awaregio
Abwasserreinigungsverfahren
im regionalen Strukturwandel

BMBF-Fördermaßnahme „Pilotmaßnahme Strukturwandel“

awaregio

Modulare Abwasserreinigungsverfahren zur Wiederverwendung von Wasser, Nährstoffen und Energie als Chance für kleine und mittlere Unternehmen im regionalen Strukturwandel

Gemeinsamer Schlussbericht des Verbundvorhabens

Förderkennzeichen: 02WPS1399A-G
Projektlaufzeit: 01.10.2016 bis 30.09.2019

GEFÖRDERT VOM

Bundesministerium
für Bildung
und Forschung

FONA
Forschung für Nachhaltige
Entwicklung
BMBF

BMBF-Fördermaßnahme
„Pilotmaßnahme Strukturwandel“

awaregio
Modulare Abwasserreinigungsverfahren
zur Wiederverwendung von Wasser, Nährstoffen
und Energie als Chance für kleine und mittlere
Unternehmen im regionalen Strukturwandel

awaregio

Impressum

GEFÖRDERT VOM

Bundesministerium
für Bildung
und Forschung

IM RAHMEN DES BMBF-PROGRAMMS

FONA
Forschung für Nachhaltige Entwicklung
BMBF

BETREUT DURCH

PTKA
Projektträger Karlsruhe
Karlsruher Institut für Technologie

Verbundkoordination

Forschungsinstitut für Wasser- und Abfallwirtschaft an der RWTH Aachen (FiW) e. V.
Kackertstraße 15 – 17
52072 Aachen
Dr.-Ing. Henry Riße
Dr. sc. Frank-Andreas Weber
Dr.-Ing. Friedrich-Wilhelm Bolle

Projektpartner

Forschungsinstitut für Wasser- und Abfallwirtschaft an der RWTH Aachen (FiW) e. V.
Dr.-Ing. Henry Riße
Thomas Breuer, M.Sc.
Mechthild Voßloh, B.Sc.
Stella Nern, M.Sc.
Dr. sc. Frank-Andreas Weber

TERRA URBANA Umlandentwicklungsgesellschaft mbH
Dipl.-Ing. Janine Dinske, M.Sc.
Juliane Roth. M.Sc.
Dr. Jens Dautz

Institut für Infrastruktur und Ressourcenmanagement der Universität Leipzig
Dr.-Ing. Sabine Lautenschläger
Henning Francik, M.Sc.
Dipl.-Ing. Malte Hedrich
Prof. Dr.-Ing. Robert Holländer

Linksniederrheinische Entwässerungs-Genossenschaft
Dr. Wolfgang Kühn
Julius Kieseler, M.Sc.

RWTH Aachen University Institut für Umweltforschung
Dr. rer. nat. Sabrina Schiwy
David Kämpfer, M.Sc.
Dr. Kilian Smith
Prof. Dr. Andreas Schäffer
Prof. Dr. Henner Hollert

EvU® – Innovative Umwelttechnik GmbH
Dipl.-Ing. Tino Koch
Dipl.-Ing. John Reiter

A3 Water Solutions GmbH
Dipl.-Ing. Steffen Richter

Zitierhinweis:

Riße, H., Weber, F.-A., Breuer, T., Voßloh, M., Nern, S., Kühn, W., Kieseler, J., Dinske, J., Roth, J., Dautz, J., Schiwy, S., Kämpfer, D., Smith, K., Schäffer, A., Hollert, H., Lautenschläger, S., Francik, H., Hedrich, M., Holländer, R., Koch, T., Reiter, J., Richter, S. (2019): Modulare Abwasserreinigungsverfahren zur Wiederverwendung von Wasser, Nährstoffen und Energie als Chance für kleine und mittlere Unternehmen im regionalen Strukturwandel (awaregio). Abschlussbericht des BMBF-Verbundvorhaben awaregio, Förderkennzeichen 02WPS1399A-G, FiW e. V., Aachen.

Förderkennzeichen:

Das diesem Bericht zugrundeliegende Vorhaben wurde mit Mitteln des Bundesministeriums für Bildung und Forschung unter dem Förderkennzeichen 02WPS1399A-G gefördert. Die Verantwortung für den Inhalt dieser Veröffentlichung liegt bei den Autoren.

https://awaregio.net

Aachen, Dezember 2019

Inhaltsverzeichnis

0 Zusammenfassung 15

1 Einleitung 21

1.1 Status Quo der Wasserwiederverwendung 23

2 Zielsetzung und Vorhabenplanung 26

2.1 Zielsetzung des Vorhabens awaregio 26

2.2 Anwendungsspezifische Aufbereitungsziele für die Wasserwiederverwendung 27

2.2.1 Rechtliche Anforderungen 29

2.3 Planung und Ablauf des Vorhabens awaregio 36

2.3.1 Vorgehensweise und durchgeführte Untersuchungen 36

2.3.2 Zusammenarbeit mit anderen Stellen 42

3 Arbeitsbereich A: Konzeption 43

3.1 Modulares Konzept zur energieeffizienten Wasseraufbereitung für die Wiederverwendung und Rückgewinnung von Nährstoffen 43

3.2 Rohabwasserqualität an der Kläranlage Moers-Gerdt 45

3.3 Konzeption der Primärreinigung 46

3.4 Konzeption der sekundären Aufbereitung 51

3.4.1 Bodenfilter 51

3.4.2 UV, Ultrafiltration und Niederdruck-Umkehrosmose 51

3.5 Konzeption der Aquaponik 55

3.6 Entwicklung praxistauglicher Analysenmethoden 56

3.6.1 Beprobungskonzept 56

3.6.2 Chemische Analysen und Passivsammler 60

3.6.3 Biochemische Analysen und Biotests 61

4 Arbeitsbereich B: Fertigung und Inbetriebnahme 65

4.1 Bodenfilter 65

4.2 Primärreinigung 65

4.3 UV, Ultrafiltration und Niederdruck-Umkehrosmose 66

4.4 Aquaponik 67

5 Arbeitsbereich C: Betrieb und Anwendungsversuche 69

5.1 Ergebnisse der Abwasserreinigung 69

5.1.1 Primärreinigung 69

5.1.2 Sekundäre Reinigung 77

5.1.3 Konzentratbehandlung der Umkehrosmose 89

5.2 Überwachung der Produktwasserqualitäten 92

5.2.1 Verbleib von Schadstoffen in den Verfahrensstufen 92

5.2.2 Verifikation der Passivsammler 96

5.2.3 Biotests und ökotoxikologische Testsysteme 99

5.2.4 Zelltoxikologische Testsysteme mit nativen bzw. aufkonzentrierten Wasserproben zur Ermittlung Mechanismus-spezifischer Toxizität 108

5.2.5 Etablierung des integrierten Passive Samplings und Passive Dosings in zellbasierte Testsysteme zur Entwicklung flexibler Biotestbatterien 112

5.2.6 Verbleib eines ^{14}C-markierten Modellschadstoffes 114

5.2.7 Zusammenfassende ökotoxikologische Bewertung der erzielten Produktqualitäten 117

5.3 Wasserwiederverwendung in der Aquaponik 118

5.3.1 Kulturversuche bei unterschiedlichen Produktwasserqualitäten 118

5.3.2 Untersuchung der Schadstoffgehalte in Fischen und Pflanzen 123

6 Arbeitsbereich D: Nachhaltigkeit und Wirtschaftlichkeit 124

6.1 Bilanzierung systemrelevanter Anlagenparameter 124

6.1.1 Bilanzierung der Pilotanlage: Stoffströme 124

6.1.2 Hochskalierung auf eine Großanlage 128

6.1.3 Sonstige systemrelevante Anlagendaten und Kenngrößen 130

6.2 Wirtschaftlichkeit und Managementkonzepte 133

6.2.1 Bewertungskriterien und -methoden 133

6.2.2 Kriterien und Methoden zur Bewertung der Nachhaltigkeit und Wirtschaftlichkeit des Anlagenkonzepts 138

6.2.3 Variantenvergleich: awaregio-Konzept mit konventioneller Kläranlage 141

6.2.4 Wirtschaftlichkeit am Beispiel der Bewässerung von Kurzumtriebsplantagen 144

6.2.5 Einflussfaktoren Kosten 148

6.2.6 Identifikation von Absatzmärkten 149

7 Arbeitsbereich E: Verwertung 152

7.1 Strukturwandel und Arbeitsmarkt in Deutschland 152

7.1.1 Strukturwandel 152

7.1.2 Arbeitsmarktperspektive 153

7.2 Verwertung in der Qualitätsüberwachung 154

7.2.1 Potenzial chemischer Monitoringstrategien 154

7.2.2 Anwendbarkeit ökotoxikologischer Biotestbatterien 156

7.3 Verwertung in der Internationalen Zusammenarbeit: Folgevorhaben in Tunesien 157

7.4 Veröffentlichungen und Präsentationen 158

7.5 Betreute Abschlussarbeiten 160

7.6 Ausblick 162

8 Literatur 164

Verzeichnis der Abbildungen

Abbildung 0-1: Pilotanlage awaregio auf der Kläranlage Moers-Gerdt der LINEG 15

Abbildung 1-1: Anforderungen an die Wasserwiederverwendung (eigene Darstellung nach Lazarova *et al.* 2013)....22

Abbildung 1-2: Praxiserfahrung mit Wasserwiederverwendung weltweit (eigene Darstellung nach Lazarova et al. 2013)....24

Abbildung 2-1: Arbeitsbereiche und Verantwortlichkeiten....36

Abbildung 3-1: Modulares Konzept zur Abwasseraufbereitung und Wiederverwendung unterschiedlicher Produktqualitäten (Q0 bis Q7) in der Substitution von Trinkwasser/ Grundwasser, der direkten Stützung der Trinkwasserversorgung, dem Einsatz in der Landwirtschaft und dem Nährstoffrecycling 43

Abbildung 3-2: Luftbild der Anlage auf dem Gelände der KA Moers-Gerdt....44

Abbildung 3-3: Zulaufkonzentrationen ausgewählter Spurenstoffe im Rohabwasser der Kläranlage Moers-Gerdt....46

Abbildung 3-4: Schnittzeichnung durch den Anaerobreaktor (ABR^+) und Blick auf den Reaktor in Richtung Aquaponik-Gewächshaus. 47

Abbildung 3-5: ABR^+ im aufgebauten betriebsbereiten Zustand....47

Abbildung 3-6: Iso-Container mit Schalt- und Steueranlage sowie den beiden MBBR-Becken....48

Abbildung 3-7: MBBR-Becken im Betrieb 49

Abbildung 3-8: SBF im aufgebauten und betriebsbereiten Zustand....49

Abbildung 3-9: Nachklärbecken mit Motorstellventil 50

Abbildung 3-10: Bodenfilter im Bau (links) und nach Bepflanzung (rechts) 51

Abbildung 3-11: R+I-Schema der UF und RO....53

Abbildung 3-12: Ansicht der UF-Anlage. Im rechten Bild ist im Hintergrund die UV-Anlage zu sehen 54

Abbildung 3-13: Ansicht der Niederdruck-RO 54

Abbildung 3-14: Abhängigkeit der Konzentration eines Analyten in einem Passivsammler (Cs) von der Zeit (t) sowie die beiden Regime der Kinetik (Gleichgewichtsphase und kinetische Phase), in denen Passivsammler genutzt werden können. 57

Abbildung 3-15: Schematische Abbildung der modular aufgebauten Reinigungsstufen....58

Abbildung 3-16: Monomere des Oasis Copolymers sowie die Struktur des daraus aufgebauten Rückgrats von Oasis HLB....61

Abbildung 4-1: Schematische Darstellung eines Aquaponik-Kreislaufs....67

Abbildung 5-1: Suspendierte Feststoffe im Zu- und Ablauf über gesamte Versuchsdauer....69

Abbildung 5-2: CSB_h-Konzentrationen im Zu- und Ablauf des Anaerobreaktors....70

Abbildung 5-3: CSB_{filt}-Konzentrationen im Zu- und Ablauf des Anaerobreaktors 71

Abbildung 5-4: Biogasproduktion beispielhaft für das Jahr 2019 in Gegenüberstellung zur Temperatur....72

Abbildung 5-5: Biogasproduktion als Funktion der Temperatur 72

Abbildung 5-6: CSB-Konzentrationen im Zulauf und Ablauf der anoxisch-anaeroben Stufe....73

Abbildung 5-7: CSB_{filt}-Konzentrationen im Zulauf und Ablauf der anoxisch-anaeroben Stufe 74

Abbildung 5-8: Ammoniumkonzentrationen im Zulauf und im Ablauf der anoxisch-aeroben Stufe....74

Abbildung 5-9: Wurmbefall auf dem Trägermaterial des SBF....75

Abbildung 5-10: TN_b-Konzentrationen im Zu- und Ablauf der anoxisch-aeroben Stufe 76

Abbildung 5-11: Phosphorkonzentrationen im Zulauf und Ablauf des Bodenfilters....76

Abbildung 5-12: CSB-Konzentrationen im Zulauf und im Ablauf des Bodenfilters 77

Abbildung 5-13: TOC-Konzentrationen im Zulauf und Ablauf des Bodenfilters....78

Abbildung 5-14: Ammoniumkonzentrationen im Zulauf und Ablauf des Bodenfilters....78

Abbildung 5-15: TN_b-Konzentrationen im Zulauf und Ablauf des Bodenfilters 79

Abbildung 5-16: Phosphorkonzentrationen im Zu- und Ablauf des Bodenfilters 80

Abbildung 5-17: Coliforme Keime im Zu- und Ablauf des Bodenfilters 80

Abbildung 5-18: Enterokokken im Zu- und Ablauf des Bodenfilters....81

Abbildung 5-19: Clostridien im Zu- und Ablauf des Bodenfilters....81

Abbildung 5-20: Pseudomonas aeroguinosa im Zu- und Ablauf des Bodenfilters 82
Abbildung 5-21: CSB_h-Konzentration im Zu- und Ablauf der UF....83
Abbildung 5-22: Coliforme Bakterien im Zu und Ablauf der UF 84
Abbildung 5-23: E. coli im Zu und Ablauf der UF 84
Abbildung 5-24: Pseudomonas aeroguinosa im Zu- und Ablauf der UF 85
Abbildung 5-25: Permeabilität der RO 86
Abbildung 5-26: TOC Rückhalt durch die Niederdruck-RO....87
Abbildung 5-27: Ortho-PO_4-Elimination in Abhängigkeit vom pH-Wert, dem Fällmittel und der Dosierung 89
Abbildung 5-28: SAK-Verlauf während der AOP mit H_2O_2 und UV-Bestrahlung....90
Abbildung 5-29: Über PDMS-Passivsammler bestimmte Konzentration der 16 US-EPA PAKs an den Stellen der ersten Probenahmekampagne vom 27.03.2018 bis zum 17.04.2018. 92
Abbildung 5-30: Prozentualer Rückhalt der Klärstufen berechnet aus den Konzentrationen im Zulauf- und Ablaufwasser der Module, welche über die entnommenen und aufkonzentrierten Punktproben bestimmt wurden. 94
Abbildung 5-31: Prozentualer Rückhalt der Klärstufen berechnet aus den Konzentrationen im Zulauf- und Ablaufwasser der Module, welche über die POCIS Sammler bestimmt wurden. 95
Abbildung 5-32: Konzentrationen an Carbamazepin im Wasser während der ersten, zweiten und dritten Messkampagne basierend auf den Punktproben die zu Beginn und zum Ende der Messkampagnen entnommen wurden und der über die gesamte Zeitspanne (21 Tage) exponierten POCIS-Sammler. Als Fehlerbalken ist die Standardabweichung der Messung dargestellt. 97
Abbildung 5-33: Konzentrationen an 1H-Benzotriazol im Wasser während der ersten, zweiten und dritten Messkampagne basierend auf den Punktproben die zu Beginn und zum Ende der Messkampagnen entnommen wurden und der über die gesamte Zeitspanne (21 Tage) exponierten POCIS-Sammler. Als Fehlerbalken ist die Standardabweichung der Messung dargestellt. 98
Abbildung 5-34: Effekte auf Fischembryonen nach Belastung mit Proben des Zulaufs. A: generelle Unterentwicklung nach 24 hpf (hours post fertilization), Embryo im Epibolistadium, B: Embryo nach 48 hpf Belastung; unterentwickelt, nicht pigmentiert und Ödeme am Herzen und Dotter; C: Embryo geschlüpft nach 72 hpf mit Wirbelsäulendeformation; D: Embryo geschlüpft nach 96 hpf mit Wirbelsäulendeformation und Ödeme am Herzen und Dotter. 100
Abbildung 5-35: Exemplarische Darstellung der Zellviabilität in % gegenüber der Kontrolle. Rot markierte Linie kennzeichnet die erwartete Zellviabilität zur weiteren Untersuchung der Mechanismus-spezifischen Effekte. 108
Abbildung 5-36: Dosis-Wirkungskurve einer Mischung aus Phenanthren (Phe) und Pentachlorphenol (PCP) im Neutralrottest bei einer Exposition von H4IIe-Zellen über eine Zeitspanne von 48 Stunden. 112
Abbildung 5-37: Änderung der Konzentration von Isoproturon und Fluoren in Zellkulturmedium und Wasser über 72 Stunden in einer 24-Well-Mikrotiterplatte bei 37 °C. Die Konzentrationen sind normiert auf die Startkonzentration der Substanz. Dargestellt sind die Mittelwerte mit den jeweiligen Standardabweichungen (n=3). 113
Abbildung 5-38: Strukturformel von Sulfamethoxazol. Rot markiert ist das primäre Amin, welches die Basenfunktion vermittelt. Die Säurefunktion wird durch das sekundäre Amin (blau) hervorgerufen. Die markieren der Verbindung mittels 14C erfolgte im Benzolring (Strahlenwarnzeichen). (Chitescu et al. 2013) 114
Abbildung 5-39: Aufnahmen der Radieschen zu Beginn (BBCH-Stadium 41, Bild links), während (BBCH-Stadium 45 bis 48) und nach (BBCH-Stadium 49, Bild rechts) dem sekundären Dickenwachstum der Knolle. 115
Abbildung 5-40: Assimilierte Radioaktivität in Abhängigkeit von den Entwicklungsstadien und den unterschiedlichen Kompartimenten der Radieschen. 115
Abbildung 5-41: Präpariertes Radieschen (A) für die Bildgebung der β-Strahlung (B) des akkumulierten ^{14}C 116
Abbildung 5-42: Spitzkohlkopf mit äußeren Blättern, die eine leichte Mangelerscheinung aufweisen 119
Abbildung 5-43: Dillpflanzen, die bis an die Beschattung des Gewächshauses wachsen 119
Abbildung 5-44: Schadbild Dürrfleckenkrankheit an den Tomaten 119
Abbildung 5-45: Raupe der Kohleule am Unterblatt eines Spitzkohls 119
Abbildung 5-46: Welse werden geliefert 120
Abbildung 5-47: Welse werden eingesetzt 120

Abbildung 5-48: Pflanzenbesatz 120
Abbildung 5-49: Fischbesatz Woche 2....120
Abbildung 5-50: Pflanzenbesatz Woche 3 121
Abbildung 5-51: Schadbild Tomate Dürrfleckenkrankheit an den unteren Blättern....121
Abbildung 5-52: Pflanzenbesatz Woche 5 121
Abbildung 5-53: Pflanzenbesatz Woche 8 121
Abbildung 5-54: Schadbild echter Mehltau Mangold Woche 9....121
Abbildung 5-55: Pflanzenbesatz Woche 11 121
Abbildung 5-56: Pflanzenbesatz Woche 13 122
Abbildung 5-57: Tomaten Woche 16 122
Abbildung 5-58: Pflanzenbesatz Woche 18 122
Abbildung 5-59: Afrikanischer Wels Woche 18 122
Abbildung 5-60: Afrikanischer Wels betäubt auf Eis; Man sieht deutlich die Größenunterschiede 122
Abbildung 5-61: Basilikumblätter so groß wie die Hand....122
Abbildung 6-1: Stoffstromflussdiagramm BSB_5....125
Abbildung 6-2: Stoffstromflussdiagramm CSB....125
Abbildung 6-3: Stoffstromflussdiagramm P_{ges}-Frachten....125
Abbildung 6-4: Stoffstromflussdiagramm TN_b-Frachten....126
Abbildung 6-5: Stoffstromflussdiagramm TS-Frachten 126
Abbildung 6-6: Stoffstromflussdiagramm Escheria coli 126
Abbildung 6-7: Stoffstromflussdiagramm Clostridium Perfringens 127
Abbildung 6-8: Energiebilanz für Nachbehandlung mit Bodenfilter (günstigste Variante) 129
Abbildung 6-9: Energiebilanz für Nachbehandlung mit UF und Niederdruck-RO (ungünstigste Variante)..129
Abbildung 6-10: Hauptkomponenten des Reuse-Systems beginnend von der Sammlung bis zur Nutzung (Eigene Darstellung nach Seis et al. (2016)) 138
Abbildung 6-11: Systemabgrenzung des Variantenvergleichs (Fiedler, 2019)....142
Abbildung 6-12: Verteilung von Kurzumtriebsplantagen in Sachsen (Sächsisches Landesamt für Umwelt, Landwirtschaft und Geologie, 2019) 145
Abbildung 7-1: Einladung und Programm des awaregio-Ergebnissymposiums „Wiederverwendung von weitergehend gereinigtem Abwasser in Deutschland und in der internationalen Zusammenarbeit“ am 04.07.2019 in Köln. 159
Abbildung 7-2: Herausforderungen und Abhängigkeiten bei der Wasserwiederverwendung 162

Verzeichnis der Tabellen

Tabelle 0-1: Einordnung der in den jeweiligen Stufen erzielten Wasserqualitäten in die Nutzungskategorien für landwirtschaftliche Bewässerung nach Entwurf EU-Verordnung COM (2018) 337 (Europäische Kommission 2018a) 17

Tabelle 1-1: Anteile Wasserwiederverwendung ausgewählter Länder (Eigene Berechnung basierend auf FAO und AQUASTAT o.J., Lazarova et al. 2013) 24

Tabelle 1-2: Wasserwiederverwendung: Praxiserfahrungen und Trends weltweit (Sanz 2018) 25

Tabelle 2-1: Wichtigkeit von Abwasserinhaltsstoffen bei möglichen Wasserwiederverwendungspraktiken (eigene Tabelle mit eigenen Ergänzungen basierend auf Becker et al. o.J., Cornel et al. o.J., Drewes, Jungfer, et al. o.J., Drewes, Schramm, et al. o.J.). Legende: Grün = positiver Effekt, Schwarz = Effekt untergeordnet, Rot = negativer Effekt zu erwarten bzw. möglich. Schwermetalle (SM) 28

Tabelle 2-2: Güteklassen für die Qualität von aufbereitetem Wasser und zulässige landwirtschaftliche Verwendungszwecke und Bewässerungsmethoden (Europäische Kommission 2018a) 30

Tabelle 2-3: Anforderungen an die Qualität von aufbereitetem Wasser für die landwirtschaftliche Bewässerung (Europäische Kommission 2018a) 31

Tabelle 2-4: Auszug DIN 19650 - Bewässerung: hygienische Belange von Bewässerungswasser 32

Tabelle 2-5: Parameter Richtwerte nach Salgot et al. (2006) „Wastewater reuse and risk definition of key objectives“ 33

Tabelle 2-6: Zugelassene Wasserwiederverwendungszwecke in ausgewählten EU-Staaten (Überschär 2017) 35

Tabelle 2-7: Zugelassene Wasserwiederverwendungszwecke in ausgewählten Staaten weltweit (Überschär 2017) 35

Tabelle 3-1: Zulaufkonzentrationen Kläranlage Moers-Gerdt (Jahreswerte Stand 2018) 45

Tabelle 3-2: Darstellung der Untersuchungszeiträume in den Jahren 2018 und 2019, sowie die dabei betrachteten Klärstufen 59

Tabelle 3-3: Untersuchungsumfang ausgewählter organischer Spurenstoffe 60

Tabelle 5-1: Parameter im Permeat der Niederdruck – RO (Kieseler 2019) 87

Tabelle 5-2: Vergleich der Parameter im Permeat der Niederdruck – RO bei Speisung durch Bodenfilterablauf und Ablauf UF (Kieseler, 2019) 88

Tabelle 5-3: Konzentration der untersuchten Stoffe im Retentat der RO (Aschendorff 2019) 88

Tabelle 5-4: Ergebnisse der AOP des RO-Konzentrates (Aschendorff 2019, Grünebaum 2011) 91

Tabelle 5-5: Subletale und letale Effekte in % der untersuchten Proben der PN1-7 100

Tabelle 5-6: Immobilisationsrate der untersuchten Proben der PN1-3 102

Tabelle 5-7: Algen-Wachstumshemmung der untersuchten Proben der PN1-7 102

Tabelle 5-8: Berechnete Indices der Kondition (K), der Leber (LSI) und der Gonaden (GSI). M*= Männchen, W*= Weibchen. 104

Tabelle 5-9: Gemessener Vitellogeningehalt im Blutplasma in ng/ml/mg Protein. M*= Männchen, W*= Weibchen. 105

Tabelle 5-10: Gemessene EROD-Aktivität in der Leber in EROD Aktivität in nmol/mL*min/µg Protein 106

Tabelle 5-11: Gemessene EEQ-Werte der untersuchten Proben der PN1 und PN2 im ERα CALUX® Assay 109

Tabelle 5-12: Gemessene DHTEQ-Werte der untersuchten Proben der PN1 und PN2 im AR CALUX® Assay 110

Tabelle 5-13: Wachstumsentwicklung und Fischbilanz 2018 123

Tabelle 5-14: Auszug Analytik: Mikrobiologische Parameter von den Wasserkreisläufen, den Fischfilets und den Basilikumblättern 123

Tabelle 6-1: Systemrelevante Kenngrößen: Gesamteliminationsleistungen 128

Tabelle 6-2: Wassereinsatz und Entnahme von Wasser aus der Natur für verschiedene Produktionsbereiche (Statistisches Bundesamt 2019)* 132

Tabelle 6-3: Einordnung der in den jeweiligen Stufen erzielten Wasserqualitäten in die Nutzungskategorien für landwirtschaftliche Bewässerung nach EU Richtlinie 134

Tabelle 6-4: Ergebnisse der World Cafes der Symposien am 04.07.2019 in Köln und am 26.9.2019 in Leipzig 135

Tabelle 6-5: Projektrelevante Entscheidungssituationen 140

Tabelle 6-6: Bewertungskategorien des DWA A 272 (nach DWA (2018)) 141
Tabelle 6-7: Bewertungsergebnisse (Skaleneinteilung 0 bis 1, mit 1 als am vorteilhaftesten) 143
Tabelle 6-8: Annahmen und Rahmenbedingungen der Fallstudie 146
Tabelle 6-9: Gegenüberstellung von Kosten und Einnahmen und resultierender Kapitalwert (NPV) und Annuität 147
Tabelle 6-10: Auswirkungen der Variation ausgewählter Annahmen auf Kapitalwert und Annuität (unter sonst gleichen Bedingungen). Die Behandlungskosten stammen aus Fiedler (2019) und beziehen sich auf den Kostenanteil der Anlagenkonfiguration mit nachgeschaltetem Bodenfilter 148
Tabelle 7-1: Potenzial und Entwicklungsstadium (TRL; Technologie-Reifegrad) des chemischen Monitorings für den kommerziellen Einsatz in unterschiedlichen Szenarien. 155

Abkürzungsverzeichnis

Kürzel	Erläuterung	Einheit
ABR^+	Weiterentwickelter anaerober Tauchwandreaktor (engl.: Anaerobic Baffled Reactor) in Kombination mit einem Anaerobfilter	
AF	Anaerobfilter	
AFS	Abfiltrierbare Stoffe gesamt	[mg/l]
AFS_{fein}	feinpartikuläre abfiltrierbare Stoffe (> 45 µm und ≤ 63 µm)	[mg/l]
AOP	Erweiterte Oxidation (engl.: Advanced Oxidation Process)	
AP	Arbeitspaket	
Aquaponik	Kombination Fisch- und Pflanzenzucht	
BauO	Bauordnung	
BBCH-Code	Morphologische Entwicklungsstadium einer Pflanze nach BBCH-Skala vorlegt vom Biologischen Bundesanstalt für Land- und Forstwirtschaft, dem Bundessortenamt und der chemischen Industrie	
BF	Bodenfilter	
B_R	Raumbelastung	[kg/(m³*d)]
BSB_5	Biochemischer Sauerstoffbedarf nach 5 Tagen	[mg O_2/l]
B_{TS}	Schlammbelastung	[kg/(kg*d)]
B_x	Behälter x	
C	Kohlenstoff	
CSB	Chemischer Sauerstoffbedarf	[mg O_2/l]
CSB_f	filtrierter CSB, gelöster Anteil an CSB	[mg/l]
CSB_h	CSB in der homogenisierten Probe	[mg/l]
dB_R	Raumabbauleistung	kg/m³*d
DIN	Deutsches Institut für Normung	
DMSO	Dimethylsulfoxid	
E	Einwohner	
E. coli	Escherichia coli	
EB	Emscherbrunnen	
EWG	Europäische Wirtschaftsgemeinschaft	
GW	Grundwasser	

H_2O_2	Wasserstoffperoxid	
KA	Kläranlage	
KBE	Koloniebildende Einheit	
LOD	Erfassungsgrenze (engl.: Limit of Detection)	
LOQ	Bestimmungsgrenze (engl.: Limit of Quantification)	
MAP	Magnesiumammoniumphosphat	
$MBBR_D$	Bewegtbett-Biofilmreaktor (zur Denitrifikation) (engl.: Moving Bed Biofilm Reactor)	
MENA	Nahost und Nordafrika (engl.: Middle East & North Africa)	
N	Stickstoff	
n. b.	Nicht bestimmt	
NASS	Neuartige Sanitärsysteme	
NH_4	Ammonium	[mg/l]
NH_4^+	Ammonium-Ion	
NH_4-N	Ammonium-Stickstoff	[mg/l]
NO_2	Nitrit	[mg/l]
NO_2^-	Nitrit-Anion	[mg/l]
NO_2-N	Nitrit-Stickstoff	[mg/l]
NO_3	Nitrat	[mg/l]
NO_3^-	Nitrat-Anion	[mg/l]
NO_3-N	Nitrat-Stickstoff	[mg/l]
NTU	Nephelometrischer Trübungswert (engl.: Nephelometric Turbidity Unit)	
O	Sauerstoff	[mg/l]
O_2	Sauerstoff-Molekül	
o-PO_4	ortho-Phosphat	[mg/l]
P	Phosphor	[mg/l]
P_{ges}.	Summenparameter Gesamtphosphor	[mg/l]
P	Person	[P]
PAK	Polychlorierte Aromatische Kohlenwasserstoffe	
PDMS	Polydimethylsiloxan	
PO_4	Phosphat	
PO_4^{3-}	Phosphat-Anion	

POCIS	Polar Organic Chemical Integrative Sampler	
PRC	Performance Reference Compounds	
P_x	Pumpe x	
Q	Durchfluss	[m³/d]
Q_x	Qualität des Teilstroms x	
RBF	Retentionsbodenfilter (=BF)	
RO	Umkehrosmose (Engl.: Reverse Osmosis)	
SAK	Spektraler Absorptionskoeffizient	
SBF_N	Schüttbettfilter (zur Nitrifikation)	
SPE	Solid Phase Extraction	
t-atro	Tonne absolut trockenes Holz	[t]
TN_b	Gesamter gebundener Stickstoff (engl.: Total Nitrogen bound)	[mg/l]
TOC	Gesamter organischer Kohlenstoff (engl.: Total Organic Carbon)	[mg/l]
TrinkwV	Trinkwasserverordnung	
TS	Trockensubstanz	[g/l oder %]
TSS	Gesamte suspendierte Stoffe (engl.: Total Suspended Solids)	[mg/l]
UBA	Umweltbundesamt	
UF	Ultrafiltration	
UV	Ultraviolettstrahlung	
BMBF-WavE	BMBF-Fördermaßnahme „Zukunftsfähige Technologien und Konzepte zur Erhöhung der Wasserverfügbarkeit durch Wasserwiederverwendung und Entsalzung“	
WHO	Weltgesundheitsorganisation (engl.: World Health Organization)	

0 ZUSAMMENFASSUNG

Wasser ist in vielen Ländern ein knappes Gut. Weltweit leben zwei Milliarden Menschen in Ländern mit hohem Wasserstress; etwa vier Milliarden erleben schwere Wasserknappheit mindestens einen Monat pro Jahr. Global erhöhen Wachstum der Weltbevölkerung, Urbanisierung, Klimawandel und steigender Pro-Kopf-Wasserverbrauch die Konfliktpotenziale um Wasser. Auch ein Drittel der Gesamtfläche der EU ist jetzt bereits ganzjährig von Wasserstress betroffen. Die vergangenen Sommer haben gezeigt, dass auch in Regionen Deutschlands lange Trockenperioden zu Ernteausfällen und regionalen Wassernutzungskonflikten führen.

Unter solchen Bedingungen ist **gereinigtes Abwasser als dauerhaft verfügbare Ressource** zu wertvoll, um es ungenutzt in Gewässer einzuleiten. Gezielte Wasserwiederverwendung ist die Verwendung von Wasser, welches aus Abwasser oder anderen marginalen Quellen stammt und soweit aufbereitet wurde, dass es die Qualitätserfordernisse für die vorgesehene Verwendung erfüllt. Die EU hat mit dem Verordnungsentwurf COM (2018) 337 (Europäische Kommission 2018a) erstmals einheitliche Mindestanforderungen für die Wasserwiederverwendung im Bereich der landwirtschaftlichen Bewässerung vorgeschlagen.

In der auf drei Jahre angelegten vom BMBF geförderten **Pilotmaßnahme awaregio** („Modulare Abwasserreinigungsverfahren zur Wiederverwendung von Wasser, Nährstoffen und Energie als Chance für kleine und mittlere Unternehmen im regionalen Strukturwandel“) wurden durch die Entwicklung und Demonstration innovativer Schlüsselbausteine für die Wiederverwendung von Wasser, abwasserbürtiger Nährstoffe und Energie in der Landwirtschaft, in der Fischzucht und zur Trinkwassersubstitution neue Marktchancen insbesondere für kleine und mittlere Unternehmen in strukturschwachen Regionen eröffnet.

Abbildung 0-1: Pilotanlage awaregio auf der Kläranlage Moers-Gerdt der LINEG

Modulare Pilotanlage zur Wasserwiederverwendung

In einer Kooperation zwischen Aachener und Leipziger Forschungsinstituten, kleinen und mittleren Unternehmen aus Brandenburg, Sachsen und Nordrhein-Westfalen und der Linksniederrheinischen Entwässerungs-Genossenschaft (LINEG) wurde eine **modular aufgebaute, robuste und Energie sparende Abwasserreinigung als Pilotanlage mit angeschlossener Aquaponik** auf der Kläranlage Moers-Gerdt geplant, errichtet und betrieben (Abbildung 0-1). In dem Vorhaben wurden verwertungsspezifische Verfahrensvarianten sowie praxistaugliche Überwachungsmethoden entwickelt, getestet und in der Fisch- und Pflanzenzucht eingesetzt.

Es konnte gezeigt werden, dass eine **anaerobe Primärreinigung kommunaler Abwässer** auch unter mitteleuropäischen Klimabedingungen möglich ist. Bei Zulaufkonzentrationen von 800 bis 1500 mg/l wurden zusammen mit der Absetzstufe CSB-Ablaufkonzentrationen im Winter zwischen 300 und 500 mg/l und im Sommer von nahezu 200 mg/l erreicht. Dies bedeutet eine Reduzierung der organischen Zulauffracht um 2/3 bis über 80% (im Sommer) ohne Energieinput. Die simultane Biogasgewinnung von im Mittel 8 L/E*d aus der Anaerobfilterkammer zzgl. Biogasertrag aus der Primärschlammfaulung senkt den Energiebedarf signifikant. Die möglichen Eliminationsleistungen der erprobten Biofilmverfahren wurden infolge Biofilmabweidung durch Borstenwürmer und zeitweise zu hohe CSB-Zulaufwerte ungünstig beeinflusst.

Als **sekundäre Aufbereitungsverfahren** wurden vier alternative Module im Hinblick auf die erzielbaren Produktwasserqualitäten untersucht: ein Bodenfilter (BF), UV-Bestrahlung, Ultrafiltration (UF) und Niederdruck-Umkehrosmose (RO).

Der Bodenfilter ist sehr robust und leistungsfähig. CSB-Ablaufkonzentrationen nahe 20 mg/l sowie im Sommer eine vollständige Nitrifikation auch bei schwankenden Zulaufwerten belegen dies. Die P-Ablaufwerte lagen im Bereich von 2 mg/l, womit die Mindestanforderungen der Kläranlagengrößenklasse 4 erreicht wurden. Die Keimelimination erreicht parameterabhängig 3 log-Stufen. Mit Blick auf die notwendige weitgehende Vorreinigung vor einer (Teil-)-Entsalzung konnte gezeigt werden, dass durch einen Bodenfilter die notwendige Qualität erreicht werden kann.

Auch konnte gezeigt werden, dass die (Teil-)-Entsalzung von weitgehend vorgereinigten Kläranlagenabläufen in Niederdruck-RO-Membranen möglich ist. Die Vorreinigung erfolgt dabei wahlweise durch vorherige Ultrafiltration oder Bodenfilter.

Mit Blick auf die Ressourcenschonung ist insbesondere der **geringe Energiebedarf** hervorzuheben. Mit dem Bodenfilter als Nachreinigung kann mit dem awaregio-Konzept sogar ein Energieüberschuss erzielt werden, bei Einbeziehung der energieintensiven Umkehrosmose liegt der Energiebedarf nicht höher als der Mittelwert der kommunalen Kläranlagen in Deutschland (< 34 kWh/(E*a)), die jedoch sämtlich keine (energieintensive) Entsalzung aufweisen. Die Entsalzung von gereinigten Abwasser ist energetisch um Faktor 10 günstiger als eine Meerwasserentsalzung.

Erzielte Produktwasserqualitäten

Das awaregio-Konzept erlaubt je nach Art der sekundären Reinigung/Aufbereitung eine Anpassung an verschiedene Kategorien der landwirtschaftlichen Bewässerung nach dem EU-Verordnungsentwurf COM (2018) 337 (Europäische Kommission 2018a). Die drei erzeugten Produktqualitäten nach UV, UF oder BF erlaubten die Nutzung in der landwirtschaftlichen Bewässerung und in der Aquaponik als Chance, Nährstoffe und Wasser wiederzuverwenden (Tabelle 0-1). Zudem macht die Niederdruck-Umkehrosmose die Erzeugung von salzarmen Wässern möglich. Diese salzarmen Wässer wären selbst als Ergänzungswasser für die Trinkwasserversorgung in ariden Gebieten nutzbar.

Tabelle 0-1: Einordnung der in den jeweiligen Stufen erzielten Wasserqualitäten in die Nutzungskategorien für landwirtschaftliche Bewässerung nach Entwurf EU-Verordnung COM (2018) 337 (Europäische Kommission 2018a)

Kategorie nach COM(2018) 337	Primär-reinigung	Primär-reinigung + BF	Primär-reinigung + UV	Primär-reinigung + UF	Primär-reinigung + UF + RO
A				(X)	X
B				(X)	X
C		(X)	(X)	X	X
D		X	X	X	X

X Qualität mit Verfahrenskette erreicht
(X) Qualität mit Verfahrenskette nach Optimierung erreichbar

Zur Bewertung der erzielten Produktwasserqualitäten verschiedener Module (Primärreinigung, BF, UF, UV und RO) wurden **Untersuchungen auf akute und Mechanismus-spezifische Toxizität** durchgeführt. Dazu wurden insgesamt über zwei Jahre 8 Proben an den verschiedenen Modulen entnommen, aufkonzentriert und in die entsprechenden Biotests eingesetzt.

Zu den verschiedenen Probenahmezeitpunkten konnten deutliche Unterschiede sowohl in den akut-toxischen (Alge, Daphnie und Fischembryonen) als auch in den Mechanismus-spezifischen Effekten der untersuchten Module festgestellt werden. Diese Unterschiede könnten zum einen durch schwankende Chemikalienzusammensetzungen im Abwasser, zum anderen durch variable Eliminationsleistung der Kläranlage resultieren, ggf. beeinflusst durch unterschiedliche Witterungsverhältnisse. Höhere Temperaturen begünstigen die mikrobiellen Abbauraten, während kalte Temperaturen zu einer schlechteren Eliminationsrate führen.

Die Untersuchungen der Embryotoxizität, der Algentoxizität sowie der Untersuchung des Dioxin-ähnlichen Potenzials ergaben, dass die **Reinigungsleistung der Pilotanlage nach Wiederinbetriebnahme nach der Winterpause (2018/2019) derart verbessert war, dass im Gegensatz zu Analysen im Jahr 2018 keine toxischen Potenziale nachweisbar waren**.

Bei Vergleich der verschiedenen Module zeigte sich, dass die RO die beste Eliminationsleistung sowohl in Bezug auf die akute Toxizität als auch auf die endokrinen Effekte hatte. Die endokrinen Effekte konnten sogar bis unter die Bestimmungsgrenze reduziert werden. Die Module BF, UV und auch UF dagegen zeigten in den ersten 4 Probenahmen noch sichtbare Effekte (akut und Mechanismus-spezifische Wirkungen). Endokrin aktive Substanzen können bereits in sehr geringen Konzentrationen (unterer ng/L-Bereich) zu erheblichen Effekten in Fischen führen. Zudem kann es zur Einlagerung von aktiven Subtanzen in Geweben von Fischen und Pflanzen kommen. Daher wurde das endokrine, mutagene und Dioxin-ähnliche Potenzial in Geweben und Blut der in der Aquaponik gehälterten afrikanischen Welse untersucht. Hier zeigte sich bei den Weibchen, welche in dem mit UV behandelten Wasser gehalten wurden, ein Hinweis auf einen veränderten Metabolismus gepaart mit einer gesteigerten Reproduktion. Zudem war ebenfalls bei den Männchen (UV und BF) eine tendenziell höhere Vitellogeninkonzentration im Vergleich zur Brunnenkontrolle messbar. Allerdings kann gerade das endokrine Potenzial aufgrund der hohen Varianz weder eindeutig bestätigt noch ganz ausgeschlossen werden. Die Untersuchung der Wels-Lebern auf ein Dioxin-ähnlichen Potenzial zeigte keinen signifikanten Unterschied der Fische aus dem UV und BF-Treatment im Vergleich zur Brunnenkontrolle.

Ein **gentoxisches oder mutagenes Potenzial** konnte bisher weder in den Welsen noch in den Wasserproben nachgewiesen werden.

Insgesamt zeigte sich, dass die angewandten Biotests in der Lage sind, Effekte in der Pilotanlage zu detektieren. Dabei zeigte sich, dass die Anwendung einer Biotestbatterie von Vorteil ist, da gerade bei den Untersuchungen der akuten Toxizität auf Algen, Daphnien und Fische deutliche Unterschiede in der Wirkung der verschiedenen Probenahmen festgestellt werden konnten. Für die praktische Anwendung bzw. ein Risikomanagement wäre eine **Weiterentwicklung der Biotestmethoden** in Richtung einer einfachen Handhabbarkeit und schnelleren Ergebnisverfügbarkeit sinnvoll und notwendig.

Zusammenfassend zeigen die Untersuchungsergebnisse, dass für verschiedene Anwendungsfelder bis hin zur Produktion von Lebensmitteln zum Rohverzehr eine **angemessene Aufbereitung von Abwasser mit dem awaregio-Konzept möglich** ist.

Bei Berücksichtigung entsprechender qualitativer und risikomanagementbezogener Aspekte kann **Wasserwiederverwendung in der internationalen Zusammenarbeit, aber auch in Deutschland**, einen nicht unwesentlichen Beitrag zur Entschärfung von Nutzungskonflikten bzw. Wasserknappheitssituationen insbesondere in den von Trockenheit stark betroffenen Bundesländern z.B. Brandenburg und Niedersachsen leisten.

Verwertung in Deutschland und in der Internationalen Zusammenarbeit

Wirtschaftliche Anwendungen in Verbindung mit einer Wasserwiederverwendung sind neben einem Schwerpunkt in der Internationalen Zusammenarbeit in ariden Schwellen- und Entwicklungsländern auch in Mitteleuropa darstellbar, jedoch stark vom Anwendungskontext (mögliche Ertragssteigerung durch Bewässerung, Marktpreise für die erzeugten Produkte, Entfernung zwischen Bereitstellung und Anwendung etc.) abhängig.

Vorteile gegenüber dem verfahrenstechnischen Ansatz konventioneller Kläranlagen in Deutschland können sich bzgl. Ressourcenrückgewinnung, Ressourcenverbrauch, Betrieb, dem Komfort für Endnutzer und dem umweltbewussten Umgang mit Ressourcen, Planungssicherheit/ Flexibilität hinsichtlich sich ändernder Rahmenbedingungen sowie Synergiepotenzialen mit anderen Infrastruktursystemen ergeben. Nachteile zeigen sich hinsichtlich Stickstoffelimination, Know-How-Verfügbarkeit (Stand der Technik) und Platzbedarf.

Der Markt und die Wasserwirtschaft sind für die Thematik Wasserwiederverwendung insbesondere in Deutschland erst noch vorzubereiten und **Akzeptanz zu schaffen**. Anbietende Firmen und Wettbewerber konzentrieren sich bisher vor allem auf einzelne Module des awaregio-Konzeptes. Anbieter entsprechender Gesamtsysteme fehlen ebenso wie Systembetreiber.

Im Rahmen der Suche nach möglichen konfliktarmen Anwendungsfeldern in Deutschland konnte im Vorhaben die **Bewässerung von Energieholzplantagen** identifiziert werden (Kurzumtriebsplantage (KUP)). Hier verspricht die ausreichende Bewässerung sehr hohe Ertragszuwächse von bis zu 60%.

Der **Austausch mit Stakeholdern** zeigte, dass in Deutschland wenig Wissen und Erfahrung bzgl. des Themas Wasserwiederverwendung auf Anwenderseite vorhanden ist. Mögliche Anwendungsgebiete werden benannt, gleichzeitig aber auch Know-How-Defizite bzgl. der Organisation entsprechender Bewirtschaftungskonzepte, dem Umgang mit stofflichen und hygienischen Risiken, ökotoxikologischer Analytik sowie der Gestaltung der Schnittstelle Anbieter/ Nutzer beschrieben. Es scheinen außerdem wichtige Verbindungen zwischen relevanten Akteuren zur Entwicklung und Implementierung von Bewirtschaftungskonzepten in größerem Rahmen bislang zu fehlen.

Die starke Abhängigkeit vom Anwendungsfall und den jeweiligen spezifischen Rahmenbedingungen in Kombination mit derzeit fehlenden Systembetreibern sowie Defiziten in Know-How und Vernetzung unterstreichen den Bedarf an **praxistauglichen, methodischen Hilfsmitteln**, die interessierten Akteuren eine Bewertung der Implementierung einer Wasserwiederverwendung erleichtern. Es bedarf insbesondere national Maßnahmen zur Verbesserung der Akzeptanz und der stärkeren Vernetzung bzw. dem gezielten Aufbau von Kooperationen zwischen wirtschaftlich agierenden Akteuren, deren Leistungsbereitstellung bisher unabhängig voneinander verlief. Wichtig ist die Adaption des awaregio-Konzeptes und des zugehörigen Betreibermodells an die jeweilige Anwendungssituation.

International ist großes Marktpotenzial sichtbar vorhanden. Im Rahmen des vom BMBF-geförderten Projektes **WaterReTUNe der Projektpartner FiW und TUG in Tunesien** werden Komponenten des awaregio-Konzeptes bereits zur naturnahe Nachbehandlung von Kläranlagenabläufen vor einer Teilentsalzung in einer größeren Pilotanlage umgesetzt. Im Rahmen dieses Projektes sollen neue Wege aufgezeigt werden, auch unter einem anderen soziokulturellen Kontext die Wasserwiederverwendung hygienisch-technisch sicher möglich zu machen.

Chancen im Regionalen Strukturwandel nutzen

Das awaregio-Konzept eröffnet neue Möglichkeiten der lokalen und regionalen Bewirtschaftung von Wasser- sowie Nährstoff- und Energie-Ressourcen und darauf basierend der Generierung **neuer Wertschöpfungspotenziale**. Darüber hinaus können die international tätigen KMU in der Wasserwirtschaft gestärkt werden. Daraus können positive Beschäftigungseffekte resultieren. Eine genauere Charakterisierung oder gar Quantifizierung war im Rahmen des Projekts nicht möglich. Der Austausch mit nationalen Stakeholdern deutet darauf hin, dass für den Betrieb der Aufbereitungsanlagen nicht von einem Mehrbedarf an Personal ausgegangen wird und auch eine angemessene Qualifikation des technischen Personals national vorhanden ist. Personalbedarf wird sowohl quantitativ als auch qualitativ im Bereich Vertrieb sowie technische und organisatorische Realisierung der Verteilung des aufbereiteten Wassers zum Nutzer gesehen. Die Umsetzung von Konzepten wie awaregio erfordere ein breites verfahrenstechnisches Wissen, dies sei ggf. nicht vollumfänglich verfügbar. So wird Beratungsbedarf bzgl. der Entwicklung von Gesamtkonzepten, Betreiber- und Geschäftsmodellen gesehen.

Insgesamt scheinen für eine stärkere Verbreitung des awaregio-Konzeptes bzw. Verwertungskonzepten für zurückgewonnene Stoffströme strukturelle und prozessuale Veränderungen notwendig, deren Aufbau erst am Anfang steht.

1 EINLEITUNG

Die Versorgung der Menschheit mit ausreichend Trinkwasser und Nahrungsmitteln sind Teil der größten Herausforderungen unserer Zeit. Global tragen Bevölkerungswachstum, Urbanisierung, Migration, Klimawandel, und wohlstandsbedingt steigender Pro-Kopf-Wasserverbrauch zu einer Verschärfung der Konfliktpotenziale um Wasser bei. Seit den 1980er Jahren steigt der Wasserverbrauch weltweit um etwa 1 Prozent pro Jahr, hauptsächlich aufgrund steigenden Wasserbedarfs in Entwicklungs- und Schwellenländern (WWAP 2016a). Bis 2050 bedeutet dies einen kumulierten Anstieg von 20 bis 30 Prozent im Vergleich zum Wasserverbrauch im Jahr 2019 (WWAP 2019a). Weltweit leben über zwei Milliarden Menschen in Ländern mit hohem Wasserstress bzw. Wassermangel; etwa vier Milliarden Menschen erleben schwere Wasserknappheit mindestens einen Monat pro Jahr (Mekonnen und Hoekstra 2016). Auch ein Drittel der Gesamtfläche der EU ist ganzjährig von Wasserstress betroffen (Europäische Kommission 2018a).

Auch in Deutschland kann dabei zukünftig verstärkt von (zumindest zeitlich und räumlich begrenzt oder auf die Qualität zurückzuführende) „Wasserknappheit“ ausgegangen werden. Dadurch dürfte auch in Deutschland die Nachfrage nach Wasserwiederverwendung zunehmen. Hinzu kommt die Bedeutung aus Sicht des Exports von Umwelttechnologie, die Forschungs- und Entwicklungsaktivitäten zur Thematik auch im Inland erforderlich erscheinen lässt.

In Deutschland haben Fließgewässer vielerorts bereits bei einem mittleren Abfluss einen hohen Klarwasseranteil (geklärtes Abwasser) (UBA 2018). Bei der Nutzung von Oberflächengewässern z.B. für die Bewässerung in der Landwirtschaft oder als Rohwasser für die Trinkwasseraufbereitung (ggf. über Grundwasseranreicherung) findet eine ungeplante Wasserwiederverwendung statt (Berliner Wasserbetriebe/Technische Universität München 2019). Weltweit werden 80 % aller Abwässer ungeklärt in die Umwelt entsorgt. In vielen Entwicklungsländern werden weniger als 5 % des Siedlungsabwassers geklärt (WWAP 2017a).

Bei der Wasserwiederverwendung besteht die Möglichkeit, dass das Abwasser entsprechend den Qualitätsanforderungen der nächsten Nutzung aufbereitet wird, wodurch wertvolle Ressourcen im Abwasser wie bspw. Nährstoffe u.U. direkt verwertet und Risiken gezielt gemanagt werden können. Allgemein gilt, je höherwertiger der Wiederverwendungszweck ist, umso höher sind die Anforderungen an die Wasserqualität (Abbildung 1-1).

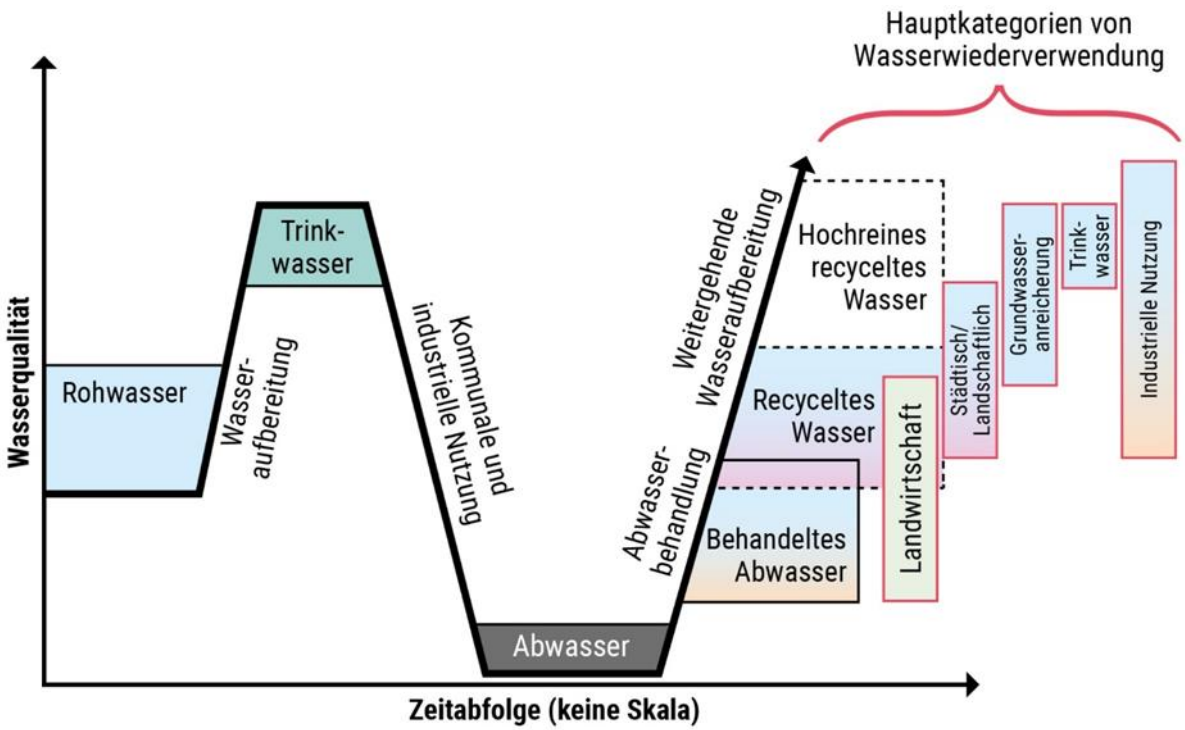


Abbildung 1-1: Anforderungen an die Wasserwiederverwendung (eigene Darstellung nach Lazarova *et al.* 2013)

Die Europäische Kommission hat die Dringlichkeit der Problematik erkannt und sich das Ziel gesetzt, „vor dem Hintergrund der Anpassung an den Klimawandel einen Beitrag zur Entschärfung des Problems der Wasserknappheit in der EU zu leisten, und zwar insbesondere durch einen verstärkten Rückgriff auf die Wasserwiederverwendung vor allem zum Zwecke der landwirtschaftlichen Bewässerung […]“ (Europäische Kommission 2018a). Damit könnte ein Teil der Direktentnahmen aus Gewässern und Grundwasser vermieden und somit der Wasserstress reduziert werden. Hierzu wurden in 2018 erstmals einheitliche Mindestanforderungen für die Wiederverwendung von aufbereitetem Wasser für Bewässerungszwecke vorgeschlagen (siehe Kap. 2.2.1.1). An oberster Stelle steht nach dem Verordnungsentwurf der EU-Kommission COM (2018) 337 (Europäische Kommission 2018a) final die Wassereinsparung. Müssen trotz Ausschöpfung von Wassereinsparmaßnahmen neue Wasserquellen erschlossen werden, kann die Wiederverwendung von behandeltem Abwasser gegenüber beispielsweise Wasser aus Fernleitungen oder Entsalzungsanlagen ökologische, wirtschaftliche und soziale Vorteile haben. Dabei soll die Nutzung von aufbereitetem Abwasser Teil des integralen Wasserressourcenmanagements sein (Europäische Kommission 2018a).

Die Herausforderung besteht nun darin, einerseits die Versorgung mit geeignetem Recyclingwasser und anderseits die Nachfrage nach Recyclingwasser zu forcieren (European Commission 2016). Dazu ist es notwendig, die Systeme der Abwasserreinigung mit den möglichen Formen der Wiederverwendung in Einklang zu bringen und dafür flexibel adaptierbare Lösungsansätze zu entwickeln. Außerdem muss die Wasserwiederverwendung in das Wasserressourcenmanagement integriert werden. Dies bedeutet, dass die Ressource Abwasser

aktiv bewirtschaftet werden muss, auch unter Berücksichtigung der im Abwasser vorhandenen Nährstoffe. Gleichzeitig ist die Entwicklung eines Risikomanagements notwendig, um eventuelle Gefahren aus unzureichend gereinigtem Abwasser bzw. infolge Wiederverkeimung frühzeitig zu erkennen und zu verhindern, um die Akzeptanz der Bevölkerung in die Wiederverwendung von weitergehend gereinigtem Abwasser zu schaffen (European Commission 2016). Neben den technisch-organisatorisch-finanziellen versorgungsseitigen Fragestellungen sind mit Blick auf die Förderung der Nachfrage nach Recyclingwasser weitere regulatorische, ökonomische und nicht zuletzt soziokulturelle Hürden zu überwinden (vgl. European Commission 2016).

Weltweit sind drei von vier Jobs direkt oder indirekt wasserabhängig (WWAP 2016b). Investitionen in Wasserinfrastruktur können über den unmittelbaren, primären Jobeffekt in Unternehmen der Wasser- und Abwasserwirtschaft hinaus im Bau- und Produktionsgewerbe sowie in Wasser nutzenden Betrieben zur regionalen Wertschöpfung beitragen.

1.1 Status Quo der Wasserwiederverwendung

Da wo Menschen leben, findet man eine Wasserquelle meistens ganz in der Nähe: Abwasser (siehe auch WWAP 2017b: The United Nations World Water Developement Report 2017. Wastewater: The Untapped Ressource). Bei vielen anthropogenen Nutzungen von Oberflächengewässern oder Uferfiltrat findet mit unterschiedlichem Anteil eine ungeplante „indirekte“ oder „de facto“ Wasserwiederverwendung aufgrund eines Abwasser- bzw. Klarwasseranteils in dem Gewässer statt (Drewes *et al.* 2017). (Gezielte) Wasserwiederverwendung ist die Verwendung von Wasser, welches aus Abwasser oder anderen marginalen Quellen stammt und soweit aufbereitet wurde, dass die Standards für die vorgesehene Verwendung erfüllt (European Commission 2016). Der Grad der erforderlichen Wasseraufbereitung kann sich je nach Anwendung des gebrauchten Wassers stark unterscheiden.

Wasserwiederverwendung findet weltweit in verschiedenen Sektoren statt: Urbane Anwendungen (z.B. Bewässerung von Parks, Straßenreinigung), landwirtschaftliche Bewässerung, Haushalte (z.B. Toilettenspülung), industrielle Anwendungen (z.B. Kühlwasser, Prozesswasser), Erholung (z.B. Golfplatzbewässerung, Badegewässer), Umwelt (Gewässerstützung, Feuchtgebiete) sowie Trinkwassernutzungen und Anreicherung von Gewässern zur Trinkwassergewinnung (Beveridge *et al.* 2017, NRMMC-EPHC-AHMC 2006, Sanz und Gawlik 2014, USEPA 2012). Abbildung 1-2 zeigt bekannte Anwendungen von Wasserwiederverwendung in den Sektoren Landwirtschaftliche Bewässerung, urbane Anwendungen, Trinkwassernutzung & Grundwasseranreicherung sowie industrielle Anwendungen auf globaler Ebene. Gezielte Wasserwiederverwendung wird bisher vor allem in der subtropischen Klimazone praktiziert (Abbildung 1-2).

Mengenmäßig dominieren nach Lazarova *et al.* (2013) Anwendungen in China, Mexiko und den USA. Anteilmäßig an der Frischwasserentnahme ist der Einsatz von gebrauchtem Wasser bisher in Singapur (96,7 %) und Israel (>10 %) relevant (Tabelle 1-1). In Israel werden >70 % des erzeugten Abwassers für die Wiederverwendung aufbereitet (o.V. 2017, Sanz 2018), in Kuwait sind es >35 % und in Spanien >14 % (Sanz 2018) (s. auch Beveridge *et al.* 2017, Sanz und Gawlik 2014).

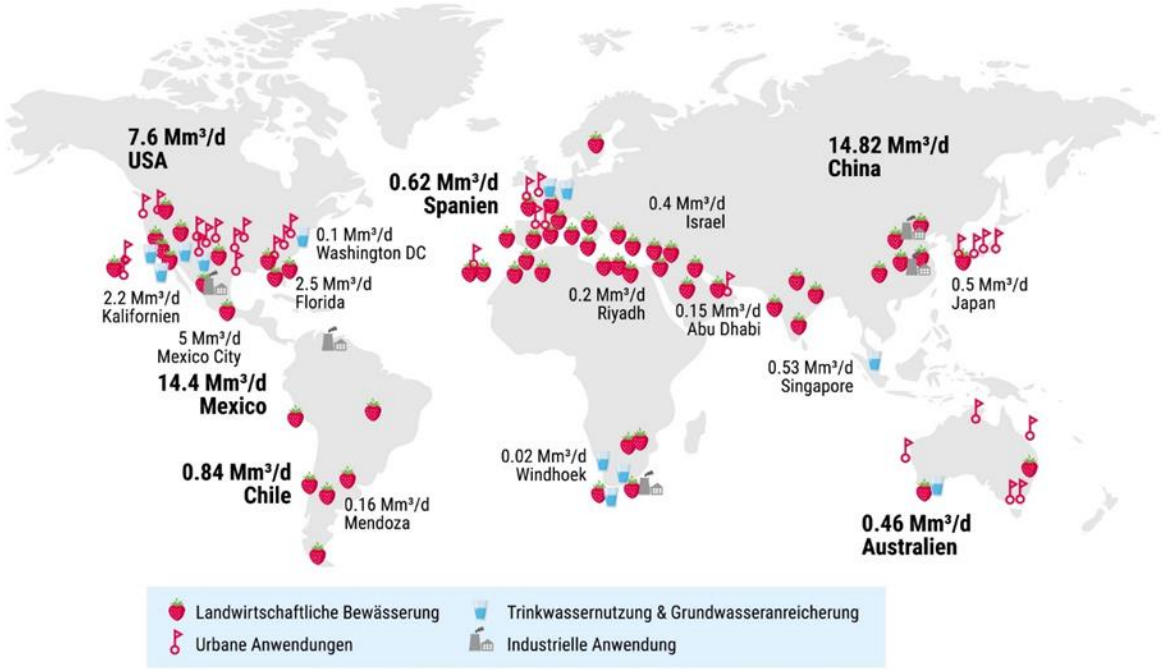


Abbildung 1-2: Praxiserfahrung mit Wasserwiederverwendung weltweit (eigene Darstellung nach Lazarova et al. 2013)

Tabelle 1-1: Anteile Wasserwiederverwendung ausgewählter Länder (Eigene Berechnung basierend auf FAO und AQUASTAT o.J., Lazarova et al. 2013)

Land	Wiederverwendete Wassermenge [Mrd. m³/a]	Frischwasserentnahme [Mrd. m³/a]	Anteil wiederverwendetes Wasser an der Frischwasserentnahme
China	5,41	594,2	0,9 %
Mexiko	5,26	85,7	6,1 %
USA	2,77	418,7	0,7 %
Chile	0,307	35,4	0,9 %
Spanien	0,226	36,8	0,6 %
Singapur	0,193	0,2	96,7 %
Japan	0,183	81,2	0,2 %
Australien	0,168	16,8	1,0 %
Israel	0,146	1,4	10,4 %

Tabelle 1-2: Wasserwiederverwendung: Praxiserfahrungen und Trends weltweit (Sanz 2018)

Anwendung	Anteil	Trend	
Landwirtschaftliche Bewässerung	32 %	++	52 % für Bewässerung
Landschaftsbewässerung (z.B. Grasland, Landschaftsbau)	20 %		
Industrielle Anwendungen (z.B. Kühlwasser, Waschwasser, Wasser zur Betonproduktion, hochreines Prozesswasser)	20 %	++	
Erholung & Umwelt (z.B. Golfplatzbewässerung, Anlegen von künstlichen Seen)	15 %		
Urbane Anwendungen (z.B. Bewässerung von öffentlichen Parks oder Straßenbegrünung, Straßenreinigung)	8 %		
Indirekte Trinkwassernutzung (z.B. Grundwasseranreicherung)	4,5 %	+++	5 % für Trinkwassernutzung
Direkte Trinkwassernutzung	0,5 %	+	

Global ist die Anwendung von gebrauchtem Wasser zur landwirtschaftlichen Bewässerung am weitesten verbreitet (Tabelle 1-2). Wasserwiederverwendung für urbane oder industrielle Anwendungen bzw. für Trinkwassernutzung & Grundwasseranreicherung findet eher in technologisch fortschrittlichen Ländern statt (USA, EU-Länder, China, Japan, Singapur, Australien, Südafrika). In der EU werden jährlich etwa 1,1 Mrd. Kubikmeter behandeltes Abwasser (ca. 0,4 % der jährlichen Frischwasserentnahme) wiederverwendet (BIO 2015).

In Spanien, Frankreich, Italien und den Inselstaaten Malta und Zypern sind Anwendungen von recyceltem Wasser in der Landwirtschaft anteilmäßig häufig. In Mitteleuropa findet Wasserwiederverwendung am häufigsten in der Industrie statt (Beveridge *et al.* 2017, Water Reuse Europe o.J.).

In Deutschland findet in vielen Industriebetrieben eine Mehrfachnutzung oder Kreislaufnutzung vor allem zur Kühlung statt (siehe Destatis 2016). 211 Mio. m³ (behandeltes) Abwasser bzw. Kühlwasser wurden 2016 in anderen Betrieben eingesetzt (Destatis 2016). Zudem gibt es – bisher in geringem Anteil – Häuser mit neuartigen Sanitärsystemen (NASS), also Systeme, in denen das Abwasser an dem Ort wiederverwendet wird, wo es anfällt. Die Wiederverwendung von aufbereitetem Abwasser aus einer kommunalen Kläranlage war bisher eine regionale Ausnahme (Drewes *et al.* 2018).

2 ZIELSETZUNG UND VORHABENPLANUNG

2.1 Zielsetzung des Vorhabens awaregio

In der vom BMBF geförderten Pilotmaßnahme awaregio (*„Modulare Abwasserreinigungsverfahren zur Wiederverwendung von Wasser, Nährstoffen und Energie als Chance für kleine und mittlere Unternehmen im regionalen Strukturwandel“*) wurden durch die Entwicklung und Demonstration innovativer Schlüsselbausteine für die Wiederverwendung von Wasser, abwasserbürtiger Nährstoffe und Energie in der Landwirtschaft, in der Fischzucht oder zur Trinkwassersubstitution neue Marktchancen insbesondere für kleine und mittlere Unternehmen in strukturschwachen Regionen eröffnet. Die Pilotmaßnahme trug damit in dreifacher Weise zur Stärkung strukturschwacher Regionen Deutschlands bei:

1. Entwicklung modularer, an die Anforderung dünnbesiedelter bzw. von Abwanderung gekennzeichneter Regionen angepasster Abwasserreinigungstechniken
2. Aufzeigen neuer Erwerbsstrukturen in der Fisch- und Gemüseproduktion in Hydroponik und Aquaponik
3. Stärkung regionaler Innovationscluster und Schaffung von Arbeitsplätzen in Unternehmen der Abwassertechnik

Durch die Zusammenarbeit und dem Wissensaustausch zwischen Aachener und Leipziger Forschungsinstituten, kleinen und mittleren Unternehmen aus Brandenburg, Sachsen und Nordrhein-Westfalen und der Linksniederrheinischen Entwässerungs-Genossenschaft (LINEG) wurden in einer Versuchsanlage auf der Kläranlage Moers-Gerdt innovative, modular aufgebaute Abwasserreinigungsverfahren, praxistaugliche Überwachungsmethoden sowie die Verwertung in einer Aquaponik getestet und bis zur Praxisreife gebracht. Dazu wurden die folgenden Arbeitsziele verfolgt:

I. Entwicklung, Aufbau und Betrieb einer modularen Versuchs- und Pilotanlage zur Wiederverwertung von gereinigtem Abwasser, Rückgewinnung von Nährstoffen und Minimierung des Energiebedarfs
II. Entwicklung praxistauglicher Analysemethoden zur Sicherstellung der stofflichen und hygienischen Anforderungen an die Wasserqualität für die Wiederverwendung
III. Demonstration der Nachhaltigkeit und der Wirtschaftlichkeit des Anlagenkonzepts
IV. Identifikation von Absatzmärkten
V. Stärkung regionaler Forschungs- und Innovationsprofile in der Abwasserreinigung

2.2 Anwendungsspezifische Aufbereitungsziele für die Wasserwiederverwendung

Welche qualitativen Anforderungen bestehen, hängt von dem vorgesehenen Wiederverwendungszweck ab. An Trinkwasser, Einleitungen in Badegewässer oder für die Grundwasseranreicherung gibt es zum Beispiel rechtliche Vorgaben an die Qualität und Überwachung des Wassers. Bei vielen Wassernutzungen wird bisher Wasser in vorhandener Qualität genutzt, ohne dass die Wasserqualität unbedingt erforderlich wäre, vor allem für Bewässerungszwecke (z.B. Garten, Straßenbegrünung) oder die Toilettenspülung. Auf der anderen Seite kann Abwasser als Vielstoffgemisch eine große Bandbreite an Inhaltsstoffe enthalten, die selbst bestehende gesetzliche Vorgaben u.U. nicht vollständig berücksichtigen, z.B. anthropogene Spurenstoffe oder Mikro- und Nanoplastik.

