bedarf an Natronlauge zu senken, sollte die physikalische Entsäuerung als Hochleistungsbelüftung ausgeführt werden.

Dem unteren Teil der Tabelle 8 sind die wasserchemischen Veränderungen zu entnehmen: Der Aufbereitungsschritt physikalische Entsäuerung führt zur Sauerstoffsättigung des Wassers mit temperaturabhängigen Gleichgewichtskonzentrationen zwischen etwa 10 und 12 mg/L O₂. Alle Desinfektionsmittel erhöhen die Chloridkonzentration leicht. Monochloramin, Chlorbleichlauge und Natronlauge heben die Natriumkonzentration etwas an. All diese Effekte tragen in der Summe zur leichten Anhebung der Leitfähigkeit um bis zu 10 µS/cm bei.

Tabelle 8: Ergebnisse der wasserchemischen Berechnungen zur Stabilisierung des UO-Permeats

		UO1- Permeat	physik. Ent- säuerung + NaOH + Chlorgas	physik. Ent- säuerung + Chlorbleichlauge	physik. Ent- säuerung + NaOH + Monochloramin
<u>Verfahrensschritte</u>					
physik. Entsäuerung	mmol/L		-0,77	-0,74	-0,77
NaOH-Dosierung	mmol/L		0,07	-	0,03
Desinfektion (Cl _{aktiv})	mg/L		2,0	2,0	2,9
<u>Wasserbeschaffenheit</u>					
Bewertungstemperatur (t)		-	-	-	-
pH-Wert (t)		5,6	7,2	7,7	7,9
Leitfähigkeit	µS/cm	21	27	26	31
Basekapazität bis pH 8.2	mmol/L	0,80	0,02	0,003	0,003
Säurekapazität bis pH 4.3	mmol/L	0,17	0,18	0,22	0,20
Sulfat	mg/L	0,7	0,7	0,7	0,7
Chlorid	mg/L	5,0	5,0	7,0	10,1
Natrium	mg/L	6,7	8,3	8,0	9,9
Kalium	mg/L	0,89	0,89	0,89	0,89
Magnesium	mg/L	0,07	0,07	0,07	0,07
Calcium	mg/L	0,15	0,15	0,15	0,15
Nitrat	mg/L	1,2	1,2	1,2	1,2
Eisen	mg/L	0,009	0,009	0,009	0,009
Mangan	mg/L	0,001	0,001	0,001	0,001
Ammonium	mg/L	0,10	0,10	0,10	0,10
Nitrit	mg/L	0,06	0,06	0,06	0,06
Sauerstoff	mg/L	5,2	11,3 (gesättigt)	11,3 (gesättigt)	11,3 (gesättigt)
pH _{Ctb} (Calcitsättigung durch Calcit)		8,04	9,86	9,87	9,93
SI, Sättigungsindex Calcit		-5,9	-4,3	-3,6	-3,5
DC, Calcitlösekapazität	mg/L	84	10	9	9

II.4.3 Verfahrenskette Ultrafiltration und Bio-und Aktivkohlefiltration

II.4.3.1 Prozessstabilität und Betriebsparameter

Die Verfahrenskette zur Erzeugung der Wasserqualität 2 besteht aus den Verfahren UF, Belüftung, biologisch aktiver Tiefenfiltration und Aktivkohlefiltration (GAK). Durch die begrenzte Höhe im Container, in dem die Anlagentechnik implementiert wurde, wurde das Filtermaterial der Filterstufen Biofiltration und GAK-Filtration auf jeweils 2 Säulen aufgeteilt. Die Filterstufen wurden in Reihe mit einer konstanten Filtergeschwindigkeit von 5 m/h betrieben. Filterspülungen fanden am biologischen Filter alle 2 Wochen und am GAK-Filter alle 3 Wochen statt. Die angewandten Spülprogramme zeigt Anhang 11.

Unter Berücksichtigung des Bedarfs an Spülwasser und der um die Spülzeiten verminderte Verfügbarkeit des Filtrationsmodus der Filter ergeben sich Ausbeuten beider Filterstufen von jeweils 99,9 % und eine Produktivität von 99,8 %. Die Gesamtausbeute der gesamten Prozesskette inkl. der UF liegt damit bei 91,8 %, die Produktivität bei 90,5 %.

Der Differenzdruck über beide Filterstufen ist in Abbildung 21 dargestellt. Er liegt i.d.R. jeweils zwischen 100 und ca. 150 mbar. Es zeigte sich aber auch, dass in den warmen Monaten Juni bis September, in denen die Wassertemperaturen zwischen 18 und 20°C lagen (siehe Anhang 2), die Differenzdrücke einen schnelleren und höheren Anstieg genommen haben. Dies kann auf stärkere biologische Aktivitäten in den Filtern durch günstige Temperaturbedingungen und ein hohes Nährstoffangebot im Wasser zurückgeführt werden. Eine Erhöhung der Spülfrequenzen (z.B. eine Spülung pro Woche) in diesen Monaten könnte diesem entgegenwirken und wäre nur mit leichten Einbußen bei der Wasserausbeute verbunden.

Die Trübung im Filtrat der beiden Filterstufen im Betriebszeitraum Dezember 2018 bis Oktober 2019 lag i.d.R. unter 0,2 FNU (Ergebnisdarstellung siehe Anhang 12).

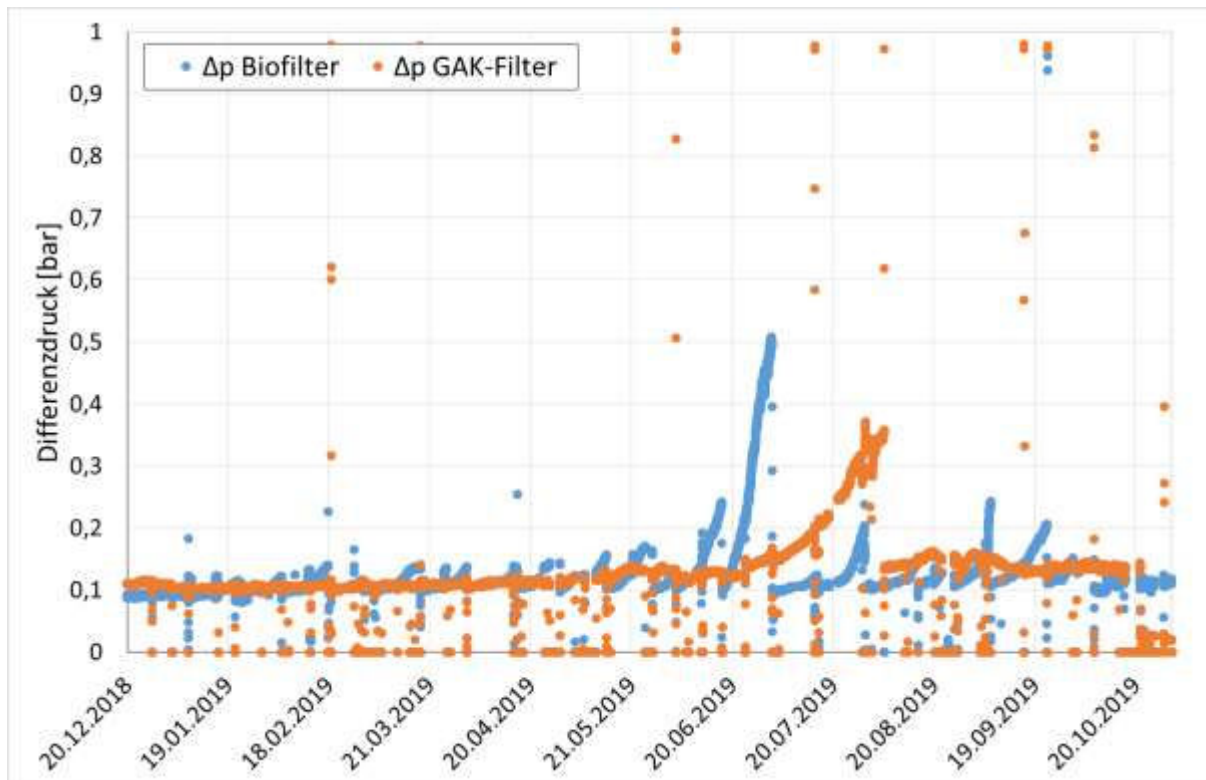


Abbildung 21 Differenzdruck von Bio- und GAK-Filter

II.4.3.2 Elimination von Ammonium und Mangan

Die Biofiltration über Quarzsand wurde in erster Linie eingesetzt, um gelöstes Mangan biologisch-katalytisch zu entfernen und die Aktivkohle in der nachfolgenden Verfahrensstufe zur Adsorption vor Manganablagerungen zu schützen. Gleichzeitig diente sie jedoch auch der Entfernung bzw. biologischen Transformation weiterer Wasserinhaltsstoffe wie Ammonium, Nitrit und einer minimalen Rest-Eisenkonzentration aus der UF. Die Fragestellungen für der Untersuchung dieses aus der Trinkwasseraufbereitung wohl bekannten Verfahrens waren, inwieweit die Leistungsfähigkeit und Betriebsweise für die Anwendung zur Wasserwiederverwendung geeignet sind. Insbesondere sollte die Verfahrensstabilität unter dem Einfluss der jahreszeitlich schwankenden Nitrifikationsleistung der Kläranlage beobachtet werden.

Die Filtersäulen wurden über den gesamten Betriebszeitraum mit Filtrat der UF2 beschickt. Die Zulaufwasserbeschaffenheit war somit neben dem Kläranlagenbetrieb auch abhängig von den Betriebseinstellungen der vorgeschalteten Membrananlage. Anhang 13 gibt einen Überblick über wesentliche Veränderungen im Betrieb der Filterstufe und bei den vorgeschalteten Prozessen.

Der im Zulauf zur Filterstufe (Zulauf Filtersäule S1) online aufgezeichneten pH-Wert zeigte Schwankungen um pH 6,8 beim Einsatz des Al-basierten Flockungsmittels (Abbildung 22). Während der Flockung mit Fe-basierten Flockungsmitteln lag der pH-Wert sogar meist unterhalb von pH 6,8, jedoch oberhalb von 6,5. Da die Entmanganung in der Regel einen minimalen pH-Wert von pH 6,8 im Zulauf zur Filterstufe benötigt (DVGW W223-1), waren die pH-Bedingung für die Entmanganung in den Filtersäulen bei Einsatz von Fe-basierten Flockungsmitteln eher ungünstig.

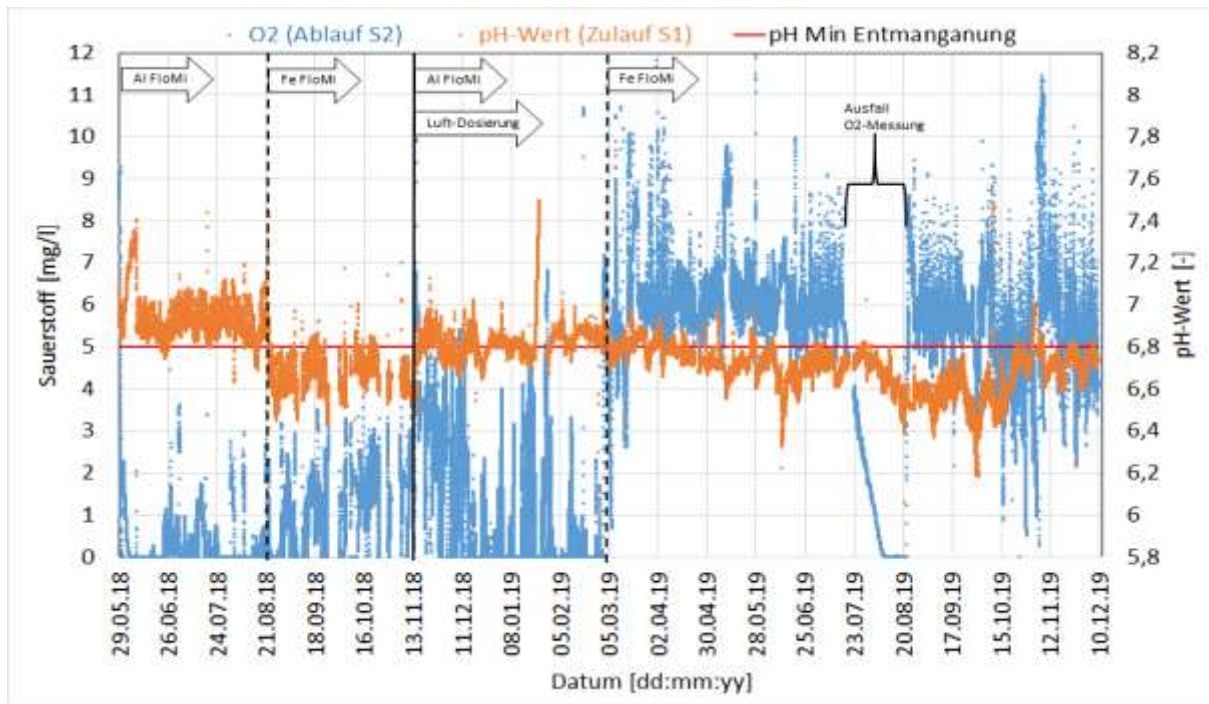


Abbildung 22: Verlauf des pH-Werts im Zulauf zur Filterstufe S1 und der Sauerstoffkonzentration in deren Ablauf

Entmanganung, Enteisenung und Nitrifikation von Ammonium und Nitrit sind aerobe Prozesse und benötigen Sauerstoff. Trotz einer Sauerstoff-Konzentration im Zulauf zur Filterstufe von 6 bis 8 mg/L zeigte die Online-Sauerstoffmessung im Ablauf der Filterstufe (nach GAK-Filter = Ablauf S2) in den ersten Betriebsmonaten meist Konzentrationen < 2 mg/L an, obwohl der rechnerische Sauerstoff-Bedarf der genannten Abbau-Prozesse, d. h. unter Vernachlässigung des Abbau von AOC, in dieser Zeit lediglich 2 bis 3 mg/L betrug. Nach der Inbetriebnahme einer Sauerstoffanreicherung des Zulaufwassers am 14.11.2018 durch Dosierung von Luftsauerstoff, konnten zumeist O₂-Konzentrationen von > 2 mg/L im Filtrat aufrechterhalten werden. Im Zeitraum von Mitte Dezember 2018 bis Mitte März 2019, als aufgrund der niedrigen Wassertemperaturen die Nitrifikation in der Kläranlage unvollständig ablief, stieg bei Ammonium-Konzentrationen von > 4 mg/L im Zulauf zur Filterstufe der Sau-

erstoffbedarf in der Filterstufe auf $> 12 \text{ mg/L}$ an. Bei diesen Randbedingungen reichte die Sauerstoffanreicherung mit Luft unter Atmosphärendruck nicht aus, um genügend Sauerstoff zu lösen (Abbildung 22). Für die Großtechnik wird daher empfohlen, flüssigen Sauerstoff bedarfsgerecht zu dosieren.

Die Ergebnisse der Online-Sauerstoffmessung wurden durch die Vorort-Messungen mit einem Handmessgerät während der monatlichen Probenahmen an den Filtersäulen bestätigt (Abbildung 23, links). Anhand der Ergebnisse für die Parameter Mangan (Abbildung 23, rechts) sowie Ammonium (Abbildung 24, links) und Nitrit (Abbildung 24, rechts) lassen sich die Prozesse in den Filtersäulen gut nachvollziehen:

- In den Filtern fanden vorrangig Nitrifikationsprozesse statt. Restkonzentrationen von Ammonium und Nitrit aus dem Kläranlagenablauf wurden nach einer kurzen Adaptionszeit von ca. zwei Wochen bereits im Sandfilter (S1) vollständig abgebaut.
- Insbesondere unter den nicht optimalen pH- und Sauerstoff-Bedingungen benötigte die Entmanganung eine lange Adaptionszeit von mehreren Monaten und fand zunächst sowohl im Sandfilter (S1) als auch im GAK-Filter (S2) statt. Im zweiten Betriebsjahr war der Sandfilter (S1) dann gut eingearbeitet, so dass das Mangan bereits hier in der Regel vollständig entfernt wurde.
- Während der Betriebsphasen mit hohen Ammonium- und Nitrit-Konzentrationen im Zulauf (z.B. in den Wintermonaten oder bei Störfällen im Kläranlagenbetrieb, siehe August 2019) kam es bereits im Sandfilter (S1) zu einer vollständigen Sauerstoffzehrung. Ammonium und Nitrit wurden dann nur noch unvollständig entfernt.
- Bei längeren Betriebsphasen mit erhöhten Ammonium- und Nitrit-Konzentrationen kam die Entmanganung anteilig oder sogar vollständig zu erliegen. Es kam sogar zu einer Remobilisierung des im Filter abgeschiedenen Mangans (siehe Februar 2019), da der in den Manganoxiden enthaltene Sauerstoff von den Mikroorganismen zur Nitrifikation genutzt wurde.
- Während des kürzeren Störfalls an der Kläranlage im August 2019 (Ausschwemmen von Belebtschlamm aufgrund eines Regenereignisses zwei Tage vor der Probenahme) wurden keine merklich erhöhten Mangan-Konzentrationen im Ablauf der Filter gemessen.

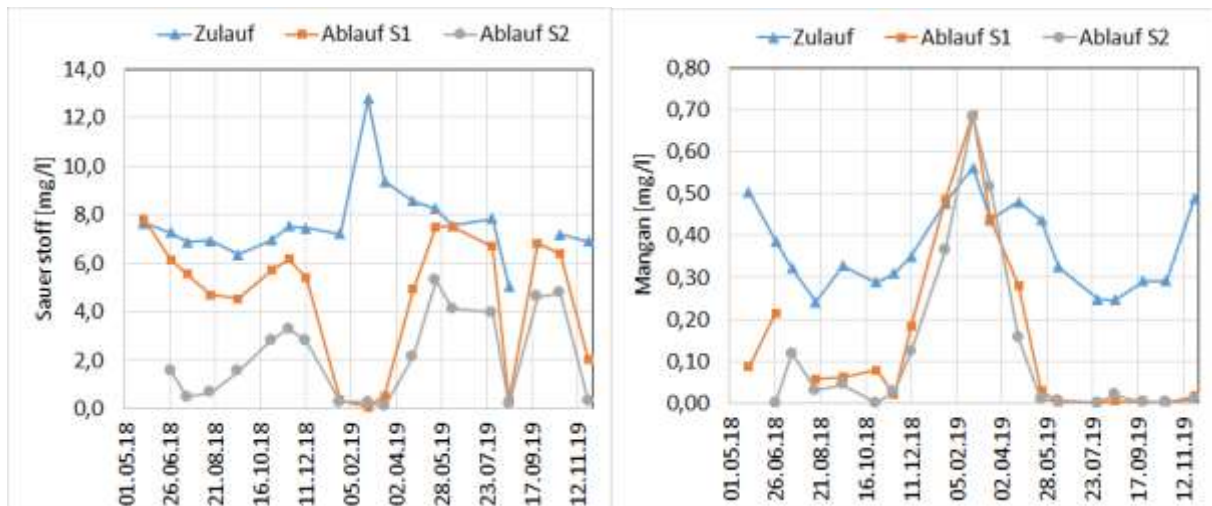


Abbildung 23: Ergebnisse der monatlichen Probenahme an Filterstufe S1; Links: Sauerstoffkonzentration (Handmessungen vor Ort); Rechts: Mangankonzentration (Laboranalysen)

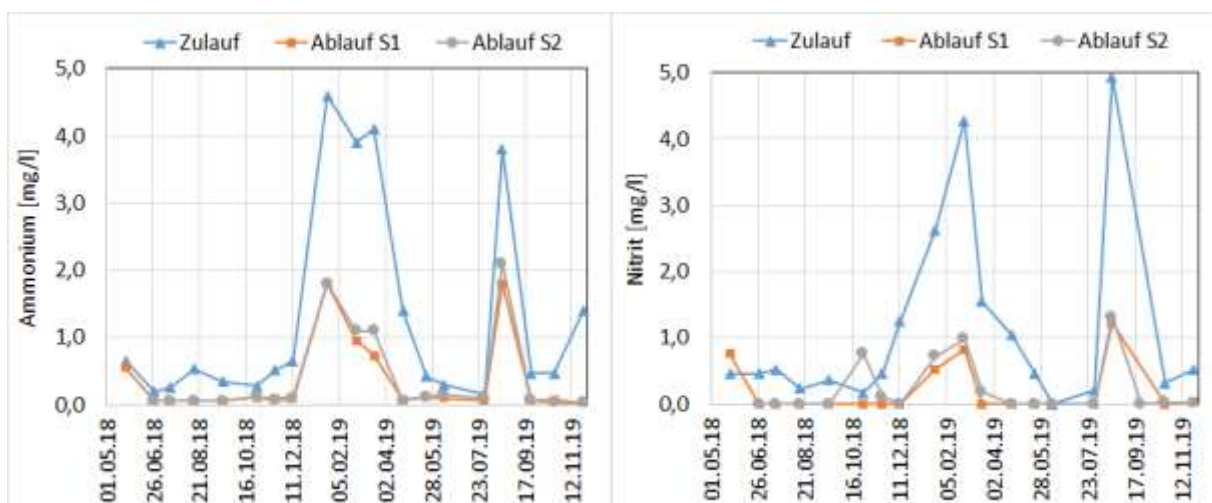


Abbildung 24: Ergebnisse der monatlichen Probenahme an Filterstufe S1; Links: Ammoniumkonzentration (Laboranalysen); Rechts: Nitritkonzentration (Laboranalysen)

Fazit: Die biologisch-katalytische Entfernung von Mangan aus Kläranlagenablauf in klassischen Tiefenfiltern ist dann mit der notwendigen Stabilität möglich, wenn die Sauerstoffkonzentration im Zulauf so hoch ist, dass er den Bedarf für Entmanganung, Nitrifikationsprozesse und AOC-Abbau vollständig deckt. Dies impliziert die bedarfsgerechte Dosierung von reinem Sauerstoff vor der Filterstufe, ggf. sogar jeweils vor Stufe S1 und Stufe S2.

II.4.3.3 Elimination von Mikroverunreinigungen

Bei einer Verwendung von Betriebswasser der Qualität 2 für Landwirtschaft und Infiltrationszwecke sollte dieses möglichst frei von Mikroverunreinigungen (z.B. Arzneimittel, Industriechemikalien, Pestizide, etc.) sein. Die Adsorption an GAK in Festbettfiltern ist dafür ein geeignetes und bewährtes Verfahren im Bereich Trinkwasser und bei der weitergehenden Abwasserreinigung und wurde deshalb in MULTI-ReUse untersucht. Die Beschickung des GAK-Filters erfolgte mit Filtrat der vorgeschalteten Verfahrenskette (Flockung/UF, Belüftung und Sandfiltration). Die Konzentrationen der regelmäßig analysierten Mikroschadstoffe im Ablauf des GAK-Filters wurden in Abbildung 25 in Abhängigkeit der zunehmenden durch das Filterbett durchgesetzten Bettvolumina (BV = m³ Wasser / m³ GAK) dargestellt.

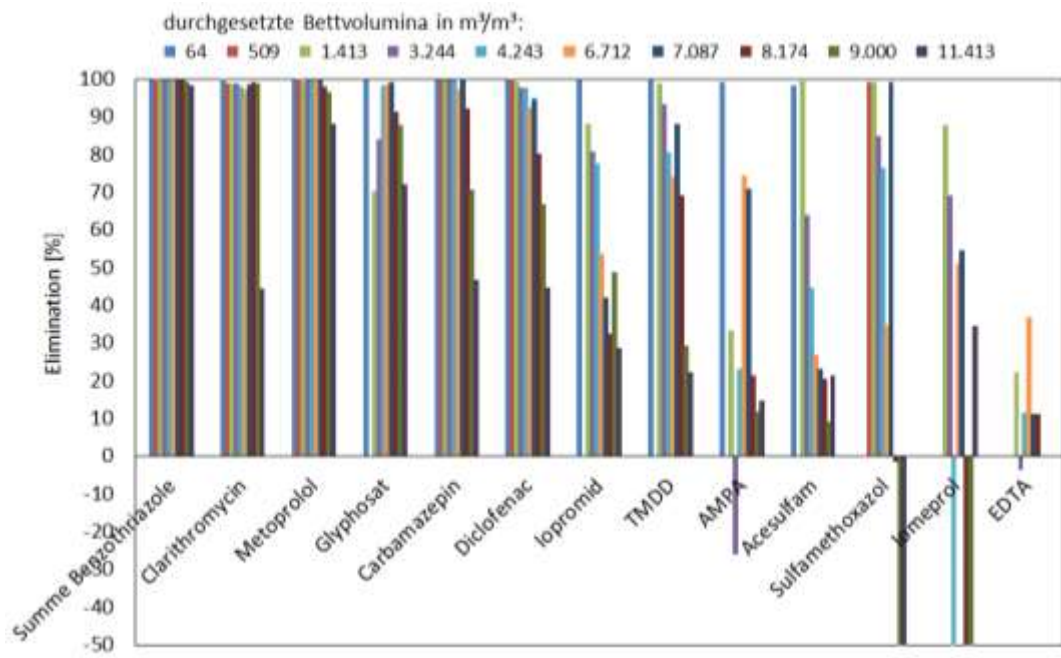


Abbildung 25: Mikroschadstoffelimination durch Aktivkohlefiltration in Abhängigkeit fortschreitender Bettvolumina

Zu Beginn des Filterbetriebes wurden von der mit organischen Stoffen noch kaum beladenen GAK auch schlecht adsorbierbare Stoffe, wie der Komplexbildner EDTA, Röntgenkontrastmittel (Iomeprol und Iopromid), der synthetische Süßstoff Acesulfam, das Totalherbizid Glyphosat, sein Metabolit AMPA sowie das Tensid TMDD und gut bis sehr gut eliminiert. Die Entfernungsleistung des Adsorbers bezüglich dieser Stoffe war aber größtenteils erwartungsgemäß schnell rückläufig. Demgegenüber konnten typische Leitparameter für die Mikroschadstoffelimination vierter Reinigungsstufen von Kläranlagen, wie z.B. Benzotriazol und dessen Metabolite, Clarithromycin, Diclofenac, Metoprolol, Carbamazepin auch nach dem Durchsatz

von 11.000 BV zum Teil noch zu über 80 % entfernt werden. Allerdings war die Entfernungsleistung für die meisten untersuchten Stoffe oberhalb von 9.000 BV deutlich rückläufig. Im großtechnischen Betrieb sollten mindestens zwei oder besser mehr GAK-Filter zeitversetzt im Parallelbetrieb arbeiten, damit sich ihre dadurch unterschiedlichen Filtratqualitäten im Sammelfiltrat gegenseitig kompensieren. Entspricht die Qualität des Sammelfiltrats nicht mehr den Qualitätsanforderungen, muss die GAK des Adsorbers mit der höchsten Anzahl durchgesetzter BV reaktiviert werden.

Ebenso wie die PAK (siehe Kapitel II.4.1.2) bewirkte die GAK eine signifikante Elimination des SAK₂₅₄. Die Ergebnisse der Online-Messungen zeigten mit einem anfänglichen Eliminationsgrad von 100 % und einem Rückgang auf 20 - 30 % nach ca. 4.500 BV einen typischen Verlauf (Ergebnisdarstellung siehe Anhang 14).

Die Entfernung von Mikroverunreinigungen durch die Umkehrosmose wurde in Abbildung 26 (Betriebswasserqualität 3) dargestellt. Es wird deutlich, dass die UO ein sehr wirksames und stabiles Verfahren auch in Bezug auf die Elimination von Mikroverunreinigungen ist, denn auch die mit GAK schwer bis nicht eliminierbaren Substanzen, wie z.B. Röntgenkontrastmittel, Acesulfam und EDTA, werden mit der UO zu über 90 % sicher entfernt. Der niedrigste Rückhalt wurde für die Benzotriazole festgestellt (durchschnittlich 83 %).

