BMFTR-Verbundprojekt: Nutzwasserbereitstellung und Planungsoptionen für die urbane und landwirtschaftliche Bewässerung

Berichte aus der

Siedlungswasserwirtschaft

Technische Universität München

2025

Nr. 228

NutzWasser

Abschlussbericht

BMFTR-Verbundprojekt: Nutzwasserbereitstellung und Planungsoptionen für die urbane und landwirtschaftliche Bewässerung (Nutzwasser als alternative Wasserressource)

Das diesem Bericht zugrunde liegende Vorhaben wurde mit Mitteln des Bundesministeriums für Forschung, Technologie und Raumfahrt unter dem Förderkennzeichen 02WV1563A-I gefördert.

Autoren

Univ.-Prof. Dr.-Ing. Jörg E. Drewes, Javad Ahmadi, Dr.-Ing. Benedikt M. Aumeier,
Dr.-Ing. Uwe Hübner, Technische Universität München
Frederik Zumkeller, Dr. Herbert Walter, Regierung Unterfranken
Dr. Helmut Heller, Leibniz-Rechenzentrum
Stefan Kirchner, Louis Baumann, Bayerische Landesanstalt für Weinbau und Gartenbau
Dr.-Ing. Heiko Gerdes, Martin Ergh, BGS Umwelt GmbH
Prof. Dr. Andreas Tiehm, Dr. Johannes Ho, Technologie Zentrum Wasser, Karlsruhe
Dr. Timo Pittmann, Dr. Martin Wett, Holinger Ingenieure GmbH
Dr. Kristina Wencki, Johanna Lea Kruse, Peter Levai, IWW Zentrum Wasser
Bastian Kebinger, Coplan AG
Dr.-Ing. Achim Ried, Jens Gebhardt, Xylem Water Solutions Herford GmbH
Dr.-Ing. Nadine Scheyer, Markus Büttner, Stadtentwässerung Schweinfurt

Projektkoordinator:
Univ.-Prof. Dr.-Ing. Jörg E. Drewes
Technische Universität München
Lehrstuhl und Versuchsanstalt für Siedlungswasserwirtschaft
Email: jdrewes@tum.de

Laufzeit: 01.04.2021 – 31.12.2024

Veröffentlicht im Rahmen der
Berichte aus der Siedlungswasserwirtschaft

Technische Universität München, 2025
ISSN 0942-914X
Berichtsheft Nr. 228

Technische Universität München · IWW Zentrum Wasser · COPLAN AG · BGS Umwelt · xylem Let's Solve Water · HOLINGER · ALB · TZW Technologiezentrum Wasser · Regierung von Unterfranken · Schweinfurt Zukunft findet Stadt · Leibniz-Rechenzentrum der Bayerischen Akademie der Wissenschaften

Gefördert durch: Bundesministerium für Forschung, Technologie und Raumfahrt · FONA Forschung für Nachhaltigkeit · Eine Initiative des Bundesministeriums für Bildung und Forschung · WavE Wassertechnologien: Wiederverwendung

Inhalt

1 Einleitung 16

1.1 Einführung in Konzepte der Wasserwiederverwendung für landwirtschaftliche und urbane Anwendungen 16

1.2 Die Herausforderung für die menschliche Gesundheit und die Umwelt 16

1.2.1 Bakterien und Viren in kommunalen Abwässern 16

1.2.2 Antibiotikaresistenzgene und antibiotikaresistente Bakterien 17

1.2.3 Spurenstoffe in Kommunalabwasser 18

1.3 Gesetzliche Anforderungen der EU an die Wasserwiederverwendung 21

1.4 Anforderungen an die Wasserwiederverwendung in Deutschland nach Bundes-Wasser-WVVO und DWA-M 1200 24

1.5 Ziele des Nutzwasser-Verbundvorhabens 25

2 **Anforderungen an das Risikomanagement bei der Wasserwiederverwendung** 27

2.1 Das Konzept des Risikomanagementplans 27

2.1.1 Systembeschreibung und Systemgrenzen (KRM 1) 28

2.1.2 Am Risikomangement zu beteiligende Parteien und deren Zuständigkeiten (KRM 2) 29

2.1.3 Bewertung einzelner Teilgebiete des Wasserwiederverwendungssystems 29

2.1.4 Aufbereitungskombinationen für das Nutzwasser-Projekt 32

2.1.5 Schutzgüter und Expositionswege (KRM 3) 33

2.1.6 Systembezogene Gefahrenanalyse im RMP (KRM 4) 35

2.1.7 Vorsorgemaßnahmen und Barrieren zur Risikominimierung (KRM 7) 37

2.1.8 Qualitätskontrollsysteme und Umweltmonitoring (KRM 8 und 9) 39

3 Anforderungen an die genehmigungsrechtliche Implementierung einer Wasserwiederverwendung für urbane und landwirtschaftliche Bewässerungspraktiken 40

3.1 Voraussetzungen für eine genehmigungsrechtliche Implementierung von Nutzwasseranwendungen 40

3.1.1 (Wasser-)rechtliche Tatbestände unter Berücksichtigung der EU-Wasser-WVVO und ergänzender Regelungen in Deutschland 41

3.1.2 Wasserrechtliche Einordnung von Nutzwasser 42

3.1.3 Anwendung von Nutzwasser in wasserwirtschaftlich sensiblen Gebieten 43

3.1.4 (Wasser-)rechtliche Beurteilung von Nutzwasseranwendungen im Genehmigungsverfahren 44

3.1.5 Vorgehensweise bei einem Risikomanagement 49

3.1.6 Kompatibilität der lokalen Entwässerungssatzung mit der Erzeugung / dem Einsatz von Nutzwasser 51

3.1.7 Handlungsempfehlungen zu Anforderungen an das Genehmigungsverfahren sowie das Risikomanagement 52

3.2 Fazit ... 52
4 Digitalisierung der Bewässerung bei der Wasserwieder-verwendung ... 53
4.1 Etablierung einer digitalisierten Sensorik ... 54
4.1.1 Datenerfassung in Schweinfurt ... 54
4.1.2 Datenerfassung in Gochsheim ... 57
4.1.3 Auswahl geeigneter Sensoren ... 60
4.1.4 Datenerfassung im Sachs-Stadion ... 62
4.2 Datentransfer und Datenaufbereitung ... 63
4.2.1 Datentransfer vom Reallabor Gochsheim ... 63
4.2.2 Monitoring und Alerting ... 64
4.2.3 Datentransfer vom Reallabor Schweinfurt und der Nutzwasseraufbereitung ... 67
4.2.4 Datentransfer vom Willy-Sachs-Stadion ... 67
4.2.5 Datentransfer der Nutzwasser Wasseraufbereitung ... 67
4.3 Datenbereitstellung und Visualisierung ... 68
4.3.1 LRZ-Cloud ... 68
4.3.2 Datenpräsentation mit Grafana ... 69
4.3.3 Datendownload und Datenaustausch via REST-API ... 70
4.4 Empfehlungen für die Praxis und Forschungsbedarf ... 71
4.4.1 Hitzeprobleme für Unterbringung der Elektronik ... 72
4.4.2 Ausfall von Solarbatterien ... 73
4.4.3 Wetterstationen ... 73
4.4.4 Monitoring und Alerting ... 74
5 Ermittlung des Bewässerungsbedarfs und einer angepassten Ressourcenbewirtschaftung in Echtzeit ... 74
5.1 Abschätzung des pflanzenbezogenen Bewässerungsbedarfs ... 74
5.1.1 Datengrundlage ... 74
5.1.2 Bedarfsbestimmung für die urbane Bewässerung ... 82
5.1.3 Bedarfsbestimmung für das Reallabor Gochsheim ... 90
5.2 Empfehlungen für die Praxis und Forschungsbedarf ... 97
5.2.1 Pflanzenbauversuche Nutzwasser GWH und Freiland ... 97
5.2.2 Landwirtschaft zum Klärwerk bringen ... 104
5.3 Nachhaltige Grundwasserbewirtschaftung für die landwirtschaftliche Bewässerung im Reallabor Gochsheim ... 104
5.3.1 Grundwassermodell zur Simulation der Bewirtschaftung ... 104
5.3.2 Bodenwasserhaushaltssimulation zur Ermittlung der Grundwasser-neubildung und des landwirtschaftlichen Bewässerungsbedarfes ... 122

6 **Gewährleistung von Wasserqualitätsanforder-ungen für unterschiedliche Praktiken der Wasser-wiederverwendung** 129

6.1 Grundsätze der Elimination mikrobiologischer und chemischer Parameter durch Wasseraufbereitungsverfahren 129

6.1.1 Pathogene Mikroorganismen 129

6.1.2 Antibiotikaresistenzen 130

6.1.3 Chemikalien 131

6.2 Auswahl und Auslegung der Aufbereitungszüge für die Einhaltung gesundheitsrelevanter Zielgrößen 131

6.2.1 Membranbasierte Aufbereitungsverfahren 131

6.2.2 Oxidative Verfahrenskombinationen 133

6.2.3 Desinfektionsverfahren 134

6.2.4 Adsorptive Verfahren 135

6.2.5 Multibarrierensysteme 135

7 **Reduktion mikrobiologischer und chemischer Kontaminanten bei der Wasserwiederverwendung** 136

7.1 Entfernungsleistung mikrobiologischer Kontaminanten 136

7.1.1 Leistungsfähigkeit des Referenz-Wasserwiederverwendungszugs – EU Behandlungslinie (A) 136

7.1.2 Leistung des weitergehenden Wasserwiederverwendungszugs (B) 138

7.2 Validierung der Pathogenentfernungsleistung einzelner Prozesse 144

7.2.1 Bestimmung der LRVs für den keramischen Ultrafiltrationsprozess 144

7.2.2 Bestimmung der LRVs während der Ozonierung 145

7.2.3 Bestimmung der LRVs während der BAK-Filtration 146

7.2.4 Bestimmung der LRVs durch UV-Desinfektion 146

7.3 Antibiotikaresistente Mikroorganismen und Resistenzgene 147

7.4 Entfernungsleistung chemischer Kontaminanten 149

7.4.1 Probenahme 149

7.5 Analytische Verfahren 150

7.6 Risikoanalyse 157

7.6.1 Mikrobielle Risikobewertung 157

7.6.2 Chemische Risikobewertung 164

7.6.3 Empfehlungen für die Praxis und Forschungsbedarf 177

8 Implementierung von Wasserwiederverwendungs-systemen 178

8.1 Implementierung im Bestand – Nutzwasser für urbane Anwendungen 178

8.1.1 Großtechnische Implementierung auf der Kläranlage Schweinfurt 182

8.1.2 Implementierung Bewässerung Bürgerpark und Sachs-Stadion ... 194
8.2 Technische Elemente der Implementierung für landwirtschaftliche Anwendungen ... 195
8.2.1 Reallabor Gochsheim ... 195
9 Technologietransfer, ökonomisch-ökologische Bewertung Betreibermodelle ... 200
9.1 Betriebsflexibilität und Betriebssicherheit ... 200
9.2 Wohlfahrtsökonomische Bewertung der Nutzwasseranwendung ... 215
9.2.1 Kostenschätzung als Grundlage der wohlfahrtsökonomischen Bewertung ... 216
9.2.2 Systemgrenzen ... 224
9.2.3 Basisszenarien ... 225
9.2.4 Methodik der Bewertung (Kosten-Nutzen-Analyse) ... 226
9.2.5 Ermittlung der Kosten ... 228
9.2.6 Ermittlung des Nutzwerts unter Einbeziehung definierter Öko-systemleistungen ... 230
9.2.7 Ergebnis der Kosten-Nutzen-Analyse der Nutzwasser-Bereitstellung und -anwendung 234
9.3 Organisations- und Geschäftsmodelle für die urbane und landwirtschaft-liche Bewässerung ... 240
9.3.1 Grundlagen: Organisationsmodelle für wasserwirtschaftliche Infra-strukturen ... 240
9.3.2 Zusammenhang Organisations- und Finanzierungsmodell ... 241
9.3.3 Systemgrenzen ... 243
9.3.4 Organisations-/Geschäftsmodell für die urbane Bewässerung ... 243
9.3.5 Mögliche Organisations-/Geschäftsmodelle für die landwirtschaftliche Bewässerung ... 247
9.4 Empfehlungen für die Praxis und Forschungsbedarf ... 254
10 Risikokommunikation und Öffentlichkeitsarbeit ... 255
10.1 Interaktive Kommunikationsstrategien ... 255
11 Kernempfehlungen ... 259
12 **Anhang** ... 260
A. Aufgaben der Partner im Verbundvorhaben ... 260
13 **Referenzen** ... 264

Technische Universität München · TUM · IWW Zentrum Wasser · COPLAN AG · BGS Umwelt · xylem Let's Solve Water · LWG · HOLINGER · ALB · TZW Technologiezentrum Wasser · Regierung von Unterfranken · Schweinfurt Zukunft findet Stadt · Irz Leibniz-Rechenzentrum der Bayerischen Akademie der Wissenschaften
Gefördert durch: Bundesministerium für Forschung, Technologie und Raumfahrt
FONA Forschung für Nachhaltigkeit
Eine Initiative des Bundesministeriums für Bildung und Forschung
WavE Wassertechnologien: Wiederverwendung

Tabellenverzeichnis

Tabelle 1: Überwachung zur Validierung bei aufbereitetem Wasser für die landwirtschaftliche Bewässerung (EU 2020/741) 16
Tabelle 2: Wasserrechtliche Tatbestände im Kontext einer Nutzwasseranwendung nach geplanter Ergänzung der EU-Wasser-WVVO in Deutschland 16
Tabelle 3: Fachliche Randbedingungen für eine Grundwasseranreicherung mit Nutzwasser 16
Tabelle 4: Protokollierte Bewässerungsmengen und Anbauflächen des Beregnungsvereins Gochsheim. 16
Tabelle 5: Jährlicher Bedarf an Beregnungswasser auf Rasenflächen in Abhängigkeit von den natürlichen Niederschlägen..... 17
Tabelle 6: Kc-Faktoren städtischer Grünflächen. 18
Tabelle 7: Von IoT erfasste Grundwasserentnahmen und prognostizierte Bedarfsmengen für das Jahr 2023 (total) und die Monate Mai-Okt 2023. 21
Tabelle 8: Anzahl der Tage an denen der Bewässerungsbedarf in Gochsheim während der Anbausaison eine bestimmte Wassermenge über- bzw. unterschreitet. Angewendet auf durch IoT erfasste Realwerte und auf Prognosetage Tag 0-Tag 6 (Day0-Day6). Bedingte Formatierung hebt am häufigsten Vorkommende Werte hervor..... 24
Tabelle 9: Prozentuale Abweichung zw. Realwerten (Grundwasserentnahmen) und Prognosewerten (Tag 0-6 vor Eintreffen des Stichtages). Bedingte Formatierung bezüglich Maß der Abweichung. Positivwerte bei Realwert > Prognose, Negativwert bei Realwert < Prognose. 25
Tabelle 11: Bewässerungsgabe pro Kultur, Standraum pro Pflanze und theoretische Wasserexposition pro Pflanze [30]..... 27
Tabelle 12: Ausgebrachter Dünger auf den Versuchsparzellen. 27
Tabelle 13: Hydrogeologische Einheiten 28
Tabelle 14: Eigenschaften der relevanten Krankheitserreger in Wasserwiederverwendungsanwendungen..... 29
Tabelle 15: Membrantrennverfahren zur Wasseraufbereitung [41] 29
Tabelle 16: Analysierte organische Spurenstoffe und deren Spezifikationen 32
Tabelle 17: Wasserqualitätsparameter im Ablauf der Kläranlage, EU-min Anlage und Nutzwasser 33
Tabelle 18: Konzentrationen humaner Enteroviren in den Behandlungsschritten des Nutzwassersystems..... 35
Tabelle 19: Aufgenommene Wasservolumen pro Person für die Risikoberechnungen 37
Tabelle 20: Log-Infektionen pro Person und Jahr für verschiedene pathogene Viren nach der Aufbereitung in der Nutzwasser-Pilotanlage und der Versuchsanlage gemäß EU-Minimalanforderungen. Grün markierte Felder zeigen, dass das Gesundheitsziel von weniger als 1 Infektion pro 10.000 Personen pro Jahr (Log-Wert unter -4) erreicht wurde 39
Tabelle 21: Vor- und Nachteile der potenziellen Standorte 40
Tabelle 22: Kostenschätzung für die Grundwasseranreicherung mit Nutzwasser 40
Tabelle 23: Notwendige Arbeitsstunden der einzelnen Verfahrensstufen 41
Tabelle 24: Einheitspreise der Betriebskosten aller Untervarianten 42
Tabelle 25: Investitionskostenschätzung der Nutzwasseranlage mit Kapazität von 1,79 Mio. m³/a..... 43
Tabelle 26: Investitionskostenschätzung der Verfahrensstufen der Nutzwasseranlage (Variante 3a) 44
Tabelle 27: Investitionskostenschätzung der Nutzwasseranlage (Variante 3b) mit Jahresdurchsatz von 200.000 m³ 49
Tabelle 28: Betriebskostenschätzung der gesamten Nutzwasseranlage mit Jahresdurchsatz von 1,79 Mio. m³51
Tabelle 29: Betriebskostenschätzung der einzelnen Verfahrensstufen der Nutzwasseranlage..... 52

Technische Universität München · IWW Zentrum Wasser · COPLAN AG · BGS Umwelt · xylem Let's Solve Water · LWG · HOLINGER · TZW Technologiezentrum Wasser · Regierung von Unterfranken · Schweinfurt Zukunft findet Stadt · Leibniz-Rechenzentrum · ALB Bruchsal e.V.
Gefördert durch: Bundesministerium für Forschung, Technologie und Raumfahrt
FONA Forschung für Nachhaltigkeit
Eine Initiative des Bundesministeriums für Bildung und Forschung
WavE Wassertechnologien: Wiederverwendung

Tabelle 30: Betriebskostenschätzung der Nutzwasseranlage mit Auslegungsgröße 1.790.000 m³/a bei einem realen Durchsatz von 200.000 m³/a 52
Tabelle 31: Betriebskostenschätzung der Nutzwasseranlage mit Auslegungsgröße und Durchsatz von 200.000 m³/a 53
Tabelle 32: Wasserbedarfsprognose in Bewässerungsvorgänge in m³ pro Woche für Schweinfurt (April - September) 54
Tabelle 33: Wasserprognose in Bewässerungsvorgänge in m³ pro Woche für Schweinfurt (Oktober - März). 54
Tabelle 34: Allgemeine Eingangsgrößen 57
Tabelle 35: Module und Ausprägungen der Kostenpositionen 60
Tabelle 36: Projektrelevante Ökosystemleistungen und ökologische Zielindikatoren 62
Tabelle 37: Module und Ausprägungen der Nutzenseite 63
Tabelle 38: Ausgewählte Ausprägungen der variablen Module der KNA von Variante 1 63
Tabelle 39: Ergebnisse der KNA von Variante 1 64
Tabelle 40: Ausgewählte Ausprägungen der variablen Module der KNA von Variante 2 67
Tabelle 41: Ergebnisse der KNA von Variante 2 67
Tabelle 42: Ausgewählte Ausprägungen der variablen Module der KNA von Variante 3 67
Tabelle 43: Ergebnisse der KNA von Variante 3 68
Tabelle 44: Sensitivitätsanalyse Diskontierungsrate 68
Tabelle 45: Sensitivitätsanalyse Preissteigerungsrate 69
Tabelle B-1: Physikalische Bodeneigenschaften von pflanzenbaulich bewirtschaftetem Boden aus Gochsheim und des Sportplatzes des TV Oberndorf. Legende: T=Ton, fU=Feinschluff, mU=Mittelschluff, gU=Grobschluff, U=Gesamtschluff, fS=Feinsand, mS=Mittelsand, gS=Grobsand, GPV=Gesamtporenvolumen, LK=Luftkapazität, FSD=Festsubstanzdichte, TRD=Trockenraumdichte, TW=Totwasser, FK=Feldkapazität, nFK=Nutzbare Feldkapazität, PL=Pneumatische Leitfähigkeit. 70

Abbildungsverzeichnis

Abbildung 1: Schematische Darstellung der Grenzen und Schutzgüter von Wasserwiederverwendungssystemen ..... **Error! Bookmark not defined.**
Abbildung 2: Schema der im Nutzwasserprojekt eingesetzten Bewässerungswasserqualitäten und der damit verbundenen Aufbereitungsschritte ..... **Error! Bookmark not defined.**
Abbildung 3: Auswahlkriterien für die Bewertung relevanter Chemikalien für ein Wasserwiederverwendungssystem ..... **Error! Bookmark not defined.**
Abbildung 4: (Wasser-)rechtliche Tatbestände beim Einsatz von Nutzwasser nach EU-WasserWVVO und berührte Schutzgüter; Tatbestände auf Grundlage der EU-WasserWVVO sind in gelber Farbe hervorgehoben ..... **Error! Bookmark not defined.**
Abbildung 5: Graphische Darstellung des Ablaufs der Vorbereitung des Genehmigungsverfahrens für Nutzwasservorhaben mit den jeweiligen Zuständigkeiten ..... **Error! Bookmark not defined.**
Abbildung 6: Graphische Darstellung der Elemente der Genehmigung für Nutzwasservorhaben mit direkter Bewässerung sowie mit einer Grundwasseranreicherung, ergänzt um die jeweiligen Zuständigkeiten..... **Error! Bookmark not defined.**
Abbildung 7: Datenstation "Pavillon" mit Sichtfenster ..... **Error! Bookmark not defined.**
Abbildung 8: Datenstation "Pavillon" mit Schutzhaube ..... **Error! Bookmark not defined.**
Abbildung 9: Datenstation "Sportplatz" ..... **Error! Bookmark not defined.**
Abbildung 10: Grundwasserpumpstation im Gochsheim ..... **Error! Bookmark not defined.**
Abbildung 11: Digitalisierung der Bedarfsbestimmung und Prozesskontrolle der Wasserwiederverwendung ..... **Error! Bookmark not defined.**

Abbildung 12: Grundwassermessstelle des LFU ..... **Error! Bookmark not defined.**
Abbildung 13: Sensorstation in Gochsheim, 12V Variante. ..... **Error! Bookmark not defined.**
Abbildung 14: Darstellung der Umweltdaten für das Projekt Nutzwasser in einem passwortgeschütztes Dashboard (Grafana)..... **Error! Bookmark not defined.**
Abbildung 15: Alarmübersicht in Prometheus – Anzeige aktiver Alerts und Systemmetriken . **Error! Bookmark not defined.**
Abbildung 16: Beispielhaft einige der erfassten Daten aus dem Wasseraufbereitungscontainer..... **Error! Bookmark not defined.**
Abbildung 17: Übersicht des Nutzwasser-Visualisierungsdashboards ..... **Error! Bookmark not defined.**
Abbildung 18: Vergleich der ALB-Prognose mit den tatsächlich bewässerten Mengen. ... **Error! Bookmark not defined.**
Abbildung 19: Feuchtigkeit und Temperatur in der Einhausung "Pavillon"..... **Error! Bookmark not defined.**
Abbildung 20: CPU-Temperaturen der RaspberryPi am Sportplatz und beim Pavillon. .... **Error! Bookmark not defined.**
Abbildung 21: Übersichtskarte des Untersuchungsgebiets Gochsheim. Inaktive Brunnen: 8, 27, 28, 31, 34, 38, 43. Nicht mittels IoT ausgelesene Brunnen: 17, 19, 21, 38, 40, 42..... **Error! Bookmark not defined.**
Abbildung 22: Durch IoT erfasste tägliche Grundwasserentnahme im Anbaugebiet Gochsheim zwischen August 2022 und November 2023. ..... **Error! Bookmark not defined.**
Abbildung 23: Durch IoT erfasste monatliche Grundwasserentnahmen im Anbaugebiet Gochsheim von August 2022 bis Oktober 2023 (Datenlücke März 2023). ..... **Error! Bookmark not defined.**
Abbildung 24: Monatlicher Bewässerungsbedarf im Untersuchungsgebiet Gochsheim in der Hauptvegetationsphase (Apr-Okt) im Jahr 2023 mit variablem spezifischen Flächenbezug und Gesamtflächenbezug. ..... **Error! Bookmark not defined.**
Abbildung 25: Profilübersicht der ALB Bewässerungs-App mit städtischen Grünflächen. **Error! Bookmark not defined.**
Abbildung 26: Visualisierung des Witterungsverlaufes und Bodenwassers auf dem Sportplatz des TV Oberndorf. NS: Niederschlag, T: Temperatur..... **Error! Bookmark not defined.**
Abbildung 27: (a, links) Witterungsverlauf und Bodenwasserbilanz des Sportrasens mit vom Anwender ausgebrachten Wassermengen. (b, rechts) Vom System berechneter Witterungsverlauf und Bodenwasserbilanz des Sportrasens (Juni-Sep. 2023). NS: Niederschlag, T: Temperatur, nFK: Nutzbare Feldkapazität..... **Error! Bookmark not defined.**
Abbildung 28: Wasserverbrauch der Versuchsflächen in den Jahren 2022 und 2023 im Vergleich..... **Error! Bookmark not defined.**
Abbildung 29: Bonitur der Vitalität der Jungbäume mit unterschiedlicher Bewässerungssteuerung. Baum 1 & 2 Bewässerung festes Intervall, Baum 3 & 4 nach Empfehlung der ALB-App bewässert. Boniturnoten: 9 = üppig; 7 = Pflanzen wüchsig; 5 = Pflanzen vital; 3 = Pflanzen kümmern; 1 = Pflanzen teilweise abgestorben. ..... **Error! Bookmark not defined.**
Abbildung 30: Mit Nutzwasser bewässerter Nebenplatz des TV Oberndorf im Hochsommer 2022..... **Error! Bookmark not defined.**
Abbildung 31: Hauptelemente der theoretischen Bedarfsprognose; Datenbanken als Wolken. **Error! Bookmark not defined.**
Abbildung 32: Tägliche Grundwasserentnahmen (violett) und Prognosewerte in m³ (weiß, 6 Tage vor Eintreffen des Stichtages) während der Beregnungssaison 2023 im Untersuchungsgebiet. **Error! Bookmark not defined.**
Abbildung 33: (a, links) Vergleich von gemessenen Niederschlagsmengen und Vorhersagedaten des DWD (Tage 0-8). (b, rechts) Gesamte prozentuale Abweichung. Einzelwerte mit Regressionsgerade..... **Error! Bookmark not defined.**

Abbildung 34: Tägliche Grundwasserentnahmen (violett) und Prognosewerte in m³ (orange, 3 Tage vor Eintreffen des Stichtages) während der Beregnungssaison 2023 im Untersuchungsgebiet. **Error! Bookmark not defined.**
Abbildung 35: Tägliche Grundwasserentnahmen (violett) und Prognosewerte in m³ (grün, am Stichtag) während der Beregnungssaison 2023 im Untersuchungsgebiet. ..... **Error! Bookmark not defined.**
Abbildung 36: Durch IoT erfasste tägliche Grundwasserentnahme und Grundwasserflurabstand (5ku) im Anbaugebiet Gochsheim zwischen August 2022 und November 2023. ..... **Error! Bookmark not defined.**
Abbildung 37: Angebaute Kulturen in der Saison 2023 im Untersuchungsgebiet Gochsheim.. **Error! Bookmark not defined.**
Abbildung 38:Volumetrischer Wassergehalt im Sportplatz des TV Oberndorf 2023. Sensor 15 cm (violett), Sensor 25 cm (Grün), Sensor 35 cm (blau)..... **Error! Bookmark not defined.**
Abbildung 39: Schematische Darstellung des Gewächshaus- und Freilandversuchs an der Pilotanlage Nutzwasser in Schweinfurt. Unterschiedliche Farben indizieren die verschiedenen Wasserqualitäten und Bewässerungstechniken. ..... **Error! Bookmark not defined.**
Abbildung 40: Ertrag des Knollensellerie pro Parzelle je nach Wasserqualität. Keine signifikanten Ertragsunterschiede zwischen den Varianten. ANOVA mit Post-Hoc-Test (Tukeys HSD). ..... **Error! Bookmark not defined.**
Abbildung 41: Ertrag der Gemüsezwiebeln pro Parzelle je nach Wasserqualität. Keine signifikanten Ertragsunterschiede zwischen den Varianten. ANOVA mit Post-Hoc-Test (Tukeys HSD). ..... **Error! Bookmark not defined.**
Abbildung 42: Ertrag der Honigmelonen pro Parzelle je nach Wasserqualität und Beregnungstechnik (ÜK=Überkopfberegnung). ANOVA mit Post-Hoc-Test (Tukeys HSD). ..... **Error! Bookmark not defined.**
Abbildung 43: Ertrag des Feldsalats pro m² je nach Wasserqualität und Beregnungstechnik (ÜK=Überkopfberegnung). ANOVA mit Post-Hoc-Test (Tukeys HSD). ..... **Error! Bookmark not defined.**
Abbildung 44: Ertrag des Eichblattsalats pro 4 Salatköpfe je nach Wasserqualität und Beregnungstechnik (ÜK=Überkopfberegnung). ANOVA mit Post-Hoc-Test (Tukeys HSD). ..... **Error! Bookmark not defined.**
Abbildung 45: Gewicht der Buschtomaten pro Frucht je nach Wasserqualität. Tropf- und Überkopfparzellen zusammengefasst. ANOVA mit Post-Hoc-Test (Tukeys HSD)..... **Error! Bookmark not defined.**
Abbildung 46: Abgrenzung des Untersuchungsgebietes (schwarz)..... **Error! Bookmark not defined.**
Abbildung 47: Digitales Geländemodell (DGM1) und Fließgewässer-/Grabensystem im Untersuchungsgebiet ..... **Error! Bookmark not defined.**
Abbildung 48: Schichtprofil des Unteren und Mittleren Keupers mit Angabe der mittleren Mächtigkeiten (GK25, Blatt Grettstadt, Bayerisches Geologisches Landesamt, 1981)..... **Error! Bookmark not defined.**
Abbildung 49: Hydrogeologische Einheiten im Modellgebiet..... **Error! Bookmark not defined.**
Abbildung 50: Modellgebiet mit Finite-Elemente-Netz ..... **Error! Bookmark not defined.**
Abbildung 51: Abbildung 51: Finite-Elemente-Netz, Detailausschnitt Reallabor Gochsheim.. **Error! Bookmark not defined.**
Abbildung 52: Brunnenstandorte im Modellgebiet..... **Error! Bookmark not defined.**
Abbildung 53: Mittlere Grundwasserneubildung 1991-2021 [mm/a]..... **Error! Bookmark not defined.**
Abbildung 54: Stationäre Modellkalibrierung, Grundwasserpotentiale..... **Error! Bookmark not defined.**
Abbildung 55: Grundwassermessstellen (rot) und Brunnen zur landwirtschaftlichen Bewässerung (blau) **Error! Bookmark not defined.**
Abbildung 56: Instationäre Modellkalibrierung, Simulation des Pumpversuches an GWM 5Q **Error! Bookmark not defined.**
Abbildung 57: Grundwasserentnahmen 2023 ..... **Error! Bookmark not defined.**
Abbildung 58: Abbildung: Gemessene und simulierte Grundwasserstandsganglinien an GWM 5ku ..... **Error! Bookmark not defined.**

Abbildung 59: Gemessene und simulierte Grundwasserstandsganglinien an GWM 5Q .... **Error! Bookmark not defined.**
Abbildung 60: Infiltrationsstandort, Lage der geplanten Sickerschlitzgräben (rot) im Reallabor Gochsheim ..... **Error! Bookmark not defined.**
Abbildung 61: Finite-Elemente-Netz, Detaildarstellung Sickerschlitz und Kiesbohrloch.. **Error! Bookmark not defined.**
Abbildung 62: Klimatischer Antrieb, Niederschlag und Potentielle Verdunstung für 2023 **Error! Bookmark not defined.**
Abbildung 63: Erhobene Flächenanteile der simulierten Hauptkulturen im Jahr 2023 ..... **Error! Bookmark not defined.**
Abbildung 64: Simulierte und gemessene monatliche Bewässerungshöhen im Jahr 2023. **Error! Bookmark not defined.**
Abbildung 65: Die Entfernung von Krankheitserregern in der EU-min Behandlungskette (A) unter Anwendung konventioneller Sekundärbehandlung, Filtration und UV-Desinfektion (UV-Dosis ≈ 490 J/m2). Die Pfeile zeigen die berechneten log-Reduktionswerte (LRV), wobei der 10. Perzentilwert angegeben ist (90 % der Werte liegen über dem angegebenen Wert). Der grüne Pfeil zeigt die gesamte log-Reduktion. Die Zahlen in Klammern stehen für n. ..... **Error! Bookmark not defined.**
Abbildung 66: Entfernung von fäkalen Indikatoren durch die Behandlungsreihe B vom Rohabwasser bis zum finalen Abwasser (sekundäres Abwasser - (mit oder ohne) UF-Ozonung-BAK-UV) während des kontinuierlichen Betriebs. Die Diagramme a, c und e zeigen die Entfernung von Krankheitserregern ohne UF, während die Diagramme b, d und f die Entfernung von Krankheitserregern nach der Hinzufügung von UF zur Behandlungsreihe B darstellen. Wie erwartet hatte die Sandsäule (SC) keinen Einfluss auf die Entfernung der Krankheitserreger. Eine Ozonkonzentration von 0,6 g O3/g DOC und eine durchschnittliche UV-Dosis von ≥550 J/m^2 wurden angewendet. Die EBCT der BAK-Filter bei der letzten Probenahmekampagne betrug 25.000. Die Pfeile zeigen die berechneten LRVs an, wobei der 10. Perzentilwert angegeben ist (90% der Werte sind größer als der angegebene Wert). Der grüne Pfeil zeigt die gesamte log-Entfernung. Zahlen in Klammern geben n an. ..... **Error! Bookmark not defined.**
Abbildung 67: Effizienz der Entfernung von F-spezifischen und somatischen Coliphagen bei Behandlungsstufe B von Rohabwasser bis zum Endabwasser (die Zahlen in Klammern geben die Anzahl der Probenahmen während des kontinuierlichen Betriebs an). Pfeile zeigen die berechneten Log-Entfernungswerte an, wobei der Wert des 10. Perzentils angegeben ist (90 % der Werte liegen über dem angegebenen Wert). Der grüne Pfeil zeigt die gesamte Log-Entfernung (bis zur UV-Behandlung), die schwarzen Pfeile die Log-Entfernung der Zwischenbehandlungen. Zahlen in Klammern geben n an..... **Error! Bookmark not defined.**
Abbildung 68: Auswirkungen von Ultrafiltrationsmembranen, Ozonierung und UV-Desinfektion auf MS2- und PhiX174-Bakteriophagen..... **Error! Bookmark not defined.**
Abbildung 69: Entfernung von ESBLs im gesamten Wasseraufbereitungspilotsystem vom Rohabwasser bis zur Desinfektionseinheit – ohne UF-Membran (links) und mit UF-Membran (rechts). ..... **Error! Bookmark not defined.**
Abbildung 70: Die Entfernung von ARGs (ermB und sul1) im gesamten Pilotwasserrückgewinnungssystem vom Rohabwasser bis zur Desinfektionseinheit – ohne UF-Membran (links) und mit UF-Membran (rechts). ..... **Error! Bookmark not defined.**
Abbildung 71: DOC-Konzentration im Ablauf der Kläranlage und im Ablauf des BAK-Filters ..... **Error! Bookmark not defined.**
Abbildung 72: UV254 im Ablauf der Kläranlage, nach Ozonierung und im Ablauf des BAK Filters..... **Error! Bookmark not defined.**
Abbildung 73: Konzentration der org. Spurenstoffen in Bewässerungswasser (EU-min und Nutzwasser). **Error! Bookmark not defined.**

Abbildung 74: Konzentration verschiedener mikrobiologischer Parameter in Proben aus Feldfrüchten bewässert mittels Überkopfbewässerung (O) oder Tropfbewässerung (D) mit Nutzwasser (NW), Trinkwasser (TW) oder Wasser aus EU-Minimalanforderungen (EU). Gelbe Punkte zeigen positive Befunde, grüne Punkte zeigen nicht nachweisbare Parameter. Orangene Punkte zeigen Messwerte über der Nachweisgrenze an. K = Kruskal-Wallis-Test, M = Mann-Whitney-Test, jeweils mit Test-Statistik und p-Wert. .... **Error! Bookmark not defined.**
Abbildung 75: Konzentrationsverteilung von Rotaviren (RV), Enteroviren (EV), Noroviren (NV) und Adenoviren (HAdV) im Zulauf der Kläranlage Schweinfurt. Die weißen Punkte stellen die Werte einzelner Messungen, der grüne Bereich stellt die modellierte Verteilung der Messwerte (Maximum Likelihood, Gamma-Verteilung) dar. Die breiten grünen Balken grenzen 50% des Messbereichs ein, die dünnen Balken 95% des Messbereichs. ..... **Error! Bookmark not defined.**
Abbildung 76: Risiko pro Person pro Jahr für Adenoviren bei der Verwendung des Wassers für die Bewässerung von Salat. Ausgangskonzentration ist Kläranlagenzulauf (erste Verteilung links). Mit steigenden Log-Entfernung sinkt das Risiko. Die Balken stellen 50% bzw. 95% und die Punkte den Mittelwert der modellierten Messwerte dar. ..... **Error! Bookmark not defined.**
Abbildung 77: Risiko pro Person pro Jahr für Adenoviren bei der Verwendung des Wassers für die Bewässerung von Salat, bei urbaner Bewässerung und beim “Worst-Case” Salat. Ausgangskonzentration ist Kläranlagenzulauf (erste Verteilung links). Mit steigenden Log-Entfernung in der Behandlungskette der Pilotanlage sinkt das Risiko. Die Balken stellen 50% bzw. 95% und die Punkte den Mittelwert der modellierten Messwerte dar. ..... **Error! Bookmark not defined.**
Abbildung 78: Extrahierte org. Spurenstoffen aus essbaren Nutzpflanzen, die mit EU-min Wasser und Nutzwasser bewässert wurden ..... **Error! Bookmark not defined.**
Abbildung 79: Extrahierte org. Spurenstoffen aus essbaren Nutzpflanzen, die mit Leitungswasser bewässert wurden (a: Melone, b: Feldsalat, c: Eichblattsalat, d: Tomate, e: Knollensellerie, f: Zwiebel). **Error! Bookmark not defined.**
Abbildung 80: Akkumulation von org. Spurenstoffen im Boden (0-10 cm und 10-30 cm) nach 2 Jahren Bewässerung mit 3 verschiedenen Wasserqualitäten (Leitungswasser, EU-Min Wasser und Nutzwasser).**Error! Bookmark not defined.**
Abbildung 81: Konzentration der org. Spurenstoffe im Sickerwasser nach der Bewässerung von Kulturpflanzen im Gewächshaus ..... **Error! Bookmark not defined.**
Abbildung 82: Massenbilanz von Spurenstoffen in der Wasserwiederverwendung unter Berücksichtigung der Konzentration in Pflanzen, Boden, Sickerwasser und unbekannt als biologisch abbaubar. **Error! Bookmark not defined.**
Abbildung 83: Hazardquotient (HQ) der nachgewiesenen org. Spurenstoffen in essbaren Pflanzenarten in Bezug auf Alter und Körpergewicht der Konsumenten. ..... **Error! Bookmark not defined.**
Abbildung 84: Rohrprofile des Hauptsammlers, v.l. Ei-Profil 1000/1500, Ei-Profil 1400/2100, Rinnenprofil 1900/2200, Rinnenprofil 2300/1750 ..... **Error! Bookmark not defined.**
Abbildung 85: Übergang Ei-Profil 1400/2100 zu Ei-Profil 1000/1500 ..... **Error! Bookmark not defined.**
Abbildung 86: Speicherbauwerk im Schnitt A-A ..... **Error! Bookmark not defined.**
Abbildung 87: Bestimmung von QT,Max85 und QT,Max anhand der Ablaufwassermengen an Trockenwettertagen ..... **Error! Bookmark not defined.**
Abbildung 88: Bestimmung der ganzjährig theoretisch möglichen Nutzwassermenge QNutz der Kläranlage Schweinfurt ..... **Error! Bookmark not defined.**
Abbildung 89: Bestimmung von QT,Max85 und QT,Max anhand der Ablaufwassermengen an Trockenwettertagen in der Bewässerungsperiode ..... **Error! Bookmark not defined.**
Abbildung 90: Bestimmung der während der Bewässerungsperiode theoretisch möglichen Nutzwassermenge QNutz der Kläranlage Schweinfurt ..... **Error! Bookmark not defined.**

Abbildung 91: Bestimmung der Bemessungswassermenge der Kläranlage Schweinfurt, welche während der Bewässerungsperiode 40 % der Abwassermenge reinigt..... **Error! Bookmark not defined.**
Abbildung 92: Abbildung 91: Darstellung der Verfahrensströme der erarbeiteten Varianten.. **Error! Bookmark not defined.**
Abbildung 93: Darstellung der Verfahrensströme der erarbeiteten Untervarianten der Variante 3 ..... **Error! Bookmark not defined.**
Abbildung 94: Standort der Pilotanlage..... **Error! Bookmark not defined.**
Abbildung 95: Erweiterungsfläche: Korbballfeld TV Oberndorf - Schweinfurt... **Error! Bookmark not defined.**
Abbildung 96: Schlammlagerplatz und alte Nachklärung ..... **Error! Bookmark not defined.**
Abbildung 97: Westliche Aufstellfläche um die Fahrzeughalle..... **Error! Bookmark not defined.**
Abbildung 98: Auslegung der Sickerschlitzgräben..... **Error! Bookmark not defined.**
Abbildung 99: Verblockungen der Ventile innerhalb der Ozonreaktoren..... **Error! Bookmark not defined.**
Abbildung 100: BAK Filter Durchflussreduzierung durch Aufwuchs von Biomasse und Filterwiederstand ..... **Error! Bookmark not defined.**
Abbildung 101: Aufbereitungsstufen des Nutzwassersystems in der ersten Projektphase (Oktober 2021-März 2022)..... **Error! Bookmark not defined.**
Abbildung 102: Pilotmaßstab-Keramik-UF-Membranen (Nanostone), Nutzwasserprojekt **Error! Bookmark not defined.**
Abbildung 103: Transmembrandruck der keramischen UF-Membran unter Anwendung von 20 mg/L Al^{3+} als Koagulationsmittel..... **Error! Bookmark not defined.**
Abbildung 104: Transmembrandruck der keramischen UF-Membran unter Anwendung von 10 mg/L Al^{3+} als Koagulationsmittel..... **Error! Bookmark not defined.**
Abbildung 105: Reduktion des transmembranen Drucks in der keramischen UF durch Senkung des Filtrationsflusses von 120 auf 90 LMH ..... **Error! Bookmark not defined.**
Abbildung 106: Keramische UF-Betriebsstabilität während PAK und Vor-Ozonierungsversuche..... **Error! Bookmark not defined.**
Abbildung 107: Aufbereitungsstufen des Nutzwassersystems in der ersten Projektphase (Dezember 2022-Mai 2024)..... **Error! Bookmark not defined.**
Abbildung 108: Pilotmaßstab-BAK Filter, Nutzwasserprojekt (Contiflow, Fa. Huber)..... **Error! Bookmark not defined.**
Abbildung 109: Aufbereitungsstufen des Nutzwassersystems in der ersten Projektphase (ab Mai 2024)... **Error! Bookmark not defined.**
Abbildung 110: Schema des Ozoncontainers sowie Fotos der Sauerstoffkonzentratoren und der Reaktionstanks..... **Error! Bookmark not defined.**
Abbildung 111: Übersicht der Onlinesensoren zur Messung diverser Wasserqualitätsparameter. ..... **Error! Bookmark not defined.**
Abbildung 112: Schematische Darstellung der EU-min Behandlungslinie ..... **Error! Bookmark not defined.**
Abbildung 113: Höhenplan des Klärwerks Schweinfurt mit Sohlhöhe des Ablaufschachts bei 200,61 m ü. NN und der Hauptablaufleitung bei 205,30 m ü. NN .... **Error! Bookmark not defined.**Abbildung 114: Längsschnitt der Hauptablaufleitung im Bereich der Aufstellfläche der Nutzwasseranlage mit den Sohlhöhen 205,30 m ü. NN und 204,76 m ü. NN..... **Error! Bookmark not defined.**
Abbildung 115: Übersicht der Systemlösung in Schweinfurt und Gochsheim ..... **Error! Bookmark not defined.**
Abbildung 116: Betrachtete Kosten der Systemlösung in Schweinfurt und Gochsheim .... **Error! Bookmark not defined.**
Abbildung 117: Betrachtete Nutzen der Systemlösung in Schweinfurt und Gochsheim .... **Error! Bookmark not defined.**
Abbildung 118: Organisationsformen der Wasserver- und Abwasserentsorgung. **Error! Bookmark not defined.**

Abbildung 119: Arten der Finanzierung, Quelle: https://sevdesk.de/lexikon/finanzierungsarten.....**Error! Bookmark not defined.**
Abbildung 120: Business Model Canvas - Teilsystem 1: Aufbereitungsanlage und urbane Bewässerung..**Error! Bookmark not defined.**
Abbildung 121: Business Model Canvas - Teilsystem 2: landwirtschaftliche Bewässerung.....**Error! Bookmark not defined.**
Abbildung 122: Luftbild von den Multibarrieren Behandlungssystem des Nutzwassers, Gewächshaus und Besucherpavillon, Stadtentwässerung Schweinfurt (Bild vom Stefan Rose).....**Error! Bookmark not defined.**
Abbildung 123: Besucherpavillon des Projekt Nutzwassers.....**Error! Bookmark not defined.**
Abbildung 124: Visualisierung der verschiedenen Wasserqualitäten des Kläranlagenablaufs, des Fließgewässers (Fluss Main) sowie der aufbereiteten Wasserqualitäten (EU-min und Nutzwasser).....**Error! Bookmark not defined.**

Zusammenfassung

Das von der Technischen Universität München koordinierte Nutzwasser-Projekt wurde in enger Zusammenarbeit mit Partnern von Betreiberseite, aus Industrie, Ingenieurbüros, Landesbehörden und Forschungseinrichtungen durchgeführt und vom Bundesministerium für Forschung, Technologie und Raumfahrt (BMFTR) über einen Zeitraum von 3.5 Jahren gefördert. Ziel war es, die Wiederverwendung von gereinigtem kommunalem Abwasser für landwirtschaftliche und urbane Bewässerungszwecke zu untersuchen und geeignete technische sowie rechtliche Rahmenbedingungen für eine sichere Anwendung zu entwickeln. Im Rahmen des Projekts wurden dafür verschiedene weitergehende Aufbereitungsverfahren kombiniert, um eine hohe mikrobiologische und chemische Wasserqualität zu gewährleisten. Für die Bereitstellung eines weitgehend behandelten Wassers, sog. Nutzwasser, wurde dazu eine Kombination aus keramischer Ultrafiltration, Ozonierung, biologischer Aktivkohlefiltration und einer UV-Desinfektion eingesetzt. Darüber hinaus erfolgte ein Vergleich mit einer Standardaufbereitung des Kläranlagenablaufs bestehend aus Filtration und UV-Desinfektion, was den Mindestanforderungen der EU-Verordnung zur Wasserwiederverwendung entspricht. Die so behandelten Wasserproben wurden eingehend auf mikrobiologische und chemische Inhaltsstoffe untersucht.