Bei der Wasserwiederverwendung besteht die Möglichkeit, dass das Abwasser entsprechend den Qualitätsanforderungen der nächsten Nutzung aufbereitet wird, wodurch wertvolle Ressourcen im Abwasser wie bspw. Nährstoffe u.U. direkt verwertet und Risiken gezielt gemanagt werden können. Bestehende rechtliche Vorgaben müssen dabei mindestens eingehalten werden. Mögliche Wiederverwendungspraktiken lassen sich grob in die 13 Kategorien in Tabelle 2-1 einteilen. Allgemein gilt, je höherwertiger der Wiederverwendungszweck ist, umso höher sind die Anforderungen an die Wasserqualität. Im industriellen Bereich sind die konkreten Anforderungen branchen- oder sogar betriebsspezifisch verschieden.

Die Wassergüte ist gekennzeichnet durch chemische Stoffe (Organik, Nährstoffe, Salze, Schwermetalle), Spurenstoffe, physikalische Parameter (hier vor allem Temperatur aufgrund saisonaler Schwankungen, die berücksichtigt werden müssen, sowie Trübung) und mikrobiologische Parameter. Tabelle 2-1 zeigt, welche Stoffgruppen für die unterschiedlichen Wiederverwendungspraktiken zu berücksichtigen sind.

Ein weiteres wichtiges Ziel ist es, die Qualität bis hin zum Endverbraucher sicherzustellen, um eine Gefahr sowohl für die Nutzer als auch die Umwelt aufgrund von Krankheitserregern oder chemischen Stoffen zu verhindern. Dies kann zum einen mit Hilfe moderner Mess- und Regelungstechnik sichergestellt werden, um die Parameter regelmäßig zu prüfen. Zum anderen ist eine sorgfältige Ausbildung und Schulung der Belegschaft von hoher Relevanz, das sogenannte Capacity Building. (Drewes, Schramm*, et al.* o.J.) Im Störungsfall sollte das Personal das Problem schnell erkennen und beheben und das Risiko einschätzen können.

Durch kombinierte Wasser-Nährstoffwiederverwendung (landwirtschaftliche Bewässerung, Aquakultur), reine Nährstoffwiederverwendung (Klärschlammaufbringung, Boden-Verbesserer) und Energiegewinnung (Biogas, Biomasseproduktion) lässt sich mehrfacher, effizienter Nutzen aus Abwasser ziehen.

Tabelle 2-1: Wichtigkeit von Abwasserinhaltsstoffen bei möglichen Wasserwiederverwendungspraktiken (eigene Tabelle mit eigenen Ergänzungen basierend auf Becker et al. o.J., Cornel et al. o.J., Drewes, Jungfer, et al. o.J., Drewes, Schramm, et al. o.J.). Legende: Grün = positiver Effekt, Schwarz = Effekt untergeordnet, Rot = negativer Effekt zu erwarten bzw. möglich. Schwermetalle (SM).

Exposition/Qualitätsanforderungen

Landwirtschaftliche Bewässerung	Urbane Nutzungen/ Landschafts-bewässerung	Grundwasser-anreicherung	Trinkwassernut-zung	Industrielle Wiederverwendung
Nahrungsmittel für Rohverzehr – Organik untergeordnet relevant – Nährstoffe relevant, positiver Effekt – Salze und SM relevant, negativer Effekt – Spurenstoffe mit humantox. Wirkung erhöhtes Risiko möglich – Spurenstoffe mit ökotox. Wirkung kein erhöhtes Risiko	**ohne Zugangsbeschränkung** – Organik und SM untergeordnet relevant – Nährstoffe relevant, positiver Effekt – Salze relevant, negativer Effekt – sowohl Spurenstoffe mit human- als auch Spurenstoffe mit ökotox. Wirkung kein erhöhtes Risiko	**via direkter Injektion in einen gesättigten Grundwasserleiter** – Organik, Nährstoffe und Salze relevant, negativer Effekt – SM untergeordnet relevant – Spurenstoffe mit humantox. Wirkung erhöhtes Risiko möglich – Spurenstoffe mit ökotox. Wirkung kein erhöhtes Risiko	**Trinkwasserzwecke** – Organik, Nährstoffe, Salze, SM relevant, negativer Effekt – Spurenstoffe mit humantox. Wirkung, erhöhtes Risiko – Spurenstoffe mit ökotox. Wirkung kein erhöhtes Risiko	**Prozesswasser** – Organik, Nährstoffe, Salze und SM relevant, negativer Effekt – Spurenstoffe mit human- sowie Spurenstoffe mit ökotox. Wirkung kein erhöhtes Risiko
Nahrungsmittel, Verzehr nach abkochen – Organik untergeordnet relevant – Nährstoffe relevant, positiver Effekt – Salze und SM relevant, negativer Effekt – Spurenstoffe mit humantox. Wirkung erhöhtes Risiko möglich – Spurenstoffe mit ökotox. Wirkung kein erhöhtes Risiko	**mit Zugangsbeschränkung** – Organik und SM untergeordnet relevant – Nährstoffe relevant, positiver Effekt – Salze relevant, negativer Effekt – sowohl Spurenstoffe mit human- als auch Spurenstoffe mit ökotox. Wirkung kein erhöhtes Risiko	**via Anreicherungsbecken mit Perkolation durch Bodenschichten, Versickerungsbecken** – Organik, Nährstoffe, Salze und SM relevant, negativer Effekt – Spurenstoffe mit humantox. Wirkung erhöhtes Risiko möglich – Spurenstoffe mit ökotox. Wirkung kein erhöhtes Risiko		**Kühlwasser** – Organik, Nährstoffe, Salze und SM relevant, negativer Effekt – Spurenstoffe mit human- sowie Spurenstoffe mit ökotox. Wirkung kein erhöhtes Risiko
Futtermittel – Organik untergeordnet relevant – Nährstoffe relevant, positiver Effekt – Salze und SM relevant, negativer Effekt – sowohl Spurenstoffe mit human- als auch Spurenstoffe mit ökotox. Wirkung kein erhöhtes Risiko	**Toilettenspülung** – Organik, Nährstoffe, Salze und SM untergeordnet relevant – sowohl Spurenstoffe mit human- als auch Spurenstoffe mit ökotox. Wirkung kein erhöhtes Risiko			**Kesselspeisewasser** – Organik, Nährstoffe, Salze und SM relevant, negativer Effekt – Spurenstoffe mit human- sowie Spurenstoffe mit ökotox. Wirkung kein erhöhtes Risiko
Keine Nahrungsmittel/ Energiepflanzen – Organik und SM untergeordnet relevant – Nährstoffe relevant, positiver Effekt – Salze relevant, negativer Effekt – sowohl Spurenstoffe mit human- als auch Spurenstoffe mit ökotox. Wirkung kein erhöhtes Risiko				

2.2.1 Rechtliche Anforderungen

Um Gefahren durch Wässer von mangelhafter Qualität zu vermeiden, gibt es bereits einige Regelwerke für Grenzwerte zu verschiedenen Anwendungsfeldern. In den USA, Australien, einigen EU-Mitgliedsstaaten und von der WHO gibt es bestehende Richtlinien und Normen zur Wasserwiederverwendung. Zusätzlich gibt es in der EU und in Deutschland relevante Richtlinien und Normen, in denen indirekt Grenzwerte zu finden sind die bei der Wasserwiederverwendung berücksichtigt werden müssen. Dazu gehören zum Beispiel die Wasserrahmen- und die Grundwasserrichtlinie. Eine übergeordnete Richtlinie zur Wasserwiederverwendung in Europa fehlt bisher, ist aber in der Bearbeitung. Weitere Infos zu den rechtlichen Rahmenbedingungen werden im folgenden Kapiteln erläutert.

2.2.1.1 Rechtliche Regelungen zur Wasserwiederverwendung in Deutschland und Anforderungen an die Produktwasserqualitäten

Im Jahr 2012 wurde von der Europäischen Kommission im „Blueprint für den Schutz der europäischen Wasserressourcen“ festgehalten, Wasserwiederverwendung für Bewässerungs- und industrielle Zwecke als mögliche Maßnahme zu einer verbesserten Wasserversorgung in der EU zu berücksichtigen (Europäische Kommission 2012a COM (2012) 673). In dem europäischen Kreislaufwirtschaftspaket von 2015 wurden anschließend konkrete Aktivitäten zur Förderung der Praxis der Wasserwiederverwendung genannt, wie die Festlegung von Mindestanforderungen auf europäischer Ebene für Wiederverwendung zum Zweck der landwirtschaftlichen Bewässerung sowie zur Grundwasseranreicherung (Europäische Kommission 2015). Weiterhin wurde darauffolgend eine europäische Leitlinie für die „Einbeziehung der Wiederverwendung von Wasser in die Wasserplanung und -bewirtschaftung“ erarbeitet und 2016 veröffentlicht.

Landwirtschaftliche Anwendung

Am 28. Mai 2018 wurde ein Vorschlag für eine Verordnung über Mindestanforderungen für die Wasserwiederwiederverwendung COM (2018) 337 (Europäische Kommission 2018a) von der Europäischen Kommission publiziert. Hierin werden einheitliche Mindestanforderungen an die Qualität von aufbereitetem Abwasser zur landwirtschaftlichen Bewässerung, ein Ansatz zum Risikomanagement und Vorgaben für eine optimierte Datentransparenz bei der Wasserwiederverwendung vorgestellt.

Die Grundlage für den Verordnungsvorschlag war der technische Bericht des JRC (Joint Research Centre) (JRC 2016), der Europäischen Gemeinsamen Forschungsstelle, den verschiedene weitere Organisationen kommentiert hatten. Dazu gehörten das deutsche Umweltbundesamt (UBA), die europäische Lebensmittelbehörde EFSA und das Scientific Committee on Health, Environmental and Emerging Risks (SCHEER). Im Rahmen des Entstehungsprozesses hatte das UBA bezogen auf den Entwurf 3.2 des JRC (JRC 2016) im Juni 2017 Empfeh-

lungen für die Entwicklung von EU-Mindestqualitätsanforderungen für Wasserwiederverwendung veröffentlicht (Umweltbundesamt 2017). Darin positioniert sich das UBA mit einigen Kernforderungen:

- Wasserwiederverwendung sollte nur bei Bedarf (z.B. Wasserknappheit) praktiziert werden.
- Es bedarf angemessener Qualitätsstandards, die die potenziellen Gesundheits- und Umweltrisiken (inkl. Bodenbelastungen) adäquat berücksichtigen,
- Mitgliedsstaaten sollte die Möglichkeit bleiben, national strengere Anforderungen festzulegen.
- Bestehende EU-Richtlinien – vor allem das Verschlechterungsverbot für Grundwasser und Oberflächengewässer (Artikel 4 der Wasserrahmenrichtlinie) sowie das Verbot einer direkten Einleitung von Schadstoffen (Artikel 11.3(j) der Wasserrahmenrichtlinie und Artikel der 6 der Grundwasserrichtlinie) – sind zwingend zu berücksichtigen.

Weiterhin ergeben sich aus dem Vorschlag der Europäischen Kommission COM(2018) 337 (Europäische Kommission 2018a) final somit folgende Werte für die Mindestanforderungen (Tabelle 2-2 und Tabelle 2-3):

Tabelle 2-2: Güteklassen für die Qualität von aufbereitetem Wasser und zulässige landwirtschaftliche Verwendungszwecke und Bewässerungsmethoden (Europäische Kommission 2018a)

Mindestgüteklasse für die Qualität von aufbereitetem Wasser	Kategorie der Kulturpflanzen	Bewässerungsmethode
A	Alle Nahrungsmittelpflanzen, einschließlich roh verzehrten Hackfrüchten und Nahrungsmittelpflanzen, deren essbarer Teil unmittelbar mit dem aufbereiteten Wasser in Kontakt kommt	Alle Bewässerungsmethoden
B	Roh verzehrte Nahrungsmittelpflanzen, deren essbarer Teil über dem Boden erzeugt wird und nicht unmittelbar mit dem aufbereiteten Wasser in Kontakt kommt, verarbeitete Nahrungsmittelpflanzen und Non-Food-Kulturen, einschließlich Futterkulturen für milch- oder fleischerzeugende Tiere	Alle Bewässerungsmethoden
C		nur Tropfbewässerung
D	Industrie- und Energiepflanzen sowie aus Saatgut gewonnene Pflanzen	Alle Bewässerungsmethoden

Tabelle 2-3: Anforderungen an die Qualität von aufbereitetem Wasser für die landwirtschaftliche Bewässerung (Europäische Kommission 2018a)

Güteklasse für die Qualität von aufbereit. Wasser	Zielvorgabe für die Technologie	Qualitätsanforderungen				
		E. coli [KBE/ 100 ml]	BSB_5 mg/l	TSS mg/l	Trübung (NTU)	Sonstige
A	Zweitbehandlung, Filtration und Desinfektion	≤10 oder unter der Nachweisgrenze	≤10	≤10	≤5	Legionella spp.: ≤1.000 KBE/L, wenn das Risiko der Aerosolbildung in Gewächshäusern besteht
B	Zweitbehandlung und Desinfektion	≤100	Gemäß Richtlinie 91/271/EWG	Gemäß Richtlinie 91/271/EWG	-	Intestinale Nematoden (Helminth-Wurmeier): ≤1 Ei/Liter für die Bewässerung von Weideflächen oder Futterpflanzen
C	Zweitbehandlung und Desinfektion	≤1.000				
D	Zweitbehandlung und Desinfektion	≤10.000				

Aquaponik

Zur Festlegung der hygienischen und stofflichen Anforderungen an die Produktqualitäten in der Aquaponik wurden umfangreiche Recherchen in den Bereichen wissenschaftliche Publikationen, gesetzliche Anforderungen (national und international) sowie Marktanforderungen durchgeführt.

Gemäß der DIN 19650 „Bewässerung – Hygienische Belange von Bewässerungswasser“ und die Einschätzung in Eignungsklasse 2 sind die Voraussetzungen der folgenden Tabelle 2-4 für die Nutzung von aufbereitetem Abwasser zur Bewässerung gegeben. Werden die in der Tabelle 2-4 aufgeführten mikrobiologischen Werte überschritten, so können weitere Untersuchungen erforderlich sein. Besondere Vorsicht gilt bei folgenden Werten:

- Saprobienindex über 2,3
- Ammoniumgehalt über 1 mg/L (NH_4)
- BSB_5 über 10 mg/L (O_2)
- CSB über 60 mg/L (O_2)

Tabelle 2-4: Auszug DIN 19650 - Bewässerung: hygienische Belange von Bewässerungswasser

Eignungsklasse	Anwendung	Fäkalstreptokokken-Koloniezahl / 100 mL	E. coli-Koloniezahl / 100 mL	Salmonellen / 1.000 mL	Potentiell infektiöse Stadien von Mensch- und Haustierparasiten in 1000 mL
1 (Trinkwasser)	- Alle Gewächshaus- und Freilandkulturen ohne Einschränkung	nicht nachweisbar	nicht nachweisbar	nicht nachweisbar	nicht nachweisbar
2	- Freiland- und Gewächshauskulturen für den Rohverzehr - Schulsportplätze, öffentliche Parkanlagen	≤ 100	≤ 200	nicht nachweisbar	nicht nachweisbar
3	- Nicht zum Rohverzehr bestimmte Gewächshauskulturen	≤ 400	≤ 2.000	nicht nachweisbar	nicht nachweisbar

Richtwert, der analog der TrinkwV § 2 Abs. 3 [3] so weit unterschritten werden sollte, „wie dies nach dem Stand der Technik mit vertretbarem Aufwand unter Berücksichtigung der Umstände des Einzelfalles möglich ist.“
[2] Wenn durch das Bewässerungswasser eine Benetzung der zum Verzehr geeigneten Teile der Ernteprodukte ausgeschlossen ist, entfällt eine Einschränkung nach hygienisch-mikrobiologischen Eignungsklassen

Des Weiteren wurden für die Auswahl der Parameter Richtwerte nach Salgot et al. (2006) „Wastewater reuse and risk definition of key objectives“ herangezogen. (s. Tabelle 2-5)

Tabelle 2-5: Parameter Richtwerte nach Salgot et al. (2006) „Wastewater reuse and risk definition of key objectives“

Parameter	Richtwert
Leitfähigkeit	3.000 µS/cm
TOC	70 – 100 mg/L
BSB_5	< 10 mg/L (1)
Nitrat	300 mg/L
Ammonium-N	1,5 mg/L
Chlorid	250 – 400 mg/L
Natrium	150 – 200 mg/L
Arsen	0,1 – 0,02 mg/L
Bor	0,4 – 1 mg/L
E. coli	< 100 KBE/100 mL
Spurenstoffe	0,1 µg/l

1 Vorschlag EU-Verordnung für Mindestanforderungen zur Wasserwiederverwendung, Mai 2018

Die Wiederverwendung von aufbereitetem Abwasser wird weiterhin, angelehnt an das Projekt BMBF-WavE, in fünf verschiedene Kategorien zur Nutzung des Wassers eingeteilt: Landwirtschaftliche Bewässerung, Urbane Nutzungen/Landschaftsbewässerung, Grundwasseranreicherung, Ableitung in Oberflächengewässer und industrielle Wiederverwendung. Für die verschiedenen Anwendungsarten bestehen unterschiedliche Anforderungen an die Wasserqualität, welche in verschiedenen Gesetzen, Richtlinien oder Empfehlungen festgehalten sind. Einheitliche bundesweite Regelungen fehlen jedoch bisher.

Zur Auswertung wurden Texte der EU, wie bspw. COM (2018) 337 (Europäische Kommission 2018a) oder ein Bericht des JRC (2016), sowie deutsche Gesetztestexte aus z.B. der Grundwasser (GrwV)- oder Abwasserverordnung (AbwV) verwendet. Während der Ausarbeitung fiel auf, dass die Quellen unterschiedliche Definitionen verwenden zu den Werten. In einigen Quellen wird eine Emission beschrieben, während in anderen die Immission betrachtet wird. Außerdem ist zu berücksichtigen, ob der Wert ein tatsächlicher Grenzwert ist, also eingehalten werden muss, oder lediglich ein Kontrollwert, also eine Empfehlung, die möglichst nicht überschritten werden sollte. Diese Spezifikationen wurden unter Anmerkungen in der Tabelle zur Auswertung festgehalten.

Grundwasseranreicherung

Eine Analyse der rechtlichen Anforderungen an die Qualität des zu infiltrierenden Wassers hat gezeigt, dass trotz des Einsatzes der Grundwasseranreicherung auf europäischer Ebene keine spezifischen Parameter an die Qualität festgelegt sind (Capone und Bonfanti 2015). Gemäß Artikel 11 (3) der EU-Wasserrahmenrichtlinie 2000/60/EG (EU 2000) kann das verwendete Wasser für künstlichen Anreicherungen oder Auffüllungen von Grundwasserkörpern aus

Oberflächengewässern oder Grundwasser stammen, sofern die Nutzung der Quelle nicht die Verwirklichung der Umweltziele gefährdet, die für die angereicherten oder vergrößerten Grundwasserkörper festgesetzt wurden. Nach §6 (3d) der Grundwasser-Richtlinie 2006/118/EG können genehmigte künstliche Anreicherung oder Auffüllung von Grundwasserkörpern von den Maßnahmen zur Verhinderung oder Begrenzung des Eintrags von Schadstoffen in das Grundwasser ausgenommen werden. In der Praxis bedeutet dies, dass die Anforderungen, eine wasserrechtliche Erlaubnis für den Betrieb einer Grundwasseranreicherung zu erhalten, innerhalb der EU variieren werden.

Abweichend vom ersten Ansatz werden keine Regelungen zur Grundwasseranreicherung vorgeschlagen, da eine Analyse im Rahmen der Folgenabschätzung ergeben hatte, dass Regulierungsvorgaben auf europäischer Ebene wegen des starken lokalen Bezugs als nicht sinnvoll einzustufen sind. Weitere Details dieser Untersuchungen sind in der Folgenabschätzung sowie der Studie SWD(2018) 250 und SWD(2018) 249 zu finden (Europäische Kommission 2018b, European Commission 2018).

Stützung/Substitution von Trinkwasser

Die höchsten Anforderungen an die Produktqualität sind für die direkte Stützung der Trinkwasserversorgung anzulegen. In Deutschland sind die mikrobiologischen und chemischen Anforderungen in der Trinkwasser-Verordnung (TrinkwV 2001) festgelegt, international sind die „Guidelines for Drinking-Water Quality“ der WHO und nationale Gesetzgebungen zu erreichen. Darüber hinaus sind ästhetische und kulturelle Aspekte bei der Wiederverwendung aufbereiteten Abwassers zu berücksichtigen.

2.2.1.2 Anforderungen an die Produktwasserqualitäten in anderen Ländern

Die rechtliche Situation zur Wiederverwendung von Abwasser ist weltweit sehr unterschiedlich ausgeprägt und oft bislang nicht oder unzureichend geregelt. Die USA haben in einzelnen Bundesstaaten unterschiedliche Vorgaben zur Wasserwiederverwendung. In der Europäischen Union wurde ein Entwurf für die einheitliche Wiederverwendung in der Landwirtschaft vorgelegt (Europäische Kommission 2018a COM(2018) 337). Vor allem Staaten in trockenen Regionen haben bereits nationale Gesetze zur Abwasserwiederverwendung erlassen. Dies trifft auch auf die meisten südeuropäischen Länder zu, darunter Spanien, Portugal und Zypern.

Eine Übersicht über die zugelassenen Wiederverwendungszwecke in den einzelnen EU-Staaten gibt Tabelle 2-6. Eine Übersicht über die zugelassenen Wiederverwendungszwecke in anderen Staaten, wo die Wiederverwendung praktiziert wird, gibt die folgende Tabelle 2-7. Felder, welche mit *A* gekennzeichnet sind, zeigen angestrebte Nutzungen, mit einem *X* gefüllte Kästchen markieren bereits umgesetzte Projekte.

Tabelle 2-6: Zugelassene Wasserwiederverwendungszwecke in ausgewählten EU-Staaten (Überschär 2017)

Verwendung / Land	Portugal	Spanien	Frank-reich	Italien	Grie-chenland	Zypern
landwirtschaftliche Bewässerung	x	x	x	x	x	x
Grünanlagenbewässerung	x	x	x	x	x	x
Grundwasseraufstockung	x	x		x	x	x
urbane Verwendung	x	x		x		
industrielle Verwendung	x	x		x	x	

Während in trockenen Ländern bzw. ausgewählten Bundesstaaten der USA auch höherwertige Wiederverwendungen wie Grundwasseranreicherung und/oder (in)direkte Stützung der Trinkwasserversorgung (Namibia, Südafrika) zulässig sind, ist die Wiederverwendung zur Grundwasseranreicherung und/oder direkten Stützung der Trinkwasserversorgung in Europa nicht zulässig. (European Commission 2016) In den USA gibt es in verschiedenen Staaten für unterschiedliche Wiederverwendungszwecke unterschiedliche Vorgaben. Die wichtigsten Unterschiede in den Regelungen sind der Gehalt an Kolonie bildenden Einheiten, der bei strengen Regelungen 2,2 KBE/100 ml im Wochendurchschnitt nicht übersteigen darf. Bei weniger strengen Vorgaben liegt der Grenzwert bei 23 KBE/100 ml. Außerdem schwanken die Ablaufwerte für den CSB zwischen 8 mg/l (strenge Auslegung) und 45 mg/l (lockere Auslegung) für das Monatsmittel. Verglichen mit den WHO-Richtlinien, sind in den USA mehr Substanzen gesetzlich reguliert. Die WHO macht im Wesentlichen nur Vorgaben zur Gesamtzahl an E. coli in 100 ml Abwasser.

Tabelle 2-7: Zugelassene Wasserwiederverwendungszwecke in ausgewählten Staaten weltweit (Überschär 2017)

Verwendung / Land	Iran	Israel	Jordanien	Ägypten	Marokko	China	Indone-sien	Thailand	Mexiko	USA	Namibia	Südafrika
landwirtschaftliche Bewässerung	x	x	x	x	x	x	x		x	x	x	x
Grünanlagenbewässerung				x		x		x		x		
Grundwasseraufstockung	A					x	x					
urbane Verwendung											x	x
industrielle Verwendung			A							x		

2.3 Planung und Ablauf des Vorhabens awaregio

2.3.1 Vorgehensweise und durchgeführte Untersuchungen

Das Forschungsprojekt awaregio beinhaltete neben dem Projektmanagement fünf Arbeitspakte, die mit teilweise mehreren Unterarbeitspaketen von jeweils einem Projektpartner verantwortlich geleitet wurde. Das FiW e.V. Aachen übernahm die Gesamtkoordination der Fördermaßnahme awaregio. (s. Abbildung 2-1) Die einzelnen Arbeitsbereiche werden im Folgenden genauer erläutert.

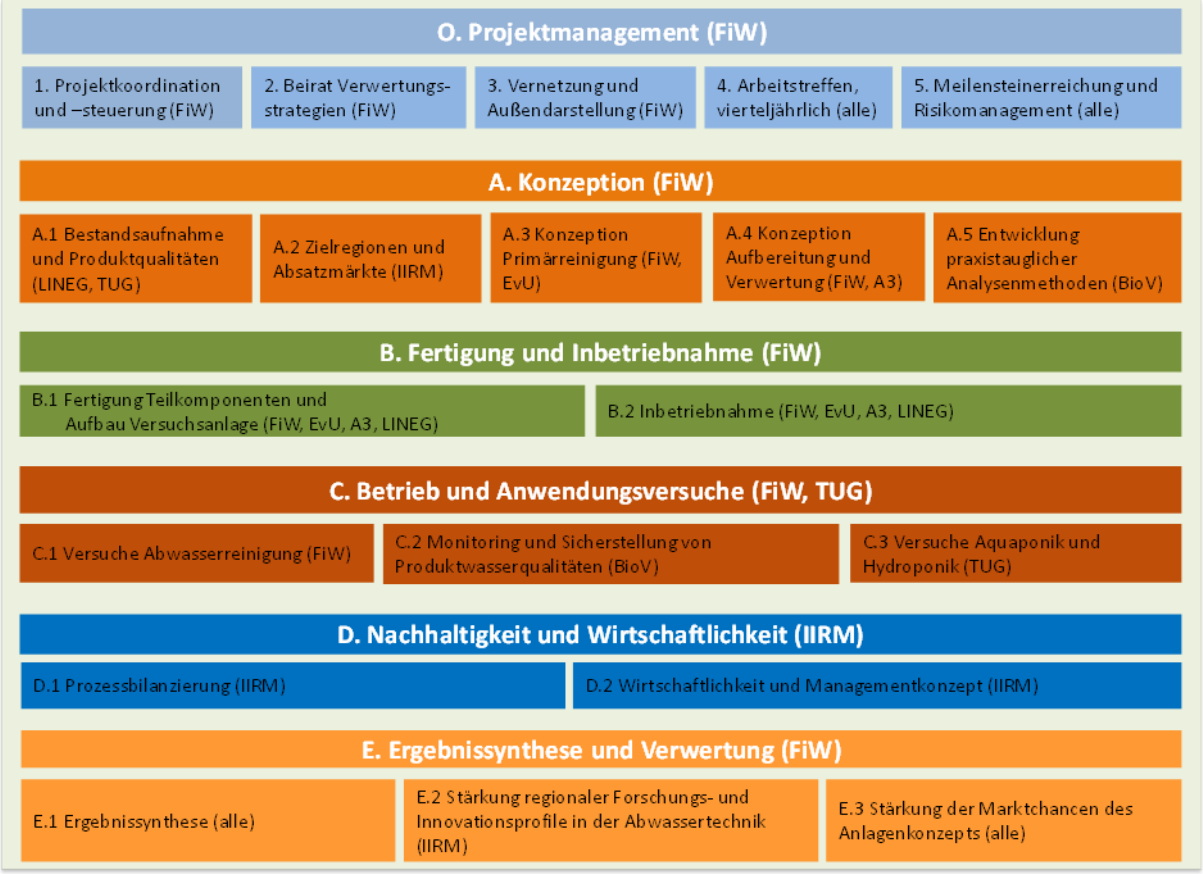


Abbildung 2-1: Arbeitsbereiche und Verantwortlichkeiten

Arbeitsbereich A: Konzeption (FiW)

Zu verschiedenen Bereichen des Vorhabens wurden Konzepte erstellt. Zunächst mussten zur Skizzierung der Pilotanlage und zur Erstellung eines Beprobungsplans eine Bestandsaufnahme der Rohabwasserqualität an der Kläranlage Moers-Gerdt (LINEG) durchgeführt und die hygienischen und stofflichen Anforderungen an die Produktqualitäten erfasst werden (A.1, LINEG, TUG). Weiterhin wurden mögliche Zielregionen und Absatzmärkte identifiziert, um das nationale und internationale Anwendungspotenzial des technischen Systems sowie die technischen Gestaltungsspielräume in Anpassung an die Bedürfnisse der Anwendungsumgebung beurteilen zu können. Dazu wurden u.a. die gesetzlichen Rahmenbedingungen ermittelt

(s. Belló 2018, Überschär 2017). Ziel war es, relevante Einflussgrößen möglicher Anwendungsumgebungen zu erfassen, um diese bereits bei der Konzeption der Pilotanlage zu berücksichtigt, sodass später die Übertragbarkeit der Ergebnisse gewährleistet ist (A.2, IIRM).

Aufbauend auf diesen Ergebnissen sowie den Projekterfahrungen der beteiligten Partner EvU, A3 und FiW wurden Pläne, Konstruktionszeichnungen und Bemessungen zur Erstellung der Primärreinigung sowie zur Aufbereitung und Verwertung des behandelten Abwassers entwickelt (A.3 + A.4, FiW, EvU, A3). Zudem wurden Automatisierungsvorgaben für die Reinigungsstufen erarbeitet (FiW, A3).

Weiterhin sind praxistaugliche Analysemethoden entwickelt worden. Zum einen um mit ausreichender Sensitivität Spurenstoffkonzentrationen von Mikroschadstoffen in der KA Moers-Gerdt sowie Konzentrationsschwankungen dieser nachweisen zu können und zum anderen, um die Effizienz der verschiedenen Klärstufen durch den Vergleich der Inflow/Outflow-Konzentrationen beurteilen zu können. Dazu wurden ein Beprobungskonzept erstellt und chemische sowie biochemische Analyseverfahren angewendet. (A.5, BioV)

Arbeitsbereich B: Fertigung und Inbetriebnahme (FiW)

Die Fertigung und Aufstellung der Komponenten der Primärreinigung (ABR, MBBR, SBF) wurde durch die Fa. EvU vorgenommen. Der Bodeneinbau in den Bodenfiltercontainer, Einbau der Drainage, Probeentnahmesystem und Bepflanzung war Aufgabe des FiW. Die LINEG unterstützte bei der örtlichen Anpassung und dem Anschluss an die bestehende Infrastruktur der KA Moers-Gerdt und sorgte insbesondere für den Anschluss des Anlagenkomplexes an die Stromversorgung und die Versorgung mit BHKW-Abwärme über eine neue Leitung.

Die Fertigung der Anlagen und Komplettierung des Containers der Nachreinigung (UV, UF, RO) erfolgte durch die Fa. A3 GmbH. (B.1)

Anschließend wurden die einzelnen Komponenten sukzessive in Betrieb genommen (B.2, FiW, EvU, A3, LINEG)

Arbeitsbereich C: Betrieb und Anwendungsversuche (FiW, TUG)

Bei den Untersuchungen, die den Versuchsbetrieb begleiteten, standen insbesondere die Fragen zur Reinigungsleistung der einzelnen Stufen im Blick, wofür ein sehr umfangreiches Analysenprogramm in der Primärreinigung und der sekundären Aufbereitung abgearbeitet wurde. Diese wurden unterteilt in Untersuchungen zur Abwasserreinigung (Kap. 5.1), dem Monitoring und der Überwachung von Produktwasserqualitäten (Kap. 5.2) und Versuchen zur Aquaponik (Kap. 5.3). Die Untersuchungen des gesamten Systems gliederten sich in zwei große zeitliche Abschnitte, die von den Vegetationsperioden der Pflanzen bzw. den Zeiträumen der Fischkulturen bestimmt wurden.

Abwasserreinigung (FiW)

Während des Versuchsanlagenbetriebs wurden die Primärreinigung, bestehend aus Anaerobstufe (ABR^+), (s. Arens (2018)) und anoxisch-aerober Behandlungsstufe ($MBBR_D$ + SBF) (C1.1.2, s. Nern (2017) und Bulle (2018)), sowie die Sekundärreinigung, bestehend aus Bodenfilter (C1.2.1, s. Delpy (2019)), UV-Stufe (C1.2.2), Ultrafiltration (UF) (C1.2.3, s. Kieseler (2019) und Chen (2019)) und Umkehrosmose (RO) (C1.2.4, s. Kieseler (2019) und Chen (2019)) untersucht. Aufgabe der Primärreinigung war die Erzeugung der Inputwassermengen und Qualitäten für die Behandlungsstufen der Nachreinigung mit möglichst geringem Energie- und Betriebsaufwand. Dazu wurden neben den chemischen Parametern auch die Energie- und Betriebsparameter erhoben, die zur Bewertung des Betriebsaufwandes und der Energieeffizienz benötigt wurden. In der sekundären Reinigung wurden die unterschiedlichen Qualitäten für die Wiederverwendung erzeugt. Dafür waren bis auf die UF/RO-Straße jeweils getrennte Linien vorgesehen. Die RO wurde im ersten Untersuchungsabschnitt mit dem Ablauf der UF beschickt (s. Kieseler 2019). Dies repräsentierte den bisher üblichen Weg der Voraufbereitung vor einer RO. In einem zweiten Untersuchungsabschnitt wurde der Ablauf des Bodenfilters in die RO eingespeist. Damit wurde untersucht, ob es möglich ist, die UF mit ihrem nicht unerheblichen Aufwand an Chemikalien und Energie durch ein wartungsarmes und betrieblich einfacheres System zu ersetzen. Ebenso wurden mit dem Konzentrat der RO ab Juni 2018 im Labormaßstab weitere Untersuchungen durchgeführt (s. Aschendorff 2019). Diese betrafen die P-Fällung sowie die Behandlung des Konzentrates mittels Oxidation durch Wasserstoffperoxid und UV. Es sollten im Allgemeinen die notwendigen Chemikalienbedarfe, optimale Reaktionsbedingungen sowie Qualitäten und Frachten ermittelt werden. Zusätzlich durchgeführte Untersuchungen zur Vakuumentgasung konnten technisch bedingt erst im Sommer 2019 beginnen. Die praktischen arbeiten und die chemischen Untersuchungen an der Versuchsanlage wurden durch das FiW mit Unterstützung durch die LINEG durchgeführt.

Monitoring und Überwachung von Produktwasserqualitäten (BioV)

Beim Monitoring und der Überwachung von Produktwasserqualitäten, hauptsächlich durchgeführt von BioV (Lehrstuhl Umweltbiologie und -chemodynamik (UBC) und Lehr- und Forschungsgebiet Ökosystemanalyse (ESA)), wurden fünf Bereiche unterschieden. Zum einen ging es um den Verbleib von Schadstoffen in den Verfahrensstufen. Dazu wurden mithilfe von *Passiv Samplern* Proben genommen, welche durch zusätzliche Einzelproben verifiziert wurden. Zum anderen wurden zu beiden Untersuchungsabschnitten der Aquaponik ökologische Testverfahren angewendet zur Ermittlung des ökotoxikologischen Gefährdungspotenzials der Wasserproben aus Zulauf, SBF_N, Bodenfilter, UV-Behandlung, UF und RO. Weiterhin untersuchte das ESA zelltoxikologische Testsysteme mit nativen bzw. aufkonzentrierten Wasserproben zur Ermittlung Mechanismus-spezifischer Toxizität und führte Untersuchungen des integrierten Passiv Samplings und Passive Dosings in zellbasierten Testsystemen zur Entwicklung einer flexiblen Biotestbatterie durch.

Ziel war es, die Anwendbarkeit dieses neu entwickelten Verfahrens des Passive Dosings zu überprüfen und die erzielten Ergebnisse dieser Methode zu validieren. Als fünfter Punkt wurde noch der Verbleib eines ^{14}C-markierten Modellschadstoffs untersucht. Dazu wurden Laborversuche zum Verbleib der Modellsubstanz in Bodensäulen durchgeführt, um die Mechanismen der Abreicherung im Eluat besser zu verstehen und Rückschlüsse auf die Funktionalität und Betriebsdauer des Bodenfilters zu ziehen wodurch Verbesserungsvorschläge zum Aufbau des BF erwartet wurden. Zusätzlich wurden miniaturisierte Aquaponik-Pflanzenaufnahmestudien der Modellsubstanz durchgeführt um zu testen, ob und wie der Marker sich in der Pflanze verteilt. Damit sollten Aussagen über einen möglichen Eintritt in die Nahrungskette abgeleitet werden.

Versuche zur Aquaponik (TUG)

Die Versuche zur Aquaponik wurden von der TUG begleitet. Dazu wurde ein Versuchsaufbau im großtechnischen Maßstab zur Testung der Fisch- und Pflanzenzucht unter kontrollierten Bedingungen entwickelt und realisiert. Hierzu wurde ein 100 m² Gewächshaus mit vier unabhängigen Aquaponik-Kreisläufen errichtet, die neben Brunnenwasser als Referenz kontinuierlich mit drei aufbereiteten Produktwässern beschickt wurden: Bodenfilterablauf, UF-Filtrat und UV-behandeltes (Ab-)Wasser. Die Aquakultur wurde mit schnell wachsenden Welsen (Clarias gariepinus) bestückt und auf den Pflanzentischen wurden Kombinationen aus Gemüse, Kräutern und Blumen getestet. Um die Funktion des Systems sowie die Qualität der Fisch- und Pflanzenzucht sicherzustellen und zu überprüfen, wurden sowohl automatisierte Monitoring-/ Kontrollsysteme installiert als auch regelmäßige Betreuung Vorort durchgeführt.

Die Effekte der verschiedenen Wasserströme auf Fische und Pflanzen und Ertragsdaten wurden in einem Begleitmonitoring regelmäßig erfasst. Dazu wurden zum einen die Fischgesundheit und -entwicklung und zum anderen die Jugendentwicklung der Pflanzen sowie die Fruchtquantität und –qualität dokumentiert. Weiterhin wurde die Schadstoff-Akkumulation in Fischen bzw. Pflanzen untersucht. Die Mobilität und mögliche Akkumulation der ausgewählten Leitparameter wurden aus ersten Ergebnissen der im Labor nachgestellten miniaturisierten Aquaponik-Pflanzenversuche abgeleitet und in ein entsprechendes Untersuchungsprogramm integriert. Zur Entwicklung eines *in situ* Testverfahrens zur Ermittlung Mechanismus-spezifischer Wirksamkeit und der Überwachung der Wasser- und Lebensmittelqualität aus der Aquaponik sowie zur Herstellung von rtPCR-Primern für die untersuchte Welsart wurden zusätzlich Vollorganismentests (Biomarker) an Welsen und Pflanzen durchgeführt.

Arbeitsbereich D: Nachhaltigkeit und Wirtschaftlichkeit (IIRM)

Aufbauend auf den Ergebnissen der Analyse rechtlicher Anforderungen an unterschiedliche Anwendungen einer Wasserwiederverwendung und der Analysergebnisse zur Reinigungsleistung der Versuchsanlage am Standort Moers-Gerdt erfolgten Untersuchungen zur Bewertung der Nachhaltigkeit und Wirtschaftlichkeit sowie zur Beurteilung der Übertragbarkeit der Untersuchungsergebnisse auf verschiedene Anwendungsumgebungen international und national, v.a. in vom Strukturwandel betroffenen Regionen.

Dies beinhaltete in einem ersten Schritt die Prozessbilanzierung. Dazu gehörten die Bilanzierung der Pilotanlage sowie die Bilanzierung einer Großanlage mittels Hochskalierung. Zur Bewertung der Nachhaltigkeit und Wirtschaftlichkeit des technischen Konzeptes waren die mit ihm verbundenen Wasser-, Material- und Energieströme bzgl. Menge, Qualität und Anfall sowie zugehörige Kosten zu bilanzieren.

Im zweiten Schritt wurden die Wirtschaftlichkeit sowie die Nachhaltigkeit des neuen technischen Systems bewertet und ein Managementkonzept erstellt. Dazu wurden zunächst Bewertungskriterien und -methoden zu den Bereichen Umwelt- und Ressourcenschutz, Hygiene und Gesundheitsschutz sowie zu ökonomischen, sozialen und technischen Aspekten ausgewählt.

Ziel der ökologisch-ökonomischen Bewertung waren das Aufzeigen von Optimierungspotenzialen zur Verbesserung der Ressourceneffizienz (Öko-Design), der Vergleich der Nachhaltigkeit gegenüber konventionellen verfahrenstechnischen Kläranlagenkonzepten sowie die Identifizierung wirtschaftlicher Anwendungen einer Wasserwiederverwendung. Somit konnten einerseits Informationen zur Konzeptoptimierung bereitgestellt und andererseits zur Auswahlentscheidung zwischen verschiedenen Konzeptansätzen gewonnen werden.

Ein weiterer Aspekt im Hinblick auf die Entwicklung eines Managementkonzepts war die Identifikation von Absatzmärkten (s. Mühne, 2019). Dazu waren aufbauend auf den Ergebnissen der Bewertung der Wirtschaftlichkeit und Nachhaltigkeit für weitere Anwendungsumgebungen (Zielregionen) Anpassungsbedarf und Verbesserungspotenziale für das technische System sowie das Managementkonzept abzuleiten. Ausgangspunkt für die Bewertung der Übertragbarkeit und der Beschreibung unterschiedlicher Ausprägungen relevanter Rahmenbedingungen auf das Bewertungsergebnis sollten konkrete, repräsentative Anwendungsfälle sein, auf die aus anderen Projekten oder über internationale Partnerinstitutionen der eingebundenen Projektpartner im Rahmen des Projektes zurückgegriffen werden konnte. Bei der Bewertung für weitere Anwendungsumgebungen wurden sowohl die technische als auch die wirtschaftliche und sozioökonomische Eignung geprüft.

Arbeitsbereich E: Ergebnissynthese und Verwertung (FiW)

In der Ergebnissynthese wurden die Untersuchungsergebnisse der Hauptarbeitsbereiche C und D aggregiert und bewertet. Anhand dessen wurde eine gesamtheitliche Bewertung sowohl des Anlagenkonzeptes als auch der verschiedenen Wasserproduktqualitäten vorgenommen.

Zur Stärkung der Marktchancen des Anlagenkonzeptes veranstaltete das FiW zusammen mit den Projektpartner Aus- und Fortbildungsmaßnahmen von nationalen und internationalen Entscheidungsträgern in Zusammenarbeit mit der RWTH Aachen University und der RWTH Aachen Academy. Darüber hinaus fanden in Köln und Leipzig jeweils ein eintägiges Ergebnissymposium zur „Wiederverwendung von weitergehend gereinigtem Abwasser in Deutschland und in der internationalen Zusammenarbeit“ statt, in dem Ergebnisse aus awaregio und verwandten Projekten vorgestellt und mit den Teilnehmern diskutiert wurden. Weiterhin wurden im Teilprojekt der BioV praktikable Qualitätsüberwachungen für Entwicklungs- und Schwellenländer erforscht, welche über Prof. Schäffer, Prof. Hollert und Dr. Smith in wichtige nationale und internationale Beratungsgremien (SETAC Europe, AK Gentoxizität der Wasser-chemischen Gesellschaft, International Cost Action Water-Reuse, NORMAN Netzwerk für Emerging Pollutants) eingebracht werden konnten.

International haben Komponenten des awaregio-Konzeptes bereits eine Verwertung gefunden. So wird im Rahmen des BMBF-Projektes WaterReTUNe die naturnahe Nachbehandlung von Kläranlagenabläufen vor einer Teilentsalzung in einer größeren Pilotanlage umgesetzt, in dem Wege aufgezeigt werden, wie auch unter einem anderen soziokulturellen Kontext die Wasserwiederverwendung hygienisch-technisch sicher ermöglicht werden kann.

Um die Exportfähigkeit deutscher Technologieanbieter zu stärken, müssen Planungsbüros, Anlagenhersteller, Behörden, Entwicklungsorganisationen und weitere Stakeholder einbezogen werden. Dazu ist ein know-how-Transfer notwendig, damit die Anlagenkomponenten bzw. die Verfahrenskombination insgesamt sachgerecht geplant, gebaut und schließlich auch sachgerecht betrieben werden können. Daher werden anhand der zu untersuchenden Szenarien für verschiedene Zielländer und anhand der Erfahrungen aus dem Anlagenbetrieb entscheidende Rahmenbedingungen für die Technologieauswahl erläutert sowie auf mögliche Herausforderungen und Grenzen im Anlagenbetrieb verwiesen.

2.3.2 Zusammenarbeit mit anderen Stellen

Es fand ein intensiver Erfahrungsaustausch mit verwandten Projekten in der BMBF-Fördermaßnahme WAVE statt, u.a. MULTI-ReUse und HYPOWAVE.

Im Laufe des Projektes ergab sich eine Zusammenarbeit mit der benachbarten Hochschule Rhein-Waal. So wurden studentische Arbeiten von dort erstellt und Untersuchungen zur Hygiene bzw. Legionellenthematik vorgenommen mit einem ersten Methodenvergleich (s. Pu 2019, Zhang 2019). Dies erfolgte unabhängig von der Projektförderung awaregio.

3 ARBEITSBEREICH A: KONZEPTION

3.1 Modulares Konzept zur energieeffizienten Wasseraufbereitung für die Wiederverwendung und Rückgewinnung von Nährstoffen

Zur weitergehenden Aufbereitung und Wiederverwendung von kommunalem Abwassers wurde im Projekt awaregio ein mehrstufiges, modulares System entwickelt, gebaut und unter realen Bedingungen auf der Kläranlage Moers-Gerdt über fast zwei Jahre betrieben. Es werden die drei Ebenen (i) primäre Reinigung vergleichbar mit der biologischen Reinigung konventioneller Kläranlagen, (ii) sekundäre Aufbereitung zur Erzielung der je nach Anwendungsfeld geforderten Reuse-Qualitäten und (iii) die Verwertungsebene unterschieden. Die Einordnung der einzelnen Verfahrenselemente in die drei Ebene des modularen Systems verdeutlich die folgende Abbildung.

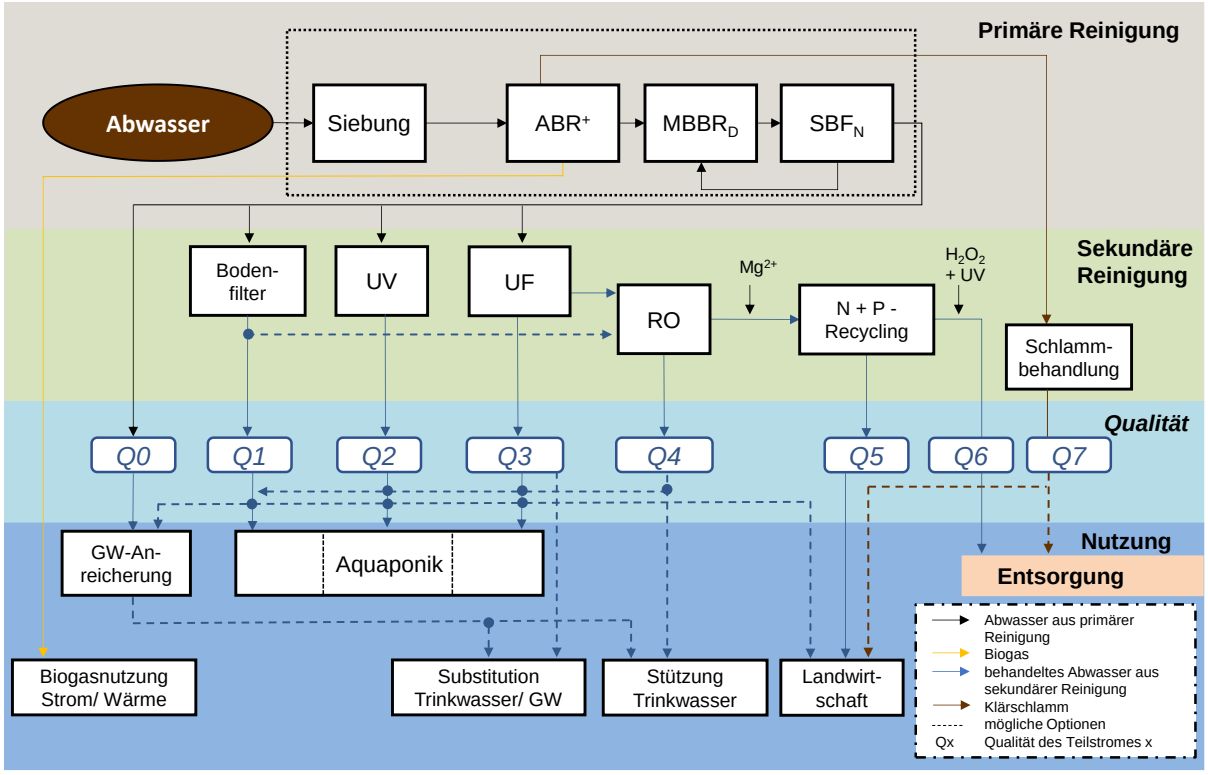


Abbildung 3-1: Modulares Konzept zur Abwasseraufbereitung und Wiederverwendung unterschiedlicher Produktqualitäten (Q0 bis Q7) in der Substitution von Trinkwasser/ Grundwasser, der direkten Stützung der Trinkwasserversorgung, dem Einsatz in der Landwirtschaft und dem Nährstoffrecycling

Durch unterschiedlich wirkende und kombinierbaren Abwasserbehandlungsstufen (Module) ist das System als Multibarrieren-Konzept konzipiert.

Die primäre Reinigung soll eine Qualität liefern, die als Input für verschiedene sekundäre Aufbereitungswege geeignet ist. Für die primäre Reinigung wurde eine möglichst robuste und energiesparende Verfahrenskombination bestehend aus einem weiterentwickelten anaeroben Tauchwandreaktors in Kombination mit einem Anaerobfilter (ABR+), einem anoxischen Moving-Bed-Biofilm-Reaktor zur Denitrifikation ($MBBR_D$) und einem Schüttbettfilter zur Nitrifikation (SBF_N) gewählt.

Im Anschluss an die primäre Abwasserreinigung kamen unterschiedliche sekundäre Aufbereitungstechnologien zum Einsatz: ein Bodenfilter (BF), eine UV-Bestrahlung (UV), eine Ultrafiltration (UF), und/ oder eine Niederdruck-Umkehrosmose (RO). Diese wiederum wurden modular ausgeführt und an verschiedene Ablaufqualitäten und Nutzungsziele der Wiederverwendung angepasst. Damit sollte ein hohes Maß an Flexibilität bezüglich der je nach Anwendungsfeld geforderten Produktqualitäten der Wasserwiederverwendung und der Verteilung der Teilströme auf verschiedene gleichzeitig verfolgte Nutzungsoptionen ermöglicht werden.

Im Projekt awaregio wurden eine vierstraßige Aquaponik mit Fisch- und Pflanzenzucht betrieben. Die Wasserwiederwendung aus der sekundären Aufbereitung wurde in drei Straßen Aquaponik mit einer vierten (Referenz-) Straße verglichen, die mit am Standort Moers-Gerdt gewonnenem Brunnenwasser betrieben wurde. Die Eignung der in der sekundären Aufbereitung erzeugten Produktqualitäten für die Stützung der Trinkwasserversorgung bzw. die Substitution von Trinkwasser oder Grundwasser wurde anhand von physikalischen, chemischen und mikrobiologischen Analyseparametern betrachtet.

Ein Luftbild der errichteten awaregio-Versuchsanlage ist in Abbildung 3-2 dargestellt.

Abbildung 3-2: Luftbild der Anlage auf dem Gelände der KA Moers-Gerdt

3.2 Rohabwasserqualität an der Kläranlage Moers-Gerdt

Die Kläranlage Moers-Gerdt der LINEG wurde 1969 in Betrieb genommen. In den folgenden Jahren wurde die Kläranlage aufgrund von Kapazitätserweiterungen und gestiegenen Anforderungen an die Ablaufqualität mehrfach erweitert. Zurzeit hat die Kläranlage eine Ausbaugröße von 250.000 EW.

Das Einzugsgebiet der Kläranlage Moers-Gerdt umfasst folgende Gebiete:

- Stadt Duisburg (Stadtteile Homberg, Baerl)
- Stadt Moers (Stadtmitte, Stadtteile Hochstraß, Repelen, mit Genend-Süd, Eick, Meerbeck, Hülsdonk, Utfort, Rheinkamp, Schwafheim)
- „Grafschafter Gewerbepark Genend“ (Moers-Repelen und Neukirchen-Vluyn)
- Pattbergsiedlung und Industrie- und Gewerbepark Pattberg (Moers)
- Stadt Rheinberg (Wohngebiet südlich von Vierbaum)

Teile des Einzugsgebietes werden im Mischsystem entwässert. Daher wird an der Kläranlage Moers-Gerdt sowohl Schmutz- als auch Mischwasser gereinigt. Neben diesem kommunalen Abwasser werden in der Kläranlage Moers-Gerdt zusätzlich Industrieabwässer behandelt. Aufgrund von wirtschaftlichen Gesichtspunkten haben sich die LINEG, ein ansässiger Chemiebetrieb und ein lokaler Molkereibetrieb dazu entschlossen, die Betriebsabwässer auf der Kläranlage Moers-Gerdt mit zu behandeln. Dies führt zu einem konzentrierten Abwasser mit hohen CSB-Konzentrationen. In internen Untersuchungen wurde dieses Abwasser bereits als gut abbaubar bewertet. (Kühn und Di Costa 2014) Die Abwassertemperaturen auf der Kläranlage liegen im Mittel bei ca. 15 °C, können aber im Hochsommer auf über 20 °C ansteigen. Die Zulaufparameter zur Kläranlage sind in Tabelle 3-1 dargestellt.

Tabelle 3-1: Zulaufkonzentrationen Kläranlage Moers-Gerdt (Jahreswerte Stand 2018)

	Einheit	Min	Mittel	Max
Durchflussmenge	[m³/15-min]	4	246	881
Gesamtzulauf CSB	[mg/l]	471	940	1.875
Gesamtzulauf P_{ges}	[mg/l]	4,3	8,4	16,7
Gesamtzulauf NH_4-N	[mg/l]	23	43	65
Zulauffracht CSB	[kg/d]	18.559	23.763	30.638
Zulauffracht P_{ges}	[kg/d]	153	210	262
Zulauffracht NH_4-N	[kg/d]	849	1.055	1.228

Im Hinblick auf die Spurenstoffbelastung befindet sich das Rohabwasser der Kläranlage Moers-Gerdt in einem für kommunale Kläranlagen in Deutschland typischen Konzentrationsbereich (Abbildung 3-3, vgl. Bergmann *et al.* (2011)).

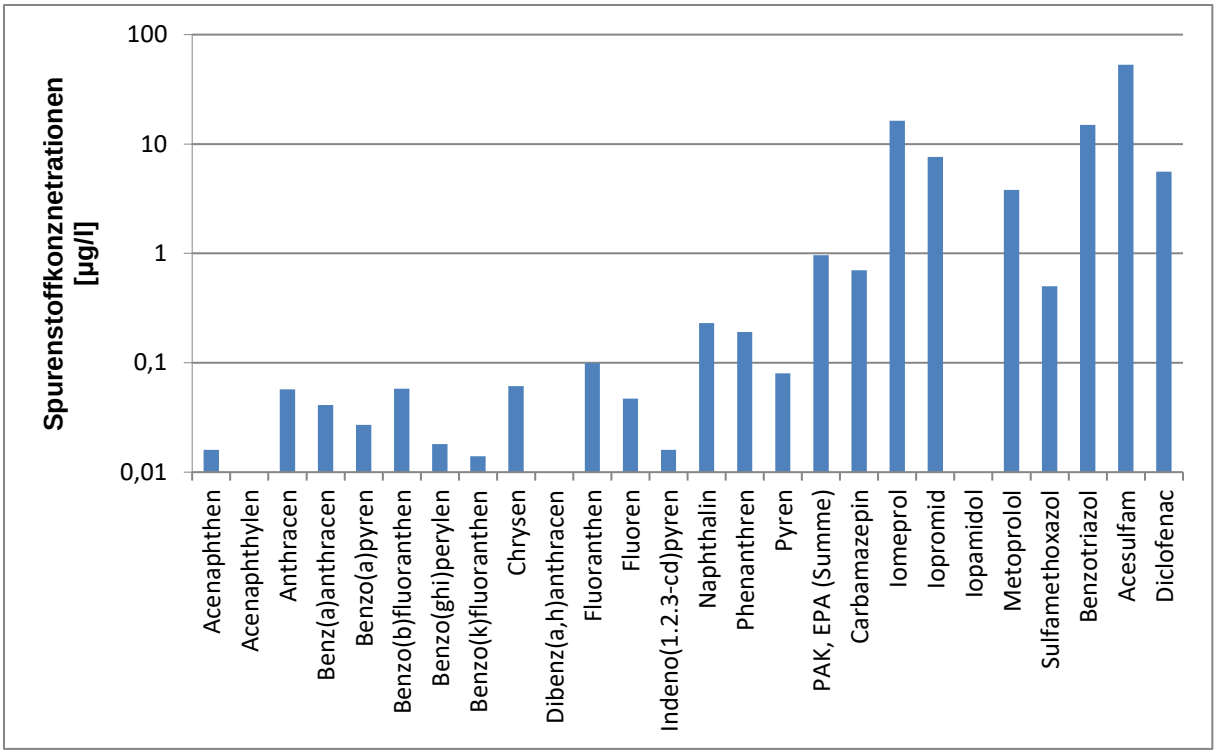


Abbildung 3-3: Zulaufkonzentrationen ausgewählter Spurenstoffe im Rohabwasser der Kläranlage Moers-Gerdt

3.3 Konzeption der Primärreinigung

Die aus ABR+-Reaktor, anoxischem MBBR und SBF bestehende Primärreinigung wurde auf eine Tageswassermenge von bis zu 6 m³/d konzipiert. Der ABR+ ist als Weiterentwicklung des klassischen ABR zu sehen. Er besteht aus 5 Kammern, der kombinierten Absetz- und Schlammfaulkammer analog eines Emscherbrunnes, drei ABR-Kammern analog des Anaerobic Baffled Reactors sowie einer Anaerobfilterkammer.

Die kombinierte Absetz- und Schlammfaulkammer war notwendig, um das stark feststoffhaltige Rohabwasser der KA Moers-Gerdt zu behandeln und die absetzbaren Stoffe zu reduzieren. Die ABR-Kammern wurden anhand der Literaturwerte ausgelegt. Diese dienten dem anaeroben Abbau des CSB unter Nutzung von suspendierter Anaerobschlamm-Biomasse. Der folgende Anaerobfilter wurde zur Minderung der Konzentration suspendierter Stoffe im Ablauf eingeplant und zum anaeroben Abbau vorwiegend des gelösten CSB mittels trägerfixierter bzw. im Filterbett zurückgehaltener Biomasse (Abbildung 3-4).

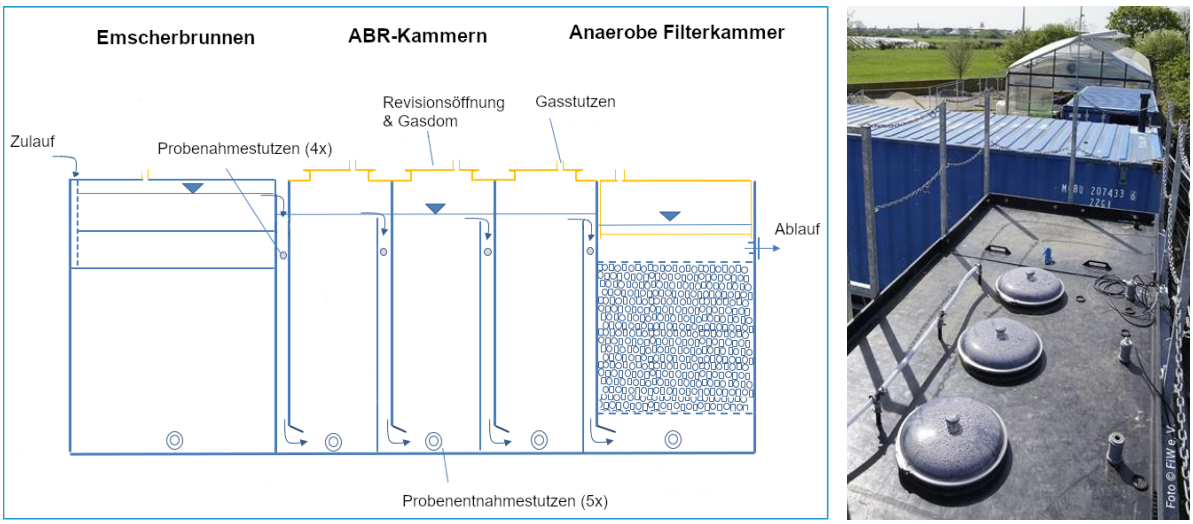


Abbildung 3-4: Schnittzeichnung durch den Anaerobreaktor (ABR⁺) und Blick auf den Reaktor in Richtung Aquaponik-Gewächshaus.

Bei der Dimensionierung der Primärreinigung mussten die Randbedingungen des Aufstellortes und die Anforderungen durch das Medium Abwasser beachtet werden. Das Wetter am Standort Moers ist aufgrund der südwestlichen Hauptwetterrichtung durch das Seeklima des Atlantiks geprägt, was relativ milde Winter und moderate Sommer zur Folge hat. Bei der Auswahl des Materials für die Behälter fiel die Wahl fiel auf einen UV-beständigen Kunststoff, welcher für Temperaturschwankungen im moderaten Bereich geeignet ist. Der ABR⁺ ist mit einer Stahlrahmenkonstruktion verstärkt, damit eine oberirdische Aufstellung des Behälters möglich ist. Zu Sicherheit und weiteren Prozessstabilität wurde noch zusätzlich eine äußere Dämmschicht an den Behälter angebracht (Abbildung 3-5).

Abbildung 3-5: ABR⁺ im aufgebauten betriebsbereiten Zustand

Nach erfolgter Wahl des Materials sowie der Größendimensionierung der Behälter begann auf dem Werksgelände der EvU der Auf- und Ausbau des Versuchsanlagencontainers. Ein Teil der Anlage, wie die beiden MBBR-Reaktoren und die komplette Schalt- und Steueranlage, wurden entsprechend der Planungen und Abstimmungen zur Ausführung der MBBR-Anlage und des SBF-Reaktors in einen 20-Fuß Iso-Seecontainer eingebaut (Abbildung 3-6). Die Becken der beiden MBBR-Reaktoren wurden mit eigens dafür angefertigten Rührwerken und Antriebsmotoren ausgestattet. Trägerbrücken zur Aufnahme der Motoren wurden als Sonderanfertigungen für die einzelnen Behälter im Werk der EvU Innovativen Umwelttechnik GmbH in Gröditz, Sachsen gefertigt (Abbildung 3-7).

Zur Unterstützung des Prozesses und Beschleunigung des Einfahrprozesses wurde ein MBBR-Reaktor mit einer Belüftungseinheit ausgerüstet um der Biologie ausreichend Sauerstoff zu Verfügung zu stellen.

Abbildung 3-6: Iso-Container mit Schalt- und Steueranlage sowie den beiden MBBR-Becken

Abbildung 3-7: MBBR-Becken im Betrieb

Beim Aufbau und der Konstruktion des Schüttbettfilter-Reaktors mussten neben der Funktion auch die Funktionalität und Durchführbarkeit von Wartungs- und Reparaturarbeiten berücksichtigt werden. Zur Optimierung und Unterstützung des Spülprozesses im SBF wurde ein Krählwerk installiert, welches während der Spülung das im SBF befindliche EvU-Pearl® Trägermaterial durchmengt, um Konglomerationen zu lösen, überschüssigen Biofilm aus dem Reaktor auszuschleusen und somit Toträume zu minimieren. Der Prozess zur Spülung des SBF wurde vorerst nicht automatisiert und wird je nach Bedarf und bei Anwesenheit von Betreiberpersonal durchgeführt.

Abbildung 3-8: SBF im aufgebauten und betriebsbereiten Zustand

Um eine möglichst optimale Wasserverteilung über der Fläche des SBF zu erreichen wurde ein Dreh-Sprenger-System mit Sammeltopf für Zulauf (=Ablauf anoxischer MBBR) und Rezirkulation und vier Armen gebaut. Im Verlauf des Betriebs der Anlage wurden noch zusätzliche Prallbleche an den Armen installiert. Eine Herausforderung beim Bau der Systeme für das Krählwerk und auch der Wasserverteilung war die Verbindung beider Systeme in der Mitte des Behälters. Hier wurde mit einem gelagerten Rohr im Rohr-Antriebssystem eine praktikable Lösung gefunden, welche für den großtechnischen Anwendungsfall noch Optimierungspotenzial besitzt. Beide Systeme wurden auf einer eigens dafür konzipierten Brücke installiert (Abbildung 3-8).

Die Gegebenheiten des Aufstellortes ließen keine großen Wassertiefen im Nachklärbecken zu. So wurde auf einen Schrägboden im Nachklärbecken verzichtet und stattdessen ein Bodenräumer installiert, welcher den anfallenden Schlamm zur Mitte des Beckens führt und von dort über ein gesteuertes Motorstellventil in zyklischen Abständen abgelassen wird (Abbildung 3-9). Im Laufe des Versuchsbetriebes wurde jedoch festgestellt, dass das vorhandene Volumen des Beckens nicht ausreichend ist, um eine genügend große Verweil- und Absetzzeit des teilweise sehr feinen Schlammes/Biofilmabriebes zu gewährleisten. Das vorhandene Nachklärbecken wurde durch ein Becken größeren Durchmessers ersetzt. Die Bodenräumerkonstruktion wurde dem neuen Becken angepasst.

Abbildung 3-9: Nachklärbecken mit Motorstellventil

Bei der Schalt- und Steueranlage galt es nicht nur die für die Primärreinigung und die MBBR-Anlage erforderlichen Funktionen zu erfüllen, sondern auch alle Teilanlagen des Gesamt-Projektes miteinander zu verbinden und miteinander kommunizieren zu lassen. Die umfangreichen Anforderungen und Vorgaben für die Steuerung sowie die Kommunikation mit den anderen Teilanlagen wurden bei diversen Abstimmungsterminen mit unserem Dienstleister für die EMSR-Technik, FiW, EvU und weiteren Projektpartnern erarbeitet.

Gerade die Kommunikation zwischen der Teilanlage der UV/UF/RO-Anlage der Firma A3 und der Schalt- und Steuereinheit der MBBR-Anlage erforderte ein hohes Maß der Abstimmung, da hier nicht nur Freigaben für einzelne Aggregate erteilt wurden, sondern auch Messwerte und Füllstände zur jeweils internen Weiterverarbeitung genutzt werden sollten. Über ein Modem können Betriebszustände überwacht und Einstellwerte kontrolliert sowie geändert werden. Täglich erfolgt die Übermittlung der gesammelten Tagesdaten der Anlage per Mail an die Projektmitarbeiter, um tagesaktuell Anlagenbetrieb und -funktion überwachen zu können.

3.4 Konzeption der sekundären Aufbereitung

3.4.1 Bodenfilter

Als sekundäre Reinigungsstufe wurde unter anderem ein bewachsener vertikal durchströmter Bodenfilter untersucht. Dieser wurde vom FiW konzipiert in einen modifizierten Bauschuttcontainer (2 x 4,5 x 1,2 m) eingebaut. Der BF wurde mit Kies 3/8 gefüllt. Die darunterliegende Dränschicht 16/32 wurde mit einem Geotextil vom Kies 3/8 getrennt. Die Bepflanzung erfolgte mit Schilfrohr (Phragmitis communis), von dem ca. 5 Pflanzen pro Quadratmeter gesetzt wurden (Abbildung 3-10). Die Beschickung erfolgte durch gelochte Rohre DN50, von denen zwei Stränge längs parallel angeordnet wurden.

Abbildung 3-10: Bodenfilter im Bau (links) und nach Bepflanzung (rechts)

3.4.2 UV, Ultrafiltration und Niederdruck-Umkehrosmose

Als sekundäre Reinigungsstufe wurden alternativ zum Bodenfilter eine UF in Kombination mit einer Niederdruck-RO sowie eine separate UV-Bestrahlung untersucht.

3.4.2.1 UV-Bestrahlung

Als UV-Anlage wurde eine sog. ABOX-S8-Anlage eingesetzt. Diese wurde zusammen mit der UF und RO in den vom Partner A3 GmbH gelieferten Container integriert. Der UV-Strahler war mit 15 W für Abwasser und Prozesswasser bei einem Durchsatz von bis zu 350 l/h beziffert.

Die Beschickung erfolgte über die im Container befindliche Excenterpumpe vom Ablauf der Nachklärung (B6). Die UV-Anlage war an die SPS im Container angebunden, ebenfalls an die im MBBR-Container.

3.4.2.2 Ultrafiltration

Die Ultrafiltration wurde in den vom Partner A3 GmbH gelieferten Container zusammen mit der UV und RO integriert. Das Herzstück der Anlage sind zwei UF-Module DIZZER PV 4040 (4“Durchmesser), die abwechselnd zweiseitig beschickt wurden. Einen Überblick über die Anlage sowie die Verknüpfung mit der RO gibt das R+I-Schema in Abbildung 3-11.

Die Speisung der UF-Anlage erfolgte über die Pumpe P-05 ebenfalls mit Ablauf Nachklärung (B6). Das Wasser wurde zum Schutze der UF-Module noch durch einen Gewebefilter (Feinfilter mit 300 µm) gefördert. Aus einer Dosiereinrichtung kann Flockungshilfsmittel zudosiert (B-13) und in einer Mischstrecke mit dem Abwasserstrom vermischt werden.

Die UF wies aufgrund der Umschaltung der Fließrichtung und der notwendigen Rückspülung zahlreiche Pneumatikventile auf, die über die SPS und einen separaten Ventilblock angesteuert wurden. Der Ablauf der UF gelangte über eine kleine, im Sammelbehälter Permeat (B09) befindliche Tauchpumpe zur Aquaponik. Das Permeat dient gleichzeitig als Medium zur Rückspülung der UF-Membranen. Die Abbildung 3-12 gibt einen Überblick über die Anordnung der Anlagenteile im Container. Aus dem Filtrattank werden auch die nachfolgenden Stufen (Aquaponik und Umkehrosmose) gespeist.