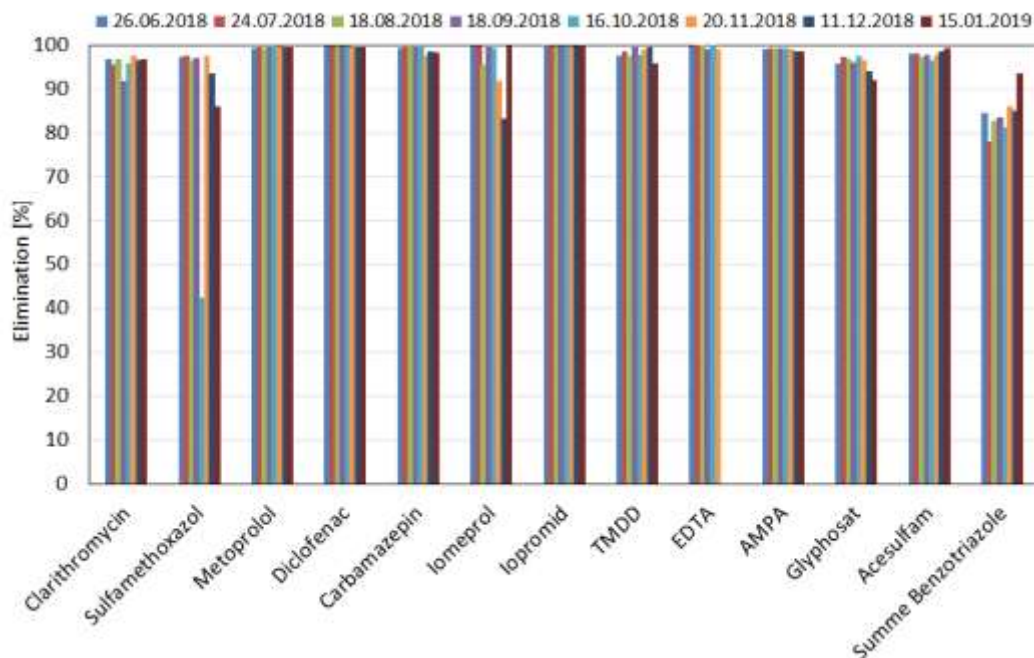


Abbildung 26: Elimination von organischen Mikroverunreinigungen durch UO während der Betriebszeit der GAK-Filterstufe S2 von ca. 8 Monaten

II.4.4 Beurteilung der erzeugten Betriebswasserqualitäten

II.4.4.1 Chemisch-physikalische Bewertung

Mittelwerte und Schwankungsbreite ausgewählter Parameter für die chemisch-physikalische Beschaffenheit der drei erzeugten Betriebswässer wurden in Anhang 16 im Vergleich zum Kläranlagenablauf als Ausgangsqualität aufgelistet und sollen nachfolgend diskutiert werden:

Es konnte nachgewiesen werden, dass das Betriebswasser der Wasserqualität 1 frei von Partikeln war, was auch dem Nachweis dient, dass die Bakterien des Kläranlagenablaufs entfernt wurden. Das Wasser ist klar (Trübung = 0,14 NTU) und weist so gut wie keinen Farbton auf ($SAK_{436} = 1,12 \text{ m}^{-1}$). Die Flockung vor der UF verringerte die DOC-Konzentration im Durchschnitt um ca. 20 % auf 10 mg/L, den AOX auf 0,03 mg/L und die P_{gesamt} -Konzentration auf 0,06 mg/L. Entsprechend der eingesetzten Flockungsmittelart liegt die Konzentration an Aluminium im Mittel bei 0,027 mg/L und Eisen bei 0,044 mg/L. Gelöste Salze, zu denen auch Mangan, Ammonium und Nitrit zählen, können die UF-Membran passieren, d. h. sie liegen im Betriebswasser Typ 1 in originärer Konzentration vor. Durch den Einsatz von Pulveraktivkohle konnte zusätzlich ein Rückhalt von organischen Mikroschadstoffen in der UF erzielt werden (siehe Kapitel II.4.1.2).

Die weitere Behandlung des Wassers der Qualität 1 durch Filtration über einen biologisch aktiven Quarzsandfilter und einen GAK-Filter führte zur Wasserqualität 2. Das Betriebswasser der Wasserqualität 2 war im Vergleich zur Wasserqualität 1 zusätzlich arm an Mangan (im Mittel 0,13 mg/L, das durch den Einsatz von reinem Sauerstoff auch bis unter die Nachweisgrenze von 0,01 mg/L vermindert werden könnte), an Ammonium (im Mittel 0,035 mg/L, das durch den Einsatz von reinem Sauerstoff ebenfalls deutlich verringert werden könnte), an Nitrit (im Mittel 0,24 mg/L) und an organischen Mikroschadstoffen (siehe Kapitel II.4.3.3). Restkonzentrationen an Aluminium oder Eisen der Flockungsmittel wurden noch weiter abgesenkt (im Mittel 0,018 mg/L Al und 0,023 mg/L Fe). Aufgrund der biologischen Umsetzung des BDOC als Anteil des DOC in beiden Filtern und der Adsorption an der GAK wurde die Konzentration des DOC im Mittel um weitere 10% auf 8,7 mg/L verringert.

Das Betriebswasser der Wasserqualität 3 wies die höchste Reinheit auf. Die durchschnittliche DOC-Konzentration betrug 0,3 mg/L (-97%). Durch die Verwendung der UO-Membranfiltration wurde dem Rückhalt von Salzen und Härtebildnern zwar große Aufmerksamkeit gewidmet, da diese in vielen industriellen Prozessschritten unerwünscht und kritisch sein können, es bestand jedoch nicht das Ziel, ein salzfreies Wasser zu erzeugen. Ziel bei der Wahl der Module war ein guter Kompromiss zwischen einem niedrigen TDS-Gehalt des Permeats einerseits und einem geringen Energiebedarf der Pumpen. Im Permeat konnte so

eine Leitfähigkeit von im Mittel knapp 27 $\mu\text{S}/\text{cm}$ erzielt werden. Der Gesamtstickstoff lag im Mittel bei 0,39 mg/L N, Gesamtphosphor bei 0,054 mg/L P. Der Rückhalt organischer Mikroverunreinigungen durch die UO war konstant hoch (siehe Kapitel II.4.3.3). Wenn diese Verfahrenskette mit dem Zweck eingesetzt würde Wasser - ggf. nach einer Mineralisierung - für die Grundwasseranreicherung herzustellen, könnte optional hinter der UO bei einem verminderten pH-Wert ein GAK-Filtrationsschritt durchgeführt werden, um ggf. im UO-Permeat enthaltene unpolare Mikroverunreinigungen zu entfernen. Dies hängt von den Eigenschaften der im Permeat verbleibenden Mikroverunreinigungen und auch von der Notwendigkeit einer redundanten Barriere ab.

II.4.4.2 Mikrobiologische Bewertung

Die Anforderung an alle drei produzierten Betriebswasserqualitäten war die Gewährleistung der hygienischen Sicherheit. Die Hygienisierung des Wassers wurde bereits durch die erste Verfahrensstufe, die Ultrafiltration, sichergestellt. Die Membranfiltration konnte alle typischen fäkalen Indikatorbakterien entfernen (Tabelle 9 und Anhang 15).

Tabelle 9: Traditionelle Hygieneparameter und Gesamtkoloniezahl in behandeltem Kläranlagenablauf (= Rohwasser) und UF Filtrat.

Parameter	Einheit	Rohwasser		UF Filtrat	
		Durchschnitt (n=17)	Max./Min.	Durchschnitt (n=17)	Max./Min.
E. coli	MPN/100 ml	79.100	198.600 / 20.600	0	0/0
Enterokokken	MPN/100 ml	164.900	2.200.000 / 600	0	1/0
Clostridium perfringens	MPN/100 ml	64.300	810.000 / 4.200	0	0/0
Legionella spp.	MPN/100 ml	> 100	> 100/0	0	0/0
Koloniezahl 22°C	KBE/ml	24.600	96.000 / 5.800	2	10/0
Koloniezahl 36°C	KBE/ml	42.600	290.000 / 6.900	120	700/0

Die untersuchten Hygieneindikatoren wurden durch die UF-Passage vollständig entfernt und auch die Koloniezahlen unterlagen einer starken Reduktion. Die großen mikrobiologischen Unterschiede im Rohwasser sind erklärbar durch die wahrscheinlich großen Schwankungen im Kläranlagenablauf, während die Ultrafiltration über den untersuchten Zeitraum durchgehend eine effiziente Entfernung der im Rohwasser befindlichen Bakterien sicherstellte. Die Hygieneindikatoren waren auch in den nachfolgenden Aufbereitungsstufen nicht nachweisbar, was bedeutet, dass alle Endwässer zum Zeitpunkt der Probenahme (direkt nach den entsprechenden Aufbereitungsstufen) als hygienisch einwandfrei angesehen werden können. Die Koloniezahl auf der anderen Seite unterlag großen Schwankungen, bedingt durch

Veränderungen der autochthonen Bakterienpopulation über die Aufbereitung (s. Kapitel II.3.3). Um dieses Ergebnis im Sinne des Multi-Barrieren-prinzips abzusichern, wurde jeweils noch eine hier nicht weiter bewertete UV-Desinfektion vorgenommen.

Die Ergebnisse zur Veränderung des mikrobiologischen Mikrobioms und zum Aufkeimungspotenzial im Verlauf der Aufbereitungskette sind in Kapitel II.3.3 zu finden.

II.4.4.3 Toxikologische Bewertung

Die Leistung der verschiedenen Prozessstufen hinsichtlich der Reduktion toxikologisch wirksamer Substanzen wurde für die Endpunkte Gentoxizität (p53-CALUX) und östrogene Wirkung (ER-CALUX) untersucht. Der MTT-Test diente hier als Vorläufer-Test um die niedrigste nicht zytotoxische Verdünnung (native Probe) bzw. den höchsten nicht zytotoxischen Anreicherungsfaktor (angereicherte Probe) für die weitere Testung im ER- bzw. p53-CALUX zu bestimmen. Auf dieser Datengrundlage erfolgte abschließend eine Beurteilung der verschiedenen Betriebswasserqualitäten.

Um die drei verschiedenen Brauchwässer über einen längeren Zeitraum toxikologisch bewerten zu können, war ein stabiler Demobetrieb nötig, indem möglichst keine Parameter verändert wurden. Durch Verzögerungen war dies erst möglich, als an Straße 2 die Aktivkohle bereits Durchbrüche einzelner Substanzen zeigte.

Es wurden drei Probenahme-Kampagnen mit insgesamt 24 Proben (siehe Anhang 17) durchgeführt. In keiner dieser mit den oben genannten Testsystemen untersuchten Proben konnte ein gentoxisches Potenzial festgestellt werden.

Zunächst wurden drei Proben der Straße 2 analysiert:

- Zulauf UF 2
- Ablauf UF 2 nach UV-Desinfektion (Wasserqualität 1)
- Ablauf GAK-Filter S2 (Wasserqualität 2)

Die im Zulauf zur Ultrafiltration gemessenen östrogene Aktivität von 5,96 ng/L, ausgedrückt in 17 β -Östradiol-Äquivalenten, wurde im weiteren Verlauf der Anlage schrittweise reduziert. So zeigten Substanzen in den Proben der Wasserqualitäten 1 und 2 östrogene Effekte äquivalent zu einem Effekt von 2,61 bzw. 0,76 ng 17 β -Östradiol/L. Dieses Ergebnis lässt die Vermutung zu, dass die Ultrafiltration in Kombination mit der UV-Bestrahlung zu einer Reduktion östrogen wirksamer Substanzen beiträgt. Dies kann über den Rückhalt partikelassoziierter östrogen wirksamer Substanzen oder deren Inaktivierung durch die Bestrahlung mit UV-Licht erklärt werden.

Anschließend erfolgten zwei weitere sehr umfangreiche Probenahmen, bei denen neben dem Zulauf zur Ultrafiltration, den Filtraten von UF1 und UF2, dem Ablauf nach UV-

Desinfektion (Wasserqualität 1), dem Ablauf des GAK-Filters (Wasserqualität 2) auch die Permeate (Wasserqualität 3) und Konzentrate der Umkehrosmose 1/2, sowie weitere Proben zwischen UF und UO analysiert wurden. Die östrogene Aktivität im Zulauf der Anlage war im Vergleich zur ersten Probenahme um den Faktor zehn geringer. So konnten Äquivalenzkonzentration für 17 β -Östradiol von 0,53 und 0,64 ng/L ermittelt werden. Im Permeat (Wasserqualität 3) der Umkehrosmose beider Straßen konnte keine östrogene Wirkung festgestellt werden (< Nachweisgrenze von 0,12 ng/L). Analog dazu kam es in den Konzentraten zu einer leichten Erhöhung der Äquivalenzkonzentrationen von bis zu 1,66 ng/L. Im Ablauf des GAK-Filters (Wasserqualität 2) zeigten sich Äquivalenzkonzentration für 17 β -Östradiol zwischen Nachweis- (0,12 ng/L) und Bestimmungsgrenze (37 ng/L). In den weiteren Proben zwischen UF und UO konnte im Vergleich zur ersten Probenahme keine nennenswerte Verringerung der östrogenen Wirkung festgestellt werden.

Zusammenfassend lässt sich festhalten, dass die östrogene Wirkung im Rohwasser (Zulauf der MULTI-ReUse-Anlage) starken Schwankungen unterliegt und vom Probenahmezeitpunkt abhängig ist. Durch die Umkehrosmose kam es zu einer vollständigen Elimination östrogen wirkender Substanzen im Permeat (Wasserqualität 3) und einer entsprechenden Anreicherung im Konzentrat. Mit Bezug auf die Ergebnisse der 2. und 3. Probenahme konnte eine Verringerung der östrogenen Wirkung durch die Ultrafiltration sowie die UV-Bestrahlung nicht bestätigt werden. Abhängig von der Zulaufkonzentration konnte im Ablauf des GAK-Filters S2 (Wasserqualität 2) geringes bis gar kein östrogenes Potenzial ermittelt werden.

Somit können alle drei hergestellten Wasserqualitäten im Hinblick auf den Endpunkt Gentoxizität (p53-Calux) als unbedenklich angesehen werden. Da bereits im Zulauf der Anlage kein gentoxisches Potenzial vorlag, kann auch die Effektivität der Anlage in Bezug auf den Rückhalt von gentoxischen Substanzen nicht bewertet werden. Der Rückhalt von östrogen wirkenden Substanzen konnte durch die UO vollständig gewährleistet werden, wodurch Wasserqualität 3 als unbedenklich zu bewerten ist. In der Aufbereitungsstrecke zur Wasserqualität 1 kam es zu keiner nennenswerten Reduktion, wodurch die Höhe der östrogenen Wirkung hier maßgeblich von der Ausgangskonzentration im Zulauf der Anlage abhängt. In wie weit der GAK-Filter zur vollständigen Elimination von östrogen wirkenden Substanzen für die Wasserqualität 2 geeignet ist, konnte nicht abschließend beurteilt werden, da der GAK-Filter zum Probenahmezeitpunkt bereits nahezu erschöpft war (Durchbruch von einzelnen Substanzen).

II.4.5 Bewertung von Rohwerkstoffen für Betriebswassernetze

Für ein anwendungsspezifisches Betriebswassernetz – von der Aufbereitungsanlage zu den Verbrauchern – sind grundsätzliche korrosionsrelevante Grenz- und Rahmenbedingungen für den Einsatz von Werkstoffen für Transport- und Verteilungnetze, ggf. Speicherung, zu beachten. Bei geplanter industrieller Verwendung ist der Verwendungszweck des per MULTI-ReUse-Verfahren erzeugten und zum jeweiligen Standort transportierten Betriebswassers zu berücksichtigen. Je nach Anwendungszweck, Bedingungen und Werkstoffen in den einzelnen Betriebswasser-Netzen der industriellen Verbraucher ist eine zusätzliche individuelle, weitergehende Konditionierung bzw. Aufbereitung der Betriebswässer erforderlich.

Bei geplanter großtechnischer Verwendung des MULTI-ReUse-Verfahrens sind im Vorfeld insbesondere unter Beachtung der Korrosionschemie der Wässer verschiedene Verteilungs-Szenarien zu betrachten (Abbildung 27).

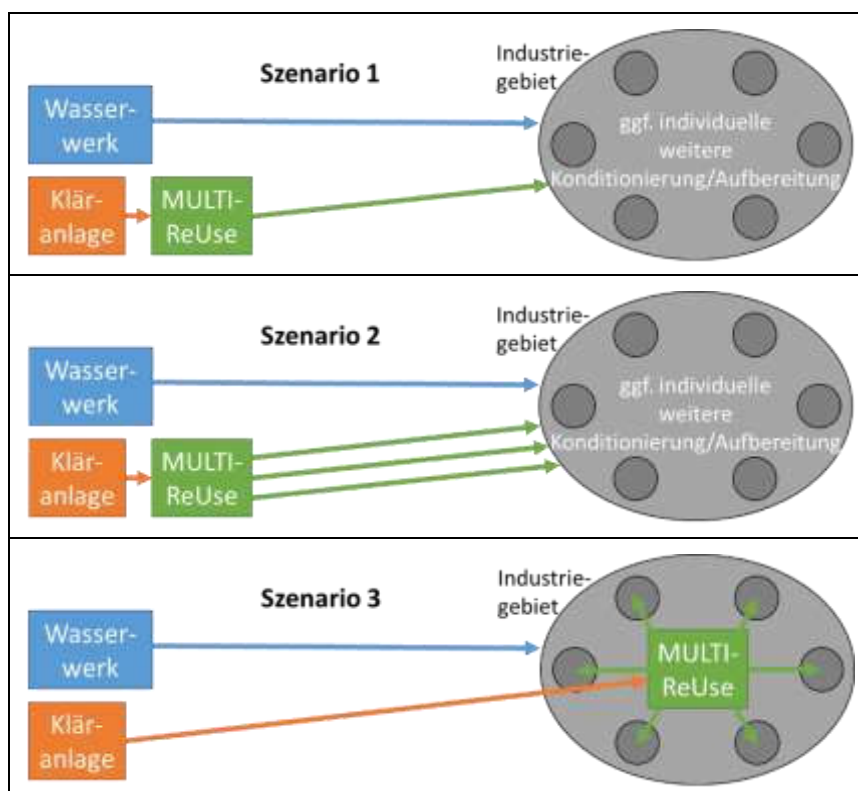


Abbildung 27: Unterschiedliche Verteilungs-Szenarien für die industrielle Verwendung der Betriebswässer

Das erste und zugleich wahrscheinlichste Szenario beschreibt den Fall, dass in einem Industriegebiet für einen oder mehrere Endverbraucher ein Betriebswasser vergleichbarer Beschaffenheit benötigt wird. Üblicherweise wird gegenwärtig dieser Bedarf durch Trinkwasser

gedeckt (in den meisten Fällen zuzüglich betriebsseitiger Aufbereitung und Konditionierung). Durch das MULTI-ReUse-Verfahren wird ein den Anforderungen entsprechendes Betriebswasser produziert und in einer gemeinsamen Leitung in das Industriegebiet gefördert. Dieses wird dann innerhalb des Industriegebietes weiterverteilt und anwendungsspezifisch aufbereitet und ggf. konditioniert. Für dieses Szenario wird ein Betriebswasser-Verteilungsnetz benötigt – je nach Standort entweder eine neue Trassierung oder eine Um-Nutzung eines vorhandenen Trinkwassernetzes.

Das zweite Szenario beschreibt den Fall, dass in einem Industriegebiet Bedarf an unterschiedlichen Betriebswasser-Beschaffenheiten besteht, welcher durch den modularen Aufbau der ReUse-Aufbereitung gedeckt werden kann. Im Gegensatz zum ersten Szenario würden dann, in Anlehnung an die Pilotversuche, zwei oder im ungünstigsten Fall drei (Differenzierung zwischen ReUse-Wässern 1 und 2) neue Betriebswasser-Transportleitungen benötigt.

Im dritten Szenario wird die MULTI-ReUse-Aufbereitungsanlage direkt in dem betroffenen Industriegebiet betrieben. Anstelle von zwei bis drei neuen Transportleitungen (Szenario 2) von der Aufbereitung bis zum Industriegebiet könnten so die Transportwege deutlich verkürzt werden. Voraussetzung hierfür wäre die Verfügbarkeit von vorgereinigtem Abwasser im Industriegebiet oder – wie in der Grafik dargestellt – die Erstellung einer Transportleitung von der Kläranlage zum Industriegebiet.

Bei bestehenden Industrieanlagen bzw. Endverbrauchern wird der Bedarf an Betriebswasser üblicherweise durch Trinkwasser gedeckt. Wird dieses durch ReUse-Wasser substituiert, sinkt entsprechend der Trinkwasser-Verbrauch in dem betroffenen Versorgungsbereich und erfordert unter hygienischen Gesichtspunkten eine Betrachtung der Dimensionierung der Rohrleitungen und des Verbrauchs- bzw. Abnahmeverhaltens (ggf. angepasstes Spülregime zur Vermeidung von Stagnation; Schutz des Netzes vor Ablagerungen, Trübung).

Ferner sollte in diesem Zusammenhang die Möglichkeit geprüft werden, bei bestehender industrieller Nutzung für das ReUse-Wasser das vorhandene Trinkwasser-Verteilungsnetz zu nutzen und für die Verteilung des Trinkwassers ein neues, an den verringerten Verbrauch angepasstes Verteilungsnetz zu schaffen. Notwendiger Bestandteil einer derartigen Betrachtung wäre eine detaillierte Zustandsbewertung des vorhandenen Trinkwasser-Verteilungsnetzes.

Für ein anwendungsspezifisches Betriebswassernetz kommen folgende Werkstoffe bzw. Materialien in Betracht:

- metallene Werkstoffe (Metall): Gusseisen, unlegierter oder niedriglegierter Stahl

- Metall mit Zementmörtel-Auskleidung (Metall/ZM) zur Verbesserung der hydraulischen Eigenschaften und zur Vermeidung von Korrosionsschäden
- polymere Materialien (Polymer): z.B. Polyethylen (PE)

Metallene Rohre ohne ZM-Auskleidung müssen hierbei nur berücksichtigt werden, wenn ein altes, vorhandenes Trinkwasser-Verteilungsnetz für die Verteilung eines Betriebswassers verwendet werden soll. Bei Einsatz polymerer Materialien wird eine Trinkwassereignung vorausgesetzt, da hierdurch gewährleistet ist, dass die Abgabe von mikrobiologisch verwertbaren Nährstoffen aus den Rohren auf ein Minimum reduziert wird.

Für die Auswahl sind die korrosionschemischen Eigenschaften der produzierten Betriebswässer dem Korrosionsverhalten der genannten Rohrwerkstoffe gegenüber zu stellen.

Unter korrosionschemischen Gesichtspunkten ist ReUse-Wasser 1 durch einen relativ hohen Gehalt an Neutralsalzen (Chlorid, Nitrat und Sulfat) und eine signifikante Calcitlösekapazität charakterisiert. Beide Parameter erhöhen bei Metallen ohne ZM die Korrosionswahrscheinlichkeit durch die Behinderung der Bildung korrosionsschützender Deckschichten. Bei zementgebundenen Werkstoffen (ZM-Auskleidung) ist zur Vermeidung von Absandungserscheinungen und damit einer Erhöhung der Partikelfracht ein säurebeständiger Zementmörtel einzusetzen.

Der relativ hohe Ammonium-Gehalt ist in Betriebsnetzen der Verbraucher zu berücksichtigen, da bei Kupfer-Legierungen (Messing als Werkstoff für Armaturen und Ventile) die Wahrscheinlichkeit zur Spannungsrisskorrosion ansteigt. Der relativ hohe Mangan-Gehalt ist im Hinblick auf Ablagerungskinetik im Rohrnetz zu berücksichtigen, wobei hier nicht die Konzentration ausschlaggebend ist, sondern die Mangan-Fracht, welche von der transportierten Wassermenge abhängig ist. Als Folgeproblem in Betriebsnetzen der Verbraucher ist z.B. die Blockierung von Ventilen zu berücksichtigen.

Die Zusammensetzung und damit die korrosionschemischen Eigenschaften von ReUse-Wasser 2 ähneln stark denen von ReUse-Wasser 1. Durch die zusätzlichen Aufbereitungsschritte konnten die Gehalte an Mangan und Ammonium signifikant gesenkt werden, so dass die Korrosionschemie dieses Wassers durch den hohen Neutralsalzgehalt und die hohe Calcitlösekapazität geprägt ist.

ReUse-Wasser 3 kann vorwiegend dadurch charakterisiert werden, dass die Konzentrationen der meisten Wasserinhaltsstoffe signifikant verringert wurden, inklusive der Neutralsalze. Allerdings gilt dies auch für die Säurekapazität, welche als puffernde Komponente innerhalb des Korrosionssystems agiert, so dass das Wasser aus korrosionschemischer Sicht als schlecht gepuffert bezeichnet werden kann. Der pH-Wert ist sehr niedrig und die Calcitlösekapazität deutlich erhöht. Aufgrund der schlechten Pufferung des Wassers ist bei Einsatz

einer ZM-Auskleidung langfristig mit einem deutlichen pH-Wert-Anstieg des Wassers zu rechnen.

Die wichtigsten Eigenschaften der Wässer und die Auswirkungen auf die Werkstoff-Auswahl sind in Abbildung 28 in Form einer Auswahl-Box mit Ampel-Darstellung zusammengefasst.

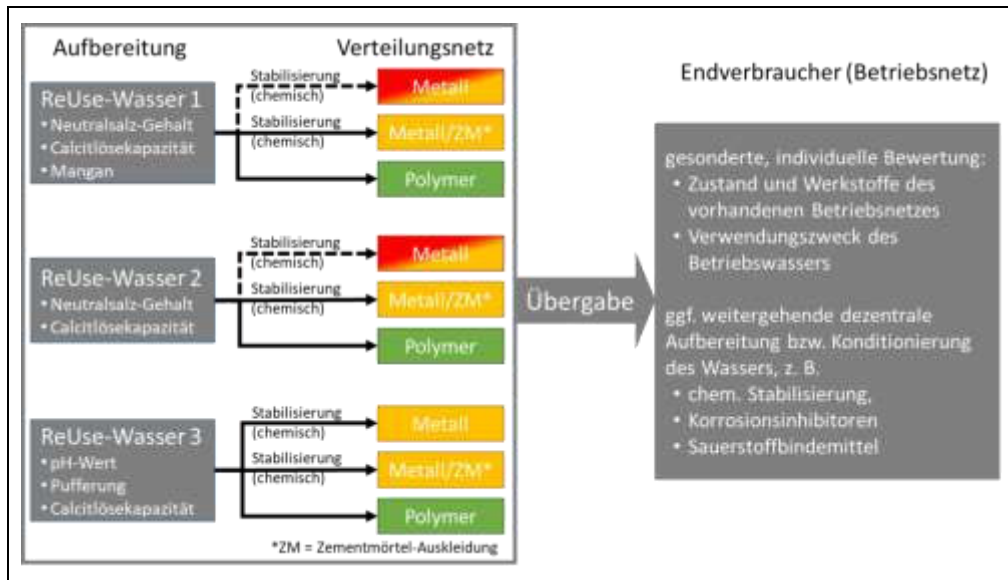


Abbildung 28: Auswahl-Box für Rohrwerkstoffe für die Verteilung der Betriebswässer

Aus korrosionschemischer Sicht können Rohre aus polymeren Materialien für alle hier produzierten Betriebswässer eingesetzt werden. Je nach Ausgestaltung des Rohrnetzes ist bei ReUse-Wasser 1 die mögliche Ausfällung von Mangan zu berücksichtigen (anwendungsspezifisches Spülregime). Der Einsatz von metallenen oder zementgebundenen Werkstoffen erfordert zusätzliche stabilisierende Maßnahmen des jeweiligen Wassers (Anhebung des pH-Wertes, Verbesserung der Pufferung). Bei Einsatz einer ZM-Auskleidung ist eine zu der jeweiligen Wasserbeschaffenheit passende Zementgüte auszuwählen.