Ein zentraler Fokus des Projekts bestand in der Prüfung der Auswirkungen der unterschiedlich behandelten Bewässerungswässer auf Boden, Pflanzen und Grundwasser. Langzeituntersuchungen ergaben, dass keine schädliche Anreicherung von Schadstoffen in Boden stattfand und die Bewässerung mit aufbereitetem Wasser keine negativen Auswirkungen auf die Qualität der landwirtschaftlichen Erzeugnisse hatte. Auch ein Vergleich mit Trinkwasser-bewässerten Pflanzen zeigte keine signifikanten Unterschiede hinsichtlich Wachstum oder einer Belastung mit abwasserbürtigen Krankheitserregern oder organischen Spurenstoffen.

Die Ergebnisse zeigen, dass durch eine Mehrstufenaufbereitung potenziell gesundheitsgefährdende Stoffe entfernt werden können und das aufbereitete Wasser den gesetzlichen Anforderungen entspricht. Für die Gewährleistung einer einwandfreien Wasserqualität wurde eine Echtzeit-Überwachung der Aufbereitung und der Bewässerungsprozesse implementiert. Internet-of-things (IoT) Sensoren und eine cloudbasierte Datenauswertung ermöglichen eine präzise Steuerung der Bewässerungsbedarfe, wodurch sowohl der Wasserverbrauch als auch die Umweltbelastung minimiert werden können.

Neben den technischen Aspekten wurden auch die rechtlichen Rahmenbedingungen und Herausforderungen einer Wasserwiederverwendung erarbeitet. Die Ergebnisse zeigen, dass bestehende Vorschriften auf EU- und Bundesebene zwar einen sicheren Einsatz ermöglichen, jedoch in vielen Bereichen noch Bedarf für Hilfestellungen besteht, insbesondere bei der Auswahl einer Multibarrieren-Aufbereitung, der Genehmigungspraxis, der Integration in bestehende Wasserversorgungssysteme und der Finanzierung. Eine gezielte Öffentlichkeitsarbeit ist erforderlich, um die gesellschaftliche Akzeptanz für die Nutzung von wiederaufbereitetem Wasser zu erhöhen.

Zusammenfassend zeigt das Projekt, dass die Wiederverwendung von Wasser eine praktikable und sichere Lösung darstellen kann, um Wasserressourcen nachhaltiger zu nutzen. Die Erkenntnisse können als Grundlage für zukünftige Implementierungen in Deutschland dienen und dazu beitragen, langfristig eine ressourcenschonende Wasserversorgung zu etablieren.

1 Einleitung

1.1 Einführung in Konzepte der Wasserwiederverwendung für landwirtschaftliche und urbane Anwendungen

Die Süßwasservorräte werden in vielen Teilen der Welt aufgrund von Urbanisierung, Bevölkerungswachstum und wirtschaftlicher Entwicklung zunehmend knapper [1]. Die Auswirkungen des Klimawandels schränken die Verfügbarkeit von Wasserressourcen aufgrund einer Zunahme des Auftretens von länger anhaltenden Dürren selbst in Regionen mit gemäßigtem Klima zunehmend ein [2]. Um Wasserknappheit zu begegnen, kann die Wiederverwendung von kommunalen Abwässern eine vielversprechende Option sein, um eine alternative Frischwasserversorgung bereitzustellen [3]. Im Rahmen der Erreichung nachhaltiger Entwicklungsziele (SDGs) der Vereinten Nationen (Ziel 6.3) wird empfohlen, die Wasserwiederverwendung weltweit bis 2030 signifikant zu steigern. Auch der Weltwasserentwicklungsbericht 2023 betont die Bedeutung der Rückgewinnung von nicht trinkbarem Wasser als alternative Wasserressource [4]–[6], [7].

Um die langfristige Stabilisierung des lokalen und regionalen Wasserhaushalts zu gewährleisten, ist es notwendig, nicht nur den Landschaftswasserhaushalt klimaresilient wiederherzustellen, sondern auch weitere wirksame Unterstützungsmaßnahmen zu ergreifen. Dazu gehört beispielsweise die Diversifizierung lokaler Wasserressourcen und die Bereitstellung von Wasserqualitäten, die den spezifischen Anforderungen unterschiedlicher Nutzungen entsprechen, anstatt einer einheitlichen Qualität unabhängig von der geplanten Nutzung. Besonders Abläufe aus kommunalen Kläranlagen, auch als Klarwasser bezeichnet, stellen eine wertvolle, von Trockenperioden unabhängig verfügbare Ressource dar, die wiederverwendet werden kann. In Deutschland, insbesondere in Regionen mit angespannten Wasserressourcen, kann die Wasserwiederverwendung eine interessante alternative Wasserquelle darstellen, die den Einsatz von herkömmlichen Frischwasserressourcen substituiert.

In Ländern mit vergleichbaren Umweltstandards und begrenzten Wasserressourcen ist die Wasserwiederverwendung unter Einsatz weitergehender Wasseraufbereitungsverfahren seit vielen Jahrzehnten eine bewährte Praxis und integraler Bestandteil der Wasserwirtschaft. Die EU hat im Jahr 2020 erstmals eine Verordnung zu Mindestanforderungen für die Wasserwiederverwendung erlassen, die seit dem 26. Juni 2023 in den EU-Mitgliedsstaaten und damit auch in Deutschland gilt. Die EU-Verordnung 2020/471 legt nicht nur spezifische Parameter zur Sicherstellung einer einwandfreien hygienischen Wasserqualität fest, sondern fordert auch ein umfassendes Risikomanagement, durch das mit Hilfe administrativer und technischer Maßnahmen die Risiken für Gesundheit und Umwelt auf ein tolerierbares Maß reduziert werden sollen. Damit ist der rechtliche Rahmen geschaffen, um die Wasserwiederverwendung für die landwirtschaftliche Bewässerung sicher einzusetzen. Bisher fehlen jedoch konkrete Projekte, die zeigen, wie diese Praxis für urbane und landwirtschaftliche Zwecke umgesetzt und wie die neuen rechtlichen und technischen Anforderungen, insbesondere im Risikomanagement, erfüllt werden können.

1.2 Die Herausforderung für die menschliche Gesundheit und die Umwelt

1.2.1 Bakterien und Viren in kommunalen Abwässern

Um hygienisch sichere und umweltgerechte Wiederverwendungspraktiken zu gewährleisten, müssen insbesondere für Krankheitserreger (z. B. Bakterien, Protozoen und Viren), die ein erhebliches und akutes Gesundheitsrisiko darstellen können, Anforderungen an deren Entfernung zuverlässig erfüllt werden. Daher haben eine Vielzahl von Ländern und internationale Organisationen Wasserqualitätsstandards für verschiedene Praktiken der Wasserwiederverwendung vorgeschlagen und spezifiziert [8]–[11]. Aufbauend auf dieser

Technische Universität München · IWW Zentrum Wasser · COPLAN AG · BGS Umwelt · xylem Let's Solve Water · HOLINGER · TZW Technologiezentrum Wasser · Regierung von Unterfranken · Schweinfurt Zukunft findet Stadt · Leibniz-Rechenzentrum · Gefördert durch: Bundesministerium für Forschung, Technologie und Raumfahrt · FONA Forschung für Nachhaltigkeit · Eine Initiative des Bundesministeriums für Bildung und Forschung · WavE Wassertechnologien: Wiederverwendung

internationalen Erfahrung und um durch eine Harmonisierung eine Wasserwiederverwendung in Europa zu fördern, führte die Europäische Union (EU) im Jahr 2020 erstmals die EU-Verordnung 2020/471 für die Wiederverwendung von Wasser für die landwirtschaftliche Bewässerung ein [10]. Die Verordnung legt regelmäßige Überwachungsanforderungen für die fäkalen Indikatorbakterien (FIB) *E. coli* für vier Wassergüteklassen A, B, C und D fest. Die höchste Kategorie, Klasse A (mechanisch-biologisch behandeltes Abwasser gefolgt von Filtration und Desinfektion), umfasst die Bewässerung von roh verzehrten Nahrungspflanzen, bei denen der essbare Teil in direktem Kontakt mit dem Bewässerungswasser steht, sowie roh verzehrte Wurzelfrüchte (Tabelle S1, ergänzende Informationen). Für die Gewährleistung der mikrobiologischen Anforderungen bei Anwendungen der Kategorie A, fordert die EU-Verordnung die Erfüllung zusätzlicher Validierungskriterien. Diese erfordern die Einhaltung spezifischer Log-Reduktionswerte (LRVs) für humane Viren (≥ 6), Bakterien (≥ 5) und Sporen (als Surrogat für Protozoen) (≥ 5) (Tabelle S1). Diese LRVs, die die aufsummierte Gesamtreduktion von Rohabwasser bis zum gereinigten Wasser umfasst, müssen vor der Inbetriebnahme einer Wasserwiederverwendungsanlage oder im Zuge größerer Modifikationen validiert werden. Sowohl die regelmäßige Überwachung der Entfernung von Indikatororganismen als auch die Validierungsanforderungen müssen in mindestens 90 % aller Proben erfüllt werden.

Demgegenüber verfolgen die Anforderungen im Bundesstaat Kalifornien für die Wasserwiederverwendung (Title 22) einen anderen Ansatz. Dieser schreibt vor, dass die mittlere Konzentration von Gesamtcoliformbakterien in filtrierten und desinfiziertem Wasser nach mechanisch-biologischer Behandlung von 2,2 pro 100 ml nicht überschritten werden dürfen. Dieses Ziel kann entweder erreicht werden, indem ein Restchlorgehalt von 5 mg/l Cl_2 nach 90 Minuten Kontaktzeit besteht oder eine 99,999 %ige Entfernung von MS2-Bakteriophagen am Ablauf des Behandlungssystems nachgewiesen wird [12, 13].

Da der Nachweis menschlicher Viren aufgrund ihrer geringen Häufigkeit in behandeltem Abwasser oft eine Herausforderung darstellt, wurden Bakteriophagen als Surrogate für die Validierung der Behandlung vorgeschlagen, da sie ein ähnliches Verhalten wie menschliche Viren während der Wasseraufbereitung aufweisen und etablierte analytische Protokolle für deren Nachweis existieren [14]. In einer umfassenden Literaturstudie von Heffron et al. (2024) wurde geschlussfolgert, dass es aufgrund der Vielzahl unterschiedlicher Eigenschaften keine Bakteriophagen gibt, die als konservatives Surrogat für alle humanpathogenen Viren für eine Prozessvalidierung geeignet ist [15]. Um unterschiedliche Viruseigenschaften bei der Validierung von Aufbereitungsprozessen zu berücksichtigen, werden – wie in dieser Studie auch - RNA-Enterobacteriophagen (MS2) und DNA-Enterobacteriophagen (PhiX174) ausgewählt, um humanpathogene RNA- und DNA-Viren zu repräsentieren. Diese nicht umhüllten Phagen wurden aufgrund ihrer ähnlichen strukturellen Eigenschaften, ihrer einfachen Nachweisbarkeit und ihrer nicht-pathogenen Natur ausgewählt.

Zusätzlich wurden sporenbildende sulfat-reduzierende Bakterien oder *Clostridium perfringens* Sporen, die sehr resistent gegenüber Umweltstress und Wasseraufbereitungsprozessen sind, in der EU-Verordnung 2020/741 als Surrogate für Protozoen berücksichtigt (Tabelle S1).

1.2.2 Antibiotikaresistenzgene und antibiotikaresistente Bakterien

In den letzten Jahren hat die Ausbreitung antibiotikaresistenter Bakterien (ARB) weltweit an Aufmerksamkeit gewonnen, insbesondere durch Berichte der Weltgesundheitsorganisation (WHO, 2015). Zahlreiche Studien belegen, dass ARBs in Krankenhaus-, Haushalts- und Industrieabwässern während der Abwasserbehandlung nur teilweise entfernt werden (Czekalski et al., 2014; Michael et al., 2013; Rizzo et al., 2013; Hiller et al. 2019). Das Vorkommen von ARBs und Antibiotikaresistenzgenen (ARGs) wurde in verschiedenen Umweltbereichen auf der ganzen Welt dokumentiert, darunter in Oberflächenwasser (Adelowo et al., 2018; Jiang et al., 2013; Stange et al., 2016; Stoll et al., 2012), Grundwasser (Li et al., 2014), Trinkwasser (Xi et al., 2009; Guo et al., 2014) und Trinkwasser-Biofilmen (Schwartz et al., 2003).

Der Eintrag klinisch relevanter ARBs und ARGs aus anthropogenen Quellen sowie der übermäßige Einsatz von Antibiotika in der Human- und Veterinärmedizin fördern die rasche Ausbreitung von ARBs in der Umwelt, indem sie ein Resistenzgen-Reservoir und einen Selektionsdruck schaffen. Die globale Verbreitung von ARB und die Aufnahme von ARGs durch pathogene und opportunistische Bakterien haben zu verlängerten Krankenhausaufenthalten und hohen Sterblichkeitsraten bei Patienten geführt (WHO, 2014). Verschiedene Umweltbereiche, wie beispielsweise Trinkwasser-Biofilme, könnten eine Quelle für pathogene und opportunistische Bakterien darstellen (Richards et al., 2015) und bieten aufgrund hoher Bakteriendichte, erhöhter genetischer Kompetenz und der Ansammlung mobiler genetischer Elemente (Fux et al., 2005; Gal-Mor und Finlay, 2006) auch ideale Bedingungen für den horizontalen Gentransfer.

Die Verbreitung von ARBs und ARGs wird durch horizontalen Gentransfer erleichtert, der den Austausch von ARGs zwischen verschiedenen Bakterienstämmen oder -arten und über das ursprüngliche Habitat des Wirts hinaus ermöglicht (Frost et al., 2005; Moore und Lindsay, 2001). Es wird angenommen, dass die Konjugation der Hauptmechanismus des horizontalen Gentransfers ist (von Wintersdorff et al., 2016), aber auch Transduktion (Brown-Jaque et al., 2015; Colomer-Lluch et al., 2011) und Transformation (Lorenz und Wackernagel, 1994) wurden beobachtet. Kläranlagen (WWTPs) bieten eine ideale Umgebung für den Austausch mobiler genetischer Elemente, die ARGs tragen, zwischen Pathogenen, opportunistischen Pathogenen und Umweltbakterien (Parsley et al., 2010). Hohe Bakteriendichten, Biofilme und Belastungen durch Schadstoffe wie Antibiotika, Schwermetalle, Tenside, Biozide und Arzneimittel können in Abwässern den horizontalen Gentransfer fördern (Aminov, 2011).

Die Sammlung und Behandlung von Abwässern sind essenziell für den Schutz der menschlichen Gesundheit und der Umwelt. Die aktuellen Kläranlagen sind darauf ausgelegt, konventionelle Schadstoffe wie Schwebstoffe, Nährstoffe (Stickstoff und Phosphor), organische Stoffe und teilweise auch Krankheitserreger zu entfernen (Pruden et al., 2013). Allerdings sind Kläranlagen nicht dafür konzipiert, Antibiotika, ARBs und ARGs gezielt zu entfernen. Daher werden sie als kritische Eintragspunkte für die Kontrolle der globalen Verbreitung von Antibiotikaresistenzen angesehen. Innerhalb der Europäischen Union wird die Qualität der kommunalen Abwassereinleitungen durch die Kommunalabwasserrichtlinie (EU) 2024/3019 geregelt, die Anforderungen für Parameter wie den biochemischen und chemischen Sauerstoffbedarf, die Gesamtmenge der Schwebstoffe sowie Stickstoff und Phosphor festlegt. Mikrobiologische Parameter – insbesondere ARBs und ARGs – werden in der Richtlinie bisher nicht berücksichtigt. Die weitergehende Abwasserbehandlung mit Chlor, UV-Behandlung oder Ozon kann Bakterien effektiv entfernen, jedoch sind ARGs deutlich widerstandsfähiger (Kim et al., 2010; McKinney und Pruden, 2012; Munir et al., 2011). Daher besteht nach der Einleitung von behandeltem Abwasser in Oberflächengewässer (z. B. Flüsse und Kanäle) oder Meere (Ästuare und Küstengebiete) stets ein potenzielles Risiko der Übertragung von ARGs durch verschiedene Mechanismen auf Krankheitserreger und opportunistische Krankheitserreger. In diesem Zusammenhang sind Empfehlungen für effektive und wirtschaftlich nachhaltige Behandlungstechnologien an kritischen Punkten innerhalb des Abwasserstroms dringend erforderlich (Berendonk et al., 2015). Da die Ausbreitung von ARGs zunehmend alarmierend wird, sind die Effizienzen sowohl herkömmlicher Verfahren als auch weitergehende Oxidationsverfahren (AOPs) zur Eliminierung von ARBs und ARGs von großem Interesse (Dodd, 2012). Zu den Methoden gehören unter anderem die Chlorung (Yoon et al., 2017; Zhang et al., 2015), die UV-Behandlung (Childress et al., 2014; McKinney und Pruden, 2012), die Ozonierung (Alexander et al., 2016; Zhuang et al., 2015), der Einsatz verschiedener Oxidationsmittel (Oh et al., 2014) und die Photokatalyse mit TiO_2-Partikeln (van Aken und Lin, 2011). Diese Behandlungsverfahren zielen darauf ab, lebensfähige Bakterien zu inaktivieren, jedoch ist wenig über ihre Wirksamkeit bei der Entfernung von ARGs oder mobilen genetischen Elementen, die diese tragen, bekannt [16].

1.2.3 Spurenstoffe in Kommunalabwasser

Derzeit gibt es keine einheitliche Kategorisierung organischer Spurenstoffe. Allgemein unterscheidet man unter anderem die folgenden Gruppen: Arzneimittel, Produkte der Körperpflege, Haushaltschemikalien,

Weichmacher, Flammschutzmittel und Pestizide. Die Belastung der aquatischen Umwelt mit organischen Spurenstoffen (TOrCs) besteht seit langem, jedoch standen zuverlässige und sensitive Nachweismethoden erst seit Anfang der Jahrtausendwende zur Verfügung. Infolgedessen sind wir heute in der Lage, diese Verbindungen umfassend zu identifizieren und zu quantifizieren. Die Synthese neuer Chemikalien oder Veränderungen in der Nutzung und Entsorgung bestehender Chemikalien können in neuen Quellen von TOrC-Belastungen für die aquatische Umwelt resultieren.

Konventionelle Kläranlagen können während der biologischen Abwasserbehandlung die Emission von TOrCs, einschließlich Antibiotika, verringern. Da viele dieser Verbindungen bei der konventionellen Abwasserbehandlung nicht vollständig entfernt werden und Transformationsprodukte auftreten können, stellen Kläranlagen eine bedeutende Quelle für TOrC-Emissionen in die aufnehmenden Gewässer dar. Zudem fungieren Kläranlagen als Sammelpunkte für ARBs und antimikrobielle Substanzen aus verschiedenen Quellen (z. B. Krankenhäuser, Industrien, Haushalte) und werden dadurch auch zu Punktquellen für die Verbreitung von Antibiotikaresistenzen in der Umwelt (Pruden et al., 2013).

Die genannten Aspekte verdeutlichen die Komplexität der Herausforderungen, die durch das Vorkommen von TOrCs in der aquatischen Umwelt und durch Antibiotikaresistenz entstehen. Ein breites Spektrum an chemischen und mikrobiellen Verunreinigungen mit unterschiedlichen physikochemischen Eigenschaften, toxikologischen Merkmalen und damit verbundenen potenziellen Risiken muss bewältigt werden, was geeignete Maßnahmen entsprechend den Anforderungen an unterschiedliche Schutzgüter erfordert. In Zeiten von Wasserknappheit stellt das Vorhandensein von Restmengen an TOrCs in behandelten Abwasser nicht nur ein Umweltproblem dar, sondern kann auch die Wiederverwendung des behandelten Abwassers beeinträchtigen.

Das Verhalten der TOrCs hängt stark von der Art der in einer spezifischen Kläranlage eingesetzten Behandlung ab. Viele Faktoren beeinflussen die Entfernung spezifischer Chemikalien in Kläranlagen: die chemischen Eigenschaften der Verbindungen, die Anlagenkonfiguration, die hydraulische Verweilzeit (HRT), das Schlammalter (SRT), die Betriebsbedingungen (z. B. pH-Wert, Temperatur usw.), der Anteil und die Zusammensetzung industrieller Abwässer usw. Darüber hinaus müssen Kläranlagen in der Regel eine breite und heterogene Gruppe von Inhaltsstoffen in einem weiten Bereich von Zulaufkonzentrationen (von 0,001 bis 1000 µg/l) behandeln. Daher besteht dort wo hohe Ablaufqualitäten erforderlich sind ein Bedarf an technologischen Lösungen, die für verschiedene Schadstoffe und unter unterschiedlichen Betriebsbedingungen wirksam sind [17].

Bei Bewässerungsanwendungen ist zudem das Vorkommen und der Transport von organischen Spurenstoffen in Böden und Pflanzen zu berücksichtigen, sowie mögliche Auswirkungen auf die menschliche Gesundheit bei Verzehr von bewässerten Kulturen. Nach ihrer Einbringung in den Boden interagieren Spurenstoffe hauptsächlich mit dem organischen Gehalt des Bodens durch hydrophobe und elektrostatische Wechselwirkungen. Diese Wechselwirkungen können zu ihrer Adsorption, Abbau, Aufnahme durch Pflanzen oder ihrem Eindringen in tiefere Bodenschichten bis hin zum Grundwasser führen. Bisherige Studien haben jedoch oft die komplexen Wechselwirkungen zwischen Spurenstoffe und Bodengehalt vereinfacht betrachtet, bei denen reale Umweltbedingungen nicht immer repräsentativ abgebildet waren. Der Großteil der Spurenstoffe, wie etwa Arzneimittel, sind geladene Spezies und verhalten sich anders als neutrale Verbindungen, wenn sie mit Bodenbestandteilen wechselwirken. Daher kann die Beurteilung der Mobilität und Sorption von Spurenstoffen nach ihrer Einbringung in den Boden nicht verallgemeinert unter Verwendung von K_{OW}- bzw. K_{OC}-Konzepten erfolgen. Das Verhalten dieser geladenen Verbindungen hängt von vielen Faktoren ab, einschließlich der Ladung der Sorbentienoberfläche, der Spezifikationen der Spurenstoffe und dem Vorhandensein anderer Gegenionen in der Lösung. Sigmund et al. (2022) weisen darauf hin, dass bei Anwendungen zur Wasserwiederverwendung der experimentell bestimmte K_d-Wert der einzige Bewertungsfaktor für eine erste Risikocharakterisierung in Bezug auf die Akkumulation von Spurenstoffen im Boden und in Pflanzen sowie deren Mobilität in Richtung Grundwasser ist. Dittmann et al. (2024) bewerteten

die Risiken polarer (Diatrizoat) und unpolarer (Carbamazepin) Verbindungen für die Grundwasserkontamination durch die Bewässerung von Rucola. Sie berichten von einem hohen Transportrisiko für Diatrizoat für eine Verlagerung ins Grundwasser ohne Retardation, jedoch kein Risiko für den Stoff Carbamazepin aufgrund seiner hydrophoben Eigenschaften. Diese Untersuchungen wurden anhand von Lysimeter-Experimenten gemacht, die mit UV-desinfizierten konventionellen Ablauf einer Kläranlagen beschickt wurden. Ähnliche Ergebnisse zur Sorption und Bewegung von Spurenstoffen in Bodensäulen nach Bewässerungen wurden in früheren Studien berichtet. Andere Studien widmeten sich der Bewertung von Spurenstoffen bei der Anwendung von wiederverwendeten Wasser zur Bewässerung von essbaren Pflanzen. Malchi et al. (2014) führten eine umfassende Bewertung der Gesundheitsrisiken durch und verwendeten dabei eine konservativen Schwellenwert für toxikologische Bedenken (‚threshold of toxicological concern', TTC). Ihre Ergebnisse legen nahe, dass das Vorkommen von pharmazeutischen Verbindungen in Blättern bis zu 20 ng/g ein vernachlässigbares Risiko für die menschliche Gesundheit darstellt. Das Vorhandensein von Lamotrigin und 10,11-Epoxycarbamazepin in Karottenblättern deutete jedoch auf ein mögliches Gesundheitsrisiko hin, nachdem mit angereichertem konventionellem Kläranlagenablauf bewässert wurde. Prosser et al. (2015) verwendeten den Hazard Quotient (HQ) für die Analyse von Gesundheitsrisiken nach der Bewässerung mit Abwasser. Diese Exposition ergab in allen Proben einen HQ kleiner 0,1, das kein relevantes Risiko für die menschliche Gesundheit repräsentiert. Zudem weisen sie darauf hin, dass viele Studien, die die Konzentration von Spurenstoffen in Pflanzen bewerteten, möglicherweise nicht relevant für die Risikobewertung der menschlichen Gesundheit ist, da diese Studien erhöhte Konzentrationen von Spurenstoffen einsetzten.

Der Umfang einer Wasseraufbereitung für Anwendungen in der Wasserwiederverwendung sollte die erforderliche Qualität der Anwendung berücksichtigen (fit-for-purpose), wobei auch eine wirtschaftliche und ökologische Tragfähigkeit geprüft werden sollte. Weitergehende Wasseraufbereitungssysteme, einschließlich Membranfiltration, Ozonierung, UV-Desinfektion, weitergehende Oxidationsprozesse und Technologien zur sequentiellen künstlichen Grundwasseranreicherung sowie deren Kombinationen, werden bereits in großem Maßstab für Anwendungen zur Wasserwiederverwendung eingesetzt.

Das Verständnis der Expositionspfade von Kontaminanten, der exponierten Gruppen und der Konzentrationen relevanter Kontaminanten bei Anwendungen zur Wiederverwendung spielt eine entscheidende Rolle für die adäquate Auslegung von Aufbereitungssystemen und das Risikomanagement. Die Gesundheitsrisiken im Zusammenhang mit Spurenstoffen in Pflanzen können durch die Anwendung des akzeptablen täglichen Aufnahmewerts (ADI) oder Schwellenwerte für toxikologische Bedenken (TTC) für chemische Verbindungen mit sehr niedrigen Konzentrationen in Lebensmitteln ohne toxikologische Daten bewertet werden.

Die jüngste europäische Verordnung für Anwendungen zur Wiederverwendung (EU) 2020/741 betont die Entfernung mikrobieller Kontaminanten, wie Bakterien und Nematoden, insbesondere bei der landwirtschaftlichen Bewässerung. Dennoch bleiben das Vorhandensein von Antibiotikaresistenzgenen sowie chemischen Kontaminanten, einschließlich ionisierbarer organischer Verbindungen wie Spurenstoffe, per- und polyfluorierte Alkylsubstanzen (PFAS) und ihre Anhäufung im Boden und in Pflanzen, anhand konkreter Vorgaben weitgehend unberücksichtigt (EU, 2020). Weitere internationale Vorschriften und Richtlinien zur Wiederverwendung von nicht-trinkbarem Wasser, die sich hauptsächlich auf die menschliche Gesundheit und mikrobielle Kontaminanten konzentrieren, sind verfügbar. Shoushtarian and Negahban-Azar (2020) haben insgesamt 70 Dokumente aus der ganzen Welt bewertet, darunter die U.S.-EPA, International Standards Organisation (ISO), World Health Organization (WHO), australische Leitlinien zur Wasserwiederverwendung, Vorschriften der EU-Kommission zur Wasserwiederverwendung sowie mehrere bundesstaatliche US-Vorschriften und Richtlinien zur Wasserwiederverwendung. Die bisherige Literatur, Vorschriften und Richtlinien bieten Betreibern einen klaren Rahmen zur Validierung ihrer Systeme unter Verwendung eines Risikomanagementansatzes, der die Vorhersage potenzieller Probleme umfasst. Jedoch wurden die zuverlässige Qualitätskontrolle und die Einhaltung der Vorschriften in Bezug auf das Vorhandensein von Spurenstoffen und

ARGs in Pflanzen und Boden nach der Bewässerung mit aufbereitetem Wasser nicht diskutiert (Ahmadi et al. 2025).

1.3 Gesetzliche Anforderungen der EU an die Wasserwiederverwendung

EU-Verordnung zur Wasserwiederverwendung 2020/741 (EU-Wasser-WVVO) und EU-Leitfaden 2024/1261

Die Richtlinie 2000/60/EG gibt den Mitgliedstaaten die nötige Flexibilität, zusätzliche Maßnahmen in ihre Aktionspläne aufzunehmen, um die Ziele der Wasserqualität dieser Richtlinie zu erreichen. Anhang VI Teil B der Richtlinie 2000/60/EG enthält eine nicht abschließende Liste solcher ergänzenden Maßnahmen, darunter auch die Wiederverwendung von Wasser. Im Rahmen einer Maßnahmenhierarchie, die die Mitgliedstaaten zur Bewältigung von Wasserknappheit und Dürre in Betracht ziehen können — von Wassersparmaßnahmen bis hin zu einer angepassten Wassergebührenpolitik und anderen Alternativen — sollten die in dieser Verordnung festgelegten Mindestanforderungen für die Wasserwiederverwendung immer dann gelten, wenn behandeltes kommunales Abwasser gemäß der Richtlinie (EU) 2024/3019 für die landwirtschaftliche Bewässerung genutzt wird, wobei das Kosten-Nutzen-Verhältnis angemessen berücksichtigt wird.

Die Wiederverwendung von adäquat behandeltem Abwasser, wie es in kommunalen Kläranlagen aufbereitet wird, ist in der Regel weniger umweltschädlich als alternative Wasserversorgungsmethoden, etwa Wasserüberleitungen oder Entsalzungsanlagen. Trotzdem wird diese Möglichkeit der Wasserwiederverwendung, die zur Reduktion von Wasserverschwendung und zu Einsparungen führen könnte, in der Europäischen Union bisher nur eingeschränkt genutzt. Dies liegt zum Teil an den hohen Kosten für die Systeme zur Wiederverwendung von Abwasser, dem bisherigen Fehlen einheitlicher Umwelt- und Gesundheitsstandards der Union für die Wasserwiederverwendung und an potenziellen Gesundheits- und Umweltrisiken sowie möglichen Hemmnissen für den freien Handel mit landwirtschaftlichen Erzeugnissen, die mit aufbereitetem Wasser bewässert wurden.

Um Gesundheitsstandards für die Lebensmittelhygiene bei mit aufbereitetem Wasser bewässerten landwirtschaftlichen Erzeugnissen zu gewährleisten, ist es notwendig, dass die Qualitätsanforderungen für aufbereitetes Wasser zwischen den Mitgliedstaaten keine wesentlichen Unterschiede aufweisen. Eine Harmonisierung dieser Anforderungen würde auch das Funktionieren des Binnenmarkts für diese Erzeugnisse verbessern. Daher ist es ratsam, durch die Festlegung von Mindestanforderungen an die Wasserqualität und deren Überwachung eine Mindestharmonisierung sicherzustellen. Diese Anforderungen sollten Mindestparameter für aufbereitetes Wasser beinhalten, die auf den technischen Berichten der Gemeinsamen Forschungsstelle der Kommission basieren und internationale Standards für die Wasserwiederverwendung widerspiegeln. Zudem sollten sie weitere, gegebenenfalls strengere oder zusätzliche Qualitätsanforderungen umfassen, die von den zuständigen Behörden in Kombination mit geeigneten Vorsorgemaßnahmen vorgeschrieben werden können.

Um die Umwelt sowie die Gesundheit von Menschen und Tieren effektiv zu schützen, liegt es in erster Linie in der Verantwortung der Betreiber von Aufbereitungseinrichtungen, die Qualität des aufbereiteten Wassers sicherzustellen. Die Betreiber müssen gewährleisten, dass die Mindestanforderungen dieser Verordnung und zusätzliche Bedingungen der zuständigen Behörde eingehalten werden. Zu diesem Zweck sollten sie die Wasserqualität kontinuierlich überwachen. Es wird empfohlen, klare Mindestanforderungen für die Überwachung festzulegen, einschließlich der Häufigkeit der Routinekontrollen sowie der Zeitpunkte und Leistungsziele für die Validierung. Die Richtlinie (EU) 2020/741 enthält spezifische Anforderungen für die Routineüberwachung.

Die EU hat Mindestanforderungen für aufbereitetes Wasser zur landwirtschaftlichen Bewässerung festgelegt, die sich in vier Güteklassen unterteilen:

- **Güteklasse A:** Für alle roh verzehrten Nahrungsmittelpflanzen, deren essbarer Teil direkt mit dem aufbereiteten Wasser in Kontakt kommt, sowie für roh verzehrte Hackfrüchte.
- **Güteklasse B:** Für roh verzehrte Nahrungsmittelpflanzen, deren essbarer Teil über dem Boden wächst und nicht direkt mit dem aufbereiteten Wasser in Berührung kommt, sowie für verarbeitete Nahrungsmittelpflanzen und Non-Food-Kulturen, einschließlich Futterpflanzen für Milch- oder Fleischproduktion.
- **Güteklasse C:** Für roh verzehrte Nahrungsmittelpflanzen, deren essbarer Teil über dem Boden wächst und nicht direkt mit dem aufbereiteten Wasser in Kontakt kommt, sowie für verarbeitete Nahrungsmittelpflanzen und Non-Food-Kulturen, einschließlich Futterpflanzen für Milch- oder Fleischproduktion.
- **Güteklasse D:** Für Industrie- und Energiepflanzen sowie Pflanzen, die aus Saatgut gewonnen werden.

Für die Güteklassen A, B und D sind alle Bewässerungsmethoden erlaubt, während für Güteklasse C nur Tropfbewässerung oder andere Methoden zulässig sind, bei denen ein direkter Kontakt des Wassers mit dem essbaren Teil der Pflanze vermieden wird.

Zusätzlich hat die EU Anforderungen an die Technik und Wasserqualität festgelegt:

- **Güteklasse A:** Es sind eine mechanisch-biologische Behandlung, Filtration und Desinfektion erforderlich. Die Wasserqualität muss folgende Werte einhalten: *E. coli*: <10 cfu/100 ml, BSB_5/l: <10 mg/l, TSS: <10 mg/, Trübung: <5 NTU.
- **Güteklasse B:** Mechanisch-biologische Behandlung und Desinfektion sind erforderlich. Die Wasserqualität muss folgende Werte einhalten: *E. coli*: <100 cfu/100 ml, BSB_5: gemäß Richtlinie 91/271/EWG, TSS: gemäß Richtlinie 91/271/EWG.
- **Güteklasse C:** Mechanisch-biologische Behandlung und Desinfektion sind erforderlich. Die Wasserqualität muss folgende Werte einhalten: *E. coli*: <1.000, BSB_5: gemäß Richtlinie 91/271/EWG, TSS: gemäß Richtlinie 91/271/EWG.
- **Güteklasse D:** Mechanisch-biologische Behandlung und Desinfektion sind erforderlich. Die Wasserqualität muss folgende Werte einhalten: *E. coli*: <10.000, BSB_5: gemäß Richtlinie 91/271/EWG, TSS: gemäß Richtlinie 91/271/EWG.

Vor der Inbetriebnahme einer neuen Aufbereitungsanlage ist eine Validierung der Aufbereitungskette erforderlich. Diese Überwachung ist ebenfalls bei jeder Modernisierung der Ausrüstung sowie bei der Einführung neuer Prozesse oder Verfahren durchzuführen.

Nach der EU-Wasserwiederverwendungsverordnung erfolgt die Validierung für die höchste Güteklasse des aufbereiteten Wassers (Güteklasse A), um sicherzustellen, dass die festgelegten Leistungsziele (log10-Reduktion) erreicht werden. Dabei werden die Indikator-Mikroorganismen für jede pathogenartige Gruppe überprüft: Bakterien, Viren und Protozoen. Die ausgewählten Indikator-Mikroorganismen sind: *E. coli* für pathogene Bakterien, f-spezifische Coliphagen, somatische Coliphagen oder Coliphagen für pathogene Viren sowie Clostridium perfringens-Sporen oder sporenbildende sulfatreduzierende Bakterien für Protozoen. Die Leistungsziele (log10-Reduktion) für diese Indikator-Mikroorganismen sind in Tabelle 1 festgelegt und müssen unter Berücksichtigung der Konzentrationen im Rohabwasser, das in die kommunale Abwasserbehandlungsanlage eingeleitet wird, eingehalten werden. Mindestens 90 % der Validierungsproben müssen die festgelegten Leistungsziele erreichen oder übertreffen. Wenn ein biologischer Indikator im Rohabwasser nicht in ausreichender Menge vorhanden ist, um die erforderliche log10-Reduktion zu erzielen,

wird das Fehlen dieses Indikators im aufbereiteten Wasser als Nachweis angesehen, dass die Validierungsanforderungen erfüllt sind. Die Einhaltung der Leistungsziele kann entweder durch analytische Kontrollen, durch die Zuweisung der Leistung an die einzelnen Behandlungsschritte basierend auf wissenschaftlichen Erkenntnissen aus veröffentlichten Testberichten oder Fallstudien oder durch Tests unter kontrollierten Laborbedingungen für innovative Behandlungsverfahren überprüft werden [18].

Tabelle 1: Überwachung zur Validierung bei aufbereitetem Wasser für die landwirtschaftliche Bewässerung (EU 2020/741)

Güteklasse des aufbereiteten Wassers	Indikator-Mikroorganismen (*)	Leistungsziele für die Behandlungskette (log_{10}-Reduktion)
A	*E. coli*	≥ 5,0
	Coliphagen insgesamt/f-spezifische Coliphagen/ somatische Coliphagen/Coliphagen (**)	≥ 6,0
	Clostridium perfringens -Sporen/sporenbildende sulfatreduzierende Bakterien (***)	≥ 4,0 (bei *Clostridium perfringens*-Sporen) ≥ 5,0 (bei sporenbildenden sulfatreduzierenden Bakterien)

(*) Anstelle der vorgeschlagenen Indikator-Mikroorganismen können für die Überwachung zur Validierung auch die Referenzpathogene *Campylobacter*, Rotavirus und *Cryptosporidium* herangezogen werden. In diesem Fall gelten die folgenden log_{10}-Reduktionsziele: *Campylobacter* (≥ 5,0), Rotavirus (≥ 6,0) und *Cryptosporidium* (≥ 5,0).