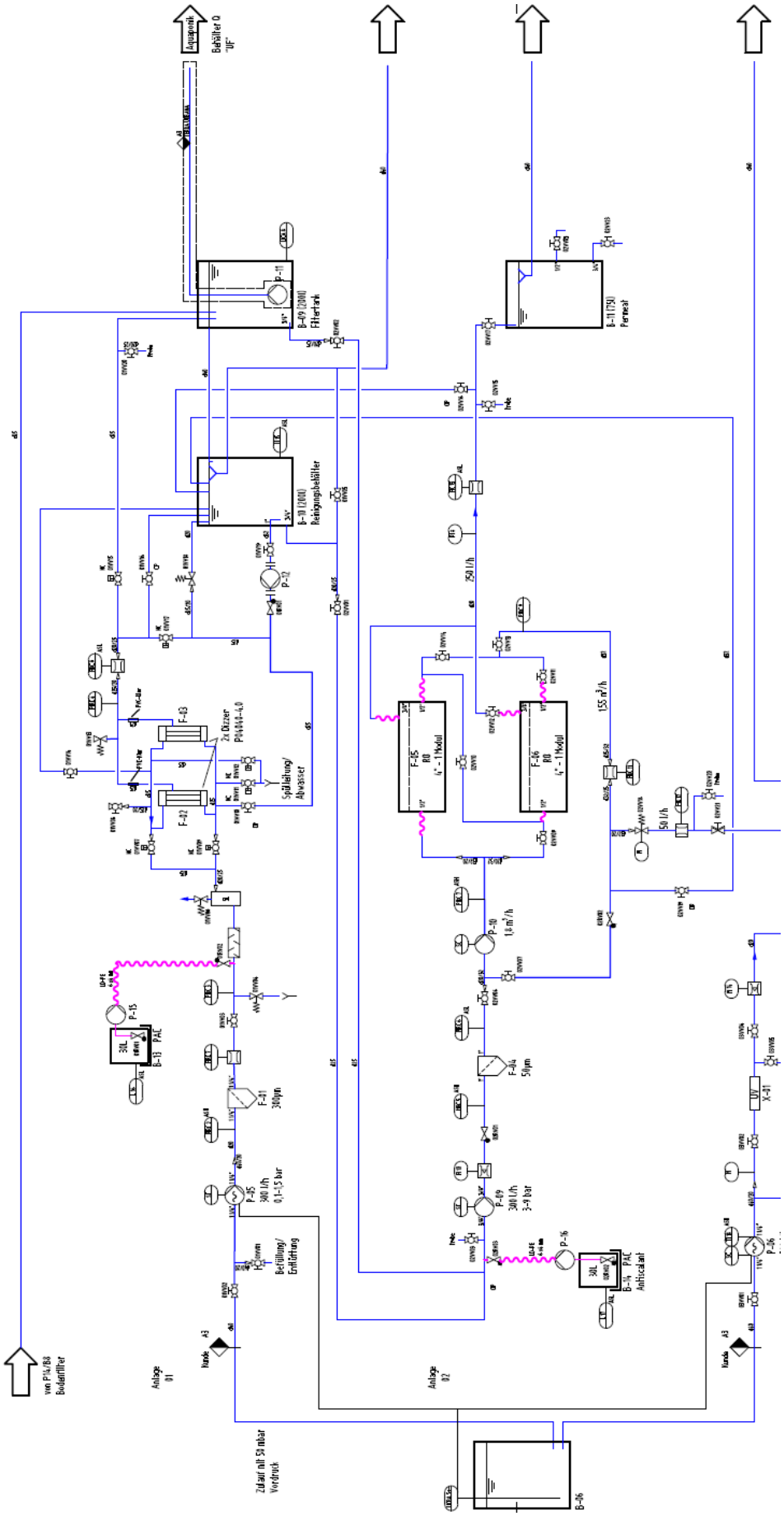


Abbildung 3-11: R+I-Schema der UF und RO

Abbildung 3-12: Ansicht der UF-Anlage. Im rechten Bild ist im Hintergrund die UV-Anlage zu sehen

3.4.2.3 Niederdruck-Umkehrosmose

Die Umkehrosmose wurde primär mit dem Ablauf der UF beschickt. Im Jahr 2019 wurden über längere Zeit auch Versuche mit dem Ablauf des Bodenfilters durchgeführt. Herzstück der RO sind zwei Lanxess Niederdruck-RO-Module LE 4040 (4“) eingebaut in passende Druckrohre.

Die Pumpe P-09 entnimmt das zu behandelnde Wasser aus dem Filtrattank B-09 der Ultrafiltation und führt es über einen Feinfilter mit 50 µm Filterfeinheit (F-04). Mittels der Überströmpumpe P-10 wird das Wasser dann über die Umkehrosmosemodule (F-05 und F-06) geführt. Es sind Parallelbetrieb und Reihenschaltung der Module möglich. Das Permeat wird im Behälter B-11 gesammelt. Das Konzentrat wird im Behälter B-12 gesammelt. Aus dem Behälter B-14 kann bei Bedarf Antiscalant zudosiert werden, um der Verblockung der Membrane entgegenzuwirken. Die Lösung zur chemischen Reinigung der Umkehrosmosemodule kann ebenfalls aus dem Reinigungsbehälter der Ultrafiltration entnommen werden. Die folgende Abbildung 3-13 gibt einen Eindruck der RO-Anlage.

Abbildung 3-13: Ansicht der Niederdruck-RO

3.5 Konzeption der Aquaponik

Je ein Aquaponikkreislauf (insgesamt vier Kreisläufe) beinhaltet folgende Komponenten: Vorspeicher, Speicher, Ebbe-Flut-Tisch, Biofilter, Fischtank, Sedimentation und Steuerung (Abbildung 4-1). Die Vorspeicher werden kontinuierlich von den jeweiligen Aufbereitungsstufen beschickt, so dass eine ständige Durchströmung der Vorspeicher gewährleistet wird und jederzeit frisches Betriebswasser für den Aquaponikkreislauf vorhanden ist. Der Überlauf aus den Vorspeichern wird abgeführt. Der Speicher fungiert als Puffer im System und zur Aufrechterhaltung des Kreislaufes. Abhängig vom Füllstand des Speichers wird der Speicher automatisch vom Vorspeicher beschickt. Der Füllstand im Speicher variiert durch Beschickung des Ebbe-Flut-Tisches und durch den Füllstand des Fischtanks. Die jeweiligen variablen Wassermengen im Speicher sind in der Steuerung berücksichtigt. Der Speicher ist über eine Pumpe mit dem Biofilter verbunden.

Der Biofilter fungiert als Nitrifikationsstufe, um Ammonium, das nicht von den Pflanzen absorbiert wurde, in für die Fische unschädliches Nitrat umzuwandeln. Die Nitrifikation ist pH- und temperaturabhängig und kann durch angepasste Wasseraustauschraten optimiert werden. Der Biofilter ist zusätzlich belüftet und wird im Behälter von unten nach oben durchströmt. Der Überlauf vom Biofilter wird in den Fischtank geleitet. Im Fischtank werden pH-Wert, Temperatur und Füllstand erfasst. Abhängig vom Füllstand im Fischtank wird die Sedimentation über eine Pumpe beschickt. Die Sedimentation dient dem Rückhalt von Feststoffen und wird ebenfalls von unten nach oben durchströmt. Der Überlauf der Sedimentation wird in den Speicher geleitet. Der Kreislauf ist somit geschlossen. Die Sedimentation wird regelmäßig gespült, so dass zum einen eine Kontrolle des Kreislaufs bezüglich pH-Wert und Temperatur durch Wasseraustausch erfolgen kann und zum anderen gleichzeitig Feststoffe aus dem Kreislauf entfernt werden.

3.6 Entwicklung praxistauglicher Analysenmethoden

3.6.1 Beprobungskonzept

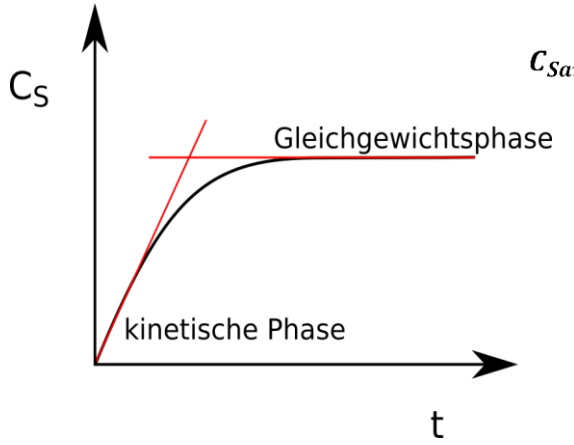
3.6.1.1 Einführung und Zielsetzung

Für eine verlässliche Untersuchung und Bewertung der einzelnen Produktwasserqualitäten und zur Nachverfolgung der Effizienz einzelner Module der modularen Pilotanlage ist ein Beprobungskonzept notwendig, welches in ausreichender Dichte Daten liefert, um auch Variationen bedingt durch Schwankungen in den Zulaufkonzentrationen zu erfassen. Zur Erreichung dieser Datendichte wurde eine Kombination aus chemisch-analytischen und biologischen bzw. bioanalytischen Methoden eingesetzt, wodurch sowohl einzelne relevante organische Spurenstoffe als auch die kombinierten biologischen Effekte der gesamten Mischprobe untersucht werden können.

Im Vordergrund der ökotoxikologischen Untersuchungen steht die Erfassung kombinierter Wirkungen der im behandelten Abwasser enthaltenen Spurenstoffe (Mischungstoxizität). In der Literatur konnte für verschiedene Chemikalien gezeigt werden, dass ihre Konzentrationen als Einzelsubstanz alle unterhalb der ökotoxischen Wirkschwellen liegen, sie in einer komplexen Mischung jedoch sehr hohe Wirkung haben können. Auch der umgekehrte Fall ist nachgewiesen: Wirkungen von Einzelstoffen können sich in komplexen Mischungen und Matrizes abschwächen bzw. verändern. Diese Änderungen bei einer Mischungstoxizität wurden im Rahmen des Projektes untersucht. Im Vorfeld des Projektes wurde basierend auf einer umfassenden Literaturstudie eine Biotestbatterie zusammengestellt, welche für die experimentellen Untersuchungen eingesetzt wurde, die zur Erstellung einer ausführlichen Risikobewertung führen. Zum Einsatz kam eine umfangreiche Biotestbatterie, die kürzlich im Solutions-Projekt und im NORMAN Netzwerk entwickelt und auch im Rahmen eines Interlabortests überprüft wurde (Brack *et al.* 2019, Di Paolo *et al.* 2015, Könemann *et al.* 2018).

Neben der ausführlichen ökotoxikologischen Untersuchung ist zur Qualitätsüberwachung der gereinigten Abwässer und zur Nachverfolgung der Effizienz der einzelnen Klärstufen auch eine ausführliche chemisch analytische Überwachung notwendig. Bedingt durch die Vermischung unterschiedlicher Abwässer kann die Konzentration organischer Spurenstoffe im Verlauf von Stunden (z.B. durch tägliche Schwankungen in der menschlich bedingten Einleitung von Pharmazeutika oder Regenereignissen), aber auch Wochen oder Monaten (z.B. durch Klimaänderungen oder die Applikation von Pestiziden) schwanken. Dies ist insbesondere für die kleinskalige Pilotanlage relevant, da durch das geringere Volumen der Anlage Variationen im Vergleich zu großen Kläranlagen nur unzureichend gepuffert werden. Aus diesem Grund ist es notwendig, Methoden und Konzepte zur Probenahme auszuwählen, die adäquat solche Variationen in den Konzentrationen organischer Spurenstoffe reflektieren und gleichzeitig eine robuste Analytik ermöglichen.

Eine Methode, die dies verspricht, ist die passive Probenahme. Das Grundprinzip beruht hierbei auf der Anreicherung der Analyten durch die Absorption oder Adsorption an einen Sammlermaterial, bedingt durch die Verringerung des Gradienten der chemischen Aktivität (a) des Analyten zwischen der Umwelt und dem Sammler und der damit einhergehenden Verringerung des chemischen Potenzials (µ) im gesamten System. Dargestellt werden kann diese Anreicherung über ein Einkompartiment-Modell (Abbildung 3-14, Formel 1), wobei die Abhängigkeit der Konzentration im Passivsammler (C_S) zum Zeitpunkt t von den Aufnahme- und Eliminationsraten (k_1 und k_2) und der frei verfügbaren Konzentration im umgebenden Medium (C_M) beschrieben wird (Greenwood *et al.* 2007, Vrana *et al.* 2005). Dargestellt werden kann die in Abbildung 3-14 gezeigte Abhängigkeit durch ein Einkompartiment-Modell bzw. eine vereinfachte Form dieses Modells für die beiden Regime.



$$C_{Sampler}(t) = C_{Medium} \times \frac{k_1}{k_2} \times (1 - e^{-k_2 \times t}) \quad (1)$$

$$C_{Sampler} = C_{Medium} \times \frac{k_1}{k_2} = C_M \times K_D \quad (2)$$

$$M_{Sampler}(t) = C_{Medium} \times R_S \times t \quad (3)$$

CM: frei gelöste Konzentration im umgebenen Medium; k1: Aufnahmerate;
k2: Eliminationsrate; KD: Verteilungskoeffizient zwischen den beiden Phasen;
Rs: Anreicherungsrate

Abbildung 3-14: Abhängigkeit der Konzentration eines Analyten in einem Passivsammler (Cs) von der Zeit (t) sowie die beiden Regime der Kinetik (Gleichgewichtsphase und kinetische Phase), in denen Passivsammler genutzt werden können.

Im Laufe der Zeit haben sich – basierend auf diesem Modell – zwei gängige Methoden entwickelt: Zum einen das Operieren im Gleichgewicht (s. Abbildung 3-14, Formel 2), zum anderen das Operieren in der kinetischen Phase (s. Abbildung 3-14, Formel 3). Die Nutzung der kinetischen Aufnahmephase verspricht hierbei einen integrativen Ansatz zur Einbeziehung der Fluktuationen in die Betrachtung der Belastung in Wässern. Über die Masse des Analyten zum Zeitpunkt t ($M_S(t)$) kann somit über die Anreicherungsrate (Rs) und die Dauer der Ausbringung des Sammlers die frei gelöste Konzentration im untersuchten Medium (C_M) über den Betrachtungszeitraum berechnet werden.

Ein großer Vorteil gegenüber Punktproben ist hierbei, dass gezielt die frei gelöste Konzentration der Spurenstoffe abgebildet wird und somit eine hohe Relevanz in Bezug auf die Toxizität

des Mediums besteht, da dieser Anteil als vollständig bioverfügbar angesehen werden kann. Des Weiteren können hiermit niedrigere Detektionslimits und somit eine hohe Sensitivität der Analytik durch die Anreicherung der Analyten bei zeitgleicher Reduktion der Matrix (Jeong *et al.* 2018) erzielt werden. Zur Verifikation der Passivsammler, aber auch zur Bestimmung der Gesamtkonzentration im Wasser, welche für eine robuste Bestimmung der Massenflüsse und zur Berechnung der Reinigungseffizienz der Klärverfahren notwendig ist, wurden zusätzlich Punktproben entnommen.

3.6.1.2 Probenahmekampagnen

Im Vorfeld wurden für die Untersuchungen (ökotoxikologisch und Ausbringung der Passivsammler) 6 Probenahmestellen ausgewählt.

Beprobt wurden der Zulauf, der Ablauf der Primärreinigung (B6), der Ablauf des Bodenfilters (BF), der Ablauf der UV-Behandlung (UV) sowie der Ablauf der Ultrafiltration (B9) und der Ablauf der Umkehrosmose (B11), die der Ultrafiltration nachgeschaltet wurde (Abbildung 3-15).

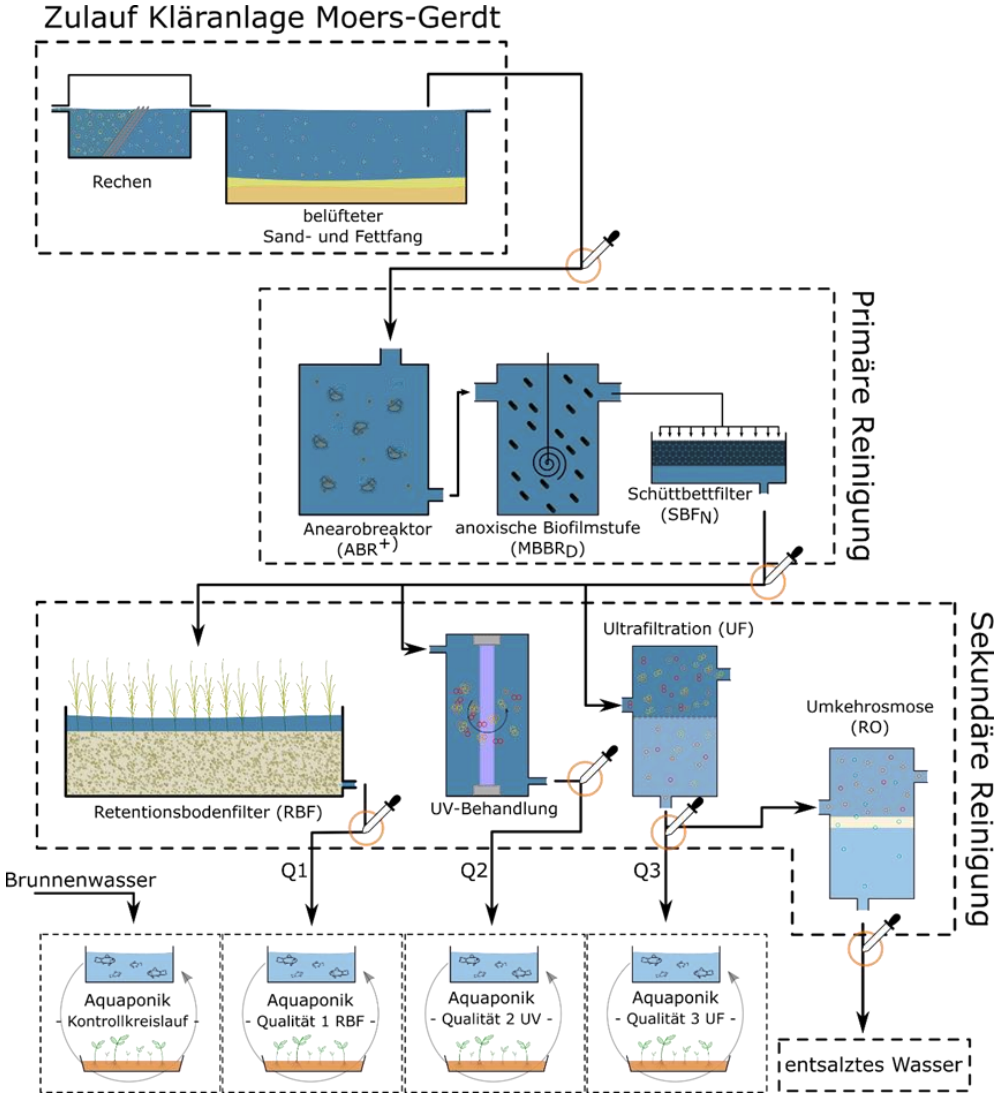


Abbildung 3-15: Schematische Abbildung der modular aufgebauten Reinigungsstufen

Insgesamt wurden die Passivsammler viermal im 2018 und 2019 (Tabelle 3-2) des Projektes für je 21 Tage ausgebracht. Für die ökotoxikologischen Tests wurden Proben jeweils zu Beginn und am Ende der Sammelphase an den entsprechenden Probenentnahmestellen entnommen, so dass insgesamt 8 Proben untersucht wurden. Diese Proben wurden, wenn möglich, in nativem (unbehandeltem) Zustand untersucht. War dies aufgrund des Testdesigns nicht möglich, wurden die Proben mittels Festphase aufkonzentriert (relativ enrichment factor (REF) 2000). Die aufkonzentrierte Probe wurde dann für die entsprechenden Biotests wieder verdünnt.

Tabelle 3-2: Darstellung der Untersuchungszeiträume in den Jahren 2018 und 2019, sowie die dabei betrachteten Klärstufen

	2018										2019							
		Frühling			Sommer			Herbst			Winter			Frühling			Sommer	
	3	4	5	6	7	8	9	10	11	12	1	2	3	4	5	6	7	8
Zulauf																		
Primäre Reinigung																		
BF																		
UV																		
UF																		
RO																		

Pro Probenahme wurden im Durchschnitt etwa 24 Passivsammler genutzt und 14 SPE-Proben genommen. Bei der ersten Probenahmekampagne befand sich die UV-Stufe noch nicht im Einsatz. Während der zweiten Probenahmekampagne ist der Passivsammler im Zulauf verloren gegangen und bei der Entnahme der Sammler konnte wegen einer starken Schlammbildung im Zulauf keine Wasserproben entnommen werden.

3.6.1.3 In situ-Untersuchungen der afrikanischen Welse

Neben der Untersuchung der akuten und Mechanismus-spezifischen Toxizität wurden ebenfalls Untersuchungen mit den in der Aquaponik gehälterten afrikanischen Welsen durchgeführt. Expositionsuntersuchungen an adulten Fischen haben sich in zahlreichen Untersuchungen, wie z.B. dem SchussenAktiv-Projekt, als sehr geeignet erwiesen, um mit diesen Biomarkeruntersuchen durchzuführen. Für die Untersuchungen wurde der afrikanische Wels ausgewählt, da dieser ein schnelles Wachstum zeigt. Die Exposition in den Versuchsbecken, die mit dem Wasser des Bodenfilters, der UV-Behandlung und der Ultrafiltration durchströmt wurden, erfolgte dabei über 110 Tage. Als Referenz wurden zudem Fische mit Brunnenwasser exponiert. Um einen Vergleich mit den Mechanismus-spezifischen Biotests zu gewährleisten, wurden hier ebenfalls Untersuchungen hinsichtlich des endokrinen, Dioxin-ähnlichen sowie gentoxischen Potenzials durchgeführt.

3.6.2 Chemische Analysen und Passivsammler

Als Grundlage des chemischen Monitorings diente eine Auswahl an Zielsubstanzen, welche unter Bezugnahme der EG-Wasserrahmenrichtlinie 2000/60/EG (EU 2000), der gesundheitlichen Orientierungswerte (GOW) und vorangegangenen Analysen der Zu- und Abläufe der Kläranlage Moers-Gerdt durch die LINEG ausgewählt und mit den Listen des Kompetenzzentrum Mikroschadstoffe.NRW (Kompetenzzentrum Mikroschadstoffe.NRW 2016) zur Mikroschadstoffelimination abgeglichen wurden, um eine gute Überschneidung der Leitparameter gewährleisten. Hieraus ergab sich die in Tabelle 3-3 aufführte Liste für die produktbezogene Spurenstoffanalytik.

Tabelle 3-3: Untersuchungsumfang ausgewählter organischer Spurenstoffe

Spurenstoffe	CAS	Nutzung bzw. Herkunft
Carbamazepin	- 298-46-4	Antiepileptika
Diclofenac	- 15307-86-5	Antirheumatikum
Metoprolol	- 51384-51-1	β-Rezeptorenblocker
Sulfamethoxazol	- 723-46-6	Antibiotikum
Iomeprol	- 78649-41-9	Röntgenkontrastmittel
Iopamidol	- 60166-93-0	Röntgenkontrastmittel
Acesulfam	- 55589-62-3	Süßstoff
1H-Benzotriazol	- 95-14-7	Industriechemikalie
Nonylphenole	- -	Industriechemikalie
Bisphenol A	- 80-05-7	Industriechemikalie
17α-Ethinylestradiol	- 57-63-6	künstliches Hormon
17β-Estradiol	- 50-28-2	natürliches Hormon
Estron	- 53-16-7	natürliches Hormon
Polyzyklische aromatische Kohlenwasserstoffe (PAK)	- -	Nebenprodukt bei Verbrennungen / in Erdöl

Mit Ausnahme der polyzyklischen aromatischen Kohlenwasserstoffe erfolgte die Analytik dieser Substanzen mittels LC-ESI-MS/MS. Die PAKs wurden mittels GC-MS analysiert. Um einen sensitiven Nachweis der Nonylphenole, von Bisphenol A, Estron, 17β-Estradiol, 17α-Ethinylestradiol zu gewährleisten wurden diese derivatisiert (Müller *et al.* 2019).

Um eine hohe Übertragbarkeit der Ergebnisse der Analytik der Punktproben zu den Bioassays zu gewährleisten wurden die mittels Festphasenextratkion (SPE) aufkonzentrierten Proben sowohl für in vitro Bioassays als auch für die chemische Analytik verwendet. Als Passivsammler kamen hauptsächlich sogenannte POCIS (**P**olar **O**rganic **C**hemical **I**ntegrative **S**ampler) zum Einsatz. Diese erstmals von Alvarez *et al.* (2004) beschriebenen Passivsammler bestehen aus zwei Polyethersulfon(PES)-Membranen, zwischen denen ein Polymer festgehalten

wird das zur Anreicherung der Analyten dient. Die Membranen fungieren hierbei sowohl dafür, den Sorbent im Sammler zu halten, als auch den Massentransfer in den Sammler zu limitieren und so eine längere kinetische Aufnahmephase zu erhalten. Ein oft genutztes Polymer ist Oasis HLB (Hyrophilic-Lipophilic-Balanced Copolymer), das aus lipophilen und hydrophilen Monomeren synthetisiert wird (s. Abbildung 3-16).

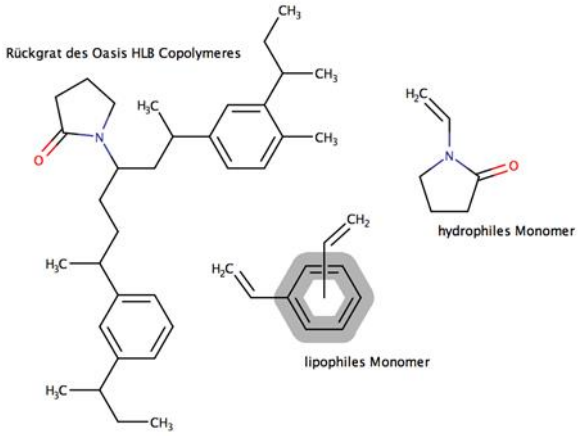


Abbildung 3-16: Monomere des Oasis Copolymers sowie die Struktur des daraus aufgebauten Rückgrats von Oasis HLB

Durch die Kombination lipophiler und hydrophiler Bestandteile besitzt das Polymer ein breites Spektrum an Eigenschaften, die Interaktionen mit polaren und unpolaren Substanzen ermöglichen. POCIS basierend auf Oasis HLB als Sorbent wurden vielfach erfolgreich für die Untersuchung unterschiedlicher Abwässer und Gewässer (Bailly *et al.* 2013, Liscio *et al.* 2009, Miège *et al.* 2012) eingesetzt. Neben den POCIS wurden anfänglich auch auf Polydimethylsiloxan (PDMS) basierende Sammler eingesetzt, um unpolare Substanzen, wie die PAKs, detektieren zu können. Während die POCIS eine große Bandbreite von polaren bis unpolare Verbindungen anreichern können, sind Sammler auf PDMS-Basis nur zur Anreicherung von unpolaren Substanzen nutzbar. Gleichzeitig ist dieser Sammlertyp jedoch sehr gut etabliert und die Nutzung von PRCs („**P**erformance **R**eference **C**ompounds“) zur Bestimmung der Sammelrate im Feld ist möglich und gut etabliert, bei der die Abnahme von Referenzverbindungen im Sammler als Berechnungsgrundlage dienen. Um Kontaminationen während des Transportes, der Ausbringung und der Entnahme, sowie der Aufarbeitung der Sammler bestimmen zu können, wurden bei jeder Messkampagne drei Sammler für jeden Typen als Feldkontrolle genutzt.

3.6.3 Biochemische Analysen und Biotests

Eine verlässliche Abschätzung des ökotoxikologischen Potenzials von zu untersuchenden Umweltproben alleine aufgrund eines Toxizitätstest an nur einem einzelnen Organismus ist nicht möglich. Dafür ist immer eine Kombination mehrerer Biotests, eine sogenannte Biotestbatterie, notwendig. In einer Biotestbatterie ist es zudem sinnvoll, akute und Mechanismus-spezifische Testsysteme zu untersuchen.

Für das aquatische Kompartiment werden im Rahmen des Projekts die empfohlenen standardisierten Testverfahren für die Abwasserbewertung nach DIN und ISO (Algen-, Daphnien- und Fischtoxizität) durchgeführt. Die untersuchten Testorganismen decken verschiedene trophische Ebenen ab (Primärproduzenten – Destruenten – Primärkonsumenten). Neben der Untersuchung der akuten Toxizität wurde außerdem die sogenannte Mechanismus-spezifische Toxizität der verschieden behandelten Abwässer hinsichtlich des endokrinen (agonistisch und antagonistisch), mutagene, gentoxische sowie das Dioxin-ähnliche Potenzial untersucht.

Algen-Wachstumshemmtest (Desmodesmus subspicatus)

Zur Bestimmung der Wachstumshemmung auf die einzellige Grünalge *Desmodemus subspicatus* durch Substanzen oder Substanzmischungen im Wasser oder durch Abwasser wird der Algentest nach DIN 38412-33 (1991) und DIN EN ISO 8692 (2012) durchgeführt. Hierbei wird der Testorganismus in Form einer exponentiell wachsenden Kultur verschiedenen (Ab)Wasserkonzentrationen ausgesetzt. Es wird die Wachstumshemmung anhand der in-vivo-Chlorophyll-Fluoreszenz über einen Zeitraum von 72 h in einem Messintervall von 24 h aufgezeichnet. Der Algen-Wachstumshemmtest wird abweichend von der Norm in 24-Well-Mikrotiterplatten durchgeführt (Eisentraeger *et al.* 2003).

Daphnien-Immobilisationstest (Daphnia magna)

Der akute Daphnien-Immobilisationstest wurde nach DIN EN ISO 6341 (2013) durchgeführt. Für diesen Test werden Süßwasserkrebse der Art *Daphnia magna* Straus (Primärkonsument) eingesetzt, die aus einer drei bis vier Wochen alten Zucht stammen. Als Maß für die Toxizität von (Ab-)Wässern wird die Schwimmunfähigkeit des Wasserflohs nach 24-stündiger Exposition gegenüber der Probe unter definierten Bedingungen bestimmt. Pro Ansatz werden 4 Replikate mit je 5 Tieren getestet. Als Ergebnis wird die höchste Verdünnungsstufe (G-Wert G_D) angegeben, bei der die Hemmung das erste Mal ≤ 90 % liegt.

Fischeitest (Danio rerio)

Der Fischeitest mit Danio rerio ist ein DIN-Verfahren, in dem die toxische Wirkung unterschiedlicher Proben auf die Entwicklung des Zebrabärblings ermittelt wird (Hollert *et al.* 2003). Der Test liegt als DIN EN ISO 15088 (2009) für die Abwasserbewertung vor und ersetzt hier den Fischtest mit der Goldorfe. Der Test ist eine Alternativmethode zu Tierversuchen, da er frühe Lebensstadien nutzt. Dieser Test wurde unter maßgeblicher Mitarbeit der Arbeitsgruppe Prof. Hollert validiert und bereits in zahlreichen Studien erfolgreich für die Bewertung von Abwasser eingesetzt (Gartiser *et al.* 2010, Lahnsteiner 2008).

Viabilitätstest (MTT Test)

Der MTT Test wird für die Ermittlung der allgemeinen Toxizität einer Probe eingesetzt. Die Viabilität der Zellen nach Exposition wird über den Umsatz des Farbstoffes 3-(4,5-Dimethylthiazol-2-yl)-2,5-diphenyltetrazoliumbromid ermittelt (Berridge und Tan 1993).

Östrogenitätstest (ER/AR-CALUX®)

Die CALUX®-Systeme (Chemical-Activated Luciferase gene eXpression) (ISO 19040-1:2018-08 (2018)) sind schnelle und sehr sensitive Methoden für die Ermittlung des endokrinen Potenzials von Substanzen (Aktivierung und Inhibierung des Östrogenrezeptors bzw. Androgenrezeptors, Beeinflussung des Glucokorticoidrezeptors). Die im Test eingesetzte Zelllinie U2-OS wurden doppelt transfiziert, um den humanen östrogen bzw. androgen Rezeptor exprimieren zu können (Sonneveld *et al.* 2005). Dieser Test wurde bereits in zahlreichen Studien erfolgreich für die Bewertung von Monosubstanzen sowie diverser Umweltproben eingesetzt (Di Paolo *et al.* 2015, Gehrmann *et al.* 2018, Jia *et al.* 2019, Maletz *et al.* 2013, Neale *et al.* 2017). Die AG Hollert hat an der ISO-Validierung der ER-Calux-Methode maßgeblich mitgewirkt.

Mikro-EROD-Assay

Bei dem micro-EROD Assay handelt es sich um einen AhR-basierten Biotest zur Ermittlung der Cytochrom P450-Aktivität. Er wurde entwickelt, nachdem in den 1960er Jahren festgestellt wurde, dass die Anwesenheit Dioxin-ähnlicher Substanzen bei der Rattenhepatom-Zelllinie H4IIE die Synthese von Ethoxyresorufin-O-Deethylase (EROD) induziert. Der Test basiert auf der Bindung Dioxin-ähnlicher Substanzen an den AhR, was zur Induktion von Cytochrom P450 (CYP1A1) führt (Behrens et al. 1998, Whyte et al. 2000), welches PAKs und HAHs metabolisiert. Der micro-EROD Assay erlaubt eine Hochdurchsatzuntersuchung von Umweltproben, wobei die Proben unter Berücksichtigung einer großen Konzentrationsspannweite analysiert werden können (Schiwy et al. 2015).

Ames-Fluktuations-Test

Mit Hilfe des Ames-Fluktuations-Tests (ISO 11350) wird die mutagene Wirkung auf zwei gängige Salmonella-Stämme (TA98 und TA100) für den Nachweis von Basenaustausch- und Rasterschub-Mutationen ermittelt. Die Zugabe einer Enzymmischung aus der Rattenleber (S9) soll die Biotransformation in Wirbeltieren nachahmen. Der Ames-Fluktuations-Test ist eine Abwandlung des bekannten Ames-Tests, bei dem die Kultur in Flüssigmedien durchgeführt wird (Reifferscheid und Buchinger 2012). Dieses Testsystem wurde bereits in zahlreichen Studien für die Bewertung von Abwasser eingesetzt (Abdel-Massih et al. 2013, Jolibois und Guerbet 2006, Whatley und Cho 2010) und zeigte hier große Vorteile gegenüber dem umu Test. Die AG Hollert hat an der ISO-Validierung der Methode maßgeblich mitgewirkt.

Mikrokerntest

Mit dem Mikrokerntest können Chromosomenschäden in Zellen nachgewiesen werden. Der Test ist mit verschiedenen Zelllinien sowie Primärzellkulturen durchführbar. Für die Anwendung mit der Hamsterzelllinie V79 liegen sowohl eine DIN-Vorschrift zur Abwassertestung (DIN EN ISO 21427-2 (2009)) als auch eine OECD-Guideline (OECD 487 (2010)) vor. Auch dieser Test wurde bereits erfolgreich für die Bewertung von Abwasser eingesetzt (Liney et al. 2005,

Reifferscheid et al. 2008). Die AG Hollert hat an der DIN-Validierung der Methode maßgeblich mitgewirkt.

In situ Untersuchungen mit Fischen und Pflanzen

Im awaregio-Projekt wurden *in situ* Testverfahren mit Fischen und Pflanzen zur Untersuchung der verschiedenen Abwasserqualitäten verwendet. Bei den Fischen wurden dazu Biomarkeruntersuchungen durchgeführt. Die Endpunkte wurden dabei so gewählt, dass sie mit den erhaltenen Daten aus den Mechanismus-spezifischen Untersuchungen verglichen werden konnten. Zudem wurden ausgesuchte Proben aus der Aquaponik für die Durchführung von Next-Generation-Sequencing (NGS) verwendet. Hierbei wurde einerseits die Veränderung im Transkriptom untersucht, andererseits dient die Negativkontrolle als Grundlage zur Herstellung von rtPCR Primern. Folgende Biomarker-Untersuchungen wurden durchgeführt.

- EROD-Aktivität (Dioxin-ähnliche Wirksamkeit) an Leberproben der Fische
- Mikrokerntest an Blutzellen zum Nachweis einer gentoxischen Wirkung
- Vitellogenininduktion (Vorläuferprotein des Dotters) zum Nachweis estrogener Aktivität

4 ARBEITSBEREICH B: FERTIGUNG UND INBETRIEBNAHME

4.1 Bodenfilter

Der Bodenfilter wurde in Eigenregie vom FiW vor Ort im Juni 2017 in einem modifizierten Abrollcontainer für Bauschutt aufgebaut und bepflanzt. Der Bodenfilter wurde bereits im Frühsommer 2017 fertiggestellt – deutlich vor Fertigstellung und Inbetriebnahme der anderen Behandlungsstufen. Bis zur Inbetriebnahme der vorgelagerten Behandlungsstufen wurde der Bodenfilter mit Brunnenwasser eingestaut, um das Anwachsen der Schilfpflanzen zu ermöglichen.

4.2 Primärreinigung

Der Anaerobreaktor wurde als geschweißter Behälter aus PE durch eine Kunststoffbaufirma gefertigt. Dabei erwies sich die Fertigung der Einbauten der ABR-Kammern, des Emscherbrunnens sowie die gasdichte aber dennoch abnehmbare Abdeckung der Anaerobfilterkammer als besondere Herausforderung. Die ursprüngliche Abdichtung des Deckels wurde im ersten Betriebsjahr durch einen Deckel mit ins Wasser eintauchender umlaufender Schürze ersetzt. Damit war es möglich Gasdrücke einzustellen, die den notwendigen Vordruck für die Gasuhr lieferten. Durch die mit 10 bis 15 mbar sehr niedrigen Drücke konnte nur die Gasuhr der Fa. Ritter als Messgerät genutzt werden. Die ursprünglich eingesetzten Gaszähler erwiesen sich als unbrauchbar.

Der Anaerobreaktor wurde im Oktober 2017 auf ausgerichtete Betonklötze gesetzt, die wiederum auf einem Kiesbett zum Ausgleich der Neigung des Untergrundes ruhten, um den Ablauf des Anaerobreaktors im freien Gefälle zu ermöglichen. Besonderes Augenmerk musste auch dem Arbeitsschutz auf dem Anaerobreaktor gewährt werden – umlaufende Geländer sowie eine Umlaufschürze waren Maßnahmen zur Absturzsicherung.

Bevor der MBBR- / SBF Anlagenteil nach Moers ausgeliefert wurde, erfolgten im Werk Gröditz mehrere wassergeführte Testläufe der einzelnen Behälter, einschließlich Funktionsprobe der verbauten Aggregate und Technik. Die Behälter, die im Container verbaut sind, wurden hydraulisch miteinander verbunden und der Regelbetrieb simuliert. In diesem Zuge wurde die verbaute Messtechnik für die einzelnen Behälter und Rohrleitungen im System hardwaremäßig implementiert, getestet und parametriert. Analog zur technischen Ausrüstung der MBBR-Reaktoren und des SBF-Reaktors wurde die allgemeine und spezifische elektrische Schaltanlage im Container eingebaut und verdrahtet. Im weiteren Verlauf wurde das Programm zur automatischen Steuerung der Versuchsanlage getestet und, soweit möglich, auf den Standardbetrieb voreingestellt.

Anfang Oktober 2017 wurden die im Iso-Container vormontierten Teile der Versuchs- und Schaltanlage sowie der SBF-Reaktor nach Moers transportiert. Im Anschluss erfolgte der Aufbau mit entsprechender Verbindung der einzelnen Komponenten der Behälter auf dem Versuchsfeld. Die Einbindung in die Gesamtanlage wurde vorbereitet und erfolgte jeweils nach Aufstellung der weiteren Teilanlagen.

Der Anaerobreaktor wurde im Spätherbst 2017 in Betrieb genommen. Zur Animpfung mit anaerober Biomasse wurde mit dem Saugwagen der LINEG verdünnter Faulschlamm in die Emscherbrunnenkammer und in geringerem Maße auch in die ersten ABR-Kammern gegeben. Dieser Anaerobschlamm sollte ausreichend Anaerobier, insbesondere Methanbakterien, in die Emscherbrunnen-, ABR- und AF-Kammer(n) einbringen. Die Einarbeitung der Anaerobreaktoren dauert naturgemäß deutlich länger als die von aeroben Reaktoren, was sich im Versuchsbetrieb bestätigte – das besonders unter dem Umstand, dass die Einarbeitungsphase in das Winterhalbjahr 2017/2018 fiel.

Die Biofilmreaktoren wurden ab November 2017 nach Abschluss der Klarwassertests und Nachjustierung der Abläufe der MBBR-Reaktoren mit einem Teilstrom des Anaerobreaktors beschickt. Die Animpfung der Biofilmreaktoren erfolgte mit ca. 50 l nitrifizierendem Belebtschlamm aus der KA Moers Gerdt. Zunächst wurden beide anoxischen MBBR-Reaktoren betrieben, wovon einer zur Unterstützung der Einarbeitung des SBF zeitweise belüftet wurde. Die Einarbeitung des SBF im Winter 2017/2018 dauerte ungewöhnlich lange, erst Anfang März wurde eine nennenswerte Nitrifikation festgestellt.

4.3 UV, Ultrafiltration und Niederdruck-Umkehrosmose

Die Anlage zur Nachbehandlung wurde vom FiW zusammen mit A3 im Detail geplant und die einzelnen Aggregate wurden gemäß der Auslegung ausgewählt und bestellt. Ein Verfahrensfließbild für die Teilanlagen Ultrafiltration, Umkehrosmose und UV-Anlage wurde erstellt und mit A3 abgestimmt. Auf der Basis des Verfahrensfließbildes wurde die Aufstellung der Aggregate geplant und die notwendigen Bauteile für die Fertigung beschafft. Weiterhin wurde die Steuerung der Anlage geplant und vergeben. Auf der Grundlage der Planungsunterlagen wurde der Anlagencontainer vom Projektpartner A3 gebaut.

Nach Fertigstellung wurde der Container mit UF, UV und RO zunächst getestet und dann zur Kläranlage Moers transportiert. Nach der Einbindung des Containers in die Gesamtstruktur, wurden die Anlagenkomponenten UV, UF und RO im Frühjahr 2018 in Betrieb genommen und die Steuerung an die örtlichen Gegebenheiten angepasst. Die Mitarbeiter des FiW und der LINEG wurden durch die A3 auf die Anlagenfunktion eingewiesen und im Umgang mit der UV, UF und RO-Anlage geschult.

4.4 Aquaponik

Im Mittelpunkt der Arbeiten in diesem Arbeitspaket stand der Aufbau des Gewächshauses und der vier baugleichen Aquaponikmodule, in denen die aufbereiteten Wässer unter kontrollierten Bedingungen in der kombinierten Fisch- und Pflanzenzucht getestet wurden. Vor Beginn der Arbeiten an der gesamten Versuchsanlage wurde gemeinsam mit allen Partnern die planungsrechtliche Zulässigkeit zusammengestellt und der Stadt Moers durch die LINEG vorgelegt. Die Prüfung der bauplanungs- und bauordnungsrechtlichen Belange ergab eine unterfallende Einordnung der baulichen Anlagen im § 53 BauO NRW.

Der Gewächshauskorpus wurde auf dem Gelände der LINEG in Moers-Gerdt direkt neben den Anlagen der Aufbereitungssysteme auf dem Beton des Stellplatzes verankert. Mögliche Beschattungen durch umliegende Bäume und Sträucher wurden berücksichtigt. Gemäß der Anlagenplanung für die Aquaponik mussten im Gewächshaus zusätzlich Vorspeicher für die einzelnen Wasserströme aufgestellt werden, so dass kontinuierlich Wasser zur Beschickung der einzelnen Aquaponikmodule zur Verfügung stand. Als Herausforderung für die bauliche Integration aller Behältnisse stand die Abstimmung der Größenverhältnisse und der jeweiligen Höhenunterschiede, um so wenig wie möglich Pumpen einzusetzen. Nach Fertigstellung der Grobarbeiten wurden die einzelnen Behältnisse miteinander verbunden und auf Dichtheit geprüft. Im Anschluss wurden die einzelnen Steuerungselemente zur Überwachung der Aquaponikmodule integriert (Abbildung 4-1).

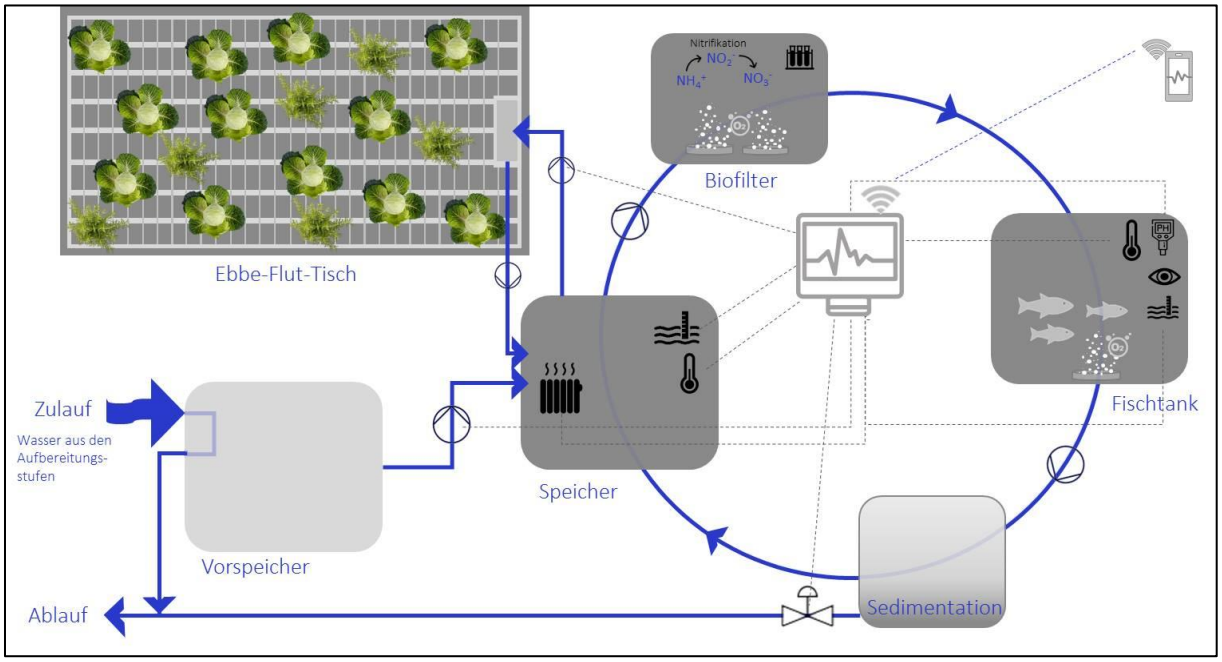


Abbildung 4-1: Schematische Darstellung eines Aquaponik-Kreislaufs

Des Weiteren wurde gemeinsam mit den Partnern vor Ort die Wärmeversorgung der gesamten Versuchsanlage durch das BHKW der LINEG installiert. Herausfordernd hierbei waren die Auslegung der einzelnen Wärmeleitungen, die Zuführung zu den einzelnen baulichen Anlagen und die Verteilung im Gewächshaus zu den Heizlüftern und Speicherbecken, um mit einer Wärmepumpe und ohne große Wärmeverluste alle Anlagenteile ausreichend mit Wärme zu versorgen. Die Fertigstellung und Bauabnahme aller Aufbauten erfolgte mit Beginn des 1. Quartals 2018. Das zentrale Monitoring-/Kontrollsystem für die Aquaponik-Versuchsstrecken wurde mit regulärer Inbetriebnahme der Aquaponik getestet.

5 ARBEITSBEREICH C: BETRIEB UND ANWENDUNGSVERSUCHE

Der Untersuchungszeitraum begann mit ersten Voruntersuchungen am Bodenfilter und Anaerobreaktor im November 2017. Regelmäßige Beprobungen erfolgten dann schrittweise mit Inbetriebnahme der einzelnen Stufen über den gesamten Projektverlauf ab Januar 2018 bis September 2019. Die Ergebnisse sind im Folgenden dargestellt.

5.1 Ergebnisse der Abwasserreinigung

5.1.1 Primärreinigung

5.1.1.1 Anaerobstufe

Die Betrachtungen zur Auswertung der Ergebnisse der Anaerobstufe erstrecken sich auf die folgenden Parameter:

a) Konzentrationsbetrachtungen der Parameter AFS, CSB, CSB_{filt}, N, P
b) Mengen (Q_d, Biogas)
c) Frachten (Biogas, CSB)
d) Belastungs- und Leistungsparameter (B_R, dB_R, B_{TS})

Parameter AFS

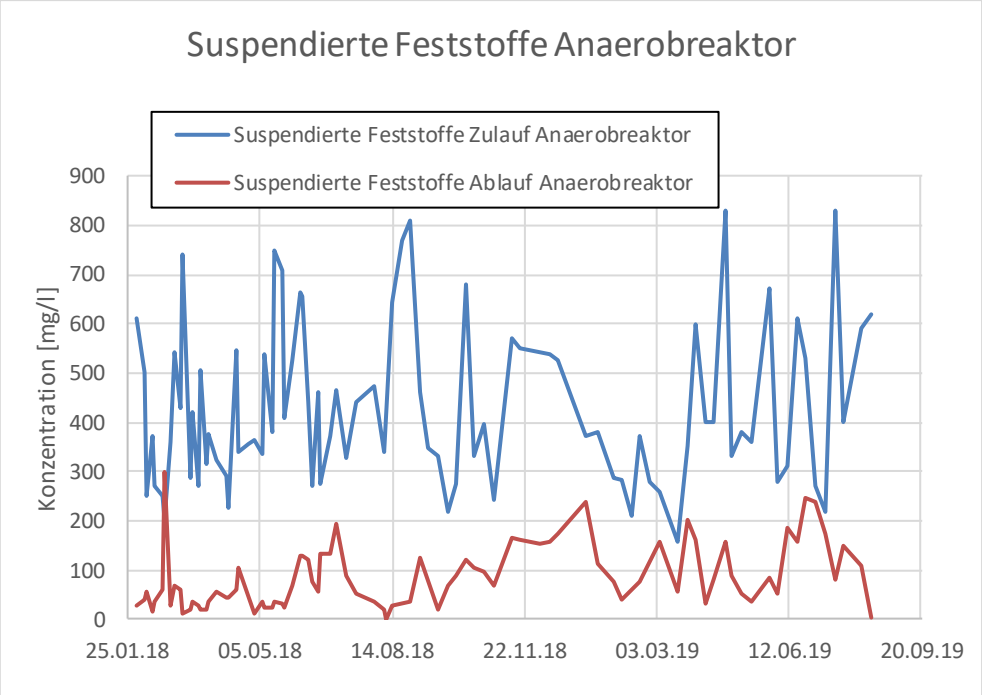


Abbildung 5-1: Suspendierte Feststoffe im Zu- und Ablauf über gesamte Versuchsdauer

Bzgl. der Feststoffe ist hier eine Darstellung von Gesamtzulauf und Ablauf der Anaerobstufe möglich (Abbildung 5-1). Die obige Abbildung zeigt, dass im Zulauf z.T. sehr hohe Feststoffkonzentrationen von 500 bis 800 mg/l enthalten waren. Im Ablauf finden sich Konzentrationen von 50 bis 200 mg/l wieder. Die Ablaufkonzentration an AFS wurde von feinen Anaerobschlammflocken geprägt, die im Abbauprozess gebildet, sich im Anaerobfilter-Kompartiment anreicherten und z.T. mit dem Ablauf ausgetragen wurden. In den Abläufen der Zwischenstufen ergaben die Probenahmen kein plausibles Bild aufgrund von aufschwimmendem Anaerobschlamm in den ABR-Kammern.

Parameter CSB

Die CSB-Konzentrationen im Zu- und im Ablauf wurden stark von den abfiltrierbaren Stoffen geprägt. Die CSB-Zulaufkonzentrationen erreichten Werte von bis zu über 1.600 mg/l. Nach der Einarbeitungsphase wurden im Ablauf des ABR in den Sommermonaten des Jahres 2018 CSB-Konzentrationen von z.T. weniger als 200 mg/l erreicht. In der kühleren Jahreszeit lagen die CSB-Konzentrationen im Ablauf des Anaerobreaktors überwiegend zwischen 300 und 500 mg/l (Abbildung 5-2).

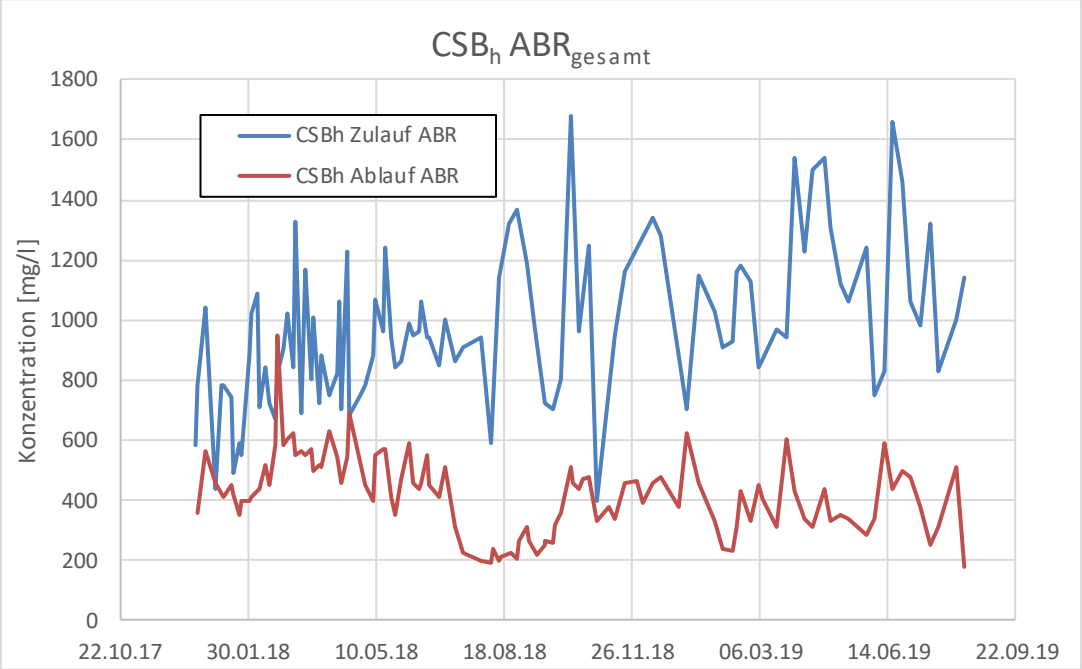


Abbildung 5-2: CSB_h-Konzentrationen im Zu- und Ablauf des Anaerobreaktors

Für die Beurteilung der Abbauleistung bzw. der Ablaufqualität ist es sinnvoll, die CSB-Konzentrationen auch in der filtrierten Probe zu betrachten. Hier zeigt sich, dass nach der mehrmonatigen Einarbeitungsphase die CSB-Konzentrationen im Zulauf überwiegend von 400 bis 700 mg/l auf überwiegend 200 bis 250 mg/l abgebaut wurden. In den Sommermonaten wurden z.T. für anaerobe Verhältnisse sehr niedrige Werte um ca. 150 mg/l erreicht (Abbildung 5-3). Dies ist bemerkenswert, da hiermit gezeigt werden konnte, dass auch im Temperaturbereich zwischen 15 und 25°C ein signifikanter CSB-Abbau auf anaerobem Wege möglich ist.

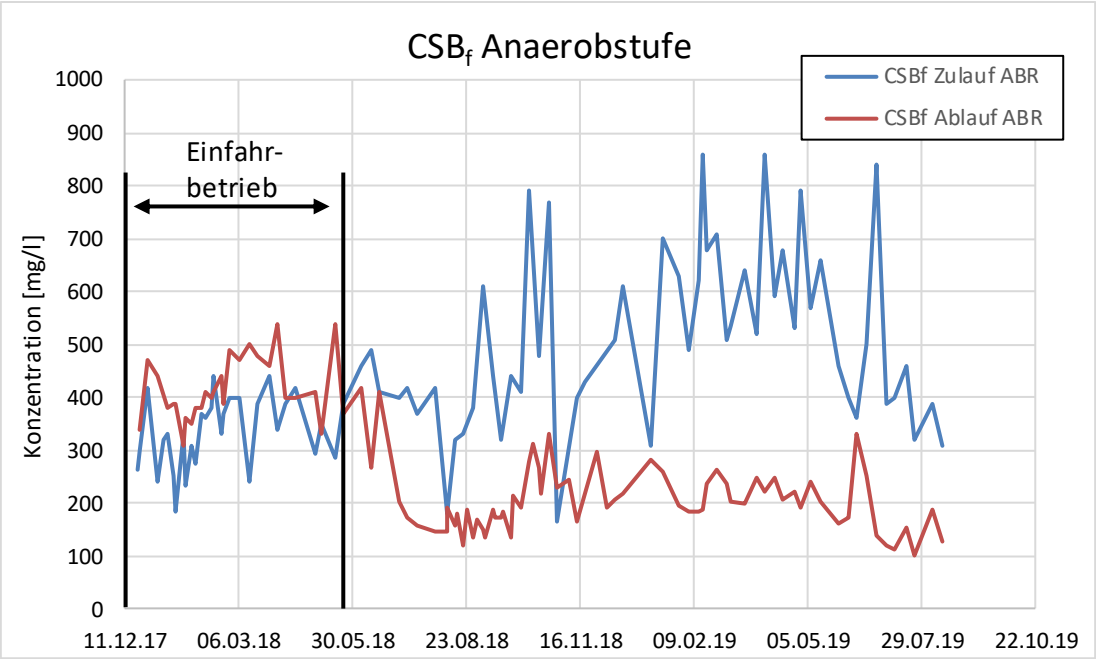


Abbildung 5-3: CSB_{filt}-Konzentrationen im Zu- und Ablauf des Anaerobreaktors

Nährstoffe Stickstoff und Phosphor

Im anaeroben Milieu werden die Nährstoffkonzentrationen von Stickstoff und Phosphor nur gering beeinflusst. Dies zeigte sich auch in der Konzentrationsbetrachtung, zwischen Zulauf und Ablauf sind beim TN_b und P_{ges} nur geringe Unterschiede zu sehen. Jedoch wurde bei Betrachtung des Ammoniumstickstoffes sichtbar, dass eine Erhöhung um 5 bis 10 mg/l im Ablauf gegenüber dem Zulauf erfolgt, was die Ammonifkation eines Teils des organisch gebundenen Stickstoffs infolge des CSB-Abbaus belegt.

Biogasproduktion

Die Biogasproduktion im Anaerobreaktor konnte nur an der Anaerobfilterkammer gemessen werden. An den anderen Kammern befanden sich ebenfalls Stutzen zum Ableiten und Messen des Biogases. In den Kammern (Emscherbrunnen und anaerobic-baffled Kammern) bestanden jedoch Undichtigkeiten im Gasraum, die erst im Verlauf der Untersuchungen festgestellte wurden und fertigungstechnisch (doppelte PE-Platten, verschweißt) bedingt waren. Es wurde in mehreren Anläufen versucht, diese Undichtigkeiten zu beseitigen, was jedoch nicht vollständig gelang.

Die Biogasproduktion im Anaerobreaktor (AF-Kammer) zeigt die folgende Abbildung 5-4. Im Wochenmittel werden zwischen 200 und bis zu 600 l/d Biogas erzeugt. Es zeigt sich eine prinzipielle Temperaturabhängigkeit, die jedoch auch durch andere Faktoren wie CSB-Konzentration und Grad der Einarbeitung beeinflusst wird (Abbildung 5-5). Der Peak im Frühsommer kann ggf. auch auf den durch steigende Temperaturen verstärkten Abbau von partikulärer organischer Substanz zurückgeführt werden. Im Mittel lag die Biogasproduktion bei rund 300 l/d.

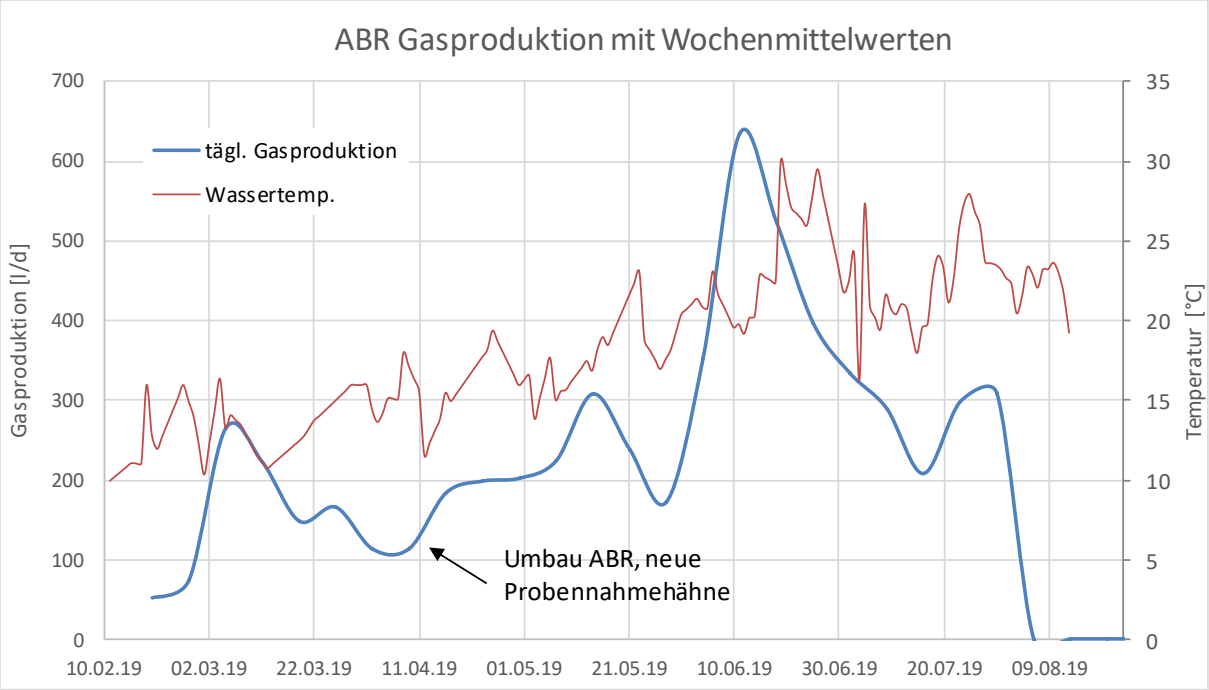


Abbildung 5-4: Biogasproduktion beispielhaft für das Jahr 2019 in Gegenüberstellung zur Temperatur

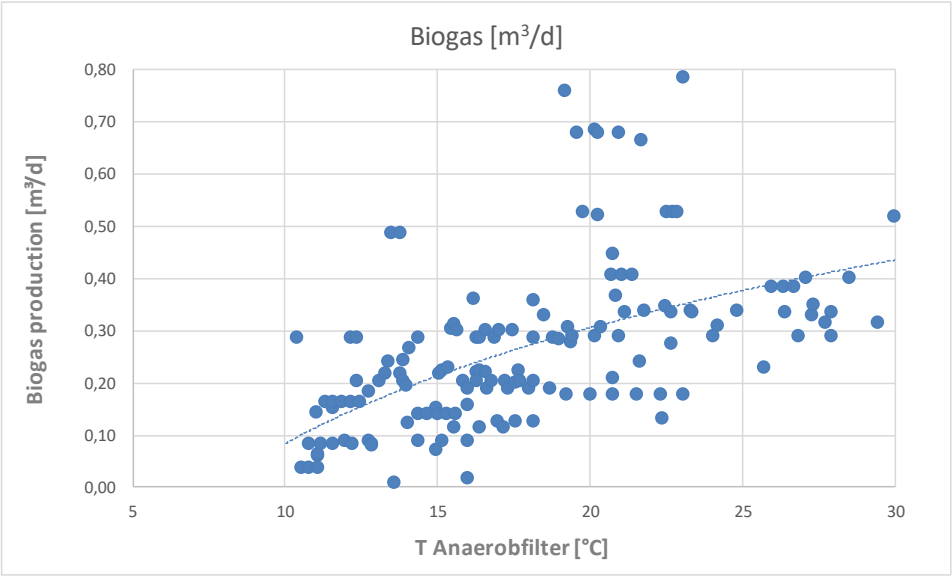


Abbildung 5-5: Biogasproduktion als Funktion der Temperatur

Bemerkenswert ist der hohe Methangehalt von 82 % im Biogas. Dies ist Ergebnis der deutlich höheren CO_2-Löslichkeit und dessen Abtransport mit dem Abwasserstrom.

5.1.1.2 Anoxisch-aerobe Behandlungsstufe ($MBBR_D$ + SBF)

Bei der anoxisch-aeroben Nachbehandlung müssen beide Reaktoren MBBR + SBF im Zusammenhang gesehen werden. Aufgrund der erwarteten langen Einarbeitungszeit des Anaerobreaktors wurde deshalb der MBBR so konzipiert, dass er periodisch/getaktet aerob zu betreiben war. Dies diente zur Lastreduzierung des folgenden SBF, um dort die Ausbildung einer nitrifizierenden Biozönose dann zu ermöglichen, wenn dies die CSB-Ablaufkonzentrationen bzw. -Frachten vom Ablauf des Anaerobreaktors notwendig machten.

CSB

Wie in der folgenden Abbildung 5-6 zu sehen, wurde die Kombination aus den beiden Reaktoren mit einer sehr großen Bandbreite der CSB-Konzentrationen konfrontiert. Diese erreicht zeitweise 300 bis 400 mg/l. Hohe CSB-Ablaufkonzentrationen in der Nachklärung waren z.T. Ergebnis dieser Konzentrationsspitzen im Zulauf und gleichzeitig gehemmter/zu geringer Nitrifikation im SBF, z.T. auch Ergebnis von technischen Problemen wie z.B. dem Ausfall des Drehsprengerantriebs oder Störungen des Überschussschlammabzuges in der Nachklärung. Der starke Wurmbefall im Frühjahr 2019 hatte jedoch keinen merklichen Einfluss auf die CSB-Ablaufkonzentrationen.

Unter normalen Bedingungen wurden im Ablauf des Schüttbettfilters CSB-Konzentrationen zwischen 50 und 70 mg/l erreicht. Diese Werte sind mit denen konventioneller Tropfkörper vergleichbar, jedoch lag die Trägermaterialschüttung des Schüttbettfilters mit nur 1 m um den Faktor 3 bis 4 sehr deutlich unter der eines klassischen Tropfkörpers.

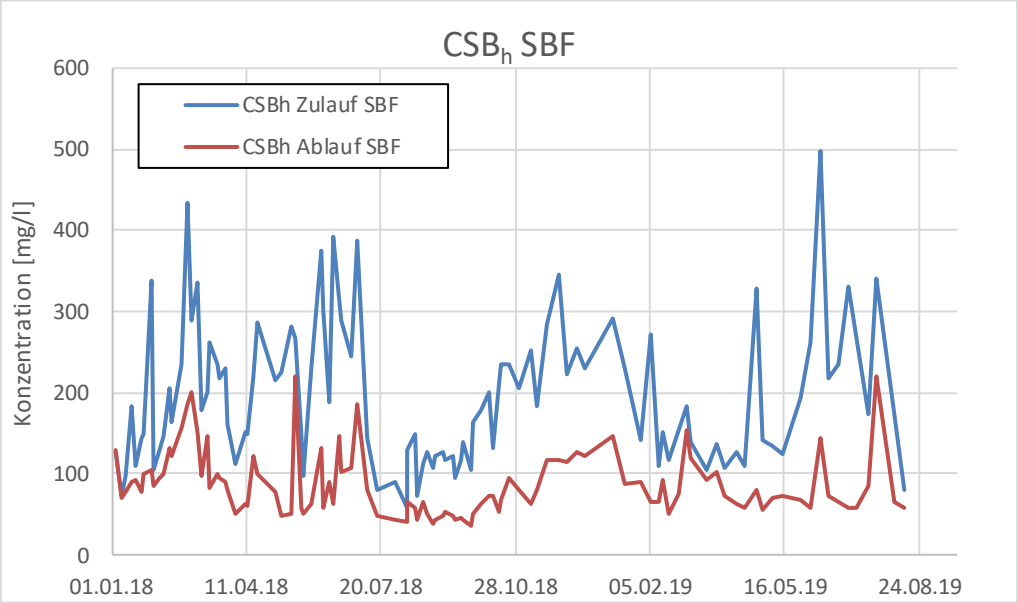


Abbildung 5-6: CSB-Konzentrationen im Zulauf und Ablauf der anoxisch-anaeroben Stufe

Bzgl. des CSB in der filtrierten Probe zeigte sich ein ähnliches Bild, hier ist der Temperatureinfluss zu sehen. Bzgl. des filtrierten CSB wurde ein Konzentrationsniveau von rund 50 mg/l erreicht (Abbildung 5-7).

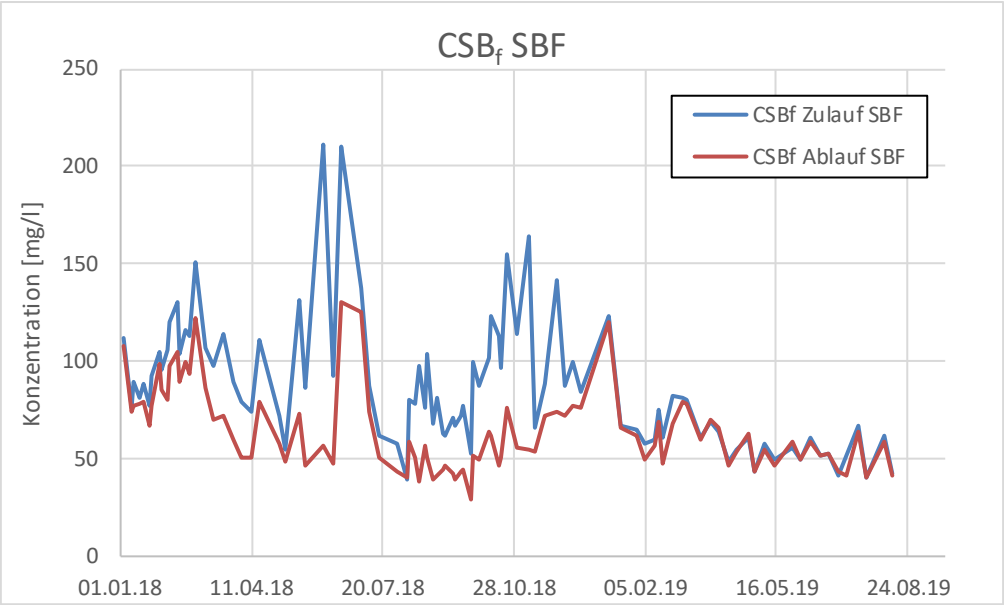


Abbildung 5-7: CSB_{filt}-Konzentrationen im Zulauf und Ablauf der anoxisch-anaeroben Stufe

Stickstoffverbindungen

Die Nitrifikation im Schüttbettfilter wurde durch die Temperatur und auch durch die organische Fracht beeinflusst. Die Einarbeitung im Frühjahr 2018 dauerte recht lange (kalte Temperaturen im März 2018). In den Sommermonaten wurden dann moderat niedrige Ammoniumwerte von 10 bis 20 mg/l gemessen, was jedoch mit Blick auf die angestrebte weitgehende Nitrifikation nicht ausreichend war.