Für die Betriebswasserbeschaffenheiten 1 und 2 sind metallene Werkstoffe auf Grund der hohen Neutralsalz-Gehalte nur unter bestimmten Rahmenbedingungen, die insbesondere die Netzstruktur und die Betriebsbedingungen betreffen, einsetzbar. In Brauch- und Betriebswassernetzen gelten je nach Anwendungsfall andere Bedingungen als für Trinkwassernetze und Transportleitungen. So ist z.B. in kleineren dezentralen oder semizentralen Netzen, oder durch bessere Planbarkeit des Verbrauchs mit geringeren Aufenthaltszeiten und ggf. einem ständigen Durchfluss zu rechnen, was sich grundsätzlich positiv auf die Eigenschaften der sich bildenden Eisendeckschichten auswirkt (Nachlieferung sauerstoffhaltigen Wassers).

Die Betriebswassernetze der einzelnen Verbraucher erfordern gesonderte, individuelle Bewertungen, abhängig von deren Zustand und den dort eingesetzten Werkstoffen sowie dem jeweiligen Anwendungszweck des Wassers. Hieraus kann sich in bestimmten Fällen die Notwendigkeit einer zusätzlichen betriebsseitigen weitergehenden Konditionierung bzw. Aufbereitung des ReUse-Wassers ergeben.

II.4.6 Empfehlungen für die großtechnische Umsetzung

Zu Beginn der Planung einer ReUse-Anlage muss eine Mengenbedarfs- und Angebotsanalyse durchgeführt werden, bei der die potenziellen Abnehmer des ReUse-Wassers die benötigten Volumenströme und deren zeitliche Schwankungen festlegen und dieser Bedarf der Volumenstrom-Ganglinie der KA gegenüber gestellt wird. Wenn die Minimalabläufe der KA in Trockenperioden nicht den Bedarf der ReUse-Anlage decken, ist abzuwägen, ob bspw. die Tagesganglinie des KA-Ablaufs durch ein Ausgleichsbecken (ggf. in Form eines Schönungs- teiches) abgepuffert werden kann, oder die Vermeidung durch Einschränkungen bei der Ver- sorgung durch Fremdbezug gesichert werden muss.

Da die Vorflut der Kläranlage in diesem Fall die Weser ist, entsteht aus der Nutzung einer Teilmenge des Kläranlagenablaufs keine merkliche Veränderung für die Abflussmengen der Vorflut. Bei kleineren Vorfluten sind entsprechende Auswirkungen mit den zuständigen Lan- desbehörden zu klären.

Des Weiteren ist eine Einzugsgebietsanalyse der KA erforderlich, um die Auswirkungen von hinsichtlich Menge oder Zusammensetzung besonderen Einleitungen auf den KA-Betrieb und die Zusammensetzung des Ablaufs abzuschätzen. Der KA-Ablauf sollte zudem im Vor- feld zur Anlagenplanung umfangreicher analysiert werden, um zusätzliche, für den Betrieb der ReUse-Anlage relevante Parameter (Bsp. Mangan und Störstoffe für biologische Stufen) zu erfassen.

Gemeinsam mit dem KA-Personal sollten kritische Ereignisse im KA-Betrieb herausgearbei- tet werden, die Auswirkungen auf den Betrieb der ReUse-Anlage haben könnten, wie z.B. das Ausschwemmen von Belebtschlamm durch Starkregenereignisse. Alle auf der Kläranla- ge genutzten Betriebsstoffe sowie die Art ihrer Nutzung sind zu hinterfragen. Dadurch fallen bspw. Restkonzentrationen von schlammstabilisierenden Polymeren auf, die beim Abpres- sen von Klär- oder Faulschlamm wieder zurück in die KA gelangen. Idealerweise sollte mit dem Kläranlagenbetreiber ein Frühwarnsystem zum Schutz der ReUse-Anlage eingeführt werden. Dies kann insbesondere durch eine sensorische Vernetzung mit der KA und einen automatisierten Datenaustausch in Echtzeit unterstützt werden.

Derzeit bzw. zukünftig erhalten viele KA eine sogenannte 4. Reinigungsstufe zur Elimination von Mikroschadstoffen. Dabei spielt der Aspekt der direkten Wasserwiederverwendung bis- her meist keine Rolle. Die Ablaufqualität dürfte sich aber signifikant verbessern und die Nutzbarmachung für eine Wiederverwendung erleichtern.

Um unnötige Stillstandszeiten der ReUse-Anlage zu vermeiden, ist auch die Technologie zur Vorfiltration sorgfältig zu wählen und mit ausreichender Kapazität und Redundanz zu planen. Zur Vorbehandlung vor einer UF haben sich beispielsweise selbstreinigende Vorfilter bewährt. Als Kriterien zur Auslösung einer automatischen Spülung dieser Filter sollten sowohl maximale Differenzdrücke als auch maximale Filtrationszeiten programmiert werden.

Der Hybridprozess Flockung-UF mit einer Inside-Out betriebenen Kapillarmembran hat sich während der Pilotierung als robust und anpassungsfähig gezeigt. Die Grenzen der Optimierung wurden in erster Linie durch Schwankungen der Rohwasserbeschaffenheit aufgezeigt, die nicht anhand der registrierten Parameter oder Ereignisse erfasst werden konnten. Um bei ähnlich schwankenden Wasserbeschaffenheiten sinnvolle UF-Prozessparameter (Membranflux, Filtrationsintervall, Reinigungen) im Zusammenspiel mit denjenigen des vorgeschalteten Flockungsprozesses (Flockungsmittelart, Dosiermenge, pH-Wert, Verweilzeit zwischen Dosierstelle und Moduleintritt) zu ermitteln und sowohl hinsichtlich Wirtschaftlichkeit als auch Betriebsstabilität zu optimieren, ist eine standortbezogene Pilotierung des Hybridprozesses notwendig. Die Pilotierung ist außerdem die Grundlage für die Abschätzung der Investitions- und Betriebskosten des Prozesses. Neben der Aufbereitung des Wassers zur Wiederverwendung am Ende einer Kläranlage wäre im Einzelfall auch eine Integration eines Membranbioreaktor (MBR)-Systems in oder direkt nach der biologischen Stufe denkbar. Diese arbeiten i.d.R. mit Mikrofiltrationsmembranen, so dass für den Virenrückhalt aber dennoch eine UF nachgeschaltet werden müsste. Da alle gut filtrierbaren Stoffe bereits im MBR eliminiert werden, würde die UF nur mit porengängigen Kleinstpartikeln belastet, was Herausforderungen und Schwierigkeiten birgt.

Auch zur Ermittlung der Auslegungs- und Betriebsparameter des PAK-Prozesses (Auswahl der PAK, Dosiermenge, kontinuierliche Dosierung/Stoßdosierung, Verweilzeit, ob gleichzeitig oder versetzt zur Flockungsmitteldosierung) ist eine Pilotierung empfehlenswert. Die Möglichkeit der Rückführung des Backwash-Wassers, mit dem die PAK aus den UF-Modulen ausgespült wird, in den KA-Zulauf oder noch besser in die biologische Stufe mit ihrer durch Schlammrezirkulation sollte geprüft werden. Durch die damit erzielten langen Aufenthaltszeiten kann die Kapazität der Kohle weitergehend ausgenutzt und eine Mikroschadstoffminderung für den gesamten Kläranlagenablauf erzielt werden.

Der Betrieb der UO war ohne den Einsatz eines Biozids nicht stabil möglich, daher sollte eine Biozid-Dosierung vor der UO eingeplant werden. Zur Optimierung des Biozideinsatzes werden Untersuchungen des Aufkeimungsverhaltens bei unterschiedlichen Dosiermengen empfohlen. Ohne eine Biozid-Dosierung muss mit höheren Betriebsdrücken und kürzeren Reinigungsintervallen gerechnet werden. Der Aufbau der UO-Stufe ist für eine großtechni-

sche Anlage anders zu planen, als er für die Pilotversuche zur Reduzierung von Kosten realisiert wurde. Für die Pilotierung wurde ein einstufiger Prozess mit wenigen UO-Elementen und einer hohen Konzentrat-Rezirkulationsrate gewählt, um bei kompakter Bauweise dennoch Konzentrations- und Strömungsverhältnisse zu schaffen, die den Bedingungen an einer Großanlage ähneln. Für eine Großanlage wird für den UO-Prozess ein Design entsprechend einer Tannenbaum-Struktur empfohlen, d. h. mehrstufig mit abnehmender Anzahl parallel arbeitender Druckrohre von Stufe zu Stufe. Ggf. kann mittels Konzentrat-Rezirkulation aus einzelnen Stufen die Gesamtausbeute der Stufe weiter optimiert und die Zusammensetzung des Permeats beeinflusst werden. Die Membranauswahl muss entsprechend den Anforderungen an die Leitfähigkeit oder den Mikroschadstoffrückhalt erfolgen.

Soll die Prozesskette um eine Biofiltration ergänzt werden, z.B. um die Nitrifikation weiterzuführen oder Mangan biologisch-katalytisch abzuscheiden, so ist dies mit Hilfe einer Schnellfiltration, wie in der Pilotierung geschehen, möglich. Dies entlastet nachfolgende Prozesse hinsichtlich einer biologischen Aktivität (Biofouling). Um den hohen Sauerstoffbedarf der Nitrifikationsprozesse zu decken, ist die Dosierung von technischem Sauerstoff vorzusehen. Alternativ könnte eine Trockenfiltration eingesetzt werden. Auch hierbei ist die Dosierung von technischem Sauerstoff der Dosierung von technischer Luft zu bevorzugen, da bei dem Einsatz der Trockenfiltration als Druckfilter gemeinsam mit Luftsauerstoff auch Stickstoff im Wasser gelöst wird und es entsprechend der Druckverhältnisse durch Ausgasen im Filterbett zu Problemen führen könnte.

Der Einsatz einer GAK-Festbettfiltration zur Elimination von organischen Mikroschadstoffen richtet sich primär nach dem standortbezogenen Anforderungskatalog (Zielsubstanzen, tolerierte Rest-Konzentrationen) und dem Wassertyp (Konkurrenzadsorption durch DOC-Matrixbestandteile). Eine Aussage zur Wirtschaftlichkeit des Prozesses ist nur möglich, wenn der gesamte Zeitraum der Standzeit des Filterbetts pilotiert wird. Im großtechnischen Betrieb sollten mindestens zwei oder besser mehr GAK-Filter zeitversetzt im Parallelbetrieb arbeiten, damit sich ihre dadurch unterschiedlichen Filtratqualitäten im Sammelfiltrat gegenseitig kompensieren. Entspricht die Qualität des Sammelfiltrats nicht mehr den Qualitätsanforderungen, muss die GAK des Adsorbers mit der höchsten Anzahl durchgesetzter BV reaktiviert werden. Hierbei vereinfacht der Zeitversatz die Austauschlogistik und vermeidet Einbußen beim Anlagendurchsatz. Die Bemessung einzelner Filter sollte sich nach den maximalen Beladungsmengen der Silo-LKW richten (ca. 50 m³ trockene GAK und ca. 25 m³ feuchte GAK).

Zur Nachbehandlung der Betriebswässer wird eine UV-Desinfektion als Redundanz und zur Erhöhung der hygienischen Sicherheit – insbesondere dann, wenn nur eine Membranstufe in der Prozesskette vorhanden ist – empfohlen. Je nach Anwendungsfall und nach den Anfor-

derungen für Wassertransport und –speicherung ist der Einsatz eines Desinfektionsmittels mit Depotwirkung notwendig um Aufkeimungen im Verteilungsnetz zu verhindern. Wenn Desinfektionsnebenprodukte auf Chlorbasis ein Problem im für die Anwendung darstellen (z.B. landwirtschaftliche Verwendung), könnte auf Alternativen wie bspw. H_2O_2 ausgewichen werden. Dieses Desinfektionsmittel ist zwar zur Trinkwasserdesinfektion nicht zugelassen, aber bisher gibt es für eine Wasser-Wiederverwendung außerhalb des Gültigkeitsbereiches der TrinkwV keine entsprechenden Vorgaben. Ob eine chemische Stabilisierung zum Zwecke des Korrosionsschutzes sinnvoll oder notwendig ist, muss Abhängig von den jeweiligen Werkstoffen für Wassertransport und -speicherung und ggf. auch diejenigen, die beim Wassernutzer zur Anwendung kommen, sorgfältig geprüft werden. Es ist darauf hinzuweisen, dass z. B. metallische Korrosion nicht nur den Werkstoff schädigt, sondern auch entsprechende Metallkonzentrationen im Wasser erzeugt.

Auch das Reststoffmanagement ist ein wichtiger Bestandteil der Anlagenplanung. Dieses Thema war nicht Schwerpunkt der Untersuchungen in diesem Projekt, wurde jedoch im Rahmen einer Bachelorarbeit betrachtet (Hube, 2018). Die Spülwässer der UF können in der Regel problemlos in den KA-Zulauf zurückgeführt werden (ggf. nach einer Neutralisation der sauren und basischen Wässer aus der chemisch unterstützten Reinigungen). Für PAK-haltige Spülwässer empfiehlt sich eine Rückführung in die biologische Stufe mit ihren langen Aufenthaltszeiten für Schlämme. Auf diese Weise würde auch die weitere Ausnutzung der PAK-Adsorptionskapazität und in der Kläranlage eine Verminderung der eingeleiteten organischen Mikroverunreinigungen erzielt. Ebenso wie bei einer UF können auch die Spülwässer der Festbettfilter und der Vorfilter in den KA-Zulauf rezirkuliert werden. Ist eine Rückführung der Reststoffströme geplant, so sollte die zusätzliche Rohrleitungsanbindung bei der Standortauswahl der ReUse-Anlage berücksichtigt werden. Ein kritischer Punkt wird in den meisten Fällen der Umgang mit dem Konzentrat einer UO-Stufe sein. Wenn bei großen Kläranlagen der Mengenanteil des Konzentrats aus der ReUse-Anlage auch bei geringer Wasserführung der KA gering ist, kann ggf. auch das Konzentrat der UO in den KA-Zulauf zurückgeführt werden. Häufig wird jedoch eine Entsorgung des Konzentrats durch Einleiten in einen Vorfluter erforderlich. Hierzu ist in Deutschland eine Einleitgenehmigung erforderlich, deren Erteilung ebenfalls sehr stark standortabhängig ist und Auflagen zur Konzentratbehandlung enthalten kann. Vorgaben oder Richtlinien zur Erteilung einer Einleitgenehmigung für Reststoffe von ReUse-Anlagen sind in Deutschland bisher nicht vorhanden. Weitergehende Untersuchungen dieser Problematik und Wege zur Verwertung und Entsorgung von Konzentraten sind Bestandteil verschiedener Forschungsprojekte, wie z.B. in dem im aktuell vom BMBF-geförderten Projekt KonTriSol (www.kontrisol.de).

II.5 Nachhaltigkeitsbewertung und Fallstudien

Um Entscheidungsträger bei Fragestellungen in Bezug auf die technische Machbarkeit, Wirtschaftlichkeit, ökologische Verträglichkeit und soziale Akzeptanz alternativer Wasserversorgungslösungen zu unterstützen, wurde im Rahmen des Projekts MULTI-ReUse ein Werkzeug entwickelt, welches sich im Speziellen auf die Bewertung von Wasserwiederverwendungsmaßnahmen in den Sektoren der Industrie und Landwirtschaft konzentriert. Die Bewertung durch das Tool wurde in zwei Fallstudien in Deutschland und Namibia erfolgreich getestet und validiert. Im Folgenden wird das entwickelte Bewertungstool näher vorgestellt und seine Anwendbarkeit im nationalen und internationalen Kontext demonstriert.

II.5.1 Beschreibung des entwickelten Bewertungstools

Das Multi-ReUse-Bewertungstool ist für die Anwendung in der ersten Phase des Planungsprozesses durch Betreiber von Abwasserbehandlungs- und Kläranlagen, kommunale Entscheidungsträger sowie Betreiber von Industrieanlagen und beratend tätige Ingenieure konzipiert. Das Tool mitsamt dem dahinterstehenden Bewertungskonzept wurde durch eine Gruppe von Wissenschaftlern unterschiedlicher Fachbereiche parallel zur Erarbeitung der beiden Fallstudien Nordenham (Deutschland, Kapitel II.5.2.1) und Outapi (Namibia, Kapitel II.5.2.2) entwickelt, anhand der Fallstudien getestet und validiert. Bei der Entwicklung wurde explizit der Kontext der konkreten Anwendungsbeispiele der Wasserwiederverwendung in den Sektoren der Industrie (Fallstudie Nordenham) und der Landwirtschaft (Fallstudie Outapi) berücksichtigt. Zusätzlich wurden auch Anwendungen in den Bereichen der Siedlungswasserwirtschaft sowie der Grundwasseranreicherung diskutiert und die jeweiligen Anforderungen an die Wasserwiederverwendung in Form theoretischer Überlegungen mit eingebracht. Auf diese Weise konnte sichergestellt werden, dass keine singulären, das heißt speziell für einen bestimmten Sektor geeignete MULTI-ReUse-Lösungen in einer Bewertung systematisch bevorzugt werden.

Zur Sicherung der Funktionalität und Verständlichkeit der Bewertung wurde im Laufe der Toolentwicklung der Austausch mit allen weiteren im Projektkonsortium beteiligten Forschungsinstituten, Anlagenbauern und Technologieanbietern gesucht. Zudem wurden vorläufige Projektergebnisse mit einem spanischen Abwasserentsorgungsunternehmen, welches über nennenswerte Erfahrungen im Bereich der Abwasserwiederverwendung zum Zweck der landwirtschaftlichen Bewässerung verfügt, als potentieller internationaler Nutzer

diskutiert. Das externe Feedback wurde ebenso wie alle internen Anmerkungen genutzt, um finale Anpassungen am Tool vorzunehmen und dessen Nutzerfreundlichkeit zu verbessern.

Als Handreichung zum Bewertungstool wurde ein Leitfaden verfasst. Dieser beantwortet die wichtigsten Fragen und zeigt anhand der Bewertungen zweier ausgewählter Fallstudien Beispiele für die Interpretation und Verwendung der Bewertungsergebnisse auf (Wencki, et al., 2019).

Entwicklung des Konzepts zur Nachhaltigkeitsbewertung

Um eine wissenschaftlich fundierte und praktikable Bewertungsmethode für das Nachhaltigkeitsbewertungs-Tool auszuwählen, wurden weit verbreitete Ansätze zur multikriteriellen Entscheidungsanalyse (engl.: *multi-criteria decision analysis, MCDA*) zur Einbeziehung quantitativer und qualitativer Daten in einer fokussierten Literaturrecherche untersucht. Innerhalb der 47 geprüften Artikel aus den Jahren 1998 bis 2017, die in den Datenbanken *Web of Science* und *Scopus* zum Thema gefunden wurden, konnten 25 verschiedene Bewertungsverfahren unterschieden werden. Für das MULTI-ReUse-Tool zur Entscheidungsunterstützung musste ein Großteil dieser Verfahren aufgrund der Eindimensionalität der Bewertung, der übermäßigen Komplexität oder der Erwartung einer unzureichenden Datenverfügbarkeit ausgeschlossen werden. Basierend auf diesen Überlegungen wurde eine Nutzwertanalyse (Kiker et al., 2005; Chowdhury & Al-Zahrani, 2013) für die Bewertungszwecke des MULTI-ReUse-Tools als am besten geeignet befunden.

Der multikriterielle Bewertungsansatz zum Vergleich verschiedener Wasserversorgungsalternativen, der schließlich für das Projekt entwickelt wurde, basiert auf 23 Bewertungskriterien aus den Dimensionen Umwelt, Soziales, Technik und Ökonomie (vgl. Abbildung 29). Der Ansatz folgt dem Drei-Säulen-Modell der nachhaltigen Entwicklung (*triple bottom line, TBL*), welches umweltbezogene, wirtschaftliche und soziale Ziele gleichermaßen berücksichtigt.

Ergänzend hierzu wird in MULTI-ReUse die Technik als vierte Dimension eingeführt.

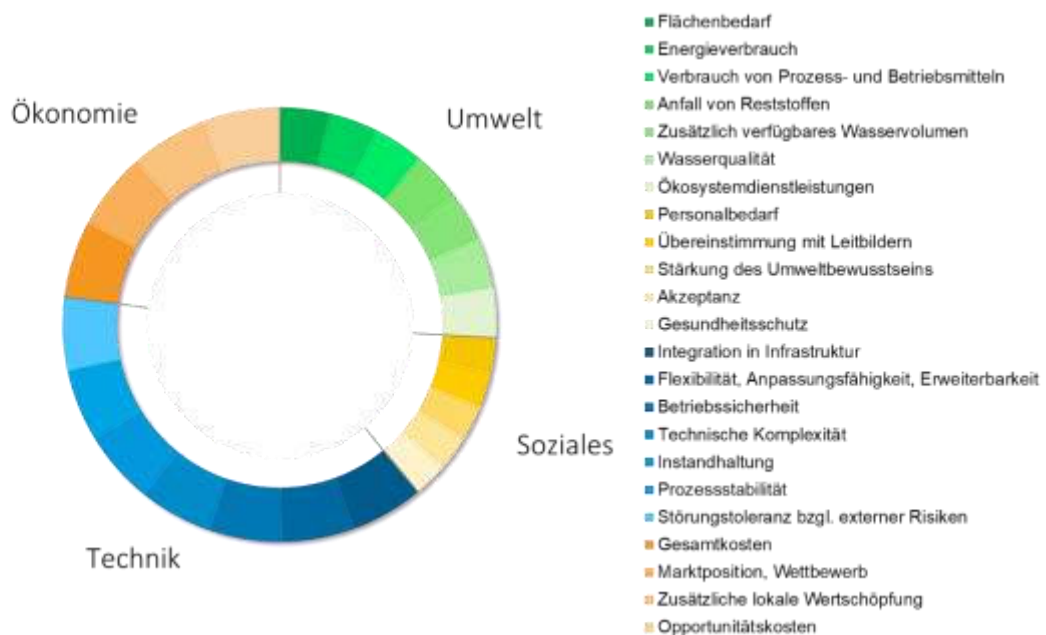


Abbildung 29: Liste der Kriterien zur Nachhaltigkeitsbewertung

Alle Einzelkriterien werden zunächst separat betrachtet und bewertet, um die Vor- und Nachteile der jeweiligen Wasserversorgungsvarianten im direkten Vergleich zueinander zu identifizieren. Um die Entscheidungsfindung zu erleichtern, werden die Teilbewertungen der Einzelkriterien zu einer Gesamtbewertung für jede Alternative auf Grundlage der von den Entscheidungsträgern festgelegten Präferenzen kombiniert. Das Endergebnis ist die Rangfolge der verschiedenen Alternativen, beginnend bei der im Vergleich vorteilhaftesten Variante.

Aufbau und Funktionen des Bewertungstools

Das auf Basis dieser Bewertungskonzeption entwickelte Tool ist eine auf Microsoft-Excel basierende Anwendung, welche auf die Bewertung der Nachhaltigkeit von Wasserwiederverwendungsmaßnahmen zur Bereitstellung von Betriebswasser spezialisiert ist. Die Beurteilung von Systemlösungen für andere Verwendungszwecke, etwa die Produktion von Trinkwasser für den menschlichen Gebrauch, steht nicht im Fokus der Bewertung.

Das Tool setzt sich aus insgesamt zwölf Tabellenblättern zusammen, von denen sieben der Dateneingabe und vier der Ergebnisausgabe dienen. Um eine Nachhaltigkeitsbewertung durchzuführen, ist die Eingabe von Werten zu mindestens zwei Vergleichsvarianten erforderlich. In der Regel wird die Bereitstellung von gereinigtem Abwasser zur Wiederverwendung (wie bei MULTI-ReUse) mit einer konventionellen Form der Wasserversorgung, z. B. der

Trinkwassernutzung, verglichen. Parallel kann der Nutzer in einem Bewertungsdurchlauf maximal fünf Wasserversorgungsvarianten miteinander vergleichen.

Die im Tool enthaltenen Arbeitsblätter sind thematisch gegliedert und können in der vorgegeben Reihenfolge von links nach rechts bearbeitet werden. Im ersten Arbeitsblatt erhält der Nutzer eine kompakte Einführung in das Tool. Es folgt eine Checkliste, mit deren Hilfe die Erfüllung notwendiger Voraussetzung für den Einsatz der einzelnen Systemlösungen kontrolliert und durch Setzen kleiner Häkchen bestätigt wird. In der Liste sind Rahmenbedingungen wie rechtliche Bedingungen, infrastrukturelle und technische Voraussetzung aufgeführt, deren Einhaltung zwingend erforderlich ist. Eine technische Variante sollte nur dann in die Nachhaltigkeitsbewertung einbezogen werden, wenn alle in der Checkliste aufgeführten Kriterien erfüllt sind. Andernfalls erscheint die Berücksichtigung der betreffenden Variante nicht sinnvoll.

Es folgen das Herzstück des Tools: die Tabellenblätter für die Dateneingabe zu den vier Dimensionen Umwelt, Soziales, Technik und Ökonomie, sowie ein integriertes Zusatztool, welches den Nutzer bei der Berechnung der spezifischen Jahreskosten unterstützt. Ein separates Arbeitsblatt bietet Raum für individuelle Notizen des Nutzers zur Dokumentation der Datenherkunft, der im Rahmen der Bewertung getroffenen Annahmen oder mögliche Unsicherheitsfaktoren bzgl. der verwendeten Eingangsdaten der Bewertung.

In dem Tabellenblatt Umwelt werden zentrale Kriterien der ökologischen Nachhaltigkeit betrachtet, zu denen der Umweltschutz sowie die Umweltverträglichkeit einzelner Abwasserbeseitigungs- bzw. Wassergewinnungs- und -wiederverwendungsmaßnahmen zählen. Die betrachteten Technologien und Prozesse stehen in einer wechselseitigen Beziehung mit der Umgebung, in der sie genutzt werden. Merkmale, welche in diesem Zusammenhang betrachtet werden, können sich sowohl positiv als auch negativ auf die Umwelt auswirken. Beispielfhaft sind hier der spezifische Anfall von Reststoffen, die Reduktion der Belastungen des (Klar-) Wassers durch die weitere Aufbereitung oder der Beitrag zur Steigerung der Ökosystemleistungen im Betrachtungsgebiet sowie den angrenzenden Ökosystemen zu nennen.

Die Bewertungskriterien in der Dimension Soziales umfassen Merkmale zur sozialen Akzeptanz und der sozialen Vertretbarkeit. Zu bewerten ist hier sowohl die Akzeptanz der geplanten Form der Wasserwiederverwendung bei allen Beteiligten als auch die Akzeptanz der mit dem ReUse-Wasser hergestellten Produkte selbst. Darüber hinaus können jedoch auch weitere Faktoren Einfluss darauf nehmen, ob sich eine bestimmte Versorgungsvariante aus sozialen Gesichtspunkten durchsetzen kann und akzeptiert wird. Hierzu gehören die Übereinstimmung mit Leitbildern zur Wasserver- und Abwasserentsorgung, die allgemeine Stärkung

des Umweltbewusstseins in der Öffentlichkeit sowie die Minimierung gesundheitlicher Risiken für Nutzer. Alle zuvor genannten Kriterien werden anhand von Auswahllisten qualitativ erfasst.

Im Bereich Technik wird abgefragt, inwiefern die Wasserwiederverwendung im geplanten Umfang, mit der zur Verfügung stehenden Technologie am vorgesehenen Standort und mit dem gewünschten Maß an Prozesssicherheit technisch abzubilden ist. Als Maßstab für die technische Realisierbarkeit und Prozesssicherheit werden unter anderem die Möglichkeit und der Aufwand für die Integration in die bestehende Infrastruktur, das Potenzial für zukünftige bauliche Anpassungen (Modularität), die Betriebssicherheit (gemessen als *mean time to failure* in Jahre/Ausfall) und technische Komplexität sowie die Störungstoleranz eines Systems gegenüber externer Einflüsse wie Naturgefahren, Fehlbedienung oder Vandalismus herangezogen.

Das Kriterien-Set aus dem Bereich der Ökonomie zielt darauf ab, die wirtschaftliche Rentabilität der Systemlösung sowie die mit den Varianten verknüpften Potenziale zur Positionierung im Wettbewerb am Markt zu beurteilen, da diese Faktoren für die Realisierung der Wasserversorgungskonzepte stets von großer Bedeutung sind. Für die Bewertung werden die spezifischen Jahreskosten [EUR ct/m³], das Potenzial zur Stärkung der Marktposition im Wettbewerb, der Effekt der lokalen Wertschöpfung [EUR/a] sowie die Folgekosten eines Anlagenausfalls [EUR/d] als Opportunitätskosten betrachtet. Nur wenn sich die spezifischen Jahreskosten langfristig über Erlöse oder Kosteneinsparungen mindestens decken lassen, gestaltet sich ein solches Investment wirtschaftlich nachhaltig.