(**) „Coliphagen insgesamt" wurde als der am besten geeignete Virenindikator ausgewählt. Wenn jedoch die Analyse der Coliphagen insgesamt nicht möglich ist, wird mindestens ein Coliphagentyp (f-spezifische Coliphagen oder somatische Coliphagen) analysiert.

(***) *Clostridium perfringens*-Sporen werden als der am besten geeignete Indikator für Protozoen ausgewählt. Sporenbildende sulfatreduzierende Bakterien sind jedoch eine Alternative, wenn die Konzentration von *Clostridium perfringens*-Sporen nicht ausreicht, um die erforderliche log_{10}-Reduktion zu validieren.

Risikomanagementplan als Grundlage der Genehmigung

Die zuständige Betreiber stellt sicher, dass für die Erzeugung, Versorgung und Nutzung von aufbereitetem Wasser ein Risikomanagementplan (RMP) für die Wasserwiederverwendung erstellt wird, der sich auf ein oder mehrere Wasserwiederverwendungssysteme beziehen kann. Dieser Plan wird vom Betreiber der Aufbereitungseinrichtung in Zusammenarbeit mit anderen verantwortlichen Parteien und den Endnutzern ausgearbeitet. Dabei erfolgt eine Konsultation aller beteiligten Akteure, um sicherzustellen, dass alle relevanten Perspektiven und Bedürfnisse berücksichtigt werden. Das Risikomanagement umfasst die proaktive Ermittlung und Bewältigung von Risiken, um sicherzustellen, dass aufbereitetes Wasser sicher genutzt und verwaltet wird, ohne Gefahr für die Umwelt oder die Gesundheit von Mensch und Tier darzustellen. Dazu wird ein umfassender Risikomanagementplan für die Wasserwiederverwendung erstellt, der eine detaillierte Beschreibung des gesamten Systems enthält. Diese Beschreibung reicht von der Einleitung des Abwassers in die kommunale Abwasserbehandlungsanlage bis hin zum Zeitpunkt des Verbrauchs und umfasst alle relevanten Aspekte wie die Quellen des Abwassers, die einzelnen Behandlungsschritte und -techniken, die in der Aufbereitungsanlage angewendet werden, die Infrastruktur für Versorgung, Verteilung und Speicherung sowie die beabsichtigte Verwendung, die Verbrauchsstelle und den Verbrauchszeitraum. Zudem werden die eingesetzten Bewässerungsmethoden, die Art der angebauten Pflanzen, die Verwendung anderer Wasserquellen bei Mischungen und die Menge des bereitzustellenden aufbereiteten Wassers berücksichtigt.

Der RMP basiert auf den wesentlichen Elementen des Risikomanagements, die in Anhang II der Verordnung genannt sind und im EU-Leitfaden 2024/1261 weiter ausgeführt wird. Er beschreibt die Aufgaben und Verantwortlichkeiten sowohl des Betreibers der Aufbereitungseinrichtung als auch der weiteren beteiligten

Parteien. Insbesondere werden im Plan Anforderungen an den Betreiber der Aufbereitungseinrichtung festgelegt, um mögliche Risiken vor der Stelle der Einhaltung weiter zu minimieren. Darüber hinaus enthält er eine Analyse von Gefahren und Risiken sowie geeignete Präventions- und/oder Korrekturmaßnahmen, wie sie in Anhang II Buchstabe C beschrieben sind. Der Plan berücksichtigt zudem zusätzliche Barrieren im Wasserwiederverwendungssystem sowie weitere Maßnahmen nach der Aufbereitung, um eine einwandfreie Wasserqualität zu gewährleisten. Dabei werden auch Bedingungen für die Verteilung, Speicherung und Verwendung des aufbereiteten Wassers sowie die dafür verantwortlichen Parteien benannt.

Um den wissenschaftlichen und technischen Fortschritt zu berücksichtigen, ist die Kommission befugt, delegierte Rechtsakte gemäß Artikel 13 zu erlassen, um die wesentlichen Elemente des Risikomanagements in Anhang II anzupassen. Ebenso kann die Kommission technische Spezifikationen für diese Elemente festlegen, um die Verordnung weiter zu ergänzen und zu präzisieren.

Es ist auch wesentlich, die gefährdeten Umweltbedingungen und Bevölkerungsgruppen zu bestimmen und die möglichen Expositionswege gegenüber den identifizierten Gefahren zu analysieren. Hierbei müssen spezifische Umweltfaktoren wie die örtliche Hydrogeologie, Topologie, Bodenbeschaffenheit und Ökologie berücksichtigt werden sowie Aspekte, die mit der Art der angebauten Kulturen, den landwirtschaftlichen Praktiken und Bewässerungsmethoden zusammenhängen. Ebenso müssen mögliche irreversible oder langfristige negative Auswirkungen der Wasseraufbereitung auf die Umwelt und die Gesundheit auf der Grundlage wissenschaftlicher Erkenntnisse in Betracht gezogen werden. Darauf aufbauend erfolgt eine umfassende Bewertung der Umweltrisiken sowie der Risiken für die Gesundheit von Mensch und Tier. Diese Bewertung berücksichtigt die Art der potenziellen Gefahren, die Dauer der vorgesehenen Verwendungen, die Umweltbedingungen und Bevölkerungsgruppen, die einem Expositionsrisiko ausgesetzt sind, sowie die Schwere möglicher Auswirkungen unter Berücksichtigung des Vorsorgeprinzips und aller relevanten Rechtsvorschriften, Leitlinien und Mindestanforderungen zum Schutz von Lebens- und Futtermitteln sowie Arbeitnehmern auf nationaler und europäischer Ebene. Dabei kann die Risikobewertung auf einer Übersicht der vorhandenen wissenschaftlichen Studien und Daten basieren [18].

1.4 Anforderungen an die Wasserwiederverwendung in Deutschland nach Bundes-Wasser-WVVO und DWA-M 1200

Bundes-Wasser-WVVO

Für die Überführung der EU-Wasser-WVVO in nationales Recht bereitet Deutschland eine entsprechende nationale Bundes-Wasser-WVVO vor. Zum aktuellen Zeitpunkt (Stand: Juni 2025) liegt die Bundes-Wasser-WVVO noch nicht vor. Ein Referentenentwurf wird für das 3. Quartal 2025 erwartet. Durch die inhaltliche Abstimmung der DWA mit den verantwortlichen Bundesministerien wird bezüglich der anerkannten Regeln der Technik in der Bundes-Wasser-WVVO auf das technische Regelwerk DWA-M 1200 (Teile 1 bis 3) verwiesen.

Technisches Regelwerk DWA-M 1200 Teil 1 bis 3

Für die Ausgestaltung einer Wasserwiederverwendung in Deutschland hat die DWA erstmalig das technische Regelwerk DWA-M 1200 (Teile 1 bis 3) erarbeitet, das federführend von der DWA-Arbeitsgruppe KA-8.4 „Wasserwiederverwendung für landwirtschaftliche und urbane Zwecke in Deutschland“ unter Mitarbeit der DWA-Arbeitsgruppe GB-4.1 „Klarwasserverwertung für die Bewässerung“ (insb. zu Teil 3) erstellt wurde. Dieses liegt seit Juli 2025 als Gelbdruck vor. Das technische Regelwerk umfasst Praktiken der landwirtschaftlichen und urbanen Wasserwiederverwendung und geht damit über die Regelungen der EU-

Wasser-WVVO hinaus, die sich lediglich auf die Wiederverwendung zur landwirtschaftlichen Bewässerung fokussiert. Als technisches Regelwerk

- stellt es den Stand der Technik dar,
- ergänzt wesentliche Details in der praktischen Umsetzung und Anwendung der EU-Verordnung (z. B. Genehmigungsverfahren, Risikomanagementplan, Monitoring) und
- definiert weitergehende Anforderungen auf nationaler Ebene (z. B. Notwendigkeit des Verfahrensvalidierung für weitere urbane und landwirtschaftliche Anwendungen, Anforderungen und Ablauf der Verfahrensvalidierung).

1.5 Ziele des Nutzwasser-Verbundvorhabens

Im Projekt Nutzwasser wurden innovative Wasserbehandlungstechnologien eingesetzt, um eine alternative Wasserressource für den landwirtschaftlichen und städtischen Bewässerungsbedarf bereitzustellen. Darüber hinaus wurden flexible Managementstrategien entwickelt, um das Risiko der Schadstoffbelastung bei der Wasserwiederverwendung zu minimieren. Die Demonstration dieser Konzepte im Pilotmaßstab war durch die Zusammenarbeit mit Praxispartnern möglich. Großtechnische Versuche mit innovativen Aufbereitungsverfahren (zwei parallele Wasserwiederverwendungsanlagen) und Anwendungskonzepten in den Reallaboren dienten dabei als direkte Vorstufe der Umsetzung.

In Ländern mit vergleichbaren Umweltstandards und begrenzten Wasserressourcen ist die Nutzung von Kläranlagenabläufen mit weitergehender Wasseraufbereitung seit vielen Jahrzehnten eine bewährte Praxis und integraler Bestandteil der Wasserwirtschaft. Die EU hat im Jahr 2020 erstmals die Verordnung zu Mindestanforderungen für die Wasserwiederverwendung (EU) 2020/471 erlassen, die seit dem 26. Juni 2023 auch in Deutschland gilt. Diese Verordnung legt nicht nur spezifische Parameter zur Sicherstellung einer einwandfreien hygienischen Wasserqualität fest, sondern fordert auch einen Risikomanagementansatz, der durch administrative und technische Maßnahmen die Risiken für Gesundheit und Umwelt auf ein vertretbares Maß reduziert. Damit ist der rechtliche Rahmen geschaffen, um die Wasserwiederverwendung für die landwirtschaftliche Bewässerung sicher einzusetzen. Bisher fehlen jedoch konkrete Projekte, die zeigen, wie diese Praxis für urbane und landwirtschaftliche Zwecke umgesetzt werden kann und wie die neuen rechtlichen und technischen Anforderungen, insbesondere im Risikomanagement, erfüllt werden können.

Diese Lücke wurde durch das Verbundvorhaben „Nutzwasser als alternative Wasserressource“ geschlossen, das im Rahmen einer Finanzierung durch das Bundesministerium für Forschung, Technologie und Raumfahrt (BMFTR) durchgeführt wurde. In Zusammenarbeit mit 12 Praxispartnern wurde untersucht, ob weitergehend aufbereiteter Kläranlagenablauf als alternative Wasserressource unter den spezifischen Bedingungen in Deutschland genutzt werden könnte. Ziel des Projekts war es, flexible Managementstrategien für die Wasserwiederverwendung zur urbanen und landwirtschaftlichen Bewässerung zu entwickeln und in praxisnahen Demonstrationen mit Anwendern zu optimieren, um die Übertragbarkeit auf andere Regionen zu beschleunigen.

Der Projektraum und das Umfeld mit Würzburg-Schweinfurt-Kitzingen in Unterfranken zählen zu den trockensten Regionen in Bayern. Jährliche Niederschlagsminima von ca. 450 mm wurden mehrfach in der Region verzeichnet. Geringe Grundwasserneubildungsraten und abflussschwache Oberflächengewässer prägen die Region. Das lokal verfügbare Grundwasser ist die Grundlage der öffentlichen Trinkwasserversorgung und soll es auch zukünftig sein. Dies erfordert eine nachhaltige Bewirtschaftung der Ressource und einen klaren Vorrang für die öffentliche Wasserversorgung bei Nutzungskonflikten (z. B. mit der Landwirtschaft, im urbanen und gewerblich-industriellen Bereich) mit anderen Nutzern. Die Wasserwiederverwendung kann hierbei ein wichtiger Beitrag zur Konfliktlösung im Sinne eines nachhaltigen Ressourcenmanagements sein.

Technische Universität München · IWW Zentrum Wasser · COPLAN AG · BGS Umwelt · xylem Let's Solve Water · ALB Bruchhilfe e.V. · HOLINGER · TZW Technologiezentrum Wasser · Regierung von Unterfranken · Schweinfurt Zukunft findet Stadt · Leibniz-Rechenzentrum der Bayerischen Akademie der Wissenschaften
Gefördert durch: Bundesministerium für Forschung, Technologie und Raumfahrt
FONA Forschung für Nachhaltigkeit
Eine Initiative des Bundesministeriums für Bildung und Forschung
WavE Wassertechnologien: Wiederverwendung

Das Projekt umfasste die Bereitstellung von qualitativ hochwertigem Wasser durch eine Multibarrieren-Aufbereitungsanlage und umfangreiche Qualitätssicherungsprogramme. Im Rahmen der großtechnischen Versuche wurde Ablauf der Kläranlage Schweinfurt weitergehend aufbereitet (keramische Ultrafiltration + Ozonung + BAK Filtration + UV Desinfektion) und das dabei produzierte Nutzwasser wurde sowohl für urbane Anwendungen als auch zur landwirtschaftlichen Bewässerung genutzt. Darüber hinaus wurden innovative Technologien wie eine digital vernetzte Sensorik (IoT-Konzept) zur Echtzeit-Bestimmung des Bewässerungsbedarfs sowie neue Ausführungsansätze für eine urbane Nutzwasserversorgungsstruktur getestet. Weitere Aspekte wie die Bereitstellung des Wasserbedarfs, rechtliche Genehmigungen sowie Geschäfts- und Betreibermodelle wurden ebenfalls berücksichtigt.

Um Vertrauen für diese Art der Wassernutzung aufzubauen und mögliche Bedenken frühzeitig zu adressieren, wurde im Projekt großen Wert auf eine transparente Vorgehensweise und die enge Einbindung aller betroffenen Akteure sowie der Öffentlichkeit gelegt. Für die erfolgreiche Implementierung solcher neuen Konzepte müssen viele Aspekte gleichzeitig beachtet werden. Der entscheidende Faktor ist jedoch die Demonstration der Machbarkeit und die Gewährleistung einer einwandfreien Wasserqualität unter realistischen Bedingungen. Daher wurden im Rahmen des Projekts unterschiedliche Wasserqualitäten bei verschiedenen Expositionen getestet. So wurden eine Vielzahl von Kulturen, darunter Feldsalat, Buschtomaten und Sellerie, sowohl im Gewächshaus als auch auf einer Freiflächen durch verschiedene Bewässerungssysteme wie Sprinkler- und Tropfbewässerung versorgt. Diese Kulturen wurden intensiv auf mikrobiologische und chemische Parameter untersucht, um eine sichere Anwendung zu gewährleisten. Zudem wurden urbane Flächen wie Sportplätze, Stadtbäume und Wechselflor bewässert. Großtechnische Versuche mit innovativen Aufbereitungsverfahren und Anwendungskonzepten in Reallaboren dienen dabei als direkte Vorstufe zur Umsetzung. So wird der Ablauf der Kläranlage Schweinfurt mittels weitergehender Technologien (UF, Ozonung, BAK, UV) aufbereitet und das produzierte Nutzwasser sowohl für urbane Anwendungen als auch für die landwirtschaftliche Bewässerung genutzt.

Im Rahmen des Nutzwasserprojekts wurden die Anforderungen der EU-Wasser-WVVO und des DWA-M 1200 umgesetzt, um die rechtlichen Grundlagen für eine Genehmigung zu schaffen. Dabei wurde ein Risikomanagementansatz verfolgt, der sowohl die Umwelt- und Gesundheitsrisiken bewertet als auch Maßnahmen zur Risikominimierung festlegt. Diese Maßnahmen beinhalten strengere Anforderungen an die Nutzwasserqualität, deren Überwachung, Vorsorgemaßnahmen beim Betrieb und der Anwendung von Nutzwassersystemen, ein Qualitätskontrollsystem sowie Umweltüberwachung und Notfallmanagement.

Zunächst wurde eine operative Arbeitsgruppe eingerichtet, um alle relevanten wasserrechtlichen Aspekte zu identifizieren. Dabei wurden nicht nur aktuelle rechtliche Bedingungen berücksichtigt, sondern auch solche, die in Zukunft im Zuge der Umsetzung der EU-Wasser-WVVO in Deutschland relevant werden könnten. Die Anforderungen der EU-Wasser-WVVO und deren nationale Umsetzung (Bundes-Wasser-WVVO, DWA-M 1200) wurden analysiert, um das Genehmigungsverfahren, beteiligte Parteien und Zuständigkeiten sowie den Ablauf des Verfahrens festzulegen. Zur effektiven Steuerung des mit der Nutzung von Nutzwasser verbundenen Risikos wurden die Verantwortlichen im Risikomanagementplan benannt, eine Systemanalyse durchgeführt und mögliche Gefahren sowie Schutzgüter und Expositionspfade identifiziert. Auf dieser Grundlage konnte eine umfassende Bewertung der Umwelt- und Gesundheitsrisiken vorgenommen werden.

Zudem wurde die Vereinbarkeit der lokalen Entwässerungssatzungen mit der Nutzung von Nutzwasser untersucht. Checklisten für alle relevanten wasserrechtlichen Anforderungen im Zusammenhang mit der Nutzung von Nutzwasser (wie Genehmigungen für Aufbereitung, Aufbringung, Grundwasseranreicherung und -entnahme, sowie für Verteilungs- und Speicherinfrastrukturen) wurden entwickelt, um potenziellen Antragstellern klare Hinweise zu geben, welche Unterlagen einzureichen sind und welche Schritte im Genehmigungsverfahren zu beachten sind. Darüber hinaus wurde eine Liste von Schadstoffgrenzwerten erstellt,

Technische Universität München · IWW Zentrum Wasser · COPLAN AG · BGS Umwelt · xylem Let's Solve Water · HOLINGER · TZW Technologiezentrum Wasser · Regierung von Unterfranken · Schweinfurt Zukunft findet Stadt · Leibniz-Rechenzentrum · Gefördert durch: Bundesministerium für Forschung, Technologie und Raumfahrt · FONA Forschung für Nachhaltigkeit · Eine Initiative des Bundesministeriums für Bildung und Forschung · WavE Wassertechnologien: Wiederverwendung

die im Nutzwasser eingehalten werden müssen. Diese Ergebnisse wurden direkt in die Entwicklung des neuen technischen Regelwerks DWA-M 1200 ‚Wasserwiederverwendung' integriert, was einen effektiven Wissenstransfer sicherstellte.

2 Anforderungen an das Risikomanagement bei der Wasserwiederverwendung

2.1 Das Konzept des Risikomanagementplans

Die Wasserwiederverwendung erfordert eine zuverlässige Bereitstellung von aufbereitetem Wasser in der erforderlichen Qualität für bestimmte Anwendungen. Dies setzt ein proaktives Risikomanagement voraus. Die Risikocharakterisierung und das daraus resultierende Risikomanagement gewährleisten einen adäquaten Schutz der menschlichen Gesundheit und der Umwelt. Grundsätzlich gelten für den Schutz von Umwelt und menschlicher Gesundheit das Vorsorgeprinzip sowie das Verschlechterungsverbot. Auf dieser Basis werden technische und administrative Maßnahmen für Wasserwiederverwendungsprojekte festgelegt. Die EU-Wasser-WVVO (EU) 2020/741 schreibt daher die Erstellung eines Risikomanagementplans (RMP) verpflichtend vor.

Der RMP beschreibt die potenziellen Risiken innerhalb eines Wasserwiederverwendungssystems, bewertet deren Ausmaß und Häufigkeit und legt geeignete Maßnahmen zur Risikominimierung fest (Abbildung 1). Zudem definiert er wesentliche Managementelemente wie Prozesse, Verantwortlichkeiten und Überwachungsaspekte. Nach der ISO 31000 folgt das Risikomanagement einem mehrstufigen, iterativen Prozess zur Identifikation und Analyse von Risiken. Falls verbleibende Risiken festgestellt werden, müssen Maßnahmen zum Schutz von Mensch, Tier, Boden und Gewässern implementiert werden. Dabei sind bestehende gesetzliche Vorgaben für den Gesundheits-, Boden- und Gewässerschutz sowie den Tier- und Pflanzenschutz zu berücksichtigen. Die zuständige Behörde überprüft anhand des Risikomanagementplans, ob Risiken für bestimmte Schutzgüter und Expositionswege bestehen. Die darin festgelegten Maßnahmen sind für alle verantwortlichen Akteure bindend, da der RMP eine zentrale Grundlage für die Genehmigung der Wasseraufbereitung und -aufbringung darstellt. Bei der landwirtschaftlichen Bewässerung sind zusätzlich die Behörden für Lebens- und Futtermittelsicherheit sowie für Boden- und Pflanzenschutz der jeweiligen Bundesländer einzubeziehen.

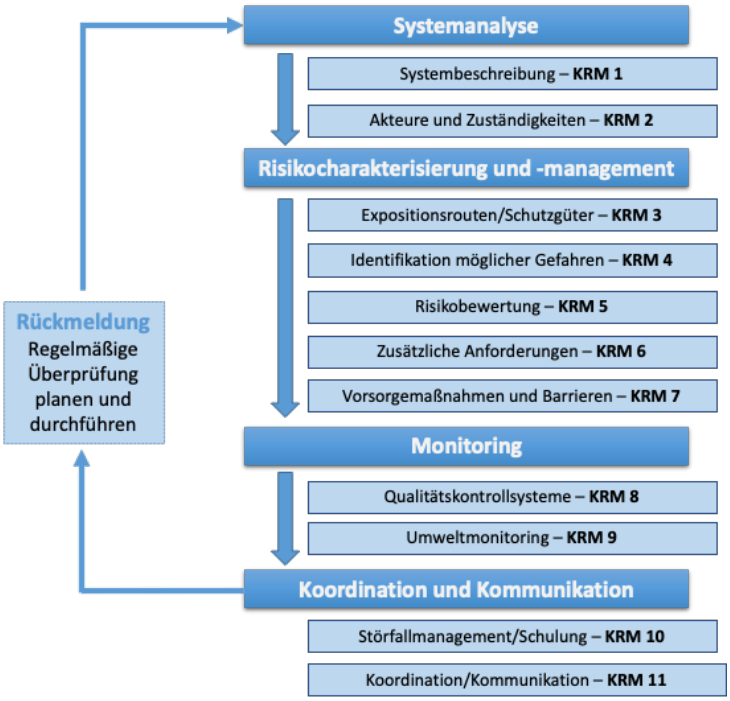


Abbildung 1: Aspekte und Schritte des Risikomanagementplans in Anlehnung an DWA-M 1200

2.1.1 Systembeschreibung und Systemgrenzen (KRM 1)

Systemgrenzen

Das Projekt Nutzwasser ist auf den Pilotstandort Schweinfurt begrenzt. Hier wird das behandelte Abwasser aus der Kläranlage Schweinfurt weiteren Aufbereitungsschritten unterzogen. Die Nutzung des aufbereiteten Wassers (Nutzwasser) erfolgt ausschließlich für Bewässerungszwecke – eine Verwendung als Trinkwasser ist ausgeschlossen (Abbildung 2).

Infrastrukturelemente

Das System umfasst:

- Eine Wasserwiederverwendungsanlage, in der der Ablauf der Nachklärung der Kläranlage Schweinfurt durch eine keramische Ultrafiltration (UF), Ozonung, biologische Aktivkohlefiltration (BAK) und UV-Desinfektion aufbereitet wird.
- Transportleitungen und Speichersysteme zur Verteilung des Nutzwassers.
- Sensorik, IoT Systeme und digitale Überwachung der Wasserqualität, Störmeldungen und Echtzeit-Bewässerungssteuerung sowie Bedarfsprognosen.

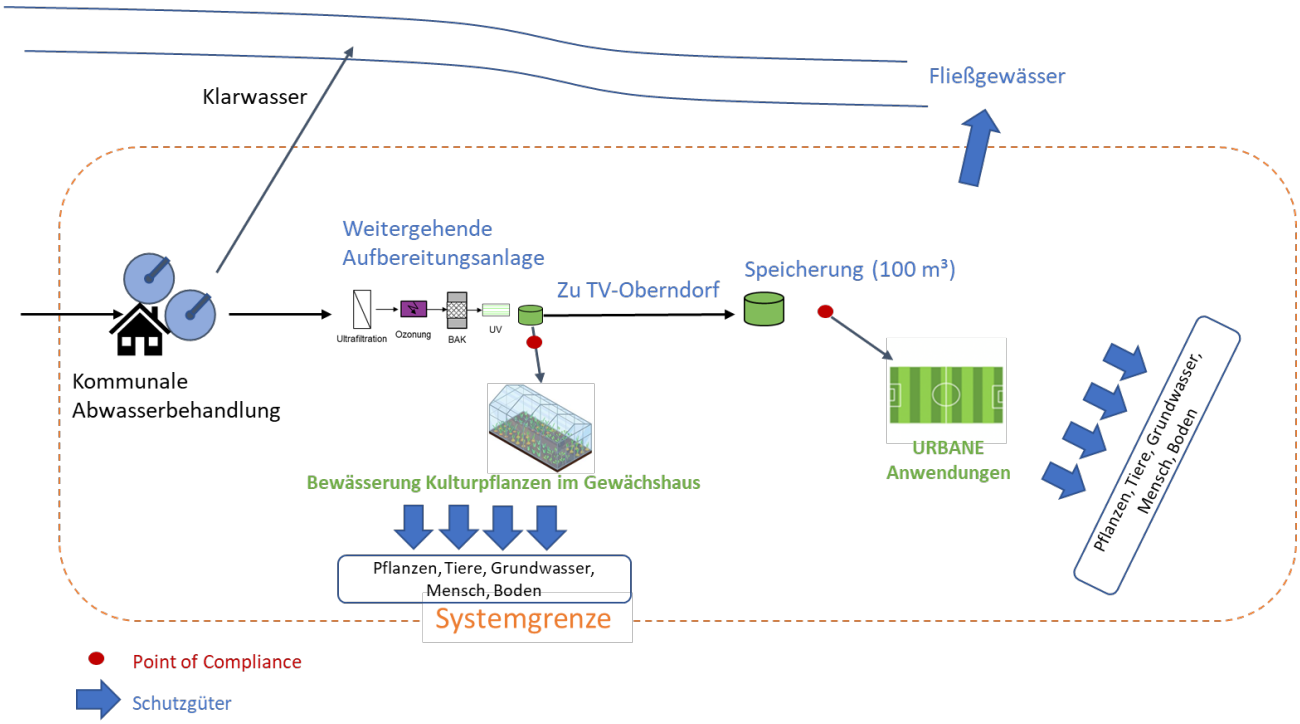


Abbildung 2: Schematische Darstellung der Grenzen und Schutzgüter von Wasserwiederverwendungssystemen

2.1.2 Am Risikomangement zu beteiligende Parteien und deren Zuständigkeiten (KRM 2)

Die weitergehende Wasseraufbereitungsanlage wird von der Stadtentwässerung Schweinfurt (SESW) betrieben mit Unterstützung durch die Technische Universität München (TUM), Xylem Water Solutions Herford GmbH und die Huber SE. Diese Partner sind nicht nur für den Betrieb, sondern auch für die Entwicklung, Überwachung und Optimierung des Systems verantwortlich. Darüber hinaus übernimmt die Stadtentwässerung Schweinfurt die Wartung der allgemeinen Infrastruktur des Demonstrationsvorhabens. Die Erstellung des Risikomanagementplans erfolgte in enger Abstimmung mit der Regierung von Unterfranken sowie dem Wasserwirtschaftsamt Bad Kissingen als zuständige Wasserbehörden.

2.1.3 Bewertung einzelner Teilgebiete des Wasserwiederverwendungssystems

Neben der Beschreibung der Kernelemente einer Wasserwiederverwendung innerhalb der definierten Systemgrenzen müssen die drei folgenden grenzüberschreitenden Randbedingungen definiert und bei der Ausgestaltung des Systems als maßgebliche Rahmenbedingungen in Form von spezifischen Leitfragen berücksichtigt werden. Dazu zählen:

1. **Charakteristik der Wasserqualität und Verfügbarkeit des Kläranlagenzulaufs**, definiert durch die Gestaltung des Abwassereinzugsgebiets

Leitfragen zur Wasserqualität	Liegt eine konstante oder wechselnde Abwasserqualität und -menge vor, und wovon hängen eventuelle Schwankungen ab?	
	Welche Anteile an industriellem/gewerblichem und häuslichem Abwasser sowie an Krankenhausabwässern liegen vor?	
	Welchen Branchen sind die angeschlossenen industriellen/gewerblichen Einleiter zugeordnet?	
	Werden gesondert gesammelte Abwässer in die Kläranlage eingeleitet?	
	Liegt eine Trenn- oder Mischkanalisation vor?	
	Welche kritischen Stoffe (nach Vorgabe der Rechtsbehörde), insbesondere prioritäre und besonders gefährliche Stoffe, sind in welchen Konzentrationen im Abwasser enthalten?	

2. Definition der **Vulnerabilität des betroffenen Vorfluters** bezüglich Trockenheit und Niedrigwasser; definiert durch ökologische und sozioökonomische Anforderungen des Unterlaufs

Leitfragen zur Vulnerabilität des aufnehmenden Gewässers	Welchen prozentualen Abflussanteil am aufnehmenden Gewässer hat der Kläranlagenablauf in den Zeiträumen der geplanten Wasserwiederverwendung? (vgl. dazu auch UBA 2018)	
	Ist der ökologisch erforderliche Mindestabfluss des aufnehmenden Gewässers in Trockenphasen beeinträchtigt, und ist eine Beeinträchtigung durch eine Verringerung der Klarwassereinleitung zu befürchten? (vgl. Revision WHG 2025)	
	Werden Wassernutzer im Unterlauf durch die verringerte Klarwassereinleitung eingeschränkt?	
	Sind negative Auswirkungen auf die Wasserqualität des aufnehmenden Gewässers durch eine Verringerung der Klarwassereinleitung zu befürchten?	

3. **Spezifizierung der Verwertungswege bei Bewässerungsanwendungen** für die bewässerten Pflanzen bzw. für die Nutzung der bewässerten Flächen

Leitfragen zur Verwertung landwirtschaftlicher Erzeugnisse	Für welche Nutzung sind die produzierten Erzeugnisse geeignet (z. B. Kulturen/Fruchtfolge, Rohverzehr, Futtermittel, industrielle Verarbeitung, Food oder Non-Food, Energieerzeugung, Vermarktung über Lebensmitteleinzelhandel, Direktvermarktung)?	
Leitfragen zu Grünflächen	Welche Art von Nutzung ist für die bewässerten Flächen vorgesehen (z. B. Blumenbeete oder Straßenbäume, temporäre Nutzung, wie z. B. Liegewiesen, oder intensiverer Kontakt, wie z. B. Sport- oder Spielflächen)?	
	Sind vulnerable Nutzergruppen bekannt, und können diese charakterisiert werden?	
	Welchen Einsatz findet das aufbereitete Wasser in der urbanen Anwendung außerhalb der Bewässerung von Pflanzen (Straßenreinigung etc.), und wie werden die Flächen genutzt?	

Für die Beschreibung des **Systems** müssen die Aufbereitung und Bereitstellung des Wassers sowie die Nutzung des Wassers bei der Bewässerung (mitsamt Ein- und Ausgangsparametern) berücksichtigt werden. Hierfür sollte der Weg des aufzubereitenden Wassers von der Einleitung des Abwassers in die Kläranlage über die weitergehende Wasseraufbereitung bis zur Anwendung mit relevanten Übergabepunkten und entsprechenden Überwachungsparametern definiert werden. Dabei müssen folgende Kernelemente berücksichtigt werden:

4. **Beschreibung der bestehenden Kläranlage mit Ablaufqualität und -mengen**: Definiert durch installierte Behandlungsprozesse

Leitfragen zur bestehenden Kläranlage	Welche Behandlungsverfahren sind installiert, und welche Ablaufmengen und -qualitäten liegen im Jahresverlauf vor?	

5. **Beschreibung der weitergehenden Aufbereitung mit Ablaufqualität und -menge**: Beschreibung der geplanten oder erforderlichen weitergehenden Aufbereitung

Leitfragen zur weitergehenden Aufbereitung	Welche Verfahren für eine weitergehende Wasseraufbereitung sind mit welchen Kapazitäten/Ablaufmengen und Ablaufqualitäten geplant?	
	Welche Qualität des aufbereiteten Wassers wird für die angedachte Nutzung benötigt?	

6. **Konkretisierung der Verteil- und Speicherinfrastruktur**: Beschreibung der geplanten oder bestehenden Verteilungs- und Speicherinfrastruktur zwischen weitergehender Aufbereitung und Bewässerung

Leitfragen zur Verteil- und Speicherinfra-struktur	Welche Art und Dauer der Speicherung ist geplant bzw. installiert?	
	Wie wird die Wasserqualität im Speicher überwacht und aufrechterhalten?	
	Welche Art der Überleitung/des Transports ist geplant bzw. installiert?	
	Wie wird die Wasserqualität im Nachgang der Überleitung überwacht und aufrechterhalten?	
	Wer ist verantwortlich für den ordnungsgemäßen Betrieb und die Wartung der Verteil- und Speicherinfrastruktur?	

7. **Beschreibung der geplanten Bewässerung** mit erforderlichen Mengen und bereitgestellter Mindestqualität: Konkretisierung der naturräumlichen und klimatischen Bedingungen sowie der geplanten Bewässerungspraktiken und bewässerten Flächen

Leitfragen zur Bewässerung	Welche naturräumlichen Gegebenheiten (Topologie, klimatische Bedingungen, hydrogeologische Eigenschaften, Bodenart und -aufbau, Ökologie) liegen auf den Bewässerungsflächen vor? Gibt es Drainagen? Sind ggf. Abstände zu bewohnten Gebieten, Straßen und Wegen oder Gewässern/Schutzgebieten einzuhalten?	
	Welche Kulturen sollen bewässert werden? Welche Flächenanteile weisen diese auf?	
	Welche Anwendung findet das aufbereitete Wasser in der Landwirtschaft neben der Bewässerung in der Vegetationszeit (z. B. Frostschutz)?	
	Sind weitere Anwendungen des aufbereiteten Wassers außerhalb der Bewässerung geplant (z. B. Eisbahn, Straßenreinigung, Autowäsche)?	
	Wie hoch sind der geschätzte jährliche bzw. saisonale Zusatzwasserbedarf in statistischen Normal- und in Trockenjahren, und wie hoch ist der Tagesspitzenbedarf? Über welchen Zeitraum erstreckt sich die geplante Bewässerung im Jahresverlauf? (Ermittlung des jährlichen bzw. saisonalen Zusatzwasserbedarfs vgl. DWA-M 590 2019; vgl. auch DWA-M 1200-3)	
	Welche Bewässerungsmethoden und Bewässerungstechniken sollen eingesetzt werden? Wie erfolgt die bedarfsgerechte Bewässerungssteuerung? (Ermittlung des operativen Bewässerungsbedarfs vgl. DWA-M 591 (in Erstellung); vgl. auch DWA-M 1200-3)	
	Soll das aufbereitete Wasser mit anderem Wasser vermischt werden, und besteht im Falle mehrerer Wasserquellen eine Nutzungshierarchie?	

	Welche Qualität wird für das Bewässerungswasser benötigt? (Abgleich mit Aufbereitungsverfahren)	

8. **Charakterisierung des Umfelds der Bewässerungsflächen**: Verortung der Bewässerungsfläche in der sozialräumlichen Struktur

Leitfragen zu Bewässerungs-flächen	Wie wird das Umfeld, in dem das aufbereitete Wasser eingesetzt wird, genutzt?	
	Welche Abstände zu Wohn-, Gewerbe-, Erholungs- und Sportflächen sowie zu Verkehrs-, Rad-, Fußwegen und Gewässern sind einzuhalten? (richtet sich u. a. nach der Qualität des Bewässerungswassers, Art der Bewässerung und Exposition; vgl. DWA-M 1200-3)	
	Welchen Zugang haben Mensch und Tier zu den bewässerten Flächen?	

2.1.4 Aufbereitungskombinationen für das Nutzwasser-Projekt

Die Kläranlage der Stadt Schweinfurt hat eine jährliche Behandlungskapazität von 9,6 Millionen m³ Abwasser. Die Behandlungsstufen umfassen ein Grobrechen, Sand- und Fettfang, Vorklärbecken, gefolgt von einer biologischen Behandlung mittels konventionellem Belebtschlammverfahren und einer Nachklärung, bevor das Wasser in den Main eingeleitet wird. Um alternative Möglichkeiten zur Frischwasserversorgung in einer Region mit zunehmender Wasserknappheit zu untersuchen, wurde eine Demonstrationsanlage zur Wasseraufbereitung für die landwirtschaftliche und städtische Landschaftsbewässerung sowie zur Grundwasseranreicherung eingerichtet. Die Anlage bestand aus zwei parallelen Behandlungsstraßen, deren konzeptionelle Anordnung in Abbildung 3 dargestellt ist.

Behandlungssystem A bestand aus zwei in Reihe geschalteten Kartuschenfiltern mit einer Porengröße von 100 bzw. 10 µm und einer UV-Desinfektionseinheit (Wedeco Aquada-Serie) mit einer Durchflussrate von 0,5 – 0,7 m³/h. Das Behandlungssystem B hatte eine Durchflussrate von 6 m³/h und bestand aus zwei parallelen keramischen UF-Membranen mit einer Oberfläche von jeweils 24,7 m² (Nanostone), einer Ozonung (Xylem), einer biologischen Aktivkohlefiltration (BAK) und einer UV-Desinfektion (Wedeco Aquada-Serie). Ein Bypass von aufbereitetem Wasser nach der UV-Desinfektion wurde zu einer Sandsäule (SC) geleitet, die eingesetzt wurde, um die Änderungen der Wasserqualität bei einer Grundwasseranreicherung zu bewerten. Ein zusätzliches Ozonsystem (Xylem) war kurzzeitig im Zulauf der Ultrafiltration in Betrieb, um den Einfluss der Vorozonung auf die Koagulation und die Entfernung von Krankheitserregern während mikrobiologischer Belastungstests zu untersuchen. Ein Vorozonierungssystem war mit einem GSO 10 Ozongenerator (Wedeco) und einer maximalen nominalen Ozonproduktionsrate von 30 g/h ausgestattet. Die Vorozonung war jedoch nicht kontinuierlich als Teil der Behandlungsstraße B in Betrieb. Der UF-Betrieb wurde mit einem Vor-Koagulationsschritt unter Verwendung von Polyaluminiumchlorid (PACl, 10 mg/L Al^{3+}) durchgeführt.

Die erste Barriere des Mehrbarrieren-Behandlungssystems war eine druckgesteuerte keramische UF-Membran (Nanostone Typ CM-151) mit einer Gesamtmembranfläche von 49,4 m². Der maximale Betriebsdruck der Membran betrug 7 bar. Das Membranmaterial bestand aus Aluminiumoxid mit einer Porengröße von 30 nm und war beständig gegenüber pH-Werten von 1 bis 12. Der Kapillardurchmesser betrug 2,4 mm. Die Membran wurde im Pilotmaßstab in der Kläranlage Schweinfurt, Deutschland, mit zwei parallelen UF-Membranzügen eingesetzt, die jeweils eine Kapazität von 4 $m^3\ h^{-1}$ hatten. Der Membranbetrieb erfolgte von innen nach außen im Dead-End-Filtrationsmodus. Jeder Filtrationszyklus dauerte 50 Minuten, gefolgt von einer hydraulischen Rückspülung über 30 Sekunden. Alle Betriebsparameter der UF-Membran sind in Tabelle 2 zusammengefasst. Nach zehn Filtrationszyklen wurde eine chemisch unterstützte Rückspülung (‚chemical enhanced backwash', CEB) durchgeführt. Während des Betriebs wurde eine kontinuierliche Koagulationsdosierung vor der UF-

Membran mit Polyaluminiumchlorid (PACl) in einer Konzentration von 10 mg Al L^{-1} durchgeführt, um die Betriebsstabilität des Membransystems zu gewährleisten und sowohl die Effizienz der Fouling-Schicht als auch der Rückspülung zu verbessern. Der Koagulationsschritt bestand aus einem Schnellmischbehälter, gefolgt von einem Sedimentationsbehälter.

Während der Ozonung können aufgrund des hohen Oxidationspotentizials von Ozon Krankheitserreger im Wasser und Abwasser inaktiviert werden [53]. Allerdings ist der Ozonbedarf von Abwässern aus Kläranlagen relativ hoch, und man kann erwarten, dass die Desinfektion, insbesondere die Inaktivierung von ozonresistenten Protozoen, zu hohen Ozondosen und einer erhöhten Bromatbildung führen kann (Lim et al. 2022). Das Hauptozonierungssystem der Pilotanlage war mit einem Ozongenerator mit einer nominalen Ozonproduktionsrate von 100 g/h ausgestattet (Wedeco GSO 30, Deutschland). Der Generator wurde mit Sauerstoff versorgt, der vor Ort aus Umgebungsluft erzeugt wurde. Das Pilot-Ozonierungssystem bestand aus vier in Reihe geschalteten Reaktionsbehältern mit jeweils 200 Litern, die ausreichend hydraulische Verweilzeit boten, damit das Ozon mit den Schadstoffen im Wasser reagieren konnte. In dieser Studie wurden spezifische Ozondosen von 0,2-1,0 g O_3/g DOC angewendet. Nach dem Ozonierungsschritt wurde ein biologischer Aktivkohlefilter (BAK) mit einer Fläche von 0,55 m² eingesetzt. Der BAK-Filter bestand aus einer 12 cm mächtigen Kiesschicht unter einer 1,5 m mächtigen Schicht aus granulierter Aktivkohle (Filtrasorb 300, Chemviron). Die Gesamthöhe des Filters betrug 2,4 m. Es wurde eine konstante Durchflussrate verwendet, wobei die Leerbettvolumina des Filterbetts (EBCT) 24 Minuten betrug. Der Filter wurde einmal pro Woche rückgespült, indem Leitungswasser durch die speziell gestalteten Düsen am Boden des Filters geleitet wurde. Während der Rückspülung wurde eine Bettaufweitung von etwa 50 % erreicht.

Der letzte Schritt der Behandlungskette war ein Desinfektionsprozess mit ultraviolettem (UV) Licht. Aufgrund des geringen Durchflusses des Pilotprojekts wurden UV-Reaktoren mit einzelnen Niederdruck-UV-Lampen (Wedeco Aquada-Serie, Xylem, Deutschland) zur Desinfektion installiert. Diese Reaktoren im Kleinmaßstab arbeiten mit konstantem Durchfluss und konstanter UVC-Leistung ohne UV-Dosisregelungsalgorithmen. Die durchschnittlichen UV-Dosen wurden mit der Punktquellen-Summationsmethode (PSS) berechnet. Für den Aquada-1 im Behandlungszug A, der bei einem durchschnittlichen Durchfluss von 450 l/h betrieben wurde, variierte die UV-Fluenz je nach UV-Transmission zwischen 430 J/m^2 (UVT 50%) und 620 J/m^2 (UVT = 70%), wobei eine durchschnittliche Flussrate von etwa 490 J/m^2 bei einer durchschnittlichen UVT von 56,6% erreicht wurde. Die durchschnittliche Flussrate mit Aquada-2 im erweiterten Behandlungszug B variierte je nach Durchflussrate (BAK wurde bei konstantem Druck und variablem Durchfluss von etwa 900-1.500 l/h betrieben) und dem Eingangs-UVT, das während des Betriebs mit frischem GAC von 81% bis zu 98% reichte, was zu einer minimalen UV-Fluenz von 550 J/m^2 (81%, 1.500 l/h) führte.