Im Winter / Frühjahr 2019 kam es zu einem starken Befall von ca. 1 cm langen roten Borstenwürmern (Oligochaeta) der Familie Enchytraeidae (Abbildung 5-9), die den Biofilm im Schüttbettfilter intensiv abgeweidet haben. Das führte faktisch zum Zusammenbruch der Nitrifikation im SBF. (s. Abbildung 5-8)

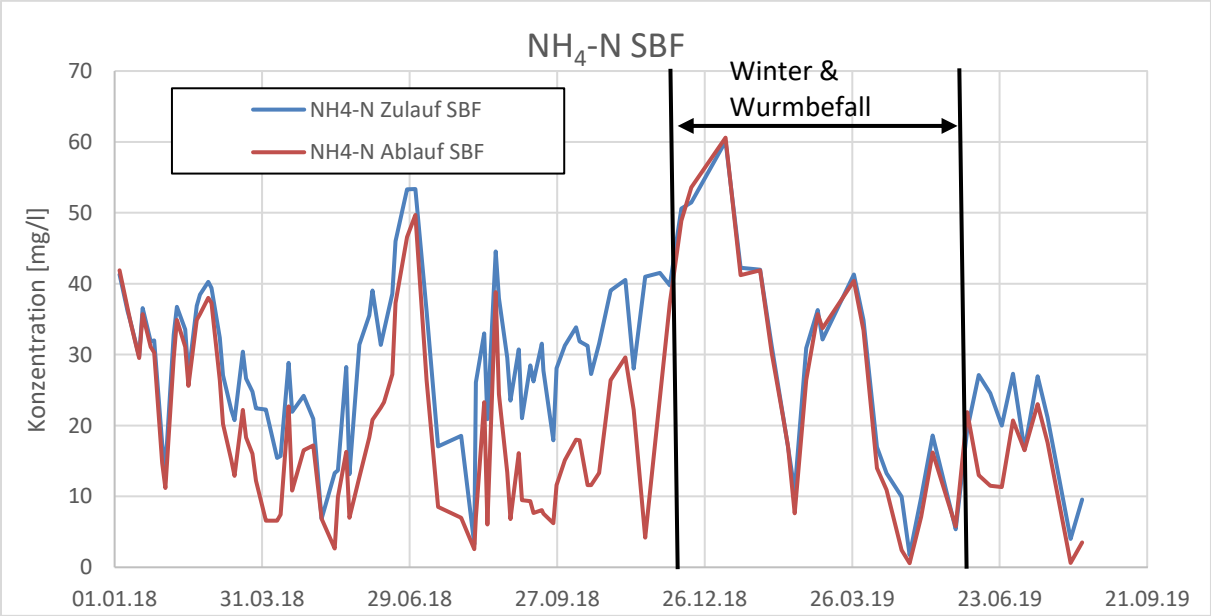


Abbildung 5-8: Ammoniumkonzentrationen im Zulauf und im Ablauf der anoxisch-aeroben Stufe

In der Zeit von April bis Ende Juni erfolgten mehrmalige Versuche des Wurmaustrages durch intensive Rückspülungen, die nicht zum Erfolg bzgl. Vertreibung der Würmer führten. Erst eine zweitägige komplette Füllung des SBF mit Ablauf Anaerobreaktor am 26.6.19 und die Einstellung strikt anaerober Verhältnisse über die Zeit von zwei Tagen führten zum Absterben der Würmer und damit zur Lösung des Problems. Diese Maßnahme wurde auch auf den anoxischen MBBR ausgeweitet, da über die Rezirkulation eine Verschleppung der Würmer in den MBBR erfolgt war.

Abbildung 5-9: Wurmbefall auf dem Trägermaterial des SBF

Die Nitrifikation erreichte nach Ende des Wurmfraßes jedoch nicht das Niveau des Sommers 2018, trotz ausreichender Sauerstoffkonzentrationen im SBF (im Ablauf 2 bis 4 mg/l), wofür es keine erkennbaren Gründe gab.

Aufgrund der geschilderten Probleme sowie des periodisch notwendigen, jedoch nicht bestimmungsgemäßen aeroben Betriebs des anoxischen MBBR lag die Elimination des Stickstoffs in der anoxisch-aeroben Stufe nicht sehr hoch. Nur ca. 20 bis 40 mg/l wurden eliminiert bei Zulaufkonzentrationen aus dem Anaerobreaktor von z.T. >80 mg/l (Abbildung 5-10). Dies reichte nicht aus, um die Mindestanforderungen für Anlagen der Größenklasse 3 bzgl. N_{anorg}. einzuhalten, was jedoch mit Blick auf die Nachreinigung im Bodenfilter und die Nutzung in der Aquaponik nicht zwingend erforderlich war.

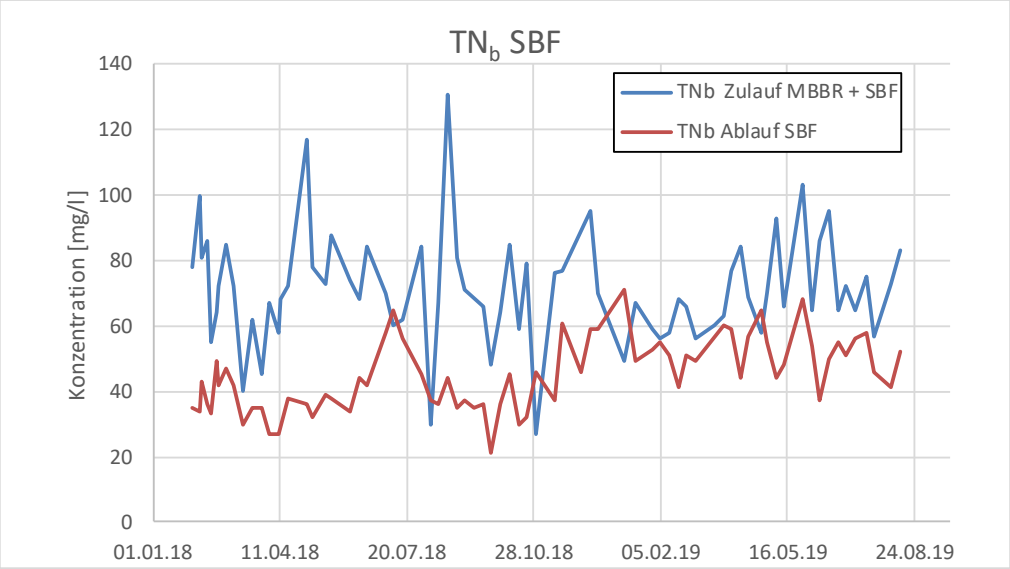


Abbildung 5-10: TN_b-Konzentrationen im Zu- und Ablauf der anoxisch-aeroben Stufe

Phosphor

Beim Parameter Phosphor wurde eine recht deutliche Elimination festgestellt. Das Konzentrationsniveau des Zulaufs (meist zwischen 6 und 10 mg/l) wurde überwiegend auf Ablaufkonzentrationen zwischen 4 und 6 mg/l vermindert (Abbildung 5-11). Diese recht hohe Elimination kann z.T. durch Inkorporation erklärt werden. Ggf. sind in Perioden mit hoher P-Elimination zusätzlich Mechanismen der biologisch intensivierten P-Elimination im MBBR zu vermuten, da dieser häufig getaktet belüftet werden musste.

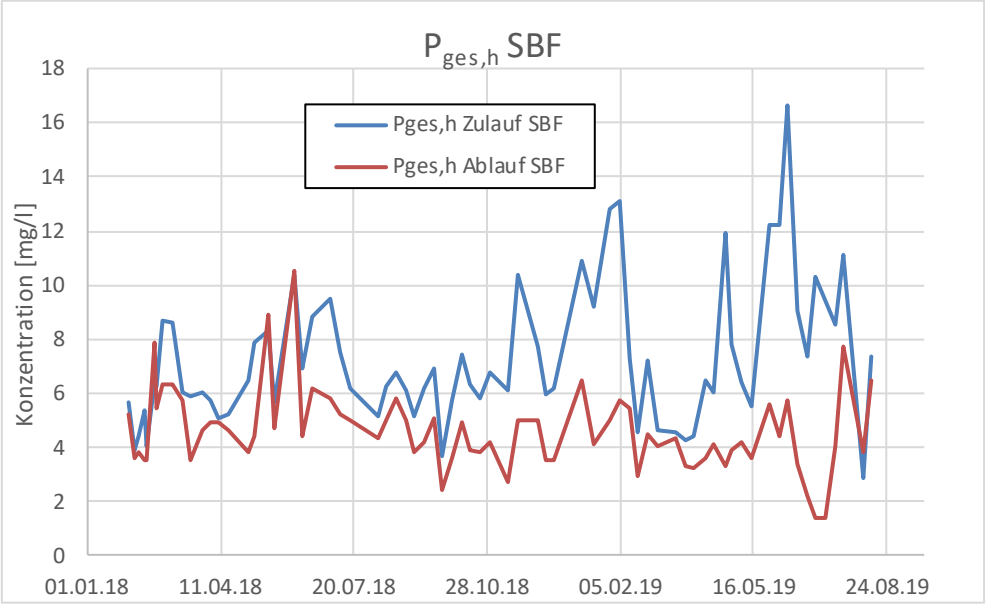


Abbildung 5-11: Phosphorkonzentrationen im Zulauf und Ablauf des Bodenfilters

5.1.2 Sekundäre Reinigung

5.1.2.1 Bodenfilter

CSB/TOC

Im Bodenfilter als eine naturnahe Stufe der sekundären Reinigung sollte eine für die Wiederverwendung geeignete Qualität erreicht werden. Dem Bodenfilter flossen z.T. Wässer mit hohen Anteilen an partikulären organischen Stoffen infolge von Betriebsstörungen im SBF bzw. in der Nachklärung zu. Der Bodenfilter reduzierte diese hohen Konzentrationen weitestgehend (Abbildung 5-12). In der wärmeren Jahreszeit bis hinein in den Dezember wurden CSB-Ablaufkonzentrationen unter 50 mg/l gemessen, im Jahr 2019 pendelten sich diese auf Werte knapp unter 20 mg/l ein. Damit wird etwa das inerte CSB-Niveau erreicht., d.h. nahezu alles, was biologisch verfügbar war, wurde auch abgebaut. Die erhöhten Werte im Winter 2018 und z.T. im Januar 2019 sind Ergebnis der nicht ganz ausreichenden Sauerstoffversorgung (O_2 gelöst bzw. in Nitrat gebunden). Im Winter 2017/2018 war der Schilfbestand auch noch nicht stark entwickelt, so dass über den Weg der Rhizome ebenfalls noch nicht viel O_2 in den Bodenkörper eingetragen werden konnte.

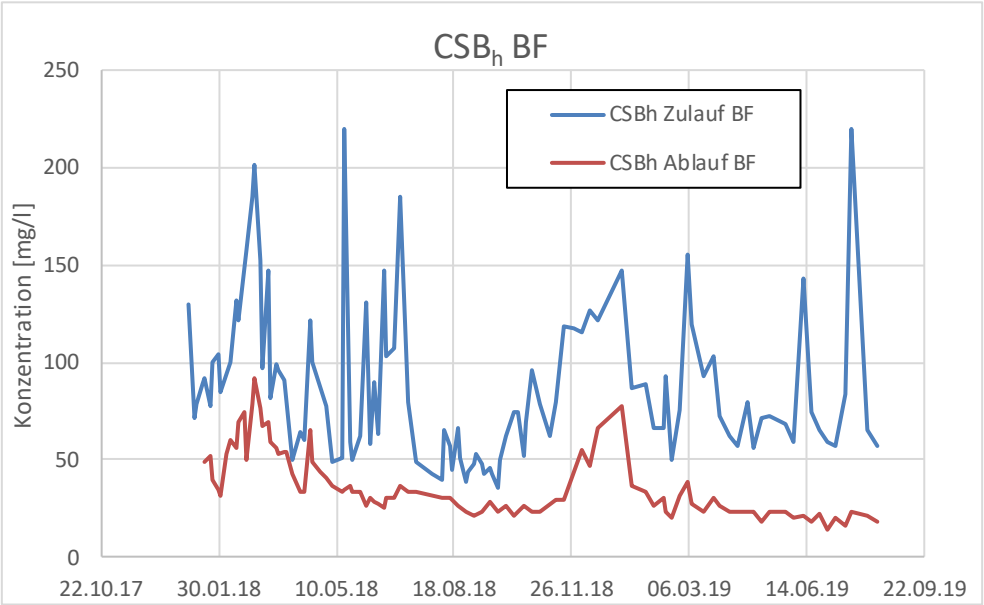


Abbildung 5-12: CSB-Konzentrationen im Zulauf und im Ablauf des Bodenfilters

Die sehr weitgehende Elimination der organischen Inhaltsstoffe durch den Bodenfilter belegen auch die Ergebnisse der TOC-Bestimmungen. TOC-Konzentrationen von 8 mg/l fast durchgehend ab April 2019 (s. Abbildung 5-13) korrespondieren gut zu CSB-Werten von ebenfalls um die 20 mg/l. Es konnte damit ein Konzentrationsniveau erreicht werden, wie es für saubere Oberflächengewässer charakteristisch ist.

Ebenfalls korrespondierend dazu sind AFS-Konzentrationen im Ablauf nahe null, was praktisch einem feststofffreien Ablauf gleichkommt.

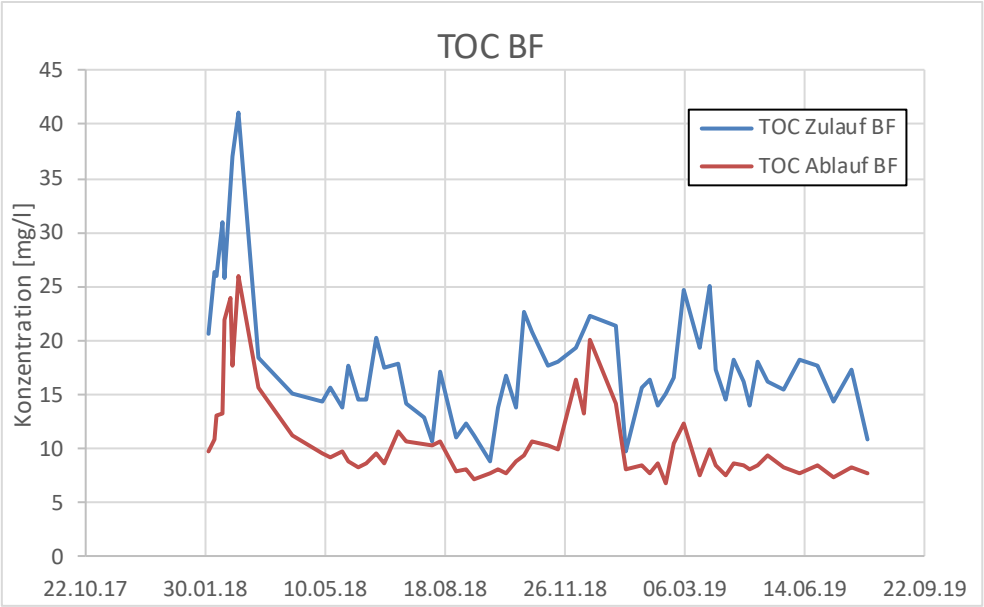


Abbildung 5-13: TOC-Konzentrationen im Zulauf und Ablauf des Bodenfilters

Stickstoff

Die Nitrifikation im Bodenfilter ist ebenfalls stark von der Sauerstoffversorgung abhängig. Da der Bodenfilter betriebsbedingt mit konstantem Niveau betrieben wurde, war der Sauerstoffeintrag naturgemäß limitiert. Aber auch die Temperatur hat einen deutlichen Einfluss. In der wärmeren Jahreszeit wurden im Bodenfilter zeitweise zwischen 15 und ca. 30 mg/l Ammonium eliminiert. Dabei ist der Einfluss durch Inkorporation in die Biomasse besonders in den Monaten Mai und Juni hoch, da in dieser Zeit das Schilf sehr viel Biomasse bildete. Im Winter, bei Abwassertemperaturen im Bodenfilter <5°C, ist kaum noch eine Elimination / Nitrifikation festzustellen, ggf. kommt es sogar zu geringer Rücklösungen infolge sich zersetzender Pflanzenbiomasse (Abbildung 5-14).

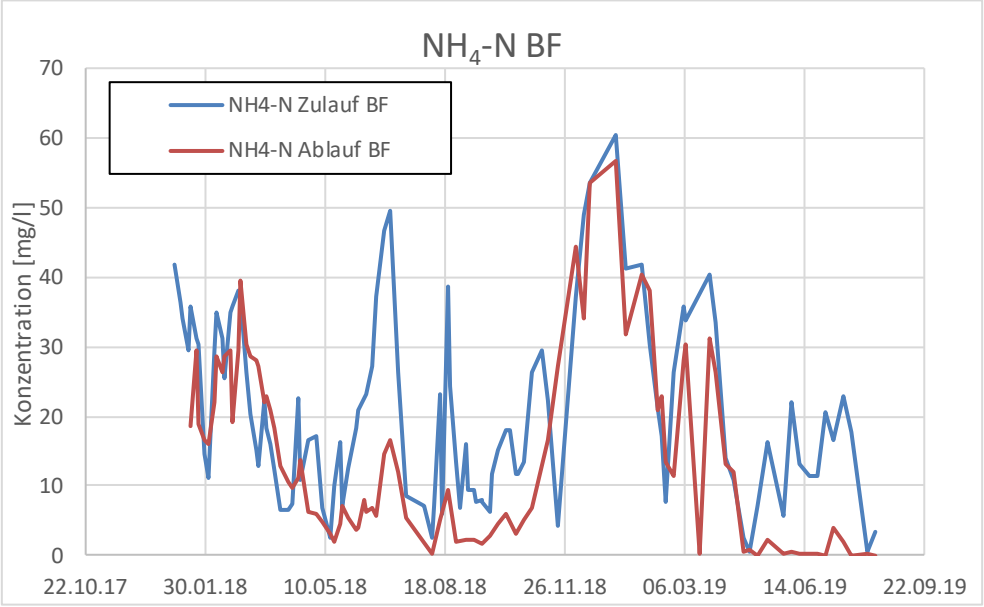


Abbildung 5-14: Ammoniumkonzentrationen im Zulauf und Ablauf des Bodenfilters

Dennoch zeigte sich besonders im Untersuchungsjahr 2019, dass im Sommerhalbjahr Ammonium nahezu vollständig eliminiert wurde.

Die Denitrifikation wirkt sich auch auf die TNb-Konzentrationen (Abbildung 5-15) aus. Diese findet partiell statt, was besonders die Ergebnisse aus 2019 zeigen. Im Sommerhalbjahr vermochte der Bodenfilter nicht nur Ammonium vollständig zu eliminieren, sondern auch entscheidende Partitionen des Nitrats zu reduzieren, so dass die TNb-Konzentration im Zulauf von >40 mg/l auf Konzentrationen von 20 bis 25 mg/l im Ablauf reduziert wurden.

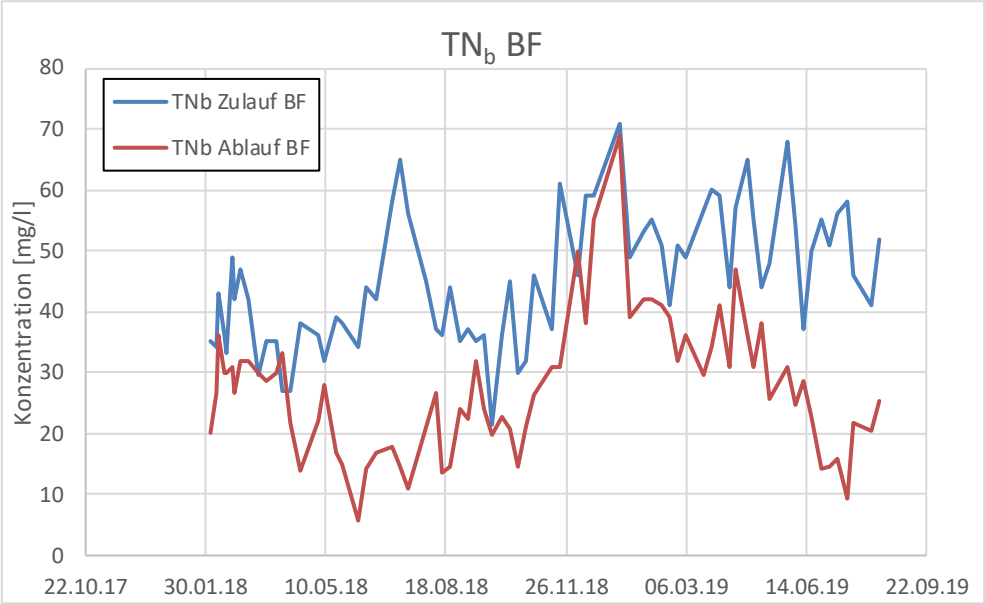


Abbildung 5-15: TN_b-Konzentrationen im Zulauf und Ablauf des Bodenfilters

Phosphor

Im Bodenfilter wurde Phosphor ebenfalls in signifikantem Maße eliminiert. Zulaufkonzentrationen zwischen 4 und bis zu 10 mg/l (i.M. ca. 5 mg/l) wurden auf Werte zwischen 1 und 3 mg/l, im Mittel etwa 2 mg/l, reduziert. (Abbildung 5-16) Damit werden die Anforderungen der Größenklasse 4 im Mittel ohne Chemikaliendosierung erreicht. Die Mechanismen waren primär die Adsorption der partikulären Stoffe, jedoch auch die Inkorporation in das Schilf.

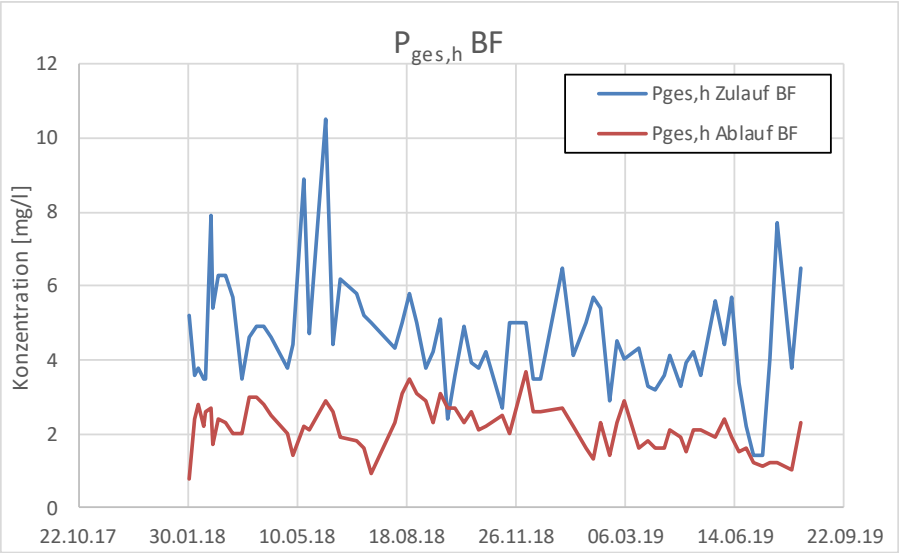


Abbildung 5-16: Phosphorkonzentrationen im Zu- und Ablauf des Bodenfilters

Hygieneparameter

Im Weiteren wurden auch die Hygieneparameter (Coliforme, E. coli, Clostridien) betrachtet. Diese sind für die Wiederverwendung insbesondere in der Landwirtschaft von entscheidender Bedeutung.

Die coliformen Bakterien werden um ein bis zwei Zehnerpotenzen reduziert. Die Ablaufkonzentrationen liegen zumeist zwischen 1000 und 10.000 / 100 ml (Abbildung 5-17).

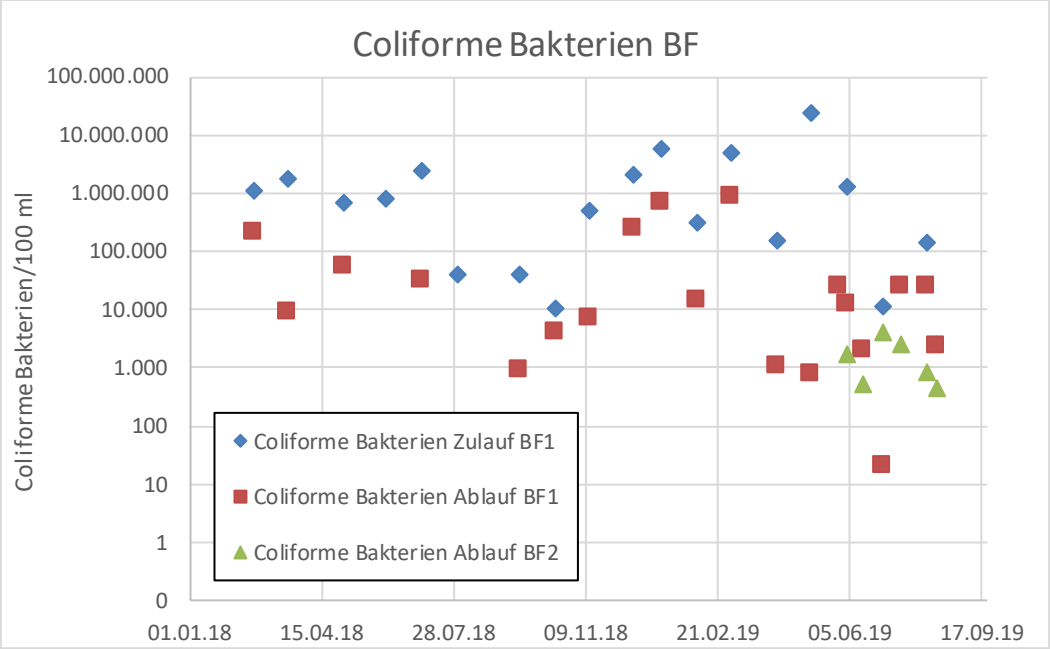


Abbildung 5-17: Coliforme Keime im Zu- und Ablauf des Bodenfilters

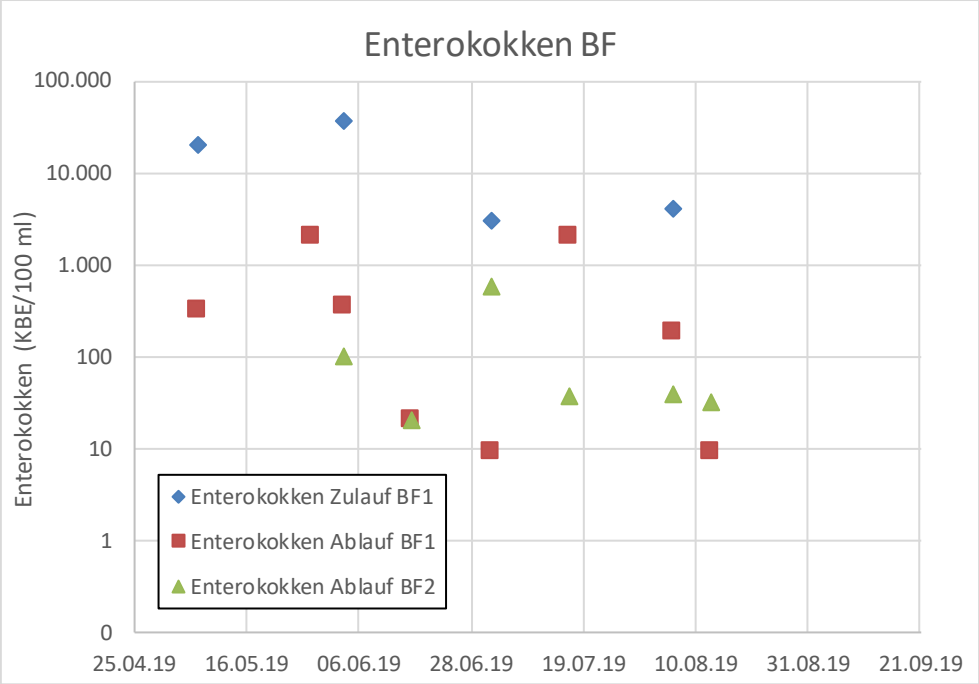


Abbildung 5-18: Enterokokken im Zu- und Ablauf des Bodenfilters

Die Enterokokken wurden ebenfalls um ein bis zwei Zehnerpotenzen vermindert, im besten Fall fanden sich nur noch 10 Keime / 100 ml (Abbildung 5-18). Clostridien wurden sehr weitgehend eliminiert. Messungen im Sommer 2018 und letzte Messungen im Spätsommer 2019 zeigten Werte unter 10 Keime / 100 ml (Abbildung 5-19).

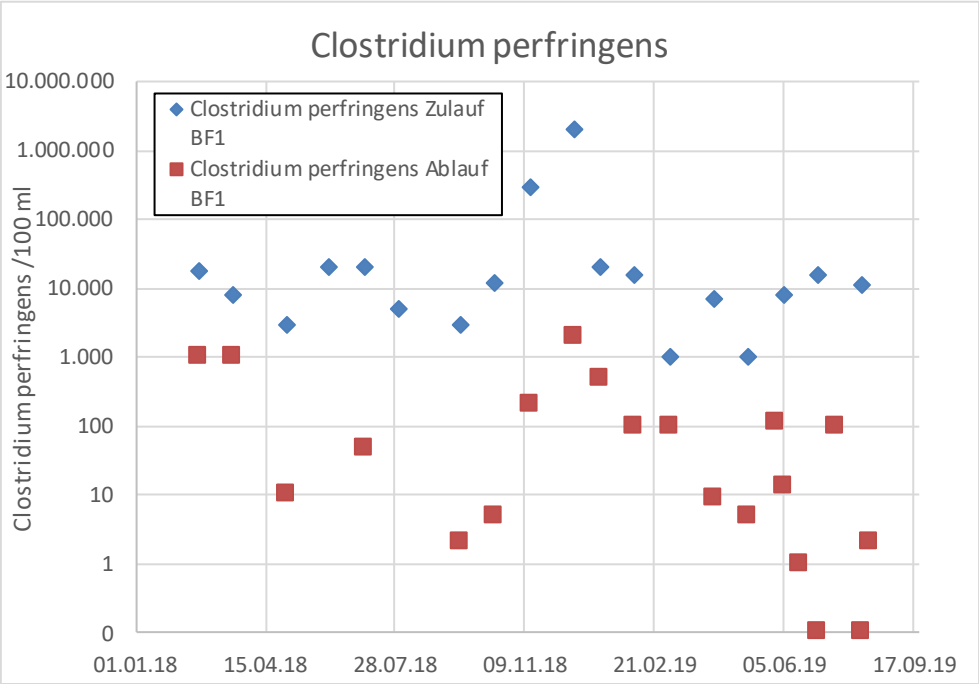


Abbildung 5-19: Clostridien im Zu- und Ablauf des Bodenfilters

Neben den bisher genannten Keimen ist insbesondere auch Pseudomonas aeroginosa von Interesse. Pseudomonas wurde zwar auch um ein bis zwei Zehnerpotenzen reduziert, jedoch

zeigte sich zum Ende der Versuchszeit ein Anstieg der Pseudomonas Konzentrationen (Abbildung 5-20). Dieses Phänomen wurde auch in den Abläufen der UV und UF beobachtet. Die medizinische Fachliteratur bestätigt das Phänomen, das in recht sauberen Wässern nach Elimination anderer Bakterien Pseudomonas-Stämme recht stark wachsen und die Bemühungen um Reduzierung pathogener Keime konterkarieren. Pseudomonas steht zwar nicht auf der Liste der zu reduzierenden Keime nach EU-Verordnung zur Wasserwiederverwendung, ist jedoch als hygienisch bedenklicher (Krankenhaus-) Keim von Bedeutung. (Exner et al. 2016, Schmithausen 2019)

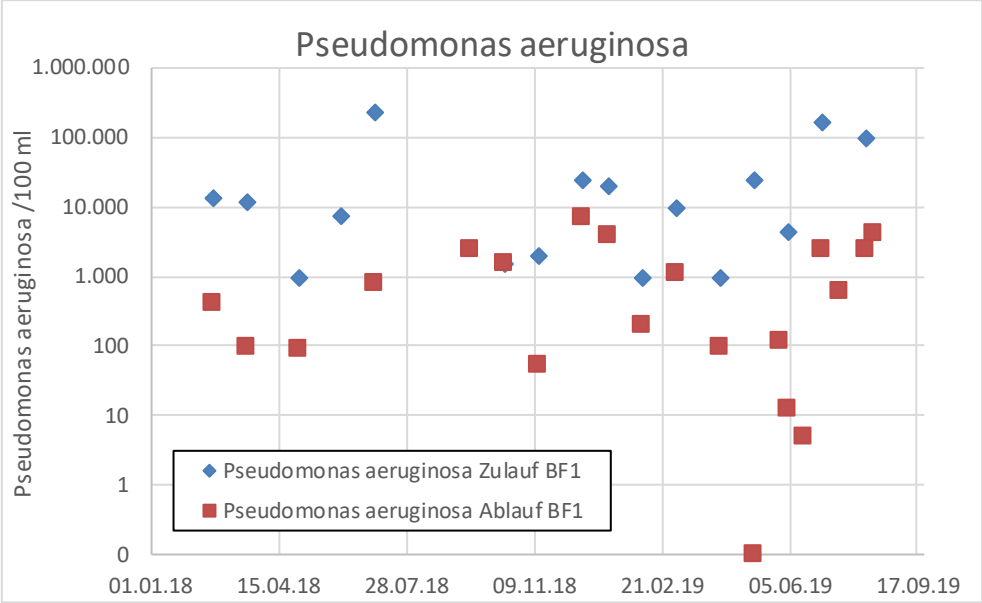


Abbildung 5-20: Pseudomonas aeroguinosa im Zu- und Ablauf des Bodenfilters

5.1.2.2 UV

Die UV-Anlage hat primär die Aufgabe die Keimzahl zu reduzieren. Auf die anderen Abwasserparameter konnte das relative schwache UV-Licht keinen nenneswerten Einfluss ausüben, was sich auch in den Messwerten bestätigt hat.

Die Keimzahlen der untersuchten Parameter Coliforme, Enterokokken, Clostridien und Pseudomonas wurden um eine bis zwei Zehnerpotenzen gemindert. Die höheren Werte bis 2,5 Zehnerpotenzen fanden sich interessanterweise bei Pseudomonas. Die UV-Anlage neigte zur Bildung von Biofilmen in allen Anlagenteilen, auch auf dem Strahler. Pumpenausfälle und technische Probleme mit dem Strahler sowie zweitweilig zu geringes Wasserangebot (andere Stufen wurden prioritär bedient) für die Aufrechterhaltung des notwendigen Mindestdurchflusses erschwerten deren kontinuierlichen Betrieb. Aus den Untersuchungen leitet sich ab, das eine UV nur dann effektiv arbeitet, wenn die abfiltrierbaren Stoffe vorher weitgehend aus dem gereinigten Abwasser entfernt werden. Auch sollte die Strahlerleistung ausreichend hoch mit Reserven gewählt werden, um die für die Entkeimung auch unter ungünstigen Randbedingungen notwendigen Energiedichten zu erreichen.

5.1.2.3 UF

Die UF hatte die Aufgabe der Suspensaeliminierung und der Keimeliminierung. Die Suspenseliminierung erfolgte zu 100%, im Ablauf waren keine abfiltrierbaren mehr Stoffe zu finden. Naturgemäß wurden gelöste Verbindungen nicht beeinflusst.

Die Suspensentnahme spiegelt sich in den CSB-Konzentrationen wieder, im Ablauf bleibt nur der gelöste CSB zurück, der ab Mitte 2018 fast durchgängig zwischen 30 und 50 mg/l lag. (Abbildung 5-21)

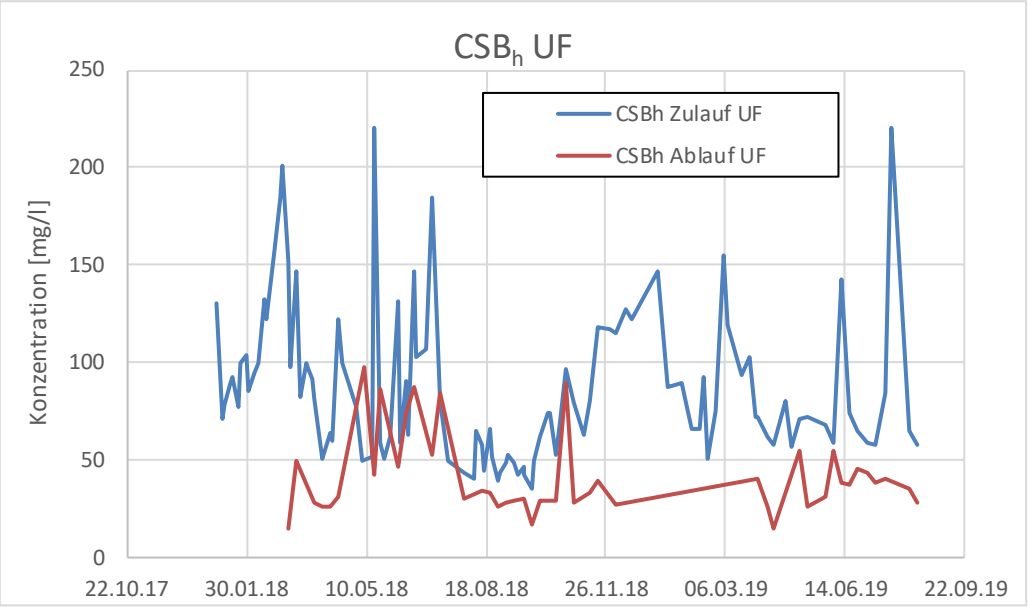


Abbildung 5-21: CSB_h-Konzentration im Zu- und Ablauf der UF

Die bakteriologischen Untersuchungen zeigten sehr unterschiedliche Ergebnisse. Die UF war in der Lage, die unterschiedlichen Keime weitgehend zurückzuhalten. Im Ablauf der UF wurden mehrfach noch coliforme Bakterien festgestellt, zum Ende der Untersuchungen konnten keine Coliforme mehr nachgewiesen werden (Abbildung 5-22).

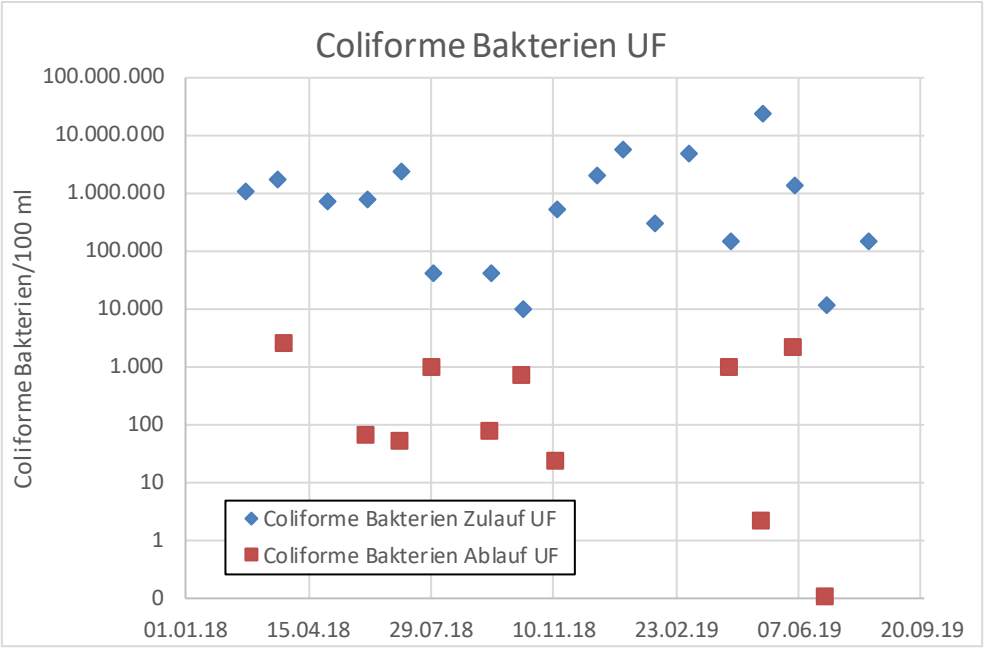


Abbildung 5-22: Coliforme Bakterien im Zu und Ablauf der UF

E. coli‘s wurden bis auf zwei Messungen keine im Ablauf der UF gefunden (Abbildung 5-23). Dies deutet darauf hin, dass die Membran wirklich dicht war und die fäkal bedingten E. Coli’s durch die Filtration zuverlässig zurückgehalten werden. Die Nachweise der anderen Bakterien deuten auf eine Wiederbesiedlung von der Filtratseite her hin.

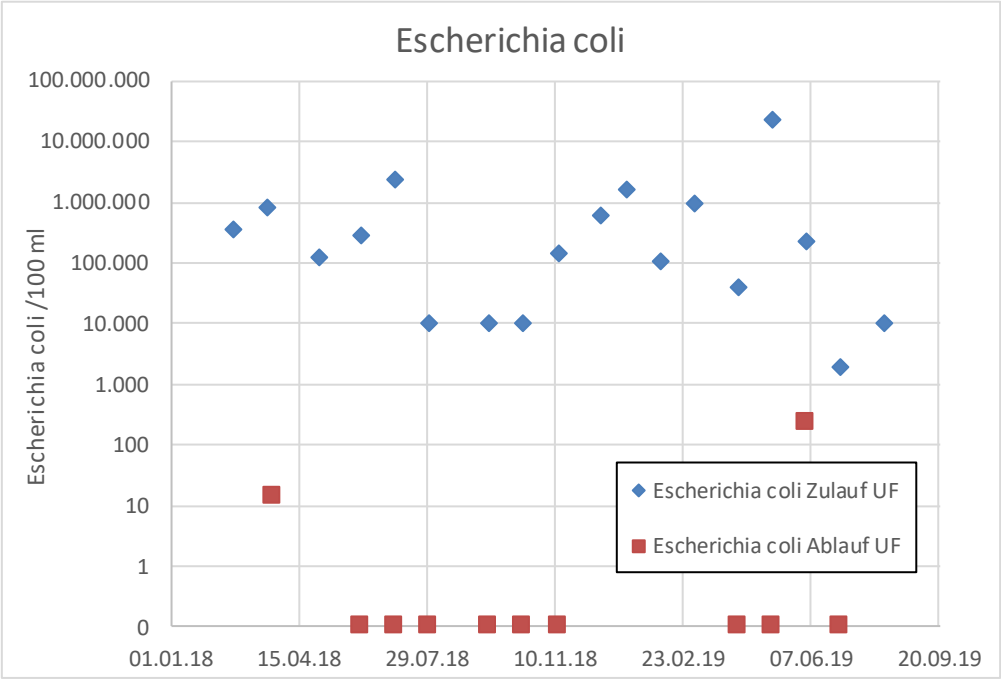


Abbildung 5-23: E. coli im Zu und Ablauf der UF

Unerwartet zeigt sich jedoch die Entwicklung der Pseudomonas Bakterien. Hier ist eine fast kontinuierliche Zunahme der Koloniezahlen / 100 ml im Ablauf der UF über die Versuchszeit zu beobachten. (Abbildung 5-24) Dies kann nur durch Wiederbesiedelung von der Filtratseite

der UF-Membran hervorgerufen worden sein, da vergleichbar große Bakterien wie E. coli nahezu 100% zurückgehalten wurden. Wie bereits beim Bodenfilter beschrieben, besitzt Pseudomonas Selektionsvorteile gegenüber anderen Arten und kann ein sehr breites Substratspektrum bei sehr niedrigen Konzentrationen verarbeiten (siehe auch Exner *et al.* 2016). Diese Entwicklung wurde auch nach der im Frühjahr 2019 erfolgten Desinfektion der gesamten UF mit NaHOCl erneut beobachtet. Es ist wahrscheinlich, dass die Desinfektion versteckt liegende Biofilmbereiche z.B. in Ventilen oder anderen Armaturen nicht erreicht hat und somit die Verkeimung mit Pseudomonas schnell erfolgen konnte. Mit Blick auf die Hygieneanforderungen für anspruchsvolle Wasserwiederverwendungen muss dies besonders bedacht werden.

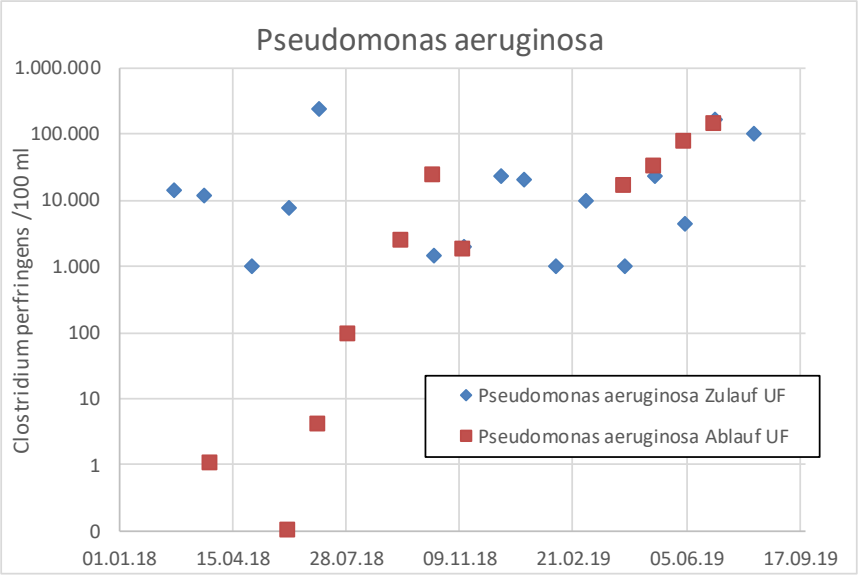


Abbildung 5-24: Pseudomonas aeroguinosa im Zu- und Ablauf der UF

5.1.2.4 RO

Die RO sollte in Abhängigkeit des Permeatstroms geregelt werden. Das bedeutet, sobald der Permeatstrom durch Deckschichtbildung und Porenverblocken nachlässt, wird der Volumenstrom der Feedpumpe erhöht und der Druck steigt an, sodass der zusätzliche Widerstand überwunden werden kann. Praktisch wurde mit einem definierten Sollwert im Feedstrom und einem druckverträglichen Konzentratstrom gearbeitet. Letzterer konnte nicht immer stabil gehalten werden.

Die Veränderung des Permeatstroms zeigt einen deutlichen Trend. Im ersten Betriebsabschnitt (15.05.2018 bis 12.06.2018) nimmt die Permeabilität sehr rapide ab. Innerhalb dieses Zeitabschnitts wurde nur ein Modul der Anlage betrieben.

Zwischen dem 12.06.2018 und dem 21.06.2018 wurde der parallele Betrieb der RO getestet und im Anschluss auf eine Reihenschaltung gewechselt. Innerhalb des Reihenbetriebs wird ein höher konzentriertes Retentat erzeugt. Durch die höhere Konzentration steigt auch das Scalingpotenzial und es kommt weiterhin zu einer enormen Abnahme der Permeabilität. Am

05.12.2018 wurde die Membrananlage chemisch (sauer und alkalisch) gereinigt. Die Permeabilität konnte durch diesen Vorgang auf 92% (1,95 LMH/bar) der Ursprungspermeabilität (Referenzdatum: 21.06.2018; 2,14 LMH/bar) wiederhergestellt werden (Abbildung 5-25).

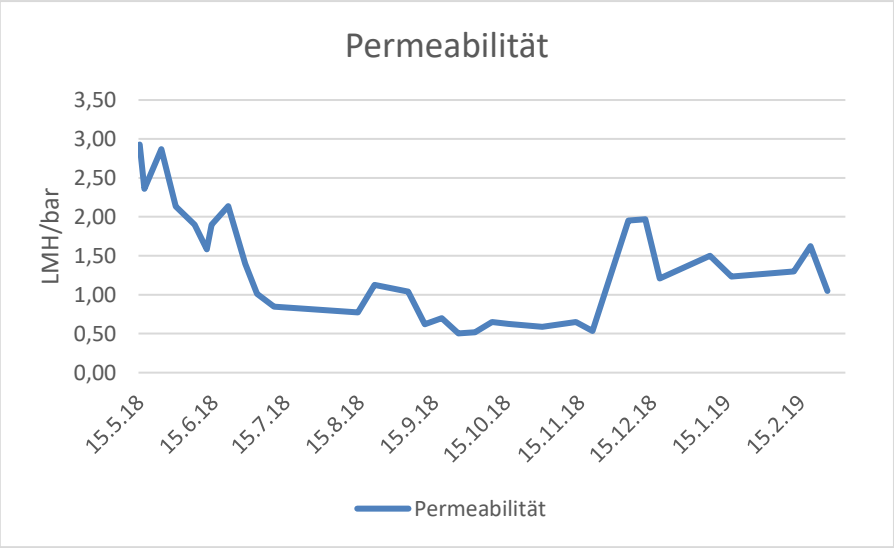


Abbildung 5-25: Permeabilität der RO

Am 12.12.2018 wurde die Umkehrosmose an den Bodenfilterablauf angeschlossen. Es zeigten sich im Bereich der Membranmodule innerhalb dieses Versuchszeitraums keine Veränderungen zum Betriebsverhalten mit UF-Feed. Durch den Wechsel auf den Bodenfilter stiegen die Auswechselintervalle des Vorfilters jedoch an. Der Vorfilter (Porengröße: 100 µm) kann bis zu einer Druckdifferenz von 1,5 bar betrieben werden. Ist diese Differenz erreicht, muss dieser händisch ausgetauscht werden. Während der Zeit der Speisung der RO mit Ultrafiltrat musste der Vorfilter innerhalb des Betriebszeitraums (8 Monate) nur einmal erneuert werden. Durch den Wechsel auf den Bodenfilter als Feed wurde dieses Intervall auf 1x pro Monat angehoben. Obwohl der Bodenfilterablauf eine AFS-Konzentration von <1 mg/l (meist frei von AFS) aufweist, musste durch Biofilm- und Algenwachstum innerhalb des Vorfilters und Vorspeichers dieser häufiger gewechselt werden.

Der TOC wurde in der RO weitestgehend zurückgehalten, i.d.R. lagen die Ablaufkonzentrationen <1 mg/l (Abbildung 5-26). Peaks Anfang 2018 können so nicht erklärt werden. Mit dem sehr weitgehenden (quasi vollständigen) TOC-Rückhalt war auch ein nahezu vollständiger Rückhalt der Spurenstoffe verbunden (Tabelle 5-4), was die Niederdruck-RO als ein interessantes Verfahren zur Abtrennung von Spurenstoffen erscheinen lässt.

Die sonstigen Ionen, insbesondere Metall-Ionen, wurden ebenfalls nahezu vollständig zurückgehalten. Die Grenzwerte der Trinkwasserverordnung wurden weit unterschritten. Lediglich Nitrat und Chlorid konnten mit 5 bis 15 mg/l noch in nennenswerter Konzentration festgestellt werden (Tabelle 5-1). Diese Restkonzentrationen sind ein Kompromiss in der Durchlässigkeit, der bei Niederdruck-RO eingegangen wird, um den Filtrationsdruck möglichst niedrig zu halten.

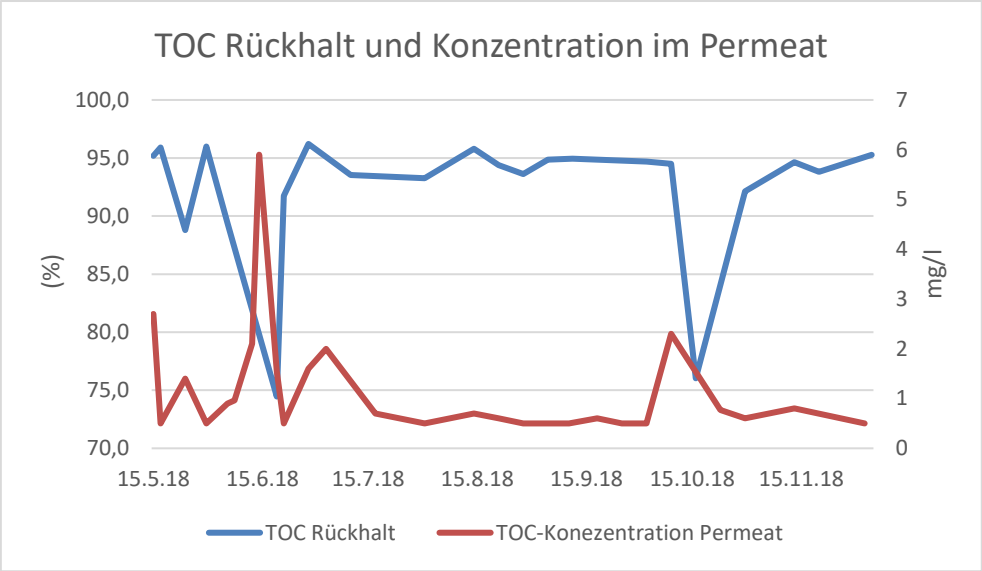


Abbildung 5-26: TOC Rückhalt durch die Niederdruck-RO

Tabelle 5-1: Parameter im Permeat der Niederdruck – RO (Kieseler 2019)

Parameter	Einheit	Min.	Max.	Mittel-wert	Grenzwert TrinkwV	Häufigkeit d. Überschreitung
Bor	mg/L	0,05	<0,13	0,084	1	0
Chrom	mg/L	<0,0005	<0,002	-	0,05	0
Nitrat	mg/L				50	0
Quecksilber	mg/L	<0,000004	<0,000004	-	0,001	0
Arsen	mg/L				0,01	0
Blei	mg/L	<0,0005	<0,002	-	0,01	0
Kupfer	mg/L	<0,001	0,0048	-	2	0
Nickel	mg/L	<0,001	<0,004	-	0,02	0
Ammonium	mg/L				0,5	0
Chlorid	mg/L	2,2	21	10	250	0
Eisen	mg/L	<0,02	<0,02	-	0,2	0
Elektrische Leitfähigkeit	Mikro-S/cm	22	270	130	2790	0
Sulfat	mg/L	<0,5	7,1	2,24	250	0

Von Interesse war auch, in welchem Maße sich die Konzentrationen im Permeat bei Einspeisung von Ablauf Bodenfilter und Ablauf UF unterscheiden. Die folgende Tabelle zeigt, dass bei Einspeisung Ablauf Bodenfilter durchgehend signifikant bessere Ablaufwerte erzielt wurden. Dies kann mit dem osmotischen Druck zusammenhängen, der auch durch die organischen Inhaltsstoffe beeinflusst wird, die bei der Bodenfilterpassage deutlich niedriger lagen im Vergleich zum Ablauf UF.

Tabelle 5-2: Vergleich der Parameter im Permeat der Niederdruck – RO bei Speisung durch Bodenfilterablauf und Ablauf UF (Kieseler, 2019)

Parameter	Einheit	Feed durch BF	Feed durch UF
TOC	mg/L	0,5	0,85
NO3-N	mg/L	0,96	1,99
NO2-N	mg/L	0,08	0,215
PO4-P	mg/L	0,038	0,168
Leitfähigkeit	mg/L	57,1	120,7
Chlorid	mg/L	4,31	9,62
Sulfat	mg/L	1,27	2,48
Natrium	mg/L	8,0	17,1
Kalium	mg/L	1,05	1,81
Calcium	mg/L	0,5	2,32

Die Aufkonzentrierung der Salze in der Niederdruck-RO erfolgte in moderatem Maße, was die Daten in der Tabelle 5-3 belegen und was durch das hohe Rückführverhältnis gemäß den Herstellerempfehlungen bedingt war. Die gemessenen Metallkonzentrationen würden einer Indirektleinleitung in das Kanalsystem bzw. in ein aufnahmefähiges Oberflächengewässer nicht entgegenstehen. Jedoch werden auch die organischen Inhaltsstoffe aufkonzentriert – vor allem die nicht eliminierten Spurenstoffe. Daher muss eine Nachbehandlung des Konzentrats erfolgen, was im folgenden Kapitel näher erläutert wird.

Tabelle 5-3: Konzentration der untersuchten Stoffe im Retentat der RO (Aschendorff 2019)

Parameter	Einheit	Mittelwert	Minimum	Maximum
Chlorid	mg/L	404,80	173	830
Sulfat	mg/L	156	50	300
Natrium	mg/L	454	209	930
Kalium	mg/L	47	23	93
Calcium	mg/L	165	80	320
Magnesium	mg/L	28	13	57
Eisen	mg/L	0,157	0,015	0,36
Mangan	mg/L	0,084	0,03	0,15
Bor	mg/L	0,16	0,08	0,26
Zink	µg/L	25,25	15	42
Blei	µg/L	0,5	0,5	0,5
Chrom	µg/L	1,2	1,2	1,2
Kupfer	µg/L	7,6	4	11
Nickel	µg/L	5,56	3,9	7,1

Erwartungsgemäß hielt die RO alle abwasserbürtigen Bakterien vollständig zurück. Es wurde hier wie bei den anderen Stufen jedoch auf der Permeatseite ein Aufwuchs von Pseudomonas

Aeroguinosa beobachtet, was auf einen Keimeintrag in den Permeatspeicher bei Wartungsarbeiten hindeutet bzw. auch Ergebnis der hohen Keimbelastung in der näheren Umgebung sein kann.

5.1.3 Konzentratbehandlung der Umkehrosmose

5.1.3.1 Nährstoffrückgewinnung

Im Konzentrat sollten sich die Nährstoffe Phosphor und Stickstoff in verschiedenen Komponenten deutlich angereichert wiederfinden. Dies sollte die Chance eröffnen, Phosphat und Ammonium ggf. als Magnesiumammoniumphosphat (MAP) zu fällen und damit ein recycelbares Produkt zu erhalten. Ursprünglich wurde davon ausgegangen, dass mit der RO eine Aufkonzentrierung um mindestens den Faktor 10 erreicht würde und damit Phosphatkonzentrationen um 50 mg/l ermöglichen, die eine MAP-Fällung erlauben würden. Praktisch lagen die PO_4-P-Eingangskonzentrationen zur RO bei nur 2 bis 4 mg/l. Die RO als Niederdruck-RO konnte in Reihenschaltung mit zwei Modulen, bei denen das zweite Modul das Konzentrat des ersten bekam, nicht mit den geplanten Aufkonzentrierungen gefahren werden. Praktisch wurden Aufkonzentrierungen beim Stickstoff (NH_4-N) um den Faktor 5 bis 10 erreicht, beim Phosphor deutlich niedriger.

Die Versuche zur Phosphatfällung wurden dennoch mit drei verschiedenen Chemikalien, $MgCl_2$, MgO und CaO durchgeführt. Ab einem pH-Wert von ca. 8 konnte eine Ausfällungsreaktion bei allen Fällmitteln beobachtet werden. Das Phosphat wurde nur mit mäßigen Wirkungsgrad eliminiert, trotz z.T. hoher Überdosierung. Die Fällprodukte bestanden überwiegend aus Ca-Verbindungen mit geringen P-Einlagerungen, was sicher ein Ergebnis der recht hohen Wasserhärte ist. Die o-PO_4-Elimination im Konzentrat der Niederdruck-RO zeigt die folgende Abbildung 5-27.

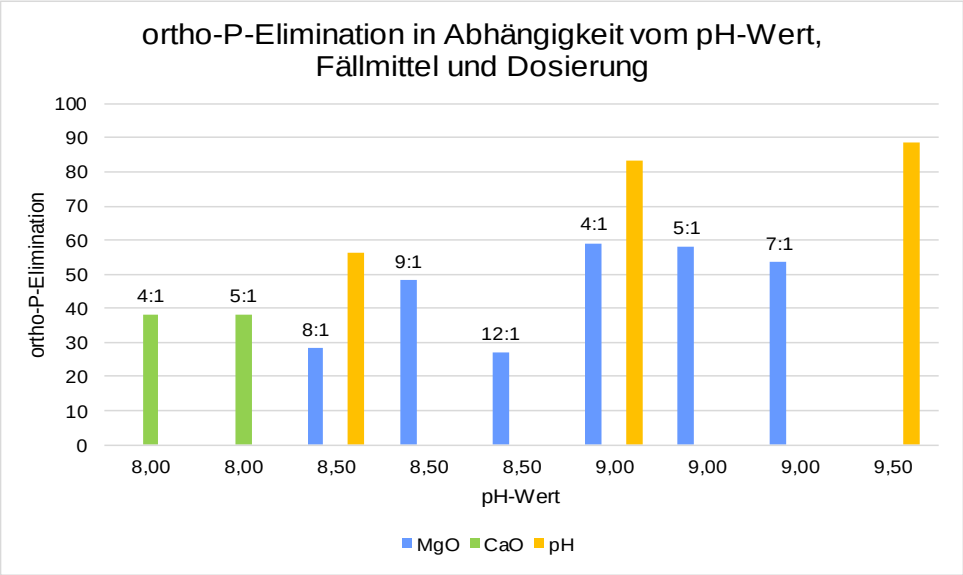


Abbildung 5-27: Ortho-PO_4-Elimination in Abhängigkeit vom pH-Wert, dem Fällmittel und der Dosierung

Die Fällung nach pH-Anhebung und Dosierung von MgO, $MgCl_2$ und CaO führte zu einer deutlichen Reduzierung des Mineraliengehaltes im Konzentrat, vor allem von Ca und Mg, jedoch erwartungsgemäß nicht bzgl. einwertiger Ionen.

Dennoch könnte ggf. die pH-Wert-Anhebung durch CaO-Dosierung eine Möglichkeit sein, vor einer erneuten Aufkonzentrierung des RO-Konzentrats (z.B. mittels Salzwasser RO) eine signifikante Reduzierung der Konzentrationen an zur Ausfällung neigenden Substanzen ($CaSO_4$, $CaCO_3$) zu erreichen, was ggf. betriebliche Vorteile bringt.

5.1.3.2 Weitergehender oxidativer Abbau

Im Konzentrat der Niederdruck-RO finden sich die nicht biologisch abbaubaren Stoffe deutlich aufkonzentriert wieder, was die Analysenergebnisse von 70 bis ca. 200 mg CSB/l sowie die deutliche Braunfärbung des RO-Konzentrats belegen. Da die Salzkonzentrationen prinzipiell eine Einleitung in ein Oberflächengewässer erlaubten, war die weitere Reduzierung der organischen Spurenstoffe durch Advanced Oxidation Processes (AOP) von Interesse. Dafür wurde eine „milde“ Oxidation mit H_2O_2 und UV erprobt. Dabei wurden Reaktionszeiten von bis zu 2 h untersucht. Die organischen Verbindungen wurden anhand des spektralen Absorptionskoeffizienten (SAK) bei 254 nm und anhand des CSB bestimmt. Die Spurenstoffe wurden einmalig im Zu- und Ablauf der Oxidationsstufe analysiert.

Es zeigte sich eine deutliche Reduzierung des SAK bei einer Wasserstoffperoxid-Dosierung im Verhältnis H_2O_2 : CSB von 0,5 : 1 und 2 : 1 (Überdosierung). Der SAK wurde im optimalen Fall auf 20% des Ausgangswertes reduziert (Abbildung 5-28).

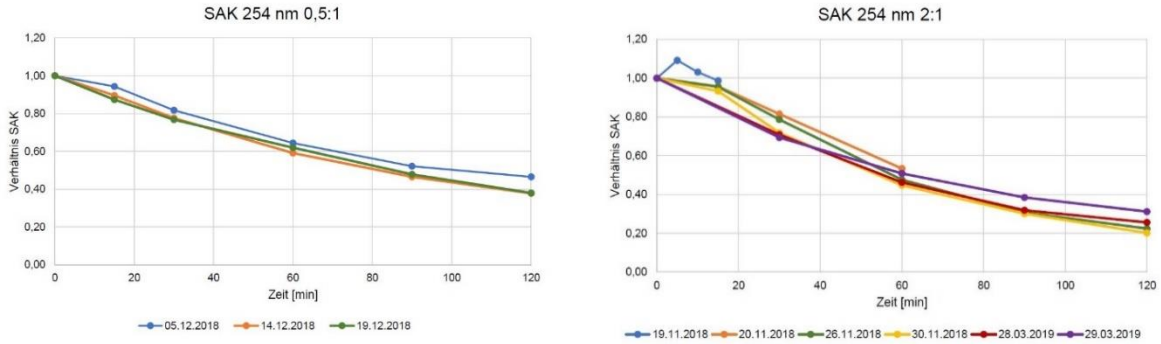


Abbildung 5-28: SAK-Verlauf während der AOP mit H_2O_2 und UV-Bestrahlung

Die zugehörigen CSB-Analysen zeigten tendenziell ein ähnliches Bild, jedoch nicht so eindeutig, hier wird ggf. nicht abreagiertes H_2O_2 miterfasst.

Die untersuchten Spurenstoffe (Tabelle 5-4) waren im Konzentrat mit recht hohen Werten vorhanden, allerdings wurde kein Sulfamethoxazol, kein Iopamidol und kein Diclofenac gefunden.

Bemerkenswert war, dass im Zuge der milden AOP mit H_2O_2 und UV die Spurenstoffe vollständig oxidiert wurden, allerdings in einer recht langen Reaktionszeit von zwei Stunden. Dies

ist jedoch angesichts der geringen und bei weiterer Aufkonzentrierung nochmals geringeren Wassermengen weniger kritisch zu sehen.

Tabelle 5-4: Ergebnisse der AOP des RO-Konzentrates (Aschendorff 2019, Grünebaum 2011)

Substanz	Stoffgruppe	Einheit	LOD	LOQ	unbe-handelt	behan-delt
Iomeprol	Röntgenkontrastmittel	[µg/L]	<0,977	0,977	34,1245	<LOD
Metoprolol	Betablocker	[µg/L]	<0,488	0,488	3,9505	<LOD
1H-Benzotriazole	Korrosionsschutzmit-tel	[µg/L]	<0,977	0,977	28,1305	<LOD
Carbamazepine	Antiepileptika	[µg/L]	<0,244	0,244	5,6505	<LOD
Acesulfame	Süßungsmittel	[µg/L]	<3,906	3,906	13,422	<LOD
Iopamidol	Röntgenkontrastmittel	[µg/L]	<3,906	3,906	<LOD	<LOD
Sulfametho-xazole	Antibiotika	[µg/L]	<0,977	0,977	<LOD	<LOD
Diclofenac	Antirheumatika	[µg/L]	<125	125	<LOD	<LOD

5.2 Überwachung der Produktwasserqualitäten

5.2.1 Verbleib von Schadstoffen in den Verfahrensstufen

5.2.1.1 Monitoring und Verbleib von PAKs

Die PDMS-Passivsammler wurden nach der Entnahme in Alufolie gepackt und bis zur Aufarbeitung bei -20°C gelagert. Vor der Extraktion wurden die Sammler vorsichtig von anhaftenden Verunreinigungen befreit und anschließend dreimal mit je 10 mL Methanol extrahiert. Die Extrakte wurden anschließend auf ca. 0,5 mL eingeengt und vermessen. Die Messwerte wurden um die Hintergrundkonzentrationen für die 16 US-EPA PAKs in den Feldkontrollen korrigiert. Für die matrixreichen Abwässer zeigte sich der PRC-Ansatz als gut anwendbar. Insgesamt konnten 12 der 16 analysierten prioritären PAKs in den unterschiedlichen Proben gefunden werden. Unter Berücksichtigung der Qualitätskriterien (Konzentration der jeweiligen Referenzverbindung zwischen 20 und 80 % der eingesetzten Gesamtmenge) für den PRC-Ansatz ergab sich für den Zeitraum der ersten Messkampagne folgendes Bild (Abbildung 5-29):

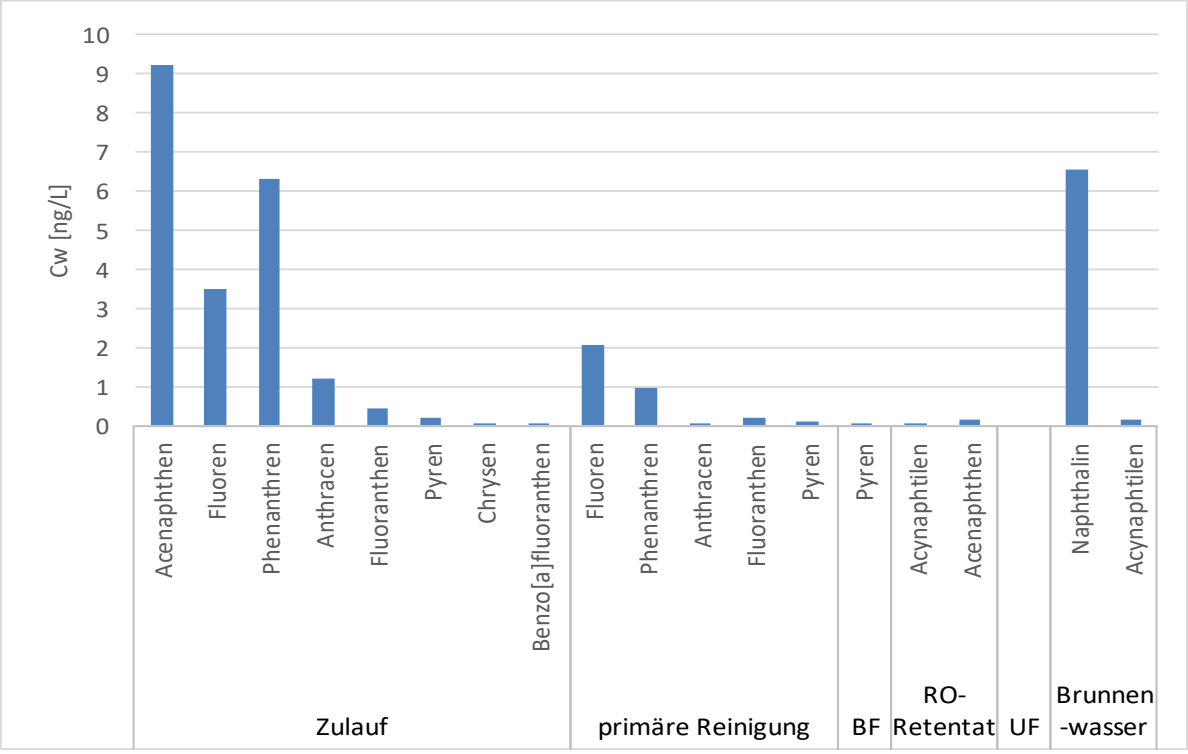


Abbildung 5-29: Über PDMS-Passivsammler bestimmte Konzentration der 16 US-EPA PAKs an den Stellen der ersten Probenahmekampagne vom 27.03.2018 bis zum 17.04.2018.