Das Bewertungstool enthält als Zusatzfunktion ein in sich abgeschlossenes Mini-Tool zur Ermittlung der spezifischen Jahreskosten für die zu betrachtenden Vergleichsvarianten. Die Verwendung des Zusatztools ist für den Nutzer optional.

Im Rahmen eines einzelnen Bewertungslaufes können mit Hilfe des Tools bis zu fünf Varianten im direkten Vergleich miteinander verglichen und bewertet werden. Alle Eingabefelder, welche der Nutzer im Rahmen der Bewertung bearbeiten muss, sind farblich hervorgehoben. Im Tool integrierte Hinweiskfelder liefern dem Nutzer beim Ausfüllen der Eingabemasken weiterführende Informationen zu den Bewertungskriterien. Zur verbesserten Übersicht über die eingegebenen Daten erhält der Nutzer in einem separaten Arbeitsblatt automatisch ein Set von Säulendiagrammen zu den einzelnen Bewertungsmerkmalen. Quantitative Eingaben werden ohne eine weitere Skalierung bzw. Datenaufbereitung dargestellt (vgl. Abbildung 30, links). Qualitativ zu bewertende Kriterien, welche mithilfe einer fünfgliedrigen Auswahlliste (Likert-Skala) abgefragt werden, werden derart dargestellt, dass eine vorteilhaftere Ausprä-

gung des Merkmals eine höhere Säule aufweist (vgl. Abbildung 30, rechts). Die grafische Darstellung der Eingabedaten dient der Plausibilitätskontrolle durch den Nutzer. Fehler bei der Dateneingabe können durch die visuelle Darstellung schnell erkannt und Korrekturen umgehend vorgenommen werden.

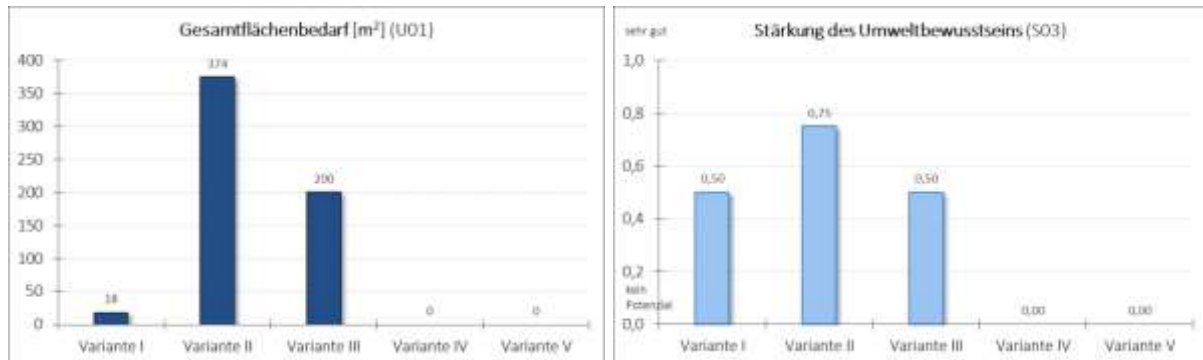


Abbildung 30: Darstellung der skalierten Eingabedaten für drei Vergleichsvarianten in Form von Säulendiagrammen (Zahlenwerte fiktiv)

Nach erfolgter Dateneingabe erfolgt die Bewertung der Eingabedaten im Rahmen einer Nutzwertanalyse. Jedem Indikator wird für die Bewertung in Abhängigkeit seiner Ausprägung ein Nutzwert zugewiesen. Die Zuweisung der Teilnutzwerte je Kriterium, die sogenannte Skalierung, erfolgt automatisch durch das Tool. Zur Ermittlung der Teilnutzwerte werden bei quantitativen Kriterien Minimum und Maximum der eingegebenen Daten miteinander verglichen und entsprechend die Nutzwerte 1 (vorteilhafteste Variante) und 0 (im Vergleich unvorteilhafteste Variante) zugeordnet. In dem Bereich zwischen diesen Extremwerten werden die weiteren Nutzwerte stufenlos durch lineare Interpolation bestimmt. Sollte die Ausprägung eines Indikators für alle Varianten gleich sein, so wird diesem Indikator standardmäßig der Nutzwert 0,50 zugewiesen. Für die Skalierung qualitativer bzw. halb-quantitativer Kriterien, welche anhand einer mehrstufigen Auswahlliste (Likert-Skala) durch Anklicken zu bewerten sind, ist eine Abstufung der Nutzwerte zwischen 0 und 1 in gleichmäßigen Teilschritten à 0,25 vorgegeben (0,00 – 0,25 – 0,50 – 0,75 – 1,00). Die Skalierung der Nutzwerte erfolgt in diesem Fall unabhängig von Minima und Maxima der verschiedenen Varianten.

Alle Einzelindikatoren werden zudem nach Bewertungsdimensionen sortiert automatisch in Netzdiagrammen dargestellt. Aus den Netzdiagrammen lässt sich so mit geringem Aufwand ablesen, in welchen Bereichen bzw. bezüglich welcher Merkmale die einzelnen Varianten besondere Stärken bzw. Schwächen aufweisen. Stärken sind daran zu erkennen, dass die Netzlinien der betrachteten Variante mit einem großen Abstand zum Mittelpunkt des Netzes verlaufen. Dabei spannen die Teilnutzwerte der Einzelmerkmale (Abbildung 31) bzw. die aggregierten Teilnutzwerte für die vier Dimensionen (Abbildung 32) Flächen auf, welche den

Nutzwert der einzelnen Varianten für die jeweiligen Bewertungsschwerpunkte veranschaulichen.

Die durch das Tool berechneten Teilnutzwerte werden weitergehend anhand verschiedener Gewichtungsschlüssel zu einem Gesamtnutzwert aggregiert. Das Tool enthält eine Reihe von Gewichtungsbeispielen, welche unterschiedliche Bewertungsschwerpunkte setzen. Zusätzlich hat der Nutzer die Möglichkeit, eine individuelle Gewichtung nach seinen eigenen Präferenzen vorzunehmen (vgl. Abbildung 33). Die einzelnen Kriterien innerhalb einer Bewertungsdimension (vgl. Abbildung 29) finden dabei zu jeweils gleichen Teilen Eingang in die Ermittlung deren Gesamtnutzwertes. Die Ergebnisse werden in Tabellenform ausgegeben.

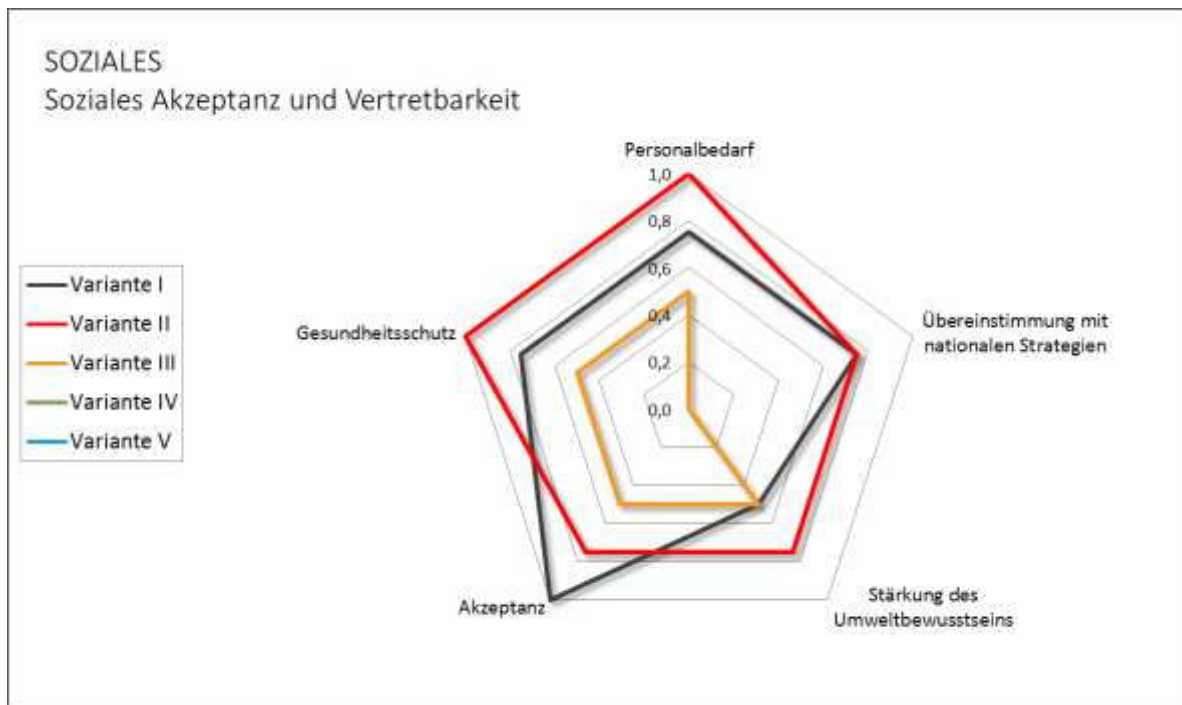


Abbildung 31: Darstellung der berechneten Teilnutzwerte für drei Vergleichsvarianten (Zahlenwerte fiktiv) zu den fünf Bewertungskriterien aus der Dimension Soziales

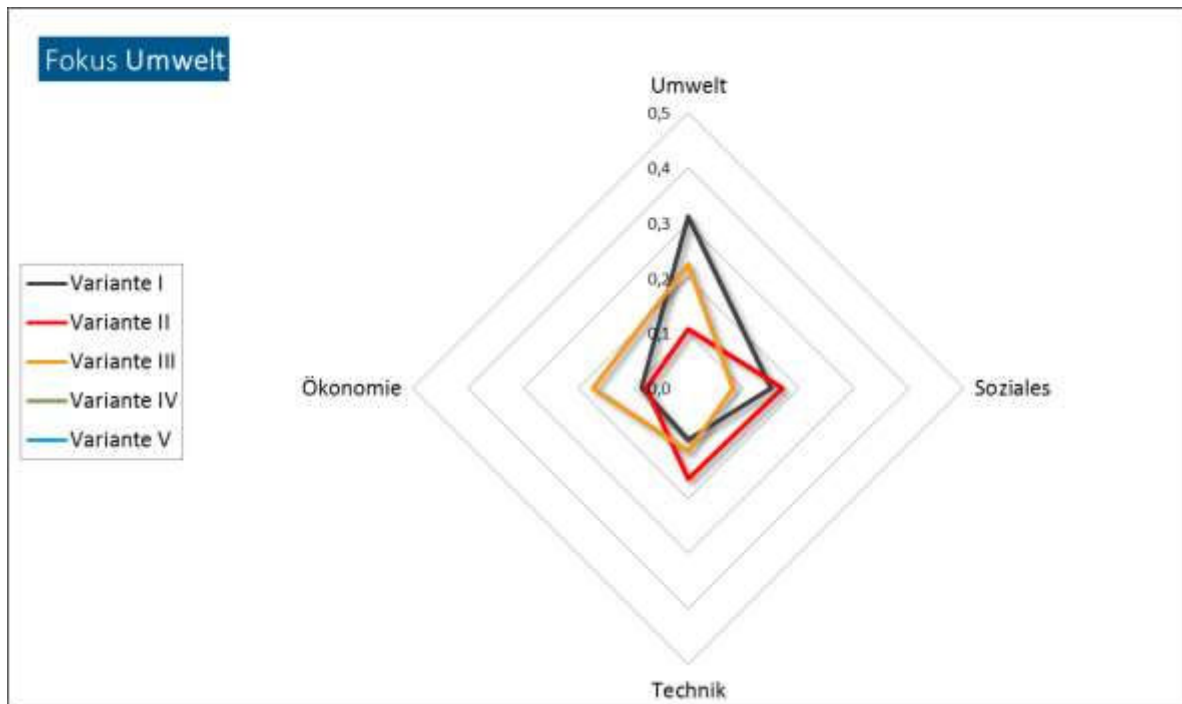


Abbildung 32: Darstellung der aggregierten Teilnutzwerte für die Dimensionen Umwelt, Soziales, Technik und Ökonomie für drei Vergleichsvarianten (Zahlenwerte fiktiv) unter Berücksichtigung eines Gewichtungsschwerpunkts auf der Umwelt-Dimension

Abgerundet wird die Darstellung der Bewertungsergebnisse im Tool durch die Auflistung der Gesamtnutzwerte je Variante als Dezimalzahl in einer Übersichtstabelle (Abbildung 33).

Nr. Gewichtungsvariante	Umwelt	Soziales	Technik	Ökonomie	Variante I	Variante II	Variante III
					Titel der Variante I	Titel der Variante II	Titel der Variante III
1. Fokus des Nutzers	4%	46%	29%	21%	0,601	0,720	0,558
2. Beispiel aus MULTI ReUse	26%	13%	38%	23%	0,576	0,580	0,634
3. Fokus Umwelt	40%	20%	20%	20%	0,641	0,518	0,622
4. Fokus Soziales	20%	40%	20%	20%	0,635	0,634	0,575
5. Fokus Technik	20%	20%	40%	20%	0,578	0,629	0,609
6. Fokus Ökonomie	20%	20%	20%	40%	0,573	0,540	0,540
7. Fokus Umwelt + Soziales	30%	30%	20%	20%	0,638	0,576	0,599
8. Fokus Umwelt + Technik	30%	20%	30%	20%	0,581	0,574	0,616
9. Fokus Technik + Ökonomie	20%	20%	30%	30%	0,574	0,585	0,630
10. Gleich gewichtet	25%	25%	25%	25%	0,606	0,580	0,619

Abbildung 33: Ausgabe der berechneten Gesamtnutzwerte (inklusive Rangplatzierungen) der Vergleichsvarianten I bis III unter Berücksichtigung zehn verschiedener Gewichtungsvarianten (Eingabewerte fiktiv)

Neben der Angabe der Nutzwerte der Vergleichsvarianten umfasst die Tabelle auch eine Rangliste der Varianten im direkten Vergleich. In der Tabelle werden die einzelnen Varianten

unter Berücksichtigung von bis zu zehn verschiedenen Bewertungsschwerpunkten (linke Spalten) in absteigender Reihenfolge von der vorteilhaftesten (Rang 1, grün hervorgehobene Zellen) bis zur schwächsten Variante im direkten Vergleich (letzter Rang) ausgewiesen.

II.5.2 Anwendung der Nachhaltigkeitsbewertung in Fallstudien

Basierend auf dem zuvor skizzierten Bewertungsansatz wurden unter Nutzung des Tools Nachhaltigkeitsbewertungen für zwei Fallstudien durchgeführt. Dazu wurden die Wasserversorgungsvarianten auf Grundlage von Informationen und Daten aus Messungen in bestehenden Anlagen und Pilotanlagen, strukturierten Interviews sowie Expertenschätzungen bewertet.

II.5.2.1 Fallstudie Nordenham, Deutschland

In Norddeutschland sorgt der Wasserversorger Oldenburgisch-Ostfriesischer Wasserverband (OOWV) für die Wasserversorgung von Kommunal- und Industriekunden. Mittelfristig beabsichtigt der OOWV, den Trinkwasserverbrauch in einem Industriepark in Nordenham durch die Wiederverwendung von Wasser mit geringer elektrischer Leitfähigkeit und niedrigem Chlorgehalt aus einem separaten Rohrleitungsnetz zu ersetzen. Denn die Nachfrage nach industriellem Betriebswasser wird in den nächsten Jahren voraussichtlich um 800.000 m³ pro Jahr steigen. Durch die Verwendung des im Rahmen des MULTI-ReUse-Projekts entwickelten Tools zur Nachhaltigkeitsbewertung wurde für die Fallstudie Nordenham eine Kosten-Nutzen-Betrachtung für das geplante Wasserrecyclingprojekt (Variante 1-B, Abbildung 35) durchgeführt, indem es mit dem aktuellen Wasserversorgungssystem (Variante 1-A, Abbildung 34) verglichen wurde. Zur Identifizierung der mittel- wie langfristig nachhaltigsten Versorgungslösung wurde die Bewertung einerseits unter aktuellen Rahmenbedingungen (Jahr 2020) und andererseits unter Berücksichtigung veränderter Rahmenbedingungen im Jahr 2030 durchgeführt.

In beiden zeitlichen Szenarien wird in Option 1-A die Betriebswasserversorgung für Industriekunden in der Stadt Nordenham mit Trinkwasser aus den kommunalen Wasserwerken Großkneten, Nethen und Sandlermöns abgedeckt. Die Investitions- und Betriebskosten für die Trinkwasserversorgung umfassen somit anlagenspezifische Kosten für die Grundwassergewinnung, die Zwischenspeicherung und Pumpen (einschließlich Speicherpumpstationen).

Option 1-B beschreibt eine alternative Versorgung unter Verwendung von aufbereitetem Klarwasser (Kläranlagenablauf). Bei dieser Option müssen Investitionskosten für Grundstü-

cke, ein separates Betriebswasserleitungsnetz, Speicherbehälter sowie Betriebsgebäude einschließlich Anlagentechnik berücksichtigt werden.

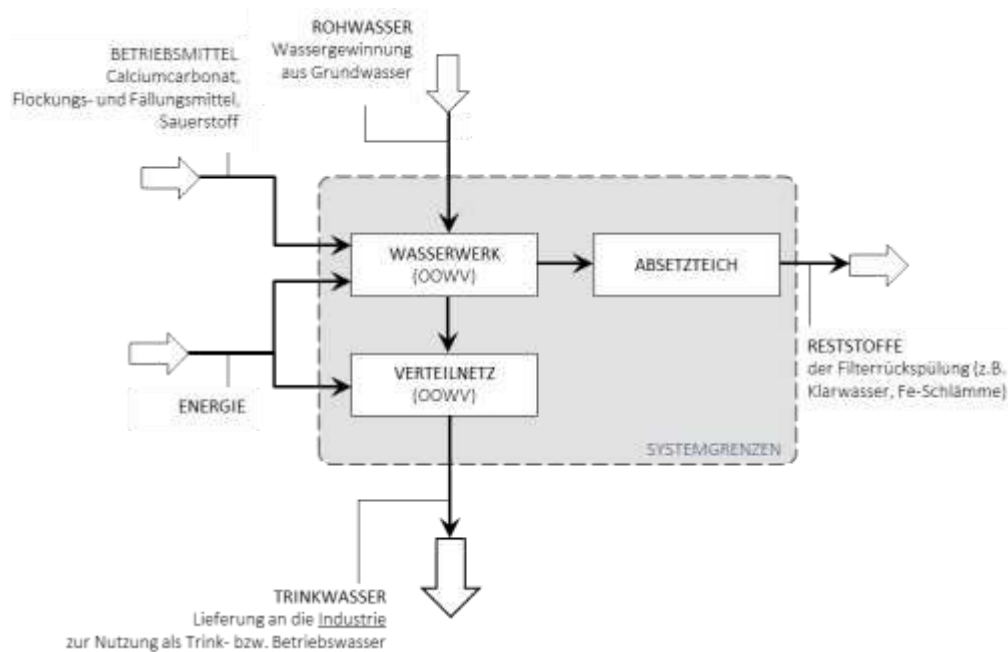


Abbildung 34: Verfahrensschema für die Wasserversorgungsoption 1-A in Nordenham, Deutschland

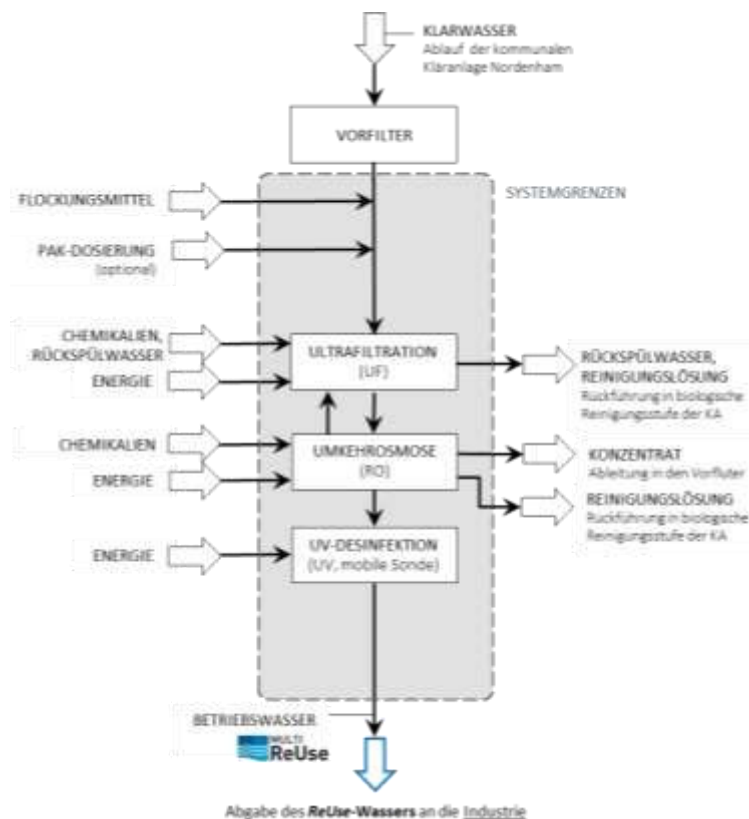


Abbildung 35: Verfahrensschema für die Wasserversorgungsoption 1-B mit Nutzung einer MULTI-ReUse Prozesskette in Nordenham, Deutschland

Bei den Betriebskosten sind insbesondere die Energiekosten zur Klarwasserzuleitung aus der Kläranlage, zum Betrieb der Umkehrosmose (engl. reverse osmosis, RO) und Ultrafiltration (UF) sowie zur Versorgung der Kunden relevant. Reinigungschemikalien, Fällungsmittel (Eisen- oder Aluminiumsalze), Desinfektionsmittel und Personalkosten sind weitere Beispiele für Ausgaben, die bewertet werden müssen.

Die Bewertungsergebnisse bestätigen, dass derzeit das bestehende Wasserversorgungssystem aus technischer, sozialer und wirtschaftlicher Sicht vorzuziehen ist (Abbildung 36). Beispielsweise beträgt der spezifische Energiebedarf für die Bereitstellung von Betriebswasser aus der Wasserwiederverwendung (Option 2-B) ca. 1 kWh / m³, während der gesamte spezifische Energiebedarf für die Trinkwasserversorgung (Option 1-A) im Durchschnitt nur 0,7 kWh / m³ beträgt (Sattig 2019). Die berechneten spezifischen Kosten für die Betriebswasserversorgung aus recyceltem Klarwasser sind somit etwa 10% höher als die Kosten der gewöhnlichen Trinkwasserversorgung.










Nr. Gewichtungsvariante	Umwelt	Soziales	Technik	Ökonomie	Variante I	Variante II	Variante III	Variante IV	
					Trinkwasser (2020)	MULTI ReUse (2020)	Trinkwasser (2030)	MULTI ReUse (2030)	
1 Fokus des Nutzers									
2 Beispiel aus MULTI ReUse		26%	13%	38%	23%	0,697	0,592	0,632	0,619
3 Fokus Umwelt		40%	20%	20%	20%	0,674	0,590	0,612	0,618
4 Fokus Soziales		20%	40%	20%	20%	0,748	0,668	0,692	0,715
5 Fokus Technik		20%	20%	40%	20%	0,725	0,619	0,669	0,653
6 Fokus Ökonomie		20%	20%	20%	40%	0,693	0,611	0,611	0,638
7 Fokus Umwelt + Soziales		30%	30%	20%	20%	0,711	0,629	0,652	0,666
8 Fokus Umwelt + Technik		30%	20%	30%	20%	0,662	0,605	0,641	0,635
9 Fokus Technik + Ökonomie		20%	20%	30%	30%	0,709	0,615	0,628	0,646
10 Gleich gewichtet		25%	25%	25%	25%	0,710	0,622	0,640	0,656

Abbildung 36: Bewertungsergebnisse für die Fallstudie Nordenham (Varianten 1-A "Trinkwasser", 1-B "MULTI-ReUse" aus aktueller Sicht (2020) und mit Blick in die Zukunft (2030))

Da jedoch eine Erhöhung der Wasserentnahme oder die Inbetriebnahme zusätzlicher Förderbrunnen durch die derzeitigen Wasserrechte für diesen Standort eingeschränkt wird, sollte Wasserwiederverwendung auch in Zukunft als Alternative zur Trinkwasserversorgung in Betracht gezogen werden. Es wird erwartet, dass die Nutzung von aufbereitetem Klarwasser den Nutzungsdruck auf die regionalen Grundwasserressourcen langfristig verringern wird. Weitere Beiträge zum Schutz der Ökosysteme leisten ein verringerter Flächenbedarf, eine mögliche Verbesserung der Wasserqualität, insbesondere im Hinblick auf organische Verun-

reinigungen bei Dosierung von Pulveraktivkohle und eine Verringerung des Eintrags pathogener Keime in das Oberflächenwasser durch die Membranfiltration.

Deutlich niedrigere Chlor- und Salzgehalte des recycelten Wassers ermöglichen eine mehrfache Wasser-umwälzung innerhalb industrieller Prozesse, sodass der Wasserverbrauch in der Produktion sogar reduziert werden kann. Darüber hinaus ermöglicht Variante 1-B den Kunden eine größere Flexibilität in Bezug auf schwankende Quantitäts- und Qualitätsanforderungen, trägt stärker zur lokalen Wertschöpfung bei und erhöht das Umweltbewusstsein. Ebenso führt die Verwendung des MULTI-ReUse-Ansatzes (Variante 1-B) zu einem verminderten Betriebsmittelbedarf (z. B. Flockungsmitteln, Fällungsmitteln) in den verschiedenen Aufbereitungsstufen.

II.5.2.2 Fallstudie Outapi, Namibia

In der nordnamibischen Stadt Outapi wurde ein Wasserwiederverwendungssystem für häusliches Abwasser von rund 1.000 Einwohnern vor mehr als sechs Jahren erfolgreich implementiert. Das System speist ein Tröpfchen-Bewässerungssystem mit recyceltem Wasser zum Anbau von Gemüse und Obst für den menschlichen Verzehr. Aufgrund des semi-ariden Klimas ist Wasserwiederverwendung eine wichtige Ressource zur landwirtschaftlichen Bewässerung in der Region. Grundsätzlich stehen hierfür verschiedene Wiederverwendungssysteme zur Auswahl.

Basierend auf dem entwickelten MULTI-ReUse-Bewertungsansatz wurden innerhalb dieser Fallstudie die potenziell positiven und negativen Auswirkungen von drei verschiedenen Wasserversorgungsvarianten bewertet. Variante 2-A ist das oben erwähnte bestehende System, das aus einem UASB-Reaktor, Rotationskörpern (RBC), einem Mikrosieb und UV-Bestrahlung zur Desinfektion besteht. Das aufbereitete Bewässerungswasser wird in einem Teich zwischengespeichert (Abbildung 37). In Option 2-B wird das Mikrosieb und die UV-Bestrahlung von Variante 2-A durch eine Ultrafiltrationsmembran (UF) ersetzt, wie sie im MULTI-ReUse-Projekt getestet wurde (Abbildung 38).

Das verbleibende System dieser hypothetischen Option ist identisch mit dem in Variante 2-A. Variante 2-C verwendet Abwasserteiche, die bereits für einen großen Teil der Abwasserentsorgung von Outapi verwendet werden (Abbildung 39). Ergänzt werden diese Teiche durch eine Vorbehandlung mit UASB-Reaktoren oder einem Mikrosieb, einen Steinfilter zur Nachbehandlung nach den Teichen und eine zusätzliche UF-Membran.