Nach dem UV-Desinfektionsprozess wurde ein Bypass-Durchfluss von 200 l/h durch einen nachgeschalteten Sandfilter geleitet. Das Filtermaterial bestand aus Silika-Sand mit einem effektiven Durchmesser von 2 mm. Das Ziel war hier, eine Grundwasseranreicherung mit dem aufbereiteten Wasser zu simulieren und Wasserqualitätsveränderungen während der Untergrundpassage zu bewerten [47].

Im Abschnitt 5.2.1. wird die Charakterisierung des Umfeldes der Bewässerungsflächen detailliert erläutert.

2.1.5 Schutzgüter und Expositionswege (KRM 3)

Ein zentraler Bestandteil des Risikomanagements ist die Bewertung relevanter Expositionswege (vgl. EU-Leitlinien 2022/C 298/01, Delegierte Verordnung (EU) 2024/1765, S. 9-10, sowie DWA-M 1200). Durch den Einsatz von aufbereitetem Wasser für Bewässerungszwecke sollen mögliche negative Auswirkungen auf folgende Schutzgüter minimiert werden:

- Menschliche Gesundheit, sowohl als Konsumierende bewässerter Produkte, als Beschäftigte in Landwirtschaft, Stadtpflege oder Verarbeitung, als auch als Anwohnende, Passierende oder Nutzende bewässerter Flächen. Für das Nutzwasserprojekt wurde diese Expositionen als sehr gering eingeschätzt. Die Bewässerung von Kulturpflanzen erfolgt in einem geschlossenen Gewächshaus auf dem Betriebsgelände der Städtentwässerung, für das lediglich 1-2 Mitarbeiter der Stadtentwässerung Schweinfurt täglich Zugang haben. Die Demonstration der Bewässerung von Stadtbäumen und Wechselflor erfolgt ebenfalls auf dem Betriebsgelände der Stadtentwässerung. Die Nutzwasseranwendung auf dem Sportplatz des TV Oberndorf erfolgt im öffentlichen Raum, allerdings wird die Bewässerung zeitgesteuert und bei Bedarf nur in den späten Nachtstunden aktiviert.
- Wasserressourcen, einschließlich Grundwasser, Oberflächengewässer sowie die darin lebenden Organismen. Im Projekt Nutzwasser ist nur Grundwasser eventuell exponiert. Die sehr geringe Kontaminationen die noch bei der Bewässerung im Nutzwasser enthalten sind werden mit einer sehr geringen Wahrscheinlichkeit das Grundwasser beeinflussen. Eine detaillierte Analyse dazu im Abschnitt 7.
- Böden der bewässerten Flächen, um langfristige Bodenfruchtbarkeit und Schadstofffreiheit sicherzustellen. Die Chemische Belastung des Bodens wurde in Laufe des Projektes analysiert (Abschnitt 7). Die Exposition hier kann als Gering definiert werden.
- Bewässerte Pflanzen wie Nahrungs- und Futtermittel, Energiepflanzen oder urbane Grünflächen (Wiesen, Parks, Blühflächen, ggf. Sportplätze). Die Bewässerte Kulturpflanzen haben mit dem Nutzwasser und Trinkwasser als Referenz haben keine signifikanten Unterschiede (biologisch und Chemisch) gezeigt. Daher die Exposition hier wird als Gering definiert
- Tiere, deren Weideflächen oder Futtermittel mit aufbereitetem Wasser bewässert wurden, sowie Wildtiere. Da die Nutzwasseranwendung keine Waldflächen und Waldtiere betrifft, wird diese Exposition als Gering definiert.

Besondere Aufmerksamkeit gilt dabei Wasserressourcen, die für die Trinkwasserversorgung, Ökosysteme und Schutzgebiete genutzt werden, sowie nährstoffsensiblen und nitratgefährdeten Gebieten in unmittelbarer Nähe des Wasserwiederverwendungssystems. Der geringe Nährstoffgehalt des Nutzwassers (Abschnitt 7) wird keine negativen Einflüsse auf das Trinkwasserversorgung und Ökosystem haben.

Zusammengefasst können wir sagen, dass eine Nutzwasseranwendung wird zu keiner Verschlechterung der Qualität und Quantität der genannten Schutzgüter führen. Laut DWA M-1200 Teil 1 können wir drei zentrale Expositionswege beschrieben, die für die Wasserwiederverwendung (Nutzwasser) relevant sind:

1. Übertragung über bewässerte landwirtschaftliche Erzeugnisse, die direkt konsumiert oder weiterverarbeitet werden.
2. Direkter Wasserkontakt, beispielsweise durch das Bewässerungswasser selbst oder durch Aerosole bei Überkopfbewässerung.
3. Eintrag in Boden und Grundwasser, der langfristige Auswirkungen auf die Umwelt haben könnte.

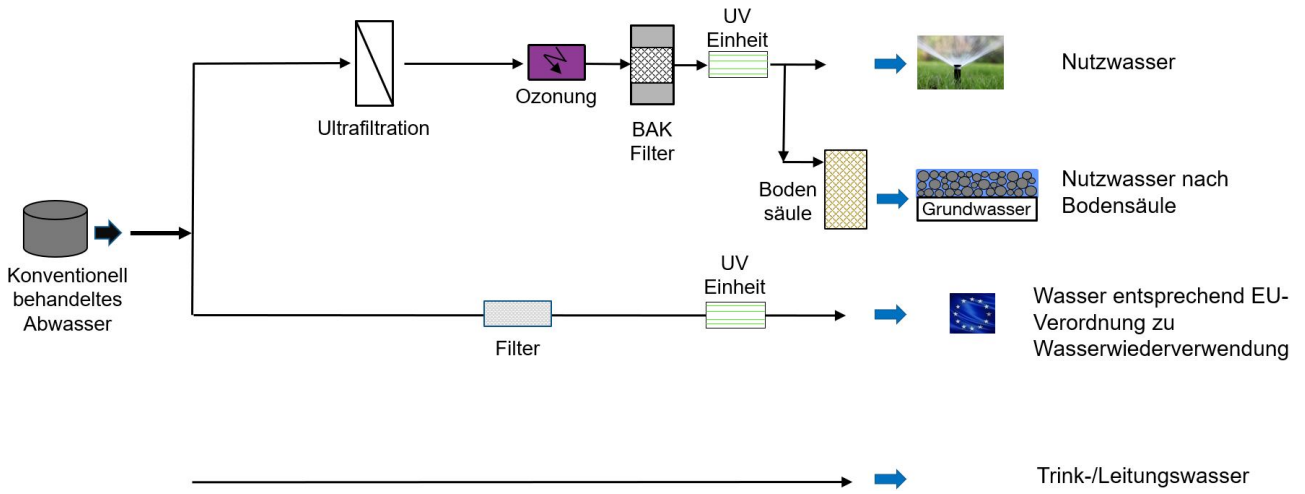


Abbildung 3: Schema der im Nutzwasserprojekt eingesetzten Bewässerungswasserqualitäten und der damit verbundenen Aufbereitungsschritte

2.1.6 Systembezogene Gefahrenanalyse im RMP (KRM 4)

Jede Risikobewertung eines Wasserwiederverwendungssystems beginnt mit der Identifizierung potenzieller Gefahren. Dabei werden Risiken durch mikrobiologische und chemische Wasserverunreinigungen unterschieden und potenzielle Gefahren durch Notfälle und Betriebsstörungen bewertet. Sowohl mikrobiologische als auch chemische Gefahren werden in verschiedenen Prozessstufen untersucht – von der weitergehenden Wasseraufbereitung über Transport, Speicherung und Nutzung bis hin zu außergewöhnlichen oder Notfallsituationen. Am Demonstrationsstandort zur Wasseraufbereitung wurde das mikrobiologische Risiko bereits bewertet und dokumentiert (Ho et al., 2024).

Aufgrund der hohen Anzahl chemischer Kontaminanten im behandelten kommunalen Abwasser sollten relevante Substanzen identifiziert werden, die für die Risikobewertung eines nicht-trinkwasserbezogenen Wiederverwendungssystems entscheidend sind. Deshalb wurde bereits in der Planungsphase des Projekts eine repräsentative Liste von Leitsubstanzen erstellt (Abbildung 4), die verschiedene Stoffkategorien wie Salze, Nährstoffe, Schwermetalle und organische Spurenstoffe (TOrCs) abdeckt.

Bei den Leitsubstanzen unter den TOrCs wurden chemische Stoffe entsprechend den Gefahrenklassen der Europäischen Chemikalienagentur (ECHA) berücksichtigt. Diese Gefahrenklassen umfassen:

- Endokrine Disruptoren, die Mensch und Umwelt beeinflussen können,
- PBT-Stoffe (persistent, bioakkumulierbar, toxisch),
- vPvB-Stoffe (sehr persistent, sehr bioakkumulierbar),
- PMT-Stoffe (persistent, mobil, toxisch),
- vPvM-Stoffe (sehr persistent, sehr mobil).

Zusätzlich können standortspezifische Substanzen mit höheren Risiken aufgrund ihrer geringen Abbaubarkeit, hohen Toxizität oder hohen Wasserlöslichkeit in die Bewertung einbezogen werden. Diese Chemikalien lassen sich durch eine qualitative Analyse identifizieren, die auf bestehendem Wissen über gewerbliche und industrielle Einleiter ins Abwassersystem basiert. Besonders relevante Branchen sind:

- Chemische Industrie,

- Pharmazeutische Industrie,
- Biotechnologie,
- Metallverarbeitung,
- Gesundheitswesen.

Die Identifikation relevanter Schadstoffe kann über Einleitergenehmigungen, bestehende Register oder direkte Anfragen zu Konzentrationen und Frachten erfolgen. Falls bestimmte Einleiter als potenzielle Quelle problematischer Verunreinigungen erkannt werden, erfolgt eine detailliertere Untersuchung an der Einleitungsstelle. Ist dort keine problematische Belastung festzustellen, wird ein breiteres Screening-Programm für die Leitsubstanzen durchgeführt.

Stoffe, deren Konzentrationen nahe an oder über den festgelegten Schwellenwerten liegen, unterliegen einer detaillierten Expositionsbewertung und bleiben auf der Beobachtungsliste. Ein akutes Gesundheitsrisiko für Menschen durch unbeabsichtigte Aufnahme des Wassers während der Bewässerung kann aufgrund der niedrigen Konzentrationen chemischer Kontaminanten ausgeschlossen werden. Falls eine Exposition von Oberflächenwasser oder Grundwasser ausgeschlossen werden kann, müssen Nährstoffe im behandelten Abwasser nicht weiter bewertet werden. Allerdings sollte die Düngung entsprechend geplant werden, um den Nährstoffbedarf der Pflanzen zu steuern.

Durch Anwendung dieses risikobasierten Auswahlverfahrens für chemische Stoffe auf das nicht-trinkwasserbezogene Wiederverwendungsprojekt in Schweinfurt wurden die Metallverarbeitungsbetriebe als relevante Einleiter in das kommunale Abwassersystem identifiziert. Daher wurden Schwermetalle und Korrosionsschutzmittel in die Liste der Indikatorsubstanzen aufgenommen, insbesondere:

- Benzotriazol und seine methylierte Derivate (∑ 4- & 5-Methylbenzotriazol).

Weitere untersuchte organische Spurenstoffe (TOrCs) umfassten hauptsächlich:

- Pharmazeutische Rückstände,
- Haushaltschemikalien,
- PFAS (per- und polyfluorierte Alkylsubstanzen),
- Röntgenkontrastmittel,
- Künstliche Süßstoffe, da diese typische Inhaltsstoffe kommunalen Abwassers sind (siehe Abschnitt 7).

Stoffe mit hoher Toxizität für die menschliche Gesundheit, aber guter biologischer Abbaubarkeit, wie N-Nitrosodimethylamin (NDMA), wurden ausgeschlossen. Basierend auf historischen Daten des Kläranlagenablaufs in Schweinfurt zeigten die Konzentrationen von organischen Schadstoffen wie PAKs (polyzyklische aromatische Kohlenwasserstoffe) und PCB (polychlorierte Biphenyle) sowie Hormonen nach biologischer Behandlung vernachlässigbare Werte. Deshalb wurden diese Parameter nicht weiter analysiert. Pestizide wurden in dieser Untersuchung zur Wasserwiederverwendung nicht berücksichtigt, da das Einzugsgebiet keine relevanten landwirtschaftlichen Einträge aufwies. Das Abwasser bestand überwiegend aus kommunalen und industriellen Anteilen, wodurch Pestizide an diesem Standort weniger relevant waren (Ahmadi et al. 2025).

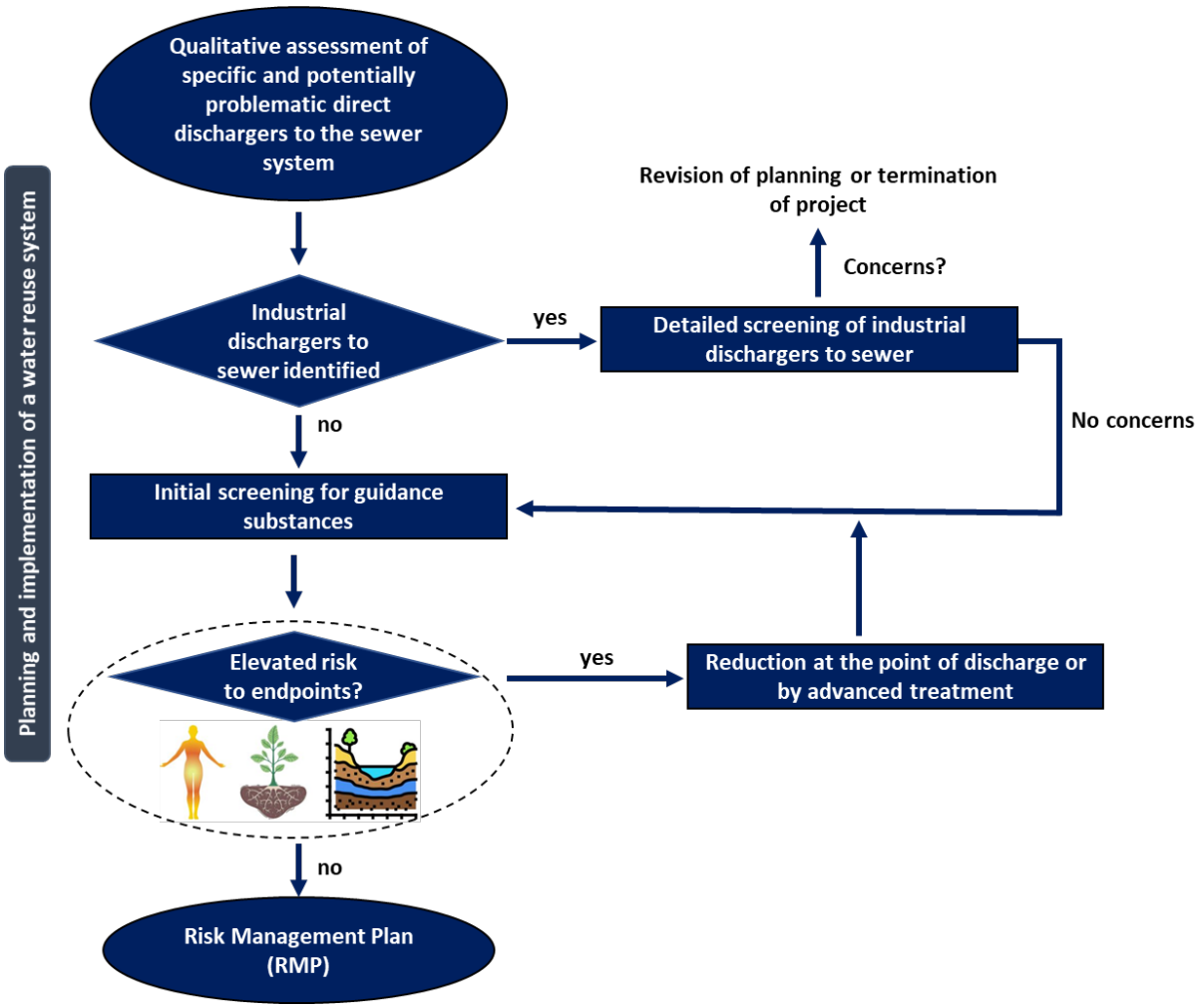


Abbildung 4: Auswahlkriterien für die Bewertung relevanter Chemikalien für ein Wasserwiederverwendungssystem

2.1.7 Vorsorgemaßnahmen und Barrieren zur Risikominimierung (KRM 7)

Eine umfassende Analyse des gesamten Wasserwiederverwendungssystems ergab, dass keine relevanten mikrobiologischen oder chemischen Risiken für die menschliche Gesundheit bestehen (siehe detaillierte Analyse in Abschnitt 7 dieses Abschlussberichts). Es wurden keine Risiken für eine Grundwasserbeeinträchtigung durch mobile, persistente Chemikalien festgestellt. Für diese Anwendungen sind keine Vorfluter betroffen und Nutzwasser sollte hauptsächlich für die Bewässerung der Nutzpflanzen, die roh verzehrt werden wie Tomaten, Sellerie, Salatarten, Zwiebeln usw. und Stadtbäume, eingesetzt werden. Die Wasserqualität aber auch die Ergebnisse mikrobiologischer und chemischer Analysen der bewässerten Pflanzen werden in Abschnitt 7 diskutiert. Die bewässerten Pflanzen zeigten keine Qualitätsunterschiede im Vergleich zu den mit Trinkwasser bewässerten Pflanzen. Eine zusätzliche Analyse der menschlichen Gesundheit bzw. Expositionen erfolgte mittels einschlägiger Riskmanagementmethoden bzw. -parameter wie z. B. QMRA (quantitative microbial risk assessment) und ADI (acceptable daily intake).

Zur Sicherstellung eines unbedenklichen Gesundheits- und Umweltrisikos im Wasserwiederverwendungssystem wurden auf Basis der Risikobewertung Vorsorgemaßnahmen empfohlen. Diese umfassen gemäß EU-Wasser-WVVO unter anderem:

- Zugangskontrollen,

- Desinfektions- und Schadstoffbeseitigung,
- Spezifische Bewässerungstechniken,
- Mindestabstände und Beschilderung,
- Qualitätskontroll- und Umweltüberwachungssysteme,
- Koordinierung zwischen Akteuren.

Barrieren reduzieren oder verhindern Infektionsrisiken durch physikalische, verfahrenstechnische oder organisatorische Maßnahmen. Laut EU-Leitlinien 2022/C 298/01 können sie u. a. sein:

- Tropfbewässerung: im Projekt Nutzwasser wurden zwei Bewässerungsarten Tropf und Überkopfbewässerung verwendet und verglichen. Keine Signifikante Unterschied zwischen den zwei Bewässerungsmethoden wurden festgestellt (Abschnitt 7)
- Zugangskontrollen für Tiere und Personen: die Bewässerungspraxis im Projekt Nutzwasser wurden auf dem Gelände der Kläranlage Schweinfurt und für die TV Oberndorf Spielplatzrasen stattgefunden. Beide Standorte sind abgezäunt und nicht für alle nicht zugänglich.

Barrieren gelten als Vorsorgemaßnahmen und können sich sowohl auf pathogene als auch chemische Gefahren beziehen.

Vorsorgemaßnahmen in der kommunalen Abwasserbehandlung

Bereits in der kommunalen Abwasserbehandlung lassen sich Risiken durch Regelungen und Überwachung minimieren (DWA M-1200):

- Indirekteinleiterkontrollen zur Begrenzung eingeleiteter Stoffe (DWA-M 115),
- Abwasserkataster zur Identifikation von Einleitern und Schadstoffen,
- Meldepflicht bei Problemen durch Einleiter,
- Notfallpläne und Koordination mit Aufbereitern,
- Informationspflicht gegenüber Indirekteinleitern und Bevölkerung.

Vorsorgemaßnahmen bei der weitergehenden Aufbereitung

Für das Projekt Nutzwasser und die Bewässerungspraxen wurde eine geeignete Wasserqualität sichergestellt. Für die Gewährleistung dieser Waserqualität wurden die folgenden Maßnahmen umgesetzt:

- Screening relevanter Stoffe vor und während des Betriebs,
- Gezielte Desinfektion und Schadstoffminderung durch UF Membranen, Ozonung und UV Desinfektion,
- Qualitätskontrollen inkl. regelmäßiger Analysen und Wartung,
- Notfallmanagement und Störfallpläne: Im Falle eines Unfalls oder Systemausfalls (z.B. Desinfektionsfehler) wird das gesamte Aufbereitungssystem durch automatisches Schließen der Systemventile Betrieb gesetzt, außerdem werden Fehleranzeigen durch das SCADA-System angezeigt. Der Neustart der Anlage ist nur manuell durch Mitarbeiter der Stadtentwässerung möglich,
- Zugangskontrollen und Schutzmaßnahmen gegen Sabotage.

Vorsorgemaßnahmen bei Verteilung und Speicherung

Das Verteil- und Speichersystem muss die Wasserqualität erhalten und Umweltbeeinträchtigungen verhindern. Diese kann durch folgende Maßnahmen erreicht werden:

- Einhaltung der technischen Regeln bei der Installationen (Kennzeichnungen, Farbkodierung),
- Dichtheits- und Keimkontrollen im Verteilsystem: die Gesamtkeimzahl wurde mehrfach mittels Durchflusszytometrie gemessen und im Falle einer Erhöhung der Gesamtzahl der Keime wurden Desinfektionsmaßnahmen für das Gesamte Aufbereitungssystem vorgesehen.
- Desinfektion von Leitungen und Speichern zur Vermeidung von Wiederverkeimung: Dafür wurden die Speichertanks und Leitungen mindestens einmal vor der Bewässerungssaison mit H_2O_2 und NaOCl desinfiziert.
- Schutzmaßnahmen gegen Verunreinigung (Überdachung, Algenwachstum minimieren): für die Speicherung des Nutzwassers wurden unterirdische Regenwasser Flachtanks vom ACO verwendet. Die Tanks sind immer geschlossen und wurden vor jeder Bewässerungssaison desinfiziert.
- Rückflussverhinderung und Kontrolle von Querverbindungen.

Diese Maßnahmen gewährleisten eine sichere Nutzwasseranwendung und minimieren Risiken für Mensch und Umwelt.

2.1.8 Qualitätskontrollsysteme und Umweltmonitoring (KRM 8 und 9)

Betriebs- und Umweltüberwachungsprogramme helfen einen zuverlässigen Gesamtbetrieb des Wasserwiederverwendungssystems gegenüber Genehmigungsbehörden, Betreibern, Arbeitnehmern und der Öffentlichkeit zu gewährleisten. Sie umfassen Protokolle, Programme und Verfahren zur regelmäßigen Überwachung sowie zusätzliche Untersuchungen für Parameter und Grenzwerte, die aus der Risikobewertung und zusätzlichen gesetzlichen Anforderungen (z. B. EU 2020/741) resultieren.

Die durchgeführten Überwachungsmaßnahmen im Nutzwasserprojekt umfassten:

- Qualitätskontrolle des aufbereiteten Wassers für die Bewässerung: ein Vergleich zwischen zwei Wasserwiederverwendungsanlagen bezüglich mikrobiologischer und chemischer Analysen (Abschnitt 7)
- Überprüfung der bewässerten Pflanzen: Sechs verschiedene Kulturpflanzen (Tomaten, Sellerie, Eichblattsalat, Feldsalat, Melone und Zwiebeln) wurden bewässert und im Anschluss für mikrobiologische und chemische Verunreinigungen untersucht. Die Ergebnisse dazu sind im Abschnitt 7 dargestellt.
- Bodenanalysen: der Boden wurde in zwei Tiefen (0-10 cm und 10-30 cm) vor Initiierung der Wasserwiederwiederverwendung, nach 2 Jahren Bewässerung mit Nutzwasser und am Ende des Vorhabens bezüglich der Akkumulation chemischer Kontaminationen wie Schwermetalle und organische Spurenstoffe analysiert. Die Ergebnisse zeigten keine Akkumulation von Schwermetallen. Die organischen Spurenstoffe haben sich nach der erste Bewässerungssaison minimal erhöht und sind über drei Jahre stabil geblieben (Abschnitt 7).
- Kontrolle des Grundwasser (bei oberflächennahen Grundwasserleitern): Die Qualität des Grundwassers wurde im Rahmen des Nutzwasserprojekts nicht gezielt untersucht. Stattdessen wurde das nach der Bewässerung versickernde Wasser gesammelt und auf chemische Verunreinigungen, darunter organische Spurenstoffe, analysiert. Dabei zeigte sich, dass die bereits im Bewässerungswasser enthaltenen Spurenstoffe in den oberen 30 cm des Bodens einem erheblichen weiteren Abbau unterliegen. Der Boden fungiert somit als eine wirksame zusätzliche Barriere und trägt maßgeblich zum Schutz des Grundwasserleiters bei. Detaillierte Ergebnisse zum Risikomonitoring sind in Abschnitt 7.6.2 dargestellt.
- Vermeidung von Verstopfungen in Bewässerungssystemen, insbesondere bei Tropf- und Sprinklerbewässerung: die Bewässerungssysteme wurden täglich von Mitarbeitern der Stadtentwässerung Schweinfurt überwacht und bei Bedarf gewartet.

3 Anforderungen an die genehmigungsrechtliche Implementierung einer Wasserwiederverwendung für urbane und landwirtschaftliche Bewässerungspraktiken

3.1 Voraussetzungen für eine genehmigungsrechtliche Implementierung von Nutzwasseranwendungen

Aufgrund des Umfangs der im Arbeitspaket 1 „Voraussetzungen für eine genehmigungsrechtliche Implementierung“ durchgeführten Arbeitsschritte befindet sich im vorliegenden Abschlussbericht eine Kurzzusammenfassung der erzielten Ergebnisse. Für eine ausführliche Beschreibung wird auf den Abschlussbericht zum Arbeitspaket 1 verwiesen, der als eigener Bericht in der Schriftenreihe (Berichtsheft Nr. 229) des Lehrstuhls für Siedlungswasserwirtschaft der TUM veröffentlicht ist.

Eine wichtige Grundlage für die praktische Umsetzung von Nutzwasseranwendungen ist das Aufzeigen des genehmigungsrechtlichen Rahmens. Einerseits ist bisher (Stand 05/2025) die – ergänzend zur EU-WasserWVVO – erforderliche Anpassung des nationalen Wasserrechts noch nicht umgesetzt. Andererseits ist eine Reihe weiterer rechtlicher Tatbestände bei der Erzeugung und Verwendung von aufbereitetem Wasser zur Bewässerung zu beachten.

Zuerst werden alle relevanten wasserrechtlichen sowie weiteren einschlägigen Tatbestände (z. B. bodenschutzrechtlich, baurechtlich) dargestellt [im Text als „(wasser-)rechtlich“ bezeichnet]. Besonders hervorzuheben ist diesbezüglich das nach den Vorgaben im Wasserhaushaltsgesetz (WHG) bestehende Verschlechterungsverbot von Oberflächengewässern (§ 27) bzw. des Grundwassers (§ 47 WHG) sowie die Vermeidung von schädlichen Gewässerveränderungen (§ 12 WHG), sowohl in quantitativer als auch qualitativer Hinsicht, als Voraussetzung für die Genehmigungsfähigkeit von Vorhaben. Zudem hat die Anwendung von Nutzwasser in wasserwirtschaftlich sensiblen Gebieten, z. B. in Wasserschutzgebieten, einem fachlich fundierten Abwägungsprozess zu unterliegen.

Beim Aufzeigen genehmigungsrechtlicher Ansätze findet die EU-Wasser-WVVO als direkt geltender Rechtsakt besondere Berücksichtigung. Vor dem Hintergrund des hohen Schutzbedürfnisses der Umwelt sowie der Gesundheit von Mensch und Tier sind die dort formulierten Mindestanforderungen an die Wasserqualität für die landwirtschaftliche Bewässerung im konkreten Einzelfall entsprechend der örtlichen Situation zu prüfen und ggf. darüber hinausgehende Anforderungen festzulegen. Dazu wird insbesondere das Risikomanagement im erforderlichen Umfang in den Fokus gerückt, d. h. die einzelfallbezogene Ermittlung potenzieller Risiken bei der Aufbereitung, Verteilung, Speicherung und der Bewässerung, die Art der gefährdeten Schutzgüter und deren mögliche Beeinträchtigung durch mögliche Gefahren sowie die Festlegung von Vorsorgemaßnahmen zur angemessenen Bewältigung des Risikos.

In diesen Untersuchungen wurden zudem Anforderungen und konkrete Handlungsempfehlungen für den behördlichen Vollzug zur genehmigungsrechtlichen Implementierung von Nutzwasseranwendungen für die landwirtschaftliche und – ergänzend – urbane Bewässerung beschrieben. Eine Darstellung dieser Handlungsempfehlungen erfolgte in Form von Checklisten, die sowohl Informationen zu notwendigen Antragsunterlagen und Zuständigkeiten im Genehmigungsverfahren als auch zur fachlichen Beurteilung eines Nutzwassersystems sowie zur Durchführung eines Risikomanagements beinhalten (siehe Berichtsheft 229, 2025, Anhang 2). Ziel ist, den Weg zur Erstellung von Genehmigungsbescheiden klar darzustellen, wodurch ein Beitrag zur Einheitlichkeit des Verwaltungshandelns geleistet wird. Diese Empfehlungen können zudem

eine Umsetzung der EU-Wasser-WVVO direkt unterstützen und sind damit potenziell auch auf andere Standorte innerhalb und außerhalb Deutschlands übertragbar.

3.1.1 (Wasser-)rechtliche Tatbestände unter Berücksichtigung der EU-Wasser-WVVO und ergänzender Regelungen in Deutschland

Die Einführung der EU-Wasser-WVVO, die ab dem 26.06.2023 unmittelbar geltendes Recht in Deutschland wurde, hat auf Bundesebene in verschiedenen Institutionen bzw. Gremien, wie z. B. dem Bundesministerium für Umwelt, Naturschutz, nukleare Sicherheit und Verbraucherschutz (BMUV), der Bund/Länder-Arbeitsgemeinschaft Wasser (LAWA) und dem Fachverband Deutsche Vereinigung für Wasserwirtschaft, Abwasser und Abfall e. V. (DWA), einen Diskussionsprozess bezüglich der nötigen Rahmenbedingungen für eine Umsetzung der Verordnung angestoßen. Dafür muss aus rechtssystematischen Gründen zur Ergänzung der EU-Wasser-WVVO ein neuer wasserrechtlicher Tatbestand im WHG eingeführt werden. Diese Aspekte sind in Kapitel 3.1 berücksichtigt.

Nach Artikel 6 Absatz 1 EU-Wasser-WVVO bedarf die Erzeugung von und Versorgung mit aufbereitetem Wasser für die landwirtschaftliche Bewässerung einer Genehmigung. Zudem können nach Artikel 6 Absatz 7 EU-Wasser-WVVO die Mitgliedstaaten verlangen, dass für die Speicherung, Verteilung und Verwendung des aufbereiteten Wassers eine spezifische Genehmigung benötigt wird, um die im Risikomanagement-Plan für die Wasserwiederverwendung gemäß Artikel 5 Absatz 4 angegebenen zusätzlichen Anforderungen und Barrieren anzuwenden.

Abbildung 5 zeigt die (wasser-)rechtlichen Tatbestände, die nach derzeitigem Diskussionsstand (05/2025) in Ergänzung zur EU-Wasser-WVVO beim Einsatz von Nutzwasser zur Bewässerung relevant sind. Dabei ist zu beachten, dass die EU-Wasser-WVVO eine Grundwasseranreicherung mit aufbereitetem Wasser nicht explizit betrachtet und sich hinsichtlich des Anwendungsbereichs nur auf die landwirtschaftliche Bewässerung bezieht.

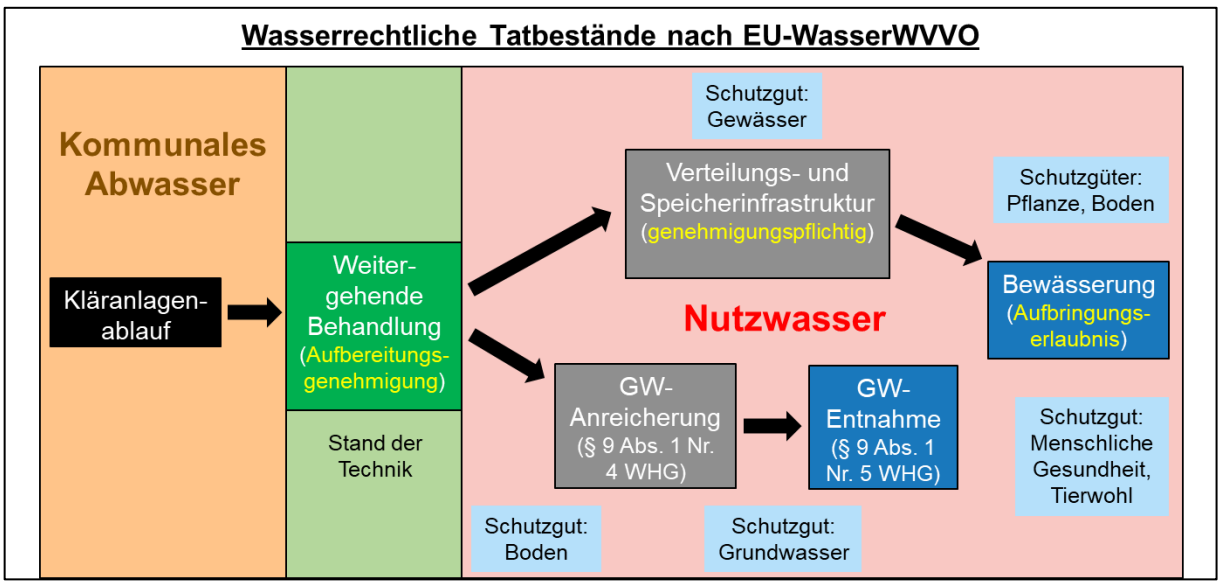


Abbildung 5: (Wasser-)rechtliche Tatbestände beim Einsatz von Nutzwasser nach EU-Wasser-WVVO und berührte Schutzgüter; Tatbestände auf Grundlage der EU-Wasser-WVVO sind in gelber Farbe hervorgehoben

Auf Grundlage der EU-Wasser-WVVO und der in Deutschland vorgesehenen ergänzenden Regelungen des WHG sind folgende wasserrechtliche Tatbestände im Kontext einer Nutzwasseranwendung vorgesehen (vgl. Tabelle 2):

Tabelle 2: Wasserrechtliche Tatbestände im Kontext einer Nutzwasseranwendung nach geplanter Ergänzung der EU-Wasser-WVVO in Deutschland

Wasserrechtlicher Tatbestand	**Beschreibung**
Aufbereitungsgenehmigung	• Umfasst mindestens den Vorgang der Aufbereitung. Werden Speicherung und Verteilung des Nutzwassers ebenfalls von der gleichen Partei übernommen, werden diese Vorgänge über die selbe Genehmigung adressiert. • Grundlage ist der Risikomanagementplan, der entsprechend der EU-Wasser-WVVO zu erstellen ist und sämtliche Anforderungen an die Aufbereitung, Speicherung, Verteilung und Aufbringung des Nutzwassers enthält sowie alle am Nutzwassersystem beteiligten Akteure sowie deren Aufgaben und Verantwortlichkeiten beschreibt.
Genehmigung der Verteilungs- und Speicherinfrastruktur	• Werden die Verteilung und Speicherung des Nutzwassers von Parteien wahrgenommen, die nicht identisch mit dem Betreiber der Aufbereitungseinrichtung oder dem Endnutzer sind, wird sowohl für die Verteilungs- als auch die Speicherinfrastruktur eine separate Genehmigung benötigt. • Verpflichtet die verantwortlichen Parteien, die im Risikomanagementplan festgelegten Anforderungen an die Speicherung und Verteilung des Nutzwassers einzuhalten.
Aufbringungserlaubnis	• Legt alle Verpflichtungen des Endnutzers verbindlich fest, die sich aus dem Risikomanagementplan ergeben. • Hat sich eindeutig auf die entsprechende Aufbereitungsgenehmigung zu beziehen.

Für weiterführende Informationen zu (wasser-)rechtlichen Tatbeständen in Zusammenhang mit Nutzwasser wird auf Kap. 3.2 im Berichtsheft 229 (2025) verwiesen.

3.1.2 Wasserrechtliche Einordnung von Nutzwasser

Da sich die wasserrechtliche Einordnung des Begriffs „Nutzwasser“ auf das Genehmigungsverfahren für entsprechende Wasserwiederverwendungspraktiken auswirkt, war zu klären, ob Nutzwasser im rechtlichen

Sinne noch als Abwasser nach § 54 Abs. 1 S. 1 WHG zu bewerten ist bzw. ob die Wiederverwendung des Nutzwassers eine Abwasserbeseitigung im Sinne des § 54 Abs. 2 WHG darstellt.

Die Wasserrechtsexperten der begleitenden Arbeitsgruppe kamen zu dem Ergebnis, dass Nutzwasser kein Abwasser mehr ist und der Nutzwassereinsatz somit keine Abwasserbeseitigung. Außerdem sollte es sich bei dem wiederverwendeten Wasser schon dann nicht mehr um Abwasser handeln, wenn es weitergehend aufbereitet wurde. Die Argumentation für diese Einschätzung ist im Berichtsheft Nr. 229 unter Kap. 3.3 beschrieben.

3.1.3 Anwendung von Nutzwasser in wasserwirtschaftlich sensiblen Gebieten

Im Kontext der Überführung der EU-Wasser-WVVO in deutsches Recht wird darüber diskutiert, ob es einen generellen Ausschluss sensibler Gebiete, wie z. B. Trinkwassereinzugsgebiete oder Grundwasserkörper in einem schlechten chemischen Zustand, für die Anwendung von aufbereitetem Wasser geben sollte.

Dieser Ansatz bildet die Grundlage zur Formulierung folgender Leitfragen, mit deren Hilfe Anforderungen für den Einsatz von Nutzwasser in wasserwirtschaftlich sensiblen Gebieten identifiziert werden:

- **Ist ein genereller oder teilweiser Ausschluss von Wasserschutzgebieten (WSG) und anderen sensiblen Gebieten (z. B. Trinkwassereinzugsgebiete) rechtlich und fachlich möglich?**
  Fazit: Die Anwendung von Nutzwasser sollte abhängig von der Nutzwasserqualität sein. Daher ist ein genereller oder teilweiser Ausschluss des Nutzwassereinsatzes in sensiblen Gebieten (mit Ausnahme offensichtlicher Einschränkungen/Gebiete, z. B. Zone I WSG) rechtlich und fachlich problematisch und aus Sicht der arbeitspaketbegleitenden Arbeitsgruppe nicht zu empfehlen. Potenzielle Risiken sind im Rahmen des verpflichtend zur erstellenden Risikomanagementplans zu adressieren.
- **Sollte ein genereller Ausschluss von Grundwasserkörpern erfolgen, die in einem schlechten chemischen Zustand sind?**
  Fazit: Es sollte kein genereller Ausschluss von Grundwasserkörpern in einem schlechten chemischen Zustand erfolgen. Entscheidend sind die relevanten Stoffe/Stoffkonzentrationen.
- **Kann es bei für die Bewässerung ausreichender Wasserqualität weitergehende bodenschutzrechtliche Anforderungen geben?**
  Fazit: Inwieweit durch die Nutzwasseraufbringung die jeweiligen Maßgaben bzgl. der Vorsorgepflicht (insbesondere Vorsorgewerte gemäß Anlage 1 BBodschV bzw. gute fachliche Praxis bei landwirtschaftlichen Flächen gemäß BBodSchG) eingehalten sind, ist im Einzelfall im Zuge der Erstellung des Risikomanagementplans unter Berücksichtigung der Standortgegebenheiten, der tatsächlichen Nutzwasserqualität und den Aufbringungsbedingungen zu beurteilen. Soweit Nutzwasser aus wasserwirtschaftlicher Sicht für eine Grundwasseranreicherung geeignet ist, ist grundsätzlich auch von der Einhaltung der stofflichen Vorsorgeanforderungen im Sinne des BBodSchG auszugehen.

Die rechtliche Herleitung und Argumentation dieser Ergebnisse ist im Berichtsheft Nr. 229 unter Kap. 3.4 beschrieben.

3.1.4 (Wasser-)rechtliche Beurteilung von Nutzwasseranwendungen im Genehmigungsverfahren

Im Berichtsheft Nr. 229 wird die „(Wasser-)rechtliche Beurteilung von Nutzwasseranwendungen im Genehmigungsverfahren“ (Kap. 3.5) anhand der Kapitel „Anforderungen der EU-Wasser-WVVO hinsichtlich des Genehmigungsverfahrens“ (Kap. 3.5.1), „Beteiligte Parteien und deren Zuständigkeiten im Genehmigungsverfahren“ (Kap. 3.5.2) und „Ablauf des Genehmigungsverfahrens“ (Kap. 3.5.3) ausführlich beleuchtet.

In der vorliegenden Zusammenfassung werden in kurzer Form die Anforderungen der EU-Wasser-WVVO hinsichtlich des Genehmigungsverfahrens sowie die beteiligten Parteien im Genehmigungsverfahren dargestellt. Anschließend erfolgt eine Erörterung von wichtigen Gesichtspunkten im Falle einer Grundwasseranreicherung mit Nutzwasser und eine Beschreibung des Genehmigungsverfahrens.

Anforderungen der EU-Wasser-WVVO hinsichtlich des Genehmigungsverfahrens

Im Genehmigungsverfahren für den Einsatz von Nutzwasser ist die neue EU-Wasser-WVVO zu berücksichtigen. Dabei ist insbesondere der Artikel 6 EU-Wasser-WVVO „Verpflichtungen hinsichtlich Genehmigungen für aufbereitetes Wasser“ zu beachten.