Anstatt des Eluates wurde während der ersten Messkampagne das Retentat der Umkehrosmose beprobt und zusätzlich das Brunnenwasser untersucht, welches in der Aquaponik als Kontrolle diente. Es ist deutlich zu sehen, dass schon im Zulauf die frei gelösten Konzentrationen an PAKs sehr gering ausfallen (< 10 ng/L). Gleichzeitig führt schon die primäre Reinigung zu einer deutlichen Reduktion der PAK-Konzentrationen, sodass nach den sekundären Reini-

gungsstufen (BF, UF) keine frei gelösten PAKs oder nur noch Spuren einzelner PAKs vorzufinden sind. Des Weiteren ist zu sehen, dass über den gesamten Anlagenverlauf hauptsächlich niedermolekulare PAKs vorzufinden waren. Dies lässt sich damit erklären, dass mit zunehmender Masse die Hydrophobizität der PAKs und somit zum einen die Wasserlöslichkeit sehr gering ist, was den Nachweis frei gelöster Konzentrationen erschwert, und zum anderen die Tendenz der PAKs zur Sorption an Partikel oder an die Oberfläche von Kunststoffen verstärkt. Die Gruppe der PAKs erscheint somit wenig relevant für die Evaluierung des Rückhalts unterschiedlicher Spurenstoffe mittels der verschiedenen Module. Aufgrund des gleichzeitigen hohen Aufwandes der Betrachtung dieser Substanzen mittels Passivsammlern aus PDMS unter Verwendung von PRCs wurde die gezielte weitere Untersuchung dieser Gruppe an Schadstoffen in den folgenden Kampagnen zurückgestellt.

5.2.1.2 Monitoring und Verbleib von Pharmazeutika, Industriechemikalien und Hormonen

Die POCIS-Sammler wurden, wie die PDMS-Sammler, nach der Entnahme in Alufolie gepackt, bei -20 °C gelagert und vor der Aufarbeitung vorsichtig von Verunreinigungen befreit. Anschließend wurden die Sammler demontiert und der Sorbent in SPE-Kartuschen überführt. Die Elution des Sorbents erfolgte mit je 3-4-mal 2 mL Methanol und Dichlormethan. Die vereinigten Extrakte wurden anschließend am Rotationsverdampfer eingeengt und in Acetonitril überführt (Endvolumen ca. 0,5 mL). Anschließend wurden die Proben, bevor diese vermessen wurden, um den Faktor 1/25 verdünnt und mit einem internen Standard versehen. Das restliche Probenvolumen wurde für die Derivatisierung zum Nachweis der Nonylphenole, von Bisphenol A, Estron, 17β-Estradiol, 17α-Ethinylestradiol genutzt. Die Punktproben wurden gefiltert und über SPE-Kartuschen aufkonzentriert. Die anschließende Aufarbeitung erfolgte identisch zur Aufarbeitung des Sorbent der POCIS-Sammler, wobei das Eluat in DMSO überführt wurde, um die Extrakte in den Biotests untersuchen zu können. Eine Derivatisierung dieser Proben erfolgte aufgrund des begrenzten Probenvolumens nicht. Im Folgendem sind die Rückhaltewerte die anhand der Punktproben ermittelt wurden für Carbamazepin und 1H-Benzotriazol als Beispielsubstanzen dargestellt (Abbildung 5-30).

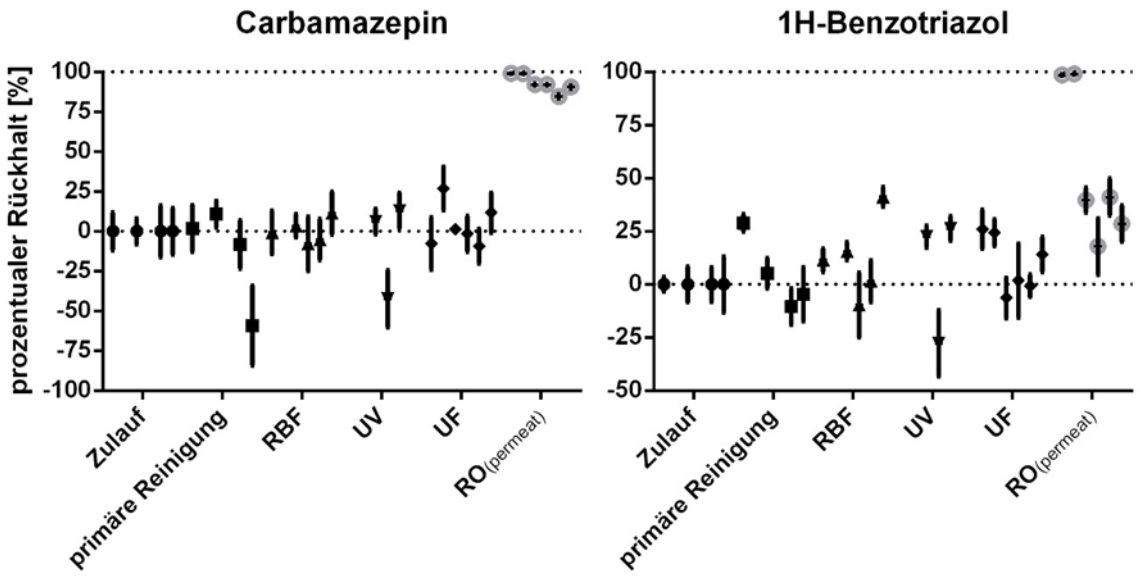


Abbildung 5-30: Prozentualer Rückhalt der Klärstufen berechnet aus den Konzentrationen im Zulauf- und Ablaufwasser der Module, welche über die entnommenen und aufkonzentrierten Punktproben bestimmt wurden.

In obiger Abbildung dargestellt sind die Ergebnisse für Carbamazepin und 1H-Benzotriazol aus den ersten drei Messkampagnen. Die Konzentrationen des Zulaufs der Gesamtanlage wurden auf sich selbst bezogen, um die Variationen dieser Werte mit darzustellen. Die Fehlerbalken zeigen die fortgepflanzte Standardabweichung der Messwerte basierend auf dem Messfehler.

Wie anhand der Daten zu sehen ist, war für die primären Reinigungsverfahren sowie der Bodenfilter, die UV-Stufe und die Ultrafiltration kein Rückhalt anhand der Punktproben feststellbar. Dahingegend ist für die an die Ultrafiltration angeschlossene Umkehrosmose ein starker Rückhalt im Bereich von 84 bis 100 % zu sehen. Ein ähnliches Bild war für Iomeprol, Metoprolol, Sulfamethoxazol und Diclofenac zu sehen. Für Iopamidol und Acesulfam zeigte sich die verwendete Festphasenextraktionsmethode als ungeeignet. Eine Ausnahme stellte 1H-Benzotriazol dar, welche nach der Anlaufphase der modularen Anlage nur noch unzureichend (< 50 %) durch die Umkehrosmose zurückgehalten werden konnte. Ein grundsätzlich ähnliches, aber differenzierteres Bild zeigte sich anhand der Rückhaltewerde, die über die POCIS-Messwerte berechnet wurden (Abbildung 5-31).

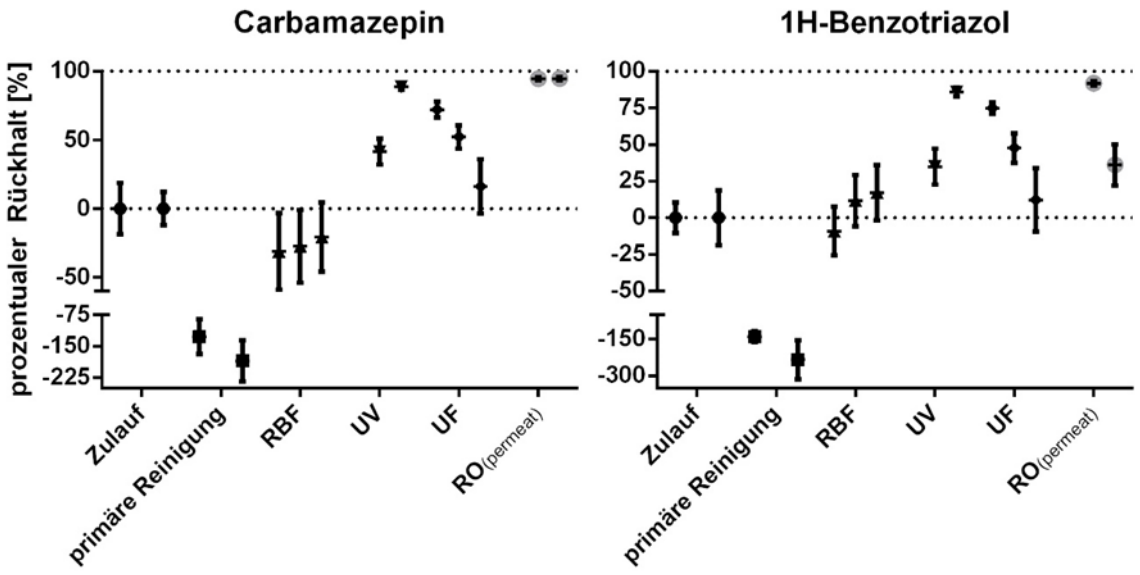


Abbildung 5-31: Prozentualer Rückhalt der Klärstufen berechnet aus den Konzentrationen im Zulauf- und Ablaufwasser der Module, welche über die POCIS Sammler bestimmt wurden.

Dargestellt sind in obiger Abbildung die Ergebnisse für Carbamazepin und 1H-Benzotriazol aus den ersten drei Messkampagnen. Die Konzentrationen des Zulaufs der Gesamtanlage wurden auf sich selbst bezogen, um die Variationen dieser Werte mit darzustellen. Die Fehlerbalken zeigen die fortgepflanzte Standardabweichung der Messwerte basierend auf dem Messfehler und den Replikaten der Sammler.

Im Gegensatz zu den anhand der Punktproben ermittelten Rückhaltewerte ist zu sehen, dass es im Zuge der primären Reinigungsverfahren zu einer Zunahme der Konzentrationen kam. Dieser Effekt kann zum einen daran liegen, dass der Zulauf sehr reich an Matrix ist, welche die Analytik trotz der verwendeten internen Standards negativ beeinflussen kann. Zum anderen ist es möglich, dass sich die frei gelöste Konzentration über die primären Reinigungsverfahren erhöht, da es dabei zu einer Reduktion der Matrix und partikulärer Bestandteile kommt, die diese verringern können. Für den Bodenfilter konnte genau wie anhand der Punktproben kein Rückhalt festgestellt werden. Im Ablauf der UV-Behandlung konnte ein geringer (2. Messkampagne) bzw. eine deutliche (3. Messkampagne) Reduktion festgestellt werden, die jedoch auf die Verdünnung durch den größeren Vorlaufbehälter der Aquaponik zurückzuführen ist, in dem die Sammler exponiert wurden, und die im Vergleich zu den anderen Sammelbehältern mit geringerem Volumen zu einer stärkeren Mittelung von Schwankungen in der Ablaufkonzentration im Vergleich zur Zulaufkonzentration der Behandlungsstufe führt. Des Weiteren wurde vor der dritten Messkampagne der Vorlaufbehälter mit Brunnenwasser gefüllt, was zu einer Dilution des beprobten Abwassers der Verfahrensstufe im Vorlaufbehälter führte. Für die Ultrafiltration war ein guter Rückhalt in der ersten Messkampagne nachweisbar, der jedoch mit

jeder Messkampagne weiter abnahm. Dieser Rückhalt und die folgende Abnahme der Effizienz der Klärstufe kann durch die verwendete Membran in der Ultrafiltration erklärt werden. Diese bestand aus Polyethersulfon, ein Polymer an das auch polare Substanzen sorbieren können und das bedingt durch diese Sorption zu Beginn zu einem Rückhalt führt, der jedoch zurückgeht, je näher sich die Membran im Gleichgewicht mit der Konzentration im umgebenen Medium befindet. Für die Umkehrosmose zeigte sich wieder ein vergleichbares Bild. Für Carbamazepin, Iomeprol, Metoprolol, Sulfamethoxazol und Diclofenac war ein guter Rückhalt zu sehen, während 1H-Benzotriazol nach der Anlaufphase der modularen Anlage nur noch unzureichend (< 50 %) durch die Umkehrosmose zurückgehalten werden konnte.

5.2.2 Verifikation der Passivsammler

Wie im vorangegangenen Unterkapitel zu sehen ist, zeigten die Passivsammler ein Vergleichbares aber zugleich differenzierteres Bild für die Rückhaltewerte der unterschiedlichen Reinigungsverfahren in Relation zu den Punktproben. Mithilfe von Anreicherungsraten von Carpinteiro *et al.* (2016) und Jeong *et al.* (2018) wurden anhand der Messwerte der POCIS-Sammler Wasserkonzentrationen bestimmt, um diese mit den über die Punktproben ermittelten Belastungen des Abwassers mit organischen Spurenstoffen zu vergleichen. Die Wasserkonzentrationen für Carbamazepin und 1H-Benzotriazol sind zu diesem Zweck für beide Methoden über die ersten drei Messkampagnen in Abbildung 5-32 und Abbildung 5-33 dargestellt.

Die ermittelten Wasserkonzentrationen für Carbamazepin lagen über alle drei Messkampagnen in einem ähnlichen Bereich für die jeweilige Methode. Gleichzeitig ist zu sehen, dass die Messwerte zwischen beiden Methoden je nach Probenahmestelle um einen Faktor 2 oder mehr voneinander abweichen, wobei die mittels Punktproben und SPE ermittelten Konzentrationen in der Regel höher liegen. Dieses Bild zeigt sich auch für die zweite Beispielsubstanz 1H-Benzotriazol (Abbildung 5-33).

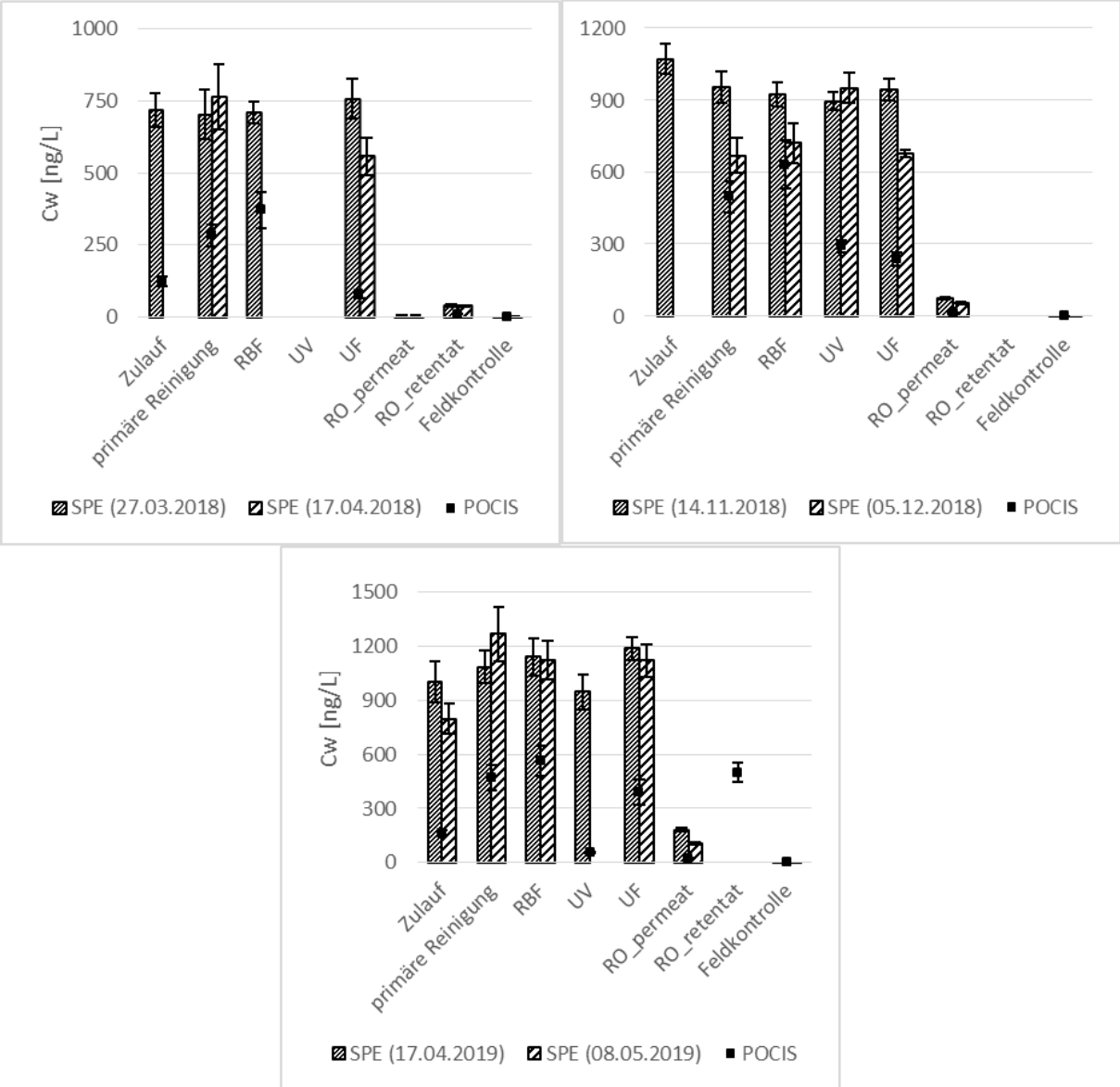


Abbildung 5-32: Konzentrationen an Carbamazepin im Wasser während der ersten, zweiten und dritten Messkampagne basierend auf den Punktproben die zu Beginn und zum Ende der Messkampagnen entnommen wurden und der über die gesamte Zeitspanne (21 Tage) exponierten POCIS-Sammler. Als Fehlerbalken ist die Standardabweichung der Messung dargestellt.

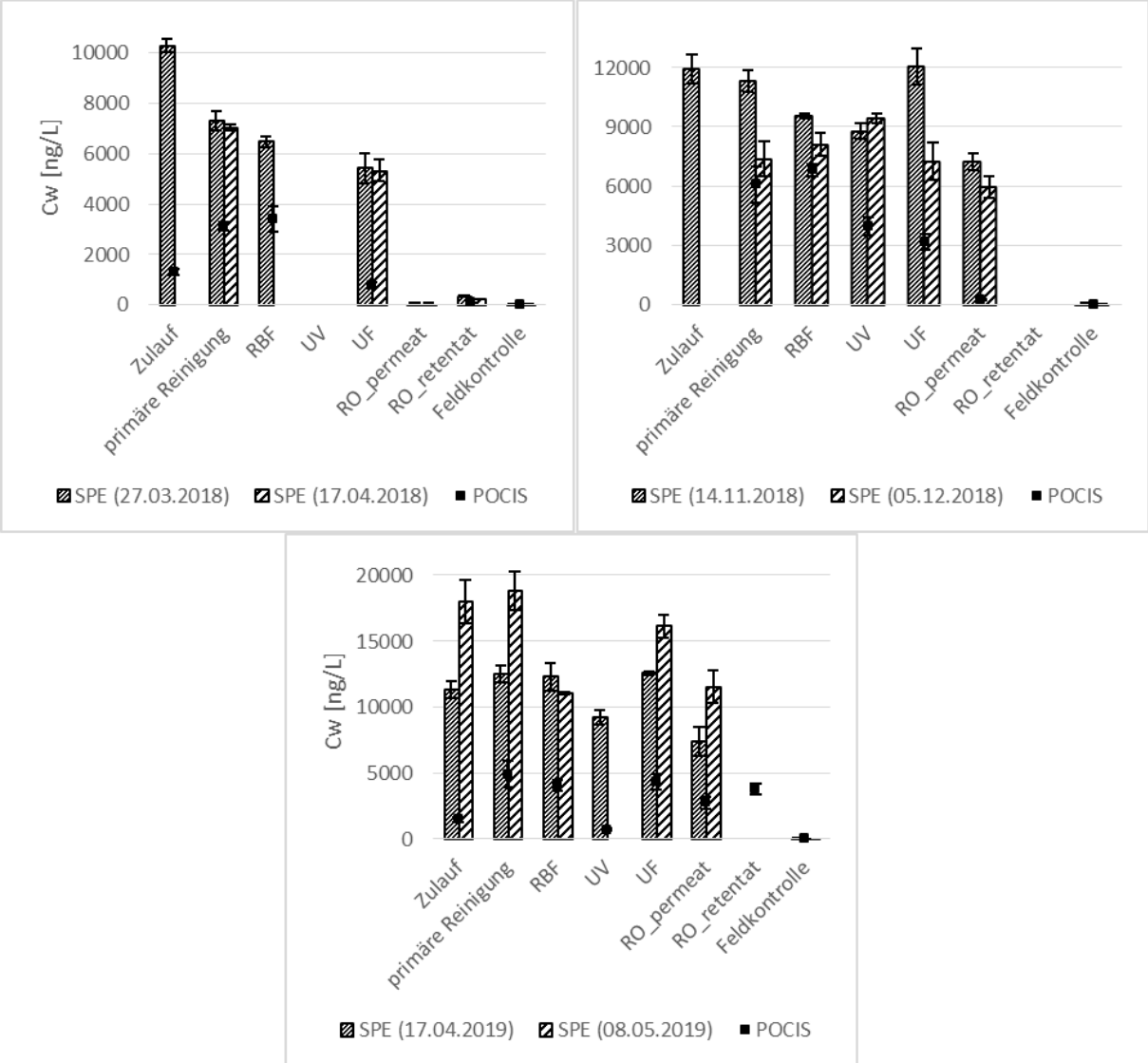


Abbildung 5-33: Konzentrationen an 1H-Benzotriazol im Wasser während der ersten, zweiten und dritten Messkampagne basierend auf den Punktproben die zu Beginn und zum Ende der Messkampagnen entnommen wurden und der über die gesamte Zeitspanne (21 Tage) exponierten POCIS-Sammler. Als Fehlerbalken ist die Standardabweichung der Messung dargestellt.

Anhand der Punktproben zu Beginn und zum Ende jeder Kampagne wird auch deutlich, dass eine zum Teil eine hohe Variation der Konzentration über diesen Betrachtungszeitraum vorliegt. Diese Variationen, die mit Einzelaufnahmen nur unzureichend aufgezeigt werden können, könnten Grund für diese Abweichungen zwischen beiden Methoden sein. Als zeitlich-integrative Messmethode werden diese Variationen mit den POCIS-Sammlern mit abgedeckt. Des Weiteren bilden die Passivsammler nur die frei gelöste Konzentration ab, während bei der Festphasenextraktion trotz der vorgeschalteten Filterung der Wasserproben auch sorbierte Anteile mit extrahiert werden könnten. Auch muss auch beachtet werden, dass bei Anreicherungsraten eine starke Abhängigkeit von äußeren Bedingungen wie der Temperatur, der Strömung und Biofouling besteht, wodurch die Werte in der Literatur deutlich variieren können. Jedoch kann unter Betrachtung der guten Übereinstimmung der Rückhaltewerte die Validität der Methode für das Monitoring von organischen Spurenstoffen bestätigt werden.

5.2.3 Biotests und ökotoxikologische Testsysteme

5.2.3.1 Akute Toxizität

Fischembryo-Toxizitätstest

Der Fischembryo-Toxizitätstest (FET) ist ein DIN-normierter (DIN EN ISO 15088, 2009) Biotest und dient zur Untersuchung des embryotoxischen und teratogenen Potenzials von z.B. Abwasserproben. Die Entwicklung der Embryonen und Larven kann mit Hilfe eines Mikroskops direkt nachverfolgt werden, wobei zwischen subletalen und letalen Effekten unterschieden werden kann. Zu den subletalen Effekten gehören unter anderem eine generelle Unterentwicklung, eine schwach ausgeprägte Pigmentierung, Ödeme und Wirbelsäulendeformationen. Als letal wird ein Embryo gezählt, wenn dieser einen fehlenden Herzschlag hat, koaguliert ist oder der Schwanz nicht vom Dotter abgelöst ist. Zeigen mindestens 10 % der Embryonen und Larven einen letalen oder subletalen Effekt, spricht mal von einem embryotoxischen/teratogenen Potenzial. Alle Proben wurden mit den nativen (unbehandelten) Proben im Limittest durchgeführt. Nur die Proben, die einen deutlichen Effekt bei 100 % der Abwasserproben aufwiesen, wurden verdünnt (z.B. beim Zulauf bis 6,25 % Abwasseranteil).

Die Ergebnisse der nativen Abwasserproben im FET zeigen ein deutliches Potenzial des Zulaufs aller untersuchten Proben schon ab einer Verdünnung von nur 6,25 % (PN1), 12,5 % (PN 3,4 und 5) bzw. 25 % Abwasseranteil (PN6). Bei diesen Konzentrationen wurde vor allem eine generelle Unterentwicklung der Embryonen festgestellt, die häufig mit einer nicht-Ablösung des Schwanzes einhergeht (laut DIN-Guideline ein Mortalitätskriterium, Abbildung 5-34). Weitere subletale Effekte betrafen in erster Linie das Blutkreislaufsystem (schwacher Herzschlag und Blutfluss) in Kombination mit Ödemen. Diese Effekte werden in der Literatur mit dem Syndrom blue-sac disease beschrieben (Barron et al. 2004). Ausgelöst wird diese Erkrankung vorwiegend durch Stoffe, die an den Ah-Rezeptor binden (z.B. polyzyklischen aromatischen Kohlenwasserstoffe (PAK)) und so ein Dioxin-ähnliches Potenzial aufweisen (Barron et al. 2004; Kais & Schiwy et al. 2017; Olivares et al. 2013; Schiwy et al. 2015). Im Projekt wurde das AhR-mediierte Potenzial ebenfalls mittels µEROD bestimmt (siehe Abschnitt Dioxin-ähnliches Potenzial) und auch hier konnte in den Proben des Zulaufs ein Dioxin-ähnliches Potenzial festgestellt werden, was die Vermutung unterstützt, dass diese Stoffe hier ebenfalls für das teratogene Potenzial verantwortlich sein könnten. Weitere Effekte, die zudem durch AhR-mediierte Stoffe ausgelöst werden können sind Ödeme, nicht pigmentierte Embryonen sowie Wirbelsäulendeformationen (Abbildung 5-34).

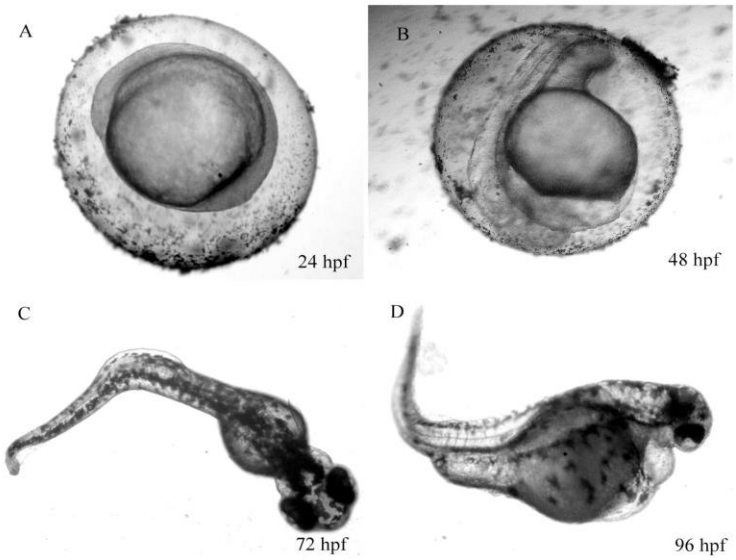


Abbildung 5-34: Effekte auf Fischembryonen nach Belastung mit Proben des Zulaufs. A: generelle Unterentwicklung nach 24 hpf (hours post fertilization), Embryo im Epibolistadium, B: Embryo nach 48 hpf Belastung; unterentwickelt, nicht pigmentiert und Ödeme am Herzen und Dotter; C: Embryo geschlüpft nach 72 hpf mit Wirbelsäulendeformation; D: Embryo geschlüpft nach 96 hpf mit Wirbelsäulendeformation und Ödeme am Herzen und Dotter.

Die Ergebnisse der folgenden Behandlungsstufen sowie Probenahmen der Pilotanlage zeigten deutliche Unterschiede (Tabelle 5-5). In allen Proben der verschieden getesteten Module der ersten vier Probenahmen konnten deutliche letale und subletale Effekte festgestellt werden. Lediglich in der Probe der Umkehrosmose (B11) der Probenahme 3 wurden leichte subletale (10 %) Effekte festgestellt, während die subletalen Effekte der Proben der anderen Module im Bereich von 23 % bis 100 % lagen. Dabei waren die beobachteten Effekte vergleichbar mit den Effekten nach Belastung der Embryonen mit den nativen Zulaufproben (Unterwicklungen und Ausbildungen von Ödemen am Herzen und Dotter).

Tabelle 5-5: Subletale und letale Effekte in % der untersuchten Proben der PN1-7

Subletale Effekte [%]							
Probe	**PN1**	**PN2**	**PN3**	**PN4**	**PN5**	**PN6**	**PN7**
Zu	100	100	n.b.	100	100	100	100
Primär-reinigung (B6)	50	23	35	-	-	-	13
BF	67	10	100	13	-	-	-
UF (B9)	48	23	20	-	-	-	-
RO (B11)	-	-	10	-	-	-	-
UV	n.b.	40	10	100	-	-	-
Letale Effekte [%]							
Probe	**PN1**	**PN2**	**PN3**	**PN4**	**PN5**	**PN6**	**PN7**
Zu	100	100	n.b	100	100	100	100
Primärr. (B6)	50	20	20	-	-	-	13
BF	67	10	35	13	-	-	-
UF (B9)	48	20	-	-	-	-	-
RO (B11)	-	-	10	-	-	-	-
UV	n.b.	40	10	100	-	-	-

* nicht bestimmt: Zulauf schlammig, PN nicht möglich; UV während PN1 nicht betriebsbereit
\- Effekt unter 10 %

Interessanterweise zeigten sich die beobachteten Effekte ab PN5 nicht mehr. Lediglich in den Proben des Bodenfilters (13 %) und der UV-Behandlung (100 %) der PN4 wurden subletale Effekte nachgewiesen, die in den weiteren Probenahmen ebenfalls nicht weiter festgestellt werden konnten. Die Probenahmen 4 bis 7 fanden nach Wiederinbetriebnahme nach dem Winter 2018/2019 statt. Hier kam es ebenfalls zur kompletten Reinigung der Pilotanlage, so dass vermutlich Stoffrückstände aus dem System entfernt wurden, die zu den beobachteten Effekten der Probenahmen 1 bis 3 geführt haben könnten.

Bei Betrachtung der Mortalität fällt auf, dass diese zwischen den einzelnen Modulen stark variiert (zwischen 10 % (RO (B11)) und 100 % (Zu)) und sich vorwiegend durch eine Koagulation der Embryonen zeigt. Genau wie bei den subletalen Effekten unterscheiden sich die Ergebnisse der einzelnen Probenahmen deutlich voneinander. Auch hier ist auffällig, dass das embryotoxische Potenzials ab Probenahme 4, bis auf BF und UV, nicht mehr nachweisbar war.

Am effektivsten wird das embryotoxische und teratogene Potenzial durch die Umkehrosmose eliminiert. Hier wurde lediglich einmal ein sehr leichtes Potenzial in der Probe von PN4 mit 10 % nachgewiesen. Alle weiteren Module waren nicht in der Lage in den ersten vier Probenahmen das Potenzial vollständig zu eliminieren. Auffällig ist, dass die Probe der Primärreinigung in den Probenahmen PN1, PN2 und PN3 ein geringeres subletales und letales Potenzial zeigt als die darauffolgenden Reinigungsmodule. Eine mögliche Ursache könnte eine andere Zusammensetzung der Proben sein, da die Beprobung der Kläranlage an den unterschiedlichen Probenahmestellen zeitgleich erfolgte, was bedeutet, dass die Verweilzeiten der verschiedenen Reinigungsstufen der Kläranlage nicht berücksichtigt werden konnten. Zudem variiert die Zusammensetzung von Abwasserproben täglich stark, so dass es zu den starken Schwanken in den Ergebnissen kommen kann. Zu den Substanzen, die bekanntermaßen ein teratogenes und embryotoxisches Potenzial besitzen zählen u.a. Ibuprofen und Diclofenac.

Akuter Daphnien-Immobilisationstest

Der akute Daphnien-Immobilisationstest ist ebenfalls ein DIN validierter Test (DIN EN ISO 6341, 2013) und wird häufig zur Untersuchung von Abwasser eingesetzt. Für diesen Test werden neonate Süßwasserkrebse der Art *Daphnia magna Straus* verwendet. Als Maß für die Toxizität von (Ab-) Wässern wird die Schwimmunfähigkeit des Wasserflohs nach 24-stündiger Exposition gegenüber der Probe unter definierten Bedingungen bestimmt. Ein Effekt liegt dann vor, wenn mehr als 10 % der Daphnien als immobil gewertet werden. Die Ergebnisse der PN4 bis PN7 befinden sich derzeit in Auswertung. Wie bei der Untersuchung des FETs wurde auch der akute Daphnien-Immobilisationstest mit den rein nativen Proben als Limittest durchgeführt und nur die Proben weiter verdünnt, die ein sehr deutliches Potenzial zeigten (wie der Zulauf).

Im akuten Daphnien-Immobilisationstest wurde lediglich in den Proben des Zulaufs aller Probenahmen eine ca. 90-%ige Immobilität der Daphnien ab einer Abwasserverdünnung von 50 % festgestellt (Tab. 5-6). Alle weiteren Proben zeigten in den ersten Untersuchungen deut-

lich geringere akute Effekte und wurden daher nicht weiter verdünnt. Diese lagen in den Proben der PN1 bei maximal 15 % (BF9). Interessanterweise konnten in den Proben der PN2 deutlichere Effekte auf die Daphnien festgestellt werden. So lag die Immobilisationsrate zwischen 20 % (Primärreinigung (B6)) und 65 % (RO (B11)). Die deutlichen Effekte der Umkehrosmose (B11) scheinen hier allerdings auf einen osmotischen Stress des stark entsalzten Wassers zurückzuführen zu sein. Nach Zugabe von für Daphnien notwendigen Salzen konnten keine Effekte mehr nachgewiesen werden. Hier sank die Immobilisationsrate auf unter 10 %. Insgesamt scheinen die einzelnen Module der PN2 und PN3 den akuten Effekt auf die Daphnien schlechter zu eliminieren als während der Untersuchungen der PN1, da in diesen Probenahmen deutlichere Immobilisationsraten nachweisbar waren. Damit sind die Daten sehr stark vergleichbar mit den Befunden des FETs. Die Auswertung der weiteren Probenahme wird zeigen, ob die einzelnen Module der Kläranlage ebenfalls in der Lage sind den akuten Effekt auf die Daphnien zu reduzieren, wie dies bereits für den FET gezeigt werden konnte.

Tabelle 5-6: Immobilisationsrate der untersuchten Proben der PN1-3

	Immobilität [%]		
Probe	**PN1**	**PN2**	**PN3**
Zu	90	90	n.b
Primärr. (B6)	-	20	20
BF	15	45	47
UF (B9)	12	35	40
RO (B11)	14	65	65
UV	n.b.*	25	25

* nicht bestimmt: Zu schlammig, PN nicht möglich; UV während PN1 nicht betriebsbereit
\- Effekt unter 10 %

Algen-Wachstumshemmtest

Der **Algen-Wachstumshemmtest** mit einzelligen Grünalgen (Primärproduzenten) wurde als Teil der Biotestbatterie nach DIN EN ISO 8692 (2012) und DIN 38412-33 (1991) zur Untersuchung der Algentoxizität durchgeführt. Dazu wird die Wachstumshemmung anhand der *in-vivo*-Chlorophyll-Fluoreszenz über einen Zeitraum von 72 h in einem Messintervall von 24 h aufgezeichnet. Ab einer Hemmung von 5 % wird von einer Algentoxizität gesprochen.

Tabelle 5-7: Algen-Wachstumshemmung der untersuchten Proben der PN1-7

	Wachstumshemmung [%]						
Probe	**PN1**	**PN2**	**PN3**	**PN4**	**PN5**	**PN6**	**PN7**
Zu	100	85	n.b.	52	66	61	70
Primärr. (B6)	73	-	57	-10	-	-	12
BF	16	21	27	-	-	-	22
UF (B9)	27	14	-	-	-7	-	26
RO (B11)	-	13	-21	-	11	-	44
UV	n.b.	-	44	-10	-7	8	43

* nicht bestimmt: Probe konnte nicht entnommen werden
\- Effekt unter 5 %

Es konnten deutliche Unterschiede in der Algentoxizität zwischen den Proben der verschiedenen Probenahmen festgestellt werden. Die Algentoxizität der Proben der PN1 war in allen Modulen moderat mit einer Wachstumshemmung zwischen 16 % (BF) und 27 % (UF (B9)).

Lediglich die nativen Proben des Zulaufs (Zu) und des Ablaufs der Primärreinigung (Primärreinigung (B6)) zeigten mit einer Wachstumshemmung von 61 bis 100 % bzw. -10 bis 73 % ein deutliches akut toxisches Potenzial. Bis auf die Probe der Primärreinigung (2,7 % Hemmung; kein Effekt) waren die Ergebnisse der untersuchten Module der PN1 und PN2 vergleichbar. Dagegen zeigten sämtliche Proben der PN3 eine deutliche Algentoxizität (57 % (Primärreinigung (B6)) bis -20 % (RO (B11)). Eine weitere Möglichkeit für die deutlichen Effekte der einzelnen Module der Probenahme 3 könnte der schlammige Zulauf gewesen sein, wodurch es nicht möglich war eine Probe zu entnehmen. Durch den fehlenden Wasserzustrom kann es allerdings zu einer Aufkonzentrierung der Schadstoffe in den darauffolgenden Reinigungsstufen kommen, die dann zu der erhöhten Algentoxizität führen können. Die weiteren Proben der Probenahmen 4 bis 6 zeigen, vergleichbar mit den Daten des FET, lediglich ein sehr leichtes und meistens wachstumsförderndes Potenzial, was durch eine vermehrte Nährstoffzufuhr zu erklären ist. Interessanterweise kann dies für die Proben der Probenahme 7 nicht bestätigt werden. Anders als beim FET wurde hier für alle Proben der erweiterten Abwasserreinigungsmodule Effekte zwischen 22 % (BF) und 44 % (RO (B11)) nachgewiesen. Dabei zeigte die Probe der Primärreinigung mit einem Effekt von 12 % noch das geringste Potenzial. Die deutlichen Unterschiede in den Ergebnissen der verschiedenen Probenahmen verdeutlichen nochmals die täglich wechselnde Substanzzusammensetzung in Abwässern einer Kläranlage, die zu den beobachteten Effekten führen können. Allerdings spielt auch hier die unterschiedliche Zusammensetzung der Abwasserproben durch die zeitgleiche Probenahme eine Rolle. Zudem zeigt sich, dass die Ergebnisse der einzelnen Probenahmen zwischen einer Hemmung und einer Förderung des Wachstums (vgl. RO (B11), Tabelle 5-7) schwanken. Eine Förderung des Wachstums kann durch enthaltende Nährstoffe in den verschiedenen Abwasserproben, welche im Vergleich zu den Kontrollen zusätzliches Wachstum der Algen begünstigt, ausgelöst werden.

5.2.3.2 Untersuchungen mit Welsen aus der Aquaponik-Anlage

Zur umfassenden Untersuchung der afrikanischen Welse wurden nach einer viermonatigen Wachstumsphase im November 2018 pro Treatment 9 Fische aus den jeweiligen Tanks (Brunnen, UV und Bodenfilter) entnommen. Das Brunnenwasser diente hierbei als Kontrolle. Neben der Aufnahme der Größe, des Gewichts sowie des Gewichts der einzelnen Organe, wurden mit den Geweben der Welse anschließend umfangreiche Untersuchungen durchgeführt. Zu diesen zählen aufwendige Sequenzierungs- und Genexpressionsanalysen, aber auch zahlreiche Biomarker-Untersuchungen, wie die Untersuchung des Vitellogeningehaltes im Blutplasma (endokriner Marker), der Biotransformation mittels EROD-Assay in Leberproben und des gentoxischen Potenzials im Blut mittels Mikrokerntest.

Zunächst wurden Gewicht und Länge der Welse bestimmt, sowie die Organe optisch begutachtet. Hier zeigte sich, dass die Welse, welche in den Tanks mit Brunnenwasser gehältert

wurden mit einem durchschnittlichen Gewicht von 754 g tendenziell leichter waren als diejenigen, die mit dem Wasser des Bodenfilters (985 g) und der UV-Anlage (811 g) beaufschlagt waren. Um ebenfalls eine Aussage bezüglich der Gesundheit der Welse treffen zu können, wurden drei Indices berechnet. Der Index der Kondition steht dabei für die allgemeine Gesundheit der Fische und wird über die Gesamtlänge und des Gesamtgewichts der Fische bestimmt. Der lebersomatische Index gibt an, ob der Organismus vermehrt metabolisiert, was einen Hinweis auf Substanzen liefert, welche unter anderem den Ah-Rezeptor aktiviert. Dieser wird über das Gewicht der Leber im Verhältnis zum Gesamtgewicht bestimmt. Der dritte Index ist der sogenannte gonadosomatische Index, welcher über die Größe der Gonaden im Vergleich zum Gewicht berechnet wird. Ist der gonadosomatische Index besonders hoch kann dies auf einen endokrinen Effekt der Probe hindeuten.

Tabelle 5-8: Berechnete Indices der Kondition (K), der Leber (LSI) und der Gonaden (GSI). M*= Männchen, W*= Weibchen.

	Brunnen		Bodenfilter		UV	
	M	W	M	W	M	W
K	1649 ± 411	16181	2014 ± 247	1977 ± 344	1644 ± 328	1779 ± 290
LSI	1,1 ± 0,3	1,01	1,3 ± 0,25	1,3 ± 0,65	1,5 ± 0,3	0,74 ± 0,17
GSI	0,3 ± 0,15	3,21	0,4 ± 0,07	4,2 ± 3,9	0,5 ± 0,2	7,6 ± 2,1

*Anzahl Männchen und Weibchen. Brunnen: 7 M, 2 W; BF: 3 M und 6 W; UV: 4 M, 5 W
[1] Aufgrund von n=2 keine Berechnung der Standardabweichung

Die Ergebnisse des Konditionsindex zeigen, dass es grundsätzlich zwischen Männchen und Weibchen keinen signifikanten Unterschied gibt (Tabelle 5-8). Allerdings ist deutlich zu erkennen, dass sowohl Männchen als auch Weibchen, die mit Wasser des Bodenfilters beaufschlagt waren, einen höheren Konditionsindex aufzeigten. Schon bei der Präparation der Tiere fiel auf, dass diese deutlich mehr Fett einlagerten als die Fische der anderen Treatments, was sich auch in dem bereits erwähnten Gewicht (durchschnittlich 985 g) widerspiegelt. Eine mögliche Erklärung könnte sein, dass durch den Bodenfilter vermehrt Nähstoffe eingetragen werden, die zu einem schnelleren Wachstum der Fische beitragen. Mithilfe der Gensequenzierung erhoffen wir uns weitere Hinweise zu erhalten, da hier unter anderem Gene untersucht werden, die für den Fettstoffwechsel verantwortlich sind. Bei der Betrachtung des lebersomatischen Indexes zeigten die Fische der Module Brunnen und Bodenfilter vergleichbare Werte zwischen 1 und 1,3. Die Männchen, die mit dem Wasser des UV-Treatments beaufschlagt waren zeigten mit 1,3 ebenfalls einen vergleichbaren Wert. Interessanterweise konnte allerdings für die Weibchen ein signifikanter Unterschied mit einem Wert von 0,74 ermittelt werden, was auf eine verminderte Metabolisierung hindeutet. Whatley et al. (2010) untersuchten den lebersomatischen Index bei *Ictalurus punctatus* (dem Kanalwels) und zeigten, dass bei diesen die LSI-Werte nach Belastung mit kläranlagenbürtigem Abwasser mit 0,74 -1,0 etwas niedriger waren als in den hier untersuchten afrikanischen Welsen. Die höchsten gemessenen Werte in der Vergleichsstudie lagen demnach im Bereich der hier untersuchten Kontrolle (Brunnen 1,0 bis 1,1), während die Fische aus dem Wasser des Bodenfilters bzw. dem UV-Treatments mit 1,3

und 1,5 signifikant höhere Werte zeigten. Allerdings muss erwähnt werden, dass es sich hier um eine andere Welsart handelt und artspezifische Unterschiede nicht ausgeschlossen werden können. Nach unserem besten Wissen wurden bisher keine vergleichbaren Studien mit dem afrikanischen Wels durchgeführt, was den Abgleich der hier erhaltenen Daten mit Literaturwerten erschwert.

Bei Betrachtung des gonadosomatischen Index fällt direkt auf, dass die Weibchen, die den niedrigsten LSI-Wert (0,74, UV) aufzeigten gleichzeitig den höchsten GSI-Wert (7,6) haben. Hier scheinen die Weibchen sämtliche Energie in die Reproduktion zu investieren und weniger Metabolismus zu betreiben. Allerdings war im Vergleich zu den Männchen im Brunnenwasser (0,3) der gonadosomatische Index der Männchen der anderen beiden Treatments (UV und Bodenfilter) ebenfalls erhöht (0,6 und 0,5). Ein erhöhter gonadosomatischer Index kann ein Hinweis auf eine endokrine Belastung sein. Zur weiteren Untersuchung der endokrinen Belastung der Welse wurde daher der Vitellogeningehalt im Blutplasma der Tiere untersucht. Vitellogenin ist ein Vorläuferprotein des Eidotters, welches normalerweise in der Leber weiblicher Fische gebildet und von dort ins Blut abgegeben wird. Eine Änderung der Vitellogeninproduktion bei Weibchen oder das generelle Vorkommen bei männlichen und juvenilen Fischen lässt sich als Biomarker für Östrogenität einer Umweltprobe heranziehen (Brinkmann et al. 2010).

Tabelle 5-9: Gemessener Vitellogeningehalt im Blutplasma in ng/ml/mg Protein. M*= Männchen, W*= Weibchen.

Gemessener Vitellogeningehalt im Blutplasma [ng/ ml/ mg]		
	Männchen*	Weibchen*
Brunnen	236 ± 89	868
BF	606 ± 495	564 ± 145
UV	374 ± 346	927 ± 156

*Anzahl Männchen und Weibchen. Brunnen: 7 M, 2 W; BF: 3 M und 6 W; UV: 4 M, 5 W
[1] Aufgrund von n=2 keine Berechnung der Standardabweichung

Die Ergebnisse der Vitellogeninkonzentration im Blutplasma der Welse zeigten ebenfalls, wie bei der Bestimmung des GSI-Wertes, tendenziell höhere VTG-Mengen mit Werten von 606 ng/ml/mg Protein (BF) und 374 ng/ml/mg Protein (UV) im Vergleich zur Brunnenkontrolle (236 ng/ml/mg Protein). Die Weibchen zeigten durchschnittliche VTG-Konzentrationen zwischen 564 ng/ml/Protein (BF) und 927 ng/ml/Protein (UV). Die mit UV-Wasser behandelten Fische zeigten dabei im Vergleich zum BF-Wasser die höchste Konzentration an Vitellogenin. Durch den gleichzeitig vergleichsweise sehr geringen lebersomatischen Index (0,74) und der Theorie, dass die Weibchen, welche mit dem UV-behandeltem Abwasser belastet waren, sämtliche Energie in die Reproduktion stecken, ist an dieser Stelle eine endokrine Belastung nicht auszuschließen. Aufgrund der hohen Standardabweichungen, die durch die geringe Anzahl der Fische zustande kommt, kann hier allerdings nur von Tendenzen gesprochen werden. Ein zusätzliches Problem war, dass bei der Beprobung nicht zwischen Männchen und Weib-

chen unterschieden werden konnte. Aus diesem Grund variiert die Anzahl je Treatment zwischen Männchen und Weibchen stark. Vor allem die Tatsache, dass in der Kontrolle lediglich zwei Weibchen waren, erschwert den Datenvergleich. Insgesamt kann daher an dieser Stelle ein Potenzial weder gänzlich ausgeschlossen noch bestätigt werden. Trotz allem werden uns die Ergebnisse der Gensequenzierung hier weitere Hinweise liefern, da ebenfalls Gene untersucht werden, die für das endokrine System der Fische verantwortlich sind.

EROD Assay

Zur Untersuchung des Dioxin-ähnliches Potenzials wurde der EROD Assay mit den Leberproben der Welse durchgeführt. Hierbei handelt es sich, genau wie beim µEROD, um einen AhR-basierten Biotest zur Ermittlung der Cytochrom P450-Aktivität. Die Ergebnisse zeigen interessanterweise einen deutlichen Unterschied zwischen männlichen und weiblichen Welsen. Bei den Männchen konnten EROD-Aktivitäten zwischen 0,37 nmol/mL*min/µg Protein (UV) und 0,43 nmol/mL*min/µg Protein (Brunnen) ermittelt werden. Dabei zeigten die Fische aus dem Brunnenwasser und dem UV-behandeltem Wasser mit einer EROD-Aktivität von 0,43 und 0,42 nmol/mL*min/µg Protein sehr vergleichbare Ergebnisse (Tabelle 5-10).

Tabelle 5-10: Gemessene EROD-Aktivität in der Leber in EROD Aktivität in nmol/mL*min/µg Protein

Gemessene EROD-Aktivität [nmol/ mL * min/ µg Protein]		
	Männchen*	Weibchen*
Brunnen	0,43 ± 0,39	0,141
BF	0,37 ± 0,03	0,21 ± 0,16
UV	0,42 ± 0,03	0,07 ± 0,03

*Anzahl Männchen (M) und Weibchen (W). Brunnen: 7 M, 2 W; BF: 3 M und 6 W; UV: 4 M, 5 W
[1] Aufgrund von n=2 keine Berechnung der Standardabweichung

Bei den Weibchen dagegen wurden EROD-Aktivitäten zwischen 0,07 nmol/mL*min/µg Protein (UV) und 0,21 nmol/mL*min/µg Protein (Bodenfilter) nachgewiesen. Die Weibchen mit der niedrigsten EROD-Aktivität haben auch gleichzeitig den niedrigsten lebersomatischen Index. Wie bereits erwähnt, scheinen diese Weibchen sämtliche Energie in die Reproduktion zu investieren. Die Vermutung wird durch den vergleichsweise höchsten Vitellogeningehalt im Blut (927 ng/ml/mg Protein) sowie des höchsten gonadosomatischen Index untermauert (7,6; vgl. Tab. 5-8 und 5-9). Zudem ist bekannt, dass vor allem weibliche Fische, welche sich in der Reproduktion befinden, eine signifikant unterschiedliche EROD-Aktivität aufweisen als männliche Fische gleichen Alters (Wunderlich et al. 2015). Whatley et al. (2010) zeigten zusätzlich, dass in aufbereitetem Abwasser neben EROD-Induktoren auch EROD-Inhibitoren enthalten sein können, die die EROD-Aktivität überlagern oder sogar die Metabolisierungskapazität herabsetzen können. So wurde in dieser Studie gezeigt, dass die Fische, welche mit behandeltem Abwasser belastet wurden, eine signifikant geringere EROD-Aktivität aufwiesen als die Kontrolle. Dies könnte hier ebenfalls der Fall sein. Allerdings kann hier aufgrund der vor allem in

der Kontrolle sehr hohen Standardabweichung nur von Tendenzen gesprochen werden. Zudem wurden in der genannten Studie die beschriebenen Untersuchungen mit dem Kanalwels durchgeführt. Es ist daher durchaus möglich, dass basale EROD-Aktivität im afrikanischen Wels anders ausfällt als bei dem Kanalwels. Insgesamt konnte hier allerdings bei den männlichen Welsen kein signifikanter Unterschied zur Kontrolle festgestellt werden, während bei den Weibchen eine signifikante Herabsetzung der EROD-Aktivität nach UV-Treatment festgestellt werden konnte. Eine finale Aussage kann nach Erhalt der Gen-Sequenzierungsdaten getroffen werden, da hier ebenfalls die für EROD relevanten Gene (wie CYP1A) untersucht werden.

Um die Untersuchungen mit den Welsen weiter zu vertiefen wurde zudem das gentoxische Potenzial der Blutproben der Welse auf Mikrokerne hin untersucht. Mit dem Mikrokerntest können Chromosomenschäden in Zellen nachgewiesen werden. Genau wie bei der Bestimmung des Vitellogeningehalts hat sich die Untersuchung der Mikrokerne im Blut von Fischen als geeigneter und sensitiver Endpunkt herausgestellt (Brinkmann et al. 2010).

Aus der Literatur ist bekannt, dass eine Vielzahl an Substanzen ein gentoxisches oder mutagenes Potenzial in Gewässern haben können. Zu diesen Substanzen gehören Flammschutzmittel, Methyltriclosan, Carbendazim oder Schwermetalle, wie Nickel und Arsen (Binelli et al. 2009; Kumar und Dhawan 2013; Palermo et al. 2015). Bei der Untersuchung der Blutproben der Welse zeigte sich, genau wie bei den Abwasserproben, ebenfalls kein gentoxisches Potenzial nach Belastung mit den Wässern nach dem Bodenfilter und der UV-Behandlung im Vergleich zur Kontrolle.

Zusammenfassend zeigte sich, dass das endokrine Potenzial nach aktueller Datenlage weder bestätigt noch ausgeschlossen werden kann. Die Welse aus den Treatments der UV-Behandlung sowie des Bodenfilters zeigen tendenziell höhere Vitellogeninkonzentrationen im Vergleich zur Brunnenkontrolle. Zudem konnte eine erhöhte Vitellogeninkonzentration in den Weibchen nach UV-Treatment festgestellt werden, die mit einer Herabsetzung der Metabolisierungsrate einhergeht, was ein Hinweis auf eine gesteigerte Reproduktion sein kann. Bei der Untersuchung der EROD-Aktivität konnte bei den Männchen sowie den weiteren Weibchen (BF und Brunnen) kein signifikanter Unterschied zur Brunnenkontrolle festgestellt werden. Insgesamt zeigte sich, dass der afrikanische Wels durchaus ein geeigneter Modellorganismus ist, um Biomarkeruntersuchungen durchzuführen. Nach unserem besten Wissen sind bisher keine vergleichbaren Studien mit dem afrikanischen Wels durchgeführt worden, die das endokrine und Dioxin-ähnliche Potenzial von Wässern untersucht haben, was den Vergleich mit Literaturwerten erschwert. Aufgrund der erwähnten schwachen Datenlage ist die bereits aufwändige Auswertung der gefundenen Gene zusätzlich erschwert. Wir erhoffen uns anhand der gefundenen Gene weiter Aufschlüsse vor allem hinsichtlich der endokrinen sowie Dioxin-ähnlichen Belastung zu erhalten.

5.2.4 Zelltoxikologische Testsysteme mit nativen bzw. aufkonzentrierten Wasserproben zur Ermittlung Mechanismus-spezifischer Toxizität

Zelltoxizität

Der MTT Test wird für die Ermittlung der Zelltoxizität einer Probe eingesetzt und muss zwangsläufig vor jedem Zelltest durchgeführt werden, um die akute Toxizität auszuschließen, die sonst den gewünschten Mechanismus-spezifischen Effekt überlagert. Der Endpunkt der prozentualen Viabilität der Zellen nach Exposition wird über den Umsatz des Farbstoffes 3-(4,5-Dimethylthiazol-2-yl)-2,5-diphenyltetrazoliumbromid ermittelt.

Ab einer Zellviabilität von 80 % wird angenommen, dass kein akut toxischer Effekt auf die Zellen vorliegt. Insgesamt zeigte sich in keiner der Proben (PN1-PN8) eine Zytotoxizität, so dass eine Überlagerung der Mechanismus-spezifischen Effekte ausgeschlossen werden kann. Daher wird hier lediglich exemplarisch eine Darstellung der Ergebnisse der PN1 gezeigt (Abbildung 5-35).

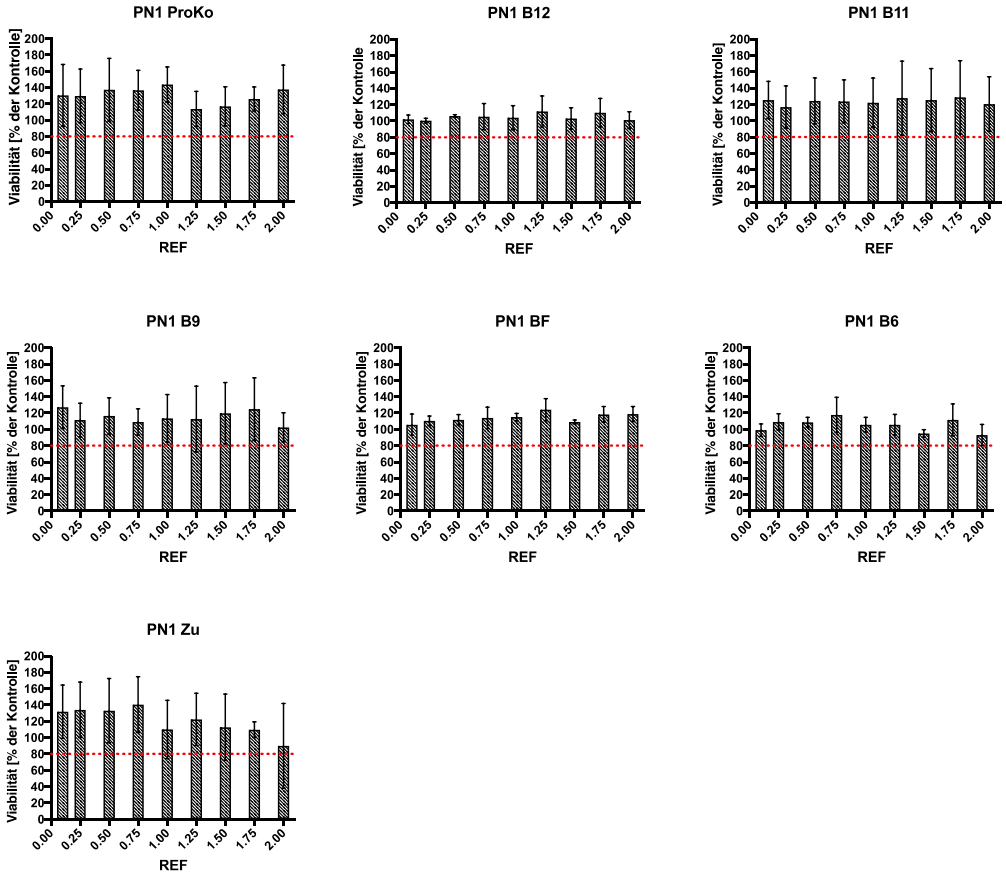


Abbildung 5-35: Exemplarische Darstellung der Zellviabilität in % gegenüber der Kontrolle. Rot markierte Linie kennzeichnet die erwartete Zellviabilität zur weiteren Untersuchung der Mechanismus-spezifischen Effekte.

Endokrines Potenzial

Mithilfe von CALUX® Testsystemen lässt sich das endokrine Potenzial einer Probe ermitteln. Die CALUX® -Testsysteme sind dabei schnelle und sehr sensitive Methoden für die Ermittlung von Substanzen, die in das hormonelle System eingreifen. Mit dem (anti-) ERα CALUX® Assay (ISO 19040-3:2018) lassen sich dabei Substanzen ermitteln, die an den humanen Östrogenrezeptor binden. Der (anti-) AR- CALUX® Assay dagegen stellt ein Analyseverfahren zur Detektion von (anti-) androgen wirkenden Substanzen dar, die an den humanen Androgenrezeptor binden. Eine Bewertung der Toxizität der Probe erfolgt durch einen Vergleich mit der jeweiligen Referenzsubstanz (z.B. Ethinylöstradiol oder Dihydrotestosteron).

Die Messungen der Proben der PN1 und PN2 wurden vollständig ausgewertet und werden im Folgenden beschrieben.

Östrogenes Potenzial

Im ERα CALUX® Assay konnte, mit Ausnahme der Prozesskontrolle und der Probe der Umkehrosmose (B11), an allen untersuchten Reinigungsstufen der Pilotanlage ein östrogenes Potenzial nachgewiesen werden (Tabelle 5-11). Dabei zeigten die Proben der PN2 ein deutlicheres östrogenes Potenzial. Insgesamt lagen die ermittelten EEQ-Werte der PN1 zwischen 1,51 ng EEQ/L (BF) und 58 ng EEQ/L (Zu). Die Probe B6 (Primärreinigung) und BF der PN2 zeigten mit 17 und 12,4 ng EEQ/L ein deutlich stärkeres östrogenes Potenzial. Kidd et al. (2007) stellten fest, dass bereits der Eintrag von 5-6 ng/L 17α-Ethinylöstradiol zum Zusammenbruch ganzer Fischpopulationen führen kann.

Die hier untersuchten Ergebnisse der PN1 verdeutlichen, dass die verschiedenen Module der Pilotanlage zwar in der Lage sind das östrogene Potenzial deutlich zu reduzieren, jedoch kam es nicht zu einer vollständigen Eliminierung des Potenzials. Lediglich die Umkehrosmose (B11) ist hier in der Lage das Potenzial vollständig zu eliminieren. Trotz des vorher durchgeführten MTT-Tests wurde bei der Zulauf-Probe Zytotoxizität festgestellt, so dass diese Probe in einer weiteren Verdünnung erneut getestet wurde.

Tabelle 5-11: Gemessene EEQ-Werte der untersuchten Proben der PN1 und PN2 im ERα CALUX® Assay

	PN1 [ng EEQ/L]	PN2 [ng EEQ/L]
Proko	< LOQ	< LOQ
Zulauf	58	n.b.*
Ablauf d. Primärreinigung (B6)	6,7	17
Ablauf der Ultrafiltration (B9)	2,2	1,6
Ablauf des Bodenfilter (BF)	1,5	12,4
Ablauf der Umkehrosmose (B11)	< LOQ	< LOQ

*n.b. aufgrund von auftretender Cytotoxizität kein valides Ergebnis

Androgenes Potenzial

Die untersuchten Abwasserproben im AR CALUX® Assay zeigten in PN1 lediglich ein androgenes Potenzial in der Zulaufprobe. In allen anderen Reinigungsstufen konnte kein Potenzial nachgewiesen werden. Allerdings konnte in der Primärreinigung (B6) und im Bodenfilter (BF) der PN2 mit DHTEQ-Werten von 50,5 ng/L und 44,3 ng/L ein vergleichbar hohes androgenes Potenzial nachgewiesen werden. Das androgene Potenzial des Zulaufs der PN2 war mit 439,7 ng/L etwas geringer als in PN1 (506,3 ng/L) (Tabelle 5-12). Neben den genannten östrogenen Effekten können endokrine Disruptoren, wie auch das androgene Potenzial, die Reproduktion von Organismen beeinflussen, zu Geschlechtsumwandlungen führen und werden auch in Zusammenhang mit Intersex (Vorkommen beider Geschlechtsmerkmale) gebracht (Gimeno et al. 1996; Jobling et al. 2002)

Tabelle 5-12: Gemessene DHTEQ-Werte der untersuchten Proben der PN1 und PN2 im AR CALUX® Assay

	PN 1 [ng DHTEQ/L]	PN2 [ng DHTEQ/L]
Proko	< LOQ	< LOQ
Zulauf	506	439,7
Ablauf d. Primärreinigung (B6)	< LOQ	50,5
Ablauf der Ultrafiltration (B9)	< LOQ	< LOQ
Ablauf des Bodenfilter BF	< LOQ	44,3
Ablauf der Umkehrosmose (B11)	< LOQ	< LOQ

Die deutlichen Unterschiede in den beiden Probenahmen bezüglich des endokrinen Potenzials könnten hier ebenfalls an den unterschiedlichen Substanzzusammensetzungen liegen. Allerdings muss auch hier erwähnt werden, dass sich die Anlage zum Zeitpunkt der Probenahmen im Probebetrieb befand. Die weiteren Untersuchungen werden zeigen, ob die Anlage nach Wederinbetriebnahme im Frühjahr 2019 ebenfalls in der Lage war, dass endokrine Potenzial genau so effizient zu eliminieren, wie dies für die Embryotoxizität und die Algentoxizität gezeigt werden konnte.

Mutagenes Potenzial

Zur Untersuchung des mutagenen Potenzials der Abwasserproben wurde der Ames-Fluktuation Assay durchgeführt (ISO 11350 (2012)). Mit Hilfe dieses Biotests werden Basenaustausch- und Rasterschubmutationen ermittelt. Die Zugabe einer Enzymmischung aus der Rattenleber (S9) soll dabei die Biotransformation in Wirbeltieren nachahmen. In den Proben der unterschiedlichen Module der Pilotanlage konnte in den Probenahmen 1 bis 8 (mit und ohne Zugabe von S9) kein mutagenes Potenzial festgestellt werden.

Mit dem Mikrokerntest können Chromosomenschäden in Zellen nachgewiesen werden. Der Test ist mit verschiedenen Zelllinien sowie Primärzellkulturen durchführbar. Die Ergebnisse werden als Anteil Mikrokerne pro Anzahl ausgezählter Zellen (1000 Zellen pro Probe) angegeben. Für die Anwendung mit der Hamsterzelllinie V79 liegen sowohl eine DIN-Vorschrift zur

Abwassertestung (DIN EN ISO 21427-2 (2009)) als auch eine OECD-Guideline (OECD No. 487 (2010)) vor.

Die Ergebnisse sämtlicher Proben sind vergleichbar mit denen des Ames-Fluktuationstests. Auch hier konnte in keiner der untersuchten Proben (mit und ohne Zugabe von S9) ein gentoxisches Potenzial und damit eine erhöhte Anzahl an Mikrokerne nachgewiesen werden.

Dioxin-ähnlichen Wirkung

Zur Untersuchung der Dioxin-ähnlichen Wirkung der Abwasserproben wurde der µ-EROD Assay durchgeführt. Dieses Testverfahren ist eines der am häufigsten angewandten Methoden zur Analyse der Induktion von CYP1A und damit zur Untersuchung des Maßes an Biotransformation. Eine Bewertung der Toxizität der Probe erfolgt durch einen Vergleich mit den EROD-Werten von TCDD und wird als BEQ (biological equivalent quotient) angegeben.

Die Untersuchungen des µEROD zeigten über die Probenahmen hinweg hin und wieder ein Dioxin-ähnliches Potenzial. Vor allem die Zulauf-Proben der Probenahmen 1-4 zeigten ab einem REF (relativ enrichment factor) von 1,25 Potenziale zwischen 130 und 140 pg/ml TCDD-BEQ. Ab der Probenahme 5 konnte kein Dioxin-ähnliches Potenzial mehr nachgewiesen werden. Interessanterweise korrelieren diese Daten sehr gut mit den teratogenen Effekten des FETs. Die dort ermittelten Effekte werden laut Literatur von Substanzen ausgelöst, die durch den AhR vermittelt werden. Ab PN5 scheinen keine Substanzen mehr im Zulauf zu sein, die zu den beobachteten Effekten im µEROD und FET führten.

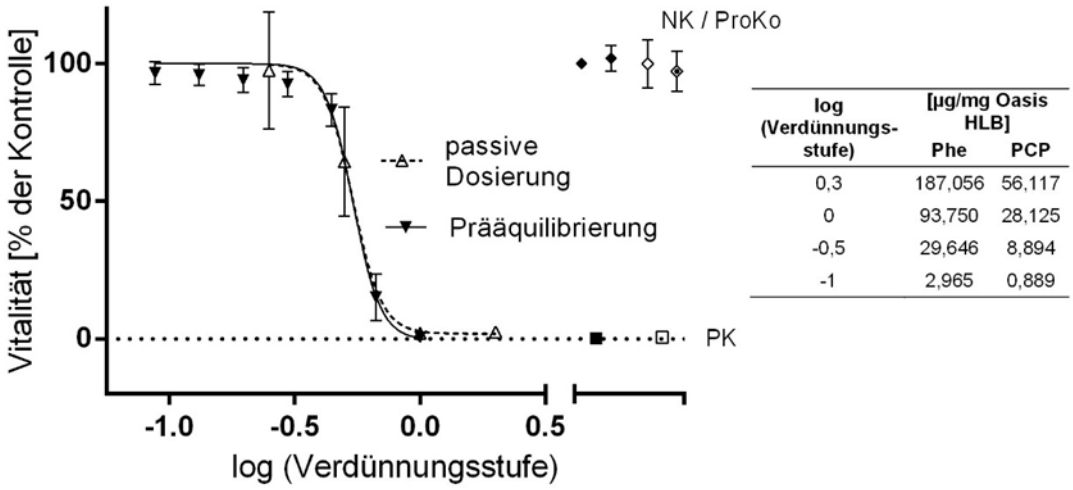
Die weiteren Aufreinigungsmodule der Pilotanlage zeigten, wenn überhaupt, erst ab einer stärkeren Aufkonzentrierung von mindestens 2,5-fach ein leichtes Dioxin-ähnliches Potenzial. So wurde für die Probe der Ultrafiltration (B9) und des Bodenfilters der PN1 bei einem REF von 5 ein BEQ-Wert von 76 bzw. 94 pg/ml TCDD festgestellt. Neben dem Zulauf wurde in PN2 lediglich für die Probe der Primärreinigung ein BEQ von 103 pg/ml TCDD ermittelt. Insgesamt zeigte sich in den PN1 bis 4, dass die modularen Abwasserreinigungsstufen in der Lage sind, das im Zulauf gefundene Dioxin-ähnliche Potenzial deutlich zu reduzieren und größtenteils sogar vollständig zu eliminieren. Beim Vergleich der erhaltenen EROD-Daten mit den Daten der Passivsammler fällt auf, das lediglich geringe Konzentrationen an EPA-PAKs zwischen 1 und 10 ng/L in den Zulaufproben detektiert wurden. Allerdings handelt es sich bei Abwasserproben um komplexe Gemische von Schadstoffen, die ihre volle Wirkung erst durch z.B. synergistische und antagonistische Effekt entfalten. Billiard et al. (2008) zeigte, dass durch eine additive Wirkung schon geringe Konzentrationen an einzelnen PAKs ausreichend sind, um in Kombination eine Wirkung auszulösen. Zudem zeigen eine Vielzahl an Studien, dass neben den untersuchten EPA-PAKS ebenfalls eine Reihe nicht-prioritärer Schadstoffe in der Lage sind eine CYP1A zu induzieren (Keiter et al. 2008, Wölz et al. 2010, Schiwy et al. 2015).

Im optimierten Betrieb in 2019 konnte wie bereits erwähnt für die Proben nach Wiederinbetriebnahme (PN5 bis PN8) kein Dioxin-ähnliches Potenzial mehr nachgewiesen werden.