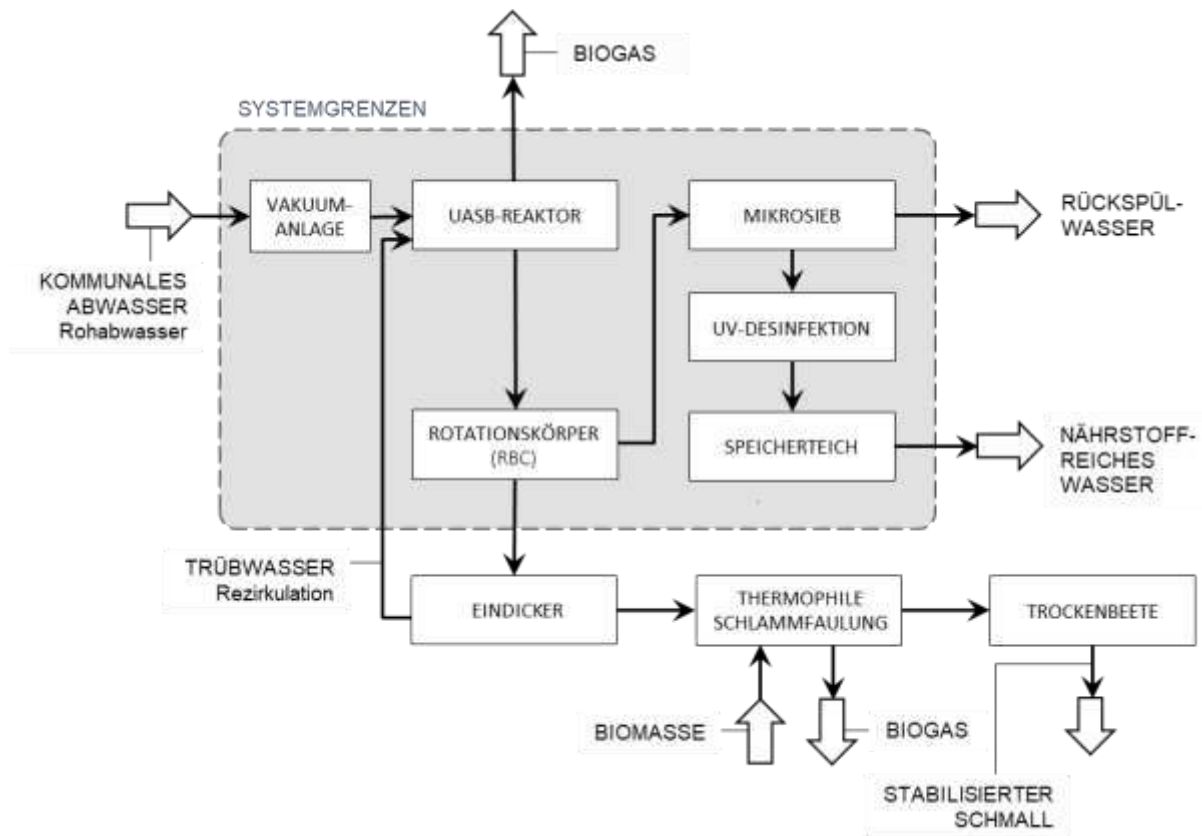


Abbildung 37: Verfahrensschema für die Versorgungsvariante 2-A in Outapi, Namibia.

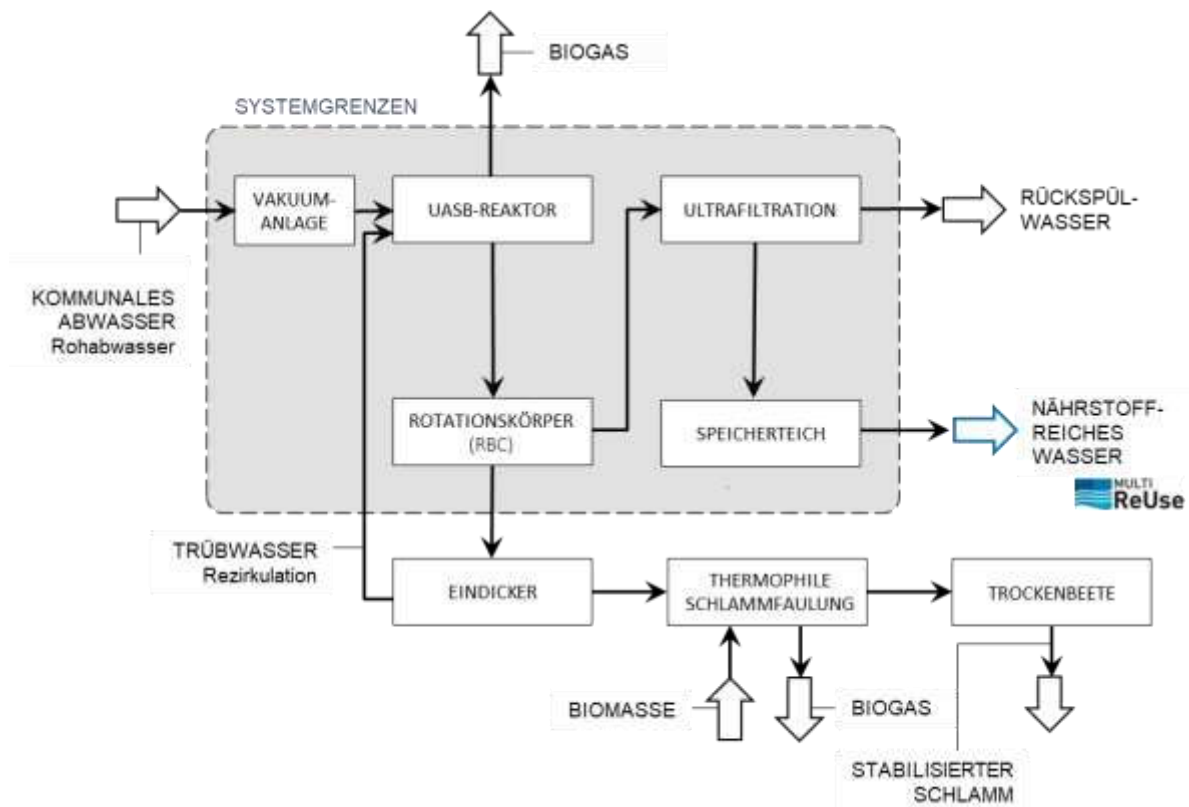


Abbildung 38: Verfahrensschema für die Versorgungsvariante 2-B mit Nutzung einer MULTI-ReUse Prozesskette in Outapi, Namibia.

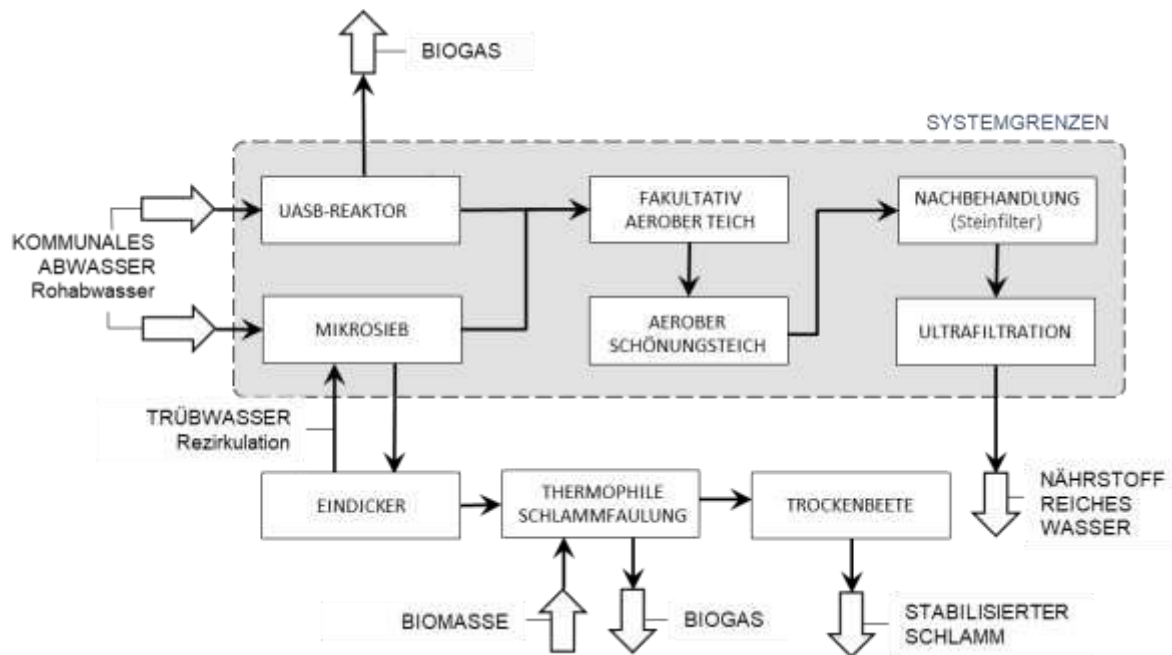


Abbildung 39: Verfahrensschema für die Versorgungsvariante 2-C in Outapi, Namibia.

Die Bewertung der drei Varianten innerhalb der namibischen Fallstudie zeigt, dass Variante 2-A die nachhaltigste Systemlösung ist, gefolgt von Variante 2-B und Variante 2-C (Abbildung 40). Dies ist hauptsächlich auf die gute ökologische Bewertung von Variante 2-A zurückzuführen, da sie wasser- und energieeffizienter ist, weniger Reststoffe produziert und weniger Chemikalien für den Betrieb benötigt. Auf Variante 2-A folgt unter anderem deshalb Variante 2-B, da der spezifische Platzbedarf geringer ist.

Nr.	Gewichtungsvariante	Umwelt	Soziales	Technik	Ökonomie	Variante 2-A	Variante 2-B	Variante 2-C
						UASB-RBC-UV-Teiche	MULTI-ReUse	UASB-Teiche-UF
3	Fokus Umwelt	40%	20%	20%	20%	0,629 1	0,494 2	0,272 3
4	Fokus Soziales	20%	40%	20%	20%	0,540 1	0,476 2	0,320 3
5	Fokus Technik	20%	20%	40%	20%	0,529 1	0,486 2	0,322 3
6	Fokus Ökonomie	20%	20%	20%	40%	0,553 1	0,473 2	0,473 2
7	Fokus Umwelt + Soziales	30%	30%	20%	20%	0,584 1	0,485 2	0,296 3
8	Fokus Umwelt + Technik	30%	20%	30%	20%	0,550 1	0,490 2	0,297 3
9	Fokus Technik + Ökonomie	20%	20%	30%	30%	0,541 1	0,479 2	0,330 3
10	Gleich gewichtet	25%	25%	25%	25%	0,563 1	0,482 2	0,313 3

Abbildung 40: Bewertungsergebnisse für die Fallstudie in Outapi (Varianten 2-A "UASB-RBC-UV-Teich", 2-B "MULTI-ReUse", 2-C "UASB-Teiche-UF")

Innerhalb der sozialen Dimension erzielten die Varianten 2-A und 2-B gleiche Nutzwerte und schneiden hinsichtlich des Personalbedarfs und der Übereinstimmung mit den nationalen Leitbildern besser ab als Variante 2-C. In Bezug auf die technischen Kriterien haben alle drei betrachteten Optionen ihre Stärken. Insbesondere in den Kriterien „Integrierbarkeit in die

vorhandene Infrastruktur“ und „Verfügbarkeit von Ersatzteilen“ schneidet Variante 2-C besser ab als die beiden anderen Optionen. Die Varianten 2-A und 2-B sind hingegen flexibler anpassbar als Variante 2-C.

Abgesehen davon hat Variante 2-A leichte Vorteile gegenüber den beiden anderen Optionen hinsichtlich der technischen Komplexität der Anlage und gegenüber Variante 2-B auch hinsichtlich der Prozessstabilität. Bei der Fokussierung auf wirtschaftliche Aspekte erweist sich Variante 2-A aufgrund ihres Potenzials zur Innovationsführerschaft und ihrer geringeren Opportunitätskosten (Folgekosten aufgrund eines Systemausfalls) als die nachhaltigste Option. Im Gegensatz dazu weist Variante 2-C die vergleichsweise niedrigsten spezifischen Jahreskosten auf. Alle drei betrachteten Optionen zeigen einen vergleichbaren Beitrag zur lokalen Wertschöpfung.

In allen Gewichtungsszenarien steht dennoch Variante 2-C an letzter Stelle, da sie alle Nachteile der beiden anderen Varianten zu kombinieren scheint. Das Ranking ändert sich auch dann nicht, wenn technische und ökonomische Aspekte oder ökologische und technische Aspekte Vorrang haben.

II.6 Ergebnistransfer und Vermarktungsvorbereitung

Wasserwiederverwendung ist für etablierte Unternehmen der Wasserversorgung bzw. Abwasserbeseitigung ein neues, bisher in Deutschland noch sehr ungewöhnliches Geschäftsfeld. Es ist daher strategisch sehr sorgfältig vorzubereiten. Ein Ergebnistransfer, z.B. hin zu zukünftigen Kunden, aber auch zu weiteren wichtigen Anspruchsgruppen (Stakeholdern) der Wasserwiederverwendung kann hierbei eine unterstützende Funktion haben; es ist sinnvoll, diesen Transfer breiter anzulegen, um gegenseitiges Lernen zu ermöglichen. Entsprechend wurde er in MULTI-ReUse als „Wissenstransfer“ konzipiert.

Ein erfolgreicher Wissenstransfer unterstützt die potentiellen Anwender sowohl in ihren Entscheidungs- und Planungsprozessen als auch bei der sich möglicherweise anschließenden Anwendung von Wasserwiederverwendung. Ein Ziel dieses Wissenstransfers ist es, die gesellschaftliche Relevanz und die gesellschaftliche Wirkung („Impact“) der Ergebnisse aus MULTI-ReUse zu erhöhen. Das setzte die systematische Erfassung der Wissensbedürfnisse der Zielgruppen voraus. Die Forschungsergebnisse wurden dazu sprachlich und medial so aufbereitet, dass sie die Wissensbedürfnisse der Zielgruppen adressieren. Begleitet wurden diese Maßnahmen durch ergänzende Presse- und Öffentlichkeitsarbeit, mit dem Ziel, die Aufmerksamkeit und das Interesse für das Thema Wasserwiederverwendung in der (Fach-)Öffentlichkeit sowie der Praxis zu erhöhen. Mit Blick auf die intendierten Gesamtziele des

Projektes und die daraus abgeleiteten Kommunikations- und Transferziele wurden alle Maßnahmen so ausgewählt und konzipiert, dass diese zielführend waren und sich gegenseitig bedingten.

II.6.1 Touchtable und Erklärfilm

Zur Visualisierung zentraler Forschungsergebnisse des Projektes wurde ein interaktiver Multi-Touchtable entwickelt, der die Verfahrenstechniken und das Monitoring interaktiv darstellt. Dieses Format richtet sich an potentielle Anwender der Technologien, lädt diese zur Interaktion ein und vermittelt dabei zusätzlich gezielte Informationen und direkte Erfahrungen. Der Einsatz eines Touchtables als neues Medium in der Vermittlung von Wissen bietet sich in mehreren Bereichen der Didaktik an; so werden Touchtables z.B. auch in der Museumsdidaktik eingesetzt, um Informationen nicht nur visuell, sondern auch interaktiv zu vermitteln. Standort des Tisches wurde ein spezieller, neu konzipierter Showroom zur Wasserwiederverwendung im Museum Kaskade in Diekmannshausen; dort ergänzt der Touchtable die Ausstellung und wird sowohl inhaltlich als auch medial von den Besucher*innen positiv wahrgenommen und regt zu Diskussionen an. Daneben kam der interaktive Tisch aber auch auf Messen und an weiteren geeigneten Orten zum Einsatz, um die Möglichkeiten von Abwasserwiederverwendung mit den im Vorhaben entwickelten Verfahren und Einsatzmöglichkeiten zu verdeutlichen.²

Gemeinsam mit dem IWW wurden zwei Applikationen erarbeitet, die auf dem Touchtable programmiert wurden. Die erste Applikation besteht aus mehreren verschiedenen sogenannten „Bubbles“, die das Projekt beschreiben, die Projektpartner vorstellen und die Pilotanlage darstellen. Die zweite Applikation stellt anhand der „Bubbles“ die in MULTI-ReUse entwickelte Verfahrenstechnik im Detail dar. Diese Darstellung wird zudem durch ein an den Touchtable angebrachtes Exponat unterstützt, welches die einzelnen Schritte in der Verfahrenskette visuell veranschaulicht.³

Der Touchtable unterstützte und verstärkte den Wissenstransfer im Rahmen von MULTI-ReUse und war integraler Bestandteil des Kommunikationskonzeptes. Mit diesem Instrument konnten die abstrakten und wissenschaftlichen Ergebnisse des Forschungsprojektes unterschiedlichsten Nutzergruppen niedrigschwellig und intuitiv zugänglich gemacht werden. Auch in den Learning Expeditions (vgl. II.6.2.) kam dem Touchtable eine wichtige Rolle zu; bei den

² Der MULTI-ReUse-Touchtable wurde auf der IFAT 2018 im Mai 2018 in München präsentiert, bei der 5-Jahresfeier der Johannes-Rau-Forschungsgemeinschaft am 2. April 2019 in Düsseldorf, bei der International Conference on Water Reclamation and Reuse der IWA 2019 im Juni in Berlin sowie bei der WavE-Abschlussveranstaltung im Dezember 2019 in Berlin.

³ <https://www.youtube.com/watch?v=jzIDdp8Kuyg> (zuletzt aufgerufen: 05.12.2019)

Veranstaltungen sollten u.a. die unterschiedlichen Technologien und Verfahrensketten zur Produktion von definierten Wasserqualitäten und –mengen dargestellt werden, ebenso wie verschiedene Nutzungsszenarien. Der Touchtable als neues Kommunikationsinstrument und interaktiver Bestandteil der Veranstaltungsformate war eine bedeutende Ergänzung dieser. Der Showroom, in dem der Touchtable aufgebaut ist, stellte das logistische Basislager für die zwei Learning Expeditions dar (s. nächster Abschnitt).

Für das Wissensprodukt „Kurzfilm“ für die anschauliche Vermittlung von Sachverhalten, welches in den Learning Expeditions und der Dialogveranstaltung ergänzend zum Einsatz kam, wurden Angebote von drei lokalen Film-Produktionsfirmen eingeholt. Der Film ist auf der Projekt-Webseite abrufbar⁴ und kann dort auch heruntergeladen werden. Er soll außerdem fest in die Ausstellung der Kaskade integriert werden; derzeit wird geprüft, ob dieser im Foyer als Teaser für den Showroom oder direkt im Showroom neben dem Touchtable installiert wird.

II.6.2 Learning Expeditions und Dialogveranstaltung

Für das Projekt MULTI-ReUse wurden verschiedene Veranstaltungsformate identifiziert, um die Zielsetzungen und Zielgruppen entsprechend ihres Vorwissens und ihrer zur Verfügung stehenden Kapazität adäquat zu bedienen. Im Rahmen von zwei Learning Expeditions (LE)⁵ sowie einer Dialogveranstaltung wurden die Akteure über das Vorhaben informiert und für das Thema alternative Konzepte der (Ab)-Wassernutzung sensibilisiert und sprachfähig gemacht.

Das Konzept der LE wurde aus dem Bereich der Personal- und Teamentwicklung transferiert. Dort finden LE über mehrere Tage bis zu einer Woche lang statt. In MULTI-ReUse wurden zwei halbtägige LE mit Bürgermeister*innen und Landfrauen aus umliegenden Landkreisen durchgeführt.

Das Veranstaltungsformat wurde von beiden Zielgruppe insgesamt als sehr gut bewertet, die Inhalte wurden gut verständlich aufbereitet und vermittelt und die Organisation sowie Durchführung wurden als gelungen empfunden, so dass die Teilnehmer*innen das Format als Wissenstransfer im Bereich Wasserwiederverwendung weiterempfehlen würden.

In der Publikation „Erhöhung der Praxisrelevanz transdisziplinärer Forschungsergebnisse durch innovative Transferformate – am Beispiel der Wasserwiederverwendung“ in Wissen-

⁴ <https://water-multi-reuse.org/multi-reuse-imagefilm-erklart-das-forschungsprojekt/> (zuletzt aufgerufen: 05.12.2019)

⁵ Learning Expeditions sind ein neuartiges Format des Wissenstransfers. Sie bestehen aus unterschiedlichen Inhalten, wechselnden Umgebungen und Interaktionen in der Gruppe. Sensorische Erfahrungen werden explizit in die LE einbezogen. Fester Bestandteil dieses Formats sind zudem Veranstaltungsteile, die für die Teilnehmenden unbekannt, ungewöhnlich oder unbequem sind. Diese machen den „Expeditions-Charakter“ des Formats aus.

schaftsmanagement⁶ wird das Konzept und die Umsetzung einer Learning Expedition vertieft erläutert.

Vertreter von Industrie und Gewerbe wurden auf einer Dialogveranstaltung über das Projekt informiert. Bei diesem Format stand der gegenseitige Informationsaustausch im Mittelpunkt. Regionale Industriebetriebe und Dienstleister sollten konkret darüber informiert werden, dass der OOWV plant, mit dem MULTI-ReUse-Verfahren Betriebswasser in unterschiedlichen Qualitäten anzubieten und was die Umstellung für die Unternehmen bedeuten kann (Prozesskosten, notwendige Investitionen, etc.). Gleichzeitig konnten die Teilnehmenden ihre Erwartungen sowie technischen und organisatorischen Anforderungen an Systeme der Wasserwiederverwendung formulieren.

Eine Abfrage im Publikum machte deutlich, dass Wasser heute und auch in Zukunft eine sehr hohe Bedeutung auch als Standortfaktor zukommt. In den Diskussionsrunden stellte sich heraus, dass das Bewusstsein hinsichtlich der Wichtigkeit der Ressource Wasser und dem nachhaltigen Umgang mit dieser weiter zunimmt. Die Teilnehmenden waren außerdem besonders an den Kosten der Wasserwiederverwendung interessiert.

II.6.3 Fact-Sheets

Die Fact-Sheets als weitere Wissensprodukte und Transferformate wurden zu verschiedenen Zeiten der gesamten Projektlaufzeit angefertigt und richten sich in erster Linie an wissenschaftliche und technische Zielgruppen, mit einem Übersichts-Fact-Sheet jedoch auch an andere Interessierte.

Insgesamt wurden 12 Fact-Sheets produziert, jeweils sowohl in deutscher als auch in englischer Sprache; alle Fact-Sheets sind über die Download-Funktion auf der Projekt-Webseite barrierefrei zugänglich⁷. Ein Übersichts-Fact-Sheet „MULTI-ReUse: Modulare Kombination von Technologien zur Wasserwiederverwendung“ gibt außerdem einen Gesamtblick auf das im Projekt entwickelte Verfahren zur Wasserwiederverwendung.

Zusätzlich zu der Download-Möglichkeit wurden die Fact-Sheets auf verschiedenen Fachveranstaltungen bereitgestellt (IFAT, IWA, WavE-Veranstaltungen) sowie bei den projekteigenen Veranstaltungen (Learning Expeditions und Dialogveranstaltung) ausgelegt. Die Fact-Sheets werden darüber hinaus in dem Show-Room der Kaskade bei dem Touchtable platziert, um auch Zielgruppen mit technischem Hintergrundwissen sowie anderes interessiertes Publikum ansprechen zu können.

⁶ <https://www.wissenschaftsmanagement.de/> (zuletzt aufgerufen: 05.12.2019)

II.6.4 Abschlusspublikation

An die Stelle des zunächst avisierten populärwissenschaftlichen E-Books ist eine Sammlung von vier wissenschaftlichen Berichten getreten, die beim Journal of Water Reuse & Desalination für das WavE-Sonderheft eingereicht wurden (siehe Publikationen in Kapitel V: Nahrstedt et al. 2020, Schramm et al. 2020a, Nocker et al. 2020, Wencki et al. 2020). Diese Open-Access-Publikationen sind nach Erscheinung auf der Homepage des Projektes zu finden.

II.6.5 Exportstrategie

Exportstrategien werden sinnvollerweise auf der Ebene von Unternehmen gemacht; das dafür notwendige Material wurde zusammengestellt (Schramm et al. 2020b); es ist geplant, es zielgruppenspezifisch mit Veröffentlichungen zu bewerben, die sich an Entscheider in der Branche richten (vgl. Krömer et al. 2020).

Generell kann die Wasserwiederverwendung eine gute alternative Wasserquelle sein. Sie ist allerdings nur dann möglich, wenn eine Abwasserableitung & -behandlung vorhanden ist, entweder auf dem eigenen Grundstück (dezentraler Fall, z.B. Hotelanlagen) oder aber unter Nutzung der öffentlichen Kanalisation (zentraler Fall).

Das MULTI-ReUse-Verfahren kommt dann in Frage, wenn eine Nachfrage nach (sehr) unterschiedlichen und dabei auch hochwertigeren Qualitäten von Wasser besteht. Hier konnten sehr unterschiedliche Konstellationen unterschieden werden (vgl. Schramm et al. 2020a). Neben die klassischen Anwendungen Industrie, Landwirtschaft, Kommunen und Grundwasseranreicherung werden zunehmend Kommunen und Betreiber großer Ferienanlagen treten. Die globale Erwärmung macht „Landschaftswasser“ zunehmend wichtiger. Beispielsweise hat die politische Diskussion im Sommer 2018 deutlich gemacht, dass in Regionen mit Wasserkonkurrenzen auch in Deutschland z.T. kritisch hinterfragt wird, Straßenbäume und Gärten mit Trinkwasser zu bewässern. Grundsätzlich können MULTI-ReUse-Systeme auch in solchen Regionen wasserreicher Ländern errichtet und betrieben werden, um sog. grüne Infrastrukturen in den Agglomerationen (also die Gesamtheit der das Mikroklima in den Hitzeperioden verbessernden Grünanlagen, Straßenbäume, Stadtwälder usw.) mit Bewässerungsmaßnahmen zu erhalten oder zu stützen. Bei fortgeschrittenem Klimawandel wird zudem denkbar, grundwasserabhängige Habitate entsprechend Wasser-Rahmenrichtlinie mit MULTI-ReUse-Wasser zu stützen (vgl. Schramm et al. 2020b).

⁷ <https://water-multi-reuse.org/ergebnisse/> (zuletzt aufgerufen: 05.12.2019)

Das Konzept der Multimodalität lässt sich gewinnbringend vom Verkehr auf die Wasserversorgung übertragen, wenn mehrere Wasserqualitäten nebeneinander verwendet werden (Schramm et al. 2020a, b). Mit seiner Hilfe lässt sich für die künftigen Anwender sehr gut fassen, wo das Alleinstellungsmerkmal des MULTI-ReUse-Verfahrens liegt.

In weniger entwickelten Ländern der Welt ist auch die Kombination mit weniger aufwändigen Verfahren der landwirtschaftlichen Wasserwiederverwendung (z.B. aus Absetzteichen nach Desinfektion) denkbar. Aus einer Anlage mit MULTI-ReUse-Verfahren wird dann in einer größeren Agrarregion Leachingwasser z.B. mit Tanklastwagen verteilt, um die Salzfracht wieder aus den Böden auszuwaschen (vgl. Fischer et al. 2020).

Die Umsetzung einer solchen, multimodalen Wasserwiederverwendung kann auf unterschiedlichen Ebenen (z.B. zentral, dezentral) in sehr unterschiedlichen Zielmärkten (z.B. Industrieländer, BRIICS) angegangen werden. Für eine Verankerung der MULTI-ReUse-Vorgehensweise bleiben Beratungsingenieurbüros wichtige Multiplikatoren. Ein zentraler Faktor für die Glaubwürdigkeit auf Exportmärkten werden erfolgreiche MULTI-ReUse-Anwendungen in Deutschland mit Leuchtturmwirkung sein, so wie diese aktuell vom OOWV in der Wesermarsch geplant wird.