Anforderungen an das Genehmigungsverfahren nach Art. 6 EU-Wasser-WVVO:

- Erzeugung von und Versorgung mit Nutzwasser bedarf der Genehmigung
- Aufbereitungsgenehmigung stützt sich auf den Risikomanagementplan
- Inhalte der Aufbereitungsgenehmigung:
    - Angabe der Güteklassen des Nutzwassers
    - Beschreibung der Aufbereitungseinrichtungen
    - Mindestanforderungen an Wasserqualität und Überwachung (Anhang I Abschnitt 2)
    - Zusätzliche Anforderungen, die der Betreiber der Aufbereitungseinrichtung zu erfüllen hat (im Risikomanagement-Plan festgelegt)
    - Notwendige Bedingungen, um alle nicht hinnehmbaren Risiken für Umwelt oder Gesundheit von Mensch und Tier auf ein akzeptables Maß zu reduzieren
    - Stelle der Einhaltung (Stelle, an der das Nutzwasser vom Betreiber der weitergehenden Aufbereitungseinrichtung an die nächste Partei im Nutzwassersystem weitergegeben wird)
- Bei der Prüfung des Antrags hat die zuständige Behörde die weiteren berührten Behörden zu konsultieren
- Mitgliedstaaten können verlangen, dass Speicherung, Verteilung und Verwendung des Nutzwassers einer spezifischen Genehmigung bedarf, um die im Risikomanagementplan angegebenen zusätzlichen Anforderungen anzuwenden

Im Falle einer Grundwasseranreicherung mit Nutzwasser, die in der EU-Wasser-WVVO nicht adressiert wird, sind weitergehende Anforderungen zu berücksichtigen. Zusätzlich sind Aspekte des gängigen Genehmigungsverfahrens bezüglich Grundwasserentnahmen zu beachten.

Beteiligte Parteien im Genehmigungsverfahren

Zu den beteiligten Parteien am Genehmigungsverfahren gehört neben den verantwortlichen Parteien im Nutzwassersystem auch die zuständige Behörde (Rechtsbehörde). Abweichend von Festlegungen in der EU-Wasser-WVVO wird sie aus systematischen und pragmatischen Gründen unter dem Begriff „beteiligte Partei“ mitgeführt. Weitere Behörden werden durch die zuständige Behörde eingebunden.

Art. 3 Nr. 14 EU-Wasser-WVVO definiert den Begriff „verantwortliche Partei“ als „eine Partei, die im Wasserwiederverwendungssystem eine Aufgabe oder Tätigkeit wahrnimmt“. Dazu gehören explizit:

- Betreiber der weitergehenden Aufbereitungseinrichtung
- Betreiber einer kommunalen Abwasserbehandlungsanlage (wenn nicht identisch mit dem Betreiber der weitergehenden Aufbereitungseinrichtung)
- Betreiber des Verteilungsnetzes
- Betreiber der Speicherinfrastruktur
- Endnutzer

Die Zuständigkeiten der beteiligten Parteien im Genehmigungsverfahren werden im Berichtsheft Nr. 229 in Kap. 3.5.2 beschrieben.

Wichtige Gesichtspunkte im Falle einer Grundwasseranreicherung mit Nutzwasser

Die EU-Wasser-WVVO adressiert das Verfahren zur Genehmigung einer direkten Nutzwasseranwendung. Eine Grundwasseranreicherung mit Nutzwasser wird jedoch nicht ausdrücklich behandelt. Daher sind Vorschläge zu erarbeiten, welche fachlichen Anforderungen an eine Grundwasseranreicherung mit Nutzwasser zu stellen sind und wie eine gerechte Zuteilung des mit Nutzwasser angereicherten Grundwassers an die Endnutzer erfolgen könnte. Folgende fachliche Randbedingungen sind bei einer Grundwasseranreicherung mit Nutzwasser zu beachten (vgl. Tabelle 3):

Tabelle 3: Fachliche Randbedingungen für eine Grundwasseranreicherung mit Nutzwasser

Randbedingungen	**Beschreibung**
Allgemeine Randbedingungen	• Keine Anreicherung in bekannten Altlastenflächen, Altlastenverdachtsflächen und unmittelbaren Zustromgebieten • Keine Anreicherung in Heilquellenschutzgebieten (qualitativ, quantitativ je nach Zone) • Bei Anreicherung in Wasserschutzgebieten hohe Qualitätsanforderungen (ggf. weitergehende Aufbereitung für diese Nutzwasseranwendung erforderlich)
Hydrogeologische Randbedingungen	• Keine Anreicherung in Karstgebieten und stark klüftigen Grundwasserleitern empfehlenswert wegen hohen Fließgeschwindigkeiten und geringer Verweilzeit des Grundwassers • Anreicherung bei gespannten/ arthesischen Grundwasserverhältnissen kritisch zu sehen, da ▪ Einbringen des Nutzwassers unter Druck notwendig ▪ Unbekannte Folgen beim Einbringen größerer Nutzwassermengen

Mengenmäßige Randbedingungen	• Einleitung und Entnahme haben sich grundsätzlich die Waage zu halten • Schwierigkeit/Herausforderung der Koordination der Einleitung und Überwachung der Entnahmen, v .a. bei einer größeren Anzahl an Endnutzern
Qualitative Randbedingungen	• Durch die Anreicherung darf keine nachteilige Veränderung der Grundwasserbeschaffenheit zu besorgen sein • Vorgeschlagener Ansatz: Beachtung (Einhaltung im Nutzwasser) der Geringfügigkeitsschwellenwerte für das Grundwasser nach LAWA

Bei einer Grundwasseranreicherung mit Nutzwasser besteht die Problematik, dass auch Endnutzer von der Grundwasseranreicherung profitieren könnten, die keinen finanziellen Beitrag für die Nutzwasserbereitstellung leisten. Das würde zu einer Ungleichbehandlung gegenüber denjenigen Endnutzern führen, die sich an den Kosten beteiligen.

Daher wird folgende Vorgehensweise zur Zuteilung des für die Grundwasseranreicherung verwendeten Nutzwassers an die Endnutzer vorgeschlagen:

- Das durch die Grundwasseranreicherung zusätzlich bewirtschaftbare Grundwasserdargebot kann bezüglich der genehmigungsfähigen Entnahmemenge grundsätzlich zu dem natürlichen bewirtschaftbaren Grundwasserdargebot addiert werden
- Endnutzer, die sich finanziell an der Nutzwasserproduktion beteiligen, dürfen zusätzlich zum natürlicherweise nutzbaren Grundwasserdargebot die Menge an Grundwasser fördern, die sich aus ihrem Anteil an der Finanzierung der Nutzwasserproduktion ergibt
    - Privatrechtlicher Vertrag zwischen Betreiber der Aufbereitungseinrichtung und Endnutzer notwendig
    - Wenn dieser Vertrag ausläuft, entfällt somit die Grundlage für den Genehmigungsumfang, der über das natürliche bewirtschaftbare Dargebot hinausgeht (entsprechende Bedingung ist im Genehmigungsbescheid zu verankern)

Eine rechtliche Einschätzung dieser Vorgehensweise sowie weitere Informationen zur Grundwasseranreicherung mit Nutzwasser finden sich in Kap. 3.5.3.1 des Berichtsheftes Nr. 229.

Beschreibung des Genehmigungsverfahrens

Das Genehmigungsverfahren wird anhand der übergeordneten Aspekte „Vorbereitung des Genehmigungsverfahrens“ (vgl. Abb. 6) und „Elemente der Genehmigung“ (vgl. Abb. 7) dargestellt.

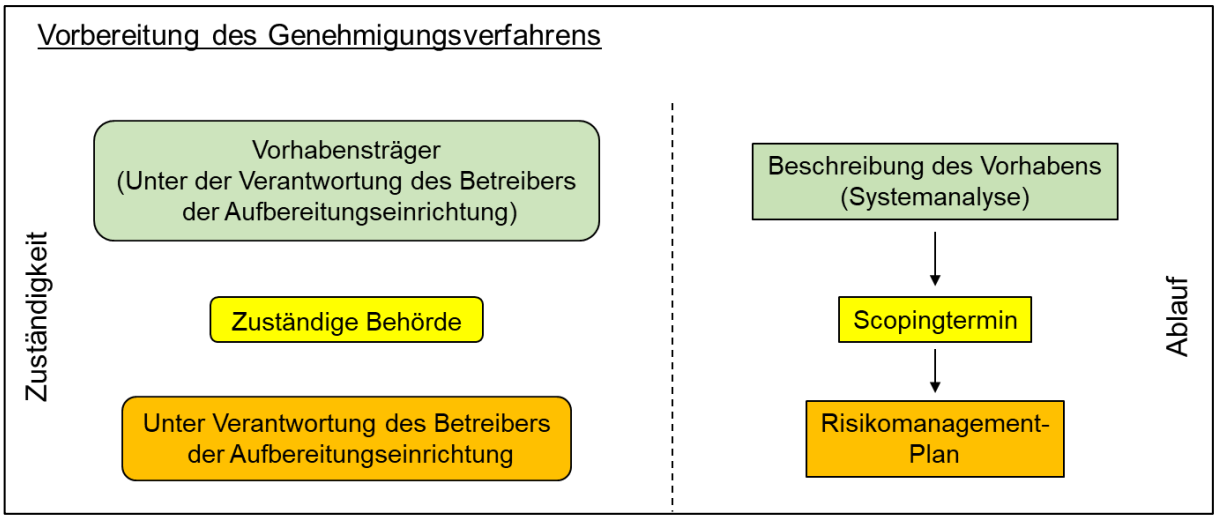


Abbildung 6: Graphische Darstellung des Ablaufs der Vorbereitung des Genehmigungsverfahrens für Nutzwasservorhaben mit den jeweiligen Zuständigkeiten

Die Vorbereitung des Genehmigungsverfahrens startet mit einer Beschreibung des Nutzwasservorhabens, mit der ein bzw. die Vorhabensträger (unter Verantwortung des Betreibers der weitergehenden Aufbereitungseinrichtung) die zuständige Behörde über das geplante Vorhaben informiert / informieren. Diese Beschreibung beinhaltet eine Systemanalyse (Erläuterung der technischen Einrichtungen und Funktion des Nutzwassersystems) und eine kurze Darstellung der verantwortlichen Parteien im Nutzwassersystem sowie deren Aufgaben.

Auf Grundlage dieser Informationen bietet die zuständige Behörde zweckmäßigerweise einen dem Scopingtermin (nach Gesetz über die Umweltverträglichkeitsprüfung (UVPG)) vergleichbaren Abstimmungstermin an, zu dem alle verantwortlichen Parteien im Nutzwassersystem inklusive die betroffenen Fachbehörden eingeladen werden. Der sogenannte Scopingtermin soll dazu dienen, Anforderungen an das Nutzwassersystem zu formulieren und erforderliche Schritte sowie zu erarbeitenden Inhalte für die Ausarbeitung des Risikomanagementplans und für die darauf aufbauende Antragstellung zur Genehmigung der Nutzwasseranwendung abzustimmen.

Anschließend wird unter der Verantwortung des Betreibers der weitergehenden Aufbereitungseinrichtung der Risikomanagementplan entwickelt, der die Grundlage für alle erforderlichen Genehmigungen eines Nutzwasservorhabens darstellt.

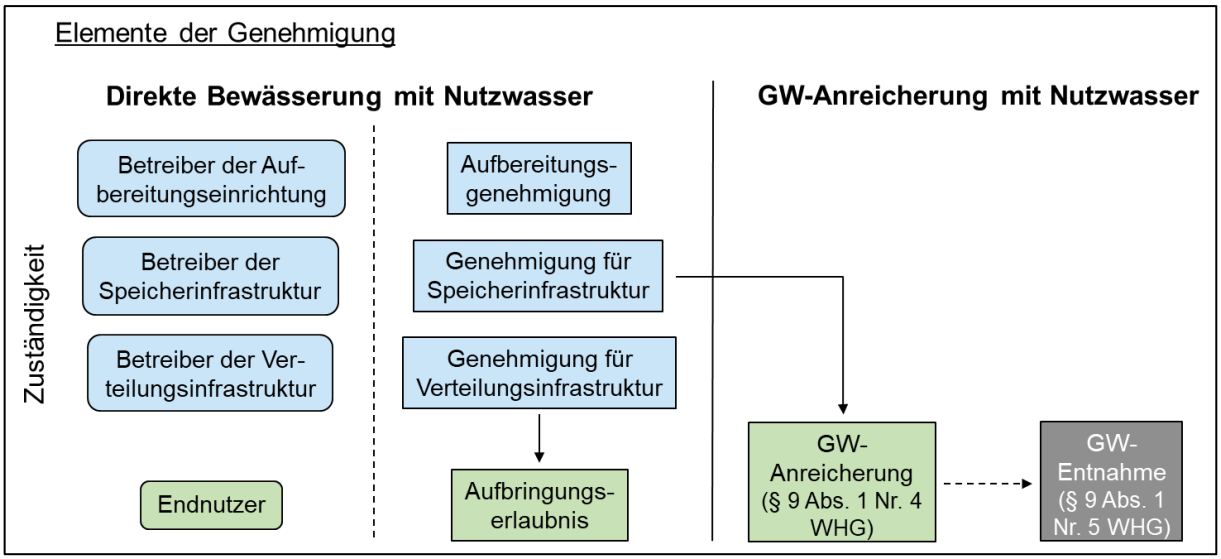


Abbildung 7: Graphische Darstellung der Elemente der Genehmigung für Nutzwasservorhaben mit direkter Bewässerung sowie mit einer Grundwasseranreicherung, ergänzt um die jeweiligen Zuständigkeiten

Die Grafik in Abbildung 7 ist unterteilt in eine „direkte Bewässerung mit Nutzwasser“ und eine „Grundwasseranreicherung mit Nutzwasser“.

In der Spalte „direkte Bewässerung mit Nutzwasser“ sind die Aufbereitungsgenehmigung, die Genehmigung der Speicher- sowie der Verteilungsinfrastruktur in der gleichen Farbe abgebildet, da in der Aufbereitungsgenehmigung im Falle einer Personenidentität des Betreibers dieser drei Komponenten neben dem Aufbereiten auch die Nebentätigkeiten des Speicherns und Verteilens (Transportieren) des Nutzwassers beinhaltet sein können. Wenn die Aufbereitung, Speicherung und Verteilung des Nutzwassers jedoch durch unterschiedliche Betreiber wahrgenommen werden, ist für jede dieser Tätigkeiten jeweils eine Genehmigung auf Grundlage der einschlägigen Teile des Risikomanagementplans zu beantragen.

Die Aufbringungserlaubnis ist vom Endnutzer zu beantragen und nimmt Bezug auf die Genehmigung der vorgelagerten Tätigkeiten sowie auf den Risikomanagementplan.

Im Falle einer Grundwasseranreicherung mit Nutzwasser folgt die Genehmigung der Grundwasseranreicherung auf die Genehmigung der Speicherinfrastruktur. Außerdem wird die Genehmigung der Grundwasseranreicherung in der Grafik der Zuständigkeit des Endnutzers zugeordnet, weil der Vorgang der Wasserwiederverwendung mit dem Einleiten des Nutzwassers in das Grundwasser abgeschlossen ist und die Grundwasseranreicherung daher als eine Endnutzung betrachtet werden kann. Denn wenn sich das Nutzwasser mit dem Grundwasser vermischt, ist es im rechtlichen Sinne als Grundwasser zu bewerten.

Aus diesem Grund gehört die sich anschließende Grundwasserentnahme auch nicht mehr zur Nutzwasseranwendung, denn sie unterscheidet sich nicht von einer gewöhnlichen Grundwasserentnahme. Daher ist sie in der Grafik in grauer Farbe dargestellt. Es fällt, wie bisher, in die Zuständigkeit des Endnutzers, die Genehmigung für eine Grundwasserentnahme zu beantragen. Eine Aufbringungserlaubnis ist in diesem Fall auf Basis des WHG nicht notwendig.

Die Möglichkeit einer alternativen und gegebenenfalls vereinfachten Durchführung des Genehmigungsverfahrens, bei der die Genehmigungen für die Speicher- und die Verteilungsinfrastruktur sowie die Aufbringungserlaubnis durch eine Anzeigepflicht ersetzt werden, ist in Kap. 3.5.3.5 des Berichtsheftes Nr. 229 beschrieben.

Außerdem werden in Kap. 3.5.3.2 des Berichtsheftes Nr. 229 notwendige Antragsunterlagen für das Genehmigungsverfahren sowie in Kap. 3.5.3.3 die Inhalte der Genehmigungen dargestellt.

3.1.5 Vorgehensweise bei einem Risikomanagement

Das Risikomanagement ist eine maßgebliche Voraussetzung für die praktische Umsetzung von Nutzwasseranwendungen. Es dient nicht nur dazu, insbesondere eine umwelt- und gesundheitsverträgliche Anwendung des Nutzwassers sicherzustellen und die Bedenken gegenüber einer Wiederverwendung von gereinigtem Abwasser zu adressieren. Vielmehr ist der Risikomanagementplan gemäß Art. 6 Abs. 3 EU-Wasser-WVVO Grundlage und Bestandteil aller Genehmigungen für ein Nutzwasservorhaben.

Im Risikomanagementplan werden die Verantwortlichkeiten der am Risikomanagement beteiligten Parteien festgelegt. Aufgaben der zuständigen Behörden inklusive der amtlichen Überwachung sind jedoch nicht Bestandteil des Risikomanagementplans.

Im Berichtsheft Nr. 229 werden in Kap. 3.6.1 „Vorgehensweise bei einem Risikomanagement“ die Zuständigkeiten bei einem Risikomanagement definiert. Zu den Inhalten eines Risikomanagementplans zählen die Systemanalyse, potenzielle Gefahren, Schutzgüter und Expositionspfade, eine Bewertung der Risiken für Umwelt und Gesundheit sowie Maßnahmen zur Risikominimierung.

In der vorliegenden Zusammenfassung werden in kurzer Form die am Risikomanagement zu beteiligenden Parteien sowie die Systemanalyse dargestellt. Daneben werden ausgewählte Maßnahmen zur Risikominimierung skizziert. Dazu gehören zusätzliche Anforderungen, die Umweltüberwachung sowie das Notfallmanagement.

Am Risikomanagement zu beteiligende Parteien

Am Risikomanagement zu beteiligende Akteure sind die verantwortlichen Parteien im Nutzwassersystem und die zuständige Behörde, welche die betroffenen Fachbehörden einbindet.

Die Behörden haben eine wesentliche Rolle beim Risikomanagement. Der Risikomanagementplan ist im Genehmigungsverfahren zu prüfen und wird Teil der Genehmigung. Des Weiteren hat die jeweils zuständige Vollzugsbehörde die Einhaltung der Bedingungen der Genehmigungen zu überprüfen.

Je nach konkreter Ausgestaltung des Nutzwassersystems (insbesondere Lage der Bestandteile der Infrastruktur und der bewässerten Flächen) ist ggf. auch der Trinkwasserversorger beim Risikomanagement zu beteiligen.

Zuständigkeiten sowie Koordinierungsmechanismen der beteiligten Parteien beim Risikomanagement sind in Kap. 3.6.1 des Berichtsheftes Nr. 229 beschrieben.

Systemanalyse

Die Systemanalyse ist eine Darstellung des Nutzwassersystems inklusive der Systemgrenze sowie der relevanten Randbedingungen und nach Anhang II A EU-Wasser-WVVO der erste Schritt bei der Erstellung des Risikomanagementplans. Sie beschreibt das gesamte Nutzwassersystem von der Einleitung des (Roh-)Abwassers in die kommunale Kläranlage bis zum Zeitpunkt des Verbrauchs, einschließlich die Abwasserquellen, die Behandlungsschritte und -techniken in der Aufbereitungseinrichtung, die Versorgungs-, Verteilungs- und Speicherinfrastruktur, die beabsichtigte Verwendung, die Verbrauchsstelle und der Verbrauchszeitraum, die Bewässerungsmethode, die Pflanzenart, andere Wasserquellen (wenn eine Mischung verwendet werden soll) und die bereitzustellende Nutzwassermenge.

Technische Universität München · TUM · IWW Zentrum Wasser · COPLAN AG · BGS Umwelt · xylem Let's Solve Water · LWG · HOLINGER · ALB · TZW Technologiezentrum Wasser · Regierung von Unterfranken · SCHWEINFURT Zukunft findet Stadt · Irz Leibniz-Rechenzentrum · Gefördert durch: Bundesministerium für Forschung, Technologie und Raumfahrt · FONA Forschung für Nachhaltigkeit · Eine Initiative des Bundesministeriums für Bildung und Forschung · WavE Wassertechnologien: Wiederverwendung

Allerdings ist in Bezug auf diese Definitionen zu beachten, dass im BMFTR-Vorhaben Nutzwasser nicht nur, wie in der EU-Wasser-WVVO, die Bewässerung landwirtschaftlicher Flächen behandelt wird, sondern auch die Bewässerung von kommunalen Grünflächen sowie eine Grundwasseranreicherung mit Nutzwasser.

Mit der Systemanalyse erfolgt also ein Überblick über die Eigenschaften und Komponenten des Nutzwassersystems, die im Zuge des Risikomanagements genauer zu betrachten sind. Abbildung 2 zeigt ein Nutzwassersystem mit Systemgrenze.

Die Systemanalyse wird anhand von zwei Schritten durchgeführt. Im ersten Schritt werden die drei grenzüberschreitenden Randbedingungen beleuchtet, die als maßgeblicher Rahmen des Nutzwassersystems zu berücksichtigen sind. Diese sind in Abbildung 2 als Pfeile dargestellt, die die Systemgrenze überschreiten.

Anschließend folgt im zweiten Schritt eine Beschreibung des Nutzwassersystems innerhalb der Systemgrenze von der kommunalen Abwasserbehandlung bis zur Verwendung des Nutzwassers.

Leitfragen zur Darstellung relevanter Eigenschaften und Komponenten des Nutzwassersystems, die bei der Durchführung einer Systemanalyse unterstützen sollen, sind in Kap. 3.6.2 des Berichtsheftes Nr. 229 formuliert.

Zusätzliche Anforderungen

Auf Basis der Ergebnisse einer Risikobewertung für ein konkretes Nutzwasservorhaben kann die zuständige Behörde in der (jeweiligen) Genehmigung zusätzliche Bedingungen für die Anforderungen an die Wasserqualität und deren Überwachung festlegen, die über die Mindestanforderungen der EU-Wasser-WVVO hinausgehen. Zu beachten ist in diesem Kontext, dass die Anforderungen an die Nutzwasserqualität im Zuge der nationalen Ergänzung der EU-Wasser-WVVO voraussichtlich strenger sein werden, als die Mindestanforderungen der EU-Wasser-WVVO.

Um die Beurteilung von zusätzlichen Anforderungen an die Nutzwasserqualität im behördlichen Vollzug zu erleichtern, wurde im Rahmen des Arbeitspakets 1 eine Auswahlliste für Parameter für die Anwendung von Nutzwasser erarbeitet (vgl. Anhang 1 im Berichtsheft Nr. 229). Sie enthält Grenz- und Orientierungswerte für Schadstoffe aus bestehenden Verordnungen, Richtlinien und Normen, die verschiedene Schutzgüter adressieren, die im Zusammenhang mit Nutzwasser zu berücksichtigen sind. An der Entwicklung der Auswahlliste waren als bayerische Fachbehörden das Landesamt für Gesundheit und Lebensmittelsicherheit (LGL) sowie das Landesamt für Umwelt (LfU) beteiligt.

Umweltüberwachung

Neben Vorsorgemaßnahmen beim Betrieb des Nutzwassersystems sowie der Anwendung des Nutzwassers und dem Qualitätskontrollsystem (vgl. Kap. 3.6.6.2.1 bzw. Kap. 3.6.6.2.2 im Berichtsheft Nr. 229) stellt die Umweltüberwachung ein wichtiges Werkzeug dar, um Risiken im Zusammenhang mit Nutzwasser zu minimieren.

In Anhang II C. der EU-Wasser-WVVO werden Umweltüberwachungssysteme gefordert, um sicherzustellen, dass eine Überwachung aller relevanten Umweltkompartimente erfolgt und alle Prozesse und Verfahren ordnungsgemäß validiert und dokumentiert werden. Das Monitoring von Grundwasser und Boden ist dahingehend zu formulieren, dass mögliche langfristige nachteilige Veränderungen des Bodens, des Grundwassers und des Pflanzenaufwuchses überwacht werden.

Eine Vorgehensweise zur Koordinierung des Umweltmonitorings sowie Empfehlungen zur Durchführung der Umweltüberwachung sind in Kap. 3.6.6.2.3 des Abschlussberichts zum Arbeitspaket 1 beschrieben.

Notfallmanagement

Angelehnt an die Definitionen in § 2 Nr. 7 und 8 der Zwölften Verordnung zur Durchführung des Bundes-Immissionsschutzgesetzes (Störfall-Verordnung - 12. BImSchV) ist der Gegenstand des Notfallmanagements nach Anhang II Abschnitt C. Nr. 10 EU-Wasser-WVVO eine Störung des bestimmungsgemäßen Betriebs unter Beteiligung eines oder mehrerer gefährlicher Stoffe, die unmittelbar oder später innerhalb oder außerhalb des Betriebs zu einer ernsten Gefahr führt. Eine ernste Gefahr besteht dann, wenn Gesundheitsbeeinträchtigungen bis hin zur Bedrohung von Menschenleben zu befürchten sind oder die Umwelt, insbesondere Tiere und Pflanzen, Boden, Wasser, Atmosphäre sowie Kultur- oder sonstige Sachgüter geschädigt werden können.

In der EU-Wasser-WVVO wird in Anhang II C. Nr. 10 und 11 zum Thema Notfallmanagement empfohlen, Folgendes zu implementieren:

- Geeignete Systeme zur Bewältigung von Vorfällen und Notfällen
- Verfahren zur angemessenen Unterrichtung aller relevanten Kreise
- Regelmäßige Aktualisierung des Notfallplans
- Koordinierungsmechanismen zwischen verschiedenen Akteuren, um eine sichere Erzeugung und Verwendung des Nutzwassers zu gewährleisten

Notfallprotokolle sind auf Grundlage der Ergebnisse der Risikobewertung zu entwickeln. Zuständigkeiten, Koordinierungsmechanismen und Maßnahmen bezüglich des Notfallmanagements werden in Kap. 3.6.6 im Berichtsheft Nr. 229 erörtert.

3.1.6 Kompatibilität der lokalen Entwässerungssatzung mit der Erzeugung / dem Einsatz von Nutzwasser

Die Abwasserbeseitigung, die die Sammlung und Behandlung sowie Einleitung des behandelten Abwassers umfasst, obliegt nach § 56 WHG Personen des öffentlichen Rechts und ist nach den Landeswassergesetzen im Regelfall den Kommunen übertragen. Bei der Sammlung des Abwassers sind in der Regel die Maßgaben der örtlichen Entwässerungssatzungen zu beachten, die z. B. in Bayern auf Basis der Muster-Entwässerungssatzung des Bayerischen Staatsministeriums des Innern erlassen sind.

Sollte bei der Produktion von Nutzwasser der Betreiber der kommunalen Kläranlage auch als Betreiber der weitergehenden Aufbereitung von Klarwasser fungieren, ist die Herstellung und Abgabe des Nutzwassers in einer Satzung oder einer vergleichbar verbindlichen Regelung entsprechend zu regeln. Daher stellt sich grundsätzlich die Frage, ob eine übliche Entwässerungssatzung auch kompatibel mit der Erzeugung von Nutzwasser wäre.

Bezüglich der Bewertung konkreter Fragestellungen, die sich mit der Kompatibilität der Entwässerungssatzung der Stadtentwässerung Schweinfurt bzw. der Muster-Entwässerungssatzung mit der Erzeugung sowie dem Einsatz von Nutzwasser auseinandersetzen, wird auf Kap. 3.7 im Berichtsheft Nr. 229 verwiesen.

Zusammenfassend ist festzuhalten, dass eine Entwässerungsanlage und Anlagen zur Nutzwasserherstellung und -verwendung sich systematisch unterscheiden und Regelungen der Entwässerungssatzung damit nicht konform sind. Da außerdem die Begriffsbestimmungen aus § 3 der Entwässerungssatzung überwiegend nicht auf ein Nutzwassersystem übertragbar sind und für die entsprechenden Bestandteile der Infrastruktur (u. a.

weitergehende Aufbereitungsanlage, Leitungssysteme) daher neue Begriffe zu definieren wären, erscheint es schwer umsetzbar, das Nutzwassersystem inhaltlich und begrifflich so in die Entwässerungssatzung zu integrieren, dass die Satzung noch verständlich und übersichtlich ist. Darüber hinaus sind etliche Paragraphen der Muster-Entwässerungssatzung für das Nutzwassersystem nicht einschlägig. Daher wird die Entwicklung einer eigenen Satzung für das Nutzwassersystem als zielführender erachtet, als die bestehende Entwässerungssatzung entsprechend anzupassen.

3.1.7 Handlungsempfehlungen zu Anforderungen an das Genehmigungsverfahren sowie das Risikomanagement

Ziel des Arbeitspakets 1 war die Erarbeitung konkreter Handlungsempfehlungen für den behördlichen Vollzug zur genehmigungsrechtlichen Implementierung von Nutzwasseranwendungen für die urbane und landwirtschaftliche Bewässerung. Für eine bessere Übersichtlichkeit und praktische Anwendbarkeit werden die Handlungsempfehlungen, die bereits im Kapitel 3 des Abschlussberichts zum Arbeitspaket 1 ausführlich beschrieben werden, in Form von Checklisten dargestellt. Sie enthalten sowohl Informationen zu notwendigen Antragsunterlagen und Zuständigkeiten im Genehmigungsverfahren als auch zur fachlichen Beurteilung eines Nutzwassersystems sowie zur Durchführung eines Risikomanagements.

Die Checklisten befinden sich im Anhang 2 im Berichtsheft Nr. 229 (Schriftenreihe des Lehrstuhls für Siedlungswasserwirtschaft).

3.2 Fazit

Aufgrund des Klimawandels ist davon auszugehen, dass sich Hitze- und Trockenphasen während der Vegetationsperiode verschärfen, was zu einem steigenden Wasserbedarf in der Landwirtschaft und bei der Bewässerung urbaner Grünflächen führen wird. Daher wird die Bereitstellung von alternativen Wasserressourcen durch Wasserwiederverwendung eine größere Bedeutung erlangen. Denn Nutzwasser, das insbesondere durch die weitergehende Aufbereitung von gereinigtem kommunalem Abwasser erzeugt werden kann, ist eine Wasserressource, die unabhängig von der Witterung das ganze Jahr über zur Verfügung steht, solange nicht eine unverminderte Klarwassereinleitung aus gewässerökologischen Gründen geboten ist.

Auf EU-Ebene wurde in diesem Kontext Regelungsbedarf für diese alternative Wasserressource gesehen und mit der direkt geltenden EU-Wasser-WVVO, die seit 26.06.2023 in Kraft ist, der rechtliche Rahmen mit Mindestanforderungen für eine Wiederverwendung von kommunalem Abwasser für die landwirtschaftliche Bewässerung geschaffen. Derzeit wird auf Bundesebene daran gearbeitet, im WHG die rechtliche Basis für die nach EU-Wasser-WVVO erforderliche Aufbereitungserlaubnis zu schaffen und weitere als unabdingbar angesehene Regelungen zu ermöglichen. Außerdem wurde mit dem Merkblatt DWA-M 1200 „Wasserwiederverwendung für landwirtschaftliche und urbane Zwecke in Deutschland“ ein technisches Regelwerk erstellt, das eine wichtige Hilfestellung für die Umsetzung von Nutzwasservorhaben darstellt. In diesem Merkblatt werden einige Aspekte, die auch im Berichtsheft Nr. 229 beleuchtet werden weiter konkretisiert (z. B. vertiefte Betrachtung der Risiken für Umwelt und Gesundheit, der Validierung im Zusammenhang mit den Leistungszielen des Aufbereitungssystems). Empfehlungen aus dem Arbeitspaket 1 zu den Themen „Genehmigungsverfahren“ und „Risikomanagement“ sind in dieses DWA-Merkblatt eingeflossen, wodurch das BMFTR-Vorhaben Nutzwasser die nationale Umsetzung der Wasserwiederverwendung direkt unterstützte.

Durch das intensive Einbinden von Fach- und Vollzugsbehörden bei der Erstellung der Handlungsempfehlungen zum Arbeitspaket 1 wurde sichergestellt, dass diese für die genehmigungsrechtliche Implementierung von Nutzwasseranwendungen hinreichend fundiert und im behördlichen Vollzug praktisch anwendbar sind. Um nicht zuletzt die breite Etablierung von Nutzwasservorhaben und die Motivation, sich an derartigen Projekten zu beteiligen, zu fördern, wurde der für das Genehmigungsverfahren zu betreibende Aufwand nach Möglichkeit auf das notwendige Maß begrenzt.

Um zu gewährleisten, dass die Ergebnisse des Arbeitspakets 1 möglichst nicht im Widerspruch zu noch abschließend abzustimmenden ergänzenden Aspekten der genehmigungsrechtlichen Beurteilung von Nutzwasservorhaben auf nationaler Ebene stehen, wurden insbesondere die Empfehlungen der LAWA-Ad hoc AG/KG Water Reuse berücksichtigt. Denn diese werden voraussichtlich in maßgeblichem Umfang Eingang in die Rechtssetzung zur Wasserwiederverwendung in Deutschland finden.

In Kapitel 3.5.3.5 im Berichtsheft Nr. 229 wurde ergänzend ein Ansatz beschrieben, wie das Genehmigungsverfahren für Nutzwasser ausgesprochen hoher Qualität gegebenenfalls perspektivisch vereinfacht werden könnte, wenn z. B. in Deutschland einmal genügend Erfahrungen mit der Anwendung von derartigem Nutzwasser gesammelt worden sein sollten.

4 Digitalisierung der Bewässerung bei der Wasserwieder-verwendung

Neben Qualitätsansprüchen an wiederverwendetem Wasser sind auch die nötigen Bewässerungsmengen von zentraler Bedeutung. Einerseits um ausreichend Wasser für ein gesundes Pflanzenwachstum bereitzustellen, andererseits um schonend mit der Ressource (Nutz-)Wasser umzugehen. Hierbei müssen die hoch dynamischen Faktoren, aus denen sich der Wasserbedarf ergibt, berücksichtigt und auf die technischen Aspekte einer weiterführenden Klarwasseraufbereitung abgestimmt werden. Zu hohe Bewässerungsgaben führen nach Sättigung des Bodens zu Versickerung in tiefere, nicht mehr durchwurzelte Bodenschichten. Dieses Wasser ist nicht mehr pflanzenverfügbar. Eine kulturspezifische Bewässerungsgabe ist daher anzustreben.

Ist kein Bewässerungsbedarf vorhanden, wie beispielsweise nach langen Regenperioden, so sollte die Nutzwasserbereitstellung an die vorliegende Situation angepasst werden. In diesem hochflexiblen Prozess sind auch die technischen Verweilzeiten des Klarwassers in Reaktionsbehältern zu beachten. Kann der Bewässerungsbedarf im Vorfeld prognostiziert werden, so kann das Aufreinigungsverfahren rechtzeitig eingeleitet werden, um Bedarfsspitzen in Trockenperioden decken zu können. Folglich ist der Bewässerungsbedarf auch für die Dimensionierung einer weiterführenden Nutzwasseraufbereitungsanlage, die nötigen Leitungen und Speicher maßgebend [19–22].
Weil eine Dokumentation der Bewässerungsgaben meist nur in Form von Jahreszahlen erfolgt, werden Tagesbedarfswerte und Bedarfsspitzen in der gängigen Praxis in der Regel nicht abgebildet. Für ein optimales Bewässerungsmanagement vor Ort wären Prognosen des unmittelbaren und kurzfristigen Bewässerungsbedarfs nötig.

Das landwirtschaftliche Bewässerungsgebiet der Gemeinde Gochsheim östlich von Schweinfurt („Reallabor Gochsheim“) war Untersuchungsgebiet zur Bedarfsbestimmung während der Projektlaufzeit. Die Bewässerungsinfrastruktur liegt dort in Form dezentraler Einzelbrunnen vor, die Bewässerung erfolgt größtenteils mittels Rohrberegnung. Ziel war es mithilfe eines Cloud-basierten Ansatzes den kurzfristigen (einige Tage) und unmittelbaren landwirtschaftlichen Bewässerungsbedarf für das Anbaugebiet zu prognostizieren. Hierzu wurden in dem Planungsraum Echtzeit-Wetterdaten, Wettervorhersagedaten (DWD)

und schlagbezogene Daten in der frei verfügbaren Bewässerungs-App der Arbeitsgemeinschaft Landtechnik und Landwirtschaftliches Bauwesen in Bayern e.V. (ALB, www.alb-bayern.de/app) verrechnet. Außerdem wurde das Untersuchungsgebiet mit einer Vielzahl von Sensorik ausgestattet, sodass u.a. die lokalen Grundwassermessstellen und die Grundwasserentnahmen der von den Landwirten eingesetzten Bewässerungspumpen in Echtzeit ausgelesen werden konnten. Die erfassten Echtzeitdaten und deren Darstellung ermöglichen Einblicke in den Grundwasserhaushalt im Untersuchungsgebiet. Des Weiteren konnte durch einen rückblickenden Vergleich zwischen Prognosewerten und realen Grundwasserentnahmen eine Validierung der Bedarfsprognose vollzogen werden.
Neben der landwirtschaftlichen Bewässerung wurde die Bedarfsbestimmung für städtisches Grün untersucht. Durch tatsächliche Nutzwassergaben bei Sportrasen, jungen Stadtbäumen und Mischpflanzungen in Schweinfurt konnten durch Beobachtungen, Bonituren (optische Bewertung des Pflanzenphänotyps in Kategorien) und Echtzeit-Daten pflanzenspezifische Erkenntnisse generiert werden. Auf dieser Basis wurde die ALB Bewässerungs-App um eine Anwendung für urbanes Grün erweitert. Die Akquise der Echtzeitdaten setzte auch hier die Etablierung von Sensorik in Flächen des urbanen Grüns voraus.

4.1 Etablierung einer digitalisierten Sensorik

Ziel des Nutzwasser-Projektes war es, neue hochflexible und bedarfsgerechte Managementstrategien für eine Wasserwiederverwendung zur urbanen und landwirtschaftlichen Bewässerung praxisnah zu entwickeln und im Rahmen relevanter Demonstrationen mit Praxispartnern so zu optimieren, dass eine Implementierung in anderen Zielregionen beschleunigt wird. Dazu war es erforderlich, den IST-Zustand der Bewässerung während der Bewirtschaftungsperioden zu erfassen. Diese Datenerfassung sollte vollautomatisch erfolgen, um menschliche Fehler (Schrift unleserlich, Zahlen falsch abgelesen, Datenerfassung vergessen, etc.) möglichst auszuschließen und so ein vollständiges Datenprofil zu erhalten. Ziel der Datenerfassung war es somit, von jeder Grundwasserpumpstation im Reallabor Gochsheim sowie von den Bewässerungsstationen im Reallabor Schweinfurt tägliche Werte über die eingesetzte Wassermenge zu erhalten.

Zusätzlich sollten betriebswichtige Daten wie CPU-Temperaturen, Umgebungstemperaturen, Luftfeuchtigkeit in der Einhausung, Batteriespannungen, Empfangspegel, etc., mitprotokolliert werden, um Fehler diagnostizieren und sich anbahnende Ausfälle frühzeitig erkennen zu können. Die Auswertung der Betriebsdaten sowie auch die Lieferung der wissenschaftlichen Daten sollte automatisch überwacht werden (Monitoring) und bei Problemen (etwa ausbleibende Daten oder zu hohe Temperaturen) soll ein Alarm per E-Mail-Benachrichtigung ausgelöst werden.

4.1.1 Datenerfassung in Schweinfurt

Ziel der Datenerfassung in Schweinfurt war es, von den Bewässerungsstationen im Reallabor Schweinfurt tägliche Werte über die eingesetzte Wassermenge zu erhalten. Ferner sollte an 10 ausgewählten Stellen die Bodenfeuchte und -temperatur gemessen werden, um die Austrocknung und den Einfluss der Bewässerung erfassen zu können. Wetterdaten sind von zentraler Bedeutung für das Projekt, daher wurde in Schweinfurt eine Projekt-Wetterstation mit automatischer Datenübermittlung aufgebaut, um auch lokale Wetterphänomene wie Wind und Regen erfassen zu können. Zu Vergleichszwecken und zur Plausibilitätsprüfung wurden auch die Wetterdaten von zwei nahegelegenen DWD-Stationen in Würzburg und in Schonungen-Mainberg stündlich abgerufen und gespeichert. Schließlich sollten auch alle Daten der Wasseraufbereitung, wie Ozonung, pH, TOC, Temperatur, Leistungsaufnahme, etc., aufgezeichnet werden.

Für den Besucherpavillon in Schweinfurt wurden ausgewählte, jeweils tagesaktuelle Daten visualisiert und auf den Bildschirmen dort dargestellt. Für die Projektpartner wurden Daten nach ihren Wünschen online visualisiert, um die Auswertung zu erleichtern. Ebenso sollte für ausgewählte Daten ein CSV download angeboten werden. Dabei war der Zugriff nur nach Authentifizierung erlaubt und wurde auf Projektpartner beschränkt, da einige Daten als sensitiv eingestuft wurden. Einzig Summen- oder Wetterdaten waren unbedenklich und wurden über ein Web-Interface der breiten Öffentlichkeit zugänglich gemacht.

Der Datenaustausch zwischen unseren Messwerten und den Prognosewerten aus der ALB APP ermöglichte die Validierung der Vorhersage und die Anpassung der ALB-Parameter, um eine optimale Nutzung des Bewässerungswassers zu erzielen.

In Schweinfurt ergab sich bei der vor-Ort Begehung, dass hier auf eine Funkanbindung verzichtet werden konnte und stattdessen besser Kabel durch gerade in Verlegung befindliche Leerrohre gezogen werden sollten. Da diese gerade im Bau waren, konnten die Belange der späteren Datenerhebung eingebracht und mitberücksichtigt werden. Mit nur zwei IoT-Knoten (einer nahe beim Besucherpavillon, der andere beim Sportplatzgelände) konnten alle erforderlichen Daten eingesammelt werden. Dabei sollte die Stromversorgung des Knotens beim Sportplatz über Power-over-Ethernet (PoE) erfolgen.

In Abbildung 12 ist der Datenknoten „Pavillon“ in Bildmitte links zu sehen. An diesen Knoten ist auch per Funk die Wetterstation angebunden. Um die Wetterdaten live anzuzeigen, wurde ein Sichtfenster in die Schaltschranktür eingebaut, durch das man freien Blick auf das Wetterdisplay hat.

Wie bereits erwähnt, stiegen die Temperaturen im Kasten bei direkter Sonnenbestrahlung im Sommer auf unzulässig hohe Werte. Aus diesem Grund wurde die abgebildete Schaltschranktür später durch eine ohne Fenster ersetzt, was die Temperaturen leicht absenkte, aber leider nun den Blick auf das Display verwehrt.

Wie auf dem Bild zu erkennen ist, befindet sich hinter dem Kasten eine Aluminiumplatte, die Sonneneinstrahlung von hinten abschirmt. Die Platte ist bis über den Kasten hochgezogen, sodass ein kleines Dach entsteht, das direkten Regen abhält und auch einen leichten Schattenwurf erzeugt (ebenfalls im Bild sichtbar). Leider reicht der Schatten nicht aus, um die Sonne ganztägig vom Kasten abzuhalten.