5.2.5 Etablierung des integrierten Passive Samplings und Passive Dosings in zellbasierte Testsysteme zur Entwicklung flexibler Biotestbatterien

5.2.5.1 Etablierung eines integrativen Passiven Sampling und Dosing Systems für zellbasierte Tests

Ein Ziel des Projektes war die Verbindung der passiven Probenahme mit kleinskaligen, zellbasierten in vitro-Bioassays durch den Einsatz des Passivsammlers als passive dosierende Phase im Testsystem, wodurch eine Überführung eines Mischungsprofiles aus der Umwelt in das Testsystem möglich wäre. Hierzu ist die Anreicherung eines möglichst großen Spektrums an Mischungsbestandteilen des bioverfügbaren Anteils und die anschließende Wiederherstellung und Erhaltung des Profils im Testsystem notwendig. Die passive Probenahme ermöglicht hierbei die Anreicherung des bioverfügbaren Mischungsanteils und die passive Dosierung die Wiederherstellung und Erhaltung dieser bioverfügbaren Mischung an organischen Spurenstoffen. Als anreichernde und dosierende Phase wurde Oasis HLB ausgewählt, da dieses Material sowohl hydrophile als auch lipophile Interaktionen ermöglicht und somit polare und unpolare Substanzen anreichert. Zur direkten Verbindung der passiven Probenahme mit der passiven Dosierung in Bioassays von Umweltproben wurden zwei Methoden zur Wiederherstellung einer natürlichen Mischung – welche mittels einem Equilibrium-Passivsammler beprobt wurde – getestet: zum einem die direkte passive Dosierung in 96-Well-Mikrotiterplatten durch Oasis HLB in einem sog. „Receiver Trays“ und zum anderen die Prääquilibrierung des Mediums mittels Oasis HLB und anschließende Überführung und Exposition des Mediums in den Bioassay. Beide Methoden zeigten mit einer künstlichen Mischung (bestehend aus Pentachlorphenol und Phenanthren) gut übereinstimmende Resultate (Abbildung 5-36) im Neutralrottest.



log (Verdünnungs-stufe)	[µg/mg Oasis HLB] Phe	PCP
0,3	187,056	56,117
0	93,750	28,125
-0,5	29,646	8,894
-1	2,965	0,889

Abbildung 5-36: Dosis-Wirkungskurve einer Mischung aus Phenanthren (Phe) und Pentachlorphenol (PCP) im Neutralrottest bei einer Exposition von H4IIe-Zellen über eine Zeitspanne von 48 Stunden.

Die Ordinate in Abbildung 5-36 zeigt die Vitalität der Zellen in Bezug zu der Negativkontrolle (NK), während auf der Abszisse der Logarithmus der Verdünnungsstufe zu sehen ist. Die Verdünnungsstufe bezieht sich hierbei auf die Beladung der dosierenden Phase mit Phenanthren und Pentachlorphenol, wobei die entsprechenden Mengen pro mg Oasis HLB in der rechts aufgeführten Tabelle aufgeführt sind. Getestet wurde die passive Dosierung und die Prääquilibrierung des Mediums als unterschiedliche Expositionsmethoden. Die Datenpunkte stellen den Median der prozentualen Vitalität in den Testreplikaten (n = 3 Platten mit unterschiedlichen Zellpassagen; mit je 6 Pseudoreplikaten) dar, wobei der Fehlerbalken die Standardabweichung darstellt. Rechts neben den Graphen sind die Positivkontrolle (PK) und die Negativkontrolle (NK) bzw. im Falle des Versuches mit passiver Dosierung die Negativkontrolle und die Prozesskontrolle (ProKo) aufgeführt.

Die Prääquilibrierung des Mediums stellt hierbei eine deutlich weniger arbeitsaufwändige Methode zur Wiederherstellung natürlicher Mischungen in Bioassays dar. Nachteilig bei dieser Methode ist jedoch das Fehlen einer dosierenden Phase während des eigentlichen Versuches. Einen leichten Puffereffekt bei Verlusten kann jedoch die Fraktion liefern, welche bei der Prääquilibrierung an Bestandteile des Medium (Fett, Proteine etc.) sorbierte. Wie in Abbildung 5-37 zu sehen ist, nimmt die Konzentration der flüchtigen und sorptiven Substanz Fluoren im Medium – bedingt durch die sorbierenden Bestandteile des Mediums – deutlich langsamer ab als in reinem Wasser. Des Weiteren ist zu sehen, dass für nicht flüchtige und polare Substanzen wie z.B. Isoproturon keine Nachlieferung bzw. Pufferung der Konzentration notwendig ist, da diese Substanzen normalerweise in ihrer Konzentration über die Testdauer stabil bleiben.

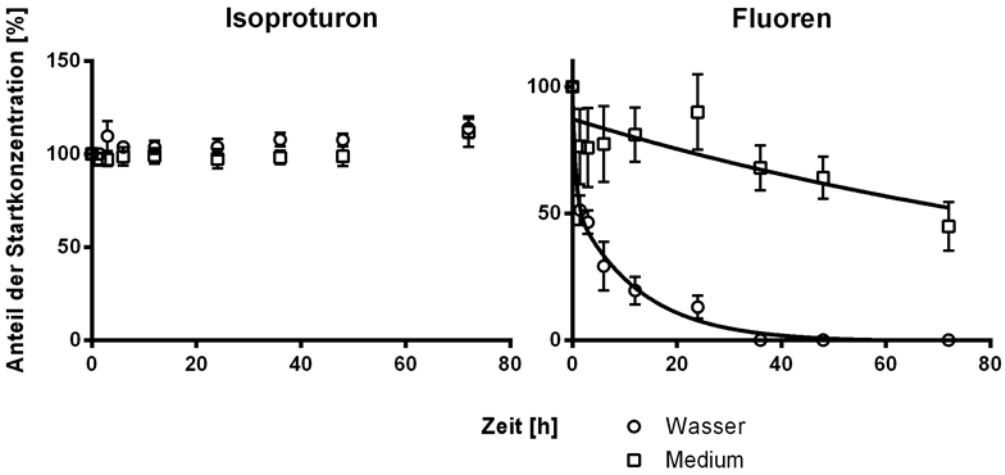
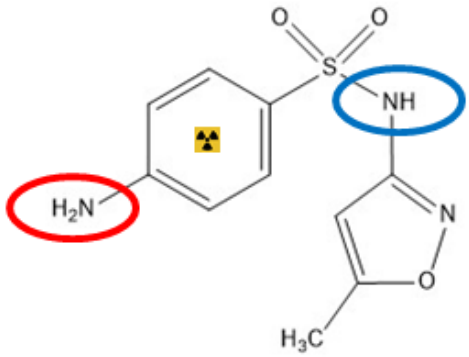


Abbildung 5-37: Änderung der Konzentration von Isoproturon und Fluoren in Zellkulturmedium und Wasser über 72 Stunden in einer 24-Well-Mikrotiterplatte bei 37 °C. Die Konzentrationen sind normiert auf die Startkonzentration der Substanz. Dargestellt sind die Mittelwerte mit den jeweiligen Standardabweichungen (n=3).

5.2.6 Verbleib eines ^{14}C-markierten Modellschadstoffes

Als Modellsubstanz zur Untersuchung des Verbleibs von abwasserbürtigen organischen Spurenstoffen in Retentionsbodenfiltern und Hydrokulturen wurde, basierend auf den Untersuchungen zum Verbleib von Schadstoffen in den Verfahrensstufen (Abschnitt 6.2.1), Sulfamethoxazol ausgewählt. Sulfamethoxazol ist ein Antibiotikum aus der Klasse der Sulfonamide, welche mit 2,9 bzw. 10,5 % des jährlichen Verbrauchs von Antibiotika in der Europäischen Union im human- und veterinärmedizinischen Bereich eine wichtige Rolle beim Kampf gegen diverse Infektionserkrankungen spielt (Carvalho und Santos 2016). Gleichzeitig ist der Rückhalt in Kläranlagen in Abhängigkeit der Behandlungsstufen und der Region sehr variabel (20 – 100 % Rückhalt; (Michael *et al.* 2013)), was zu Einträgen in die Umwelt führt. Da dies im Besonderen mit Augenmerk auf die Entwicklung von Resistenzen zu vermeiden gilt, wurde Sulfamethoxazol als besonders relevante und interessante Modellsubstanz für tiefergreifende Untersuchungen identifiziert. Des Weiteren kann die Substanz in Abhängigkeit vom pH-Wert als Kation und Anion vorliegen, was einen starken Einfluss auf die Verteilung der Substanz in unterschiedlichen Systemen haben kann (Abbildung 5-38).



- Primäres Amin → pK_s = 1,85
- Sekundäres Amin → pK_s = 5,6
- Log K_{OW} (neutrale Spezies) → 0,89

Abbildung 5-38: Strukturformel von Sulfamethoxazol. Rot markiert ist das primäre Amin, welches die Basenfunktion vermittelt. Die Säurefunktion wird durch das sekundäre Amin (blau) hervorgerufen. Die markieren der Verbindung mittels 14C erfolgte im Benzolring (Strahlenwarnzeichen). (Chitescu et al. 2013)

5.2.6.1 Laborstudien zum Schicksal von Sulfamethoxazol in Hydrokulturen

Die Aufnahme, Verteilung und Metabolisierung von Sulfamethoxazol in Pflanzen wurde anhand von Radieschen (*Raphanus sativus* var. *Sativus*) genauer untersucht. Die Kultivierung der Pflanzen erfolge unter hydroponischen Bedingungen in einer verdünnten Hoaglandlösung mit einem pH-Wert von ca. 7, bei 18 °C Raumtemperatur, einem 2 : 1 Tag-/Nachtrhythmus und einer Beleuchtungsstärke von 4000 bis 6000 lux. Die Exposition mit dem ^{14}C-markierten Sulfamethoxazol erfolgte über die Nährlösung nach dem Keimen der Pflanzen. Die Aufarbeitung erfolgte jeweils in Duplikaten zu Beginn (BBCH-Stadium 41, 28 Tage), während (BBCH-Stadium 45 bis 48, 40 Tage) und nach (BBCH-Stadium 49, 60 Tage) dem sekundären Dickenwachstum der Knolle (Abbildung 5-39).

Abbildung 5-39: Aufnahmen der Radieschen zu Beginn (BBCH-Stadium 41, Bild links), während (BBCH-Stadium 45 bis 48) und nach (BBCH-Stadium 49, Bild rechts) dem sekundären Dickenwachstum der Knolle.

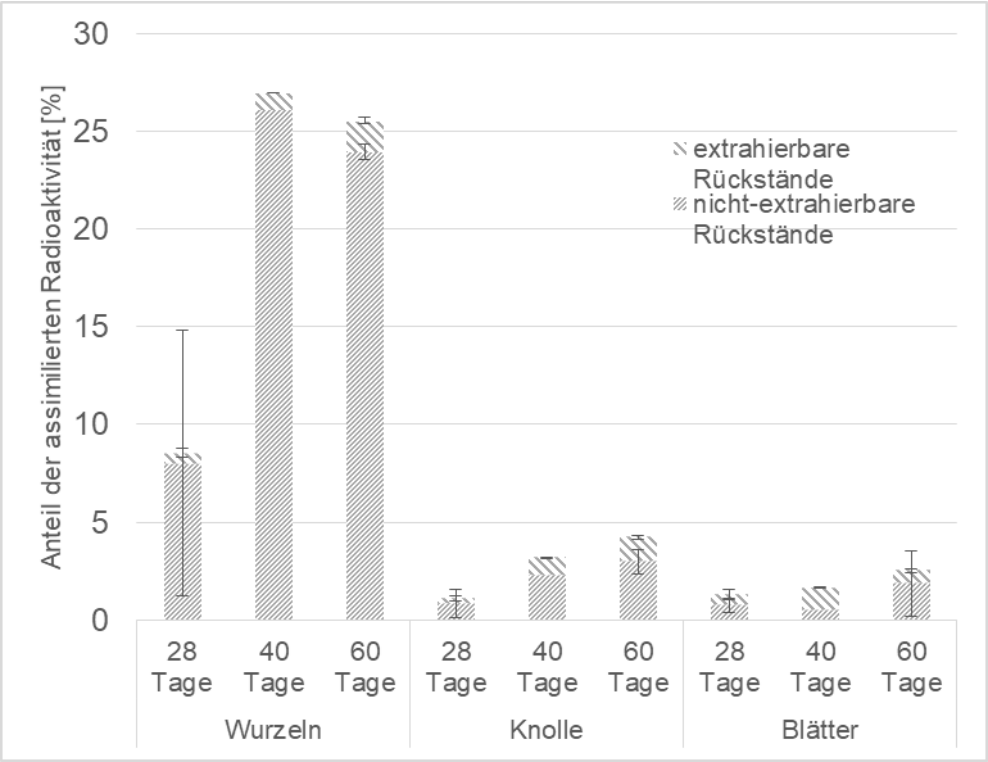


Abbildung 5-40: Assimilierte Radioaktivität in Abhängigkeit von den Entwicklungsstadien und den unterschiedlichen Kompartimenten der Radieschen.

Die anhand der unterschiedlichen Extrakte und Proben erfolgte Bilanzierung für die Aufnahme und die Verteilung innerhalb der Pflanzen ist in Abbildung 5-40 dargestellt. Die Auftragung der aufgenommenen Radioaktivität erfolgte in Bezug auf die applizierte Aktivitätsmenge. Des Weiteren erfolgt eine Unterscheidung zwischen extrahierbaren und nicht-extrahierbaren Anteilen, d.h. lösbaren und fest im Zellmaterial der Pflanze gebundenen Anteilen. Der Fehlerbalken stellt die Standardabweichung dar.

Die stärkste Anreicherung von Radioaktivität erfolgte in die Wurzeln, wobei aus den Wurzeln heraus nur ein geringer Anteil in die Knollen und Blätter der Radieschen gelangte. Während der Hauptwachstumsphase der Radieschen erfolgte auch die größte Zunahme der aufgenommenen Radioaktivität, was vermutlich durch den hohen Nährstoff und Wasserbedarf bedingt

ist. In den extrahierbaren Anteilen konnte mittels Radio-HPLC und Dünnschichtchromatographie (DC) ein hoher Anteil an Metaboliten nachgewiesen werden. Nur in einigen Proben konnte eindeutig die Ausgangssubstanz nachgewiesen werden und in diesen auch nur mit einem Anteil von unter 20 % der extrahieren Aktivität. Eine weitere wichtige Erkenntnis ist, dass der Großteil der aufgenommenen Aktivität sehr stark gebunden vorliegt und somit vermutlich nicht leicht wieder bioverfügbar gemacht werden kann. Dies liegt vermutlich daran, dass Sulfamethoxazol oder dessen Metabolite von der Pflanze in die Ligninstruktur der verholzten Schichten eingebaut wird. Diese Hypothese kann auch durch das ^{14}C-Bioimaging, ein bildgebendes Verfahren für β-Strahlung, bestätigt werden (Abbildung 5-41).

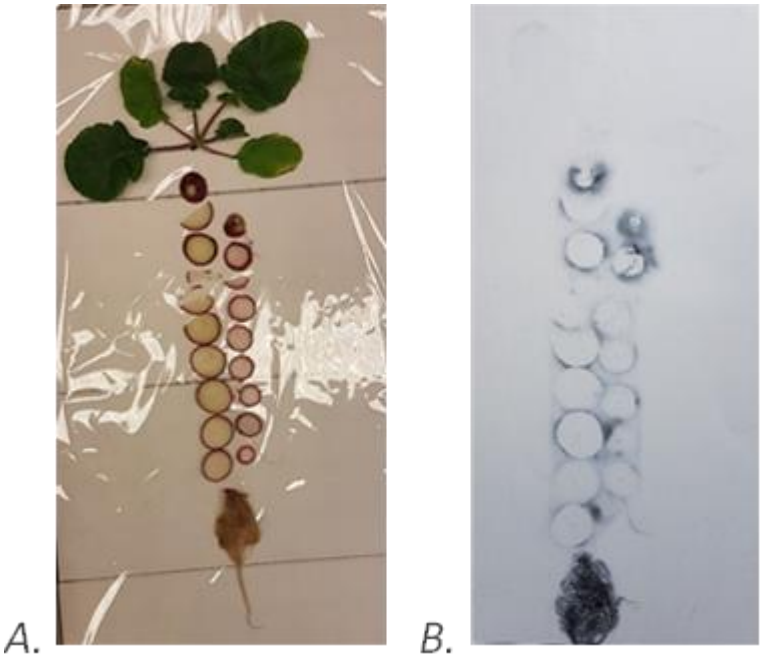


Abbildung 5-41: Präpariertes Radieschen (A) für die Bildgebung der β-Strahlung (B) des akkumulierten ^{14}C

Durch die Bildgebung der β-Strahlung des akkumulierten ^{14}C wird deutlich, dass sich der Großteil der Aktivität in den äußeren verholzten Schichten der Pflanze befindet. Schlussendlich konnte gezeigt werden, dass frei gelöstes Sulfamethoxazol von Pflanzen aufgenommen und in diesen auch transportiert werden kann. Gleichzeitig wird ein Großteil dieser aufgenommenen Substanzmenge metabolisiert und/oder stark in der Pflanze gebunden, was die Bioverfügbarkeit deutlich reduzieren sollte. Im Falle von belasteten Radieschen könnte eine effektive Vermeidung einer Exposition beim Verzehr der Knollen das Schälen dieser sein.

5.2.7 Zusammenfassende ökotoxikologische Bewertung der erzielten Produktqualitäten

Die Ergebnisse zeigen, dass die Module der Pilotanlage bei der Untersuchungen der Embryotoxizität, der Algentoxizität sowie der Untersuchung des Dioxin-ähnlichen Potenzials nach Wiederinbetriebnahme nach der Winterpause (2018/2019) in der Lage war, das in Jahr 2018 ermittelte Potenzial nahezu vollständig zu eliminieren.

Zu den verschiedenen Probenahmezeitpunkten konnten deutliche Unterschiede sowohl in den akut toxischen (Alge, Daphnie und Fischembryonen) als auch in den Mechanismus-spezifischen Effekten der einzelnen Module festgestellt werden. Diese unterschiedlichen Eliminationsleistungen können zum einen durch schwankende Zusammensetzung des Abwassers, zum anderen durch unterschiedliche Witterungsverhältnisse, insbesondere durch Tempera-tureffekte auf die mikrobiellen Abbauraten erklärt werden.

Die Umkehrosmose zeigt erwartungsgemäß die beste Eliminationsleistung sowohl in Bezug auf die akute Toxizität als auch auf die endokrinen Effekte. Die endokrinen Effekte konnten bis unter LOQ reduziert werden. Die Abläufe der Module BF, UV und auch UF dagegen zeigten in den ersten vier Probenahmen noch deutliche Effekte (akut und Mechanismus-spezifische Wirkungen). Endokrin aktive Substanzen können bereits in sehr geringen Konzentrationen (unterer ng/L-Bereich) zu erheblichen Effekten in Fischen führen. Zudem kann es zur Einlagerung von aktiven Subtanzen in Geweben von Fischen und Pflanzen kommen. Ein gentoxisches oder mutagenes Potenzial konnte in keiner der Proben nachgewiesen werden.

Insgesamt konnte nachgewiesen werden, dass die angewandten Biotests in der Lage sind Effekte in der Pilotanlage zu detektieren. Dabei zeigte sich, dass die Anwendung einer Biotestbatterie von Vorteil ist, da gerade bei den Untersuchungen der akuten Toxizität auf Algen, Daphnien und Fisch deutliche Unterschiede in der Wirkung der verschiedenen Probenahmen festgestellt werden konnten.

5.3 Wasserwiederverwendung in der Aquaponik

5.3.1 Kulturversuche bei unterschiedlichen Produktwasserqualitäten

In der Aquakultur wurden schnell wachsende afrikanische Welse mit einem Anfangsgewicht von 30-50 g pro Stück eingesetzt. Diese erreichen mit einer Mastdauer von einem halben Jahr ein Schlachtgewicht von ca. 1 kg pro Stück. Das nach einer Sedimentationsstufe erfasste Fischabwasser mit gelösten Ausscheidungen der Fische und Futterresten wurde genutzt, um schnell wachsende Kulturpflanzen mit ausreichend Nährstoffen zu versorgen. Anschließend wurde das gefilterte Wasser in das Fischbecken zurückgeführt. Wasserverluste durch Spülvorgänge in der Aquakultur und durch Verdunstung wurden entsprechend mit den jeweiligen Wasserqualitäten aufgefüllt.

5.3.1.1 Betrieb mit Pflanzenbesatz (1. Kulturzeit, April 2018 bis Ende Juli 2018)

Die erste Kulturzeit, die Anfang des 2. Quartals 2018 mit dem Besatz der Ebbe-Fluttische mit Jungpflanzen (Tomaten, Spitzkohl, Dill und Rosmarin) erfolgte, wurde Ende Juli 2018 erfolgreich beendet. Im Verlauf wurden folgende Sachverhalte festgestellt: Der Spitzkohl eignete sich hervorragend auf den Ebbe-Flut-Tischen. Es wuchsen in jedem Kreislauf gleichmäßige Kohlköpfe. Lediglich die äußeren großen Blätter zeigten Mangelerscheinungen. Dill eignete sich nicht zum hydroponischen Anbau, da er aufgrund der warmen Temperaturen und der guten Wasserverfügbarkeit mehrere Meter bis an die Beschattung des Gewächshauses und darüber hinaus wuchs. Die Tomaten wiesen in allen Kreisläufen in der Hitzeperiode die Dürrfleckenkrankheit (Altanaria solani) auf, die unter warmer und feuchter Witterung optimale Entwicklungsbedingungen hat. Maßnahmen in Form von Rückschnitt und Entsorgung der Pflanzenteile wurden unternommen. Durch das Offenstehen der Fenster und Tür als Maßnahme gegen die Aufheizung der Luft und des Kreislaufwassers im Gewächshaus, verbreitete sich die Kohleule, ein Nachtfalter, der seine Eier an den Unterseiten der Kohlblätter ablegt. Die Raupen der ersten Generation fraßen nur die äußeren Kohlblätter ab.

Ab der dritten Woche zeigte sich bei allen Kreisläufen an den Tomaten vereinzelt die Dürrfleckenkrankheit an den unteren Blättern. Durch Entfernen und Entsorgung sowie vorbeugende Düngung konnte der Schädling in der 2. Kulturzeit weitestgehend begrenzt werden.

Abbildung 5-42: Spitzkohlkopf mit äußeren Blättern, die eine leichte Mangelerscheinung aufweisen

Abbildung 5-43: Dillpflanzen, die bis an die Beschattung des Gewächshauses wachsen

Abbildung 5-44: Schadbild Dürrfleckenkrankheit an den Tomaten

Abbildung 5-45: Raupe der Kohleule am Unterblatt eines Spitzkohls

5.3.1.2 Betrieb mit Pflanzen- und Fischbesatz (2. Kulturzeit, August 2018 bis November 2018)

Ende Juli 2018 lief der Biofilter stabil. Dies wurde durch regelmäßige Messungen mittels Teststäbchen überprüft. Der Wasserstrom aus der Aufbereitungsstufe des Bodenfilters lieferte einen kontinuierlichen Volumenstrom. Die Wasserströme UV-Behandlung und Ultrafiltration konnten nur diskontinuierlich beschickt werden, so dass der fehlende Volumenstrom, der für den Aquaponik-Kreislauf benötigt wurde, mit Brunnenwasser aufgefüllt werden musste. Ende Juli / Anfang August erfolgten der Fischbesatz mit afrikanischen Welsen und die Bestückung der Ebbe-Fluttische mit Jungpflanzen (Tomaten, Mangold, Basilikum, Cayenne, Petersilie). Mit Fisch- und Pflanzenbesatz wurde gleichzeitig mit der Beprobung der Wasserkreisläufe laut Plan begonnen. Die Beprobung der Wasserkreisläufe erfolgte monatlich; die Beprobung der Pflanzen am Ende der Periode sowie der Fische am Anfang und am Ende der Kulturperiode.

Abbildung 5-46: Welse werden geliefert

Abbildung 5-47: Welse werden eingesetzt

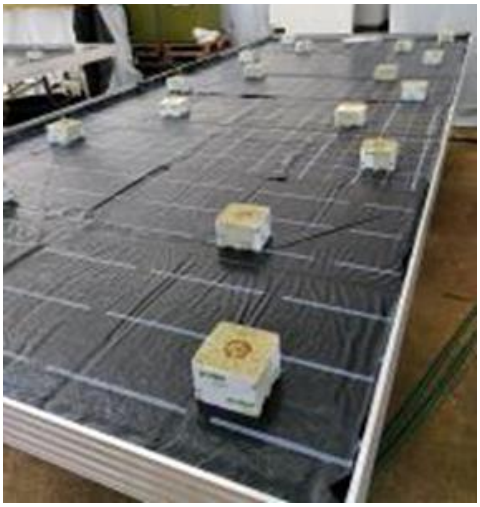


Abbildung 5-48: Pflanzenbesatz

Abbildung 5-49: Fischbesatz Woche 2

Kurz nach dem Besatz wurden die Fischgesundheit und die Wasserqualitäten visuell kontrolliert sowie die Nitritgehalte der Wasserkreisläufe mittels Teststäbchen verstärkt überwacht. Zur optimalen Betreuung wurde die bereits erstellte Arbeitsanweisung mit den erworbenen Erkenntnissen (Maßnahmen bei Überhitzung, Schadbilder) angepasst und um den Betrieb mit Fischbesatz erweitert. Auch die Jungpflanzen wurden verstärkt auf Schadbilder überwacht.

Ab Woche 9 wurde ein leichter Mehltaubefall am Mangold festgestellt, der sich in den darauffolgenden Wochen trotz Entfernung befallender Pflanzenteile etablierte und auch auf die Tomaten ausbreitete. Begünstigt wurde der Mehltau durch die hohe Luftfeuchtigkeit während der Hitzeperiode als auch durch die herbstlichen und stark schwankenden Tag-Nacht-Temperaturen. Zur Stärkung der zweiten Pflanzenkultur wurde alle 4 Wochen mit einer chloridarmen Kaliumoxidlösung (0+0+20) bei den Tomaten zugedüngt. Die Zugabe erfolgte direkt zu den Steinwollewürfeln.

Die Ernte und Schlachtung der Welse erfolgte Mitte November 2018. Die Welse hatten ein durchschnittliches Gewicht von 1 kg. Sie wurden erst mit Eiswasser betäubt, dann fachgerecht getötet und filetiert.

Abbildung 5-50: Pflanzenbesatz Woche 3

Abbildung 5-51: Schadbild Tomate Dürrfleckenkrankheit an den unteren Blättern

Abbildung 5-52: Pflanzenbesatz Woche 5

Abbildung 5-53: Pflanzenbesatz Woche 8

Abbildung 5-54: Schadbild echter Mehltau Mangold Woche 9

Abbildung 5-55: Pflanzenbesatz Woche 11

Abbildung 5-56: Pflanzenbesatz Woche 13

Abbildung 5-57: Tomaten Woche 16

Abbildung 5-58: Pflanzenbesatz Woche 18

Abbildung 5-59: Afrikanischer Wels Woche 18

Abbildung 5-60: Afrikanischer Wels betäubt auf Eis; Man sieht deutlich die Größenunterschiede

Abbildung 5-61: Basilikumblätter so groß wie die Hand

5.3.1.3 Futterverwertung der Fische

Aus der Wachstumsentwicklung der eingesetzten Welse und der zugegebenen Futtermenge wurde eine gute Futterverwertung (Feed Conversion Ratio) von 0,95 errechnet (Tabelle 5-13).

Tabelle 5-13: Wachstumsentwicklung und Fischbilanz 2018

Kriterium	Angabe
Fischeinsatz	31.07.2018
Ernte	19.11.2018
Tage	111
Ausgangsgewicht (Mittelwert)	120 g
Schlachtgewicht (Mittelwert)	1 kg
Futtermenge gesamt	240 kg
Besatzdichte	à 70 Stück
Feed Conversion Ratio	0,95

5.3.2 Untersuchung der Schadstoffgehalte in Fischen und Pflanzen

Zur Fischanalyse 2018 wurden 3 Filets aus jedem Kreislauf in ein qualifiziertes Labor eingeschickt. Zur Pflanzenanalyse wurden Basilikumblätter von jedem Kreislauf verwendet. Im Ergebnis konnten keine Schadstoffe in Form der Spurenstoffindikatoren nachgewiesen werden. In der nachfolgenden Tabelle 5-14 ist ein Auszug aus der Analytik der Wasser-, Fisch- und Pflanzenproben mit Schwerpunkt der hygienischen Belastung dargestellt.

Tabelle 5-14: Auszug Analytik: Mikrobiologische Parameter von den Wasserkreisläufen, den Fischfilets und den Basilikumblättern

		Brunnenwas.	UV	Bodenfilter	UF
mikrobiologische Parameter Kreislaufwasser					
Enterokokken	KBE/mL	0 - 20	0 - 200	2 - 63	0 - 7
Pseudomonas aeruginosa	KBE/mL	0 - 21000	0 - > 20050	0 - > 20050	0 - 100
Escherichia coli	KBE/mL	0 - < 100	< 10 - 140	< 1000	< 10 - < 100
Clostridium perfringens	KBE/mL	0 - > 2000	0 - > 2000	0 - > 2000	< 10
Salmonellen	KBE/mL	negativ	negativ	negativ	negativ
mikrobiologische Parameter Fischfilet					
Enterokokken	KBE/g	< 10			
Pseudomonas aeruginosa	KBE/g	< 100			
Escherichia coli	KBE/g	< 10			
Clostridium perfringens	KBE/g	n.B.			
Salmonellen	KBE/g	n.B.			
mikrobiologische Parameter Basilikumblätter					
Enterokokken	KBE/g	< 10			
Pseudomonas aeruginosa	KBE/g	< 100			
Escherichia coli	KBE/g	< 10			
Clostridium perfringens	KBE/g	n.B.			
Salmonellen	KBE/g	n.B.			

6 ARBEITSBEREICH D: NACHHALTIGKEIT UND WIRTSCHAFTLICHKEIT

6.1 Bilanzierung systemrelevanter Anlagenparameter

Grundlage der Beurteilung der Leistungsfähigkeit, Nachhaltigkeit und Wirtschaftlichkeit des awaregio-Konzeptes ist die Generierung einer fundierten Datenbasis. Im Rahmen des Projektes wurden bilanziert:

- die verfahrenstechnischen Prozesse zum Leistungsnachweis bzgl. der erzielbaren Reinigungsleistungen (Kapitel 6.1.1),
- die Energieintensität der Abwasserbehandlung, die einen entscheidenden Anteil der mit dem Lebenszyklus der Infrastruktur verbundenen Umweltwirkungen ausmacht (vgl. Green Public Procurement (umweltorientierte öffentliche Beschaffung) (Europäische Union 2014)) (Kapitel 6.1.2),
- sonstige systemrelevante Anlagendaten bzw. Kenngrößen wie Klärschlammanfall und Rückgewinnungspotenzial von Nährstoffen (Kapitel 6.1.3) sowie
- die Kosten von Bau und Betrieb der Abwasseraufbereitung.

Auswirkungen auf den Arbeitsmarkt werden qualitativ in Kapitel 7.1.2 diskutiert.

Die Bilanzierung der oben genannten, anlagenbezogenen Stoffströme erfolgte auf Grundlage der Ergebnisse der Pilotanlage auf der Kläranlage Moers-Gerdt. (Kapitel 6.1.1). Für die Beurteilung der Nachhaltigkeit und Wirtschaftlichkeit des awaregio-Anlagenkonzeptes wurde eine Hochskalierung systemrelevanter Anlagendaten auf Anlagengrößen bis ca. 25.000 EW für eine großtechnische Realisierung gemäß anvisiertem Anwendungsspektrum vorgenommen (Kapitel 6.1.2). Beispielhaft wurde ein Variantenvergleich einer konventionellen Kläranlage und dem awaregio-Konzept für 10.000 EW durchgeführt (Kapitel 6.2.3).

6.1.1 Bilanzierung der Pilotanlage: Stoffströme

Für die Pilotanlage am Standort Moers-Gerdt ergeben sich auf Basis der gemessenen Konzentrationen und Durchflüsse für die Parameter CSB, AFS/TS, N, P und Hygiene (Auswahl) die in Abbildung 6-1 bis Abbildung 6-7 dargestellten Bilanzierungen für die Gesamtanlage. Datenbasis sind Messwerte von März 2018 bis September 2019. Die Bilanzierung erfolgt als Mittelwertbetrachtung der Frachten bzw. KBE bei den bakteriologischen Parametern.

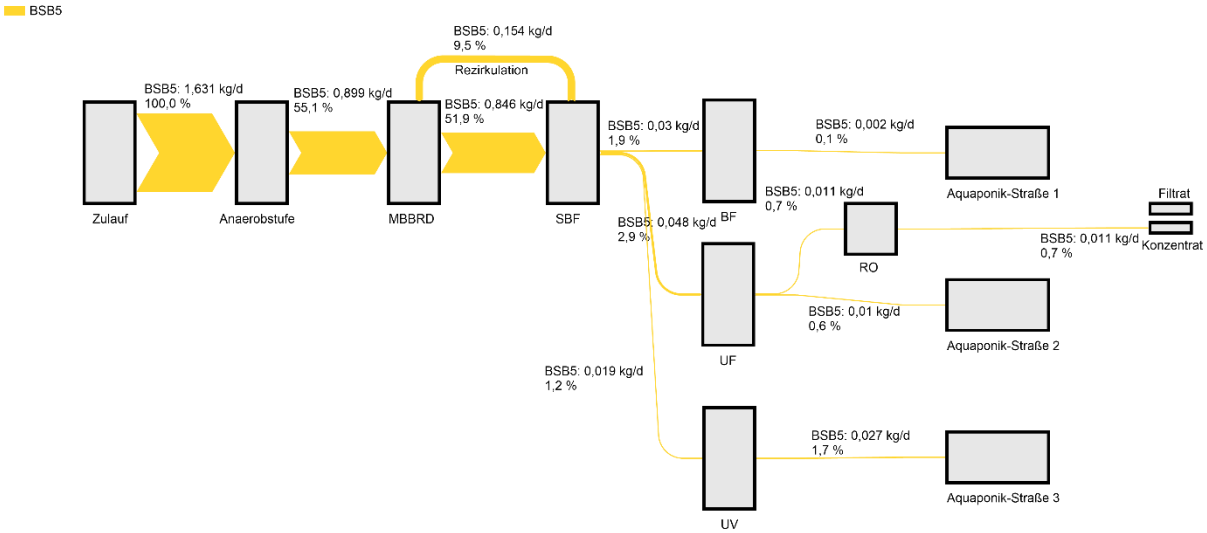


Abbildung 6-1: Stoffstromflussdiagramm BSB_5

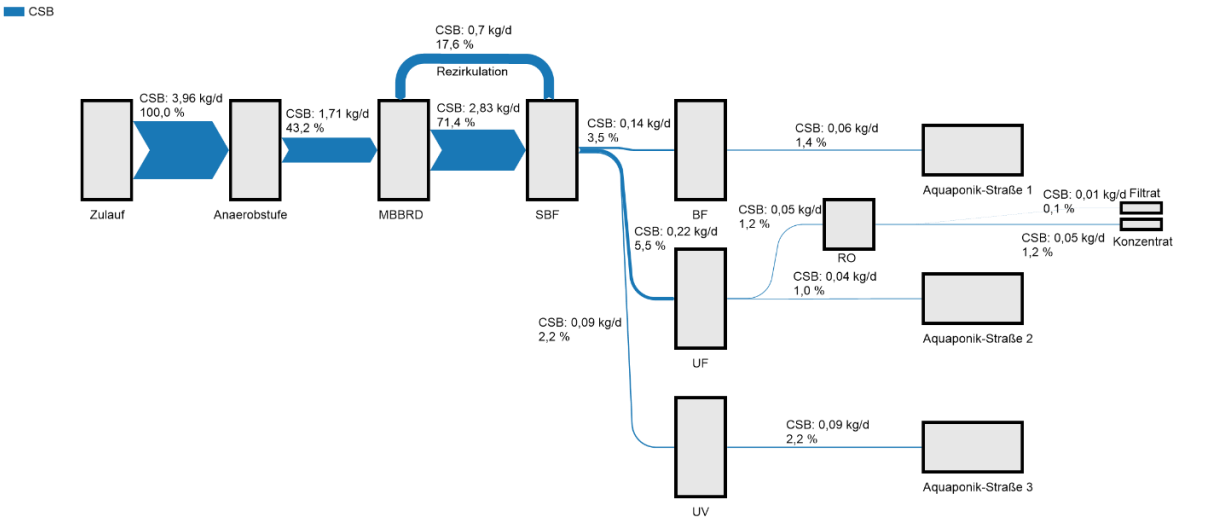


Abbildung 6-2: Stoffstromflussdiagramm CSB

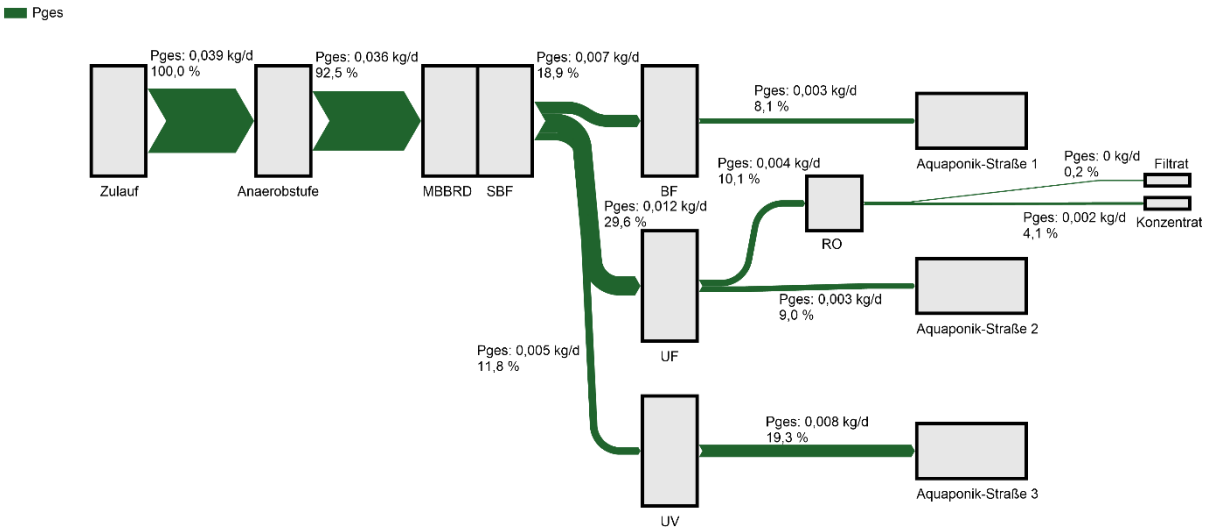


Abbildung 6-3: Stoffstromflussdiagramm P_{ges}-Frachten

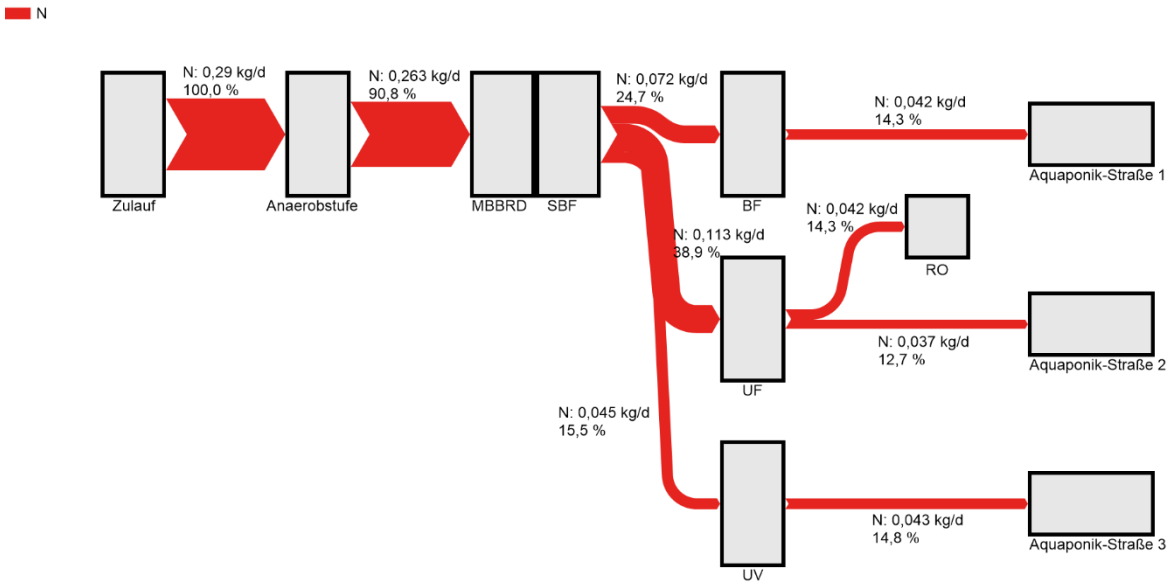


Abbildung 6-4: Stoffstromflussdiagramm TN_b-Frachten

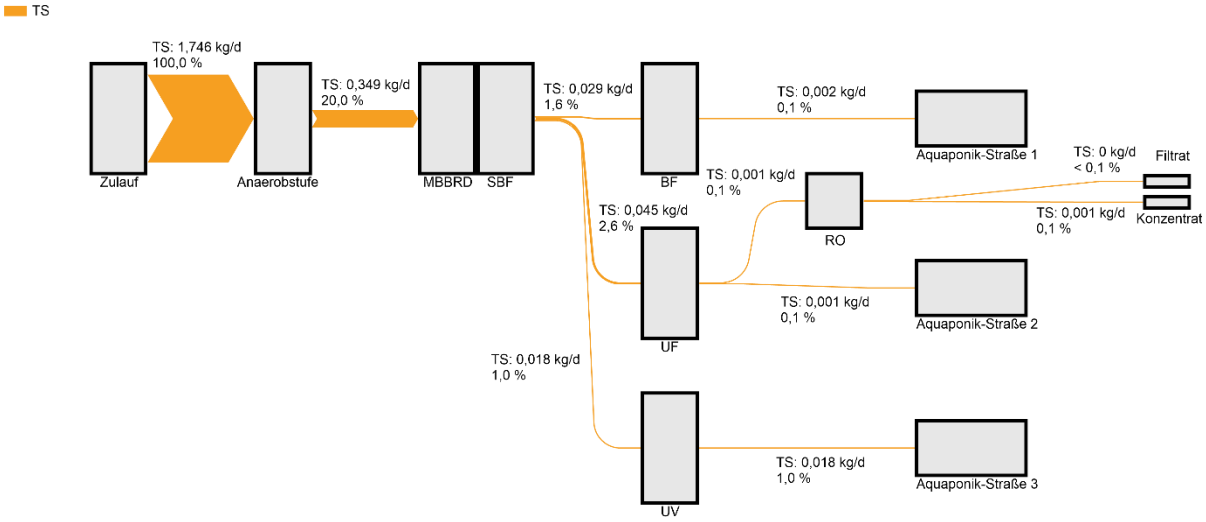


Abbildung 6-5: Stoffstromflussdiagramm TS-Frachten

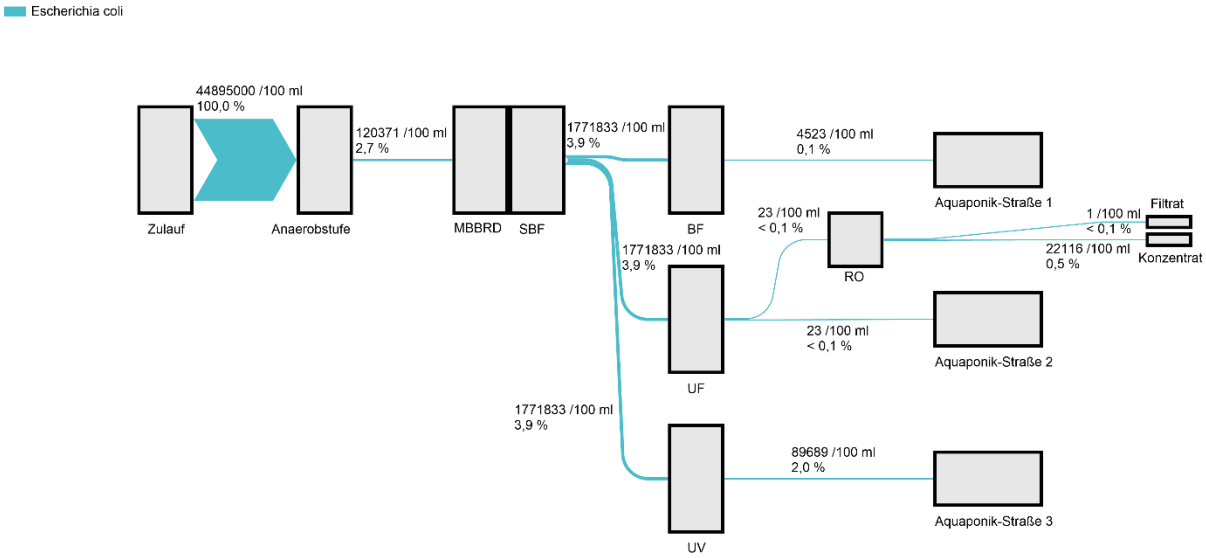


Abbildung 6-6: Stoffstromflussdiagramm Escheria coli

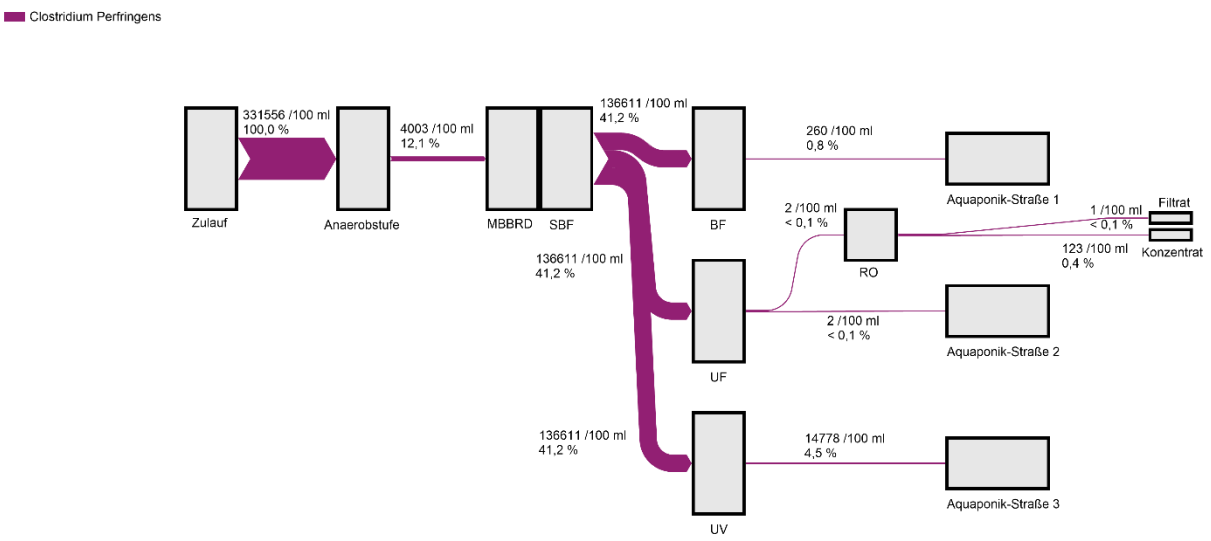


Abbildung 6-7: Stoffstromflussdiagramm Clostridium Perfringens

Entsprechend der dargestellten Bilanzierungsergebnisse lassen sich für die Bewertung der Nachhaltigkeit und Wirtschaftlichkeit des Anlagenkonzeptes die in Tabelle 6-1 aufgeführten systemrelevanten Kenngrößen ableiten. Dabei sind die erzielbaren Ablaufergebnisse maßgeblich abhängig auch von der eingesetzten Technologie zur Nachreinigung (Bodenfilter, UV, UF). Es kann davon ausgegangen werden, dass die Mindestanforderungen an die Ablaufwerte der Größenklasse 2 auch ohne Nachbehandlungsstufe, die der KA-Größenklasse 3 und 4 bei Optimierung der N-Elimination und Nachschaltung eines Bodenfilters und evtl. Integration einer P-Fällung eingehalten werden können. Da die Zielsetzung im awaregio-Projekt jedoch die Wiedernutzbarmachung des gereinigten Abwassers ist, muss sich die notwendige Ablaufgüte an den Anforderungen der Produktwiederverwendung orientieren. Maßgeblich wurde hierfür der Entwurf der EU-Verordnung COM (2018) 337 (Europäische Kommission 2018a) zum Reuse in der Landwirtschaft zumindest in der Vegetations-/Bewässerungsperiode herangezogen. Für diese Zeit sind die für die Parameter E. coli, Nematoden und ggf. Legionellen in dem Entwurf der EU-Verordnung COM (2018) 337 genannten Grenzwerte einzuhalten. Die Anforderungen an die Stickstoffelimination entfallen bei Wasserwiederverwendung in der Landwirtschaft.

Diese Werte repräsentieren den derzeitigen Zustand ohne Optimierung des Systems. Optimierungsansätze werden in der anoxisch – aeroben Stufe aber auch in der RO. Im zweiten Betriebsjahr sind Ansätze für verfahrenstechnische Modifikationen bzw. Optimierung der Reaktoren identifiziert worden, die jedoch im Laufe der Restlaufzeit des Vorhabens nicht mehr realisiert werden konnten.

Tabelle 6-1: Systemrelevante Kenngrößen: Gesamteliminationsleistungen

Parameter		Rechen/ Zulauf-PW	Primär-reinigung/ Ablauf NKB	Primär-reinigung + BF	Primär-reinigung + UV	Primär-reinigung + UF	Primär-reinigung + UF + RO
CSB	Wert [mg/l]	970,5	86,4	36,5	86,4	40,4	5,6
	Elim.-grad		91 %	96 %	91 %	96 %	99 %
BSB_5	Wert [mg/l]	399,9	19,1	5,4	26,9	9,7	0,0
	Elim.-grad		95 %	99 %	93 %	98 %	100 %
TN_b	Wert [mg/l]	71,1	45,0	27,5	43,0	36,8	4,6
	Elim.-grad		37 %	61 %	40 %	48 %	94 %
NH_4-N	Wert [mg/l]	46,8	20,6	14,4	11,5	16,4	0,4
	Elim.-grad		56 %	69 %	75 %	65 %	99 %
P_{ges}	Wert [mg/l]	9,5	4,6	2,2	7,5	3,5	0,1
	Elim.-grad		52 %	77 %	21 %	63 %	99 %
E. coli	Wert [KBE/100ml]	8.324.444	1.771.833	4.523	89.689	23	1
	Elim.-grad		78,7 %	99,95 %	99 %	99,9997 %	100 %

6.1.2 Hochskalierung auf eine Großanlage

6.1.2.1 Stoffströme

Für Anlagengrößen von 10.000 bis ca. 25.000 EW wäre nach derzeitigem Informationsstand zur Beurteilung der erzielbaren Reinigungsleistung eine Berechnung anhand der in Tabelle 6-1 angesetzten prozentualen Reinigungsleistung und den Zulauffrachten des jeweiligen Anwendungsfalls anzunehmen.

Bei Übertragung auf Wassermangelgebiete in den Subtropen sind höhere Wassertemperaturen zu erwarten, verbunden mit günstigeren Bedingungen für die Anaerobprozesse und damit einem Anstieg der Gasproduktion aus dem Anaerobreaktor. Allerdings ist hierbei auch die Randbedingung Konzentration an CSB/BSB_5 essenziell, da hohe Temperaturen im Kanalnetz und/oder viel Fremdwasser die Elimination organischer Stoffe im Kanalnetz befördern.

6.1.2.2 Energiebedarf

Der Betrieb der awaregio-Anlage erfordert nur einen sehr geringen Energieinput. Maßgeblicher Energiebedarf geht von den Pumpen zur Abwasserhebung (ΔH = 4...5 m) und zur Rezirkulation (ΔH = 2,5 m) sowie dem Antrieb der Rühraggregate aus. Eine Drucklufterzeugung (für aerobe Biologie) ist nicht notwendig.

Die Energiebilanzierung erfolgte als Hochrechnung. Der Energiebedarf wurde anhand der Förderhöhen und orientierend an DWA A 216 (DWA 2017a) für die Wassermengen einer Anlage mit 10.000 EW abgeschätzt. Die Energieerzeugung wurde anhand von Messwerten zur Gas-

erzeugung des Anaerobfilters sowie mit der Annahme einer theoretischen Gasbildung aus Primärschlammfaulung sowie dem elektrischen BHKW –Wirkungsgrad von 35% bestimmt. Daraus wurden Jahresmittelwerte in kWh/(E*a) gebildet.

Die Ergebnisse der Pilotanlage zeigen, dass im Anaerobreaktor aus dem Abwasser direkt ohne den Umweg aerober Überschussschlammproduktion annähernd 8 l/(E*d) Biogas und zusätzlich ca. 11 l Biogas aus Primärschlamm gewonnen werden können. Dies entspricht einer Energieproduktion von insgesamt ca. 16,4 kWh/(E*a). Der Energiebedarf für den Betrieb der Anlage liegt für die Variante mit Bodenfilter bei 9,6 kWh/(E*a) und für die energieintensivste Variante mit UF und UV bei 32,6 kWh/(E*a). Für die Variante Bodenfilter als Nachbehandlung (sekundäre Aufbereitung) ergibt sich somit ein Energieüberschuss von 6,8 kWh/(E*a), womit sich das Konzept deutlich von herkömmlichen Verfahren abhebt. (Abbildung 6-8 und Abbildung 6-9)

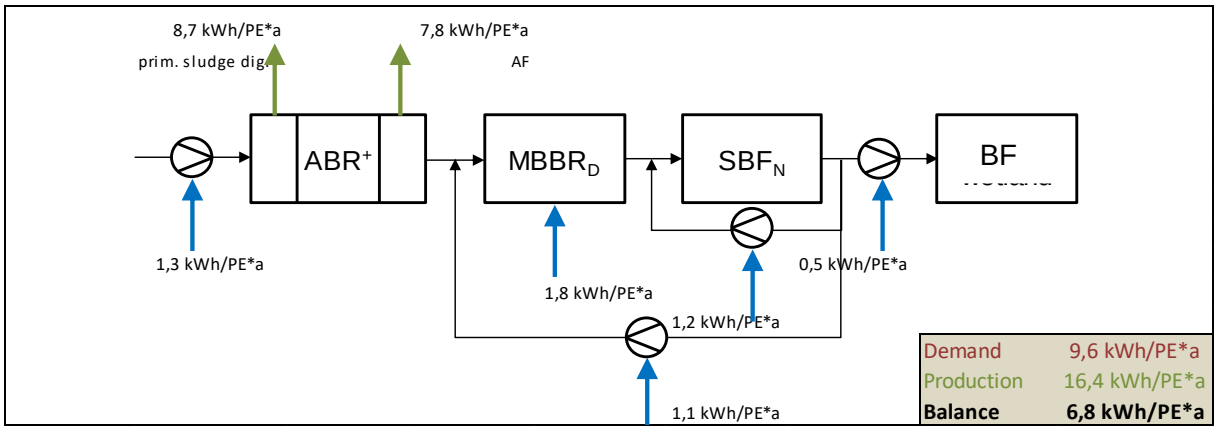


Abbildung 6-8: Energiebilanz für Nachbehandlung mit Bodenfilter (günstigste Variante)

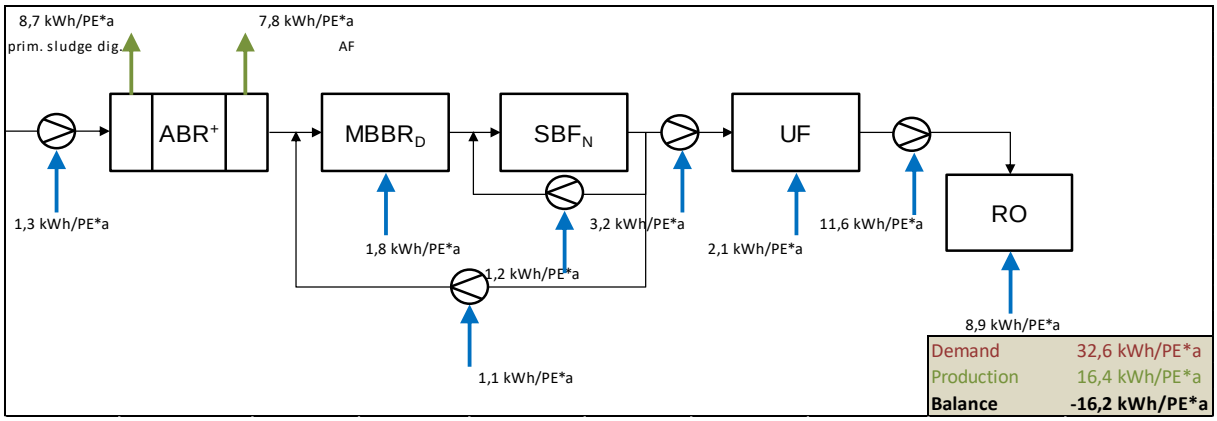


Abbildung 6-9: Energiebilanz für Nachbehandlung mit UF und Niederdruck-RO (ungünstigste Variante)

Der Elektrizitätsbedarf der energieintensivsten Variante des awaregio-Konzepts liegt ohne Berücksichtigung einer möglichen Energieproduktion in der Größenordnung des durchschnittlichen Stromverbrauchs einer konventionellen Kläranlage der Größenklassen 3 und 4 in Deutschland (DWA Leistungsvergleich 2017 (DWA 2017b), BMU/ UBA 2017). Es müssen dennoch lediglich ca.17 kWh/(E*a) als Fremdbezug eingekauft werden.

Bei Anwendung in Regionen mit höherem Salzgehalt im Abwasser (Mittelmeerraum) ist mit einem gewissen Anstieg des osmotischen und damit des zu überwindenden Drucks in der RO zu rechnen und somit einer Erhöhung des Energiebedarfs, jedoch nur um wenige Prozent bzw. kWh/E*a, da die Werte einer Seewasser-RO keinesfalls erreicht werden.

6.1.3 Sonstige systemrelevante Anlagendaten und Kenngrößen

6.1.3.1 Klärschlammanfall und -entsorgung

Die mechanisch-anaerobe Vorbehandlung eliminiert im Mittel über alle Versuchstage ca. 57% der CSB-Fracht, in den Sommermonaten mehr als 75%. Dadurch reduziert sich auch die CSB-Fracht für die anoxisch-aerobe Behandlungsstufe (MBBR und SBF), so dass dort nur eine Überschussschlammproduktion spezifisch von 0,44 kg TS/kg CSB bzw. 0,014 kg/(E*d) (bezogen auf die EW im Zufluss zur Pilotanlage) zu verzeichnen ist.

Beim Primärschlammanfall und der Überschussschlammproduktion aus den ABR-Kammern konnte die Bilanzierung aufgrund ungeeigneter Volumenmessmethoden und eines großen Schlammspeichervolumens im Reaktor nur sehr ungenau erfolgen. Hier ist davon auszugehen, dass im Absetzteil (Emscherbrunnen) und den ABR-Kammern der Primärschlammanfall mit dem konventioneller KA vergleichbar ist (ca. 54 g TS/E*d nach Imhoff bzw. Schlammliste).

Aus dem Anaerobfilterkompartiment wurde nur wenige Male Überschussschlamm abgezogen, der Schlammanfall lag bei ca. 0,12 kg TS/kg CSB eliminiert. Eine Betriebsstörung führte zum Ausspülen eines erheblichen Teils der suspendiert im Anaerobfilterkompartiment vorliegenden Biomasse. Insgesamt liegt der (Roh-)Schlammanfall unter dem einer konventionellen Kläranlage.

Der Schlamm aus den Kammern des Anaerobreaktors ist weitgehend anaerob stabilisiert. Der Primärschlamm sollte großtechnisch ab ca. 5.000 EW mesophil gefault werden, ebenso der geringe Überschussschlammanteil aus der anoxisch-aeroben Stufe.

6.1.3.2 Rückgewinnungspotenzial von Nährstoffen

Mit der erprobten Verfahrenstechnik konnte aus dem Konzentrat der RO zwar ein P-haltiges Fällprodukt erzeugt werden, jedoch lag der Ca-Anteil bei einem Vielfachen des P-Anteiles, weshalb das Produkt nicht als Dünger vermarktbar sein wird. Auch wurde nicht die angestrebte hohe Aufkonzentrierung bzgl. NH_4-N erreicht, die für die MAP-Fällung notwendig wäre. Bzgl. der Nährstoffrückgewinnung aus dem Konzentrat besteht somit noch weiterer F+E-Bedarf. Hier muss ggf. eine weitere Aufkonzentrierung erfolgen und/oder selektive Mechanismen der P und N-Rückgewinnung erprobt werden. Aufgrund der noch nicht realisierten, gezielten Rückgewinnung von Nährstoffen fokussieren sich die weiteren Untersuchungen zur Nachhaltigkeit und Wirtschaftlichkeit auf die Wiederverwendung von aufbereitetem Wasser.

6.1.3.3 Generierbare (wiedergewonnene) Wassermengen

In Deutschland werden ca. 9.105 öffentliche Abwasserbehandlungsanlagen ab mindestens 50 EW betrieben (Stand 2016, Statistisches Bundesamt 2018). Behandelt werden von ihnen ca. 9,6 Mrd. m³ Abwasser. Die Jahresabwassermenge umfasst dabei Schmutz-, Fremd- und Niederschlagswasseranteile. Mehr als 85% der Jahresabwassermenge werden in Kläranlagen der GK 4 und 5 behandelt. Auf die GK 2 und 3 entfallen ca. 12 % bzw. ca. 1,2 Mrd. m³ der Jahresabwassermenge insgesamt. Häusliches und betriebliches Schmutzwasser machen davon nur gut 40% bzw. ca. 0,5 Mrd. m³ aus. Bezogen auf die Anzahl der Anlagen entsprechen GK 2 und 3 knapp 35% bzw. ca. 3.167 Anlagen. Im Bereich von 10.000 bis 50.000 EW (GK4a) existieren ca. 1.602 Anlagen, die eine Jahresabwassermenge von ca. 2,7 Mrd. m³ (davon ca. 1,2 Mrd. m³ häusliches und betriebliches Schmutzwasser) behandeln (Stand 2016, Statistisches Bundesamt 2018).

In Deutschland werden demgegenüber jährlich ca. 24 Mrd. m³ Wasser dem natürlichen Kreislauf entnommen, wovon ca. 1,3 % auf die landwirtschaftliche Beregnung entfallen. Dies entspricht einer jährlichen Wasserentnahme der Landwirtschaft von ca. 0,36 Mrd. m³ in Deutschland. (UBA 2019, BMU/UBA 2017, Statistisches Bundesamt 2019b) Der Wassereinsatz in der Landwirtschaft (Landwirtschaft und Jagd) betrug 0,53 Mrd. m³ in 2016 (Statistisches Bundesamt 2019b).

Wasserentnahme und –einsatz für andere Produktionsbereiche und private Haushalte sind in Tabelle 6-2 dargestellt. Im Bereich Bergbau und Gewinnung von Steinen und Erden z.B. betrug der Wassereinsatz im Jahr 2016 1,3 Mrd. m³ (Statistisches Bundesamt 2019b).

Verschiedene Untersuchungen deuten darauf hin, dass (zumindest regional und / oder zeitlich begrenzt) es in den kommenden Jahren verstärkt zu Nutzungskonflikten um die Ressource Wasser kommen kann sowie von einem Ausbau der bewässerbaren und bewässerten Flächen und damit verbunden steigender Nachfrage nach Bewässerungswasser auszugehen ist (Deutscher Bundestag 2019, Drewes et al. 2019, Sächsisches Staatsministerium für Umwelt und Landwirtschaft 2014). Auch in Deutschland wird vor diesem Hintergrund die „Einbeziehung der Wiederverwendung von Wasser in die Wasserplanung und –bewirtschaftung“ (vgl. Europäische Kommission 2015 COM(2015) 614) verstärkt zur Diskussion stehen. Bei Berücksichtigung entsprechender qualitativer und risikomanagementbezogener Aspekte kann Wasserwiederverwendung gemäß den weiter oben dargestellten Mengenangaben einen nicht unwesentlichen Beitrag zur Entschärfung von Nutzungskonflikten und Wasserknappheitssituationen leisten.

Tabelle 6-2: Wassereinsatz und Entnahme von Wasser aus der Natur für verschiedene Produktionsbereiche (Statistisches Bundesamt 2019)*

Produktionsbereiche und private Haushalte	Wasserein-satz im Inland	Entnahme von Wasser aus der Natur	Fremdbezug von Wasser
Land-, Forstwirtschaft u. Fischerei	567	399	168
Bergbau u. Gewinnung von Steinen u. Erden	1.305	1.288	17
Verarbeitendes Gewerbe	4.484	3.492	992
Energieversorgung	13.211	12.876	335
Wasserversorgung, Entsorgung u.ä.	5.134	10.332	-5.198
Bauarbeiten	44	27	17
Handelsleistungen	57	0	57
Verkehrs- u. Lagereileistungen	42	2	40
Gastgewerbe	95	0	95
Informations- u. Kommunikationsdienstleistungen	35	0	35
Finanz- u. Versicherungsdienstleistungen	8	0	8
Grundstücksdienstleistungen u. Wohnungswesen	3	0	3
Freiberufliche, wissenschaftliche u. technische Dienstleistungen	20	0	20
Sonst. wirtschaftliche Dienstleistungen	18	0	18
Öffentl. Verwaltung, Verteidigung, Sozialversicherung	34	3	30
Erziehungs- und Unterrichtsdienstleistungen	90	0	90
Dienstleistungen des Gesundheits- u. Sozialwesens	75	2	73
Sonst. Dienstleistungen	131	37	94
Alle Produktionsbereiche	25.353	28.459	-3.105
Dienstleistungen privater Haushalte	3.118	23	3.095
Alle Produktionsbereiche und private Haushalte	28.471	28.482	-10

**Alle Werte in Mrd. m³; alle Werte von 2016*

6.1.3.4 Bedarf an Betriebs- und Hilfsstoffen

Für den Betrieb der awaregio-Anlage sind keine nennenswerten Hilfsstoffe notwendig. Im Falle einer P-Fällung kommen geringe Mengen an Fe-Salzen, im Falle einer UF als Nachreinigung an Al-Sulfat, sowie ggf. etwas Polymer zum Einsatz. Der Bodenfilter kommt gänzlich ohne Hilfsstoffe aus, produziert hingegen noch reichlich Biomasse (Schilf). Auch zum Betrieb der UV werden keine Chemikalien eingesetzt.

Wird eine Schlammentwässerung vor Ort mit Zentrifugen/Filterpressen durchgeführt, werden Polymere verbraucht. Für die Membranreinigung sind im Abstand von Wochen und Monaten geringe Mengen Membranreiniger und Oxidationsmittel erforderlich. Für RO und UF kommen Vorfilterkartuschen als Verbrauchsmittel im Abstand von Monaten zum Einsatz.

6.2 Wirtschaftlichkeit und Managementkonzepte

Kreislauforientierte Bewirtschaftungskonzepte gewinnen in der Wasserwirtschaft zunehmend an Bedeutung. Dies gilt mit Blick auf internationale Herausforderungen bei der Umsetzung von Sustainable Development Goals (SDG) ebenso wie bei der Erschließung und Sicherung entsprechender Exportmärkte für deutsche Unternehmen, insbesondere kleine und mittlere Unternehmen (KMU). Auf europäischer Ebene werden eine stärkere Wasserwiederverwendung und die Rückgewinnung enthaltener Wertstoffe in Verbindung mit einem energieeffizienten und CO_2-ausstoßarmen Anlagenbetrieb (Europäische Kommission 2012b) vorangetrieben. In Deutschland als grundsätzlich wasserreiches Land finden konzeptionelle Ansätze zur Wiederverwendung von Wasser bisher jedoch kaum Beachtung (vgl. UBA 2017, DWA 2014). Gleichzeitig fördert der Bund die Erschließung internationaler Absatzmärkte für Umwelttechnologien, Klimaschutztechnologien und Effizienztechnologien, dazu zählen auch die Bereiche Wasser- und Abwassermanagement sowie Abwasserbehandlung.

Wirtschaftliche und (Arbeitsmarkt-)Effekte in strukturschwachen bzw. von Strukturwandel betroffenen Regionen können

- durch eine kosteneffizientere Bereitstellung von Leistungen der Daseinsvorsorge im Bereich der Abwasserentsorgung,
- durch die Identifizierung und Implementierung neuer Wertschöpfungspotenziale,
- durch die Eröffnung neuer Marktpotenziale für KMU, insbesondere im Bereich Export sowie schließlich in Verbindung mit den genannten Punkten
- durch die Sicherung und Generierung von Arbeitsplätzen resultieren.

6.2.1 Bewertungskriterien und -methoden

Das Spektrum möglicher Anwendungen für aufbereitetes (Ab-)Wasser ist vielfältig (Tabelle 2-1). Mit den verschiedenen Anwendungsfeldern sind jeweils unterschiedliche Leistungen und Kosten verbunden. Art, Ausprägung und Verteilung der Leistungen und Kosten auf betroffene Akteure sind dabei nicht in jedem Fall bekannt und offensichtlich. Um die Grundlage für die Beurteilung der Nachhaltigkeit einer Wiederverwendung von aufbereitetem (Ab-)Wasser zu verbessern, wurden beispielgebend zwei relevante Anwendungsfelder herausgegriffen und bezüglich ihrer Leistung-Kosten-Wirkungen näher untersucht. So wurde der Frage nachgegangen, ob und wenn ja welche Vor- und Nachteile der Einsatz des awaregio-Konzeptes zur kommunalen Abwasserbehandlung im Größenklassenbereich 1 bis 3 gegenüber herkömmlichen konzeptionellen Ansätzen (insbesondere in Deutschland, in vom Strukturwandel betroffenen Regionen bietet (Kapitel 6.2.3). Am Beispiel der Bewässerung von Kurzumtriebsplantagen werden relevante Einflussgrößen für die Beurteilung der Wirtschaftlichkeit einer Wasserwiederverwendung herausgearbeitet (Kapitel 6.2.4).

6.2.1.1 Nutzungsabhängige Anforderungen an die Wasserqualität

In Kapitel 2 wurden die fünf Anwendungsfelder

1) Landwirtschaftliche Bewässerung,
2) Urbane Nutzungen / Landschaftsbewässerungen,
3) Grundwasseranreichung,
4) Trinkwassernutzung und
5) Industrielle Wiederverwendung

bezüglich ihrer Anforderungen an die Wasserqualität untersucht. Die erzielbaren Reinigungsleistungen erreichen und überschreiten für die in Tabelle 6-3 dargestellten Verfahrensketten die ebenso dort aufgeführten „Qualitätsstufen“. Die Untersuchungsergebnisse zeigen, dass für verschiedene Anwendungsfelder bis hin zur Produktion von Lebensmitteln zum Rohverzehr eine angemessene Aufbereitung von Abwasser mit dem awaregio-Verfahrensansatz möglich ist.