III. Voraussichtlicher Nutzen / Verwertbarkeit der Ergebnisse

MULTI-ReUse hat eine Referenzanlage für die Wasserwiederverwendung in Deutschland konzipiert, die Prozesszuverlässigkeit sowie ein entscheidend verbessertes Qualitätsmonitoring demonstriert. Die Idee einer großtechnischen Anlage ist bereits sehr konkret und die Abstimmung mit Aufsichtsbehörden wird als gut und konstruktiv eingeschätzt (OOWV, 2020). Mit möglichen industriellen Kunden findet schon seit längerer Zeit ein enger Austausch statt und momentan werden die Details einer Kooperation aller Beteiligten Partner geklärt. 2023 soll die Anlage möglichst in Betrieb gehen. Die Kosten für den Bau einer solchen Anlage liegen ersten Schätzungen zufolge bei knapp sechs Millionen Euro. Diese beinhalten sowohl die Anlagentechnik, MSR- und Leittechnik als auch ein Rohrleitungsnetz für das Betriebswasser sowie die Gebäude und Gebäudetechnik.

Eine solche Umsetzung einer Wasserwiederverwendung durch den überregionalen Abwasser- und Wasserverband OOWV wäre einzigartig in Deutschland. Schon jetzt zeigt sich, dass damit ein Leuchtturmprojekt geschaffen wurde, welches in ganz Deutschland auf großes Interesse gestoßen ist. Somit ergeben sich für die entwickelten Lösungsansätze und Technologien starke wirtschaftliche Verwertungsperspektiven auch im internationalen Bereich.

Exportchancen haben technische Innovationen vor allem, wenn sie auch in Deutschland im erfolgreichen Einsatz demonstriert werden konnten.

Durch die Konzeption der MULTI-ReUse-Anlage als ein modulares Aufbereitungs-System mit zentralen und dezentralen Bausteinen eignet sie sich nicht nur für industrielle Anwendungen, sondern auch für die landwirtschaftliche (entsprechend EU-Verordnung 2017) und urbane Nutzung sowie zur Grundwasseranreicherung. Hier ist eine hohe Hebelwirkung für den Wirtschaftsstandort Deutschland zu erwarten, da entlang der Wertschöpfungskette nicht nur national und international agierende, deutsche Wassertechnologieanbieter, sondern auch im Ausland produzierende deutsche Industrieunternehmen über eine nachhaltige Wasserwirtschaft (z.B. in Wasserstress-Regionen) einen Wettbewerbsvorteil realisieren können. Eine integrierte nachhaltige Industrierwasserwirtschaft führt zu einer verringerten Abhängigkeit von natürlichen Wasserressourcen und weiteren Einflussfaktoren wie Energie oder rechtliche Rahmenbedingungen. Sie ist somit nicht nur für den innerdeutschen Markt von großer Relevanz, sondern stärkt auch den Export von Technologien, Ausrüstungen, Ingenieur- und anderen Dienstleistungen und verbessert die Wettbewerbsfähigkeit deutscher Unternehmen in internationalen Märkten. Die Nutzungsanforderungen und die Marktbetrachtung, die im Projekt erarbeitet wurden, unterstützen die Umsetzung und den Export der Aufbereitungs- und Überwachungsstrategien in die industrielle und landwirtschaftliche Praxis in verschiedenen Zielländern.

Die in MULTI-ReUse beteiligten Lieferanten/Anlagenbauer, die im Rahmen der Forschungsarbeiten innovative Produkte getestet und weiterentwickelt haben, sind wertvolle Multiplikatoren des erarbeiteten Know-hows. Sie verkaufen etablierte Technologien und haben ein ausgewiesenes Eigeninteresse an den Projektinnovationen für eigene Produkte und zukünftige Marktstrategien.

Hinsichtlich der wissenschaftlichen Verwertung bieten die Forschungspartner über ihr großes Netzwerk eine Einbindung der Projektergebnisse in verschiedene Gremien und Veranstaltungen, was branchenübergreifende Nutzungsfelder eröffnet und die Verbreitung des Know-how aus dem Projekt vorantreibt. Ebenso das Engagement in den projektübergreifenden Querschnittsthemen hat die Relevanz der Projektergebnisse verdeutlicht und die entstandenen Veröffentlichungen tragen zu Ergebnisaustausch und -verbreitung maßgeblich bei. Der neu entstandene Forschungsbedarf wird in nationalen und europäischen Forschungsprogrammen eingebunden. Durch die Vernetzung mit nationalen und internationalen Initiativen können neue, potentielle Anwendungsfelder und Märkte adressiert werden.

Das im Projekt entwickelte Bewertungskonzept lässt den Vergleich von Wasserwiederverwendungskonzepten mit alternativen Lösungen zu und liefert somit das Entscheidungswerkzeug zur erfolgreichen weltweiten Vermarktung.

MULTI-ReUse hat verschiedene Instrumente des Wissenstransfers geschaffen, die gezielt an Stakeholder, Multiplikatoren und Anwender herangebracht werden können und bereits angewendet wurden: Mit Hilfe eines MULTI-ReUse- Kurzfilms und eines spielerisch-interaktiven Touchtables kann Wissenstransfer auf „Learning Expeditions“ eindrucksvoll unterstützt werden. Der Touchtable ist bereits in den Normalbetrieb des „Lernorts Kaskade“ in Diekmannshausen übergegangen, um das Potenzial von Abwasser als alternative Wasserquelle zu verdeutlichen. Zusätzlich soll der Erklärfilm fest in die Ausstellung der Kaskade integriert werden. Das neu entwickelte Format „Learning Expedition“ kann weiter genutzt werden, um regionale Akteure anzusprechen und für einen Wissenstransfer über die Wasserwiederverwendung zu gewinnen. Zum Beispiel kann es als Baustein in das Vermittlungskonzept des Museums Kaskade Diekmannshausen aufgenommen und zielgruppenspezifisch ergänzt werden.

Projektergebnisse und Informationen zur MULTI-ReUse -Technologie und zu den Marktpotenzialen wurden zudem in Factsheets aufbereitet und allgemein, auch in Englisch, verfügbar gemacht.

Alle Innovationen und Produkte aus MULTI-ReUse wurden gemeinsam mit den jeweiligen Zielgruppen in Tabelle 10 noch einmal zusammengefasst

Tabelle 10: Innovationen und Produkte aus MULTI-ReUse und potentielle Zielgruppen

Innovationen / Produkte	Zielgruppen / Absatzmärkte
Nutzungsanforderungen an die Wasserwiederverwendung und Marktbetrachtungen	Planer, Anlagenbetreiber, Behörden, Anwender (z.B. Industrie, Landwirtschaft)
Verfahrensketten zur Aufbereitung von kommunalem Kläranlagenablauf für definierte Betriebswasserqualitäten (fit-for-purpose)	Wasserversorger, Anwender (z.B. Industrie, Landwirtschaft), Anlagenbauer, Ingenieurbüros, Hersteller
Entscheidungshilfe zur Auswahl geeigneter Rohrwerkstoffe für Verteilungs- und Betriebswassernetze	Wasserversorger, Anwender (z.B. Industrie, Landwirtschaft), Anlagenbauer, Ingenieurbüros, Hersteller
Monitoringverfahren bzgl. Aufkeimungs- und Biofilmpotenzial	Anlagenbetreiber, Planer, Überwachungsbehörden, Verfahrensentwickler
Multikriterielles Bewertungstool	Entscheider, Behörden, Anwender (z.B. Industrie, Landwirtschaft)
Factsheets mit Ergebnissen und Informationen zur MULTI-ReUse-Technologie	Planer, Entscheider, Behörden, Anwender (z.B. Industrie, Landwirtschaft)
Touchable, Erklärfilm und Transferformat "Learning Expeditions"	allgemeine Öffentlichkeit, Planer, Entscheider, Anwender, Umwelt- und Naturschutzverbände

IV. Während der Durchführung des Projektes bekannt gewordener Fortschritt auf dem Gebiet des Vorhabens bei anderen Stellen

Während der Projektlaufzeit sind keine Fortschritte auf dem Gebiet der Wasserwiederverwendung bekannt geworden, die das Projekt MULTI-ReUse wesentlich beeinflusst haben.

V. Publikationen

Becker D., Frey A., Jungfer C., Krömer K., Kulse P., Maaßen S., Schramm E., Wencki K., Zimmermann B., Zimmermann M. (2017): Marktpotenziale der Wasserwiederverwendung – Anforderungen und Kriterien in unterschiedlichen Sektoren und mögliche Zielmärkte für das MULTI-ReUse-Verfahren. *ISOE-Materialien Soziale Ökologie* 49. Frankfurt am Main: ISOE - Institut für sozial-ökologische Forschung

Becker D., Frey A., et al. (2018). Wasserwiederverwendung – Anforderungen, Qualitätskriterien und Marktpotenziale. WaVe-Statusseminar 17./18.04.2018, Frankfurt. Proceedings (Poster).

- Becker D., Maaßen S., Krömer K., Nahrstedt A., Schramm E., Wencki K., Zimmermann B., Zimmermann M. (2019): MULTI-ReUse: Zweckgebundene Wasserwiederverwendung für Industrie und weitere Sektoren. *Korrespondenz Abwasser* 66 (6), 464-471
- Cornel P., Mohr M., Nocker A., Selinka H.-C., Schramm E., Stange C., Drewes J.E. (2018): Relevance of microbiological parameters for water reuse. Fact sheet by the WavE cross-cutting working group "Risk management in water reuse"
- Cornel P., Mohr M., Nocker A., Selinka H.-C., Schramm E., Stange C., Drewes J.E. (2018): Relevanz mikrobiologischer Parameter für die Wasserwiederverwendung. Fact Sheet zum WavE-Querschnittsthema "Risikomanagement in der Wasserwiederverwendung"
- Drewes J.E., Becker D., Jungfer C., Krömer K., Mohr M., Nahrstedt A., Schramm E., Winker M., Zimmermann M. (2018): Mindestanforderungen an eine Wasserwiederverwendung: Hinweise aus Sicht der WavE-Forschungsprojekte des Bundesministeriums für Bildung und Forschung (BMBF). *gwf-Wasser/Abwasser* 159 (12), 50-59
- Drewes J.E., Schramm E., Cornel P., Maaßen S. (2018): Requirements for water recycling projects. Fact sheet by the WavE cross-cutting working group "Risk management in water reuse"
- Drewes J.E., Schramm E., Cornel P., Maaßen S. (2018): Anforderungen an Wasserrecycling-Projekte. Fact Sheet zum WavE-Querschnittsthema "Risikomanagement in der Wasserwiederverwendung"
- Drewes J., 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. *Korrespondenz Abwasser* 66 (12), 995-1003
- Drewes J.E., Schramm E., Jungfer C. (2018): Risikomanagement zur Hygiene bei der Wasserwiederverwendung (BMBF-Schwerpunkt). In: DWA (Hg.): Hygiene Tag 16. Oktober 2018, Karlsruhe. Hennef
- Fischer M., Kerber H., Schramm E., Zimmermann M. (2020): Water Reuse as Sustainable Business Cases. SMF – Nachhaltigkeits-Management-Forum (in Vorbereitung)
- Haage K., Schramm E., Schuldt-Baumgart N. (2019): MULTI-ReUse: Strategische Kommunikation und Wissenstransfer. *WavE: Produktatlas 2020* (eingereicht)
- Haage K., Schramm E. et al. (2019): Erfolgreicher Wissenstransfer am Beispiel von MULTI-ReUse WavE-Abschlusskonferenz, 3.-4. Dezember 2019. Berlin. Proceedings (Poster).
- Haage K., Schuldt-Baumgart N. (2020): Erhöhung der Praxisrelevanz transdisziplinärer Forschungsergebnisse durch innovative Transferformate – am Beispiel der Wasserwiederverwendung. *Wissensmanagement* (in Vorbereitung)
- Krömer K., Merkel W., Schramm E. (2020): Wasserwiederverwendung: Erfolgversprechende Exportmärkte für die Industrie. *Umwelt* (in Vorbereitung)
- Merkel W., Zimmermann B., Schramm E., Becker D., Maaßen S. (2018): Wasserwiederverwendung - ein Thema für deutsche Kommunen, Industrie und Landwirtschaft?. Fact-sheet MULTI-ReUse
- Mohr M., Dockhorn T., Drewes J.E., Karwat S., Lackner S., Lotz B., Nahrstedt A., Nocker A., Schramm E., Zimmermann M. (2020): Assuring water quality along multi-barrier treatment systems for agricultural water reuse. *Journal of Water Reuse & Desal.* (eingereicht)

- Nahrstedt A., Gaba A., Rohn A., Zimmermann B., Tiemann Y. (2020): Development of a modular process for treating municipal waste water effluent for industrial and agricultural use. *Journal of Water Reuse & Desal.* (eingereicht)
- Nocker A., Schulte-Illingheim L., Müller H, Rohn A., Zimmermann B., Gaba A., Nahrstedt A., Mohammadi H., Tiemann Y., Krömer K. (2020): Microbiological changes along a modular wastewater reuse treatment process with a special focus on bacterial re-growth. *Journal of Water Reuse & Desal.* (eingereicht)
- Neugart M., Haage K., Schramm E., Schuldt-Baumgart N., Winker M. (2020): Glaubwürdigkeit, Ekel oder Bluff: Terminologische Entscheidungen in der Kommunikation über Wasserwiederverwendung. *Korrespondenz Abwasser* (in Vorbereitung)
- Schramm E. (2018): EU-Verordnung zur Wasserwiederverwendung: In dieser Form ungeeignet. *fbr-wasserspiegel* (3), 22-23
- Schramm E., Becker D., Fischer M., Zimmermann M. (2020): Advanced processed wastewater for different uses: Opening up of new markets. *Journal of Water Reuse & Desal.* (eingereicht)
- Schramm E., Dockhorn T., Ebert B., Winker W. (2018): Wasserwiederverwendung im Gemeinschaftsrecht/Water Reuse in European Communities Law. Kritische Hinweise zur geplanten EU-Verordnung/Critical comments on the planned EU regulation. ISOE-Diskussionspapiere 43. Frankfurt am Main: ISOE - Institut für sozial-ökologische Forschung
- Schramm E., Krömer K., Merkel W., Nahrstedt A., Rohn A., Wencki K., Zimmermann M. (2020): Neue Spielräume durch multimodales Betriebswasser aus Siedlungsabwasser: Ergebnisse des BMBF-Projektes MULTI-ReUse. *Energie | wasser-praxis* (in Vorbereitung)
- Schramm E., Fischer M., Haage K., Schuldt-Baumgart N., Zimmermann M. (2020): Multimodale Wasserwiederverwendung: Hinweise für eine Exportstrategie. *Materialien Soziale Ökologie* (im Druck)
- Schramm E., Zimmermann M. (2018): Das MULTI-ReUse-Verfahren. Häusliches Betriebswasser aus Siedlungsabwasser. *fbr-wasserspiegel* (2), 3-7
- Schulte S.M, Köster D, Jochmann M.A, Meckenstock R.U. (2019): Applying reverse stable isotope labeling analysis by mid-infrared laser spectroscopy to monitor BDOC in recycled wastewater. *Sci. Total Environ.* 665:1064-1072
- Wencki K., Thöne V. et al. (2019). Ansätze zur Bewertung zukunftsfähiger Technologien und Konzepte im Bereich Wasserwiederverwendung und Entsalzung. *Industrietage Wassertechnik 2019*. Frankfurt am Main, DECHEMA. Tagungsband: 61-67.
- Wencki K., Thöne V. et al. (2019). Sustainability Assessment of Water Reuse Technologies – Application of a Decision Support Tool in International Case Studies. *IWA Water Reuse 2019*. Berlin, IWA Publishing: 638-644.
- Wencki K., Thöne V., Becker D., Krömer K., Lischeid G., Zimmermann M. (2020): Sustainability Assessment of Water Reuse Processes – Application of a Decision Support Tool in Different Cases. *J. Desalination & Water Reuse* (in Vorbereitung)
- Zimmermann M., Schramm E. (2018): Anforderungen an die Wiederverwendung von Wasser in der Siedlungswasserwirtschaft. Factsheet MULTI-ReUse
- Zimmermann B., Nahrstedt A., Rohn A., Gaba A., Krömer K., Tiemann Y., Starke C., Lipnizki J., Dölchow U., Mende K. (2019): Reuse of Municipal Wastewater for Different Purposes Based on a Modular Treatment Concept. In: IWA (Hg.): *Water Reuse Conference Berlin 16.-20.06.2019*.

VI. Literatur

- Albergamo, V., Blankert, B., Cornelissen, E. R., Hofs, B., Knibbe, W.-J., van der Meer, W., De Voogt, P. (2019): Removal of polar organic micropollutants by pilot-scale reverse osmosis drinking water treatment. *Water Research* 148, S. 535-545
- ASTM D4516 (2010): Standard Practice for Standardizing Reverse Osmosis Performance Data. ASTM International, West Conshohocken, Pennsylvania, USA
- Becker, D., Frey, A., Jungfer, C., Krömer, K., Kulse, P., Maaßen, S., Schramm, E., Wencki, K., Zimmermann, B., Zimmermann, M., (2017): Marktpotenziale der Wasserwiederverwendung - Anforderungen und Kriterien in unterschiedlichen Sektoren und mögliche Zielmärkte für das MULTI-ReUse-Verfahren. *ISOE-Materialien Soziale Ökologie*, 49. Frankfurt am Main : ISOE - Institut für sozial-ökologische Forschung
- Benstöm, F.; Nahrstedt, A.; Böhler, M.; Knopp, G.; Montag, D.; Siegrist, H. und Pinnekamp, J. (2016a): Leistungsfähigkeit granulierter Aktivkohle zur Entfernung organischer Spurenstoffe aus Abläufen kommunaler Kläranlagen Ein Überblick über halb- und großtechnische Untersuchungen – Teil 1: Veranlassung, Zielsetzung und Grundlagen. *Korrespondenz Abwasser Abfall* 63 Nr. 3, S. 187 - 192
- Benstöm, F.; Nahrstedt, A.; Böhler, M.; Knopp, G.; Montag, D.; Siegrist, H. und Pinnekamp, J. (2016b): Leistungsfähigkeit granulierter Aktivkohle zur Entfernung organischer Spurenstoffe aus Abläufen kommunaler Kläranlagen Ein Überblick über halb- und großtechnische Untersuchungen – Teil 2: Methoden, Ergebnisse und Ausblick. *Korrespondenz Abwasser Abfall* 63 Nr. 4, S. 276 - 289
- Bischoff H (2017): Variantenstudie der Verfahrensparameter einer Ultrafiltration für die Abwasserwiederverwendung. Masterarbeit an der Jade Hochschule Wilhelmshaven (Betreuer: Feige P D r n I, Zimmermann B). 77 S.
- Bixio, D., Thoeye, C., De Koning, J., Joksimovic, D., Savic, D., Wintgens, T., Melin, T. (2006): Wastewater reuse in Europe. *Desalination* 187, 89–101
- Borchers U., Peters B., Overath H. (1995): Limits and Possibilities of Using Computer Models to Predict Fate and Behaviour of Pesticides in Soil. In: *Pesticide Movement to Water*, BCPC Monograph No. 62, British Crop Protection Council (BCPC) (Hrsg.), Band 62, British Crop Protection Council, Coventry (UK), 281-286
- Bringezu S. (1998): Bewertung zentraler und dezentraler Abwasserbehandlungssysteme mit den Mitteln der Stoffflussanalyse. In: *Dezentrale Abwasserbehandlung für ländliche und urbane Gebiete*, Berichte aus Wassergüte- und Abfallwirtschaft, TU München Band 138 S. 15-25
- Brown K., Adger W. N., Tompkins E., Bacon P., Shim D., Young K. (2001): Trade-off analysis for marine protected area management. In: *Ecological Economics*, 37(3), S. 417–434
- Chowdhury, S., Al-Zahrani, M. (2013): Reuse of treated wastewater in Saudi Arabia: an assessment framework. *Journal of Water Reuse and Desalination* 3.3, S. 297-314
- Cob S. S., Beaupin C., Hofs B., Nederlof M. M., Harmsen D. J. H., Cornelissen E. R., Zwijnenburg A., Genceli Güner F. E., Witkamp G. J. (2012): Amorphous aluminosilicate scaling characterization in a reverse osmosis membrane. *Desalination*, 2012, 1-8
- Dolata U. (2011): *Wandel durch Technik. Eine Theorie soziotechnischer Transformation*. Frankfurt / New York: Campus

- Dördelmann, O.; Stetter, D. (2018): Praxisversuche zur Validierung eines Monitoringkonzepts zur Überwachung der Wasserqualität von RO/NF-Anlagen. Abschlussbericht zu DVGW-Förderkennzeichen W 4-01-16. WVGW, Bonn
- Drewes, J. 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. *Korrespondenz Abwasser* 66 (12), S. 995-1003
- DVGW W 29 (2018-05): Trinkwasserdesinfektion; Einsatz- und Anforderungskriterien. DVGW-Arbeitsblatt. WVGW, Bonn
- DVGW W 213-2 (2005-02): Enteisenung und Entmanganung; Teil 2: Planung und Betrieb von Filteranlagen. DVGW-Arbeitsblatt. WVGW, Bonn
- DVGW W 213-5 (2019-04): Filtrationsverfahren zur Partikelentfernung; Teil 5: Membranfiltration. DVGW-Arbeitsblatt. WVGW, Bonn
- DVGW W 223-1 (2005-02): Enteisenung und Entmanganung; Teil 1: Grundsätze und Verfahren. DVGW-Arbeitsblatt. WVGW, Bonn
- DWA (2017): Merkblatt DWA-M 277. Hinweise zur Auslegung von Anlagen zur Behandlung und Nutzung von Grauwasser und Grauwasserteilströmen. Hennef
- DWA-Themenband (T1/2019): Aktivkohleeinsatz auf kommunalen Kläranlagen zur Spurenstoffentfernung - Verfahrensvarianten, Reinigungsleistung und betriebliche Aspekte. DWA-Themen T1/2019, DWA, Hennef
- DWA-Themenband (T5/2008): Wasserwiederverwendung. DWA-Themen, DWA, Hennef
- Eder M, Döberl G, Huber R, Brunner P. H (2002): Bewertung abfallwirtschaftlicher Maßnahmen anhand von Stoffflussanalysen. In: Technikfolgenabschätzung in Theorie und Praxis, 11(1), S. 32-41
- EPA/600/R-12/618 (2012): Guidelines for Water Reuse. Environmental Protection Agency, Washington D.C. 643 S.
- EU-Verordnung (2017): Minimum quality requirements for water reuse in agricultural irrigation and aquifer recharge - Towards a water reuse regulatory instrument at EU level Réédition. Publications Office of the European Union
- FAO (1985): Water Quality for Agriculture. FAO Irrigation and Drainage Paper 29, rev. 1. Food and Agriculture Organization of the United Nations, Rome, Italy.
- Farhat N.M., Loubineaud E., Prest E.I.E.C., El-Chakhtoura J., Salles C., Bucs S.S., Trampé J., Van den Broek W.B.P., Van Agtmaal J.M.C., Van Loostrecht M.C.M., Kruithof J.C., Vrouwenvelder J.S. (2018): Application of monochloramine for wastewater reuse: Effect on biostability during transport and biofouling in RO membranes. *Journal of Membrane Science*, 2018(551), 243-253
- Fischer M., Kerber H., Schramm E., Zimmermann M. (2020): Water Reuse as Sustainable Business Cases. SMF – Nachhaltigkeits-Management-Forum (in Vorbereitung)
- Haage K., Schuldt-Baumgart N. (2020): Erhöhung der Praxisrelevanz transdisziplinärer Forschungsergebnisse durch innovative Transferformate – am Beispiel der Wasserwiederverwendung. *Wissensmanagement* (in Vorbereitung)
- Hammes F, Berney B, Vital M, Egli T. 2007: A protocol for the determination of total cell concentration of natural microbial communities in drinking water with FCM. Techneau Report. Deliverable 3.3.7.
<https://www.techneau.org/fileadmin/files/Publications/Publications/Deliverables/D3.3.7.pdf>

- Hellekes R., Overath H., Borchers U., Peters B., Schumacher D., Lambertz B. (1997): Flächenhafter Eintrag von Pflanzenschutzmitteln in das Grundwasser - Abschlußbericht - Band Materialien, Bd. Nr. 39, Landesumweltamt Nordrhein-Westfalen, 1-214
- Herbst H. (2008): Bewertung zentraler und dezentraler Abwasserinfrastruktursysteme, Dissertation Fakultät für Bauingenieurwesen der Rheinisch-Westfälischen Technischen Hochschule Aachen
- Hoffmann, G.; Panglisch, S. (2017): Optimierter Einsatz von Pulveraktivkohle und Ultrafiltration als 4. Reinigungsstufe (UF/PAK 4.0). Wessling, M.; Pinnekamp, J. (Hrsg.): 12. Aachener Tagung Wassertechnologie
- Hube S (2018): Erarbeitung eines Konzeptes zum Umgang mit Reststoffen und Konzentraten einer Wasserwiederverwendungsanlage. Bachelorarbeit an der Technische Universität Braunschweig (Betreuer: Dockhorn P D-I T, Dichtl P D-I N)
- Ivashechkin, P. (2005). Literaturlauswertung zum Vorkommen gefährlicher Stoffe im Abwasser und in Gewässern. Projektbericht AZ IV 9 042 059, ISA RWTH Aachen
- JRC (2017): Development of minimum quality requirements Development of minimum quality requirements for water reuse in agricultural irrigation and aquifer recharge - Draft V.3.3, June 2017
- Jeong, H., Kim, H., Jang, T. (2016): Irrigation Water Quality Standards for Indirect Wastewater Reuse in Agriculture: A Contribution toward Sustainable Wastewater Reuse in South Korea, *Water* 8: 169
- Kazner, C., Wintgens, T., Dillon P. (2012): *Water Reclamation Technologies for Save Managed Aquifer Recharge*, London, IWA Publishing
- Kiker, G. A.; Bridges, T.S.; Varghese, A.; Seager, T.P.; Linkov, I. (2005): Application of multicriteria decision analysis in environmental decision making. *Integrated Environmental Assessment and Management: An International Journal* 1.2, S. 95-108
- Kirhensteine, I., Cherrier, V., Jarritt, N., Frarmer, A., De Paoli, G., Delacamara, G.; Psomas, A. 2016. EU-level instruments on water reuse - Final report to support the Commission's Impact Assessment. Luxembourg: Publications Office of the European Union.
- Kolisch, G.; Taudien, Y.; Bornemann, C.; Hachenberg, M.; Alt, K.; Böhm, F.; Nahrstedt, A. (2017): Technische Erprobung des Aktivkohleeinsatzes zur Elimination von Spurenstoffen in Verbindung mit vorhandenen Filteranlagen - Filter AK+, Teil 1 Ergebnisse, *Korrespondenz Abwasser Abfall* (64) Nr. 4, S. 303-309
- LAWA (2017): Ableitung von Geringfügigkeitsschwellenwerten für das Grundwasser - Aktualisierte und überarbeitete Fassung 2016. Hrsg.: Länderarbeitsgemeinschaft Wasser.
- Lazarova, V., Asano, T., Bahri, A., Anderson, J. (2013): *Milestones in Water Reuse. The Best Success Stories*, London: IWA Publishing
- Lens, P., Hulshoff Pol, L., Wilderer, P. Asano, T. (2002): *Water recycling and resource recovery in industry - analysis, technologies and implementation*. *Integrated Environmental Technology Series*, IWA Publishing
- Lehmann, S., Ogier, J., Lipnizki J. (2018): Erfahrungen mit Umkehrosiose als vierte Reinigungsstufe. *WWT*, 2018(6), 10-13
- Lipp, P.; Hamsch, B.; Bösl, M.; Nahrstedt, A.; Herzog, R. (2017): Standardisiertes Testverfahren zur Beurteilung des Virenrückhalts von Ultrafiltrationsmembranen. *Energie | wasser-praxis* (9) S. 34-41.