Daher wurde, wie auf Abbildung 13 zu sehen ist, mit einer weiteren Abdeckung, einer Haube aus reflektivem Material, experimentiert. Auch damit war die Temperatur noch zu hoch, sodass noch weitere Ansätze erprobt werden mussten.



Abbildung 8: Datenstation "Pavillon" mit Sichtfenster.



Abbildung 9: Datenstation "Pavillon" mit Schutzhaube

Der zweite Sensorknoten wurde am Rand des Sportplatzes aufgebaut, in direkter Nähe zur Revisionsöffnung der Zisterne, sodass über kurze Kabel der Sensor der Wasseruhr, die die entnommenen Wassermengen misst, angeschlossen werden konnte.



Abbildung 10: Datenstation "Sportplatz".

Dieser Standort ist nach Süden hin durch einige große Bäume abgeschirmt, sodass zumindest zeitweise Schatten vorhanden ist (vgl. Hitzeproblematik weiter unten).

4.1.2 Datenerfassung in Gochsheim

Ziel war eine automatische Erfassung der gängigen Bewässerungspraxis der Bauern, um belastbare Wasserverbrauchswerte für die Zukunft zu erhalten. Um einschätzen zu können, ob das Messgebiet (Topografie, Bebauung, etc.) für eine LoRa Funkabdeckung in Frage kommt (es misst immerhin mehrere Kilometer an Ausdehnung) fand am 31.5.2021 ein Ortstermin in Gochsheim und Schweinfurt statt.



Abbildung 9: Grundwasserpumpstation im Gochsheim

Als Ergebnis wurde festgehalten, dass in Gochsheim das Gateway am Standort der Pumpe 25 installiert werden sollte und dass die prinzipielle Eignung des Gebiets gegeben ist.

Da im Messgebiet Gochsheim als Datenanbindung nur das Handy-Netz (UMTS, LTE) zur Verfügung steht, andererseits aber die Ausrüstung jeder der ca. 20 Wasseruhren mit einer Handy-Verbindung teuer sowohl in der

Anschaffung als auch bei den laufenden Kosten gewesen wäre, wurde auf Empfehlung des LRZ entschieden, die IoT-Technik LoRa einzusetzen. Wie die folgende Abbildung zeigt, wurde jede Wasseruhr mit einem LoRa Sensorknoten verbunden. Dieser funkt per LoRa die Daten zu einem zentralen Gateway. Dort liefen alle Daten aus dem Messgebiet zusammen und wurden per Handy-Netz ins Internet und darüber in die LRZ-Cloud geschickt.

Zur automatischen Messdatenerhebung in naher Echtzeit wurden, nach Beratung durch das LRZ, alle Wasseruhren im Untersuchungsgebiet Gochsheim durch die LWG mit S0-Bus Sensoren nachgerüstet. Diese Sensoren liefern alle 100 Liter einen Zählimpuls, der von der Elektronik aufaddiert wird. Jede Stunde, also mit deutlich höherer zeitlicher Auflösung, als ursprünglich gefordert, lieferte die Elektronik den Zählerstand. Diese höhere Auflösung erlaubte es später auch festzustellen, wann (um welche Uhrzeit) und wie lange bewässert wurde. Dies wiederum ermöglichte es, die bedarfsgerechte Wasserbereitstellung tageszeitlich aufgelöst vorhersagen zu können. Natürlich lassen sich die gewünschten Tagessummen oder der Gesamtwasserbedarf aus diesen Daten ebenfalls sehr leicht berechnen.

In Gochsheim wurden vom Landesamt für Umwelt (LfU) an vier Stellen wesentliche Parameter des Grundwasserleiters wie Grundwasserflurabstand, Temperatur und Leitfähigkeit gemessen und automatisch an das Projekt übermittelt und in der Projektdatenbank gespeichert. Mit diesen Daten war es leicht, die Wasserentnahme und den Grundwasserstand zueinander in Relation zu setzen (vgl. Abbildung 22, “Durch IoT erfasste tägliche Grundwasserentnahme und Grundwasserflurabstand (5ku) im Anbaugebiet Gochsheim zwischen August 2022 und November 2023.”).

An neun repräsentativen Stellen wurde in Gochsheim die Bodenfeuchte in mehreren unterschiedlichen Tiefen gemessen.

Es wurde für Gochsheim auch ein „virtueller Brunnen“ eingerichtet, der den Gesamtwasserverbrauch der landwirtschaftlichen Flächen darstellt. Da leider nicht alle Landwirte der Region zugestimmt haben, ihre Daten an das Projekt zu liefern, wurde, basierend auf den verfügbaren Daten, auf das gesamte Anbaugebiet hochgerechnet.

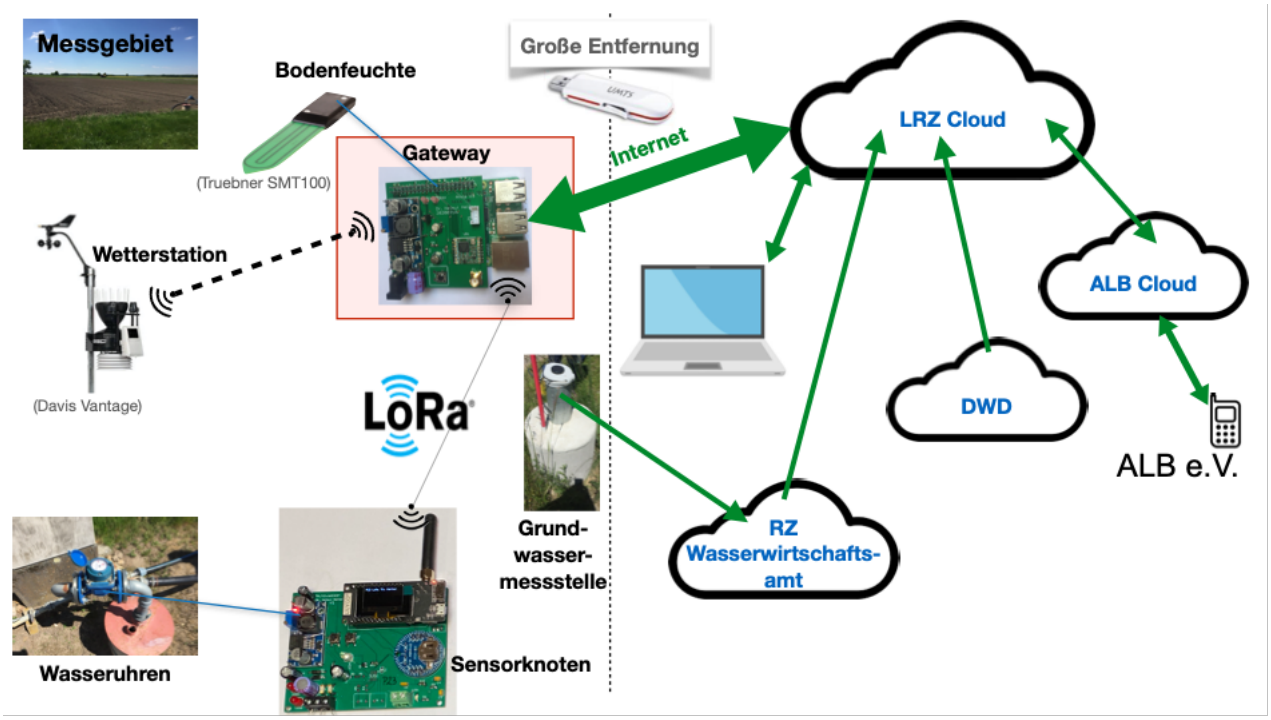


Abbildung 10: Digitalisierung der Bedarfsbestimmung und Prozesskontrolle der Wasserwiederverwendung



Abbildung 11: Grundwassermessstelle des LfU

Auch die Grundwassermessstellen des LfU (Abbildung 9) wurden vor Ort inspiziert. Da diese bereits mit einer Funkanbindung ausgerüstet waren, wurde beschlossen, die Daten wie bisher über das LfU einzusammeln und dann eine Cloud-zu-Cloud Kopplung zu verwenden, um die Daten vom Rechenzentrum des Wasserwirtschaftsamts in die LRZ-Cloud zu holen. Allerdings mussten die Sensoren ausgetauscht werden, um weitere Parameter wie Leitfähigkeit und Temperatur messen zu können.

Mit dem Rechenzentrum des LfU wurde Kontakt aufgenommen. Hier stellte sich der sehr restriktive Übergang zwischen Behördennetz und Internet als Problem dar. Durch Verwendung des FTP-Protokolls und eines weiteren, separaten FTP-Servers am LRZ konnte ein gangbarer Weg identifiziert werden. Damit die Daten manipulationssicher übertragen werden können, wurde eine Verschlüsselung mit PGP eingerichtet. Ein Mitarbeiter vom Rechenzentrum der LfU wurde automatisch informiert, wenn Daten ausbleiben. Dieser Fall trat mehrmals auf und konnte auf leere Batterien bei einem LfU-Sensor sowie einen defekten Sensor, der ausgetauscht werden musste, zurückgeführt werden. Die automatische Alarmierung verkürzt die Reaktionszeit, sodass der Datenausfall minimiert wurde.

Von den verschiedenen IoT-Knoten wurden zuerst Prototypen erstellt, mit denen die Zusammenarbeit mit den S0-Bus Sensoren der Wasseruhren, den MODBUS Bodenfeuchtesensoren und den Wetterstationen erprobt werden konnte. Mit den Prototypen konnte auch die Programmierung der IoT Funktionalität in Angriff genommen werden. Für die IoT-Knoten am Sportplatz und Pavillon sowie das Gateway in Gochsheim wurden

Technische Universität München · IWW Zentrum Wasser · COPLAN AG · xylem Let's Solve Water · HOLINGER · Gefördert durch: Bundesministerium für Forschung, Technologie und Raumfahrt · FONA Forschung für Nachhaltigkeit · WavE Wassertechnologien: Wiederverwendung · TZW Technologiezentrum Wasser · Regierung von Unterfranken · SCHWEINFURT Zukunft findet Stadt · BGS UMWELT · ALB · Leibniz-Rechenzentrum

Raspberry Pis mit speziell entwickelten HATs verwendet, für die LoRaWAN IoT-Knoten an den Wasseruhren in Gochsheim wurden ESP32-basierte Geräte verwendet. Anschließend wurden 20 IoT Messstationen in Gochsheim und drei Stationen in Schweinfurt (Pavillon, Sportplatz und Sachs-Stadion) installiert. Abbildung 14 zeigt exemplarisch eine 12 V Station, die mit einem Solarpanel und einer Speicherbatterie versorgt wird und ihre Daten per LoRa Weitbereichsfunk an die Gateway-Station meldet.

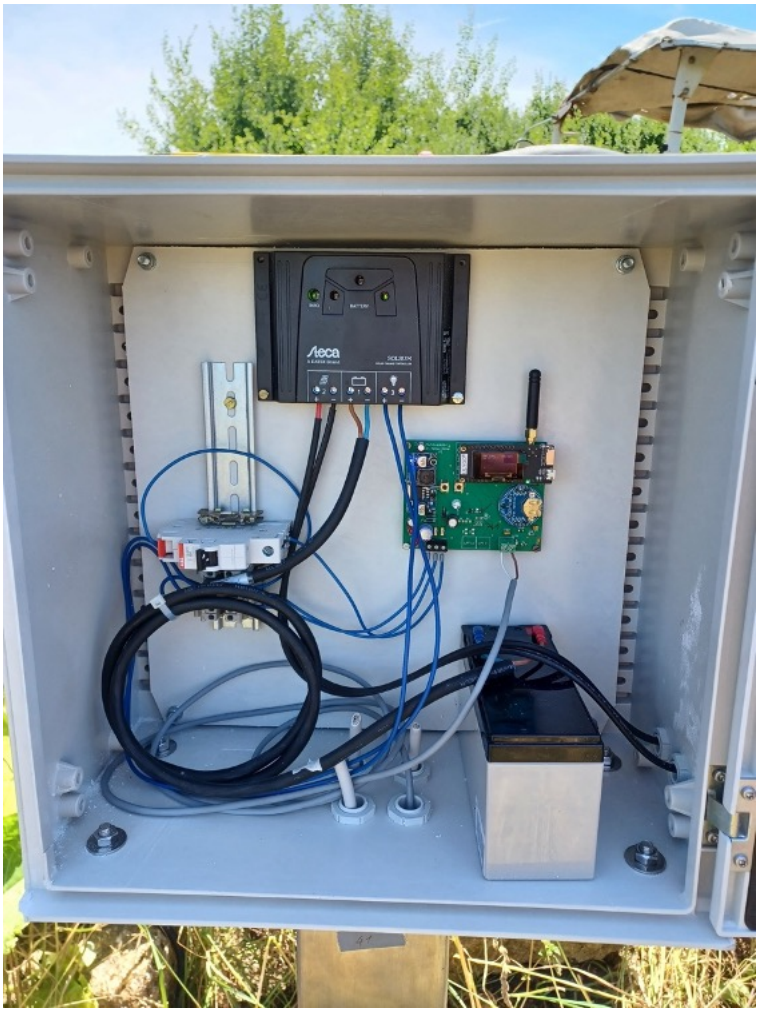


Abbildung 12: Sensorstation in Gochsheim, 12V Variante.

Die Speicherung und Bereitstellung dieser Daten zum Vergleich über mehrjährige Zeiträume erlaubte eine Beurteilung ihrer langfristigen Entwicklung und damit auch des Klimawandels. Eine Vorhersage des zukünftigen Wasserbedarfs wurde somit möglich und erlaubte es, geeignete Maßnahmen zu ergreifen, um einer zukünftigen Wasserverknappung rechtzeitig entgegenzuwirken.

4.1.3 Auswahl geeigneter Sensoren

Wasseruhren

Im Reallabor Gochsheim waren zu Beginn des Projekts bereits an allen Brunnen mechanische Wasseruhren angebracht, die eine manuelle Ablesung erlaubten. Um die Projektkosten niedrig zu halten wurde beschlossen, diese Wasseruhren mit einem preiswerten elektronischen S0-Bus nachzurüsten. Dieser S0-Anschluss erzeugte z. B. alle 100 Liter einen kurzen Impuls, der von der Elektronik gezählt werden kann. Die Elektronik musste für diese Impulse ausgelegt sein, denn sie darf keinen Impuls verpassen, muss aber auch robust gegen

Störsignale sein. Dazu wurde eine mehrstufige analoge Filterung der Eingangssignale in Hardware eingebaut. Die Impulse wurden über ihre Schaltflanken (per Interrupt) registriert und in Software zusätzlich auf Validität geprüft, um Mehrfachzählungen sicher zu verhindern. Als weitere Redundanz wurden alle paar Monate die elektronisch erfassen Fördermengen mit den mechanisch erfassten Mengen verglichen. Sollten sich hier größere Abweichungen zeigen, so wird automatisch ein Alarm ausgelöst. Es muss dann manuell vor Ort geprüft werden, wo der Fehler liegt.

Bodenfeuchtesensoren

Die Messung der Bodenfeuchte sollte mit einem zuverlässigen und erprobten Sensor durchgeführt werden. Die Wahl fiel auf den SMT-100[1] der Firma truebner. Durch sein kontaktloses Messverfahren erreicht er eine hohe Standzeit und durch sein MODBUS Interface ist es möglich, ihn auch über längere Leitungen ohne Signaldegradation anzuschließen.

Auswahl repräsentativer Standorte und Tiefen für die Bodenfeuchtemessung

Die Messung der Bodenfeuchte sollte im Hauptwurzelbereich erfolgen, um darüber eine ausreichende Bewässerung sicherzustellen. Dazu sind mindestens zwei Sensoren pro Messort erforderlich, ein dritter Sensor wurde bei Bedarf verwendet, etwa für Baumstandorte, die der Baumentwicklung Rechnung tragen müssen: der Baum wird mit der Zeit größer und wurzelt tiefer. Die Drainwasserermittlung erfolgte jeweils über die tiefsten Sensoren. Die Platzierung der Sensoren auf den Sportflächen erfolgte möglichst mittig im Sportplatz, um Randeffekte auszuschließen.

Wetterstation

Nach interner Abstimmung fiel die Wahl auf die “6163 Davis Vantage Pro 2 6163 EU Aktiv Plus FARS Profi Funk” Wetterstation. Ausschlaggebend war die integrierte kontinuierliche Belüftung des Luftfeuchtigkeitssensors. Die Funkübertragung erlaubte es, auf ein im Boden verlegtes Kabel zu verzichten, was insbesondere in Gochsheim von großem Vorteil war, da hier ansonsten aufwendig unter der Ackertiefe hätte verlegt werden müssen. Wichtig war weiterhin, dass die Daten mit einem open source Programm wie weewx[2] weiterverarbeitet werden können, was hier gegeben war.

Aufstellungsorte der Wetterstationen

Die beiden Wetterstationen wurden einmal zentral in Gochsheim und direkt auf der Kläranlage in unmittelbarer Nähe der Versuchspflanzungen aufgestellt, um lokale Wetterphänomene wie Regen und Wind direkt messen zu können.

Einlesen der DWD-Wetterdaten

Da Wetterwerte, insbesondere Regenmengen, für das Projekt sehr wichtig waren, haben wir zur Qualitätsbeurteilung der beiden Wetterstationen noch zwei nahegelegene DWD-Wetterstationen herangezogen. Dies waren die Stationen in Würzburg und Schonungen-Mainberg[3]. Deren Wetterwerte wurden kontinuierlich mit den Wetterstationen des Vorhabens verglichen und bei größeren Abweichungen wurde ein Alarm ausgelöst, um dann die lokalen Stationen manuell zu kontrollieren, etwa auf verstopfte Regensammler.

Wartungsaufwand Sensorik

[1] https://www.truebner.de/de/smt100.php
[2] http://weewx.com/
[3] https://euweather.eu/stations.php?lang=de&type=de&id=6347#google_vignette

Der Wartungsaufwand für die Sensorik war eher gering, trotzdem war es unverzichtbar, eine eingewiesene Person vor Ort zu haben, da es immer wieder zu Ausfällen kommt.

Einmal jährlich, zu Beginn der Bewässerungssaison, wurden alle Knopfzellen für die Echtzeituhren erneuert. Dabei wurde auch die Uhrzeit automatisch sekundengenau neu gestellt. Durch die hohen Temperaturen im Sommer kann es vorkommen, dass die Batterien chemische Stoffe “ausschwitzen”, die dann Kontaktprobleme verursachen können. Daher sollten vorbeugend auch die Batteriekontakte gereinigt werden. Bei dieser Gelegenheit sollten auch die Trockenmittelbeutel (desiccant) in den Elektronikgehäusen erneuert werden, um Feuchtigkeitsschäden vorzubeugen. Dies ist auch eine gute Gelegenheit, um die mechanischen Wasserzähler abzulesen und in die Datenbank einzuspeichern. Ferner sollte eine Sichtkontrolle auf etwaige Schäden erfolgen (z. B. auch säubern des Regensammlers).

Viele Aspekte der Datenerhebung wurden automatisch mit Prometheus überwacht, welches bei unplausiblen Werten oder fehlenden Daten einen Alarm auslöst und somit eine regelmäßige Wartung überflüssig macht. Einzig die Regensammler der Wetterstationen sollten immer wieder auf Verstopfungen kontrolliert werden, damit es erst gar nicht zu einem Alarm kommen muss.

ALB-App

Die Kopplung der ALB-App an die Bedarfe des Verbundvorhabens musste von beiden Seiten neu gedacht und implementiert werden. Wir entschieden uns in Abstimmung mit der ALB für ein modernes REST-Interface in beiden Richtungen und legten die genauen Spezifikationen fest. Die ALB erhielt von uns Zugriff auf unsere Projektwetterstationen und die jeweils aktuell angebauten Feldfrüchte und wir erhielten Zugriff auf die Bewässerungsprognosen der ALB, die in der Datenbank des Verbundvorhabens abgelegt wurden.

4.1.4 Datenerfassung im Sachs-Stadion

Am 23.2.2023 fand ein vor-Ort Termin in Schweinfurt zur Besichtigung des Willy-Sachs-Stadions und der Sportflächen dort statt. Es konnte der zukünftige Messstandort festgelegt werden. Da dieser etwas abseits liegt, musste auf eine Funkübertragung der Messwerte zurückgegriffen werden. In einem nächsten Schritt erfolgte die Auswahl der Hardware, der Sensoren, des Übertragungswegs, etc. für das Sportstadion. Die Anlage wurde im Herbst 2023 von den Technikern der Kläranlage und dem Personal des Sportstadions installiert, jedoch war die Bewässerungssaison zu diesem Zeitpunkt schon abgeschlossen. Gemessen wurde die Bodenfeuchte und –temperatur in drei Tiefen sowie die zur Bewässerung eingesetzte Wassermenge.

Es wurde ein passwortgeschütztes Dashboard für die Platzwarte des Sportstadions programmiert, auf dem sie die Bodenfeuchte und die Bewässerungsgaben einsehen können, ohne Zugriff auf die anderen Projektdaten zu erlangen. Dies konnte ihnen bereits im Sommer 2024 helfen, die korrekten Bewässerungsmengen auszubringen und so den Wasserverbrauch zu minimieren.

Die Sensoren der neuen Messstelle Sportstadion wurden in das Nutzwasser-Monitoringsystem aufgenommen.

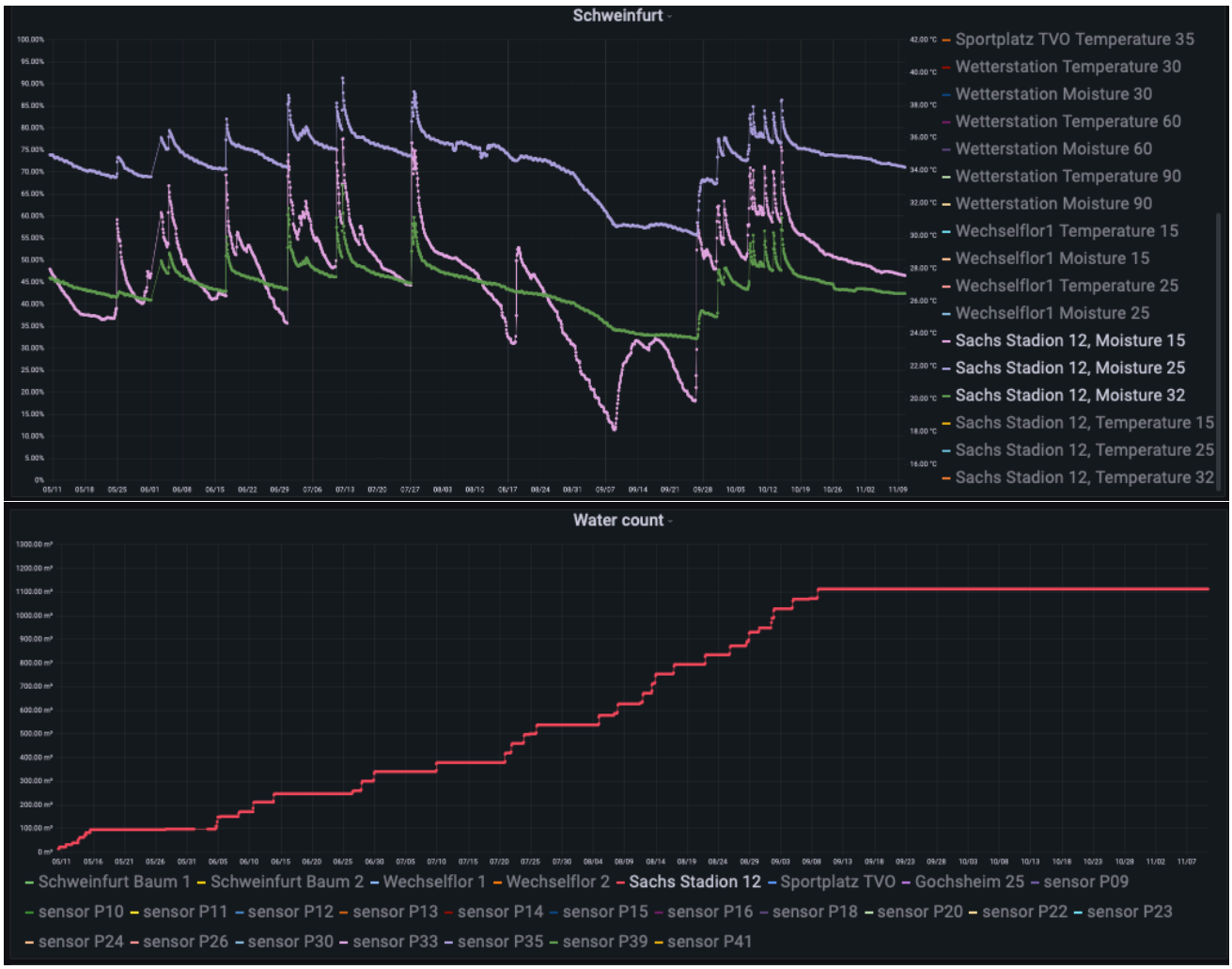


Abbildung 13: Darstellung der Umweltdaten für das Projekt Nutzwasser in einem passwortgeschütztes Dashboard (Grafana)

4.2 Datentransfer und Datenaufbereitung

4.2.1 Datentransfer vom Reallabor Gochsheim

Da in Gochsheim auf den landwirtschaftlichen Nutzflächen kein Internetanschluss vorhanden war, musste die Datenübertragung per Funk erfolgen. Dazu wurde das Handy-Netz (LTE) verwendet. Da in Gochsheim über 20 Stationen auf viele Quadratkilometer landwirtschaftlicher Flächen verteilt waren, wäre es sehr teuer geworden, jede Station mit einem Handy-Modem auszustatten. Daher entschlossen wir uns, wie in Abbildung (Seite 21 oben) gezeigt, nur ein zentrales Gateway mit einer LTE-Anbindung auszustatten. Die vielen Satellitenstationen benutzen LoRa[4] um ihre Daten an das zentrale Gateway zu funken, von dort werden die Daten dann über LTE und das Internet weitergeschickt. Dies spart bei der großen Zahl an Stationen viel Geld, sowohl in der Anschaffung als auch beim laufenden Betrieb, da die Übertragung über LoRa kostenlos erfolgt. Die Datenübertragung erfolgt verschlüsselt, sowohl über LoRa als auch über LTE.

Beim Eintreffen der Daten auf dem Gateway wurden sie als erstes auf einer lokalen SSD-Festplatte gespeichert. Dies beugt Datenverlust vor, sollte auf dem Übertragungsweg oder in der Cloud ein Problem auftreten, insbesondere, sollte bereits die Internetanbindung des Gateways über das Handy-Netz der Telekom ausfallen.

[4] https://www.linemetrics.com/de/lora-und-lorawan-einfach-erklaert/

Technische Universität München · IWW Zentrum Wasser · COPLAN AG · BGS Umwelt · xylem Let's Solve Water · LWG · HOLINGER · ALB Bruchsal e.V. · TZW Technologiezentrum Wasser · Regierung von Unterfranken · Schweinfurt Zukunft findet Stadt · Leibniz-Rechenzentrum · Gefördert durch: Bundesministerium für Forschung, Technologie und Raumfahrt · FONA Forschung für Nachhaltigkeit · Eine Initiative des Bundesministeriums für Bildung und Forschung · WavE Wassertechnologien: Wiederverwendung

Von dieser lokalen Kopie können die Daten im Bedarfsfall manuell in unsere Projektdatenbank übertragen werden.

Die Daten wurden im Normalfall über MQTT durch einen verschlüsselten ssh-Tunnel über das Internet in die LRZ-Cloud übertragen. Dort wurden die Daten in InfluxDB, der Projektdatenbank, gespeichert und standen für Analysen und Anzeigen zur Verfügung. Tägliche automatische Backups auf Band sicherten die Daten und stellen eine Aufbewahrungszeit von über 10 Jahren sicher. Dieser Zeitraum wird von der DFG[5] als gute wissenschaftliche Praxis empfohlen.

Zur Erhöhung der Redundanz wurden die Daten auch über TTN[6] in die TTN-Cloud übertragen und dort für 24 Stunden zwischengespeichert. Dies erlaubte kürzere Cloud- oder Netzwerk-Ausfälle automatisch zu überbrücken, da die Daten aus dem TTN-Speicher automatisch in die Projektdatenbank eingelesen werden, sobald die Projekt-VM wieder lauffähig ist. Bei längeren Ausfällen der LRZ-Cloud, etwa bei Wartungszeiten, konnten die Daten von TTN manuell auf einen anderen Rechner übertragen und dort zwischengespeichert werden, bis die Cloud wieder funktionsfähig war.

Diese dreifache Redundanz bei der Datenübertragung sicherte uns gegen Datenverlust in den meisten Fehlersituationen ab. Trotzdem gibt es weitere Möglichkeiten für Datenverlust: beispielsweise ist das Gateway ein single point of failure: sollte es ausfallen, so ist die Datenübertragung aus Gochsheim auf den ersten Blick unterbrochen. Das LoRaWAN TTN Netz springt hierbei aber ein: da LoRa eine große Reichweite hat, können auch andere LoRaWAN Gateway Stationen die Datagramme der Sensoren aufnehmen und weiterleiten (dies ist ein Designziel des LoRaWAN Netzwerks), sodass auch ohne Gateway Station weiterhin Daten von den verteilten Sensoren via TTN in die LRZ-Cloud übertragen werden. Diese Übertragung ist aber nicht garantiert und je nach Wetterlage und damit einhergehender Streckendämpfung kann es zu partiellem Datenverlust kommen.

4.2.2 Monitoring und Alerting

Aus diesem Grund war es unbedingt erforderlich, dass die Datenlieferungen permanent überwacht werden. Dazu verwendeten wir Prometheus[7], ein weit verbreitetes und flexibles Framework, das auch Alerting, also das Auslösen von Alarmen, ermöglicht. Jeder unserer Sensoren wurde so konstant auf Datenlieferungen überwacht. Sollten über einen längeren Zeitraum (kurze Ausfälle können immer passieren und stellen kein Problem dar) von einem Sensor keine Daten geliefert werden, so wird per E-Mail ein Alarm an die zuständigen Personen (LRZ-Projektmitarbeiter, Forscher vor Ort) verschickt, die sich dann um das Problem kümmern können.

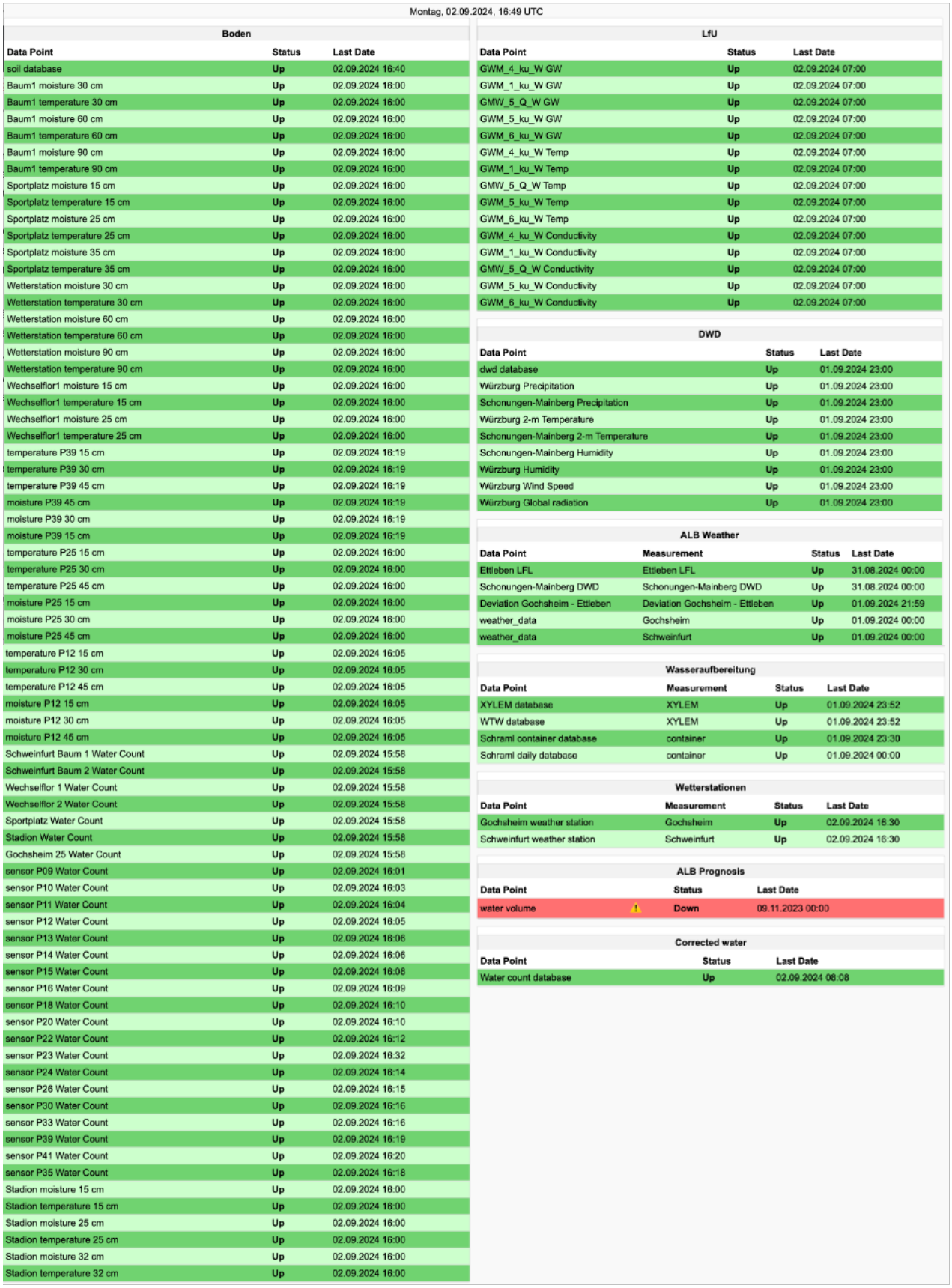
Das Monitoring geht aber noch einen Schritt weiter und untersuchte die Daten, die von den Sensoren geliefert werden, auf Plausibilität, es ist also ein echtes user-level Monitoring. Solche Plausibilitätskontrollen sind beispielsweise, ob die geförderte Wassermenge monoton zunimmt, ob die gemessenen Temperaturen und Bodenfeuchtewerte in einem normalen Rahmen liegen, etc.

Neben den wissenschaftlichen Daten wurden aber auch Betriebsparameter erfasst, wie die Temperatur oder Luftfeuchte in den Einhausungen der RaspberryPi Computer. Wurden hier gefährliche Werte erreicht, so wurde ebenfalls ein Alarm ausgelöst. Prometheus überwacht aber auch die Maschinen (VMs, Webserver, RPIs) auf IT-Ebene, etwa auf Platten, die vollzulaufen drohen, Prozesse, die abgestürzt sind, oder Maschinen, die nicht mehr auf Anfragen antworten und schickt im Problemfall entsprechende E-Mails an die LRZ-Projektmitarbeiter, damit Probleme behoben werden können, bevor sie sich auf die Datenerfassung auswirken.

[5] https://www.dfg.de/resource/blob/173732/4166759430af8dc2256f0fa54e009f03/kodex-gwp-data.pdf
[6] https://www.thethingsnetwork.org/
[7] https://prometheus.io/

Neben all diesen automatischen Systemen ist aber auch der Mensch als letzte Instanz unverzichtbar. Während die Automatik dem Menschen die monotonen und ermüdenden täglichen Überwachungsaufgaben abnehmen kann, so ist es doch erforderlich, dass ein Mensch gelegentlich die Daten inspiziert und prüft. Gerade weil die Routineaufgaben von der Automatik übernommen werden, bleibt dem Mitarbeiter nun mehr Zeit, sich einzelne Daten im Detail anzusehen und auf Validität zu prüfen. So konnte etwa, wie an anderer Stelle ausgeführt, die Fehlprogrammierung der Bewässerung des TVO-Sportplatzes durch genaue Betrachtung und Korrelation der Bodenfeuchtedaten und des Wasserverbrauchs erkannt werden, was außerhalb der Fähigkeiten einer automatischen Überwachung liegt.

Es wurden laufend Verbesserungen implementiert, etwa eine Statusseite, die mit einem Blick einen Überblick über fehlerhafte Datenlieferanten gibt (grün: OK, rot: Problem liegt vor):



Montag, 02.09.2024, 16:49 UTC

Boden

Data Point	Status	Last Date
soil database	Up	02.09.2024 16:40
Baum1 moisture 30 cm	Up	02.09.2024 16:00
Baum1 temperature 30 cm	Up	02.09.2024 16:00
Baum1 moisture 60 cm	Up	02.09.2024 16:00
Baum1 temperature 60 cm	Up	02.09.2024 16:00
Baum1 moisture 90 cm	Up	02.09.2024 16:00
Baum1 temperature 90 cm	Up	02.09.2024 16:00
Sportplatz moisture 15 cm	Up	02.09.2024 16:00
Sportplatz temperature 15 cm	Up	02.09.2024 16:00
Sportplatz moisture 25 cm	Up	02.09.2024 16:00
Sportplatz temperature 25 cm	Up	02.09.2024 16:00
Sportplatz moisture 35 cm	Up	02.09.2024 16:00
Sportplatz temperature 35 cm	Up	02.09.2024 16:00
Wetterstation moisture 30 cm	Up	02.09.2024 16:00
Wetterstation temperature 30 cm	Up	02.09.2024 16:00
Wetterstation moisture 60 cm	Up	02.09.2024 16:00
Wetterstation temperature 60 cm	Up	02.09.2024 16:00
Wetterstation moisture 90 cm	Up	02.09.2024 16:00
Wetterstation temperature 90 cm	Up	02.09.2024 16:00
Wechselflor1 moisture 15 cm	Up	02.09.2024 16:00
Wechselflor1 temperature 15 cm	Up	02.09.2024 16:00
Wechselflor1 moisture 25 cm	Up	02.09.2024 16:00
Wechselflor1 temperature 25 cm	Up	02.09.2024 16:00
temperature P39 15 cm	Up	02.09.2024 16:19
temperature P39 30 cm	Up	02.09.2024 16:19
temperature P39 45 cm	Up	02.09.2024 16:19
moisture P39 45 cm	Up	02.09.2024 16:19
moisture P39 30 cm	Up	02.09.2024 16:19
moisture P39 15 cm	Up	02.09.2024 16:19
temperature P25 15 cm	Up	02.09.2024 16:00
temperature P25 30 cm	Up	02.09.2024 16:00
temperature P25 45 cm	Up	02.09.2024 16:00
moisture P25 15 cm	Up	02.09.2024 16:00
moisture P25 30 cm	Up	02.09.2024 16:00
moisture P25 45 cm	Up	02.09.2024 16:00
temperature P12 15 cm	Up	02.09.2024 16:05
temperature P12 30 cm	Up	02.09.2024 16:05
temperature P12 45 cm	Up	02.09.2024 16:05
moisture P12 15 cm	Up	02.09.2024 16:05
moisture P12 30 cm	Up	02.09.2024 16:05
moisture P12 45 cm	Up	02.09.2024 16:05
Schweinfurt Baum 1 Water Count	Up	02.09.2024 15:58
Schweinfurt Baum 2 Water Count	Up	02.09.2024 15:58
Wechselflor 1 Water Count	Up	02.09.2024 15:58
Wechselflor 2 Water Count	Up	02.09.2024 15:58
Sportplatz Water Count	Up	02.09.2024 15:58
Stadion Water Count	Up	02.09.2024 15:58
Gochsheim 25 Water Count	Up	02.09.2024 15:58
sensor P09 Water Count	Up	02.09.2024 16:01
sensor P10 Water Count	Up	02.09.2024 16:03
sensor P11 Water Count	Up	02.09.2024 16:04
sensor P12 Water Count	Up	02.09.2024 16:05
sensor P13 Water Count	Up	02.09.2024 16:06
sensor P14 Water Count	Up	02.09.2024 16:06
sensor P15 Water Count	Up	02.09.2024 16:08
sensor P16 Water Count	Up	02.09.2024 16:09
sensor P18 Water Count	Up	02.09.2024 16:10
sensor P20 Water Count	Up	02.09.2024 16:10
sensor P22 Water Count	Up	02.09.2024 16:12
sensor P23 Water Count	Up	02.09.2024 16:32
sensor P24 Water Count	Up	02.09.2024 16:14
sensor P26 Water Count	Up	02.09.2024 16:15
sensor P30 Water Count	Up	02.09.2024 16:16
sensor P33 Water Count	Up	02.09.2024 16:16
sensor P39 Water Count	Up	02.09.2024 16:19
sensor P41 Water Count	Up	02.09.2024 16:20
sensor P35 Water Count	Up	02.09.2024 16:18
Stadion moisture 15 cm	Up	02.09.2024 16:00
Stadion temperature 15 cm	Up	02.09.2024 16:00
Stadion moisture 25 cm	Up	02.09.2024 16:00
Stadion temperature 25 cm	Up	02.09.2024 16:00
Stadion moisture 32 cm	Up	02.09.2024 16:00
Stadion temperature 32 cm	Up	02.09.2024 16:00

LfU

Data Point	Status	Last Date
GWM_4_ku_W GW	Up	02.09.2024 07:00
GWM_1_ku_W GW	Up	02.09.2024 07:00
GMW_5_Q_W GW	Up	02.09.2024 07:00
GWM_5_ku_W GW	Up	02.09.2024 07:00
GWM_6_ku_W GW	Up	02.09.2024 07:00
GWM_4_ku_W Temp	Up	02.09.2024 07:00
GWM_1_ku_W Temp	Up	02.09.2024 07:00
GMW_5_Q_W Temp	Up	02.09.2024 07:00
GWM_5_ku_W Temp	Up	02.09.2024 07:00
GWM_6_ku_W Temp	Up	02.09.2024 07:00
GWM_4_ku_W Conductivity	Up	02.09.2024 07:00
GWM_1_ku_W Conductivity	Up	02.09.2024 07:00
GMW_5_Q_W Conductivity	Up	02.09.2024 07:00
GWM_5_ku_W Conductivity	Up	02.09.2024 07:00
GWM_6_ku_W Conductivity	Up	02.09.2024 07:00

DWD

Data Point	Status	Last Date
dwd database	Up	01.09.2024 23:00
Würzburg Precipitation	Up	01.09.2024 23:00
Schonungen-Mainberg Precipitation	Up	01.09.2024 23:00
Würzburg 2-m Temperature	Up	01.09.2024 23:00
Schonungen-Mainberg 2-m Temperature	Up	01.09.2024 23:00
Schonungen-Mainberg Humidity	Up	01.09.2024 23:00
Würzburg Humidity	Up	01.09.2024 23:00
Würzburg Wind Speed	Up	01.09.2024 23:00
Würzburg Global radiation	Up	01.09.2024 23:00

ALB Weather

Data Point	Measurement	Status	Last Date
Ettleben LFL	Ettleben LFL	Up	31.08.2024 00:00
Schonungen-Mainberg DWD	Schonungen-Mainberg DWD	Up	31.08.2024 00:00
Deviation Gochsheim - Ettleben	Deviation Gochsheim - Ettleben	Up	01.09.2024 21:59
weather_data	Gochsheim	Up	01.09.2024 00:00
weather_data	Schweinfurt	Up	01.09.2024 00:00

Wasseraufbereitung

Data Point	Measurement	Status	Last Date
XYLEM database	XYLEM	Up	01.09.2024 23:52
WTW database	XYLEM	Up	01.09.2024 23:52
Schraml container database	container	Up	01.09.2024 23:30
Schraml daily database	container	Up	01.09.2024 00:00

Wetterstationen

Data Point	Measurement	Status	Last Date
Gochsheim weather station	Gochsheim	Up	02.09.2024 16:30
Schweinfurt weather station	Schweinfurt	Up	02.09.2024 16:30

ALB Prognosis

Data Point	Status	Last Date
water volume	Down	09.11.2023 00:00

Corrected water

Data Point	Status	Last Date
Water count database	Up	02.09.2024 08:08

Abbildung 14: Alarmübersicht in Prometheus – Anzeige aktiver Alerts und Systemmetriken

Technische Universität München · TUM · IWW Zentrum Wasser · COPLAN AG · BGS Umwelt · xylem Let's Solve Water · LWG · HOLINGER · ALB Bayern e.V. · TZW Technologiezentrum Wasser · Regierung von Unterfranken · Schweinfurt Zukunft findet Stadt · Leibniz-Rechenzentrum der Bayerischen Akademie der Wissenschaften
Gefördert durch: Bundesministerium für Forschung, Technologie und Raumfahrt · FONA Forschung für Nachhaltigkeit · Eine Initiative des Bundesministeriums für Bildung und Forschung · WavE Wassertechnologien: Wiederverwendung

4.2.3 Datentransfer vom Reallabor Schweinfurt und der Nutzwasseraufbereitung

Auf der Kläranlage Schweinfurt gibt es zwei unterschiedliche Datenquellen. Einmal werden, ähnlich wie in Gochsheim, Bewässerungsmengen, Bodenfeuchte und Wetterdaten mit zwei RPIs erfasst und gesammelt. Ein RPI ist nahe dem Besucherpavillon untergebracht, der zweite beim Sportplatz des TVO. Die zweite Datenquelle ist die Nutzwasseraufbereitung auf der Kläranlage Schweinfurt.