Tabelle 6-3: Einordnung der in den jeweiligen Stufen erzielten Wasserqualitäten in die Nutzungskategorien für landwirtschaftliche Bewässerung nach EU Richtlinie

Kategorie nach Entwurf EU	Primär-reinigung	Primär-reinigung + BF	Primär-reinigung + UV	Primär-reinigung + UF	Primär-reinigung + UF + RO
A				(X)	X
B				(X)	X
C		(X)	(X)	X	X
D		X	X	X	X

X Qualität mit Verfahrenskette erreicht
(X) Qualität mit Verfahrenskette nach Optimierung erreichbar

6.2.1.2 Stakeholder-Beteiligung

Zur weiteren Ausdifferenzierung und Untersetzung der Potenziale bzw. Identifizierung konkreter Anwendungen wurden die Ergebnisse in zwei Fachsymposien in Köln und Leipzig einem Fachpublikum vorgestellt und diskutiert. In World Cafes wurden zu den drei Themen:

- Anwendungschancen für Wasserwiederverwendung in der internationalen Zusammenarbeit,
- Anwendungschancen für nicht-landwirtschaftliche Wasserwiederverwendung in Deutschland und
- technische Voraussetzungen für die Einhaltung der technischen Mindestanforderungen für die landwirtschaftliche Bewässerung

mit den Teilnehmern der World-Cafes Anwendungsmöglichkeiten diskutiert und der Frage nachgegangen, wie Planung, Bau und Betrieb organisiert werden können (Betreibermodelle) (Tabelle 6-4).

Tabelle 6-4: Ergebnisse der World Cafes der Symposien am 04.07.2019 in Köln und am 26.9.2019 in Leipzig

Ergebnisse der World Cafes (Zusammenfassung der von den Teilnehmern diskutierten Aspekte)	
Anwendungschancen für Wasserwiederverwendung in der internationalen Zusammenarbeit	
Leitgedanke	• Um eine Wiederverwendung von aufbereitetem Abwasser für bestimmte Nutzungen zu ermöglichen, können bestehende Kläranlagen durch Einzelmodule der awaregio-Anlage ertüchtigt werden. • Gerade in wärmeren Ländern ist die Realisierung einer energieautarken Kläranlage möglich. Dies ist vor allem deshalb wichtig, weil Strom in vielen Ländern teuer und nicht immer verfügbar ist. • Ein Anlagenkonzept für die Wasseraufbereitung für die Wiederverwendung sollte Einsparungen im Anlagenbetrieb mit sich bringen (Strom, Wartungsaufwand). Der Produktvertrieb muss berücksichtigt werden. Das Gesamtkonzept (Anlagenbetrieb, Überwachung und Produktvertrieb) sollte insgesamt kostendeckend sein. • Eine Schwierigkeit ist ein Wissens- und Bewusstseinsdefizit bei der Bevölkerung und vielfach auch der Fachwelt vor Ort.
Anwendungs-chancen	• Die energiesparsamen, wartungsarmen Abwasserreinigungs-Technologien können als dezentrale Abwasserbehandlungsanlagen eingesetzt werden. • Eine Nährstoffrückgewinnung kann die Notwendigkeit von Fremddünger reduzieren. (Gleichwohl konnte dieser Verfahrensschritt im Projekt noch nicht realisiert werden.) Als Nährstoffträger kann aber auch das entsprechend aufbereitete Wasser selbst dienen. • Mit hygienisch unbedenklichem, aufbereitetem Abwasser könnten ggü. manchen lokalen Alternativen höherwertige Lebensmittelqualitäten erzeugt werden, wenn die Alternative Rohabwasser oder mechanisch geklärtes Abwasser ist. • Die Hydroponik ist ein guter Start. Bei gesteigertem Wissen kann das System um eine Aquakultur erweitert werden. • Das System kann auch in der Tierfutterproduktion eingesetzt werden.
Investoren und Betreiber	• Für die Verbreitung des Systems ist eine Demo-Anlage notwendig. („Eine Anlage zum Anfassen und Ausprobieren.“) • Der Betreiber und der Überwacher müssen zwei voneinander unabhängige Institutionen sein. • Bei konfessionellen Einrichtungen besteht ein geringeres Korruptionsrisiko. • Die Etablierung der Technologien erfordert eine intensive Einbindung der Bevölkerung.

Anwendungschancen für nicht-landwirtschaftliche Wasserwiederverwendung in Deutschland	
Leitgedanke	• Dezentralität schafft Monitoringbedarf, und damit verbundenen Aufwand. • (Groß)industrie macht große Fortschritte im Water reuse. • Kühlwasserentnahme aus Flüssen könnte substituiert werden. • Chancen im Bereich Aquaponik durch gesteigerte Produktivität möglich. • Auf die Begriffswahl ist zu achten, der Begriff Abwasser zu vermeiden und stattdessen z.B. Bewässerungswasser zu verwenden. • Anwendungen für Wasserwiederverwendung sollten regional (kommunal) gedacht werden. • Wenn die Qualität des aufbereiteten Abwassers in Ordnung ist, sind zahlreiche Anwendungen heute schon denkbar.

Ergebnisse der World Cafes (Zusammenfassung der von den Teilnehmern diskutierten Aspekte)	
	• Wiederverwendung nach 4. Reinigungsstufe möglich.
Anwendungs-chancen	• Autowaschanlage, • Toilettenspülung, • Grünflächen von Hotelanlagen, • Verbesserung des Stadtklimas durch Grünanlagen (aber: Risiken & Qualitätsüberwachung notwendig), • Hydroponik, • Energiepflanzen & Stützung Grundwasser, • Forstwirtschaft: Renaturierung von Auenwäldern, • Stützung der Niedrigwasserführung von Fließgewässern (dezentrale Lösungen), • Industrielle Kreisläufe, • geeignete Größe> Quartiersebene? • „Wolfsburger Modell“
Investoren und Betreiber	• Private Haushalte / dezentrale Aufbereitung bedarf auch einem geeigneten Konzept für Überwachung/Monitoring, • Wohnungsbaugesellschaften, • Kommunen bei Neubauten, • Private Industrieparks, • Versorger mit aufbereitetem Abwasser als Dienstleister („Dritter“), • Intensive Öffentlichkeitsbeteiligung notwendig, • Kommunen in Abwanderungsgebieten (Landflucht)
Technische Voraussetzungen für die Einhaltung der technischen Mindestanforderungen für die landwirtschaftliche Bewässerung	
Leitgedanke	• schwierig, Gefahr der Rückverkeimung, abhängig vom Anwendungsfall, • kein steriles Umfeld sowie Zwischenspeicherung > wie ist hier eine Qualitätssicherung bzgl. der Hygiene möglich? • Dimensionierung von Speicher- und Überleitungssystemen in Abstimmung von Angebot (KA) und Nachfrage (reuse) und wer ist der Betreiber? • Monitoring durch Online- und Echtzeitdatenerfassung? > Kosten- und Sicherheitsfragen, • Konflikt mit der Bewirtschaftung von Wasserstraßen, • weitgehende Hygienisierung notwendig, • Restrisiko besteht immer, Welche Risiken wollen wir eingehen? • gezielte räumliche Trennung zwischen Infiltration und Entnahme notwendig, • Weiterentwicklung Anaerobstufe zur Vollreinigung (keine aerobe Behandlung) Bodenfilter direkt nach dem ABR wäre von Interesse.

Anwendungs-chancen	• Unterscheidung Deutschland und international, • Unterschiedliche hydroponische Systeme für unterschiedliche Pflanzen (auch Zierpflanzen), • stärker den Landwirt in den Fokus stellen, • Wie Unterdrückung pathogener Keime bewerkstelligen? • kleine Anlagen (dezentral), • Gebiete ohne oder mit kleinen Vorflutern, • Grundwasserstützung, • Energiepflanzen (kein Lebensmittelbereich), • in der Stadt: Baumbewässerung + Straßenreinigung, • Treibhaus: Bewässerungsleitungen im Wurzelbereich

Ergebnisse der World Cafes (Zusammenfassung der von den Teilnehmern diskutierten Aspekte)	
Investoren und Betreiber	• Bedeutung von Start-Ups (wegen Innovationskultur) > aktuelle Ergebnisse des Hypowave-Projekts (http://www.hypowave.de/projekt/) weisen jedoch darauf hin, das vorhandenen Akteuren eine mindestens ebenso große Bedeutung zukommt, (Bedeutung von Förderung und Kooperationen), • Austausch mit erfahrenen Akteuren, • Synergien zwischen KAs und Landwirten? • Andere als KAs, bis zur Gebäudeebene, • Gemüsebauern, • Landwirtschaft, • Städte in Süd-/Osteuropa ohne / nur mit ungenügender Abwasserreinigung, • Abwasserreinigung und Hygienisierung erfordert Fachpersonal, • klimaneutrale Kommunen

Der Austausch mit den Stakeholdern zeigte, dass in Deutschland wenig Wissen und Erfahrung bzgl. des Themas Wasserwiederverwendung auf Anwenderseite vorhanden ist. Mögliche Anwendungen werden benannt, gleichzeitig aber auch Know-How-Defizite bzgl. der Organisation entsprechender Bewirtschaftungskonzepte, dem Umgang mit stofflichen und hygienischen Risiken sowie der Gestaltung der Schnittstelle Anbieter/Nutzer beschrieben. Es scheinen außerdem wichtige Verbindungen zwischen relevanten Akteuren zur Entwicklung und Implementierung von Bewirtschaftungskonzepten in größerem Rahmen bisher zu fehlen oder unzureichend ausgeprägt zu sein. Nähere Untersuchungen hierzu fanden beispielsweise auch im BMBF-Vorhaben HypoWave statt.

6.2.1.3 Besonderheiten des awaregio-Konzeptes im Vergleich zu anderen verfahrenstechnischen Ansätzen

In Abgrenzung zu anderen konzeptionellen Ansätzen basiert awaregio auf einem mehrstufigen, modularen Behandlungskonzept, das eine Anpassung an unterschiedliche Anwendungsumgebungen ermöglicht; je nach Behandlungsziel der (Ab-)Wasseraufbereitung. Die gesamte Prozesskette der Abwasserbehandlung bzw. (Ab)Wasseraufbereitung ist gegenüber konventionellen Ansätzen modifiziert (Abbildung 6-10). Es werden gezielt energiearme und wartungsarme Stufen integriert (u.a. vereinfachte Schlammbehandlung, keine Drucklufterzeugung). Besonders innovativ ist die Anaerobstufe, welche auch bei niedrigeren Temperaturen gute Leistungen erzielte. Es ist problemlos möglich, aufbereitetes (Ab-)Wasser bestimmter Qualitäten durch Wahl-/Abwahl bestimmter Verfahrensstufen zu erzeugen. Es resultieren im Vergleich zu konventionellen Ansätzen Möglichkeiten zur kosten-, energie- und ressourceneffizienten Abwasserbehandlung sowie Wasser-, Energie- und Nährstoffwiederverwendung. Davon abgesehen ist auch eine Ankopplung einzelner Module an bestehende Kläranlagen möglich.

Der spezielle verfahrenstechnische Ansatz des awaregio-Konzeptes ermöglicht (Wettbewerbs-)Vorteile bzw. gegenüber anderen Konzepten neue Möglichkeiten der Gestaltung von Verfahrens- und Wertschöpfungsketten. Die diesbezüglichen Alleinstellungsmerkmale gegenüber anderen verfahrenstechnischen Ansätzen gilt es in die Praxis zu transferieren. Einen ersten Beitrag hierzu leisten die nachfolgend dargestellten Untersuchungen zur Nachhaltigkeit

und Wirtschaftlichkeit des awaregio-Konzeptes im Kontext konkreter Anwendungsumgebungen.

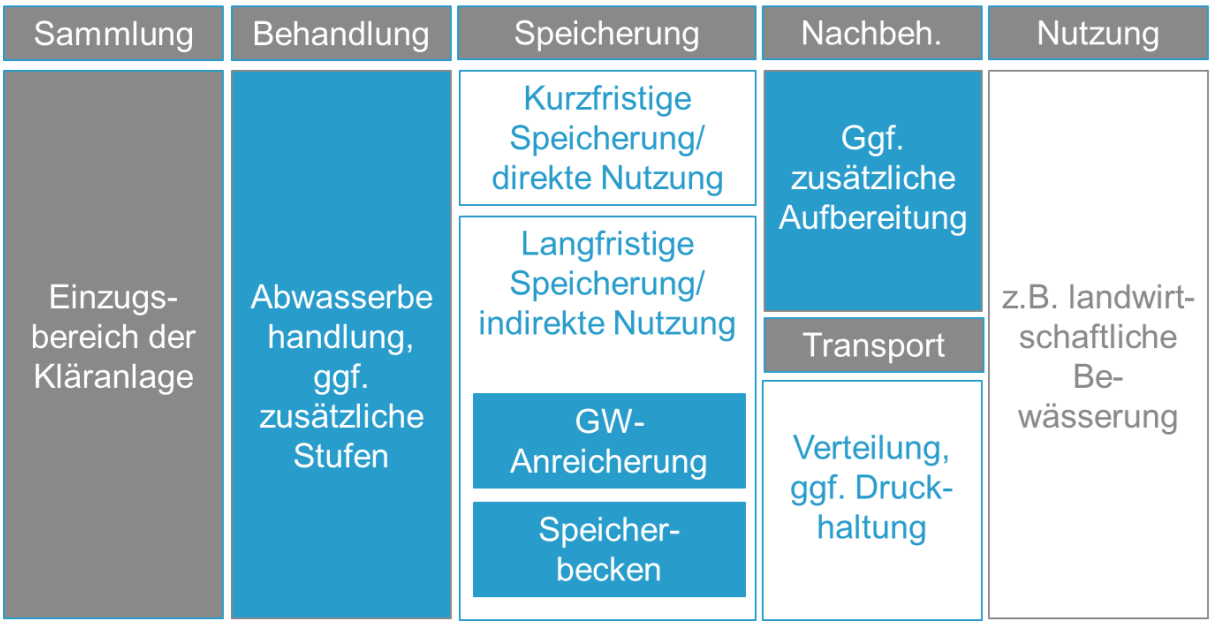


Abbildung 6-10: Hauptkomponenten des Reuse-Systems beginnend von der Sammlung bis zur Nutzung (Eigene Darstellung nach Seis et al. (2016))

6.2.2 Kriterien und Methoden zur Bewertung der Nachhaltigkeit und Wirtschaftlichkeit des Anlagenkonzepts

6.2.2.1 Motivation, Gegenstand und Zweck der Bewertung

Die Motivation einer Bewertung der Nachhaltigkeit einer Wasserwiederverwendung (aufbereiteten Abwassers) kann sehr vielfältig sein. Für die breite Implementierung einer Wasserwiederverwendung ist insbesondere die *wirtschaftliche Vorteilhaftigkeit* für die direkt involvierten Akteure relevant.

Darüber hinaus dienten die Bewertungen im Rahmen des Projektes folgenden Zielen:

- Untersuchung der *Vorteilhaftigkeit gegenüber konventionellen Abwasserbehandlungskonzepten*,
- Ableitung von *Gestaltungsempfehlungen für die Produkt-/Konzeptweiterentwicklung*,
- Ableitung von Erkenntnissen für die Entwicklung von Betreiber- oder Geschäftsmodellen,
- Erhöhung der Transparenz bzgl. der Verteilung von Nutzen und Kosten auf betroffene Akteure und darauf aufbauend perspektivisch (nicht mehr Bestandteil des Projekts)
- Entwicklung von Bewirtschaftungskonzepten und –regeln auf regionaler Ebene.

Nicht Gegenstand der Untersuchungen innerhalb des Forschungsprojekts waren demgegenüber notwendige und gegenüber dem Status Quo ggf. veränderte Anforderungen an das hygienische und stoffliche Risiko- und Qualitätsmanagement der Wasserwiederverwendung sowie ggf. veränderte Anforderungen an die (behördliche) Überwachung.

Die Bewertungen im Detail sowie die Wahl der Bewertungsmethode richten sich nach dem Ziel und dem Gegenstand der Bewertung. Für die vorliegenden Untersuchungen wurden die in Tabelle 6-5 aufgeführten Entscheidungs-/Bewertungssituationen für eine detailliertere Betrachtung ausgewählt.

Tabelle 6-5: Projektrelevante Entscheidungssituationen

Entscheidungs-situation / Motivation der Bewertung bzw. Untersuchung	Ziel der Bewertung bzw. Untersuchung	Bewertungs- / Untersuchungs-gegenstand	Bewertungs- / Unterschungs-methode	Ergebnis und dessen Verwendung
Variantenver-gleich konventio-nelle KA und a-waregio-Konzept	Überprüfung der Vorteilhaftigkeit des awaregio-An-satzes national, im Bereich der Abwasserbe-handlung	Vergleichende Be-wertung der Nach-haltigkeit verschie-dener Konzepte der Abwasserbe-handlung der KA-Größenklassen 1-3, hier GK 3	Multikriterielle Bewertung	Auswahlentschei-dung, Ableitung von Optimierungspo-tenzialen, Identifizierung po-tenzieller Nutzer
Bewässerung beim Anbau von Energiepflanzen (Bewässerung land- und forst-wirtschaftlicher Kulturen)	Untersuchung der Wirtschaftlichkeit der Wasserwie-derverwendung für ausgewählte Anwendungen	Leistungen und Kosten einer Was-serwiederverwen-dung einschließlich Zuordnung zu Akt-euren; Wirtschaft-lichkeit ausgewähl-ter Nutzungen	Dynamische Kostenver-gleichsrechnung	Ableitung von Optimierungspo-tenzialen, Ableitung von Be-treibermodellen, Ableitung eines Bewertungsshe-mas als Leitfa-den, Identifizierung po-tenzieller Nutzer
Verbreitung und Vermarktung des awaregio-Kon-zeptes	Erfassung an-wendungskon-text- und nutzer-spezifischer An-forderungen so-wie Ableitung von sich daraus erge-benden Anforde-rungen an die Weiterentwick-lung des awaregio-Kon-zeptes	Identifizierung und Charakterisierung weiterer Anwen-dungsfelder, Ak-teurskonstellatio-nen und Nutzer-präferenzen	Literaturanalyse, Quality Function Deployment (QFD)	Markt- und nut-zerorientierte Weiterentwick-lung des verfah-renstechnischen Konzeptes, Erarbeitung von Material für die Öffentlichkeitsar-beit
Einflussfaktoren Kosten	Entwicklung ei-nes Instruments zur Erleichterung des Umgangs mit Unsicherheit in der Abschätzung von Kosten	Einflussfaktoren auf die Kosten des Systems sowie An-tizipieren der Unsi-cherheiten ihrer Vorhersage	Bayes`sche Netze	Dissertation
Ökodesign	Identifizieren und reduzieren oder vermeiden rele-vanter Umwelt-wirkungen der Umweltinfrastruk-tur (Aufbereit-ungsanlage)	Untersuchung der mit der Umweltinf-rastruktur (Aufbe-reitungsanlage) verbundenen Um-weltwirkungen re-sultierend aus Ver-brauch an Mate-rial, Energie, Flä-che etc.	LCA	Ableitung von Empfehlungen für die Produktver-besserung, Schwerpunkt Energieeffizienz

Die Untersuchungen gemäß Tabelle 6-5 erfolgten im Austausch mit im Rahmen des Projekts identifizierten relevanten Praxisakteuren sowie mit Unterstützung studentischer Abschlussarbeiten. So wurde im letzten Drittel des Projekts, nachdem erste Abschätzungen zur Leistungsfähigkeit des awaregio-Anlagenkonzeptes getroffen werden konnten, für die Implementierung relevante Akteure kontaktiert. Dazu zählen u.a. Zweckverbände im mitteldeutschen Raum und die Referate Siedlungswasserwirtschaft/Grundwasser und Pflanzenbau des Sächsischen Landesamtes für Umwelt, Landwirtschaft und Geologie.

In den Sommersemestern 2018 und 2019 wurden für das Anwendungsfeld Aquaponik von Studierenden Seminararbeiten zur Bewertung des Wasserfußabdrucks im Vergleich unterschiedlicher Bewertungsmethoden im Rahmen des Moduls Water Resources Mangement des Joint International Master in Sustainable Development am IIRM an der Universität Leipzig angefertigt.

6.2.3 Variantenvergleich: awaregio-Konzept mit konventioneller Kläranlage

Für die multikriterielle Bewertung der Nachhaltigkeit eines Abwasserentsorgungskonzeptes stehen verschiedene methodische Ansätze zur Verfügung. Im Rahmen des Forschungsprojekts wurde ein Variantenvergleich für die konventionelle Ausstattung einer Kläranlage der GK 3 mit der Implementierung des awaregio-Konzepts auf Grundlage des Bewertungsansatzes des DWA A 272 (2014) durchgeführt. Gemäß zugehörigem Anwendungsleitfaden (DWA 2018) ermöglicht dieser multikriterielle Bewertungsansatz eine umfassende Berücksichtigung relevanter Bewertungskriterien (Nachhaltige Siedlungswasserwirtschaft). So reicht die Bewertung über die in der Wasserwirtschaft übliche Dynamische Kostenvergleichsrechnung hinaus und erlaubt die Berücksichtigung zusätzlicher Nutzen bspw. durch Wasserwiederverwendung oder die Rückgewinnung von Nährstoffen. In Tabelle 6-6 sind die zugrunde gelegten Bewertungskriterien aufgelistet. Für weiterführende Hinweise zur Durchführung der Bewertung allgemein und zur Erläuterung der einzelnen Bewertungskriterien wird auf den Anwendungsleitfaden (DWA 2018) verwiesen.

Tabelle 6-6: Bewertungskategorien des DWA A 272 (nach DWA (2018))

Bereich	Kategorie
Umwelt- und Ressourcenschutz	Gewässerschutz, Bodenschutz/Grundwasser Klimaschutz Ressourceneffizienz (Rückgewinnung, Verbrauch)
Hygiene/ Gesundheit	Umwelthygiene, Nahrungsmittelsicherheit
Ökonomische Ziele	Betriebswirtschaftliche Kostenoptimierung Volkswirtschaftliche Kostenoptimierung Internationale Konkurrenzfähigkeit
Soziale Ziele	Akzeptanz, Arbeitsplätze, Umweltbewusstsein
Technische Ziele	Betriebssicherheit, Anpassungsfähigkeit/Erweiterbarkeit, Integrierbarkeit

Dem multikriteriellen Variantenvergleich lag die in Abbildung 6-11 dargestellte Systemabgrenzung zugrunde. Gegenübergestellt wurden eine Abwasserbehandlungsanlage auf Basis des awaregio-Konzeptes (mit Bodenfilter als sekundäre Reinigungsstufe) (Variante 1) und eine konventionelle Abwasserbehandlungsanlage (Variante 2), beide GK 3. Variante 1 ermöglicht die Aufbereitung des Abwassers zu einer für Bewässerungszwecke geeigneten Qualität, das für die Bewässerung einer (bestehenden) Kurzumtriebsplantage eingesetzt werden kann. Eine (teil-, zeitweise) Einleitung in den Vorfluter findet weiterhin statt. Bezüglich der bewässerungsspezifischen Effekte werden die Umweltwirkungen, Kosten und Erlöse berücksichtigt, die auf die Bewässerung und den damit verbundenen gesteigerten landwirtschaftlichen Ertrag zurückzuführen sind. Umweltwirkungen, Kosten und Erlöse der bestehenden KUP, ohne Bewässerung gingen nicht in die Bewertung ein. Bei Variante 2 findet eine konventionelle Abwasserbehandlung, mit Einleitung in den Vorfluter, ohne Wiederverwendung des aufbereiteten Abwassers statt. Umweltwirkungen, Kosten und Erlöse der bestehenden KUP bleiben unverändert gegenüber Variante 1 und gehen nicht in die Bewertung ein.

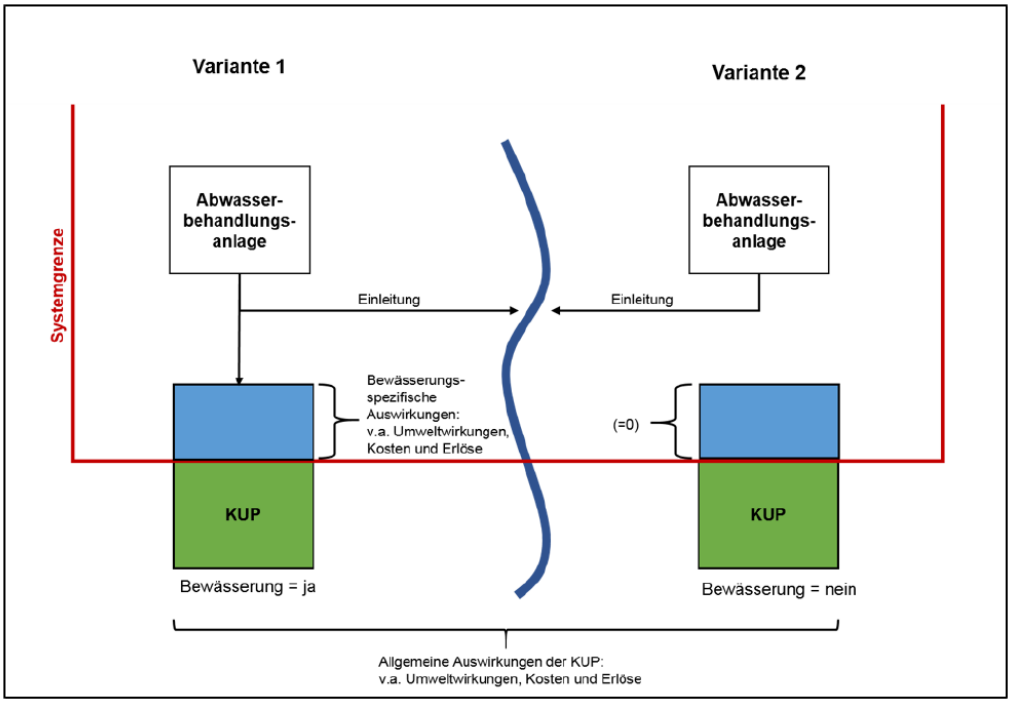


Abbildung 6-11: Systemabgrenzung des Variantenvergleichs (Fiedler, 2019)

Unter Berücksichtigung der in Abbildung 6-11 beschriebenen Systemabgrenzung und des Bewertungsansatzes gemäß Tabelle 6-5 ergibt sich eine Bewertung der beiden Varianten gemäß Tabelle 6-7.

Tabelle 6-7: Bewertungsergebnisse (Skaleneinteilung 0 bis 1, mit 1 als am vorteilhaftesten)

Gewichtung		Bewertungsergebnis
gleich	25/25/25/25	awaregio (0,57) Referenz (0,50)
ökonomisch	15/55/15/15	awaregio (0,58) Referenz (0,53)
ökologisch	55/15/15/15	awaregio (0,58) Referenz (0,49)
sozial-ökologisch	40/10/40/10	awaregio (0,61) Referenz (0,51)
technisch	15/15/15/55	awaregio (0,50) Referenz (0,45)

Die Bewertungsergebnisse weisen für das awaregio-Konzept im betrachteten Größenklassenbereich und Anwendungskontext (gewählte Systemabgrenzung, KUP) einen Vorteil gegenüber einer konventionellen Abwasserbehandlungsanlage aus. Für detaillierte Erläuterungen der Berechnungsannahmen wird auf den Teilabschlussbericht des IIRM (IIRM 2020) verwiesen.

Vorteile gegenüber dem konventionellen System erlangt awaregio *im betrachteten Anwendungskontext* in folgenden Punkten:

- Abtrennung von $AFS_{fein,}$
- Ressourcenrückgewinnung,
- Ressourcenverbrauch Betrieb,
- Komfort für Endnutzer und umweltbewusster Umgang mit Ressourcen,
- Planungssicherheit/ Flexibilität hinsichtlich sich ändernder Rahmenbedingungen sowie
- Synergiepotenzial mit anderen Infrastruktursystemen.

Nachteile zeigen sich hinsichtlich:

- Stickstoffelimination,
- Know-How-Verfügbarkeit (Stand der Technik) und
- Platzbedarf.

Bzgl. der technischen Kriterien Prozessstabilität und Intensität/Auswirkung eines Versagenszustandes sind die zwei betrachteten Konzepte ähnlich einzustufen.

Dies gilt auch hinsichtlich der Ergebnisse der Bewertung der ökonomischen Kriterien „Wirtschaftlichkeit“ und „Flexibilität/Systemwechselfähigkeit“. Vorteilhaft für das awaregio-Konzept wirken sich die deutlich geringen Betriebskosten aus, die v.a. aus der Energieeffizienz und Wartungsarmut des Anlagenkonzeptes resultieren. Weitere positive Wirkungen sind in möglichen Einnahmen durch die Bereitstellung des aufbereiteten Abwassers und Einsparungen bei der Abwasserabgabe möglich.

In Abhängigkeit der Möglichkeiten zur Wiederverwendung des aufbereiteten Abwassers, der zu überwindenden Entfernungen und erzielbaren Ertragssteigerungen lassen sich prinzipiell kosteneffiziente und gegenüber konventionellen Systemen wirtschaftliche Anwendungen des awaregio-Konzeptes aufzeigen. Der Einfluss der Art der Wiederverwendung auf die Wirtschaftlichkeit wird im folgenden Kapitel am Beispiel einer Kurzumtriebsplantage näher betrachtet.

6.2.4 Wirtschaftlichkeit am Beispiel der Bewässerung von Kurzumtriebsplantagen

Für die Bewertung der Wirtschaftlichkeit stellen *dynamische Kostenvergleichsrechnung*en allgemein anerkannte, standardisierte Bewertungsverfahren in der Wasserwirtschaft dar (vgl. DWA 2012). Sie lagen der folgenden Untersuchung (Fallstudie) zugrunde, sollen hier aber nicht näher erläutert werden.

Fallstudie: Bewässerung von Energieholzplantagen - Anwendungsspezifische ökonomische Bewertung der Bewässerung einer Kurzumtriebsplantage in Hartmannsdorf (Sachsen) mit gereinigtem Abwasser

Kurzumtriebsplantagen sind forstwirtschaftliche Flächen zum Anbau von schnellwachsenden Baumarten für die Produktion von Holz als regenerativer Energieträger oder als Baustoff. Bei steigenden Energiepreisen und der Förderung des Ausbaus erneuerbarer Energien wird der Anbau von Energieholz auf Kurzumtriebsplantagen eine immer bedeutendere Option zur extensiven Bewirtschaftung landwirtschaftlicher Grenzertragsstandorte oder ungenutzter Flächen im ländlichen oder semi-urbanen Raum (Becker *et al.*, 2014). Neben der mittleren Temperatur während der Wachstumsperiode, der Nährstoffversorgung sowie des Wasserrückhaltevermögens im Boden ist die Niederschlagssumme in der Wachstumsperiode der entscheidende ertragsbestimmende Faktor. Durch eine Bewässerung von Energieholzplantagen mit gereinigtem Abwasser kann sowohl eine ausreichende Wasserversorgung gewährleistet werden als auch die Verfügbarkeit von Nährstoffen verbessert und damit der Biomasseertrag wesentlich gesteigert werden (Röhle *et al.*, 2015). In Sachsen werden auf etwa 40 Kurzumtriebsplantagen mit einer gesamten Fläche von rund 271 ha schnellwachsende Baumarten produziert. Das entspricht einem Anteil von 0,03% der gesamten landwirtschaftlichen Nutzfläche (Abbildung 6-12). Diese Angaben beziehen sich auf eine Studie aus dem Jahr 2014 (Sächsisches Landesamt für Umwelt, Landwirtschaft und Geologie (LfULG) 2014). Daten für eine Aktualisierung konnten von den angefragten Stellen nicht zur Verfügung gestellt werden.

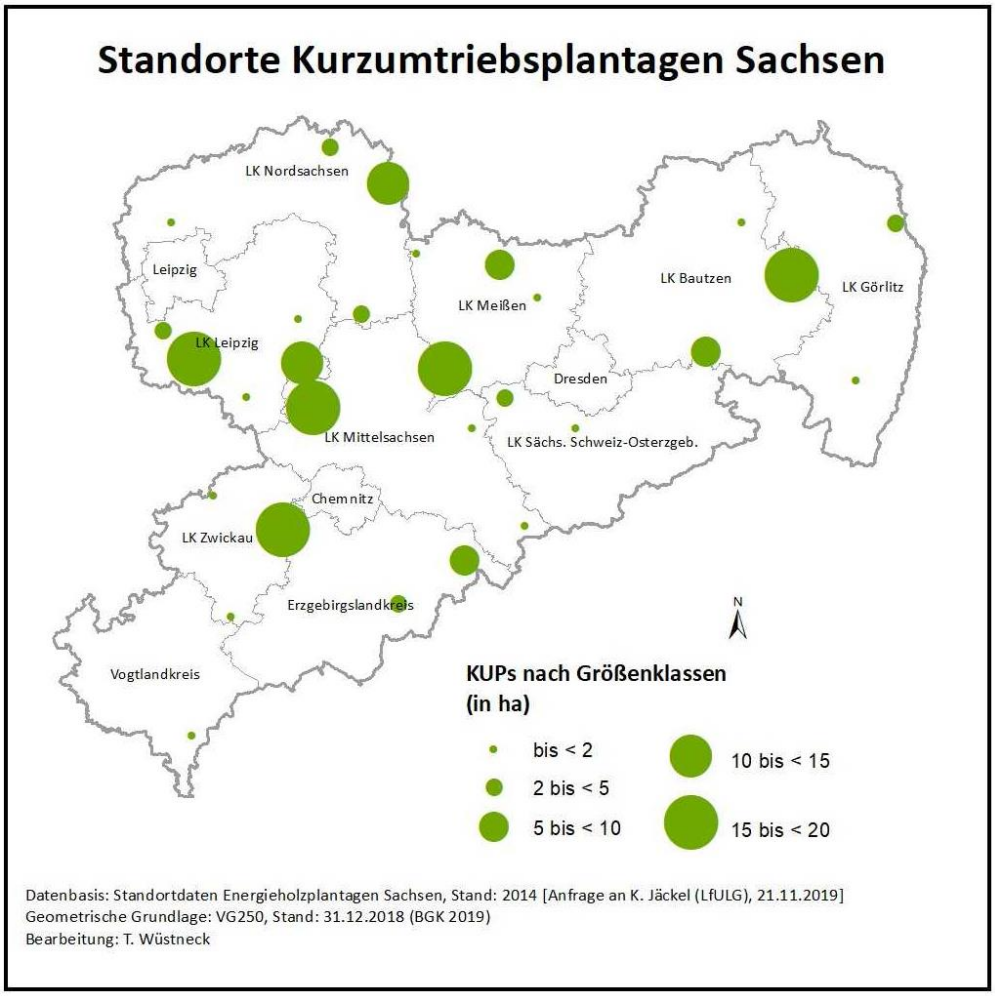


Abbildung 6-12: Verteilung von Kurzumtriebsplantagen in Sachsen (Sächsisches Landesamt für Umwelt, Landwirtschaft und Geologie, 2019)

Inwieweit sich eine Investition zur Bewässerung von Energieholzplantagen mit gereinigtem Abwasser jedoch tatsächlich ökonomisch lohnt, hängt von verschiedenen Faktoren ab und wurde im Rahmen dieser Fallstudie exemplarisch bilanziert und veranschaulicht.

In der vorliegenden Fallstudie soll eine mittelgroße Kurzumtriebsplantage im Einzugsgebiet der Zwickauer Mulde mit dem gereinigten Abwasser einer awaregio-Anlage bewässert werden. Als Referenz für die Fallstudie wird eine Plantage in Hartmannsdorf (Sachsen) genutzt und die Ausprägung der forstwirtschaftlichen und allgemeinen regionalen Rahmenbedingungen von diesem Standort übernommen. Um eine bedarfsgerechte Bewässerung zu realisieren wird kommunales Abwasser einer fiktiven nahegelegenen Kläranlage (500 Meter Entfernung zur Plantage) mit einer mehrstufigen Primärreinigung (anaerober Tauchwandreaktor mit Anaerobfilter, anoxisch-aerobe Biofilmstufe) und anschließend in der Sekundärreinigung mit einem optimierten bepflanzten Bodenfilter behandelt. Nach der Behandlung wird es über ein Rohrsystem zu der Plantage geleitet und dort in einem Speicherbecken bis zur Bewässerungsperiode im Frühsommer zwischengespeichert. Für dieses wurde ein Speichervolumen von 11.480 m³ veranschlagt, welches der jährlichen Bewässerungsmenge entspricht.

Von dort aus wird das Wasser bei Bedarf mit einer mobilen Beregnungsanlage ausgebracht. Ziel der bedarfsgerechten Bewässerung ist es, eine nutzbare Feldkapazität von mindestens 50 und maximal 90% zu erreichen. Dazu wird eine jährliche Bewässerungsmenge von ca. 11.480 m³ benötigt, sofern die durchschnittlichen jährlichen Niederschlagsverhältnisse nicht wesentlich über- bzw. unterschritten werden. Im vorliegenden Basisszenario wird das Wasser vom Abwasserentsorger kostenlos an den Plantagenbetreiber abgegeben, d.h. es fallen keine Wasserkosten aus Sicht der KUP an. Dies entspricht nicht den tatsächlich entstandenen Behandlungskosten für die bedarfsgerechte Aufbereitung des Abwassers (diese Kosten werden im Szenario D berücksichtigt). Die Bewässerung der Plantage soll zur Ertragssteigerung der gepflanzten Pappeln beitragen und die Produktion von regenerativem Energieholz erhöhen. Dazu wurde eine Ertragssteigerung von 3 t-atro/ha/a durch die bedarfsgerechte Bewässerung angenommen, übliche Biomasseerträge bei unbewässerten Pappel-KUP belaufen sich auf etwa 8-12 t-atro/ha/a. Das gewonnene Holz wird nach der Ernte zerkleinert, bis zu einem Wassergehalt von 35% getrocknet und anschließend zur Herstellung von Holzhackschnitzeln regional vermarktet. Die genannten Annahmen sowie weitere spezifische forstwirtschaftliche Rahmenbedingungen der Untersuchung sind in Tabelle 6-8 aufgeführt.

Tabelle 6-8: Annahmen und Rahmenbedingungen der Fallstudie

Kriterium	Annahme
Entfernung zur Kläranlage	500 m
Größe der Plantage	8,2 ha
Bewässerungsmenge	11480 m³/a
Hackschnitzelpreis	Eigene dynamische Simulation: 100 – 111 €/t-atro
Wasserkosten	Kostenlose Abgabe an KUP: 0 €/m³
Bewässerungseffekt	3 t-atro/(ha*a)
Baumart	Pappeln

Ziel der vorliegenden Fallstudie ist die Gegenüberstellung von Kosten und Erlösen der zusätzlichen Bewässerung einer Energieholzplantage mit gereinigtem Abwasser im Vergleich zu einer unterlassenen Bewässerung. Für die Bilanz aus Kosten und Erlösen soll der Kapitalwert und die Annuität dieser Maßnahme berechnet werden. Dabei wurde ein für die Wasserwirtschaft üblicher Kalkulationszins von 3% angesetzt. Grundlage für die Wirtschaftlichkeitsbewertung ist die Bewirtschaftungsdauer der Plantage von 24 Jahren mit einem 3jährigen Rotationszyklus. Angenommen wird hierbei eine Inbetriebnahme der Plantage im Jahr 2025. Auf der Kostenseite werden die folgenden Posten berücksichtigt: Abwasserbehandlungskosten, Wasserzuleitung zur Plantage, Speicherbecken, Bewässerungssystem (jeweils Investition und Betrieb) sowie Trocknung (nur Betrieb). Auf der Erlösseite werden die folgenden Positionen betrachtet: Vermarktung Hackschnitzel, eingesparte Abwasserabgabe. Vernachlässigt werden in diesem Zusammenhang ggf. anfallende Pumpkosten bei der Wasserzuleitung (da dies eine

fundierte Untersuchung zur vorliegenden Topographie und der daraus resultierenden hydromechanischen Bedingungen erfordern würde).

Für die Bewertung der Wirtschaftlichkeit der Maßnahme wurden 5 verschiedene Szenarien mit unterschiedlichen Annahmen durchgerechnet. In der unteren Tabelle 6-9 ist die Zusammensetzung und Gegenüberstellung von Kosten und Erlösen des Szenarios A dargestellt. In diesem Basisszenario dienen die Annahmen aus Tabelle 6-8 zur Berechnung von Kapitalwert und Annuität. Die wirtschaftliche Vorteilhaftigkeit der Maßnahme mit diesem Szenario wird mit einem Kapitalwert von gut 12.000 € bestätigt.

Neben dem Basisszenario A (Tabelle 6-9) wurden 4 weitere Szenarien mit variierenden Annahmen berechnet. Beispielhaft wurde hier eine Auswahl von Faktoren getroffen, die eine maßgebliche Rolle für die Wirtschaftlichkeit der Bewässerungsmaßnahme spielen. Neben den aufgeführten können hier jedoch auch weitere biophysikalische oder sozio-ökonomische Faktoren wie z.B. geringere Niederschlagsmengen in der Wachstumsperiode, Anstieg der Jahresdurchschnittstemperatur, oder Erhöhung der Abwasserabgabe eine wichtige Rolle spielen.

Tabelle 6-9: Gegenüberstellung von Kosten und Einnahmen und resultierender Kapitalwert (NPV) und Annuität

Szenario A		
Kosten und Einnahmen	**Zusammensetzung**	**Wert**
Kosten	**Summe gesamt**	**121.540 €**
Wasserkosten (WK)	WK = Verkaufspreis * Bewässerungsmenge	0 €
Wasserzuleitung Invest (WZ)	WZ = spezifischer Meterpreis Leitung * Entfernung KA –KUP	10.750 €
Bewässerungssystem Invest (BS)	BS = spezifische Kosten Bewässerungssystem * Größe KUP	46.060 €
Speicherbecken Invest (SB)	SB = spezifische Kosten Speicherbecken * Speichervolumen	19.550 €
Bewässerungssystem Betrieb (BB)	BB = Betrieb einer mobilen Beregnungsanlage	29.664 €
Trocknung (TN)	TN = spezifische Kosten Trocknung * Biomasseertrag (Trocken)	15.516 €
Einnahmen	**Summe gesamt**	**152.369 €**
Erlös Verkauf HHS (EV)	EV = Preis Hackschnitzel * Biomasseertrag (35% Wassergehalt)	129.434 €
Kostenersparnis Einleitung (KE)	KE = eingesparte Abwasserabgabe	22.934 €
	Annuität (bei Kalkulationszins von 3 %)	**897 €**
	NPV	**12.135 €**

Tabelle 6-10: Auswirkungen der Variation ausgewählter Annahmen auf Kapitalwert und Annuität (unter sonst gleichen Bedingungen). Die Behandlungskosten stammen aus Fiedler (2019) und beziehen sich auf den Kostenanteil der Anlagenkonfiguration mit nachgeschaltetem Bodenfilter.

Szenario	Variation der Annahmen (cet. par.)	Annuität (NPV)
B	Entfernung zur KA 2000m	-464 € (-6.405 €)
C	Hackschnitzelpreis 180 €/t-atro	4.098 € (56.555 €)
D	Behandlungskosten 0,57 €/m³	-5.664 € (-78.156 €)
E	Bewässerungseffekt 6 t-atro/ha/a	5.221 € (72.043 €)

Die Ergebnisse dieser veränderten Annahmen sind in Tabelle 6-10 aufgeführt und zeigen, dass eine Bewässerung mit aufbereitetem Abwasser sowohl eine lukrative als auch eine unrentable Investition sein kann. Der berechnete Kapitalwert streut in Abhängigkeit der getroffenen Annahmen. Dies deutet darauf hin, dass sich die Bewässerung von Energieholzplantagen unter bestimmten günstigen Bedingungen und Szenarien wie kurze Entfernung zur Kläranlage, ein mittlerer bis starker Anstieg des Hackschnitzelpreises, einer Verringerung der Niederschlagssummen sowie einem stark ausgeprägten Bewässerungseffekt wirtschaftlich lohnt, jedoch unter ungünstigen Bedingungen keine sinnvolle Investition darstellt.

6.2.5 Einflussfaktoren Kosten

Die mit Planung, Bau und Betrieb eines awaregio-Konzeptes verbundenen Kosten werden durch verschiedene Faktoren beeinflusst. Die Vorhersage der Entwicklung der Kosten ist mit erheblichen Unsicherheiten verbunden. Um die Relevanz verschiedener Einflussgrößen in Verbindung mit Wahrscheinlichkeitsabschätzungen zu ihrer Entwicklung transparent zu machen, wurde parallel zu awaregio am IIRM eine eigen finanzierte Promotion mit dem Arbeitstitel „Prospektive Bewertung innovativer Technologien zur Wiederverwendung kommunaler Abwässer anhand von Bayes´schen Netzen“ erarbeitet. Die Promotion ist noch nicht abgeschlossen. Die folgende Kurzzusammenfassung soll einen Überblick zum Inhalt der Arbeit geben:

Die Schließung von Wasser-, Stoff- sowie Energiekreisläufen ist eine zentrale Strategie der nachhaltigen Entwicklung der Siedlungswasserwirtschaft. Bei der Entwicklung neuer Umwelttechnologien sollte deren Eignung für bestimmte Anwendungsfelder sowie deren zukünftigen ökologischen, wirtschaftlichen und gesellschaftlichen Implikationen innerhalb eines anvisierten Nutzungskontextes berücksichtigt werden. Vorhandene Methoden zur prospektiven Technologiebewertung (wie z.B. Nutzwertanalysen, Quality Function Deployment, Multikriterielle Analysen) werden den spezifischen Anforderungen in diesem Zusammenhang häufig nicht gerecht. Dies ist damit zu begründen, dass die meisten Methoden keine geeigneten Berechnungsverfahren nutzen, um mit der inhärenten Unsicherheit in Bezug auf Innovationen umzugehen oder diese gänzlich ignorieren. Unsicherheiten treten hierbei insbesondere bezüglich folgender Aspekte auf: (1) Komplexität des zu bewertenden Gesamtsystems durch die Vielzahl

möglicher Einflussfaktoren (konkretes Anwendungsfeld, Ausprägung regionaler Rahmenbedingungen, Technologiereifegrad, Dimensionierung und Konfiguration der betrachteten Technologie etc.); (2) zukünftige Entwicklungen der relevanten Einflussfaktoren (Szenarien); (3) Vernachlässigung der Abhängigkeiten zwischen Einflussvariablen und (4) Unsicherheit und Heterogenität bezüglich der zugrundeliegenden Daten. Bewertungsmethoden auf der Basis Bayes´scher Netze hingegen greifen Unsicherheiten explizit auf und könnten daher verstärkt im Bereich der Entwicklung neuer Umwelttechnologien und der wasserwirtschaftlichen Infrastrukturplanung angewendet werden. Welche spezifischen Vor- und Nachteile diese Methode jedoch tatsächlich für die relevanten Entscheidungsträger in diesem Anwendungsbereich haben, ist momentan noch unzureichend untersucht und wird im Rahmen der Arbeit anhand einer konkreten Fallstudie analysiert und diskutiert. Dazu wurde ein Bewertungsmodell konzipiert, für das awaregio-System parametrisiert und für einen spezifischen regionalen Anwendungskontext – der Bewässerung von Energieholzplantagen in Sachsen - ausgelegt. Neben dem angesprochenen Bewertungsmodell soll in der Promotion ein systematischer Überblick von Unsicherheiten in Zusammenhang mit der Technologieentwicklung und Infrastrukturplanung gegeben sowie auf Aspekte zur Kommunikation und Visualisierung der Modellergebnisse eingegangen werden.

Wie die Kosten werden auch die erzielbaren Erlöse und deren Entwicklung von einer Vielzahl an Faktoren beeinflusst, deren Vorhersage mit entsprechenden Unsicherheiten behaftet ist. Eine entsprechende Untersuchung wurde im Projekt exemplarisch für die Entwicklung des Preises für Holzhackschnitzel durchgeführt.

6.2.6 Identifikation von Absatzmärkten

6.2.6.1 Prüfung der technischen Eignung

Die technische Eignung lässt sich folgendermaßen charakterisieren:

- Mit unterschiedlichen Teilkomponenten Anpassung an verschiedene Anforderungen an Ablaufqualität und Reuse-Wasserqualität möglich.
- In Deutschland / Mitteleuropa Anwendung bevorzugt für Reuse zum Anbau von Energiepflanzen und Nahrungspflanzen, die nicht roh verzehrt werden.
- Ggf. weitere nicht landwirtschaftliche Anwendungen realisierbar.
- Gewinnung von sehr wertvollen Erfahrungswerten aus der Erprobung von selten genutzten und innovativen technischen Komponenten der primären Reinigung.
- Sekundäre Aufbereitung für Reuse mit verschiedenen Verfahren machbar, besonders interessant Bodenfilter und Niederdruck RO.
- Erprobte Primärreinigung und Bodenfilter erlauben Reuse-Qualität mindestens für Klasse D (nach EU (s. Europäische Kommission 2018a)) bei minimalem Energie + Betriebsaufwand.

- Primärreinigung mit Niederdruck RO erzeugt universell einsetzbares salzarmes, hygienisiertes Wasser ca. mit dem Energieaufwand einer konventionellen Belebungsanlage.
- Je nach Anforderungen aus verfahrenstechnischem „Baukasten“ optimale Verfahrenskonfiguration herstellbar.

6.2.6.2 Prüfung der wirtschaftlichen und sozioökonomischen Eignung

Die Entwicklung und Untersuchung des awaregio-Verfahrensansatzes beruht auf der Erkenntnis, dass eine gegenüber herkömmlichen Abwasserbehandlungskonzepten deutlich verbesserte Energie- und Kosteneffizienz bei wartungsarmem Betrieb möglich ist. Es wird davon ausgegangen, dass die Nachfrage nach für die angestrebte Nutzung qualitativ geeignetem Wasser weltweit zunehmen wird. Auch in Deutschland zeigte sich, das klimatische Veränderungen zeitlich und räumlich begrenzt zu Nutzungskonflikten um die Ressource Wasser bzw. Ernteeinbußen bei der Landwirtschaft und Waldschäden führen können. Wasserwiederverwendung könnte somit zukünftig eine bedeutendere Rolle im regionalen und betrieblich/landwirtschaftlichen Wasserressourcenmanagement spielen.

Es konnte gezeigt werden, dass mit dem verfahrenstechnischen Ansatz von awaregio *Produkte und Leistungen* im Bereich Wasserwiederverwendung (perspektivisch auch Nährstoffrückgewinnung) generiert werden können, *Kunden und Zielgruppen* für diese Produkte und Leistungen existieren, *der Markt und die Branche* im Hinblick auf die Wasserwirtschaft insbesondere in Deutschland für die Thematik Wasserwiederverwendung jedoch erst vorbereitet und Akzeptanz geschaffen werden muss. Anbietende Firmen/*Wettbewerber* konzentrieren sich bisher vor allem auf einzelne Bausteine/Module des Awaregio-Konzeptes. Anbieter entsprechender Gesamtsysteme fehlen ebenso wie Systembetreiber.

Die wirtschaftliche Vorteilhaftigkeit (auch national) war bedingt darstellbar, ist jedoch stark vom Anwendungskontext abhängig. Eine generelle Aussage zur Benennung von Anwendungsfeldern, bei denen awaregio einen generellen Vorteil gegenüber anderen Konzepten besitzt, kann nach bisherigen Ergebnissen nicht abgeleitet werden.

Die starke Abhängigkeit vom Anwendungsfall und den jeweiligen spezifischen Rahmenbedingungen in Kombination mit derzeit fehlenden Systembetreibern sowie Defiziten in Know-How und Vernetzung unterstreichen den Bedarf an praxistauglichen, methodischen Hilfsmitteln, die interessierten Akteuren eine Bewertung der Implementierung einer Wasserwiederverwendung erleichtern.

Die Erhöhung der Transparenz komplexer und kontextspezifischer Kosten-Nutzen-Relationen liefert nicht nur wichtige Informationen für Bewirtschaftungs- und Betreiberkonzepte auf betrieblicher Ebene. Sie bildet auch die Grundlage für die Weiterentwicklung des regionalen Wasserressourcenmanagements.

Grundsätzlich konnten verschiedene Anwendungsmöglichkeiten aufgezeigt werden. Viele Anwendungsgebiete wie Renaturierung, multifunktionale Infrastruktursysteme, Bewirtschaftung von Park- und Grünflächen sind noch nicht erschlossen. Die planerisch-organisatorische Umsetzung ist ebenso wie die Wirtschaftlichkeitsbetrachtungen komplex bzw. sind Transformationsprozesse anzustoßen und zu durchlaufen.

Nicht Gegenstand der Untersuchungen im Rahmen des Projekts waren angepasste Strategien und Vorgehensweisen bzgl. Risikomanagement und Monitoring. Für Wasserwiederverwendungen existieren hierzu noch keine allgemein anerkannten Standards (UBA 2017). Damit verbundene Kosten wurden nicht näher betrachtet.

National scheint ein begrenztes Marktpotenzial zu existieren. Für dessen Erschließung bedarf es Maßnahmen zur Verbesserung der Akzeptanz und der stärkeren Vernetzung bzw. dem gezielten Aufbau von Kooperationen zwischen wirtschaftlich agierenden Akteuren, deren Leistungsbereitstellung bisher unabhängig voneinander verlief. Wichtig ist die Adaption des awaregio-Konzeptes und des zugehörigen Betreibermodells an die jeweilige Anwendungssituation. Dies gilt in ähnlicher Weise auch international. Marktpotenzial im Bereich Export ist darstellbar, je nach Zielregion die Konkurrenz durch andere Anbieter jedoch unterschiedlich.

Die Wiederverwendung von Wasser, Nährstoffen und Energie aus Abwasser wird national wie international weiter an Bedeutung gewinnen. Diesbezügliche Marktpotenziale gilt es erst noch zu erschließen. Inwiefern die Bereitstellung von Leistungen der Daseinsvorsorge im Bereich der Abwasserentsorgung kosteneffizienter im Vergleich zu konventionellen Konzepten möglich ist, hängt von den fallspezifischen Rahmenbedingungen ab. Mit awaregio werden aber in jedem Fall neue Varianten und Möglichkeiten der lokalen und regionalen Bewirtschaftung von Wasserressourcen eröffnet, die bestehende Wertschöpfungspotenziale stärken und neue ermöglichen können. Die Stärkung der international tätigen KMU in der Wasserwirtschaft ist positiv zu bewerten. Deutlich wird aber auch, dass neben der Stärkung des Know-hows und der Innovationstätigkeit der KMU, ein Ausbau der Wertschöpfungsnetzwerke notwendig ist, um die anwendungsspezifischen Marktpotenziale (international aber auch in vom Strukturwandel betroffenen Gebieten) zu erschließen. Daraus ließen sich auch Beschäftigungseffekte generieren. Eine genauere Charakterisierung oder gar Quantifizierung ist hier jedoch nicht möglich bzw. wäre mit enormen Unsicherheiten behaftet.

7 ARBEITSBEREICH E: VERWERTUNG

7.1 Strukturwandel und Arbeitsmarkt in Deutschland

7.1.1 Strukturwandel

Eine Diversifizierung der regionalen Wirtschaft ist insbesondere in strukturschwachen Regionen als wesentliche Antriebskraft zur Anpassung an den zukünftigen Strukturwandel zu sehen. Dabei bietet neue, dezentrale Technologie u. a. die Chance, den Agrarsektor zu diversifizieren und so die Wirtschaftskraft, die infrastrukturelle Vernetzung und Wettbewerbsfähigkeit ländlicher Räume zu stärken.

Die Untersuchungsergebnisse erlauben erste Hinweise auf mögliche, neue Bewirtschaftungspfade. Eine Exploration auf regionaler Ebene war zum derzeitigen Kenntnis- und Entwicklungsstand jedoch nicht möglich. Die Durchführung des Fachsymposiums in Leipzig diente dem Wissenstransfer und der Vernetzung zur Thematik mit identifizierten, relevanten Akteuren aus dem Raum Mitteldeutschland und angrenzender Bundesländer. Umsetzungsmöglichkeiten und weitergehende Erfahrungen wurden mit Vertretern der städtischen und der Landesebene, KMU und anderen Forschungseinrichtungen diskutiert. Der Austausch mit diesen Akteuren wird über die Projektlaufzeit fortgesetzt. So werden weiterhin Gespräche mit Zweckverbänden, potenziellen Nutzern sowie der Länderebene (insbesondere Sachsen und Thüringen) bzgl. der Anpassung des regionalen Wasserressourcenmanagements geführt.

Die Wirtschaftlichkeit ist in Verbindung mit konkreten Betreibermodellen der Konzeption einer Wasserwiederverwendung (bzw. Wiederverwendung von Wasser, Nährstoffen und Energie aus Abwasser) zu betrachten. Für die Weiterentwicklung des awaregio-Konzeptes im Sinne einer Produktentwicklung sind die Anforderungen potenzieller Nutzer und der Anwendungsumgebung (u.a. rechtliche, klimatische, topografische, wasserwirtschaftliche und infrastrukturelle Rahmenbedingungen vor Ort) sowie deren Bedeutung für die bau- und verfahrenstechnische Gestaltung näher zu untersuchen. Die Marktchancen hängen schließlich neben der Akzeptanz und der Passfähigkeit des Konzeptes für den Nutzer vom Vorhandensein eines Betreibers ab. Ein funktionierendes Betreibermodell wird sich nur aufzeigen lassen, wenn entsprechende Kosten-Nutzen-Relationen und –Verteilungen auf involvierte Akteure darstellbar sind.

Die aktive Gestaltung des Strukturwandels in einer Region bedarf verschiedener Aktivitäten in den Bereichen:

- Zusammenarbeit zwischen Wissenschaft, Wirtschaft und Gesellschaft,
- Stärkung der Innovationsfähigkeit von Unternehmen bzw. aller Akteure sowie
- Fachkräftesicherung.

Auf wissenschaftlicher Seite gilt es die vorhandenen Kompetenzen und Erfahrungen zur Rückgewinnung von Wasser, Nährstoffen und Energie aus Abwasser zusammenzuführen und einem breiten Publikum zielgruppengerecht verfügbar zu machen.

7.1.2 Arbeitsmarktperspektive

Der sog. GreenTec-Branche (Umwelttechnik und Ressourceneffizienz) wird in BMU 2018 ein Anteil am Bruttoinlandsprodukt (BIP) national von 15% (2016) bzw. 19% (2019) zugerechnet. Es wird ferner von einem Marktvolumen in 2016 in Deutschland von 347 Milliarden Euro, davon 28 Milliarden für den GreenTec-Leitmarkt „Nachhaltige Wasserwirtschaft“ ausgegangen. Global stehen dem 3.214 Milliarden Euro, davon 667 Milliarden im Bereich „Nachhaltige Wasserwirtschaft“ gegenüber. Dabei wird von einem weiteren Wachstum dieser Branche ausgegangen mit weltweit durchschnittlich 6,9% pro Jahr bis 2025 (national 8,8%). (Bundesministerium für Umwelt, Naturschutz und nukleare Sicherheit (BMU) (2018)) Dabei ist derzeit von ca. 80.000 Beschäftigten in der Wasserver- und Abwasserentsorgung (ohne Baugewerbe, Planungs- und Ingenieurdienstleistungen) auszugehen (Statistisches Bundesamt 2019a).

Um die Auswirkungen konzeptioneller Ansätze der Wiederverwendung von Wasser, Nährstoffen und Energie aus Abwasser auf den Arbeitsmarkt weitergehend abschätzen zu können, fanden auch zu diesem Thema zu den Symposia in Köln und Leipzig Stakeholderdialoge statt. Diskutiert wurde u.a. die Frage, ob und wie neue Beschäftigungschancen in blauen bzw. grünen Berufen dazu beitragen können, gut ausgebildete Kräfte in einer Region zu halten.

Die Diskussion sollte dazu beitragen zwei Leitfragen zu beantworten:

- Welche Einflüsse auf den Arbeitsmarkt, insbesondere in strukturschwachen Regionen können erwartet werden?
  - Anzahl der Beschäftigten,
  - notwendige Qualifikation der Beschäftigten,
  - Schnittstellen zu anderen Sektoren / Märkten / Technologielinien (2),
  - Sonstige?
- Welcher Handlungsbedarf kann formuliert werden?
  - Sicherung des Qualifikationsniveaus,
  - Förderung neuer, grüner Berufsbilder (1),
  - Auf-/Ausbau nationaler Exzellenz im Bereich Umwelttechnologie,
  - F&E,
  - Vernetzung und Kooperation (3),
  - Sonstige?

Die Diskussion wurde in die drei Blöcke (1) Förderung neuer, grüner Berufsbilder, (2) Schnittstellen zu anderen Sektoren / Märkten / Technologielinien und (3) Vernetzung und Kooperation

unterteilt und erbrachte folgende Diskussionsbeiträge: (Auszug Meinungsbild, keine repräsentative Erhebung)

- Für den Betrieb der Aufbereitungsanlagen wird von den Abwasserzweckverbänden nicht von einem Mehrbedarf an Personal ausgegangen. Auch eine angemessene Qualifikation des technischen Personals sei national gegeben.
- Personalbedarf wird sowohl quantitativ als auch qualitativ im Bereich Vertrieb sowie technische und organisatorische Realisierung der Verteilung des aufbereiteten Wassers zum Nutzer gesehen.
- Qualifikationsbedarf wird im Bereich Hygiene benannt. Dieses Thema spiele in der abwasserbezogenen Ausbildung bisher kaum eine Rolle.
- Die Umsetzung von Konzepten wie awaregio erfordere ein breites verfahrenstechnisches Wissen, dies sei ggf. nicht vollumfänglich verfügbar. So wird Beratungsbedarf bzgl. der Entwicklung von Gesamtkonzepten, Betreiber- und Geschäftsmodellen gesehen.
- Gesamtsystemanbieter und –betreiber würden am Markt fehlen.
- Wenig Erfahrung bestünde außerdem im Bereich ökotoxikologische Analytik.
- Es wurde auch hier die Bedeutung und Notwendigkeit des Aufbaus von neuen Wertschöpfungsnetzwerken und des Erfahrungsaustausches mit Akteuren angeregt, die bereits ähnliche Produkte erzeugen und vermarkten, um den Kundennutzen bestmöglich zu adressieren und neue Wertschöpfungspotenziale auch tatsächlich heben zu können.
- Auch eine frühzeitige Integration fachlicher Aspekte eines kreislauforientierten Wasserressourcenmanagements ins Bildungssystem wurde angeregt.
- Insgesamt scheinen für eine stärkere Verbreitung des awaregio-Konzeptes bzw. Verwertungskonzepten für zurückgewonnene Stoffströme strukturelle und prozessuale Veränderungen notwendig, deren Aufbau (wenn überhaupt) erst am Anfang steht.

7.2 Verwertung in der Qualitätsüberwachung

7.2.1 Potenzial chemischer Monitoringstrategien

Im Zuge des Monitorings zur Beurteilung der Effizienz der Module wurden sowohl Punktproben als auch Passivsammler eingesetzt. Während die Punktproben nur eine Momentaufnahme darstellen, kann mit Hilfe der Passivsammler eine zeitlich-integrative Bewertung vorgenommen werden. Beide Methoden zeigten sich innerhalb des Projektes zur Beurteilung der Reinigungsleistung geeignet, wobei die Passivsammler ein leicht differenzierteres Bild wiedergaben. Insgesamt zeigte sich, dass nur die Umkehrosmose einen ausreichenden Rückhalt für die polaren und persistenten Zielsubstanzen erzielte – einzig für 1H-Benzotriazol war die Reinigungsleistung der RO unzureichend (< 50 %).

Ein Ziel des Projektes ist es das Potenzial des chemischen Monitorings für den kommerziellen Einsatz in unterschiedlichen Szenarien zu bewerten. Die unterschiedlichen Bestandteile der im Projekt genutzten Monitoringstrategie befinden sich jedoch in unterschiedlichen Entwicklungsstadien (Tabelle 7-1), weswegen im Folgenden das Potenzial der einzelnen Methoden eruiert werden soll. Einige dieser Methoden sind bereits gut etabliert und getestet (z.B. die Punktprobenentnahme und die chemisch analytischen Methoden), während andere noch in der besser etabliert und standardisiert werden müssen (z.B. die passive Probenahme).

Tabelle 7-1: Potenzial und Entwicklungsstadium (TRL; Technologie-Reifegrad) des chemischen Monitorings für den kommerziellen Einsatz in unterschiedlichen Szenarien.

	Entwicklungsstufe	Kommerzielles Potenzial	Anmerkungen
Punktproben	TRL 9: Qualifiziertes System mit Nachweis des erfolgreichen Einsatzes	Zu spät	• Weltweit etablierter Ansatz zur Wasserüberwachung
Passive Probenahme	TRL 6: Prototypen in relevanten Einsatzumgebungen getestet	Zu früh	• Standards für monophasige Passivsammler existieren • Standardisiertes Format für polare Verbindungen bis jetzt noch nicht etabliert • Als unterstützender Ansatz für Probenahmekonzepte im regulatorischen Kontext erwähnt (z.B. EU WFD (EU 2000)) • Unsicherheiten bei der Kalibrierung der Sammler zur Berechnung der frei gelösten Konzentrationen • Verbindung mit biologischen Testsystemen erst in der Konzeptionsphase
Chemische Analyse	TRL 9: Qualifiziertes System mit Nachweis des erfolgreichen Einsatzes	Zu spät	• Validierte analytische Methoden mit breiter Verfügbarkeit in zertifizierten kommerziellen Laboren

Jedoch bietet die passive Probenahme das Potenzial Limitierungen bestehender Methoden durch niedrigere Detektionsgrenzen und die Möglichkeit einer Verbindung der gesammelten Mischungen an organischen Spurenstoffen mit chemischen und biologischen Analysemethoden zu überbrücken. Bevor dies jedoch verwirklicht werden kann besteht noch die Anforderung an eine Identifizierung und Standardisierung der geeignetsten Ansätze und Formate für die passive Probenahme.

Die grundsätzliche Einsetzbarkeit der Technologien ist damit für die Qualitätsüberwachung und die grundsätzliche chemische Analytik gegeben, für einen kommerziellen Rahmen ist jedoch die Nutzung von Passivsammlern aufgrund der fehlenden Standardisierung nicht geben. Im Hinblick auf die Praktikabilität besteht bei allen Methoden und Technologien die große

Hürde in den ggf. hohen Anforderungen an die analytische Grundausstattung, die zur Qualitätsüberwachung notwendig wäre. Diese kann je nach Einsatzbereich und der zu überwachenden Substanzen gerade in Entwicklungs- und Schwellenländern nicht gegeben sein.

7.2.2 Anwendbarkeit ökotoxikologischer Biotestbatterien

Im awaregio-Projekt wurde eine Biotestbatterie angewandt, um alle möglichen Schadwirkungen (akute und Mechanismus-spezifische Effekte) detektieren zu können, die durch Mikroschadstoffe in den verschieden aufbereiteten Abwasserproben ausgelöst werden können. Auf diese Weise konnte nachgewiesen werden, dass die angewandten Biotests in der Lage sind Effekte in der Pilotanlage zu detektieren. Die doch sehr unterschiedlich ausfallenden Ergebnisse verdeutlichen dabei die Notwendigkeit eine Biotestbatterie anzuwenden, da alleine aufgrund eines Toxizitätstests an nur einem einzelnen Organismus es nicht möglich ist die gesamte Schadwirkung zu erfassen (Amler et al. 2017; RiSKWa 2016; Wernersson et al. 2015). Dafür ist immer eine Kombination mehrerer Biotests, eine sogenannte Biotestbatterie, notwendig. In einer Biotestbatterie ist es zudem sinnvoll, akute, chronische und Mechanismus-spezifische Untersuchungen mit einzubeziehen. Die Vorteile von *in vitro*-Tests für die Abwasserbewertung bestehen darin, dass die Tests sensitiv, spezifisch für einen gegebenen Wirkmechanismus sowie einfach und kostengünstig anzuwenden und damit für Routineuntersuchungen geeignet sind, was gerade für die Anwendbarkeit in Schwellen –und Entwicklungsländer von Vorteil ist. Andererseits ist die ökologische Relevanz der Befunde von *in vitro*-Tests geringer, da lediglich Wirkpotenziale, aber keine Effekte in ganzen Organismen erfasst werden. Dagegen geben *in vivo* und *in situ*-Untersuchungen die Möglichkeit, umweltrelevante und realistische Szenarien abzubilden, die ebenfalls extrinsische Faktoren der Umwelt mit einbeziehen, was durch die Testung von nur *in vitro*-Methoden so nicht möglich wäre.

In diesem Zusammenhang wurden im Projekt sowohl die akute Toxizität mittels Algen, Daphnien und Fischembryonen sowie Biomarkeruntersuchungen im afrikanischen Wels implementiert. Dabei zeigte sich vor allem bei den Untersuchungen des afrikanischen Welses, dass dieser als Modellorganismus durchaus geeignet ist Effekte aus der Aquaponik-Anlage zu detektieren. Allerdings muss an dieser Stelle erwähnt werden, dass solche Biomarkeruntersuchungen sehr aufwendig und kostenintensiv sind. Zudem ist viel Expertise hinsichtlich der Entwicklungsbiologie, Organaufbau und Reproduktion notwendig, um die Untersuchungen durchführen und die Daten anschließend auswerten zu können. Daher wird es als kritisch angesehen Biomarkeruntersuchungen als Routineuntersuchung in Schwellen- und Entwicklungsländer zu implementieren.

Insgesamt konnte nachgewiesen werden, dass die Untersuchungen des endokrinen Potenzials in den verschiedenen Proben der Reinigungsmodule die größte Relevanz zeigten. Hier konnte neben den Effekten der Zulaufprobe sowohl östrogenes und teilweise auch androgenes Potenzial in den Proben der Reinigungsmodule der Primärreinigung, des Bodenfilters, des UV-

Treatments und der Ultrafiltration festgestellt werden. Allerdings zeigte ebenfalls die aquatische Trias aus Daphnie, Alge und Fischembryonen sich als geeignet, um die akut toxischen Potenziale von Mikroschadstoffen detektieren zu können. Dabei kann besonders die Untersuchung der teratogenen und embryotoxischen Effekte im Zebrabärbling neben der Mortalität noch eine Reihe an subletaler Effekte nachweisen, die dann wiederum Hinweise auf Mechanismus-spezifische Effekte (wie Dioxin-ähnliche Belastung durch Beeinträchtigung des Herz-Kreislaufsystems) geben können. Zudem sind die genannten Biotests in der Lage Effekte zu detektieren, die in der routinemäßigen chemischen Analyse nicht nachweisbar sind (zu hohe Nachweisgrenzen). Vor allem endokrin wirkende Mikroschadstoffe sind bereits im unteren ng/L-Bereich in der Lage Effekte auf Populationsebene auszulösen, die in der chemischen Analytik so nicht nachweisbar sind. Die hier beschriebenen Biotests sind leicht zu erlernen und anzuwenden und zudem nicht besonders kostenintensiv, was sie zu geeigneten Testsystemen auch in Schwellen- und Entwicklungsländer macht.