- Lipphaus P., Hammes F., Kötzsch S., Green J., Gillespie S., Nocker A. (2014): Microbiological tap water profile of a medium-sized building and effect of water stagnation. *Environ Technol.* 35(5-8):620-8
- Lischeid G. (Hg.) (2015): Empfehlungen zum Risiko-basierten Management der Verwendung von gereinigtem Abwasser in der Landschaft. Leibniz-Zentrum für Agrarlandschaftsforschung (ZALF), Müncheberg
- Menzel U. (1997): Optimierter Einsatz von Pulveraktivkohle zur Elimination organischer Reststoffe aus Klaranlagenabläufen. *Stuttgarter Berichte zur Siedlungswasserwirtschaft.* Band 143, Oldenbourg, München
- Miret M., Vilanova E., Molinero J., Hernandez M. (2013): D12.1 Decision trees for MAR impact evaluation. European Union Seventh Framework Program: EU-Project DEMEAU
- Mudgal, S., van Long, L., Saidi, N., Haines, R., McNeil, D., Jeffrey, P., Smith, H., Knox, J. (2015): Optimization Water Reuse in EU: Final Report; BIO by Deloitte: Brussels, Belgium
- Nahrstedt, A.; Rohn, A.; Alt, K.; Wu, X.; Schlösser, F.; Schröder, K.-H. (2017): Mikroschadstoffelimination mittels granulierter Aktivkohle im Ablauf der Kläranlage Gütersloh-Putzhagen. *KA Korrespondenz Abwasser, Abfall* (64) Nr. 9, S. 790 – 801
- Nolte C., Fohrmann R., Overath H. (2000): LAWIS - Land- und Wasserwirtschaftliches Informationssystem der Wasserversorgung zum Schutz des Rohwassers. *Arbeitshefte Wasser* (1), 99-106
- Ogier J, Dölchow U, Bui T V, Lipnizki J (2018): Ultra-low pressure reverse osmosis membrane use for high purity drinking water. Rejection of nitrate, organics, micropollutants. Konferenzbeitrag IWA World water congress and exhibition, Tokyo.
- OOWV (2020): OOWV wird eigenem Anspruch der Nachhaltigkeit gerecht. Pressemitteilung vom 24.6.2020
- Overath, H., Becker. A. , Patzelt T. (2000): Untersuchungen zur Verminderung der Abgabe von Kupfer aus Kupferhausinstallationen durch Einsatz von Inhibitoren. *bbr* (06), 25-33
- Patzelt T., Becker A., Overath H. (2001): Die neue Trinkwasserverordnung - Untersuchungen zur Verminderung der Abgabe von Kupfer aus Kupferinstallationen an das Trink- und Abwasser durch den Einsatz von Inhibitoren. In: *Berichte aus dem IWW Rheinisch-Westfälisches Institut für Wasserforschung gemeinnützige GmbH, IWW Rheinisch-Westfälisches Institut für Wasserforschung GmbH* (Hrsg.), Band 33, 600. Auflage, IWW, Mülheim an der Ruhr, 293-320
- Real Decreto 1620/2007 por el que se establece el régimen jurídico de la reutilización de las aguas depuradas. *Boletín Oficial del Estado* no. 294: S. 50639-50661.
- Royal Decree 1620/2007 (2011): Spanish Regulation for Water Reuse - Royal Decree 1620/2007 (English translation). Spanish Association for Sustainable Water Reuse (ASERSA), Madrid
- Rudolph, K.-U. (1980): Die mehrdimensionale Bilanzrechnung als Entscheidungsmodell in der Wasserwirtschaft, *Schriftenreihe WAR* Band 5, Dissertation FB13, Hrsg.: Verein zur Förderung des Institutes für Wasserversorgung, Abwasserbeseitigung und Raumplanung der TH Darmstadt e.V., Darmstadt
- Sander, D. (2018): Entfernung von Mangan aus kommunalem Abwasser. Bachelorarbeit an der Jade Hochschule Wilhelmshaven (Betreuer: Feige P D, Zimmermann B).

- Scholten, L. et al. (2014): Multikriterielle Entscheidungsanalyse. Neue Ansätze für langfristige Infrastruktur - Planung in der Wasserver- und -entsorgung. In: Aqua & Gas, Heft 5, S. 62-69
- Schramm, E. (2019): Wasserwiederverwendung in der Kreislaufwirtschaft: Ursprung und Stand der geplanten EU-Verordnung. Korrespondenz Abwasser 66 (2), S. 120-124
- Siddiqui, A., Lehmann, S., Bucs, Sz. S., Fresquet, M., Fel, L., Prest, E. I. E.C., Ogier, J. et al. (2017): Predicting the impact of feed spacer modification on biofouling by hydraulic characterization and biofouling studies in membrane fouling simulators. Water research 110, S. 281–287
- Tang C Y, Yang Z, Guo H, Wen J J, Nghiem L D, Cornelissen E (2018): Potable water reuse through advanced membrane technology. Environmental Science & Technology, 2018(52), 10215-10223.
- Tolker-Nielsen, T., Brinch, U.C., Ragas, P. C., Andersen, J. B., Jacobsen C. S. & Molin S. (2000): Development and dynamics of *Pseudomonas* sp. biofilms. Journal of Bacteriology 182, S. 6482-6489
- UBA (2017): Scientific opinion paper - Empfehlung des Umweltbundesamtes für die Entwicklung von EU-Mindestqualitätsanforderungen für Wasserwiederverwendung. Umwelt Bundesamt, Dessau-Rosslau
- United States Environmental Protection Agency (US EPA) (2012): Guidelines for Water Reuse, EPA/600/R-12/618, Washington D.C.
- Van der Kooij, D. (1992): Assimilable organic carbon as an indicator of bacterial regrowth. Journal American Water Works Association 84 (2), S. 57-65
- Van Houtte E, Verbauwheide J. (2008): Operational experience with indirect potable reuse at the Flemish Coast. Desalination (218), S.198-207
- Wasserforschung e.V. Interdisziplinärer Forschungsverbund Berlin (Hrsg.) (2001): Leitfaden Wasser, Nachhaltige Wasserwirtschaft, Ein Weg zur Entscheidungsfindung. Berlin: Wasser-forschung e.V.
- Wencki, K., Becker, D., Krömer, K., Lischeid, G., Thöne, V., Tiemann, Y., & Zimmermann, M. (2019): Nachhaltigkeits-Bewertung: Technik - Ökonomie - Ökologie - Akzeptanz. E4-3 Externer Report: Mehrdimensionales Werkzeug zur Nachhaltigkeitsbewertung. Mülheim an der Ruhr
- World Health Organization (WHO), (2006). Guidelines for the Safe Use of Wastewater, Excreta and Grey Water, volume 2: Wastewater Use in Agriculture, Geneva, Switzerland
- World Health Organization (WHO), (2011): Guidelines for drinking-water quality, Fourth Edition, Geneva, Switzerland
- World Health Organization (WHO), (2017): Potable reuse: Guidance for producing safe drinking-water. Geneva, Switzerland

VII. Anhang

Verzeichnis der Anhänge

- Anhang 1: Zertifikate zu Qualitätskontrolle und Rückhaltung der UF-Membran**
- Anhang 2: Ganglinien von Messwerten im Ablauf der KA Nordenham**
- Anhang 3: Betriebsparameter der Ultrafiltration im ersten Jahr der Pilotierung**
- Anhang 4: Übersicht zur Optimierung der CIP an UF2**
- Anhang 5: Ergebnisse der CIP an der UO und Permeabilitätsverlauf während der Versuchsphase mit unterschiedlichen Spacergeometrien**
- Anhang 6: Ausgewählte Ergebnisse der Modulautopsie nach der Versuchsphase mit unterschiedlichen Spacergeometrien**
- Anhang 7: Betrieb der UF ohne Flockungsmitteldosierung**
- Anhang 8: Effekt unzureichender Säuredosierung bei der CEB**
- Anhang 9: Ergebnisse der PAK-Dosierung im Demonstrationsbetrieb**
- Anhang 10: Ausgewählte Ergebnisse der Modulautopsie nach der Versuchsphase mit und ohne Desinfektionsmittel-Dosierung**
- Anhang 11: Spülprogramme für Bio- und GAK-Filter**
- Anhang 12: Verlauf der Trübung im Filtrat des Bio- und GAK-Filters**
- Anhang 13: Wesentliche Betriebsveränderungen in der Verfahrenskette Flockung/UF und Bio-/GAK-Filtration**
- Anhang 14: Ergebnisse der SAK₂₅₄-Messung im Ablauf der Bio-/GAK-Filtration**
- Anhang 15: Mikrobiologische Befunde im Zulauf zur Pilotanlage und im UF-Filtrat**
- Anhang 16: Ergebnisse der physikalisch-chemischen Analysen (Parameterauswahl) der Betriebswässer 1 bis 3**
- Anhang 17: Flussdiagramm der MULTI-ReUse Pilotanlage mit Probenahmestellen**

Anhang 1: Zertifikate zu Qualitätskontrolle und Rückhaltung der UF-Membran
Bestätigung der regelmäßigen Qualitätsüberwachung der Membranen durch den Hersteller.



Inge GmbH · Flurstrasse 27 · 86926 Greifenberg - Germany

May 11th, 2020
Simone Fünfer
Quality Management Representative
Phone +49 8192 997-737
Fax +49 8192 997-999
simone.fuenfer@dupont.com

Certificate of Conformity

To whom it may concern

We hereby confirm that our UF membranes Multibor 0.9 are regularly tested by various national and international institutes like IWW (Germany), TZW (Germany) and NSF (USA) for virus or virus surrogates (MS2 phage) rejection capabilities. Additionally, as part of our quality management system, we also test our modules randomly internal for rejection verification. The results of these tests consistently show virus/MS2 retention in excess of 4 log (>99,99%).

Yours sincerely 

Inge GmbH Inge GmbH
Flurstr. 27
86926 Greifenberg

i.A. Simone Fünfer
Quality Management Representative

Inge GmbH
Flurstrasse 27
86926 Greifenberg, Germany
Tel. +49 8192 997-700
Fax +49 8192 997-999
info@inge.sg
www.dupontwatersolutions.com

Managing Board
Dr. Peter Berg
Marion Weigand

VAT
DE213269940

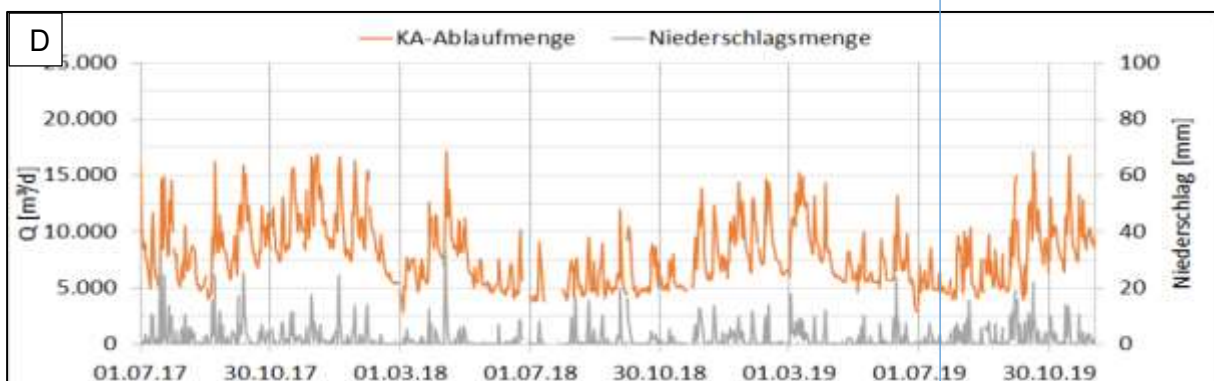
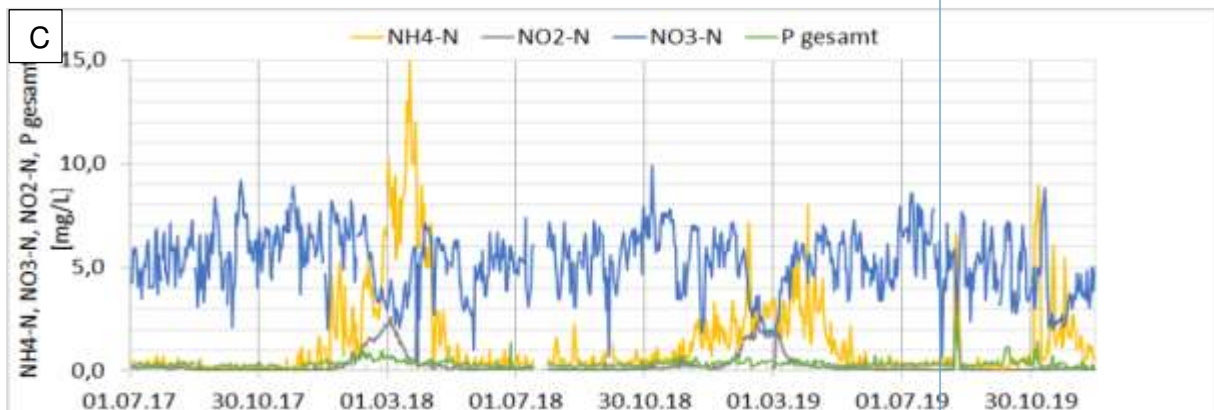
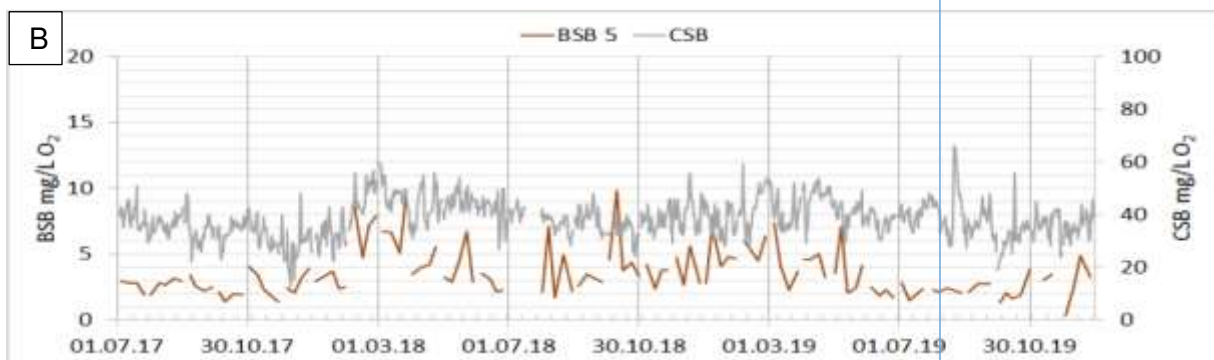
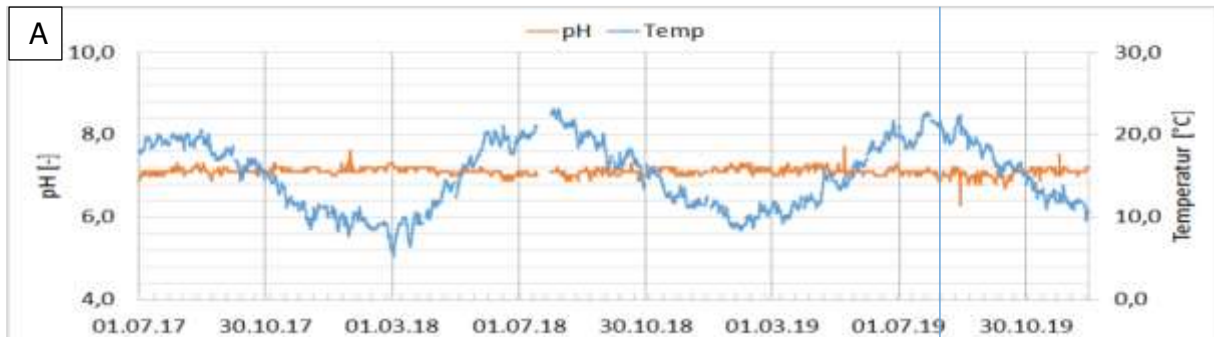
Trade Register
Amtsgericht Augsburg, HRB 23537

Bank Account BNP Paribas S.A.
SWIFT/BIC BNPADEFFXXX
EUR transfer IBAN DE20 5121 0800 4220 4010 14

Anhang 2: Ganglinien von Messwerten im Ablauf der KA Nordenham

A: pH-Wert und Temperatur; B: CSB und BSB5;

C: Ammonium, NH₄-N, NO₃-N, NO₂-N und Pges; D: KA-Ablauf- und Niederschlagsmenge



Anhang 3: Betriebsparameter der Ultrafiltration im ersten Jahr der Pilotierung

Parameter	Einheit	Einstellung
Flux	L/(m ² *h)	60 (bis zu 100, je nach Versuch)
Filtrationszeit	min	30
BW-Volumenstrom	m ³ /h	18,4
BW-Zeit	s	50 (bis zu 120, je nach Versuch)
Häufigkeit CEB (Lauge+Säure)	Zyklen	46 (bis zu 12, je nach Versuch)
pH-Lauge: NaOH (CEB)	-	12,1 - 12,3
pH-Säure: H ₂ SO ₄ (CEB)	-	2,1 - 2,3
Einwirkzeit CEB	min	15
Flockungsmitteldosierung	mg/L	Abhängig von durchgeführter Untersuchung

Anhang 4: Übersicht zur Optimierung der CIP an UF2

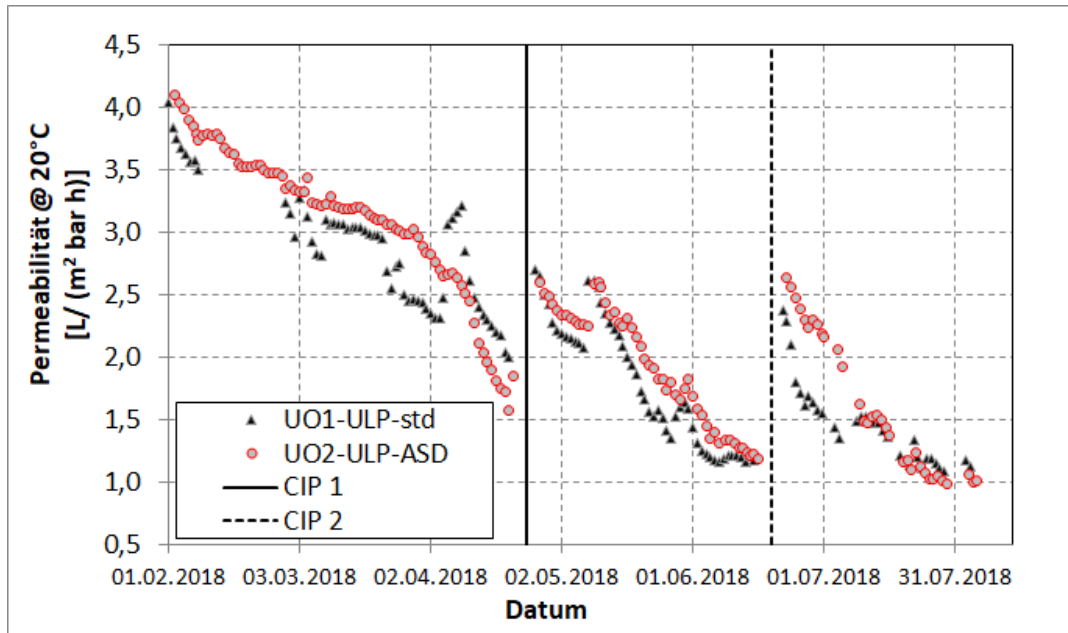
Datum	Reinigungschemikalie(n)	Konzentration	pH-Wert	Temp.	Einwirkzeit	TMP vor*	TMP nach
			-	°C	h	mbar	mbar
02.11.17	Natronlauge + NaOCl	200 mg/L freies Chlor	12,0 - 12,3	15	2	760	**
2./3.11.17	Zitronensäure + H ₂ SO ₄	4 g/L	2,0 - 2,3	15	18	**	625
13./14.11.17	Natronlauge + NaOCl	100 mg/L freies Chlor	12,0 - 12,3	13	20	740	570
14./15.11.17	Zitronensäure + H ₂ SO ₄	4 g/L	2,0 - 2,3	13	20	570	465
06./07.12.17	Natronlauge + NaOCl	200 mg/L freies Chlor	12,0 - 12,3	12	18	615	415
07./08.12.17	Oxalsäure	4 g/L	1,6 - 1,8	12	21	415	240

* TMP nach der letzten CEB vor der CIP

** Es wurde keine Zwischenfiltration durchgeführt

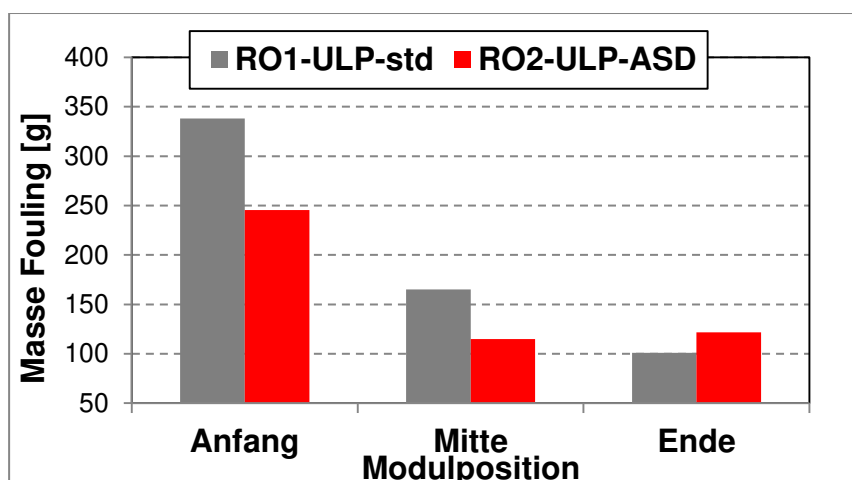
Anhang 5: Ergebnisse der CIP an der UO und Permeabilitätsverlauf während der Versuchsphase mit unterschiedlichen Spacergeometrien

Zum Reinigen der Membran wurden klassische Ansätze verwendet. Im alkalischen Bereich wurde mittels NaOH und EDTA bei pH-Werten zwischen 11-12 gereinigt. Die Reinigung im sauren Bereich erfolgte mit Hilfe von Zitronensäure und HCl im pH-Bereich zwischen 1,5 – 2,0. Die Reinigungslösungen wurden auf Temperaturen zwischen 30 bis 40 °C erwärmt. Es wurde stets mit der alkalischen Reinigung begonnen. Die nachfolgende Abbildung verdeutlicht, dass die Reinigungen deutliche Wirkungen zeigten und ein Großteil Permeabilität wieder regeneriert werden konnte.



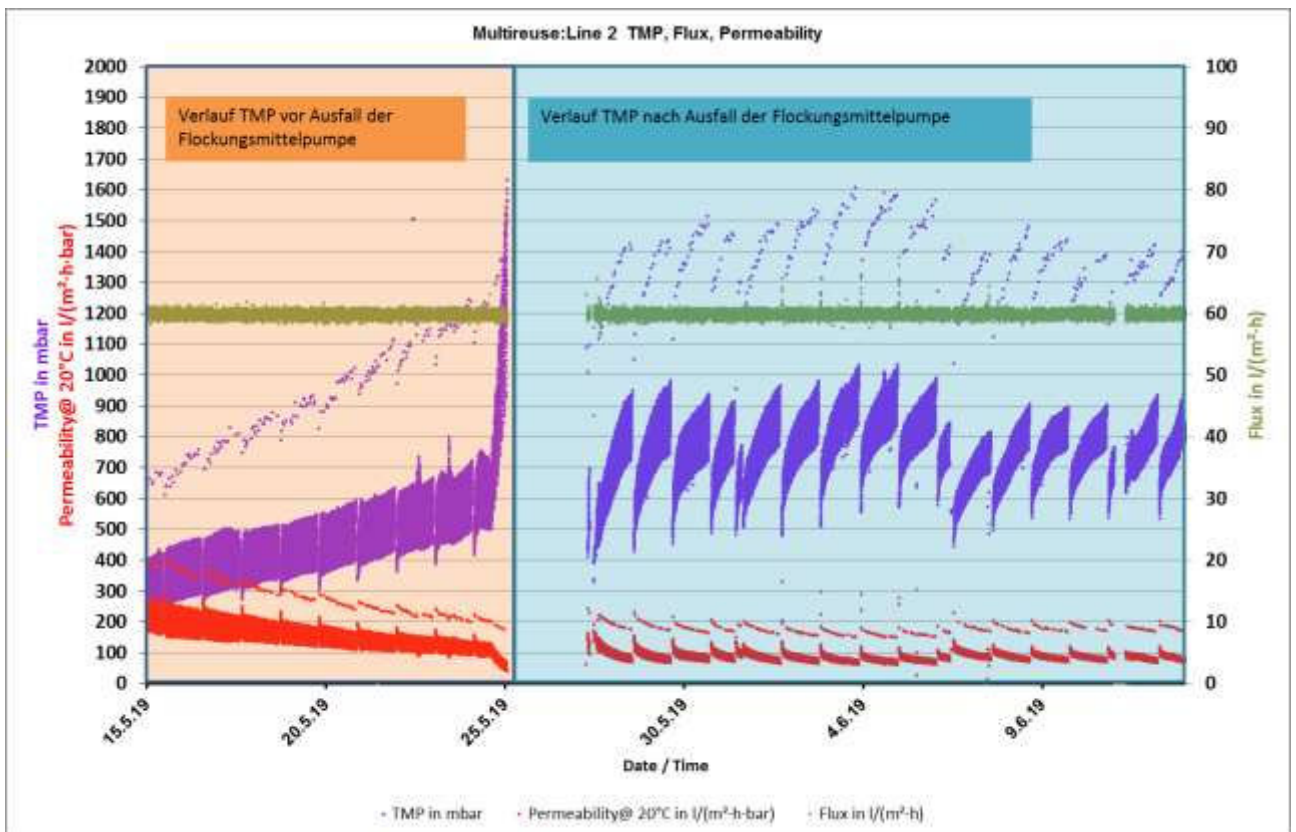
Anhang 6: Ausgewählte Ergebnisse der Modulautopsie nach der Versuchsphase mit unterschiedlichen Spacergeometrien

Nachfolgende Abbildung zeigt die Masse der Fouling-Ablagerungen in den UO-Modulen nach ca. 200-tägiger Versuchsphase mit verschiedenen Spacergeometrien. Der hohe Massenanteil an Foulingablagerungen im ersten Element (in Feed-Strömungsrichtung am Anfang) ist typisch für Biofouling. In den Elementen am Anfang und in der Mitte des Druckrohrs war die Masse des Foulings in den Elementen mit ASD-Spacer geringer als in denen mit Standardspacer, was den Erwartungen entsprach.