Für beide Datenquellen wurde vom LRZ ein access point (AP) im Besucherpavillon aufgebaut und über die Projektlaufzeit gewartet. Dieser AP stellt via VPN in Schweinfurt IP Adressen aus dem Münchner Wissenschaftsnetz (MWN) bereit, die vor Angriffen aus dem Internet geschützt sind, aber Daten in die LRZ-Cloud übertragen können. So können alle Daten der Nutzwasser Mess-PCs automatisch in die LRZ-Cloud übertragen und in die InfluxDB eingelesen werden. Bei temporärem Ausfall der Verbindung (die letztendlich auf einem DSL-Anschluss beruht) werden die Daten lokal zwischengespeichert und bei Wiederherstellen der Verbindung automatisch nachträglich ins LRZ übertragen. Der AP strahlt zusätzlich das WiFi BayernWLAN für die Besucher aus, sodass diese mit ihren mitgebrachten IT-Geräten (Tablets, Handys) kostenfrei und ohne Anmeldung im Internet die Webseiten des Projekts[8] aufsuchen können.

Die Daten der beiden RPIs konnten dank des APs per LAN-Kabel ins Internet geleitet werden; auf eine Funklösung mit LoRa konnte hier also verzichtet werden. Beide RPIs besitzen ebenfalls eine lokale Datenspeichermöglichkeit, sodass bei einem Ausfall der Internetverbindung hier ebenfalls kein Datenverlust auftrat.

4.2.4 Datentransfer vom Willy-Sachs-Stadion

Am Willy-Sachs-Stadion wurde, wie in Abschnitt 4.1.4 beschrieben, der Sportplatz 12 instrumentalisiert. Da an diesem Standort kein Internetanschluss verfügbar war, wurde, wie in Gochsheim, auf eine Datenübertragung via LTE zurückgegriffen. Da es sich nur um einen einzelnen Messstandort handelt, war eine Übertragung mit LoRa nicht erforderlich. Auch hier werden die Daten sicherheitshalber zusätzlich lokal gespeichert.

4.2.5 Datentransfer der Nutzwasser Wasseraufbereitung

Die Geräte in der Nutzwasser Wasseraufbereitung von Xylem und Schraml wurden per Ethernet-Kabel an den LRZ-Router im Pavillon angeschlossen. Die Daten wurden per rsync-Protokoll im Windows-Subsystem für Linux (WSL) in die LRZ-Cloud übertragen und dort in die Datenbank eingelesen. Es wurden Grafana-dashboards für Xylem und Schraml angelegt. Damit war eine problemlose Fernüberwachung der Wasseraufbereitung möglich. Abbildung 17 zeigt einen Ausschnitt der Vielzahl an Parametern, die erfasst wurden.

[8] https://data.Nutzwasser.org/Opendata/
https://www.Nutzwasser.org/public/

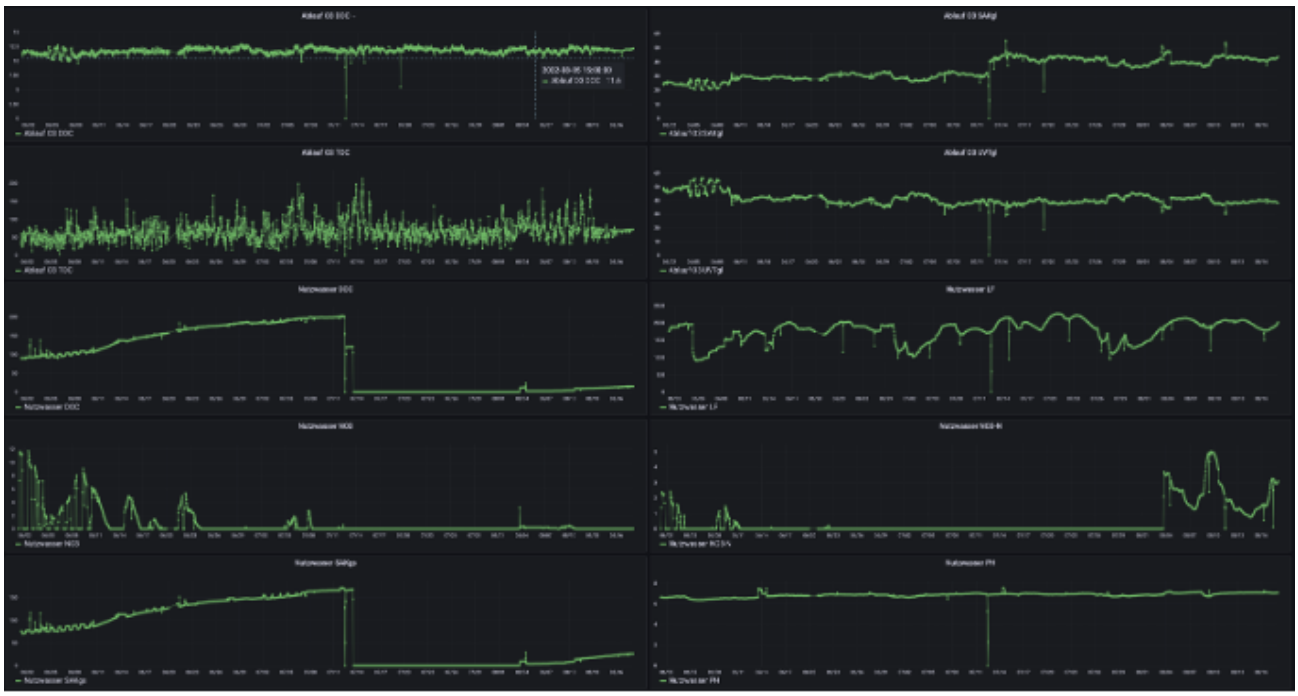


Abbildung 15: Beispielhaft einige der erfassten Daten aus dem Wasseraufbereitungscontainer.

4.3 Datenbereitstellung und Visualisierung

4.3.1 LRZ-Cloud

Um die erhobenen Daten sammeln, speichern und darstellen zu können, bedurfte es eines zuverlässig laufenden Computer Backends. Dazu wurden in der LRZ-Cloud für das Projekt mehrere virtuelle Maschinen (VMs) beantragt, installiert und programmiert. Für die eigentliche Datenverarbeitung wurden zwei VMs eingerichtet: ein Frontend und ein Backend mit der InfluxDB Datenbank. Das Frontend war nach außen exponiert und daher stärker gefährdet. Es speicherte daher keine Daten, sondern nahm diese über verschiedene Protokolle (MQTT, FTP, HTTP) von den Datenlieferanten (Gateway, TTN, LfU, DWD, etc.) entgegen und bot über Grafana ein Web Frontend für die Visualisierung der Daten. Mit nginx[9] wurde zur Erhöhung der Sicherheit ein reverse Proxy aufgesetzt. Ebenso erlaubte das Frontend upload (z. B. von Schlagdaten) und Download von ausgewählten Daten im CSV-Format. Zum leichteren Zugang wurde der DNS-Name data.Nutzwasser.org reserviert und eingerichtet. Im Dialog mit den Projektpartnern fand eine kontinuierliche Anpassung dieses Frontends an die Wünsche der Partner statt. Für die Wetterdaten des DWD für die beiden nahegelegenen Stationsstandorte Würzburg und Schonungen-Mainberg wurde ein automatischer Datenabruf implementiert.

Damit die kostbaren Daten auch beim einem katastrophalen Systemversagen nicht verloren gehen, wurde ein automatisches Backup und eine tägliche Archivierung der Daten auf Band über die LRZ Spectrum Protect Systeme eingerichtet. Ein MQTT-Broker wurde eingerichtet, der die Daten vom Gateway entgegennehmen und weiterverteilen kann. Um bei temporärem Ausfall der Datenübertragung oder der LRZ-Cloud keine Daten zu verlieren, bestand ein sekundärer Datenpfad über TheThingsNetwork, TTN, wobei die Daten dort für bis zu 24 h zwischengespeichert wurden. Das LRY entwickelte Skripte und implementiert diese, die automatisch auf

[9] https://nginx.org/en/

diesen backup Pfad umschalten, sollte der normale Übertragungsweg gestört sein (vgl. Abschnitt 4.2.1). Es wurde ein Sicherheitskonzept vom LRZ erarbeitet und bei einem Treffen mit den Landwirten vorgestellt.

Zwei weitere VMs wurden für die Überwachung (das Monitoring) der Maschinen und Datenlieferungen eingerichtet. Dabei diente eine der Maschinen als Teststand für neue Features, während die andere die Produktivsysteme überwacht. Zur vereinfachten Installation wurde Ansible konfiguriert und eingesetzt. Prometheus ist das Framework, das für die Überwachung eingesetzt wurde. Es wurde installiert, konfiguriert und getestet. Aussagekräftige E-Mail-Benachrichtigungen bei Auftreten von Fehlern (etwa, wenn die Festplatte zu mehr als 90% gefüllt ist oder wenn Datenlieferungen ausbleiben) wurden eingerichtet. Da auch die Monitoring-Maschinen ausfallen können, wurden diese wiederum vom LRZ-Monitoring mit check_mk überwacht, das seinerseits von den LRZ-Operateuren überwacht wurde. Diese aufwändige, mehrstufige Überwachung wurde getestet, Fehler behoben und schließlich in Funktion gesetzt.

Systemwartung

Die Wartung der virtuellen Maschinen in der LRZ-Cloud erfolgte im laufenden Betrieb. Kürzere Betriebsunterbrechungen von weniger als 24 Stunden wurden aufgrund der mehrfach redundanten Auslegung der Datenübertragung automatisch gepuffert. Längere Wartungsfenster der Cloud als Ganzes wurden vom LRZ vorab angekündigt, sodass auf alternative, temporäre Speicherorte ausgewichen werden konnte. Die Wartung der Sensoreinheiten im Feld wurde bereits in Abschnitt 4.1.3.7 beschrieben.

Kosten

Im Rahmen des gemeinsamen Nutzwasser-Projekts fielen keine Kosten für die Nutzung der LRZ-Cloud an.

4.3.2 Datenpräsentation mit Grafana

Die Präsentation der Daten erfolgt mit dem weit verbreiteten, kostenlosen Programm Grafana[10]. Es erlaubt die Zeitreihen als Graphen darzustellen und miteinander zu vergleichen. Die Verbindung mit InfluxDB war bereits vorgesehen und musste nur noch konfiguriert werden, es ist keine weitere Programmierung erfordert. Neue Daten in der InfluxDB waren sofort in Grafana verfügbar, ohne Download oder ähnliches. Es lassen sich damit auch “lebende Grafiken” erstellen, in denen die Darstellung automatisch regelmäßig auf die neuesten Daten aktualisiert wird. Jeder Prpjektpartner konnte die für ihn relevanten Daten in eigenen Dashboards zusammenstellen und erhält so jederzeit einen Überblick über die für ihn relevanten Daten. Viele der in diesem Bericht abgebildeten Zeitreihen wurden mit Grafana erstellt.

Zugriffsrechte

Damit keine unautorisierten Personen Zugriff auf die teilweise sensitiven Projektdaten erhalten, war der Zugriff mit einem User/Passwort abgesichert, das nur den Projektmitgliedern bekannt war.

Um auch Projektfremden, z. B. Landwirten, Schulklassen, Politikern einen Einblick in unsere Arbeiten geben zu können, gab es eine zweite Instanz von Grafana, auf die ohne Passwort zugegriffen werden kann. Natürlich waren hierüber nur unbedenkliche Daten abgreifbar, etwa zur Bewässerung der Stadtbäume, oder Summendaten aus dem Reallabor Gochsheim. Darüber war es auch möglich, den Besuchern auf der Kläranlage auf zwei großen Bildschirmen im Pavillon aktuelle Daten aus dem Projekt zu präsentieren. Dafür wurde ein weiterer RPI im Pavillon installiert, der die Bildschirme ansteuert.

[10] https://grafana.com/

Diese Daten konnten von der interessierten Öffentlichkeit auch online auf der Projektwebseite https://www.Nutzwasser.org/public/projektbeschreibung.html (dann auf „Nutzwasser Dashboard“ klicken) abgerufen werden. Die Werte wurden automatisch aktualisiert (Abbildung 18).

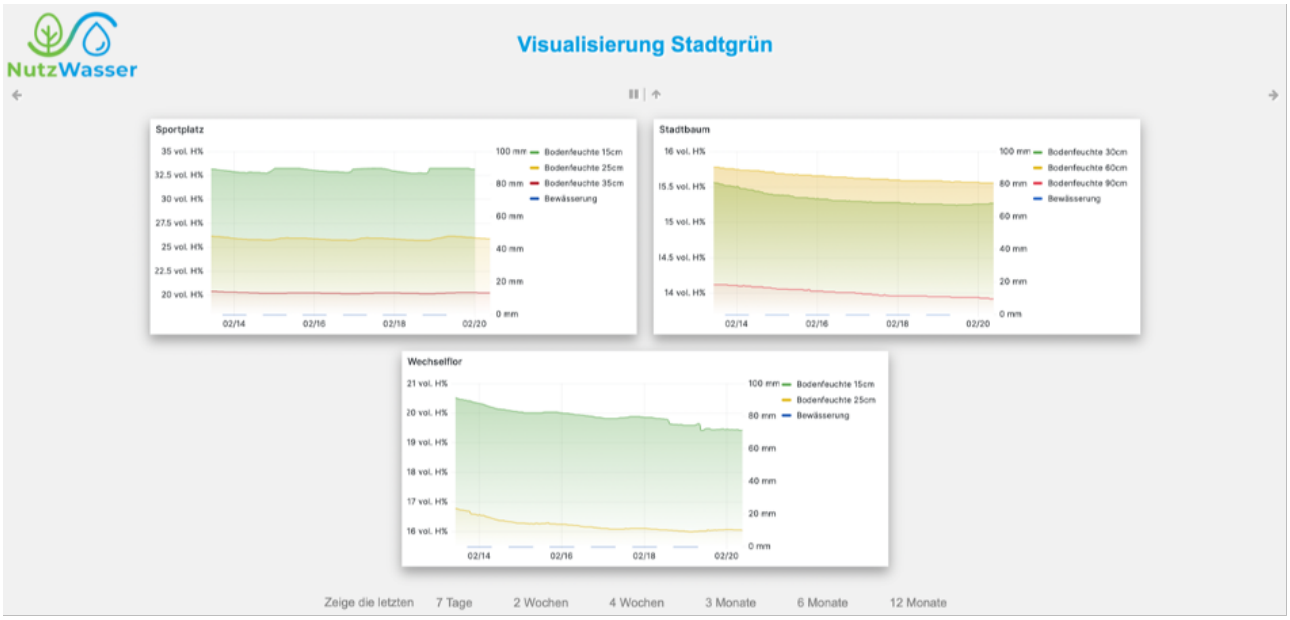


Abbildung 16: Übersicht des Nutzwasser-Visualisierungsdashboards

Für die Platzwarte des Willy-Sachs-Stadions wurde ein weiteres separates Grafana Dashboard eingerichtet, das nur mit einer anderen User/Passwort Kombination, die nur den Platzwarten bekannt war, zugreifbar war und das den Platzwarten Zugriff auf ihre Bewässerungsdaten erlaubte (jedoch nicht auf andere Projektdaten).

Es gab also drei verschiedene Nutzerplattformen mit unterschiedlichen Sichten und Rechten:

1. Die Projektpartner erhalten vollen Zugriff auf alle Daten.
2. Die Öffentlichkeit erhält nur Zugriff auf nicht personalisierbare Summendaten, allgemeine Daten (Wetterdaten) und unbedenkliche Daten (Bewässerung des städtischen Grüns).
3. Bestimmte Gruppen (hier z. B. die Platzwarte des Willy-Sachs-Stadions) erhalten nur Zugriff auf Daten, die in ihrem Hoheitsbereich erhoben wurden.

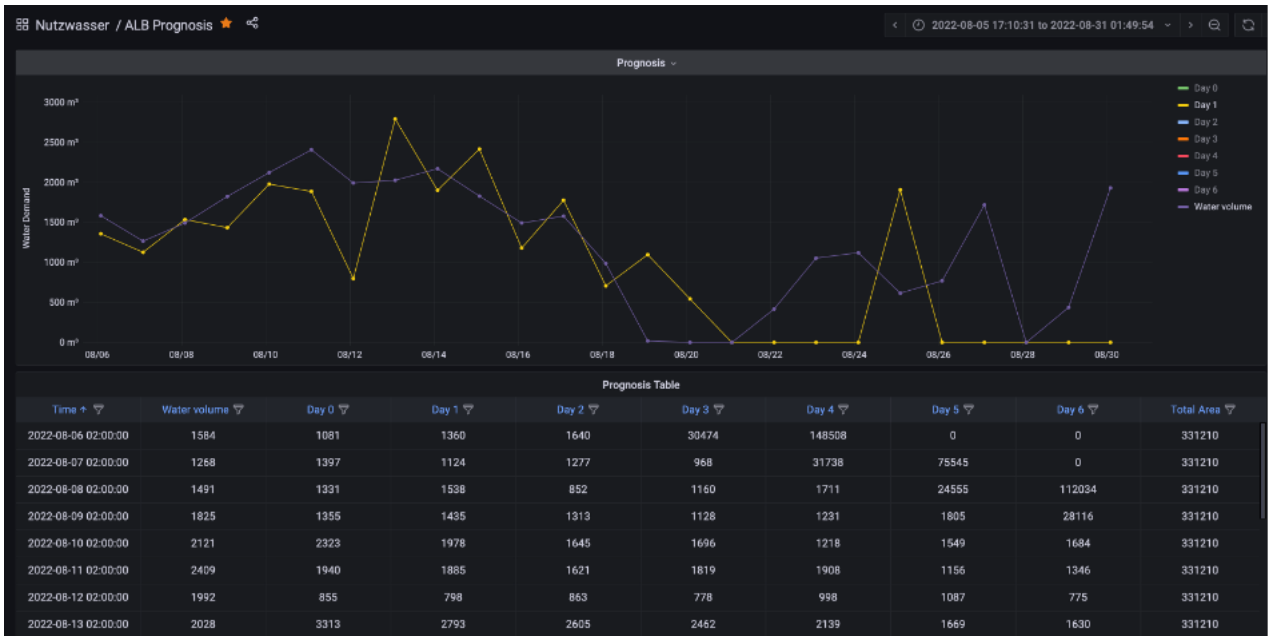
4.3.3 Datendownload und Datenaustausch via REST-API

Für weitergehende oder explorative Analysen war es zweckdienlicher, wenn die Projektpartner die Daten lokal auf ihren Rechnern vorliegen haben. Daher wurde auch ein Download der Daten als CSV-Files angeboten, natürlich ebenfalls nur nach Autorisierung mittels User/Passwort und nur für Projektpartner.

Von besonderer Bedeutung war die Zusammenarbeit mit der ALB e.V.: hier erfolgt ein bilateraler Datenaustausch über REST-APIs. Damit erhielt die ALB Zugriff auf lokale Wetterdaten des Nutzwasser-Vorhabens, den täglichen Gesamtwassereinsatz in Gochsheim, die Anbauflächen und die angebauten Nutzpflanzen. Die ALB errechnete daraus eine Bewässerungsempfehlung für die nächsten sieben Tage, die wiederum per REST-API täglich an das Projekt übermittelt und dort gespeichert wurde. Über eine CSV Upload Schnittstelle wurden die Anbauflächen und die Art der angebauten Kulturpflanzen (dies wird manuell von der LWG ermittelt) erfasst. Die ALB erstellte aus unseren Daten eine Bewässerungsprognose, die zur bedarfsangepassten Steuerung der Bewässerung des städtischen Grüns verwendet wurde.

Mit der ALB wurde ausgiebig die Art und Weise des bidirektionalen Datenaustauschs über zu etablierende REST-Interfaces besprochen. Die Ergebnisse wurden im Dokument ALB-LRZ Datenaustausch.docx festgehalten. Dafür wurden sechs API-Endpoints für die ALB in der LRZ-Cloud eingerichtet, über die sich Wetterdaten, Grundwasserstände, Anbauflächen sowie die angebaute Kulturart vom LRZ abrufen lassen. Die ALB richtete für uns einen REST-Endpoint ein, über den wir den von der ALB jeweils vorausberechneten Wasserbedarf für die nächsten 7 Tage abrufen können. Diese Vorhersagen wurden in unserer Datenbank für die spätere Analyse gespeichert.

Um mit der Validierung der Cloud-basierten Bedarfsbestimmung zu helfen, wurden Grafana Dashboards eingerichtet, die die tägliche Prognose der ALB anzeigten und zusätzlich die Differenz der Prognose zur tatsächlichen Ausbringung von Wasser, sowohl absolut als auch in Prozent. Abbildung 15 zeigt einen Vergleich der 1-Tages-Prognose der ALB im August 2022 im Vergleich zu der von den Landwirten tatsächlich eingesetzten Wassermenge, bestimmt durch unsere IoT Sensoren.



Time	Water volume	Day 0	Day 1	Day 2	Day 3	Day 4	Day 5	Day 6	Total Area
2022-08-06 02:00:00	1584	1081	1360	1640	30474	148508	0	0	331210
2022-08-07 02:00:00	1268	1397	1124	1277	968	31738	75545	0	331210
2022-08-08 02:00:00	1491	1331	1538	852	1160	1711	24555	112034	331210
2022-08-09 02:00:00	1825	1355	1435	1313	1128	1231	1805	28116	331210
2022-08-10 02:00:00	2121	2323	1978	1645	1696	1218	1549	1684	331210
2022-08-11 02:00:00	2409	1940	1885	1621	1819	1908	1156	1346	331210
2022-08-12 02:00:00	1992	855	798	863	778	998	1087	775	331210
2022-08-13 02:00:00	2028	3313	2793	2605	2462	2139	1669	1630	331210

Abbildung 17: Vergleich der ALB-Prognose mit den tatsächlich bewässerten Mengen.

Wenngleich im Detail Unterschiede bestehen, so ist die Übereinstimmung sowohl beim Trend als auch den absoluten Mengen doch offensichtlich.

4.4 Empfehlungen für die Praxis und Forschungsbedarf

Aus den gesammelten Erfahrungen IoT-Systeme in diesem Vorhaben zu implementieren, ergeben sich die folgnden Empfehlungen für die Praxis sowie einen weiteren Forschungsbedarf:

- Für das WLAN ist ein PRO-C Hunter Steuerungscomputer erforderlich
- Toro Bewässerungscomputer für den Sportplatz schwierig zu programmieren; führte zu Fehlbewässerungen, die aber über die Bodenfeuchtesensoren und die Wasseruhren erkannt wurden
- Einmessen und Standorte der Bodenfeuchtesensoren an Nutzung anpassen: tieferer Einbau auf dem Sportplatz wegen vertikutieren und Spikes-Schuhen der Spieler
- Dokumentation der Einbauorte um unter Flur Sensoren leicht wieder finden zu können

4.4.1 Hitzeprobleme für Unterbringung der Elektronik

Zur Überwachung der eingesetzten IT-Systeme im Feld wurde ein spezielles „technical dashboard“ in Grafana eingerichtet, auf dem man z. B. die Temperatur in den Einhausungen der RaspberryPi Computer verfolgen kann und das auch von den Technikern auf der Kläranlage Schweinfurt beobachtet wird:

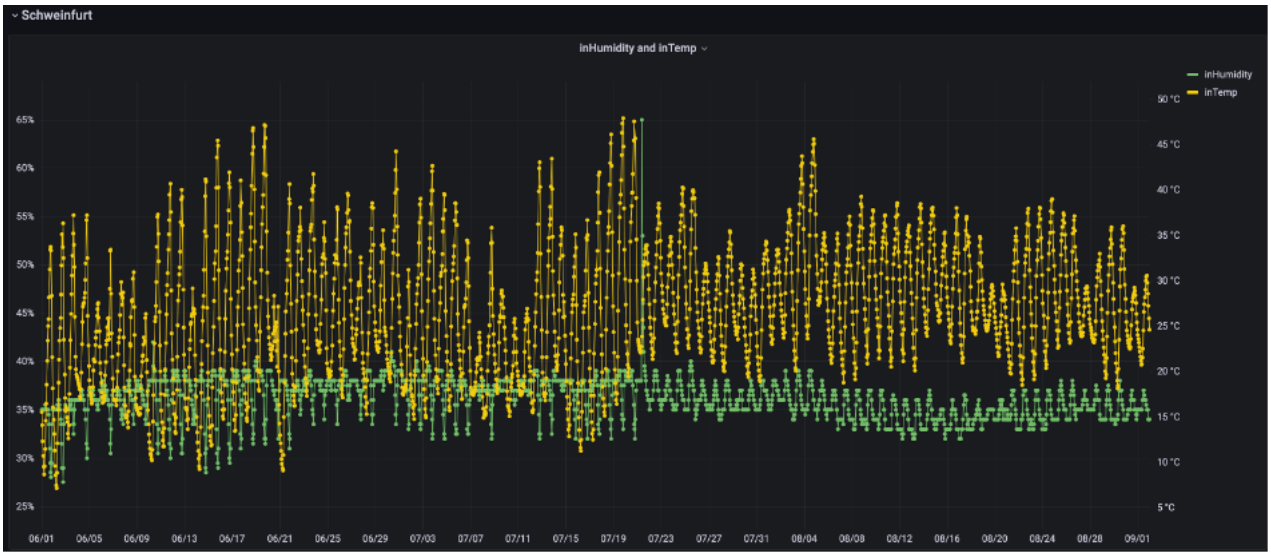


Abbildung 18: Feuchtigkeit und Temperatur in der Einhausung "Pavillon".

Abbildung 20 zeigt, dass die Temperatur dabei Werte nahe an 50°C erreichte, was für den dauerhaften Betrieb bedenklich hoch ist. Daher wurden verschiedene Gegenmaßnahmen erprobt. Eine deutliche Verbesserung brachte das Ersetzen des Glasfensters (welches das Ablesen der Werte der Wetterstation vor Ort erlaubt hatte) durch eine undurchsichtige Schaltschranktür und später das Überstülpen einer reflektierenden Haube.

Aufgrund der hohen Umgebungstemperaturen steigt die CPU-Temperatur des RaspberryPi auf über 70°C an, wie in Abbildung 20 für Sportplatz und Pavillon im Juli dargestellt. Im Sinne einer langen Lebensdauer ist daher eine Temperaturabsenkung dringend gefordert. Eine Erhöhung der Temperatur um 10°C bringt ungefähr eine Halbierung der Lebensdauer (Arrhenius-Regel). Wir erreichen also nur etwa 1/8 der Lebensdauer, die bei 40°C CPU-Temperatur zu erwarten wäre.

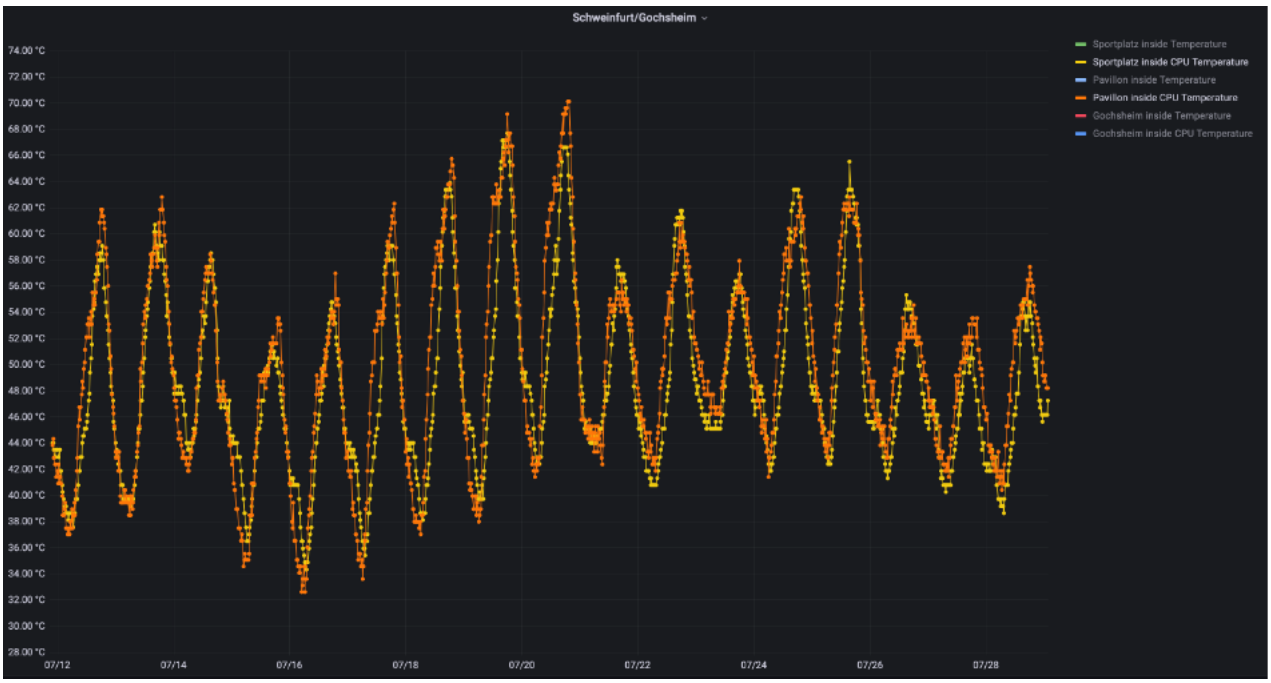


Abbildung 19: *CPU-Temperaturen der RaspberryPi am Sportplatz und beim Pavillon.*

Die Luftfeuchte im Schaltschrank, dargestellt in Abbildung 20, bleibt konstant bei unter 20 % r.H. da wir Silikagel Trocknungsbeutel eingebracht haben. Sollten diese erschöpft sein, können wir dies an einem Anstieg der Feuchte sehen, ebenso wie eventuelle Undichtigkeiten der Einhausung. Der sprunghafte Anstieg der Feuchte am 21.7.2022 erfolgte, da an diesem Tag die Schaltschranktür ausgewechselt wurde und daher der Schrank längere Zeit offenstand.

Es stellte sich heraus, dass es bei den Stationen zu einer Oxidation der Batteriekontakte (Knopfzelle) für die Echtzeituhr kommen kann, vermutlich bedingt durch die hohen Temperaturen im Sommer. Dies führt zu einer zu niedrigen Spannung und dadurch beginnt die Uhr „nachzugehen“: es kommt zu einer Zeitdrift. Wir überwachten daher im Nachgang diese Zeitdrift und gaben Alarm, wenn die Drift mehr als 20 Sekunden betrug, sodass die Batterien manuell ausgewechselt und die Kontakte geputzt werden können.

Für zukünftige Installationen muss versucht werden, die Sommertemperaturen in den Einhausungen unter 50°C zu halten, etwa durch ein Sonnenschutzdach oder Installation an schattigen Orten. Die Überwachung der Innentemperatur und der Luftfeuchtigkeit in der Einhausung hat sich als sehr wichtig herausgestellt.

4.4.2 Ausfall von Solarbatterien

Die meisten Sensorstationen konnten mit 230 V aus der Steckdose versorgt werden, da bereits für die Pumpen Strom vorhanden war. An einigen Standorten war dies nicht möglich und so wurde auf Solarpaneele, einen Solarregler und einen Bleiakkumulator zurückgegriffen. Die Bleiakkumulatoren zeigten mehrere Ausfälle während der Betriebszeit und mussten erneuert werden. Bei netzunabhängigen Stationen sollte die Betriebsspannung mit überwacht werden, um Ausfälle des Bleiakkumulators frühzeitig zu erkennen.

4.4.3 Wetterstationen

Das Monitoring wurde ausgeweitet, so wie es sich im Lauf der Zeit als erforderlich herausstellte. So wurde auf Regenanomalien durch Abgleich mit den DWD-Wetterstationen geprüft, um Verstopfungen durch Käfer oder Blätter frühzeitig zu erkennen.

Technische Universität München · IWW Zentrum Wasser · COPLAN AG · xylem Let's Solve Water · BGS UMWELT · HOLINGER · TZW Technologiezentrum Wasser · Regierung von Unterfranken · SCHWEINFURT Zukunft findet Stadt · Leibniz-Rechenzentrum · Gefördert durch: Bundesministerium für Forschung, Technologie und Raumfahrt · FONA Forschung für Nachhaltigkeit · Eine Initiative des Bundesministeriums für Bildung und Forschung · WavE Wassertechnologien: Wiederverwendung

4.4.4 Monitoring und Alerting

Wie in Abschnitt 4.2.2 beschrieben ist das automatische Monitoring und Alerting auf user-level und auf IT-Betriebslevel absolut wichtig. Zusätzlich sollte ein Mensch die Daten von Zeit zu Zeit prüfen, um Ungereimtheiten aufzudecken (etwa die falsche Bewässerung des TV Oberndorf-Sportplatzes).

Von Zeit zu Zeit wurden die Wasseruhren im Projektgebiet auch manuell abgelesen. Diese Werte wurden ebenfalls in unsere Datenbank eingespeist. Wir hatten Validierungsskripte geschrieben, die die manuellen Werte mit den elektronisch erfassten Daten vergleichen. So konnten z. B. Zahlendreher beim Aufschreiben oder falsch zugeordnete manuelle Daten sofort bei der Eingabe identifiziert und gemeldet werden. Aber auch abweichende elektronische Daten wurden erkannt und gemeldet. So konnte z. B. eine Wasseruhr identifiziert werden, die zwar elektronisch Zählimpulse meldete, deren mechanisches Zählwerk jedoch stecken geblieben war. Bei einer anderen Uhr war es genau umgekehrt. Beide Uhren wurden ausgetauscht, sodass wieder korrekte Daten geliefert werden. Man kann die elektronisch oder manuell erfassten Daten nicht zu oft prüfen und sollte dies immer wieder tun, soweit es die Zeit zulässt.

5 Ermittlung des Bewässerungsbedarfs und einer angepassten Ressourcenbewirtschaftung in Echtzeit

5.1 Abschätzung des pflanzenbezogenen Bewässerungsbedarfs

Gartenbauliche Kulturen können in der Regel ohne Bewässerung nicht kultiviert werden. Ausbleibende Niederschläge in der Hauptvegetationsphase erfordern Bewässerungsgaben, um optimale Wachstumsbedingungen für die landwirtschaftliche Erzeugung zu gewährleisten. Neben einem weltweiten Anstieg der Durchschnittstemperaturen und damit einhergehender erhöhter Verdunstung, ist für Deutschland eine Verschiebung der Niederschlagszeiten vom Sommerhalbjahr in die Wintermonate zu verzeichnen. Klimaprognosen gehen von einer Verstärkung dieses Trends aus und beschreiben eine zukünftig reduzierte Wasserverfügbarkeit für Pflanzen und die landwirtschaftliche Produktion. So wird für Bayern eine im Mittel um 19% steigende Bewässerungsbedürftigkeit bis 2050 im Vergleich zu 1991 prognostiziert [23]. Ein zunehmender Bewässerungsbedarf kann zu Wassernutzungskonflikten führen. Durch Einsatz von alternativen Wasserressourcen kann dieses Konfliktpotential entschärft werden.

5.1.1 Datengrundlage

Gochsheim

Im Forschungsvorhaben „Nutzwasser – Gewinnung und Einsatzmöglichkeiten am Beispiel der Schweinfurter Trockenplatte“ wurde bereits das quantitative Potential von weitergehend aufbereitetem Klarwasser der Kläranlage Schweinfurt für die städtische und landwirtschaftliche Bewässerung als nutzbare alternative Wasserressource erarbeitet [24]. Näher betrachtet wurden hierbei die Bewässerungsmengen für das urbane Grün

Technische Universität München · IWW Zentrum Wasser · COPLAN AG · BGS Umwelt · xylem Let's Solve Water · ALB · HOLINGER · TZW Technologiezentrum Wasser · Regierung von Unterfranken · SCHWEINFURT Zukunft findet Stadt · Leibniz-Rechenzentrum · Gefördert durch: Bundesministerium für Forschung, Technologie und Raumfahrt · FONA Forschung für Nachhaltigkeit · Eine Initiative des Bundesministeriums für Bildung und Forschung · WavE Wassertechnologien: Wiederverwendung

der Stadt Schweinfurt und die der nahegelegenen gartenbaulich geprägten Anbaugebiete östlich von Schweinfurt (Gochsheim und Schwebheim). Daraus ging hervor, dass mit einem Anteil von 4,6 % der durchschnittlich jährlich aufbereiteten Klarwassermenge von rund 9,6 Millionen Kubikmetern sich in einem Trockenjahr wie 2018 der gesamte Bewässerungsbedarf von ca. 500.000 m³ der gartenbaulich geprägten Region östlich von Schweinfurt und der Stadt Schweinfurt decken ließe [24].

In der hier vorliegenden Arbeit wurde das durch Gartenbau geprägte Gemüseanbaugebiet der Gemeinde Gochsheim näher betrachtet. Die landwirtschaftliche Bewässerung in Gochsheim erfolgt ausschließlich aus dem Grundwasser. Die Grundwasserentnahmen und bewässerten Flächen wurden fortlaufend dokumentiert. Ziel des Vorhabens war es, den theoretischen und tatsächlichen Wasserbedarf des Anbaugebiets in hoher zeitlicher Auflösung darzustellen, um ein mögliches bedarfsgerechtes Substitutionspotential mit Nutzwasser zu erarbeiten.

Es werden 40-60 ha/Jahr der landwirtschaftlich genutzten Gesamtfläche in Gochsheim mit bewässerungswürdigen Kulturen bepflanzt. Um die Brunnenentnahmen [m³/Jahr] mit dem Bewässerungsbedarf [m³/(ha*Jahr) bzw. mm] vergleichbar zu machen, wurde eine Dokumentation der bewässerten Flächen erstellt. Die Anbausaison 2023 wurde dahingehend in vollem Umfang erfasst. Ein Teil der in Gochsheim angebauten Kulturen wird satzweise mit nur einigen Wochen Kulturführung angebaut und fortlaufend neu angesät/gepflanzt. Dadurch ändert sich die tatsächlich beregnete Fläche über die Saison fortlaufend. So wurde im Jahr 2023 in Summe 39,76 ha Anbaufläche bewässert, der Höchstwert der bewässerten Fläche zu einem Zeitpunkt hingegen betrug nur 23,8 ha. Hierbei nicht eingerechnet sind rund 4,6 ha bewässerte Fläche von Betrieben, die nicht am Projekt teilnahmen. Offiziell hat der Beregnungsverein Gochsheim Genehmigung für die Beregnung von 135,6 ha Fläche mit einer jährlich maximalen Entnahmemenge von 180.000 m³ (WWA Bad Kissingen). In Trockenjahren werden in Gochsheim 120.000-130.000 m³ Wasser pro Jahr benötigt. Die Unterschiede zwischen den protokollierten Werten des Beregnungsvereins Gochsheim und den durch das IoT erfassten Wassermengen und manuell erfassten Anbauflächen ergeben sich durch unterschiedliche Betrachtungsrahmen.

Tabelle 4: Protokollierte Bewässerungsmengen und Anbauflächen des Beregnungsvereins Gochsheim.

Jahr	Bewässerungsmenge	bewässerte Fläche	Bewässerungsbedarf
	[m³/Jahr]	[ha/Jahr]	[m³/(ha*Jahr)]
2009	111.421	43,1	2585,17
2010	104.285	37,6	2773,54
2011	115.327	43,5	2651,20
2012	124.082	40,5	3063,75
2013	120.165	40,5	2967,04
2014	63.172	40,5	1559,80
2015	120.476	40,5	2974,72
2016	122.804	56,1	2189,02
2017	102.511	52,9	1937,83
2018	124.255	60	2070,92

Technische Universität München · TUM · IWW Zentrum Wasser · COPLAN AG · BGS Umwelt · xylem Let's Solve Water · LWG · Holinger · ALB · TZW Technologiezentrum Wasser · Regierung von Unterfranken · Schweinfurt Zukunft findet Stadt · Leibniz-Rechenzentrum · Gefördert durch: Bundesministerium für Forschung, Technologie und Raumfahrt · FONA Forschung für Nachhaltigkeit · Eine Initiative des Bundesministeriums für Bildung und Forschung · WavE Wassertechnologien: Wiederverwendung

2019	129.509	61	2123,10
2020	128.654	63	2042,13
2021	72.696	61	1191,74
2022	116.344	71,4	1629,47
2023	80.678	64,5	1250,82

Der Flächenanteil, der mit den IoT-erfassten Brunnen potenziell beregnet werden könnte, beträgt 89,5 ha. Aus pflanzenbaulichen Gründen wechseln die Gochsheimer Gärtner ihre Anbauflächen, um durch günstige Fruchtfolgen die Bodenfruchtbarkeit zu erhalten. So werden manche Flächen über die Saison bspw. brach gelegt oder an Landwirte (weiter-)verpachtet, die nicht zu bewässernde Ackerfrüchte (Raps, Weizen, etc.) darauf anbauen.