7.3 Verwertung in der Internationalen Zusammenarbeit: Folgevorhaben in Tunesien

FiW e.V. konnte in Zusammenarbeit mit TUG den Transfer und Verwertung der in Deutschland erarbeiteten Forschungsergebnisse in semiaride Regionen Tunesiens initiieren. Gemeinsam mit dem tunesischen Forschungspartner CERTE (Centre des Recherches et des Technologies des Eaux), sowie dem tunesischen Startup „Art des Jardins“ gelang es im Rahmen des bilateralen Forschungsprogramm TUNGER2+2, finanziert durch das deutsche (BMBF) sowie das tunesische Forschungsministerium (MESRS), das auf drei Jahre angelegte Projekt im September 2019 an den Start zu bringen.

Pilotanlage in Tunesien - Entsalzung und Aquaponik im Fokus

In WaterReTUNe werden innovative Technologien zur Nachbehandlung und Verwertung von biologisch gereinigtem Kläranlagenablauf entwickelt und in Tunesien demonstriert. Ziel ist es, mittels Kombination aus Nature Based Solutions (NBS), einem Membranbehandlungssystem zur Produktion von hochwertigem Reuse-Wasser, innovativer Sole-Behandlung zur Nährstoffrückgewinnung sowie einer kreislaufgeführten low-tech Aquaponik-Produktion eine Prozesskette zur diversifizierten landwirtschaftlichen Verwertung von gereinigtem Abwasser in Tunesien zu erschließen.

Zu Projektbeginn wurde auf der awaregio-Pilotanlage ein zweiwöchiger Workshop mit den tunisischen Projektpartnern durchgeführt, in dem die Grundlagen für die Entwicklung eines an tunesische Bedingungen angepasstes Technologie-Konzepts gelegt wurden. Dieses soll im Jahr 2020 als WaterReTUNe-Pilotanlage auf dem Versuchsgelände der tunesischen Partner an ein bestehendes NBS-System errichtet werden.

Bilaterale Innovationsforen - Strategie zur Förderung der Wasserwiederverwendung in Tunesien

Im Rahmen von Innovationsforen werden die etablierten Netzwerke der Forschungspartner FiW und CERTE mit den aufstrebenden Netzwerken der Wirtschaftspartner TUG und l'Art des Jardins verknüpft. Zusammen mit Vertretern aus Wissenschaft, Politik, Wirtschaft und Gesellschaft wird ein Aktionsplan zur wirtschaftlichen und strukturellen Verstetigung des Projektansatzes im Hinblick auf den für die Daseinsvorsorge und Umweltschutz im Maghreb wichtigen Ausbau sicherer Techniken für die Wiederverwendung von gereinigtem Abwasser erarbeitet.

Die Aussicht auf die konkrete Verwertung der Projektergebnisse wird durch die Einbindung des nationalen tunesischen Abwasserverbands ONAS, des nationalen landwirtschaftlichen Instituts INAT sowie der breit vernetzten NGO GDA Sidi Amor als assoziierte Projektpartner untermauert. Das FiW wirkt neben der fachlichen Bearbeitung auch als Koordinator des Gesamtprojekts.

7.4 Veröffentlichungen und Präsentationen

Francik, H. (2019): Prospektive Bewertung innovativer Technologien zur Wiederverwendung kommunaler Abwässer anhand von Bayes´schen Netzen. Konferenz Kommunales Infrastruktur-Management (KIM), Berlin, 26. September 2019.

Francik, H. (in Bearbeitung): Entwicklung und Erprobung eines Modells zur regionalen Bewertung von innovativen Wasserrecyclingtechnologien. Dissertation. Wirtschaftswissenschaftliche Fakultät, Institut für Infrastruktur und Ressourcenmanagement, Universität Leipzig.

Kämpfer, D., Leibner, A., Radi, M., Schiwy, S., Henner, H., Smith, K.E.C., Schäffer, A. (2019): Removal of trace substances using a modular WWTP – evaluation of the purification performance through different treatment options. 26.-30. Mai 2019, Helsinki, Finnland, SETAC Europe 29te Jahrestagung.

Kämpfer, D., Seiler, T.-B., Henner, H., Smith, K.E.C., Schäffer, A. (2018): Passive dosing of polar and non-polar substances using Oasis HLB® – Pre-equilibration of media for transferring mixtures. 13.-17. Mai 2018, Rom, Italien, SETAC Europe 28te Jahrestagung.

Kämpfer, D., Nowak. A., Henner, H., Smith, K.E.C., Schäffer, A. (2018): Bioconcentration of micropollutants in hydroponic plants: Uptake and metabolism of the antibiotic sulfamethoxazole in Raphanus sativus var. sativus. 04.-06. September 2018, Münster, Deutschland, SETAC GLB 23te Jahrestagung.

Lautenschläger, S. und Hedrich, M. (Institut für Infrastruktur und Ressourcenmanagement, Universität Leipzig, Leipzig) (2019): Modulare Abwasseraufbereitung zum Recycling von Wasser, Nährstoffen und Energie als Chance für kleine und mittlere Unternehmen im regionalen Strukturwandel. Vortrag und Artikel zum 6. Internationalen Symposium RE-WATER Braunschweig am 20. und 21. Februar 2019 in Braunschweig.

Nawrath, F. (2019): awaregio — Abwasserreinigungsverfahren im regionalen Strukturwandel. Projektdokumentation produziert am FiW e.V., Aachen https://www.youtube.com/watch?v=LOtvxSSjEq0

Riße, H. (2019): Beitrag und Interview in der WDR Lokalzeit Aachen am 19.08.2019 und WDR Lokalzeit Duisburg am 23.08.2019

Riße, H., Breuer, T., Kieseler, J., Schiwy, S., Lautenschläger, S., Reiter, J. (2019): awaregio – Modular wastewater treatment processes for the reuse of wastewater, nutrients and

energy, 12th IWA International Conference on Water Reclamation and Reuse, 16.-20.7.2019, Berlin, Book of Abstracts S. 488 - 491

Riße, H. und Kühn, W. (2019): Untersuchungen zur anaeroben Vorbehandlung industriell geprägter Abwässer, in: Gewässerschutz – Wasser – Abwasser Band 250, Tagungsband zur 52. Essener Tagung für Wasserwirtschaft, S. 33/1 bis 33/13, Hrsg.: J.Pinnekamp, Aachen: Gesellschaft zur Förderung des Instituts für Siedlungswasserwirtschaft an der RWTH Aachen

Riße, H., Pinnekamp, J. et al. (2019): Symposium zur Wiederverwendung von weitergehend gereinigtem Abwasser in Deutschland und der internationalen Zusammenarbeit, Ergebnisse aus dem BMBF-Vorhaben awaregio und verwandter Projekte, 4.7.2019, Köln Maternushaus

Schiwy, S., D. Kämpfer, C. Bertold, T. Brüggen, J. Dautz, J. Dinske, M. Hedrich, H. Heetjans, R. Holländer, J. Kieseler, T. Koch, W. Kuehn, S. Lautenschläger, S. Richter, H. Riße, A. Schäffer, K. Smith, U. Wingen, H. Hollert (2018): awaregio – Modulare Abwasserreinigungsverfahren zur Wiederverwendung von Wasser, Nährstoffen und Energie für kleine kleine und mittlere Unternehmen im regionalen Strukturwandel. 23. SETAC-GLB-Tagung, Posterpräsentation

Schiwy, S., D. Kämpfer, K. Smith, A. Schäffer, H. Hollert: Awaregio - ökotoxikologische Untersuchungen verschiedener Abwasserreinigungsmodule.Symposium zur Wiederverwendung von weitergehend gereinigtem Abwasser in Deutschland und der internationalen Zusammenarbeit, Ergebnisse aus dem BMBF-Vorhaben awaregio und verwandter Projekte, 4.7.2019, Köln Maternushaus

Abbildung 7-1: Einladung und Programm des awaregio-Ergebnissymposiums „Wiederverwendung von weitergehend gereinigtem Abwasser in Deutschland und in der internationalen Zusammenarbeit“ am 04.07.2019 in Köln.

www.awaregio.net

awaregio
Abwasserreinigungsverfahren im regionalen Strukturwandel

EINLADUNG & PROGRAMM

Wiederverwendung von weitergehend gereinigtem Abwasser in Deutschland und in der internationalen Zusammenarbeit

Ergebnisse aus dem BMBF-Vorhaben awaregio und verwandter Projekte

4. Juli 2019 / 9:30 – 16:00 Uhr / Maternushaus Köln

INFOS ZUR VERANSTALTUNG

Über die Veranstaltung

Nach 7,5 Jahren in dem BMBF geförderten Pilotprojekt awaregio laden das FiW und seine Verbundpartner Sie herzlich zu einer Vorstellung und Diskussion der Forschungsergebnisse aus awaregio sowie der thematisch verwandten BMBF Projekten MULTI ReUse und HypoWave ein. Gemeinsam mit Ihnen wollen wir den Blick u. a. auf Anwendungschancen für Wasserwiederverwendung in der nationalen Praxis sowie im internationalen Bereich und den daraus resultierenden Geschäfts- und Arbeitsmarktchancen in strukturschwachen Regionen richten.

Weitere Informationen zu awaregio finden Sie auf unserer Projekt-Homepage www.awaregio.net

Termin

4. Juli 2019 / 9:30 – 16:00 Uhr

Veranstaltungsort

Maternushaus Köln / Kardinal-Frings-Str. 1 – 3 / 50668 Köln

Mit öffentlichen Verkehrsmitteln: Köln HBf: Von dort sind es nur 5 Minuten über die „Domprobst-Ketzer-Straße“ zum Maternushaus. Nächste U-Bahn-Haltestellen: Appellhofplatz und HBf-Köln

Parkmöglichkeiten bestehen in der hauseigenen Tiefgarage im Maternushaus mit 2 Ebenen (kostenpflichtig). Einfahrt „Auf dem Hunnenrücken“

Anmeldung

Forschungsinstitut für Wasser- und Abfallwirtschaft an der RWTH Aachen (FiW) e. V. / Thomas Breuer / 0241-80 2 68 41 / breuer@fiw.rwth-aachen.de

GEFÖRDERT VON

Bundesministerium für Bildung und Forschung

TAGESPROGRAMM

9:30 ERÖFFNUNG
9:30 Begrüßung und Einführung in den Tag
Dr.-Ing. Friedrich-Wilhelm Bolle, FiW
9:35 Status Quo der Wasserwiederverwendung
Univ.-Prof. Dr.-Ing. Johannes Pinnekamp, FiW
9:50 awaregio – Modulare Abwasserreinigungsverfahren zur Wiederverwendung von Wasser, Nährstoffen und Energie
Dr. Ing. Henry Riße, FiW
10:10 Relevanz aus Sicht der LINEG
Dr.-Ing. Wolfgang Kühn, LINEG
10:20 *Kaffeepause*
10:35 BLOCK 1: Nachreinigungsverfahren / Aufbereitung zur ReUse-Qualität
Moderation: Univ.-Prof. Dr.-Ing. Johannes Pinnekamp, FiW
10:35 awaregio – energie-, kosten- und wartungsarme Aufbereitung kommunaler Abwässer für die Wiederverwendung
Thomas Breuer, M.Sc.; Stella Nerri, B.Sc., FiW
10:50 awaregio – Nachbehandlung kommunaler Abwässer in einem System aus Ultrafiltration und Niederdruckumkehrosmose
Julius Kieseler, LINEG; Dr. Ing. Henry Riße, FiW
11:05 awaregio – Verwertung von aufbereitetem Wasser in der Aquaponik
M. Sc. Dipl.-Biol. Janine Dinske; Juliane Roth M. Sc., TERRA URBANA Umlandentwicklungsgesellschaft mbH i. Zossen
11:20 MULTI-ReUse – Ein modulares Konzept zur Aufbereitung kommunaler Kläranlagenabläufe für die industrielle oder landwirtschaftliche Wiederverwendung
Dr. Ing. Andreas Nahrstedt, RWW Zentrum Wasser
11:45 HypoWave – Hydroponische Systeme zur ressourcenefficienten Wasserwiederverwendung in der Landwirtschaft
Prof. Dr.-Ing. Thomas Dockhorn, TU Braunschweig, Institut für Siedlungswasserwirtschaft
12:10 Diskussion
12:30 *Mittagspause*
13:15 BLOCK 2: Analytik
Moderation: Dr. ac. Dipl.-Ing. Frank-Andreas Weber, FiW
13:15 awaregio – Verbleib organischer Spurenstoffe im Verlauf der modularen Abwasserreinigungsverfahren
Dr. Kilian Smith; David Kämpfer, M.Sc., RWTH Aachen University, Institut für Biologie V
13:30 awaregio – Ökotoxikologische Untersuchungen verschiedener Abwasserreinigungsmodule
Dr. rer. nat. Sabrina Schiwy, RWTH Aachen University, Institut für Biologie V
13:45 Diskussion
14:05 BLOCK 3: Verwertung
Moderation: Dr.-Ing. Friedrich-Wilhelm Bolle, FiW
14:05 awaregio – Prozessbilanzierung, Anwendungschancen der einzelnen Verfahrensschritte und sichtbare Anwendungsfelder
Dr.-Ing. Henry Riße, FiW; Mechthild Vossloh, B.Sc.; Patrick Wassenberg, B.Sc., FiW; Dr. Ing. Sabine Lautenschläger, Institut für Infrastruktur und Ressourcenmanagement (IIRM) der Universität Leipzig
14:25 awaregio – Anwendungsspezifische Bewertung und Einbindung in das Thema Strukturwandel
Henning Franck, M.Sc.; Dr.-Ing. Sabine Lautenschläger, Institut für Infrastruktur und Ressourcenmanagement (IIRM) der Universität Leipzig
14:45 Diskussion
15:00 *Kaffeepause*
15:15 WORLD-CAFÉ
1. Anwendungschancen für Wasserwiederverwendung in der internationalen Zusammenarbeit
Dr.-Ing. Friedrich-Wilhelm Bolle, FiW
2. Anwendungschancen für nicht-landwirtschaftliche Wasserwiederverwendung in Deutschland
Thomas Breuer, M.Sc.; Dr. ac. Dipl. Ing. Frank Andreas Weber, FiW
3. Technische Herausforderungen für die Einhaltung der vorgeschlagenen Mindestanforderungen für die landwirtschaftliche Bewässerung
Dr. Ing. Henry Riße, FiW
4. Arbeitsmarktperspektive durch Wasserwiederverwendung in strukturschwachen Gebieten
Dr. Ing. Sabine Lautenschläger, Institute für Infrastruktur und Ressourcenmanagements (IRM) der Universität Leipzig
15:45 Vorstellung Ergebnisse World-Café
15:55 SCHLUSSWORT
Dr. Ing. Friedrich-Wilhelm Bolle, FiW

© FiW e.V.

7.5 Betreute Abschlussarbeiten

Verfasser	Jahr	Titel	Lehrstuhl
Arens, Jennifer (B.Sc.)	2018	Begleitung der Inbetriebnahmephase eines Anaerobreaktors zur Behandlung kommunaler Abwässer	RWTH-ISA
Aschendorff, Michelle (M.Sc.)	2019	Behandlung des Konzentrats einer halbtechnischen Umkehrosmose-Versuchsanlage zum Abwasserrecycling	RWTH-ISA
Bellmann, A. (B.Sc.)	o.J.	Methoden zur Bewertung der Wirtschaftlichkeit von innovativen Abwassernutzungskonzepten am Beispiel der awaregio Pilotanlage	IIRM
Bello, Noemi (B.Sc.)	2018	Minimum Quality Requirements for Water Reuse in Agricultural Irrigation: A Review of Legislation in the European Union.	HRSW - KU
Bertold, Carolin (B.Sc.)	2018	In vitro Untersuchung der endokrinen Wirksamkeit verschiedener Klärstufen der Abwasserreinigungsanlage des awaregio Projekts	RWTH-BIOV
Brüggen, Thomas (B.Sc.)	2018	Untersuchung des akut toxischen Potentials verschiedener Reinigungsmodule der Pilotanlage awaregio auf Daphnien, Algen und Fischembtyonen	RWTH-BIOV
Bulle, Laura (B.Sc.)	2018	Behandlung des Ablaufes einer Anaerobstufe in einem System aus anoxischem Moving Bed Biofilm Reactor und aerobem Schüttbettfilter	RWTH-ISA
Chen, Wanzhen (M.Sc.)	2019	Nachbehandlung kommunaler Abwässer in einem System aus Bodenfilter und Niederdruckumkehrosmose	RWTH-ISA
Delpy, Carla (B.Sc.)	2019	Möglichkeiten der Wiederverwendung von vorgereinigtem Abwasser durch bewachsene Bodenfilter	RWTH-ISA
Enge, S. (B.Sc.)	2020	Normierungs- und Implementierungsansatz zur Umsetzung von Ökodesign in Unternehmen	IIRM
Fiedler, L. (M.Sc.)	2019	Bewertung und Anwendung einer multikriteriellen Methode zur Nachhaltigkeitsbewertung eines ressourcenorientierten Abwasserbehandlungssystems	IIRM
Kämpfer, David (M.Sc.)	2017	Passive Dosing eines breiten Spektrums an organischen Umweltschadstoffen: Prääquilibrierung des Mediums zur Kontrolle der Mischungsexposition während In-vitro-Bioassays	RWTH-BIOV
Kieseler, Julius (M.Sc.)	2019	Untersuchung zur Nachbehandlung kommunaler Abwässer in einem System aus Ultrafiltration und Niederdruckumkehrosmose	RWTH-ISA
Leibner, Anna (M.Sc.)	2019	Entwicklung einer in-vitro-Passive Dosing-Methode für ein breites Spektrum an Mikroschadstoffen mit einem Gleichgewichtssammler (Passivsampler) auf Basis von Oasis HLB	RWTH-BIOV

Mühne, Kristin (B.Sc.)	2019	Nutzungspotenziale von gereinigtem Abwasser in Deutschland	IIRM
Nern, Stella (B.Eng.)	2017	Aerobe Nachreinigung des Ablaufes einer Anaerobstufe in einem Sys-tem aus anoxischen MBBR und aerobem Schüttbettfilter	FH AACHEN
Nowak, Alina (B.Sc.)	2017	Biokonzentration von Mikroschadstoffen in Pflanzen unter hydroponischen Konditionen: Aufnahme und Metabolismus des Antibiotikums Sulfamethoxazol in Raphanus sativus var. Sativus	RWTH-BIOV
Pu, Zhao (B.Sc.)	2019	Impact of autoclaved raw and treated waste water on the growth of Legionella bacteria	HSRW - KU
Radi, Marijan (M.Sc.)	2019	Optimierung von Passivsammlern für ein breites Spektrum an polaren Umweltschadstoffen - Aufnahmekinetik und Sorptionseigenschaften von Metal-POCIS und Mixed-Polymer-Sammlern (MPS)	RWTH-BIOV
Ruland, Jennifer (M.Sc.)	2019	Untersuchung erweiterter Abwasserbehandlungsmethoden hinsichtlich der Elimination des endokrinen Potentials mit in vitro Testverfahren	RWTH-BIOV
Specker, Jan Christof (M.Sc.)	2020	Radioanalytische Untersuchung des Schicksals und Verhalten von Mikroschadstoffen in mit Biokohle angereicherten Bodenretentionsfiltern für die Abwasserreinigung	RWTH-BIOV
Überschär, Marc (B.Sc.)	2017	Potenziale für die Wiederverwendung von aufbereitetem Abwasser vor dem Hintergrund jeweiliger Mindestqualitätsanforderungen	RWTH-ISA
Wassenberg, Patrick (B.Eng.)	2019	Stoffliche Bilanzierung in der awaregio Forschungsanlage	WH
Zhang, Yingyun (B.Sc.)	2019	Comparison of the MPN Method (Legiolert™/Quanti-Tray®) for the Enumeration of Legionella in Wastewater to the Standard Cultivation Method According to ISO 11731	HSRW - KU

FH AACHEN:	Lehrstuhl für Siedlungswasserwirtschaft und Siedlungsabfallwirtschaft der FH Aachen
HSRW:	Fakultät Kommunikation und Umwelt der Hochschule Rhein-Waal
IIRM:	Institut für Infrastruktur und Ressourcenmanagement der Universität Leipzig
RWTH-ISA:	Lehrstuhl für Siedlungswasserwirtschaft und Siedlungsabfallwirtschaft der RWTH Aachen University
RWTH-BIOV:	Institut für Biologie V (Umweltforschung) der RWTH Aachen University
WH:	Fachbereich Maschinenbau und Facilities Management der Westfälischen Hochschule

7.6 Ausblick

In dem vom FiW koordinierten Vorhaben awaregio und weiterer in der Fördermaßnahme WavE geförderter Projekte wurde im Pilotmaßstab nachgewiesen, dass die Verwertung weitergehend gereinigter Abwässer für Anwendungen in der landwirtschaftlichen Bewässerung, Hydroponik und Fischzucht mit unterschiedlichen Qualitäten möglich ist. Es wurden sehr gute Erträge der angebauten Kulturen erbracht und keine nach bisherigen Erkenntnissen physiologisch wirksame Akkumulation der untersuchten Mikroverunreinigungen nachgewiesen.

Gleichzeitig wird nicht erst nach den trockenen Sommern 2018 und 2019 deutlich, dass für die breitere Wasserwiederverwendung in Mitteleuropa und in der MENA-Region besondere Herausforderungen zu meistern sind, die in der folgenden Abbildung in ihrer gegenseitigen Abhängigkeit dargestellt sind.

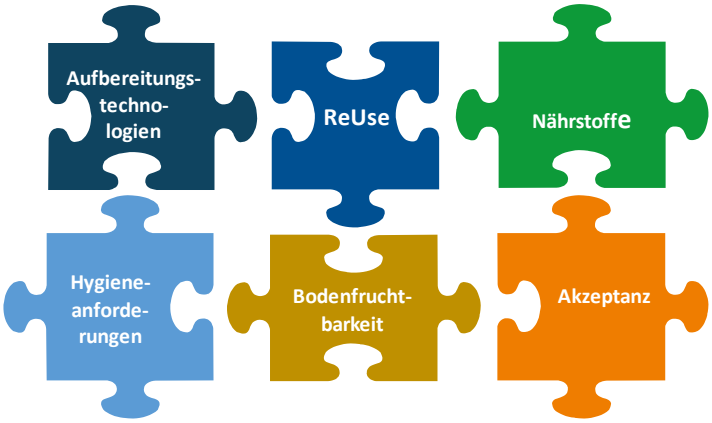


Abbildung 7-2: Herausforderungen und Abhängigkeiten bei der Wasserwiederverwendung

Auf den Ergebnissen des Projektes awaregio aufbauend bleiben weitere Herausforderungen im Bereich Hygiene, Bodenfruchtbarkeit, Aufbereitungstechnologien, Nährstoffe und Akzeptanz für die Wasserwiederverwendung insbesondere auch in der breiten Öffentlichkeit. Die Anforderungen aus den qualitativen Aufbereitungszielen vor der Wasserwiederverwendung z.B. in der Landwirtschaft sind dabei komplex, da nicht nur die chemisch-bakteriologischen Parameter eingehalten werden müssen, sondern auch nach dem Entwurf der EU-Verordnung COM (2018) 337 zur landwirtschaftlichen Bewässerung anspruchsvolle Auflagen bzgl. Validierungsüberwachung, Risikobewertung und -management gestellt werden. Zugleich gilt, dass die im Abwasser enthaltenen Nährstoffe und ggf. Wertstoffe möglichst weitgehend zurückgewonnen werden sollen. Für die Wasserwiederverwendung in der Landwirtschaft ist dabei bspw. ein optimaler Nährstoffgehalt im gereinigten Abwasser wünschenswert.

Toxikologische Untersuchungen der Wasserqualitäten und der erzeugten Produkte im Projekt awaregio zeigten, dass die Verwendung von weitergehend gereinigtem Abwasser mit unterschiedlichen Qualitäten möglich war, sehr gute Erträge der Kulturen und hohe Zuwachsleistungen der Fische erbrachte. Allerdings zeigte sich, dass die Einhaltung mikrobiologischer

Qualitätsparameter für anspruchsvolle Aufbringungsmethoden bzw. Kulturen zum Rohverzehr eine große Herausforderung darstellt, für die jedoch Lösungen gefunden werden können.

Die Verfügbarkeit von Wasser in ausreichender Menge und Beschaffenheit ist ein ganz entscheidender Faktor für Gesundheit und Wohlergehen, für nachhaltige Entwicklungsfähigkeit und eine lebensfreundliche intakte Umwelt. In weiten Teilen der Welt wird der Wasserstress durch Klimawandel, Bevölkerungswachstum und/oder steigenden Wasserbedarf für den primären und sekundären Sektor verschärft werden. Gerade vor diesem Hintergrund ergibt sich ein großer Bedarf für weitere Forschung und praxisnahe Entwicklungen im Bereich Wasserwiederverwendung.

8 LITERATUR

Abdel-Massih, R. M., Melki, P. N., Afif, C., Daoud, Z. (2013): Detection of genotoxicity in hospital wastewater of a developing country using SOS chromotest and Ames fluctuation test, In: Journal of Environmental Engineering & Ecological Science

AbwV (2004): Verordnung über Anforderungen an das Einleiten von Abwasser in Gewässer – AbwV (vom 17. Juni 2004, BGBl. I S. 1108, zuletzt geändert am 31. Juli 2009, BGBl. I S. 2585 (Inkrafttreten am 01.03.2010)

Alvarez, D. A., Petty, J. D., Huckins, J. N., Jones-Lepp, T. L., Getting, D. T., Goddard, J. P., Manahan, S. E. (2004): Development of a passive, in situ, integrative sampler for hydrophilic organic contaminants in aquatic environments, In: Environmental Toxicology and Chemistry, Vol. 23, S. 1640-1648.

Amler, K., Bensisek, M., Blaha, L., Fromm, J., Gallert, C., Giebner, S. Triebskorn, R. (2017): Weitergehende Abwasserreinigung: Ein wirksames und bezahlbares Instrument zur Vermeidung von Spurenstoffen und Keimen im Wasserkreislauf: Gemeinsamer Schlussbericht der vom Bundesministerium für Bildung und Forschung sowie vom Ministerium für Umwelt, Klima und EnergiewirtschaftBaden-Württemberg geförderten Projekte SchussenAktiv, SchussenAktivplus und SchussenAktivplus+, Okonsult GbR Stuttgart, Stuttgart.

AQUASTAT (o.J.), Food and Agriculture Organization of the United Nations (FAO) (Hrsg.), http://www.fao.org/nr/water/aquastat/water_use/index.stm (abgerufen am 24.09.2019).

Arens, J. (2018): Begleitung der Inbetriebnahmephase eines Anaerobreaktors zur Behandlung kommunaler Abwässer, Bachelorarbeit, Lehrstuhl für Siedlungswasser- und Siedlungsabfallwirtschaft, RWTH Aachen University

Aschendorff, M. (2019): Behandlung des Konzentrats einer halbtechnischen Umkehrosmose-Versuchsanlage zum Abwasserrecycling, Masterarbeit, Lehrstuhl für Siedlungswasser- und Siedlungsabfallwirtschaft, RWTH Aachen University, Aachen.

Bailly, E., Levi, Y., Karolak, S. (2013): Calibration and field evaluation of polar organic chemical integrative sampler (POCIS) for monitoring pharmaceuticals in hospital wastewater, In: Environmental pollution, Vol. 174, S. 100-105.

Barron, M. G., Heintz, R., und Rice, S. D. (2004): Relative potency of PAHs and heterocycles as aryl hydrocarbon receptor agonists in fish. Marine Environmental Research, 10.1016/j.marenvres.2004.03.001, 95–100.

BauO NRW (2018): Bauordnung für das Land Nordrhein-Westfalen (Landesbauordnung 2018 – BauO NRW 2018) vom 21.7.2018

Becker, D., Jekel, M., Nahrstedt, A., Drewes, J., E. (o.J.): Relevanz von Spurenstoffen in der Wasserwiederverwendung, Fact Sheet zum WavE-Querschnittsthema „Risikomanagement in der Wasserwiederverwendung“, https://www.bmbf-wave.de/_media/WavE_FactSheets_Spurenstoffe_Final.pdf.

Becker, R., Röhricht, C., Ruscher, K., Jäkel, K. (2014): Schnellwachsende Baumarten im Kurzumtrieb, Sächsisches Landesamt für Umwelt, Landwirtschaft und Geologie.

Behrens, A., Schirmer, K., Bols, N. C., Segner, H. (1998): Microassay for rapid measurement of 7-ethoxyresorufin-O-deethylase activity in intact fish hepatocytes, In: Marine Environmental Research, Vol. 46 (1-5), S. 369-373.

Belló, N. (2018): Minimum Quality Requirements for Water Reuse in Agricultural Irrigation: A Review of Legislation in the European Union, Bachelor Thesis, Faculty of Communication and Environment, Rhine-Waal University of Applied Sciences

Bergmann, A., Fohrmann, R., Weber, F.-A. (2011): Zusammenstellung von Monitoringdaten zu Umweltkonzentrationen von Arzneimitteln, UBA-Texte, Umweltbundesamt, Dessau-Roßlau.

Berliner Wasserbetriebe/Technische Universität München, Helmecke, Manuela (2019): Bewässerung mit aufbereitetem Wasser - Mögliche Risiken für Mensch und Umwelt, Vortrag im Rahmen einer Fortbildung für den öffentlichen Gesundheitsdienst am 12.04.2019 , Umweltbundesamt (Hrsg.), Online: https://www.bfr.bund.de/cm/343/bewaesserung-mit-aufbereitetem-wasser-moegliche-risiken-fuer-mensch-und-umwelt.pdf (abgerufen am 25.09.2019).

Berridge, M. V., Tan, A. S. (1993): Characterization of the Cellular Reduction of 3-(4,5-Dimethylthiazol-2-Yl)-2,5-Diphenyltetrazolium Bromide (Mtt) - Subcellular-Localization, Substrate Dependence, and Involvement of Mitochondrial Electron-Transport in Mtt Reduction, In: Archives of Biochemistry and Biophysics, Vol. 303 (2), S. 474-482.

Beveridge, R., Moss, T., Naumann, M. (2017): Sociospatial Understanding of Water Politics: Tracing the Multidimensionality of Water Reuse, In: Water Alternatives, Vol. 10(1), S. 22-40.

Billiard, S. M., Meyer, J. N., Wassenberg, D. M., Hodson, P. V., und Di Giulio, R. T. (2008): Nonadditive effects of PAHs on Early Vertebrate Development: Mechanisms and implications for risk assessment. Toxicological sciences: an official journal of the Society of Toxicology, 10.1093/toxsci/kfm303, 5–23.

Binelli, A., Cogni, D., Parolini, M., Riva, C., und Provini, A. (2009): *In vivo* experiments for the evaluation of genotoxic and cytotoxic effects of Triclosan in Zebra mussel hemocytes. Aquatic toxicology , 10.1016/j.aquatox.2008.11.008, 238–244.

BIO (2015): Optimising water reuse in the EU – Final report prepared for the European Commission (DG ENV), Part I., In: European Commission (2016): EU-level instruments on water reuse: Final report to support the Commission's Impact Assessment. Amec Foster Wheeler Environment & Infrastructure UK Ltd and IEEP, ACTeon, IMDEA and NTUA, Hrsg.: European Commission, https://ec.europa.eu/environment/water/blueprint/pdf/EU_level_instruments_on_water-2nd-IA_support-study_AMEC.pdf.

BMU/UBA (Hrsg.) (2017): Wasserwirtschaft in Deutschland. Grundlagen, Belastungen, Maßnahmen.Umweltbundesamt, Dessau-Roßlau.

Brack, W., Ait-Aissa, S., Altenburger, R., Cousins, I., Dulio, V., Escher, B., Focks, A., Ginebreda, A., Hering, D., Hilscherova, K., Hollender, J., Hollert, H., Kortenkamp, A., de Alda, M. L., Posthuma, L., Schymanski, E., Segner, H., Slobodnik, J. (2019): Let us empower the WFD to prevent risks of chemical pollution in European rivers and lakes, In: Environmental Sciences Europe, Vol. 31 (47)

Brinkmann, M., Hudjetz, S., Keiter, S., Seiler, T.-B., Wölz, J., Hallare, A. V., Hollert, H., Cofalla, C., Roger, S., Schüttrumpf, H., und Gerbersdorf, S. U. (2010): Toxizität und Risk Assessment fluvialer Sedimente und Schwebstoffe: Eine kurze Übersicht bisheriger und neuerer Entwicklungen. Umweltwiss Schadst Forsch, 10.1007/s12302-010-0159-9, 651–655.

Bulle, L. (2018): Behandlung des Ablaufes einer Anaerobstufe in einem System aus anoxischem Moving Bed Biofilm Reactor und aerobem Schüttbettfilter, Bachelorarbeit, Lehrstuhl für Siedlungswasser- und Siedlungsabfallwirtschaft, RWTH Aachen University

Bundesministerium für Umwelt, Naturschutz und nukleare Sicherheit (BMU) (Hrsg.) (2018): Green-Tech made in Germany 2018. Umwelttechnik-Atlas für Deutschland. Stand März 2018. Abrufbar unter: https://www.bmu.de/publikation/greentech-made-in-germany-2018-umwelttechnik-atlas-fuer-deutschland/ (abgerufen am 17.02.2020).

Capone F., Bonfanti, M.E. (2015): MARSOL Deliverable D17.1 Legislative Framework Review and Analysis. http://www.marsol.eu/files/marsol_d17-1_legislative_20150321.pdf

Carpinteiro, I., Schopfer, A., Estoppey, N., Fong, C., Grandjean, D., de Alencastro, L. F. (2016): Evaluation of performance reference compounds (PRCs) to monitor emerging polar contaminants by polar organic chemical integrative samplers (POCIS) in rivers, In: Analytical and bioanalytical chemistry, Vol. 408(4), S. 1067-1078.

Carvalho, I. T., Santos, L. (2016): Antibiotics in the aquatic environments: A review of the European scenario, In: Environment International, Vol. 94, S. 736-757.

Chen, W. (2019): Nachbehandlung kommunaler Abwässer in einem System aus Bodenfilter und Niederdruckumkehrosmose, Masterarbeit, Lehrstuhl für Siedlungswasser- und Siedlungsabfallwirtschaft, RWTH Aachen University

Chitescu, C. L., Nicolau, A. I., Stolker, A. A. M. (2013): Uptake of oxytetracycline, sulfamethoxazole and ketoconazole from fertilised soils by plants, In: Food Additives & Contaminants: Part A, Vol. 30(6), S. 1138-1146.

Cornel, P., Mohr, M., Nocker, A., Selinka, H.-C., Schramm, E., Stange, C., Drewes, J. E. (o.J.): Relevanz mikrobieller Parameter für die Wasserwiederverwendung, Fact Sheet zum WavE-Querschnittsthema "Risikomanagement in der Wasserwiedrverwendung", Online: https://www.bmbf-wave.de/_media/WavE_FactSheets_mikrobiol%20Parameter_Final.pdf.

Delpy, C. (2019): Möglichkeiten der Wiederverwendung von vorgereinigtem Abwasser durch bewachsene Bodenfilter, Bachelorarbeit, Lehrstuhl für Siedlungswasser- und Siedlungsabfallwirtschaft, RWTH Aachen University

Destatis (2016): Umwelt - Nichtöffentliche Wasserversorgung und nichtöffentliche Abwasserentsorgung, Fachserie 19 Reihe 2.2, Statistisches Bundesamt (Destatis)(Hrsg.), Online: https://www.destatis.de/DE/Themen/Gesellschaft-Umwelt/Umwelt/Wasserwirtschaft/Publikationen/Downloads-Wasserwirtschaft/wasser-abwasser-nichtoeffentlich-2190220169004.pdf?__blob=publicationFile.

Deutscher Bundestag (2019): Bericht zur Risikoanalyse im Bevölkerungsschutz 2018. Drucksache 19/9521. 12.04.2019. Abrufbar unter: https://www.bbk.bund.de/SharedDocs/Downloads/BBK/DE/Downloads/Krisenmanagement/BT-Bericht_Bericht_Risikoanalyse_im_BevS_2018.pdf?__blob=publicationFile (abgerufen am 14.02.2020).

Di Paolo, C., Ottermanns, R., Keiter, S., Ait-Aissa, S., Bluhm, K., Brack, W., Breitholtz, M., Buchinger, S., Carere, M., Chalon, C., Cousin, X., Dulio, V., Escher, B. I., Hamers, T., Hilscherova, K., Jarque, S., Jonas, A., Maillot-Marechal, E., Marneffe, Y., Nguyen, M. T., Pandard, P., Schifferli, A., Schulze, T., Seidensticker, S., Seiler, T. B., Tang, J., van der Oost, R., Vermeirssen, E., Zounkova, R., Zwart, N., Hollert, H. (2015): Bioassay battery interlaboratory investigation of emerging contaminants in spiked water extracts - Towards the implementation of bioanalytical monitoring tools in water quality assessment and monitoring, In: Water Research, Vol. 104, S. 473-484.

DIN 19650:1999-02 (1999): Bewässerung - Hygienische Belange von Bewässerungswasser. Normenausschuss Wasserwesen im Deutschen Institut für Normung e.V., Beuth Verlag GmbH, Berlin

DIN 38412-33 (1991): Deutsche Einheitsverfahren zur Wasser-, Abwasser- und Schlammuntersuchung; Testverfahren mit Wasserorganismen (Gruppe L); Bestimmung der nicht giftigen Wirkung von Abwasser gegenüber Grünalgen (Scenedesmus-Chlorophyll Fluoreszenztest) über Verdünnungsstufen (L 33).

DIN EN ISO 15088 (2009): Wasserbeschaffenheit - Bestimmung der akuten Toxizität von Abwasser auf Zebrafisch-Eier (Danio rerio).

DIN EN ISO 21427-2 (2009): Wasserbeschaffenheit - Bestimmung der Gentoxizität mit dem In-vitro-Mikrokerntest - Teil 2: Verwendung einer nicht-synchronisierten V79-Zellkulturlinie (ISO 21427-2:2006); Deutsche Fassung EN ISO 21427-2:2009

DIN EN ISO 6341 (2013): Wasserbeschaffenheit - Bestimmung der Hemmung der Beweglichkeit von Daphnia magna Straus (Cladocera, Crustacea) - Akuter Toxizitäts-Test. DIN EN ISO 6341:2013-01

DIN EN ISO 8692 (2012): Wasserbeschaffenheit - Süßwasseralgen-Wachstumshemmtest mit einzelligen Grünalgen. EN ISO 8692:2012.

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), In: gwf-Wasser | Abwasser, Vol. 12 | 2018

Drewes, J. E., Hübner, U., Zhiteneva, V., Karakurt, S. (2017): Characterization of unplanned water reuse in the EU - Final report, Technical University Munich, Hrsg.: European Commission, Online: https://ec.europa.eu/environment/water/pdf/Report-UnplannedReuse_TUM_FINAL_Oct-2017.pdf.

Drewes, J. E., Jungfer, C., Zimmermann, B. (o.J.): Relevanz chemischer Stoffe in der Wasserwiederverwendung, Fact Sheet zum WavE-Querschnittsthema "Risikomanagement in der Wasserwiedrverwendung", Online: https://www.bmbf-wave.de/_media/WavE_FactSheets_chemische%20Stoffe_Final.pdf.

Drewes, J. E., Schramm, E., Cornel, P., Maaßen, S. (o.J.): Anforderungen an Wasserrecycling-Projekte, Fact Sheet zum WavE-Querschnittsthema "Risikomanagement in der Wasserwiedrverwendung", Online: https://www.bmbf-wave.de/_media/WavE_FactSheets_Wasserrecycling_Projekte_Final.pdf.

Drewes, J. E.; Schramm E.; Ebert, B.; Mohr, M.; Beckett, M.; Krömer, K.; Jungfer, Ch. (2019): Potenziale und Strategien zur Überwindung von Hemmnissen für die Implementierung von Wasserwiederverwendungsansätzen in Deutschland. In: KA Korrespondenz Abwasser, Abfall 2019 (66) Nr. 12, S. 995 – 1003.

DWA (2012): Leitlinien zur Durchführung dynamischer Kostenvergleichsrechnungen (KVR-Leitlinien) - 8. überarbeitete Auflage., DWA, Hennef, Juli 2012.

DWA (2014): DWA A 272: Grundsätze für die Planung und Implementierung Neuartiger Sanitärsysteme (NASS), DWA, Hennef, Juni 2014.

DWA (2017a): Standard DWA-A 216E - Energy Check and Energy Analysis - Instruments to Optimise the Energy Usage of Wastewater Systems. Deutsche Vereinigung für Wasserwirtschaft, Abwasser und Abfall e.V. (DWA), December 2015.

DWA (2017b): 30. DWA Leistungsvergleich kommunaler Kläranlagen. Faulgasanfall und Eigenstromversorgung. Deutsche Vereinigung für Wasserwirtschaft, Abwasser und Abfall e.V. (DWA)

DWA (2018): Leitfaden. Nachhaltigkeitsbewertung von Wasserinfrastruktursystemen. Leitfaden zur Anwendung des DWA A 272. DWA, Hennef, Januar 2018. Abrufbar unter: https://de.dwa.de/files/_media/content/05_PUBLIKATIONEN/DWA-Regelwerk/Arbeitshilfen%20aus%20dem%20DWA-Regelwerk/Leitfaden_zur_Anwendung_des_DWA-A_272.pdf (abgerufen am 17.02.2020).

Eisenträger, A., Dott, W., Klein, J., Hahn, S. (2003): Comparative studies on algal toxicity testing using fluorometric microplate and Erlenmeyer flask growth-inhibition assays, In: Ecotoxicology and Environmental Safety, Vol. 54 (3), S. 346-354.

EU (2000): Richtlinie 2000/60/EG des Europäischen Parlaments und des Rates vom 23. Oktober 2000 zur Schaffung eines Ordnungsrahmens für Maßnahmen der Gemeinschaft im Bereich der Wasserpolitik (Wasserrahmenrichtlinie) (kurz, engl.: EU Water Frameword Directive (EU WFD))

Europäische Union (2014): Umweltorientierte Beschaffungskriterien für abwassertechnische Anlagen. Leitfaden. Stand Juli 2013. Abrufbar unter: https://op.europa.eu/de/publication-detail/-/publication/3b040254-3bfb-11ea-ba6e-01aa75ed71a1/language-de/format-PDF. (abgerufen am 20.03.2020)

Europäische Kommission (2012a): COM (2012) 673: Mitteilung der Kommission an das Europäische Parlament, den Rat, den Europäischen Wirtschafts- und Sozialausschuss und den Ausschuss der Regionen: Ein Blueprint für den Schutz der europäischen Wasserressourcen

Europäische Kommission (2012b): EUROPEAN INNOVATION PARTNERSHIP WATER. STRATEGIC IMPLEMENTATION PLAN. BRUSSELS 18 DECEMBER 2012. http://www.eip-water.eu/sites/default/files/sip.pdf.

Europäische Kommission (2015): COM (2015) 614: Mitteilung der Kommission an das Europäische Parlament, den Rat, den Europäischen Wirtschafts- und Sozialausschuss und den Ausschuss der Regionen: Den Kreislauf schließen - Ein Aktionsplan der EU für die Kreislaufwirtschaft. Brüssel 2.12.2015

Europäische Kommission (2018a): COM (2018) 337: Vorschlag für eine Verordnung des Europäischen Parlaments und des Rates über Mindestanforderungen für die Wasserwiederverwendung, Europäische Kommission (Hrsg.), Online: https://eur-lex.europa.eu/resource.html?uri=cellar:e8951067-627c-11e8-ab9c-01aa75ed71a1.0003.03/DOC_1&format=PDF.

Europäische Kommission (2018b): SWD (2018) 250: Arbeitsunterlage der Kommissionsdienststellen Zusammenfassung der Folgenabschätzung: Begleitunterlage zum Vorschlag für eine Verordnung des Europäischen Parlaments und des Rates über Mindestanforderungen für die Wasserwiederverwendung

European Commission (2016): EU-level instruments on water reuse: Final report to support the Commission's Impact Assessment., Amec Foster Wheeler Environment & Infrastructure UK Ltd and IEEP, ACTeon, IMDEA and NTUA, Hrsg.: European Commission, Online: https://ec.europa.eu/environment/water/blueprint/pdf/EU_level_instruments_on_water-2nd-IA_support-study_AMEC.pdf.

European Commission (2018): SWD (2018) 249: Commission staff working document impact assessment: Proposal for a Regulation of the European Parliament and of the Council on minimum requirements for water reuse

Exner, M., Nissing, W., Behringer, K., Engelhart, S., Pleischl, S., Koch, C., Trautmann, M., Kramer, A., Walger, P., Martiny, H. (2016): Gesundheitliche Bedeutung, Prävention und Kontrolle Wasser-assoziierter Pseudomonas aeruginosa-Infektionen, In: Hyg Med, Vol. 41 (Suppl. 2)

FAO und AQUASTAT (o.J.): In: The World Bank (o.J.): Annual freshwater withdrawals, total (billion cubic meters), Food and Agriculture Organization (FAO), AQUASTAT data, Hrsg.: The World Bank, Online: https://data.worldbank.org/indicator/ER.H2O.FWTL.K3?end=2016&start=2016&view=map.

Fiedler, L. (2019): Bewertung und Anwendung einer multikriteriellen Methode zur Nachhaltigkeitsbewertung eines ressourcenorientierten Abwasserbehandlungssystems, Masterarbeit, Wirtschaftswissenschaftliche Fakultät, Institut für Infrastruktur und Ressourcenmanagement, Universität Leipzig

Gartiser, S., Hafner, C., Hercher, C., Kronenberger-Schafer, K., Paschke, A. (2010): Whole effluent assessment of industrial wastewater for determination of BAT compliance. Part 2: metal surface treatment industry, In: Environmental Science and Pollution Research, Vol. 17 (5), S. 1149-1157.

Gehrmann, L., Bielak, H., Behr, M., Itzel, F., Lyko, S., Simon, A., Kunze, G., Dopp, E., Wagner, M., Tuerk, J. (2018): (Anti-)estrogenic and (anti-)androgenic effects in wastewater during advanced treatment: comparison of three in vitro bioassays, In: Environmental Science and Pollution Research, Vol. 25 (5), S. 4094-4104.

Gimeno, S., Gerritsen, A., Bowmer, T., und Komen, H. (1996): "Feminization of male carp." Nature, (384), 221–222

Greenwood, R., Mills, G., Vrana, B. (2007): Passive sampling techniques in environmental monitoring, In: Elsevier

GrwV (2010): Verordnung zum Schutz des Grundwassers (Grundwasserverordnung - GrwV) Grundwasserverordnung vom 9. November 2010 (BGBl. I S. 1513), die zuletzt durch Artikel 1 der Verordnung vom 4. Mai 2017 (BGBl. I S. 1044) geändert worden ist

Grünebaum, T. (2011): Elimination von Arzneimittelrückständen in kommunalen Kläranlagen, In: Untersuchungs- und Entwicklungsvorhaben im Bereich Abwasser zum Themenschwerpunkt Elimination von Arzneimitteln und organischen Spurenstoffen: Entwicklung von Konzeptionen und innovativen, kostengünstigen Reinigungsverfahren

Hollert, H., Keiter, S., König, N., Rudolf, M., Ulrich, M., Braunbeck, T. (2003): A new sediment contact assay to assess particle-bound pollutants using zebrafish (Danio rerio) embryos, In: Journal of Soils and Sediments, Vol. 3 (3), S. 197.

IIRM (2020): Teilschlussbericht Teilprojekt 3 des Instituts für Infrastruktur und Ressourcenmanagement (IIRM) der Wirtschaftswissenschaftlichen Fakultät der Universität Leipzig am Lehrstuhl für Umwelttechnik/ Umweltmanagement. zum Abschluss des BMBF-Vorhabens awaregio. Förderkennzeichen: 02WPS1399C, Erschienen im März 2020

ISO 11350 (2012): Wasserbeschaffenheit - Bestimmung der Gentoxizität von Wasser und Abwasser - Verfahren mittels Salmonella/Microsom-Fluktuationstest (Ames-Fluktuationstest). ISO 11350:2012-05.

ISO 19040-1:2018-08 (2018): Wasserbeschaffenheit - Bestimmung des östrogenen Potenzials von Wasser und Abwasser - Teil 1: Hefebasierter Östrogentest (Saccharomyces cerevisiae): ISO 19040-1:2018-08

ISO 19040-3:2018 (2018): Wasserbeschaffenheit - Bestimmung des östrogenen Potenzials von Wasser und Abwasser – Teil 3: In vitro Reportergentest mit humanen Zellen ISO 19040-3:2018-08

Jeong, Y., Schaeffer, A., Smith, K. (2018): Comparison of the sampling rates and partitioning behaviour of polar and non-polar contaminants in the polar organic chemical integrative sampler and a monophasic mixed polymer sampler for application as an equilibrium passive sampler, In: The Science of the total environment, Vol. 627, S. 905-915.

Jia, Y. L., Hammers-Wirtz, M., Crawford, S. E., Chen, Q. Q., Seiler, T. B., Schaffer, A., Hollert, H. (2019): Effect-based and chemical analyses of agonistic and antagonistic endocrine disruptors in multiple matrices of eutrophic freshwaters, In: Science of the Total Environment, Vol. 651, S. 1096-1104.

Jobling, S., Coey, S., Whitmore, J. G., Kime, D. E., Van Look, K. J., McAllister, B. G., Beresford, N., Henshaw, A. C., Brighty, G., Tyler, C. R., Sumpter, J. P. (2002): Wild intersex roach (Rutilus rutilus) have reduced fertility. Biol Reprod. 2002 Aug;67(2):515-24.

Jolibois, B., Guerbet, M. (2006): Hospital wastewater genotoxicity, In: Annals of Occupational Hygiene, Vol. 50 (2), S. 189-196.

JRC (2016): Development of minimum quality requirements for water reuse in agricultural irrigation and aquifer recharge. Draft V.3.2, December 2016

Kais, B., Schiwy, S., Hollert, H., Keiter, S. H., und Braunbeck, T. (2017): *In vivo* EROD assays with the zebrafish (*Danio rerio*) as rapid screening tools for the detection of dioxin-like activity." The Science of the total environment, 10.1016/j.scitotenv.2017.02.236, 269–280.

Keiter, S., Grund, S., van Bavel, B., Hagberg, J., Engwall, M., Kammann, U., Klempt, M., Manz, W., Olsman, H., Braunbeck, T., Hollert, H. (2008): Activities and identification of aryl hydrocarbon receptor agonists in sediments from the Danube river. Analytical and Bioanalytical Chemistry 390, 2009-2019

Kidd, K. A., Blanchfield, P.J., Mills, K. H., Palace, V. P., Evans, R. E., Lazorchak, J. M., Flick, R. W. (2007): Collapse of a fish population after exposure to a synthetic estrogen. PNAS, 104 (21) 8897-8901; https://doi.org/10.1073/pnas.0609568104

Kieseler, J. (2019): Untersuchung zur Nachbehandlung kommunaler Abwässer in einem System aus Ultrafiltration und Niederdruckumkehrosmose, Masterarbeit, Lehrstuhl für Siedlungswasser- und Siedlungsabfallwirtschaft, RWTH Aachen University

Kompetenzzentrum Mikroschadstoffe.NRW (2016): Anleitung zur Planung und Dimensionierung von Anlagen zur Mikroschadstoffelimination, ARGE Kompetenzzentrum Mikroschadstoffe.NRW (Hrsg.), 2. überarbeitete und erweiterte Auflage.

Könemann, S., Kase, R., Simon, E., Swart, K., Buchinger, S., Schlusener, M., Hollert, H., Escher, B. I., Werner, I., Ait-Aissa, S., Vermeirssen, E., Dulio, V., Valsecchi, S., Polesello, S., Behnisch, P., Javurkova, B., Perceval, O., Di Paolo, C., Olbrich, D., Sychrova, E., Schlichting, R., Leborgne, L., Clara, M., Scheffknecht, C., Marneffe, Y., Chalon, C., Tusil, P., Soldan, P., von Danwitz, B., Schwaiger, J., Becares, M. I. S., Bersani, F., Hilscherova, K., Reifferscheid, G., Ternes, T., Carere, M. (2018): Effect-based and chemical analytical methods to monitor estrogens under the European Water Framework Directive, In: Trac-Trends in Analytical Chemistry, Vol. 102, S. 225-235.

Kühn, W., Di Costa, R. (2014): Laborversuchsanlage: gemeinsame anaerobe Behandlung Abwasser Molkerei Oetker – Abwasser aus MSA-Fabrik Sasol, interne Untersuchungen LINEG

Kumar, A. and Dhawan, A. (2013): Genotoxic and carcinogenic potential of engineered nanoparticles: an update. Archives of Toxicology; Vol. 87, 1883–1900.

Lahnsteiner, F. (2008): The sensitivity and reproducibility of the zebrafish (Danio rerio) embryo test for the screening of waste water quality and for testing the toxicity of chemicals, In: Atla-Alternatives to Laboratory Animals, Vol. 36 (3), S. 299-311.

Lazarova, V., Asano, T., Bahri, A., Anderson, J. (2013): Milestones in Water Reuse: The Best Success Stories

Liney, K. E., Hagger, J. A., Tyler, C. R., Depledge, M. H., Galloway, T. S., Jobling, S. (2005): Health effects in fish of long-term exposure to effluents from wastewater treatment works, In: Environmental health perspectives, Vol. 114 (Suppl 1), S. 81-89.

Liscio, C., Magi, E., Di Carro, M., Suter, M. F., Vermeirssen, E. L. (2009): Combining passive samplers and biomonitors to evaluate endocrine disrupting compounds in a wastewater treatment plant by LC/MS/MS and bioassay analyses, In: Environmental pollution, Vol. 157(10), S. 2716-2721.

Maletz, S., Floehr, T., Beier, S., Klumper, C., Brouwer, A., Behnisch, P., Higley, E., Giesy, J. P., Hecker, M., Gebhardt, W., Linnemann, V., Pinnekamp, J., Hollert, H. (2013): In vitro characterization of the effectiveness of enhanced sewage treatment processes to eliminate endocrine activity of hospital effluents, In: Water Research, Vol. 47 (4), S. 1545-1557.

Mekonnen, M. M., Hoekstra, A. Y. (2016): Four billion people facing severe water scarcity., In: WWAP (2019b): The United Nations World Water Development Report 2019 - Leaving No One Behind, UNESCO World Water Assessment Programme (WWAP)(Hrsg.), Paris, 2019.

Michael, I., Rizzo, L., McArdell, C., Manaia, C., Merlin, C., Schwartz, T., Dagot, C., Fatta-Kassinos, D. (2013): Urban wastewater treatment plants as hotspots for the release of antibiotics in the environment: a review, In: Water Research, Vol. 47, S. 957-995.

Miège, C., Budzinski, H., Jacquet, R., Soulier, C., Pelte, T., Coquery, M. (2012): Polar organic chemical integrative sampler (POCIS): application for monitoring organic micropollutants in wastewater effluent and surface water, In: Journal of Environmental Monitoring, Vol. 14(2), S. 626-635.

Mühne, K. (2019): Nutzungspotenziale von gereinigtem Abwasser in Deutschland, Bachelorarbeit, Wirtschaftswissenschaftliche Fakultät, Institut für Infrastruktur und Ressourcenmanagement, Universität Leipzig

Müller, A.-K., Leser, K., Kämpfer, D., Riegraf, C., Crawford, S. E., Smith, K., Vermeirssen, E. L. M., Buchinger, S., Hollert, H. (2019): Bioavailability of estrogenic compounds from sediment in the context of flood events evaluated by passive sampling, In: Water Research, Vol. 161, S. 540-548.

Neale, P. A., Munz, N. A., Ait-Aissa, S., Altenburger, R., Brion, F., Busch, W., Escher, B. I., Hilscherova, K., Kienle, C., Novak, J., Seiler, T. B., Shao, Y., Stamm, C., Hollender, J. (2017): Integrating chemical analysis and bioanalysis to evaluate the contribution of wastewater effluent on the micropollutant burden in small streams, In: Science of the Total Environment, Vol. 576, S. 785-795.

Nern, S. (2017): Aerobe Nachreinigung des Ablaufes einer Anaerobstufe in einem Sys-tem aus anoxischen MBBR und aerobem Schüttbettfilter, Bachelorarbeit, Netzingenieurwesen, Fachhochschule Aachen

NRMMC-EPHC-AHMC (2006): Australian guidelines for water recycling: managing health and environmental risks: Phase 1. National Water Quality Management Strategy. Natural Resource Management Ministerial Council, Environment Protection and Heritage Council, Australian Health Ministers' Conference. Canberra, Australia. In: Laura Alcalde Sanz, Bernd Manfred Gawlik (2014): Water Reuse in Europe - Relevant guidelines, needs for and barriers to innovation - A synoptic overview, Joint Research Centre, Institute for Environment and Sustainability, European Commission

o.V. (2017): Israel Leads World in Water Recycling, Fluence (Hrsg.), Online: https://www.fluencecorp.com/israel-leads-world-in-water-recycling/ (abgerufen am 04.10.2019).

OECD 487 (2010): OECD Test No. 487: In Vitro Mammalian Cell Micronucleus Test, OECD Publishing

Olivares, A., van Drooge, B. L., Casado, M., Prats, E., Serra, M., van der Ven, L. T., Kamstra, J. H., Hamers, T., Hermsen, S., Grimalt, J. O., und Piña, B. (2013): Developmental effects of aerosols and coal burning particles in zebrafish embryos. Environmental pollution (Barking, Essex: 1987), 10.1016/j.envpol.2013.02.026, 72–79.

Palermo, F. F., Risso, W. E., Simonato, J. D., und Martinez, C. B. R. (2015): Bioaccumulation of nickel and its biochemical and genotoxic effects on juveniles of the neotropical fish *Prochilodus lineatus*. Ecotoxicology and environmental safety, 10.1016/j.ecoenv.2015.02.032, 19–28.

Pu, Z. (2019): Impact of autoclaved raw and treated waste water on the growth of Legionella bacteria, Bachelor Thesis, Faculty of Communication and Environment, Rhine-Waal University of Applied Sciences

Reifferscheid, Buchinger (2012): Wirkungsbezogene Analytik in der Lebensmittelüberwachung Gentoxizität, BfR-Symposium „Wirkungsbezogene Analytik in der Lebensmittelüberwachung", 18./19.10.2012

Reifferscheid, G., Ziemann, C., Fieblinger, D., Dill, F., Gminski, R., Grummt, H. J., Hafner, C., Hollert, H., Kunz, S., Rodrigo, G., Stopper, H., Selke, D. (2008): Measurement of genotoxicity in wastewater samples with the in vitro micronucleus test - Results of a round-robin study in the context of standardisation according to ISO, In: Mutation Research-Genetic Toxicology and Environmental Mutagenesis, Vol. 649 (1-2), S. 15-27.

RiSKWa (2016): RiSKWa Praxishandbuch: Erschienen im November 2016 zum Abschluss der BMBF-Fördermaßnahme RISKWa, gefördert vom Bundesministerium für Bildung und Forschung (BMBF). Förderkennzeichen: 02WRS1271, Frankfurt am Main.

Röhle, H., Horn, H., Müller, M., Skibbe, K. (2015): Site-Based Yield Estimation and Biomass Calculation in Short Rotation Coppice Plantations, Bioenergy from Dendromass for the Sustainable Development of Rural Areas, Weinheim Wilec-VCH Verlag, Manning, D.; Bemmann, A.; Bredemeier , M.; Lamersdorf, N.; Ammer, C. (Hrsg.), S. 173-186.

Sächsisches Landesamt für Umwelt, Landwirtschaft und Geologie (LfULG) (2014): Kurzumtriebsplantagen in Sachsen, Online: http://www.energieholz-portal.de/energieholz-in-bundeslaendern/sachsen/energieholz-auf-kurzumtriebsplantagen/aktueller-stand/kup-in-sachsen.html. Abgerufen am: 30.10.2019

Sächsiches Landesamt für Umwelt, Landwirtschaft und Geologie (LfULG) (2019): Standortdaten Energieholzplantagen Sachsen, Stand 2014. Anfrage an Jäckel, K., Übermittelt am 21.11.2019.

Sächsisches Staatsministerium für Umwelt und Landwirtschaft (Hrsg.) (2014): Anpassungsmaßnahmen des sächsischen Pflanzenbaus an den Klimawandel.

Salgot, M., Huertas, E., Weber, S., Dott, W., Hollender, J. (2006): Wastewater reuse and risk: Definition of key objectivtes. In: Deslination 187(1-3):29-40. DOI: 10.1016/j.desal.2005.04.065. Integrated Concepts in Water Recycling

Sanz, L. A., Gawlik, B. M. (2014): Water Reuse in Europe - Relevant guidelines, needs for and barriers to innovation - A synoptic overview, Joint Research Centre, Institute for Environment and Sustainability, European Commission

Sanz, M. A. (2018): Trends in Desalination & Water Reuse, Desalination and Water Reuse Business Forum: Enhancing Climate Resilience for Cities, https://www.siww.com.sg/docs/default-source/default-document-library/mr-miguel-sanz.pdf?sfvrsn=2 (abgerufen am 04.10.2019).

Schiwy, A., Brinkmann, M., Thiem, I., Guder, G., Winkens, K., Eichbaum, K., Nusser, L., Thalmann, B., Buchinger, S., Reifferscheid, G., Seiler, T. B., Thoms, B., Hollert, H. (2015): Determination of the CYP1A-inducing potential of single substances, mixtures and extracts of samples in the micro-EROD assay with H4IIE cells, In: Nature Protocols, Vol. 10 (11), S. 1728-1741.

Schmithausen, R. (2019): persönliche Mitteilung, Uni Bonn, Disziplin: Humanmedizin, FA Hygiene und Mikrobiologie; Agrarwissenschaften

Seis, W., Lesjean, B., Maaßen, S., Balla, D., Hochstrat, R., Düppenbecker, B. (2016): Rahmenbedingungen für die umweltgerechte Nutzung von behandeltem Abwasser zur landwirtschaftlichen Bewässerung., Umweltbundesamt (Hrsg.). Texte 34/2016. ISSN 1862-4804, Dessau-Roßlau, April 2016. http://www.umweltbundesamt.de/publikationen/rahmenbedingungen-fuer-die-umweltgerechte-nutzung. (abgerufen am 27.09.2019).

Sonneveld, E., Jansen, H. J., Riteco, J. A. C., Brouwer, A., van der Burg, B. (2005): Development of androgen- and estrogen-responsive bioassays, members of a panel of human cell line-based highly selective steroid-responsive bioassays, In: Toxicological Sciences, Vol. 83 (1), S. 136-148.

Statistisches Bundesamt (Destatis) (2018): Umwelt. Öffentliche Wasserversorgung und öffentliche Abwasserentsorgung – 2016. Fachserie 19 Reihe 2.1.2. Erschienen am 18. Dezember 2018.

Statistisches Bundesamt (Destatis) (2019a): Produzierendes Gewerbe. Beschäftigung, Umsatz, Investitionen und Kostenstruktur der Unternehmen in der Energieversorgung, Wasserversorgung, Abwasser- und Abfallentsorgung, Beseitigung von Umweltverschmutzungen. Fachserie 4 Reihe 6.1. 2017. https://www.destatis.de/DE/Themen/Branchen-Unternehmen/Energie/Beschaeftigte-Umsatz-Investitionen/Publikationen/Downloads-Beschaeftigte/beschaeftigung-umsatz-kostenstruktur-2040610177004.pdf?__blob=publicationFile&v=2 (abgerufen am 27.06.2019).

Statistisches Bundesamt (Destatis) (2019b): Umweltnutzung und Wirtschaft. Tabellen zu den Umwelt-ökonomischen Gesamtrechnungen. Teil 4: Wassereinsatz, Abwasser. Ausgabe 2018.

TrinkwV (2001): Verordnung über die Qualität von Wasser für den menschlichen Gebrauch (Trinkwasserverordnung). Trinkwasserverordnung in der Fassung der Bekanntmachung vom 10. März 2016 (BGBl. I S. 459), die zuletzt durch Artikel 1 der Verordnung vom 20. Dezember 2019 (BGBl. I S. 2934) geändert worden ist.

UBA (2017): Verstecktes Wasser, Umweltbundesamt (Hrsg.), https://www.umweltbundesamt.de/themen/versteckt-es-wasser (abgerufen am 20.09.2019).

UBA (2018), In: Helmecke, Manuela (2019): Bewässerung mit aufbereitetem Wasser - Mögliche Risiken für Mensch und Umwelt, Umweltbundesamt (Hrsg.), https://www.bfr.bund.de/cm/343/bewaesserung-mit-aufbereitetem-wasser-moegliche-risiken-fuer-mensch-und-umwelt.pdf (abgerufen am 25.09.2019).

UBA (2019): Wasserressourcen und ihre Nutzung, Umweltbundesamt (Hrsg.), https://www.umweltbundesamt.de/daten/wasser/wasserressourcen-ihre-nutzung#textpart-1 (abgerufen am 24.09.2019).

Überschär, M. (2017): Potenziale für die Wiederverwendung von aufbereitetem Abwasser vor dem Hintergrund jeweiliger Mindestqualitätsanforderungen, Bachelorarbeit, Lehrstuhl für Siedlungswasser- und Siedlungsabfallwirtschaft, RWTH Aachen University

Umweltbundesamt (2017): Empfehlungen des Umwelt-bundesamtes für die Entwicklung von EU-Mindestqualitätsanforderungen für Wasserwiederverwendung. Stand: 01. Juni 2017. Abrufbar unter: https://www.umweltbundesamt.de/sites/default/files/medien/421/dokumente/water-reuse_positionspapier_uba_de.pdf (abgerufen am: 25.09.2019).

US EPA (2012): Guidelines for water reuse. (EPA/600/R-12/618) United States Environmental Protection Agency, Washington DC, USA. In: Laura Alcalde Sanz, Bernd Manfred Gawlik (2014): Water Reuse in Europe - Relevant guidelines, needs for and barriers to innovation - A synoptic overview, Joint Research Centre, Institute for Environment and Sustainability, European Commission

Vrana, B., Allan, I. J., Greenwood, R., Mills, G. A., Dominiak, E., Svensson, K., Knutsson, J., Morrison, G. (2005): Passive sampling techniques for monitoring pollutants in water, In: TrAC Trends in Analytical Chemistry, Vol. 24 (10), S. 845-868.

Water Reuse Europe (WRE) (o.J.): About Water Reuse - The state of the sector, Water Reuse Europe (WRE), Online: www.water-reuse-europe.org/about-water-reuse. (abgerufen am 4.11.2019)

Wernersson, A.-S., Carerre, M., Maggie, C., Tusil, P., Soldan, P., James, A., Sanchez, W., Dulio, V., Broeg, K., Reifferscheid, G., Buchinger, S., Maas, H., van der Grinten, E., O'Toole, S., Ausili, A., Manfra, L., Marziali, L., Polesello, S,. Lacchetti, I., Manchini, L., Lilja, K., Linderoth, M., Lundeberg, T., Fjällborg, B., Porsbring, T., Larsson, D. J., Bengtsson-Palme, J., Förlin, L., Kienle, C., Kunz, P., Vermeisen, E., Werner, I., Robinson, C. D., Lyons, B., Katsiadaki, I., Whalley, C., den Haan, K., Messiaen, M., Clayton, H., Letterie, T., Carvalho, R. N., Gawlik, B. M., Hollert, H., Di Paolo, C., Brack, W., Kammann, U., Kase, R. (2015): The European technical report on aquatic effect-based monitoring tools under the water framework directive. Environ Sci Eur, 10.1186/s12302-015-0039-4, 1

Whatley, A., Cho, I. K. (2010): Mutagenicity of Walnut Creek and Troy (Alabama) Wastewater Treatment Plant Influent and Effluent, In: Southeastern Naturalist, Vol. 9 (3), S. 497-506.

Whyte, J. J., Jung, R. E., Schmitt, C. J., Tillitt, D. E. (2000): Ethoxyresorufin-O-deethylase (EROD) activity in fish as a biomarker of chemical exposure, In: Critical Reviews in Toxicology, Vol. 30 (4), S. 347-570.

Wölz J, Brack W, Moehlenkamp C, Claus E, Braunbeck T, Hollert H (2010): Effect-directed analysis of Ah receptor-mediated activities caused by PAHs in suspended particulate matter sampled in flood events. Science of the Total Environment 408, 3327-3333

Wunderlich, A. C., Silva, J. S., Zica, E. O. P., Rebelo, F. R., Parente, T. E. M., Vidal-Martínez, V.M. (2015): The influence of seasonality, fish size and reproductive status on EROD activity in Plagioscion squamosissimus: Implications for biomonitoring of tropical/subtropical reservoirs. Ecological Indicators; Vol. 58, 267-276

WWAP (2016a): The United Nations World Water Development Report 2016. Water and Jobs, WWAP (United Nations World Water Assessment Programme), Hrsg.: UNESCO, Paris.

WWAP (2016b): The United Nations World Water Development Report 2016. Water and Jobs - Facts and Figures, WWAP (United Nations World Water Assessment Programme), Hrsg.: UNESCO, https://unesdoc.unesco.org/ark:/48223/pf0000244041 (abgerufen am 11.09.2019).

WWAP (2017a), In: UN-Weltwasserbericht 2019: Daten und Fakten, UNESCO (Hrsg.), https://www.unesco.de/presse/pressematerial/un-weltwasserbericht-2019-daten-und-fakten (abgerufen am 24.09.2019).

WWAP (2017b): The United Nations World Water Developement Report 2017. Wastewater: The Untapped Ressource, WWAP (United Nations World Water Assessment Programme), Hrsg.: UNESCO, https://unesdoc.unesco.org/ark:/48223/pf0000247153 (abgerufen am 25.09.2019).

WWAP (2019a): The United Nations World Water Development Report 2019. Leaving No One Behind, Hrsg.: UNESCO WWAP (United Nations World Water Assessment Programme), Paris, 2019.

WWAP (2019b): Weltwasserbericht der Vereinten Nationen 2019. Niemanden zurücklassen - Zusammenfassung, WWAP (United Nations World Water Assessment Programme), Hrsg.: UNESCO, https://www.unesco.de/sites/default/files/2019-03/-WWDR-2019-Zusammenfassung_0.pdf.

Zhang, Y. (2019): Comparison of the MPN Method (Legiolert™/Quanti-Tray®) for the Enumeration of Legionella in Wastewater to the Standard Cultivation Method According to ISO 11731, Bachelor Thesis, Faculty of Communication and Environment, Rhine-Waal University of Applied Sciences

Projektpartner