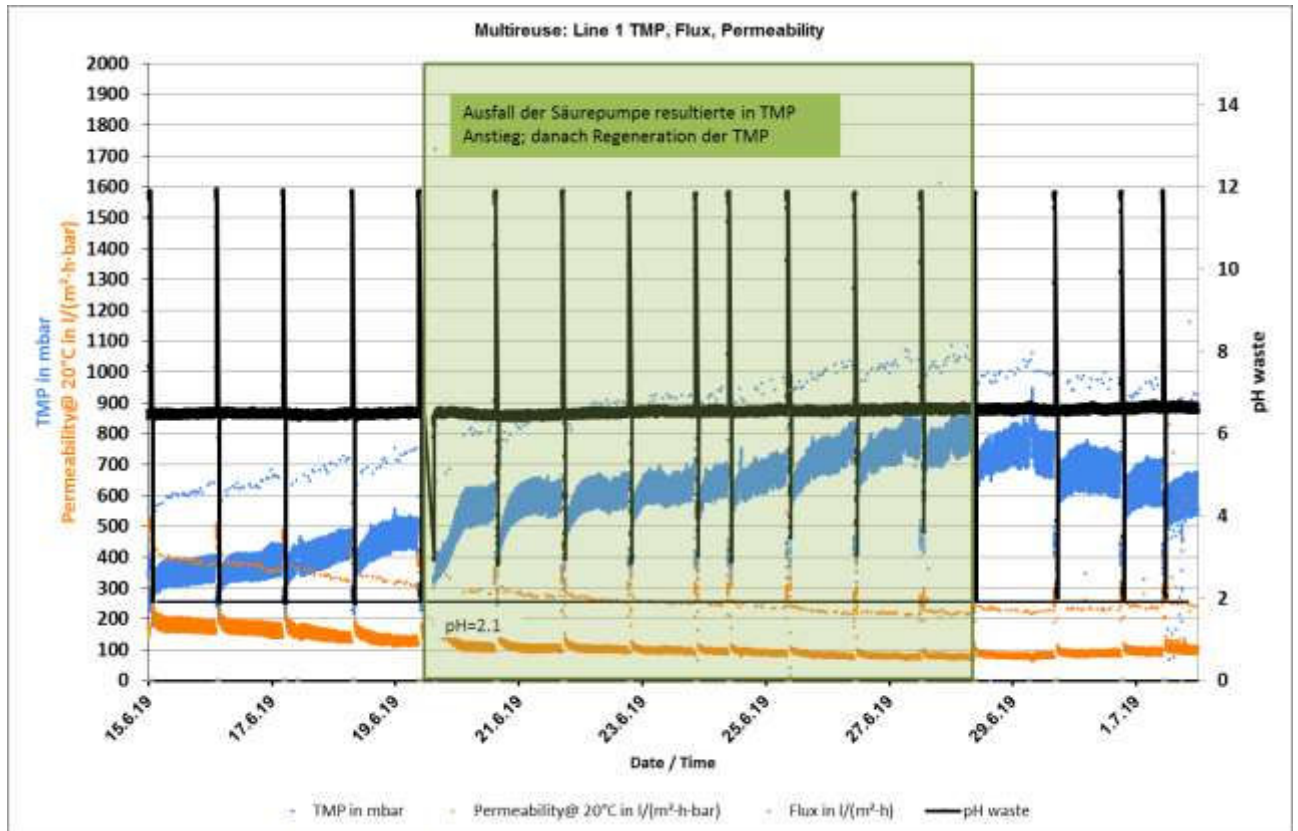
Anhang 7: Betrieb der UF ohne Flockungsmitteldosierung

Es hat sich gezeigt, dass bei nicht funktionierender Flockung oder beim Ausfall der Dosierung (siehe blauer Balken in nachfolgendem Diagramm) sowohl Backwash als auch CEB (1/d) nur sehr ineffektiv Reinigungsleistungen erwirken mit der Konsequenz eines extrem starken TMP-Anstiegs. Vor dem Ausfall der Flockungsmittelpumpe betrug der durchschnittliche TMP-Anstieg zwischen den CEBs ca. 200-250 mbar, nach dem Ausfall 350-550 mbar. Eine nahezu vollständige Regeneration der Membranpermeabilität ist dann in den meisten Fällen nur durch CIP möglich.



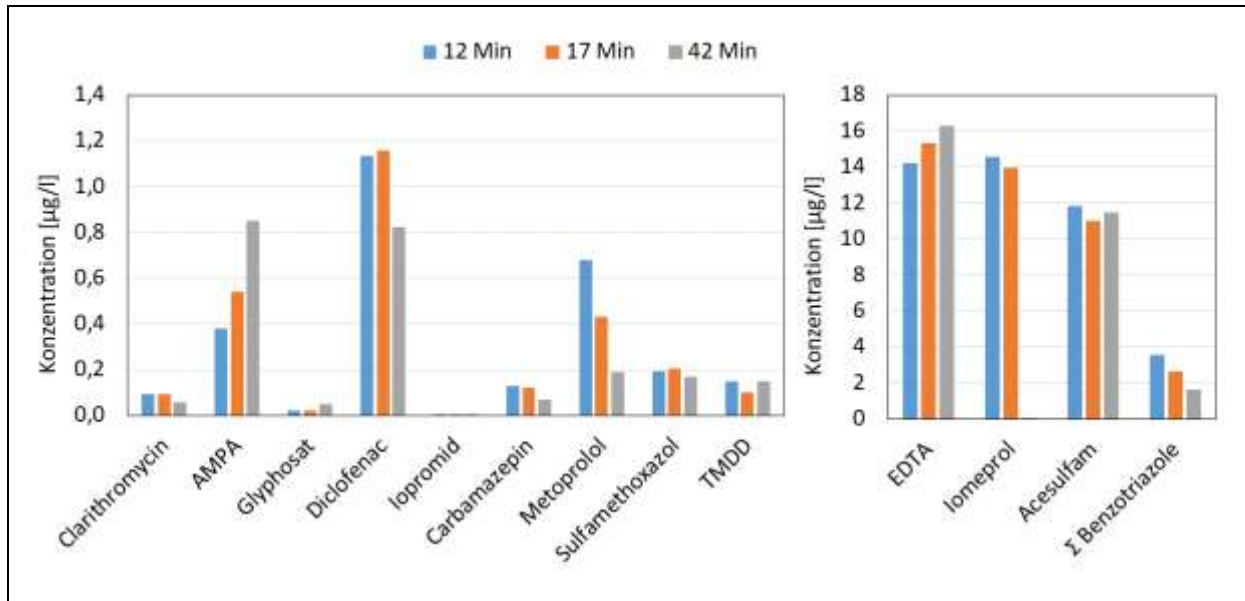
Anhang 8: Effekt unzureichender Säuredosierung bei der CEB

Eine unzureichende Säuredosierung während der CEB führte zu einem kontinuierlichen TMP-Anstieg (nachfolgende Abbildung, grüner Bereich). Nach der Wiederherstellung des angestrebten pH-Werts erfolgte eine selbstständige Regeneration des TMP.

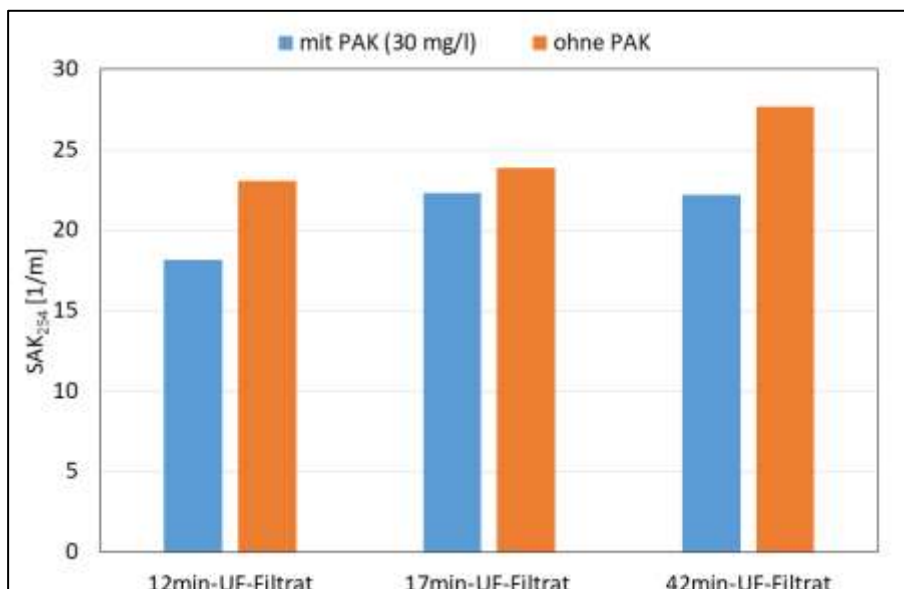


Anhang 9: Ergebnisse der PAK-Dosierung im Demonstrationsbetrieb

Die nachfolgenden Diagramme zeigen die Ergebnisse der Versuche zur kontinuierlichen PAK-Dosierung im Zulauf zur UF, während gleichzeitig die Flockungsmitteldosierung im kombinierten Coating-Betrieb erfolgte (Flockungsmittel: FeCl₃; 15 min á 12 mg/L und 30 min á 3 mg/L). Die Mikroschadstoffelimination durch PAK im Verlauf eines Flockungszyklus ist aufgrund der unterschiedlichen Konzentrationsniveaus der einzelnen Stoffe in zwei Diagrammen dargestellt.

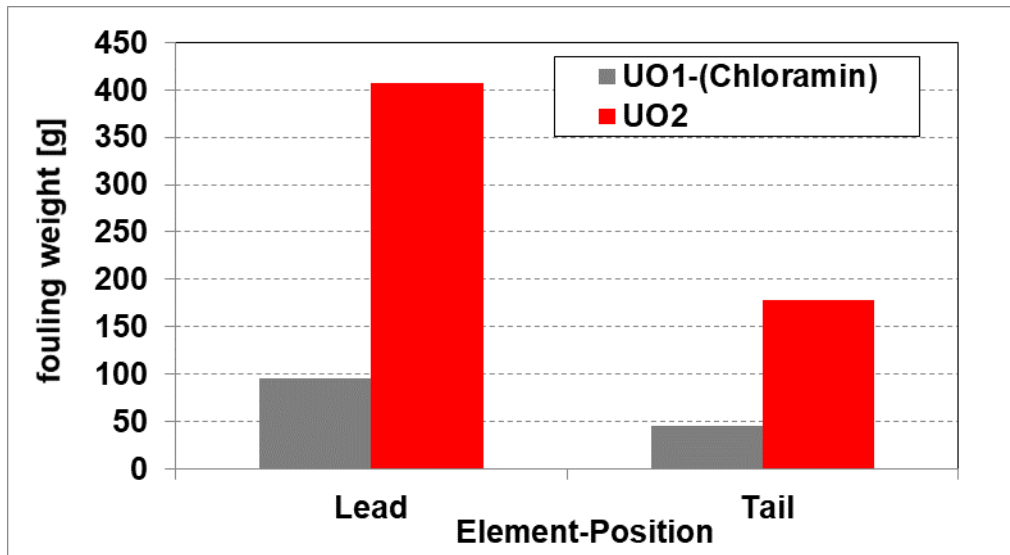


Der Einfluss der Flockungsmittelkonzentration und der PAK-Dosierung im Verlauf eines Flockungszyklus auf den Parameter SAK₂₅₄ im UF-Filtrat ist in nachfolgendem Diagramm dargestellt.



Anhang 10: Ausgewählte Ergebnisse der Modulautopsie nach der Versuchsphase mit und ohne Desinfektionsmittel-Dosierung

Die Masse der Foulingablagerungen in den Modulen der verschiedenen Linien bzw. Positionen unterschied sich zum Teil deutlich voneinander.

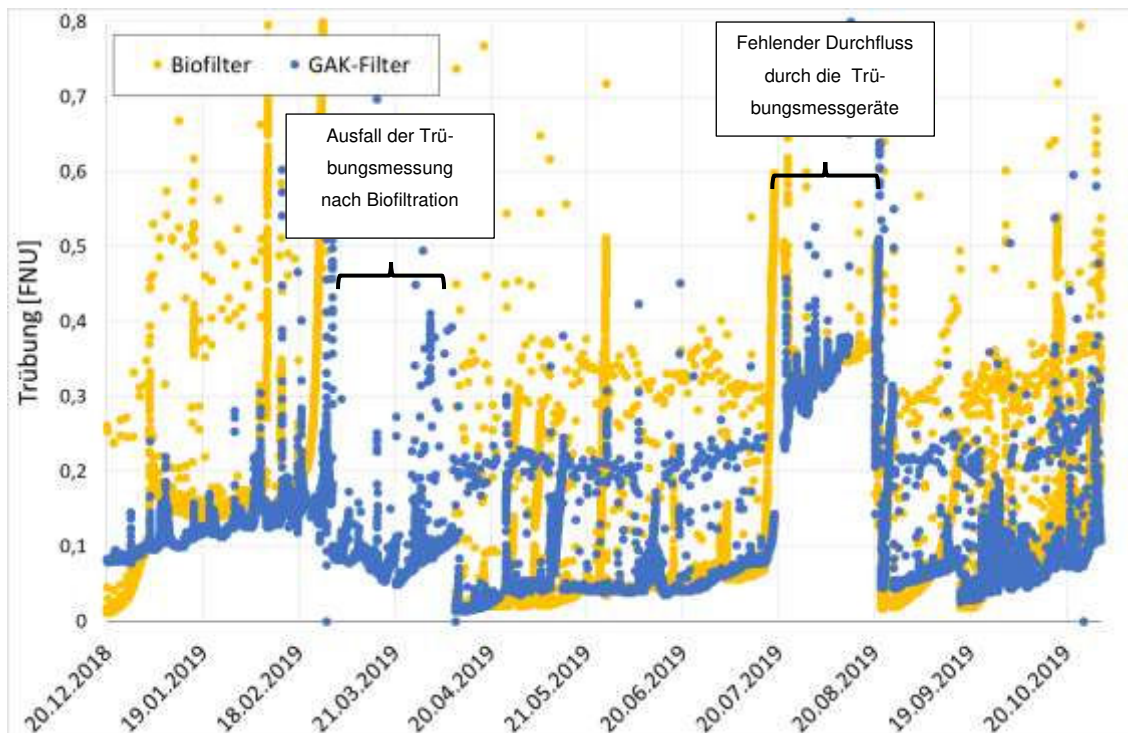


Anhang 11: Spülprogramme für Bio- und GAK-Filter

Filter	Spülintervall	Schritte
Sandfilter Säule 1	alle 2 Wochen	Absenken bis knapp unterhalb der Filtermaterialschicht
		1 min Luftspülung bei 44 m/h
		1 min kombinierte Luft-Wasserspülung bei 44 m/h Luft und ca. 22 m/h Wasser
		4 min Wasserspülung bei 55 m/h
Aktivkohlefilter Säule 1 + 2	alle 3 Wochen	KEIN ABSENKEN!
		10 min Wasserspülung mit ca. 20 % Betausdehnung. Vorsichtiges und langsames Erhöhen der Spülggeschwindigkeit (~ 15 m/h) um die Aktivkohle bei Pfropfen-Bildung zu lockern ohne diese in ihrer Schichtung zu beeinflussen

Anhang 12: Verlauf der Trübung im Filtrat des Bio- und GAK-Filters

Die Trübung im Filtrat der beiden Filterstufen über den Betriebszeitraum Dezember 2018 bis Oktober 2019 ist in der nachfolgenden Abbildung dargestellt. Die Trübung im Ablauf des Biofilters und des GAK-Filters lag i.d.R. immer unter 0,2 FNU. Gelegentliche steile Trübungsanstiege sind zurückzuführen auf den fehlenden Durchfluss durch die Messzelle der Trübungsmessgeräte. Diese wurden hervorgerufen durch Anlagenstillstände, z.B. bei Störungen am Vorfilter (Kläranlagenablauf) bzw. an der UF.



Anhang 13: Wesentliche Betriebsveränderungen in der Verfahrenskette Flockung/UF und Bio-/GAK-Filtration

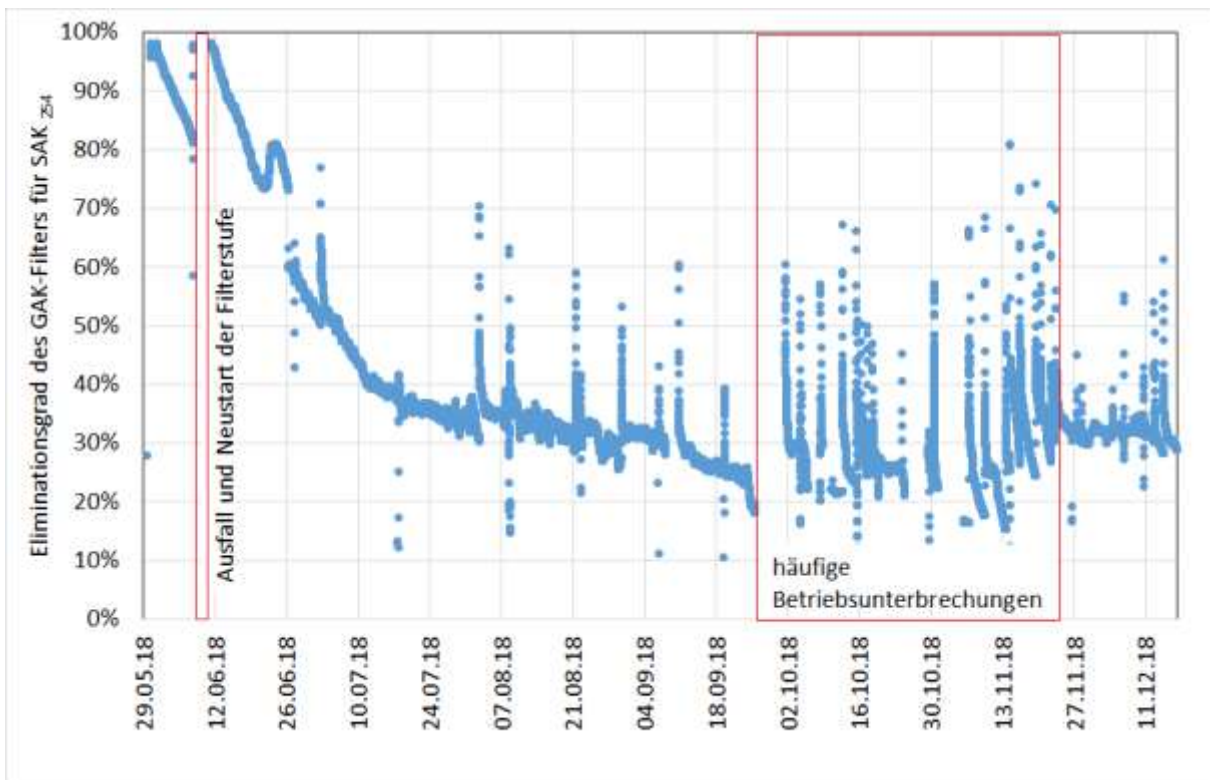
Nachfolgende Tabelle gibt einen Überblick über wesentliche Veränderungen im Betrieb der Filterstufen und bei den vorgeschalteten Prozessen während des gesamten Betriebszeitraums der Tiefenfilter.

Tabelle 11: Wesentliche Betriebsveränderungen in der Verfahrenskette

Datum	Flockung + Ultrafiltration (UF2)	Biofiltration/Adsorption
11.05.2018	Flockungsmittel: ACH	Inbetriebnahme Sandfilter
29.05.2018		Inbetriebnahme GAK-Filter
02.08.2018	Wechsel zu Flockungsmittel: FeCl ₃	
13.11.2018		Installation Luftsauerstoff-Dosierung vor Sandfilter
14.11.2018	Wechsel zu Flockungsmittel: ACH	
12.12.2018	Einsatz neuer UF-Module	
19.12.2018		Abbau des Zwischenbehälters zwischen UF2-Filtrattank und Vorlagetank der Filtersäulen
04.03.2019	Wechsel zu Flockungsmittel: FeCl ₃	
02.04.2019	Coating-Betrieb mit Flockungsmittel: FeCl ₃	

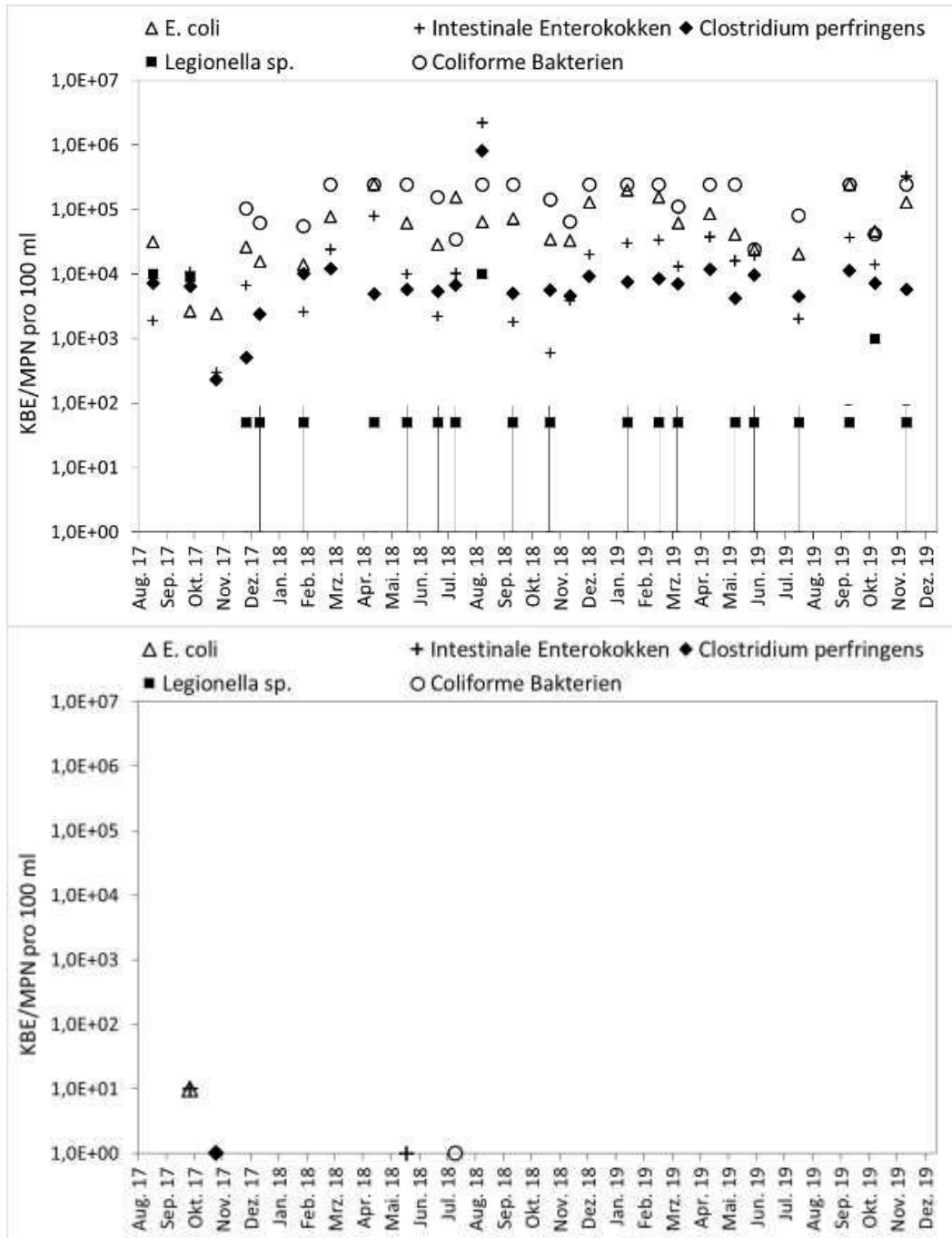
Anhang 14: Ergebnisse der SAK₂₅₄-Messung im Ablauf der Bio-/GAK-Filtration

In der nachfolgenden Abbildung ist der SAK₂₅₄-Eliminationsgrad des GAK-Filters in den ersten sechs Betriebsmonaten dargestellt. Der Eliminationsgrad wurde berechnet aus online Messungen im Zu- und Ablauf des Filters. Innerhalb von 8 bis 10 Wochen sinkt der Eliminationsgrad von 100 auf ca. 30 %. In diesem Zeitraum dominiert der Adsorptionsprozess die Elimination. Da ein Großteil der im SAK₂₅₄ zusammengefassten Verbindungen schlecht adsorbierbar ist, kommt es zu diesem raschen Rückgang. Die Ausreißer nach oben oder unten sind durch Betriebsunterbrechungen verursacht, z.B. aufgrund von Stillstand der vorgeschalteten UF. Nach wieder Inbetriebnahme war die Elimination vorübergehend deutlich höher und fiel innerhalb von 6 bis 12 Betriebsstunden wieder in etwa auf das Niveau vor der Unterbrechung. Ab Mitte August 2018 (ca. 4.500 BV) lag der SAK₂₅₄-Eliminationsgrad bei 20 bis 30 %. Die Elimination des SAK₂₅₄ könnte somit ebenfalls ein Hinweis auf einen biologischen Abbau von organischen Wasserinhaltsstoffen im GAK-Filter sein. Eine gewisse Sauerstoffmenge wird durch biologischen Abbau des DOC verbraucht. Die Vor-Ort-Messung der Sauerstoffkonzentration (Abbildung 23, Links) zeigte, dass im GAK-Filter (S2) durchweg eine Sauerstoffzehrung stattfand. Auch im Zeitraum Mai bis Oktober 2019 war ein Sauerstoffabbau von ca. 1 bis 3 mg/L messbar, obwohl keine Nitrifikation oder Entmanganung in dem Filter stattfand.



Anhang 15: Mikrobiologische Befunde im Zulauf zur Pilotanlage und im UF-Filtrat

In der nachfolgenden Abbildung sind alle mikrobiologischen Befunde im Zulauf der Pilotanlage (= Kläranlagenablauf nach Vorfiltration (Sieb, 200 µm)) und im UF-Filtrat über den gesamten Betriebszeitraum dargestellt



Anhang 16: Ergebnisse der physikalisch-chemischen Analysen (Parameterauswahl) der Betriebswässer 1 bis 3

Mittelwerte aller untersuchten Proben (Probenanzahl = n) im Betriebszeitraum der jeweiligen Verfahrenskette

Parameter	Einheit	Kläranlagenablauf		Qualität 1		Qualität 2		Qualität 3	
		Mittelwert	n	Mittelwert	n	Mittelwert	n	Mittelwert	n
pH	-	6,9 ± 0,1	25	6,8 ± 0,1	24	6,8 ± 0,1	18	5,3 ± 0,2	23
Leitfähigkeit (25°C)	µS/cm	1314 ± 375	26	1329 ± 376	25	1401 ± 394	18	26,6 ± 12,0	24
Trübung	NTU	2,26 ± 1,9	24	0,14 ± 0,11	24	0,24 ± 0,18	18	0,19 ± 0,22	21
N _{gesamt}	mg/l	8,3 ± 2,9	25	7,6 ± 2,7	26	8,4 ± 2,4	16	0,39 ± 0,19	23
P _{gesamt}	mg/l	0,366 ± 0,14	26	0,061 ± 0,06	26	0,087 ± 0,08	17	0,054 ± 0,06	23
CSB	mg/l	39 ± 9	27	27 ± 11	27	21 ± 5	15	<5	24
TOC	mg/l	12,4 ± 2,5	30	10,0 ± 3,4	27	8,7 ± 2,5	17	0,39 ± 0,43	24
SAK ₂₅₄	l/m	31,1 ± 17,4	21	23,9 ± 8,5	24	22,6 ± 12,5	17	0,21 ± 0,17	22
SAK ₄₃₆	l/m	2,97 ± 1,69	6	1,12 ± 0,4	24	0,9 ± 0,3	18	0,05 ± 0,06	24
AOX	mg/l	0,05 ± 0,07	22	0,03 ± 0,02	21	0,02 ± 0,01	18	<0,01	18
Al _{gesamt}	mg/l	0,072 ± 0,03	33	0,028 ± 0,03	32	0,018 ± 0,01	18	0,009 ± 0,009	25
Fe _{gesamt}	mg/l	0,604 ± 0,19	35	0,044 ± 0,03	31	0,023 ± 0,02	18	0,007 ± 0,007	25
Mn _{gesamt}	mg/l	0,406 ± 0,12	36	0,412 ± 0,10	33	0,131 ± 0,21	16	0,003 ± 0,002	25
Cl ⁻	mg/l	215 ± 102	24	215 ± 102	28	245 ± 113	18	2,9 ± 2,0	24
SO ₄ ⁻	mg/l	95,7 ± 25	23	91,8 ± 26	28	101 ± 25	18	0,6 ± 0,4	24
NH ₄ ⁺	mg/l	1,28 ± 1,66	26	1,86 ± 2,52	26	0,39 ± 0,66	18	0,10 ± 0,09	22
NO ₂ ⁻	mg/l	1,10 ± 1,94	27	1,12 ± 1,94	27	0,24 ± 0,41	18	0,06 ± 0,05	24
O ₂ (aq)	mg/l	3,53 ± 1,37	25	6,31 ± 0,69	25	2,17 ± 1,82	18	5,73 ± 1,76	24
Silikat _{gesamt}	mg/l	27,9 ± 5,0	20	27,6 ± 4,9	26	27,2 ± 5,0	18	0,25 ± 0,1	25
Basekapazität bis pH 8,2	mmol/l	0,9 ± 0,4	27	1,0 ± 0,4	27	0,8 ± 0,3	16	0,7 ± 0,4	22
Säurekapazität bis pH 4,3	mmol/l	4,5 ± 0,8	28	4,4 ± 1,3	27	3,9 ± 0,8	18	0,2 ± 0,2	22
Ca ²⁺	mg/l	11,9 ± 3,2	29	78,8 ± 12,0	29	77,5 ± 13,8	17	0,1 ± 0,1	25

*)Hinter den Membranstufen gilt: TOC = DOC

Anhang 17: Flussdiagramm der MULTI-ReUse Pilotanlage mit Probenahmestellen