In der Saison 2023 stellten Knollensellerie (2,2 ha), Sommer-Kopfsalat (2,4 ha), Kopfkohl (2,5 ha), Porree (3,9 ha), Sammelbegriff Gurken (5,1 ha) und Sammelbegriff Petersilie (5,9 ha) die meistangebauten Kulturen dar. Die ansässigen Gärtner bauen eine Vielzahl von Schnitt- und Frischgemüse an, welche als Sonderkulturen anzusehen sind und für die es keine kulturspezifischen Wasserbedarfswerte gibt. Hier sind beispielsweise Schnittlauch, Dill, Rucola, Gemüsemalve und Portulak zu nennen. Diese werden in der Bedarfsprognose alle unter den Bedarfswerten von Petersilie verrechnet, unter der Annahme, dass diese Kulturen einen ähnlichen Bedarfswert besitzen. Auch hier ist zu beachten, dass die oben aufgeführten Flächenangaben in Hektar nicht der gesamten Anbaufläche einer Kultur entsprechen, sondern der vorherrschenden Maximalfläche einer Kultur zu einem festen Zeitpunkt. Besonders die Kulturen Salat, Rucola, Gemüsemalve und Portulak werden satzweise in Gochsheim mit nur einigen Wochen Kulturführung angebaut. Der Sammelbegriff Gurken beinhaltet hauptsächlich Kürbis (inzwischen in ALB-App integriert) und vereinzelt Freilandpaprika/-chili.

Die täglichen Bewässerungssummen aller 20 projektbeteiligter Brunnen in Gochsheim (Abb. 22) wurden ab August 2022 erfasst (Abb. 23).



Abbildung 20: Übersichtskarte des Untersuchungsgebiets Gochsheim. Inaktive Brunnen: 8, 27, 28, 31, 34, 38, 43. Nicht mittels IoT ausgelesene Brunnen: 17, 19, 21, 38, 40, 42.

Technische Universität München
IWW Zentrum Wasser
COPLAN AG
BGS UMWELT
xylem Let's Solve Water
HOLINGER
TZW Technologiezentrum Wasser
Regierung von Unterfranken
SCHWEINFURT Zukunft findet Stadt
Leibniz-Rechenzentrum
Gefördert durch: Bundesministerium für Forschung, Technologie und Raumfahrt
FONA Forschung für Nachhaltigkeit
Eine Initiative des Bundesministeriums für Bildung und Forschung
WavE Wassertechnologien: Wiederverwendung

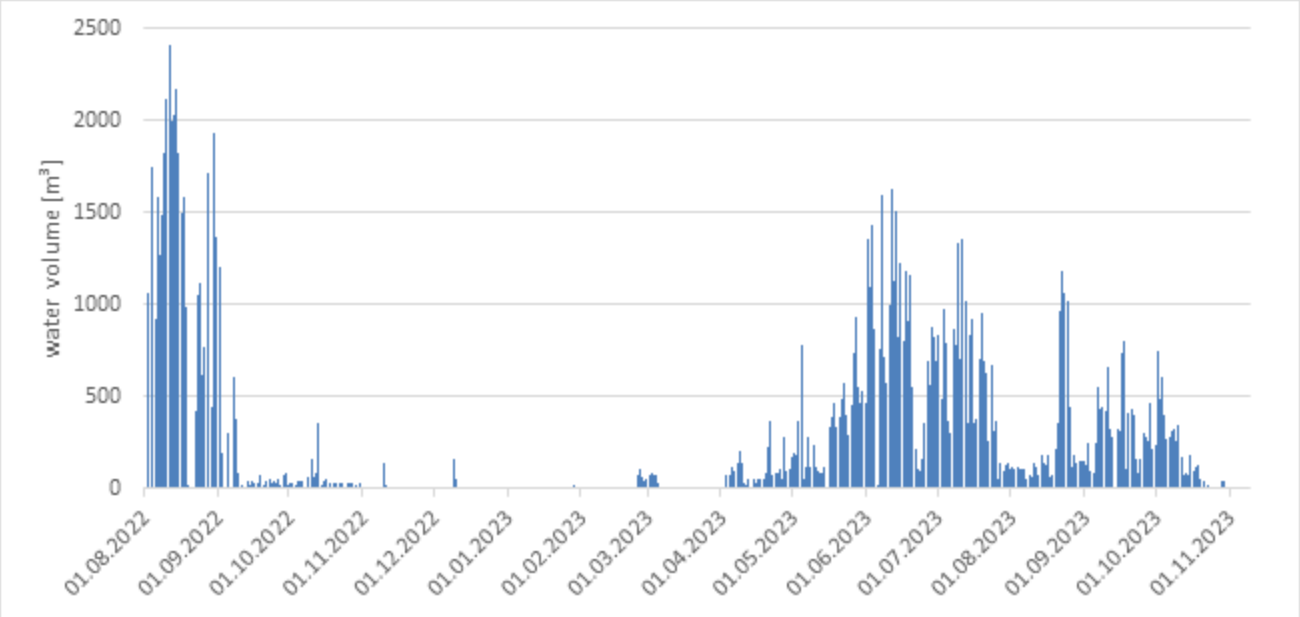


Abbildung 21: Durch IoT erfasste tägliche Grundwasserentnahme im Anbaugebiet Gochsheim zwischen August 2022 und November 2023.

Für das Jahr 2022 wurde eine Grundwasserentnahme von 116.344 m³ (Ablesen der mechanischen Wasserzähler) und für 2023 Entnahmen in Höhe von rund 82.700 m³ mittels IoT erfasst. Der höchste Tageswert der Grundwasserentnahme lag im Jahr 2023 bei 1.630 m³, im Jahr 2022 bei 2.409 m³, wobei 2022 die Sommermonate Juni und Juli sensorisch nicht erfasst wurden. Monatliche Spitzenwerte in Trockenphasen lagen bei 26.000 m³ (Juni 2023) und ca. 36.000 m³ (August 2022, Abb. 23). Somit war der Bewässerungsbedarf bzw. die Wasserentnahme im Hochsommer 2022 höher als die im Hochsommer 2023, was auf die unterschiedlichen Niederschlagsmengen (2022: 531 mm; 2023: 757 mm; Projektwetterstation Schweinfurt) und die höhere Durchschnittstemperatur (2022: 12,4°C; 2023: 11,6°C) zurückzuführen ist. Der Spätsommer/Herbst 2022 hingegen war deutlich niederschlagsreicher (Niederschlag Okt/Sep: 203,8 mm) und kühler (Ø-Temp. Okt/Sep: 13,4°C) als 2023 (115,4 mm; 14,8°C), wodurch die Bewässerungsmengen 2023 im September und Oktober (14.628 m³) etwa dreimal so hoch waren wie im gleichen Zeitraum 2022 (4.860 m³). In den bewässerungsintensiven Monaten Juni, Juli und August wurden 2023 durchschnittlich täglich 571 m³ Wasser benötigt.

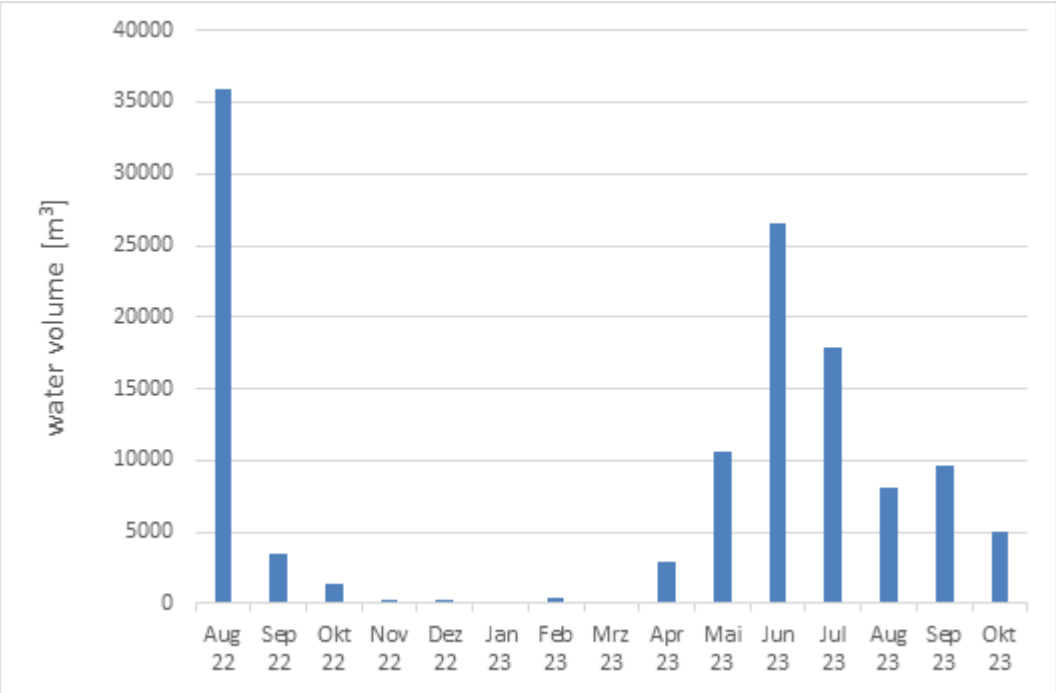


Abbildung 22: Durch IoT erfasste monatliche Grundwasserentnahmen im Anbaugebiet Gochsheim von August 2022 bis Oktober 2023 (Datenlücke März 2023).

Die im Jahr 2023 manuell dokumentierten bewässerten Anbauflächen in Kombination mit den IoT erhobenen Grundwasserentnahmen erlauben eine exakte Bestimmung der flächenbezogenen Bewässerungsmenge. Angewendet auf alle erfassten Anbauflächen, die während der Hauptvegetationsphase (Apr-Okt) zumindest zeitweise bewässert wurden (39,76 ha), kann ein jährlicher Wasserbedarf von 203 mm festgestellt werden (Nov-März vernachlässigt). Diese Zahl deckt sich gut mit den bei dokumentierten und mithilfe einer Software (CROPWAT 8.0) modellierten Bewässerungsmengen für die Jahre 2014, 2016, 2017 [25]. Diese rangierten im Modellansatz und in den aufgezeichneten Daten zwischen 175 und 240 mm. Schwaller et al. (2021) stufte diese Jahre klimatisch als Durchschnittsjahre (Langjahresmittel 1973-2019) ein mit einer Niederschlagsmenge von rund 400 mm und einer Durchschnittstemperatur von 14°C zwischen April und Oktober. Mit einer Niederschlagsmenge von 426 mm (Projektstation Schweinfurt) und einer Durchschnittstemperatur von 15,6 °C (Projektstation Gochsheim) ist die Bewässerungssaison 2023 tendenziell auch als Durchschnittsjahr einzustufen. Unglücklicherweise war der Regensammler der Projekt-Wetterstation Gochsheim zeitweise mit Insekten verstopft, sodass einige Regenereignisse im Juni nicht erfasst wurden.

Die übertragenen Echtzeitdaten ermöglichen die Identifizierung von flächenbezogenen monatlichen Bedarfswerten (7,4-66,6 mm) und eines Tagespitzenbedarfswerts (4,1 mm). Besonders der Tagesspitzenbedarfswert ist jedoch nicht als präzise anzusehen, denn die durch die IoT erfassten Realwerte zeigen nur die Entnahmen aus dem Grundwasserkörper, nicht aber die an diesem Tag tatsächlich verregnete Wassermenge auf den Anbauflächen. Dies ist auf die vorhandenen Speicherseen (1x ca. 5.200 m³, 2x ca. 600 m³) im Anbaugebiet zurückzuführen. Diese werden nahezu stetig während der Saison mit Grundwasser befüllt, um es anschließend mit stärkeren Aggregaten aus den Speichern zu pumpen. Dadurch können längere Rohrberegnungsstränge mit Wasser beschickt und Tagesbedarfsspitzen überhaupt gedeckt werden. Die Grundwassermengen, mit denen die Speicher befüllt werden, werden durch das IoT erfasst (Brunnen 9, 14, 39), die ausgebrachten Wassermengen aus den Speichern auf die Felder hingegen nicht.

Das Untersuchungsgebiet Gochsheim ist charakterisiert durch individuellen kleinparzelligen Gemüseanbau, wo während der Anbausaison verschiedene Kulturen auf denselben Anbauflächen kultiviert werden. Schwaller et al. (2021) berücksichtigte für den Modellansatz zwar unterschiedliche Kultivierungs-Startzeitpunkte im

Zeitraum von April bis Mitte Mai, allerdings wurde nicht von einer Mehrfachbepflanzung einzelner Flächen und von sich ändernden Flächengrößen ausgegangen. Auch die Dokumentation der Jahresflächen durch den Beregnungsverein Gochsheim beinhaltet nur die Gesamtfläche.

Setzt man die fortlaufend dokumentierten, sich über die Vegetationsphase ändernden Flächengrößen (9,9-23,8 ha) in Bezug auf die täglichen Grundwasserentnahmen so ergibt sich für das Jahr 2023 ein jährlicher flächenbezogener Bewässerungsbedarf von 456 mm. Dieser ist mehr als doppelt so hoch wie beim Gesamtflächenbezug (203 mm). Durch Einbezug der sich ändernden Anbauflächen ergibt sich bei den monatlichen Bewässerungsmengen ebenfalls ein bedeutender Unterschied in den flächenbezogenen Bewässerungsmengen (Abb. 25).

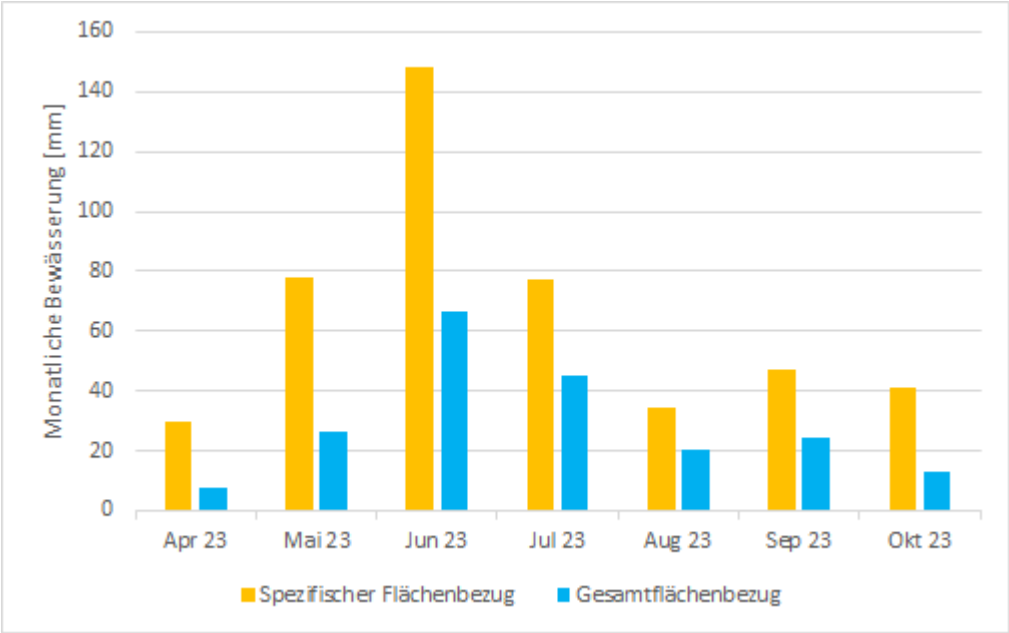


Abbildung 23: Monatlicher Bewässerungsbedarf im Untersuchungsgebiet Gochsheim in der Hauptvegetationsphase (Apr-Okt) im Jahr 2023 mit variablem spezifischen Flächenbezug und Gesamtflächenbezug.

Diese sind in einigen Monaten ebenfalls mehr als doppelt so hoch als beim Gesamtflächenbezug. Schwaller et al. (2021) modellierte für die Jahre 2015 und 2018 ebenfalls meist mehr als doppelt so hohe Monatsbedarfswerte und einen um ca. 42% höheren jährlichen Bewässerungsbedarf als die durch den Beregnungsverein Gochsheim protokollierten Werte. Diese hohen Unterschiede wurden auf die individuellen Bewässerungspraktiken der Landwirte und eine nicht optimale Wasserversorgung des Pflanzenbestands zurückgeführt. Tatsächlich decken sich die variabel flächenbezogenen Bewässerungsmengen gut mit den modellierten Daten und die starren gesamtflächenbezogenen Daten mit den durch den Beregnungsverein Gochsheim aufgezeichneten. Auch der tägliche Spitzenbedarfswert nähert sich bei spezifischen Flächenbezug (9,7 mm) dem modellierten Tagesspitzenbedarf (14,3 mm) von Schwaller et al. (2021) an. Mit Hinblick auf die nicht erfassten Bewässerungsmengen aus den Speichern könnte der modellierte Tagesspitzenbedarf sogar noch zutreffender sein. Schließlich könnte durch längeres und umfassenderes Monitoring von Wasserentnahmen und Kulturdaten Modellansätze bestätigt oder zumindest verbessert werden.

Auch wenn die Jahressummen sich nicht ändern, so muss für eine optimale Wasserbereitstellung der flächenbezogene tatsächliche Bewässerungsbedarf maßgebend sein. Durch die in diesem Projekt in Gochsheim angewendete Erfassung von Echtzeitdaten, Anbauflächen und Pflanzenbestand können exakte Bedarfsmengen

in hoher zeitlicher Auflösung generiert werden. Diese zeigen tiefere Einblicke in die vorherrschenden Bewässerungspraktiken als die ausschließliche Dokumentation von Jahreszahlen.

Schweinfurt

Die Stadt Schweinfurt bewässert vor allem Sportflächen und Baumalleen im Zeitraum von April bis Oktober. Mit Hilfe von der Stadt protokollierten Bewässerungsmengen hat Schwaller et al. (2021) den gesamten Bewässerungsbedarf grob extrapoliert. Hierzu wurden auch die zukünftig potenziell zu bewässernden urbanen Flächen im Rahmen der regelmäßig stattfindenden Stakeholder-Treffen identifiziert und mit einbezogen. Summarisch ergab sich daraus eine zu bewässernde Fläche von ca. 33 ha mit einem Gesamtbewässerungsbedarf von ca. 130.000 m³ pro Jahr [24].

Durch Gespräche mit lokalen Interessensgruppen ließen sich während des Verbundvorhabens Nutzwasser folgende Nutzwasserabnehmer für die nähere Zukunft identifizieren:

- Bürgerpark
- Sachs-Stadion
- Grünflächenbewässerung des Servicebetriebs Bau und Stadtgrün Schweinfurt
- TV Oberndorf

Im Laufe des Forschungsvorhabens wurde die in Schweinfurt geplante Landesgartenschau 2026 auf dem ehemaligen Kasernengelände mit einer zu bewässernden Fläche von 7,6 ha abgesagt. Jedoch entsteht stattdessen ein Bürgerpark. Dieser hat nach Angabe des Planungsbüros eine zu bewässernde Fläche von ca. 3 ha. Die Stadt Schweinfurt spricht von einem Zusatzwasserbedarf von 370 mm über alle Grünflächen hinweg. Dies deckt sich in etwa mit dem Bewässerungsbedarf von Park- und Grünflächen für mittlere Niederschlags- und Temperaturverhältnisse (insgesamt 390 mm), die den Empfehlungen für die Bewässerung des Österreichischen Wasser- und Abfallwirtschaftsverbandes entnommen ist. Hochgerechnet auf die Flächen des Bürgerparks ergibt sich daraus ein jährlicher Wasserbedarf von 11.100 m³ [26].

Laut Aussage der Sachs-Stadion-Verwaltung werden die vier großen Spielfelder mit ca. 10.000 m³ bewässert, eine exakte Dokumentation findet nicht statt. Dies entspricht einem Bewässerungsbedarf von 377 mm. Angewendet auf alle neun (ca. 5 ha) zu bewässernden Spielflächen ergibt sich daraus ein jährlicher Bewässerungsbedarf von ca. 20.000 m³.

Die Bewässerung der Baumbestände im Stadtbereich erfolgt mit Tanklastwagen, die das Wasser aus dem Main beziehen. Im Jahr 2022 wurden 5.350 m³ und 2023 4.313 m³ Mainwasser entnommen. Zusätzlich wurden zu Bewässerungszwecken 2022 4.446 m³ und 2023 5.270 m³ Leitungswasser aus Hydranten entnommen. Dadurch ergibt sich eine jährliche Baum-Bewässerungsmenge von ca. 10.000 m³.

Der Nebenplatz (ca. 5.700 m²) des TV Oberndorf (TVO) wurde während des Forschungsvorhabens bereits mit Nutzwasser bewässert, im Jahr 2023 mit 340 mm. Bezieht man den Hauptplatz und die Korbballfelder des TVO mit ein, ergibt es eine bewässerungswürdige Fläche von ca. 1,7 ha. Ausgehend von dem bereits erwähnten jährlichen Zusatzwasserbedarf von 370 mm ergibt sich daraus ein jährlicher Bewässerungsbedarf von ca. 6.300 m³. Erwähnenswert ist hierbei allerdings, dass der Hauptplatz des TVO mit Grundwasser aus einem Brunnen

bewässert wird. Erst in einem Szenario, in dem die Grundwasserentnahme für Bewässerungszwecke nicht mehr in vollem Umfang möglich ist, erscheint eine Nutzwasseranwendung als plausible Alternative.

In Summe ergibt sich aus den eben genannten bewässerten Flächen ein jährlicher Bewässerungsbedarf von ca. 50.000 m³. Mit Hinblick auf die geplante Entsiegelung von Flächen und Schaffung eines "grünen Bands" vom Schweinfurter Klimaquartier über den Bürgerpark bis zum Main ist von stetig steigenden Bedarfsmengen in Schweinfurt auszugehen.

5.1.2 Bedarfsbestimmung für die urbane Bewässerung

Die Demonstration der Nutzwasseranwendung für städtisches Grün wurde im „Reallabor Schweinfurt" realisiert. Hierzu wurden Stadtbäume, eine Wechselflorfläche auf dem Gelände der SESW und eine Sportrasenfläche des TV Oberndorfs e.V. direkt neben der KA über zwei Saisons mit Nutzwasser bewässert. Angestrebt wurde eine bedarfsgerechte Bewässerung dieser urbanen Flächen mit Nutzwasser. Im dritten Projektjahr wurde zudem das Sachs-Stadion der Stadt Schweinfurt mit ins Projekt eingebunden. In Zukunft sollen die Grünflächen des Stadions auch mit Nutzwasser bewässert werden. Die Größe der zu bewässernden Flächen im Sachs-Stadion beträgt 5,5-7,5 ha (Schwaller et al, 2021). Die genannten Reallabore wurden in das Cloud-basierte Bewässerungsmanagement integriert. Durch die gewonnenen Erkenntnisse wurde die ALB Bewässerungs-App um eine Anwendung für „städtische Grünflächen" erweitert. Die Bepflanzungen „Sportrasen", „Jungbäume" und „Wechselflor" wurden in der Bewässerungs-App als auswählbare „Kulturen" angelegt (Abb. 26).

Schlag	Kultur	Empfehlung	Warndienst	BW-Schwell
Sportplatz TV Oberndorf 2023	Sportrasen	keine	nicht verfügbar	50% nFK
Baumpflanzung A.c. 2023	Jungbäume - Standraum 2 qm	keine	nicht verfügbar	50% nFK
Wechselflor2023	Wechselflor	keine	nicht verfügbar	60% nFK

Abbildung 24: Profilübersicht der ALB Bewässerungs-App mit städtischen Grünflächen.

Funktionsweise der ALB Bewässerungs-App

Das Modell der App wurde anhand von Feldversuchen, Praxiserfahrungen und Kulturart spezifischen Eigenschaften von ALB, LfL, LWG, Sachgebiet Beregnung der Landwirtschaftskammer Niedersachsen, Institut für Gemüsebau der Hochschule Geisenheim und des Amts für Ernährung, Landwirtschaft und Forsten (AELF) Landshut zu diversen Freilandkulturen kalibriert. Zudem werden Wetterdaten, Bodendaten, die Kulturart und die Bewässerungstechnik betreffende Kennzahlen verrechnet. Die jeweiligen Rahmenbedingungen sind vom Nutzer individuell einstellbar [27]. Die modelhafte Berechnung des täglichen Wasserverbrauchs erfolgt einerseits unter Berücksichtigung eines auf Tagesbasis berechneten Wasseranspruchs des Pflanzenbestandes, andererseits auf ein berechnetes Aneignungsvermögen des Pflanzenbestandes aus dem pflanzenverfügbaren Bodenwasservorrat:

$$\text{Wasserverbrauch } [\frac{\text{mm}}{\text{Tag}}] = \frac{Wasseranspruch\ [\frac{mm}{Tag}]}{\text{Aneignungsvermögen } [\%]}$$

Die Berechnung des Wasseranspruchs eines Pflanzenbestandes basiert auf der Grasreferenzverdustung ET_0 der Food and Agriculture Organization der Vereinten Nationen (FAO) [28]. Diese spezifische Verdunstung wird aus Wetterdaten (Temperatur, relative Luftfeuchte, Windgeschwindigkeit, Globalstrahlung) – unter Annahme einer guten Wasserversorgung – berechnet. ET_0 beschreibt somit die potenzielle Evapotranspiration einer optimal versorgten Grasreferenzvegetation.

Die Evapotranspiration beliebiger optimal versorgter Pflanzenbestände ist durch Multiplikation von ET_0 mit pflanzenspezifischen sogenannten „kc-Werten" ableitbar [29]. Die kc-Werte charakterisieren den Wasserbedarf von Kulturarten zu bestimmten Entwicklungsstadien (bis zu vier Stadien je nach Kulturart).

Das von Pflanzen verdunstete Wasser stammt aus dem pflanzenverfügbaren Bodenwasserspeicher, der über Niederschläge und Bewässerungsgaben gespeist wird. Ein Maß für das maximal verfügbare Bodenwasser ist die nutzbare Feldkapazität (nFK). Diese ergibt sich aus der nFK des vorliegenden Bodens in Vol.-% multipliziert mit der effektiven Wurzeltiefe (abhängig von Entwicklungsstadium) einer Kulturart:

$$nFK\ (Anbausystem) = nFK\ (Boden) * Wurzeltiefe\ (Kulturart)$$

Der Anteil an pflanzenverfügbaren Bodenwasser sinkt während Trockenphasen. Ab einem bestimmten Austrocknungsgrad steigen außerdem die Saugkräfte des Bodens stark an und erschweren die Wasseraufnahme der Pflanzen erheblich. Die Aneignung dieses stark gebundenen Bodenwassers durch die Pflanzen kostet Energie, woraus geringere Wasseraufnahme, Verdunstung und Wachstum resultieren. Anhand von Versuchsergebnissen der Landwirtschaftskammer Niedersachsen wurde eine Grenze von 65% der nFK abgeleitet, ab der das Aneignungsvermögen einer Kulturart aus dem pflanzenverfügbaren Bodenwasservorrat abnimmt. Für das Berechnungsmodell des Aneignungsvermögens eines Pflanzenbestandes aus dem pflanzenverfügbaren Bodenwasser ergibt sich dadurch:

$$Bodenfeuchte \geq 65\%\, nFK \rightarrow Aneignungsvermögen\ 100\ \%$$

$$Bodenfeuchte < 65\%\, nFK \rightarrow Aneignungsvermögen = \frac{Bodenfeuchte}{nFK * 0{,}65}$$

In der ALB Bewässerungs-App lässt sich der gerade noch tolerierbare Bodenfeuchtegrenzwert, die sogenannte Bewässerungsschwelle, im Verlauf einer Wachstumsperiode festlegen. Erst wenn diese unterschritten wird, empfiehlt das System eine Bewässerungsgabe. Am Beispiel des Sportrasens wird die Funktionsweise und die Justierung der ALB-Bewässerungs-App nun aufgezeigt.

Auf dem Sportplatz des TV Oberndorf mit einer Fläche von 5.670 m² wurde eine Bewässerungsanlage mit 15 Typ FLX800 Getrieberegnern und Bewässerungscomputer TMC-424 der Firma Toro eingebaut. Die Nutzwasserbereitstellung erfolgt über eine 100 m³ Zisterne aus abgedichteten Blockrigolen der Firma ACO. Um auch hier exakte Bodenkennwerte für die Kalibrierung der App zu liefern, wurden die physikalischen Bodeneigenschaften des Sportplatzes untersucht.

Als Kulturart wurde „Sportrasen" mit einer maximalen Wurzeltiefe von 30 cm in der App eingestellt; Vegetationsbeginn zum März 2023, ab hier wurde bilanziert. Die eingebaute Bewässerungsanlage ist eine „Überkopfberegnung (flächig)". Die physikalische Bodenuntersuchung des Sportplatzes ergab einen mittel sandigen Lehm (Ls3) mit 19% nFK. Dieser Wert wurde in das Profil übernommen. Die Sollwerte für die Bewässerungssteuerung wurden mit Inbetriebnahme der Bewässerungsanlage Anfang Mai und Einwinterung Ende Oktober vorgegeben. Als einzelne Wassergabe waren 13 l/m² geplant, die theoretisch jeden Tag erlaubt wären. Im Gegensatz zu den Vorgaben der Richtlinie der Forschungsgesellschaft Landschaftsentwicklung

Landschaftsbau e.V. (FLL) soll die nutzbare Feldkapazität im Bereich von 50% bis 90% gehalten werden. Die Bewässerungsschwelle wurde deshalb hier höher als die üblichen 30% gesetzt, damit der kalkulierte Bewässerungsbedarf nicht zu gering ausfällt und der natürliche Bodenwasservorrat nicht so stark ausgeschöpft wird. Der Rasen kann sich somit das im Boden gespeicherte Wasser leichter aneignen.

Durch die Angaben in der App berechnet diese den Verlauf des Bodenwassers. Zudem blickt sie sieben Tage in die Zukunft und gibt Bewässerungsempfehlungen unter Berücksichtigung der Wetterprognosedaten. Bereits erfolgte Bewässerungsangaben sind unter „Korrekturen“ manuell in das Programm eingegeben worden. Sie erscheinen in der Visualisierung als grüne Säulen (Abb. 26).

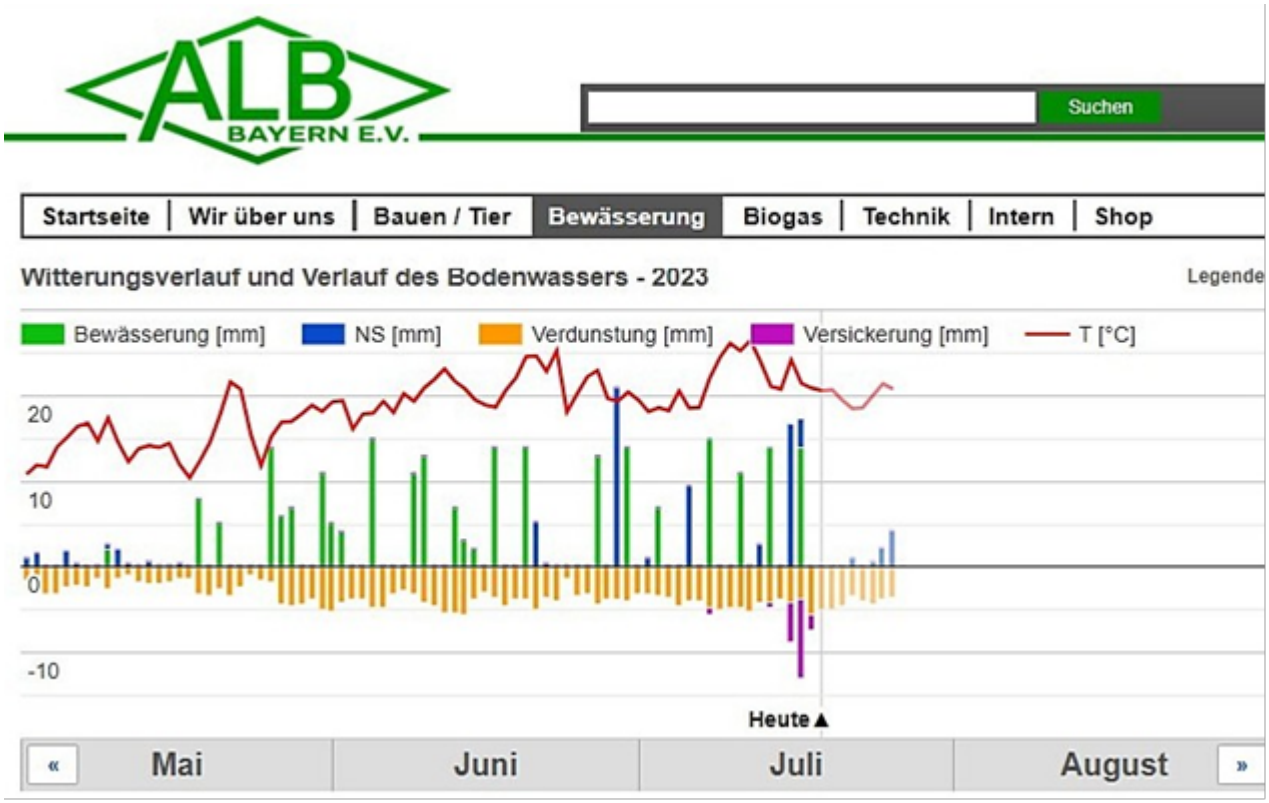


Abbildung 25: Visualisierung des Witterungsverlaufes und Bodenwassers auf dem Sportplatz des TV Oberndorf. NS: Niederschlag, T: Temperatur.

Die Abbildung 27 zeigt, dass eine Bewässerung in der kommenden Woche (Mitte Juli 2023) nicht nötig sein wird. Es sind Niederschläge angekündigt. In der Vergangenheit wurde teilweise versäumt das Programm im Steuergerät zu ändern, was – laut Berechnung – zu Sickerwasserverlusten (violett) in Verbindung mit natürlichen Niederschlägen (blau) geführt hat. Die Einhaltung der durch die App berechneten Bewässerungsgaben war in der Praxis nicht immer möglich. Individualentscheidungen und versäumte Umprogrammierung der Bewässerungseinstellungen haben zu dieser Diskrepanz geführt.

Stellt man die tatsächlich ausgebrachten Wassermengen (346 mm – Abb. 27) den rein vom System berechneten Wassermengen (208 mm – Abb. 28) in einem idealen Szenario gegenüber, kann eine deutliche Einsparung (138 mm) verzeichnet werden. Das stärkere Ausschlagen der Bodenfeuchtesensoren in der Tiefe 35 cm im Hoch- und Spätsommer 2023 nach Bewässerungsgaben (Anhang) ist ein Indiz, dass diese in diesem Zeitraum teilweise zu hoch waren. In dieser Tiefe befinden sich kaum Wurzeln des Sportrasens, weshalb dieses Wasser nicht oder

kaum pflanzenverfügbar sein sollte. Es handelt sich in diesem Fall dann um Sickerwasser. Vergleicht man die theoretisch berechnete Bodenwasserbilanz der ALB-App zeitlich mit der gemessenen Bodenfeuchte, so ist eine hohe Übereinstimmung zw. Anstieg und Abstieg des berechneten Bodenwassers (nFK) und der gemessenen Bodenfeuchte (vol. Wassergehalt [%]) zu verzeichnen.

Technische Universität München · IWW Zentrum Wasser · COPLAN AG · xylem Let's Solve Water · HOLINGER · BGS UMWELT · ALB · TZW Technologiezentrum Wasser · Regierung von Unterfranken · SCHWEINFURT Zukunft findet Stadt · Leibniz-Rechenzentrum der Bayerischen Akademie der Wissenschaften
Gefördert durch: Bundesministerium für Forschung, Technologie und Raumfahrt
FONA Forschung für Nachhaltigkeit
Eine Initiative des Bundesministeriums für Bildung und Forschung
WavE Wassertechnologien: Wiederverwendung

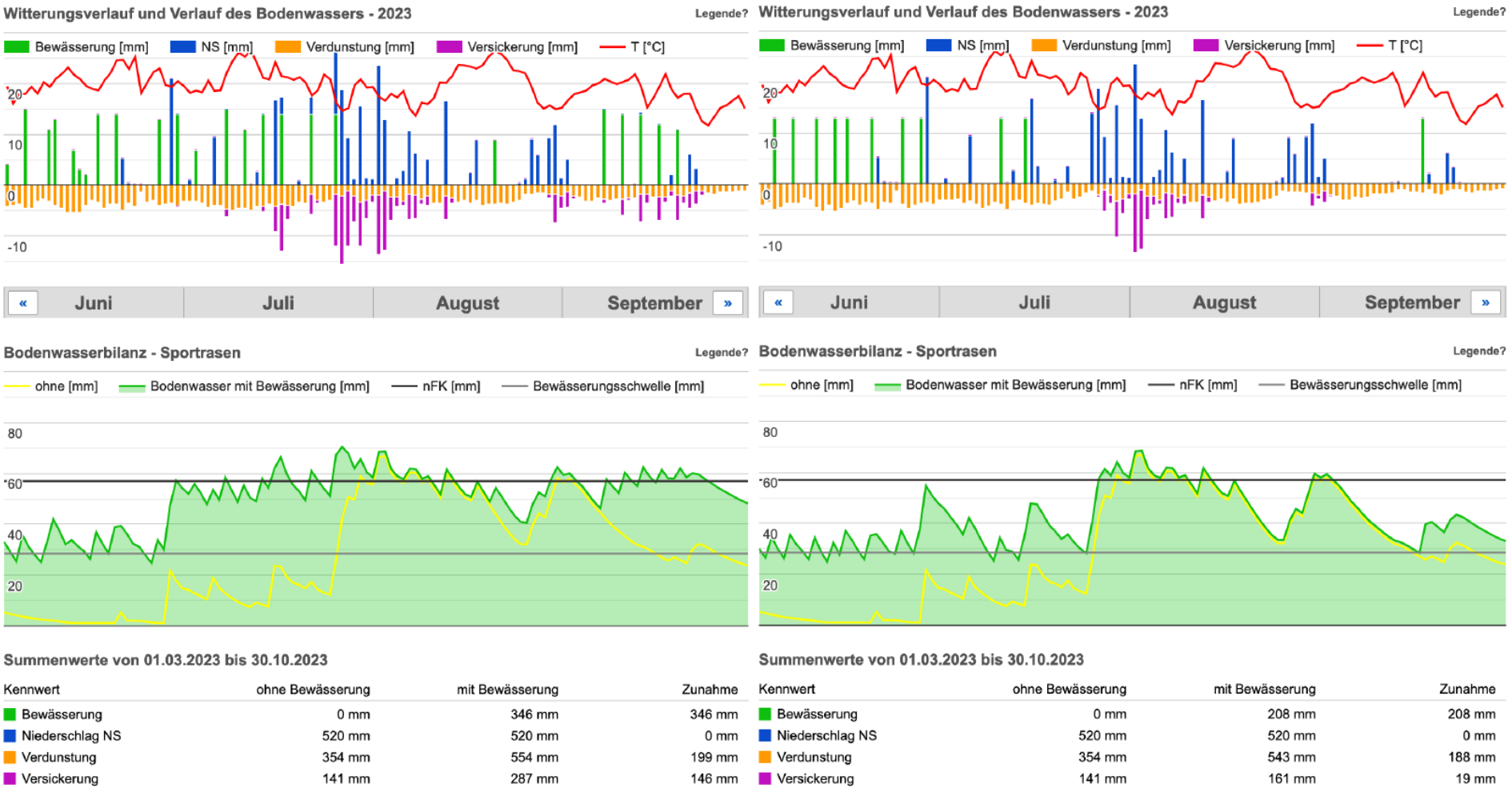


Abbildung 26: (a, links) Witterungsverlauf und Bodenwasserbilanz des Sportrasens mit vom Anwender ausgebrachten Wassermengen. (b, rechts) Vom System berechneter Witterungsverlauf und Bodenwasserbilanz des Sportrasens (Juni-Sep. 2023). NS: Niederschlag, T: Temperatur, nFK: Nutzbare Feldkapazität.

Technische Universität München · TZW Technologiezentrum Wasser · Regierung von Unterfranken · IWW Zentrum Wasser · Schweinfurt Zukunft findet Stadt · COPLAN AG · BGS Umwelt · lrz Leibniz-Rechenzentrum · xylem Let's Solve Water · ALB · LWG · HOLINGER · Gefördert durch: Bundesministerium für Forschung, Technologie und Raumfahrt · FONA Forschung für Nachhaltigkeit · Eine Initiative des Bundesministeriums für Bildung und Forschung · WavE Wassertechnologien: Wiederverwendung

Laut DIN 18035-2 für die Bewässerung von Rasenflächen wird in einer Trockenregion wie Unterfranken von einem Zusatzwasserbedarf von > 200 mm ausgegangen (Tab. 5). Die Zahlen decken sich gut mit der von der App kalkulierten Bedarfsmenge.

Tabelle 5: Jährlicher Bedarf an Beregnungswasser auf Rasenflächen in Abhängigkeit von den natürlichen Niederschlägen.

Beregnungswasser nach DIN 18035-2		
Niederschlagsvorkommen	Niederschlagsmengen mm/Jahr	Beregnungswasserbedarf mm/Jahr
reich	über 900	0-75
mittel	700 bis 900	75 bis 150
gering	500 bis 700	150 bis 250
sehr gering	unter 500	über 250
Jährlicher Bedarf an Beregnungswasser aus Rasenflächen in Abhängigkeit von den Natürlichen Niederschlägen (Quelle: DIN 18035-2)		

Einsparpotential durch die ALB Bewässerungs-App

Auf dem Gelände der Kläranlage wurden vier Acer campestre ‘Huibers elegant‘ in ein Vulcatree Baumsubstrat 0/16 für offene Bauweise gepflanzt. Die jeweils 7,5 m² großen Baumscheiben wurden mit Tropfrohr Planet PC 2 l/h der Firma Netafim in 30 cm Abstand gelegt und mit Holzhäcksel gemulcht. Zwei 8,1 m² große Flächen mit Wechselflor wurden ebenfalls mit Substrat aufgefüllt und mit Tropfrohren versehen. Die Bewässerungssteuerung erfolgte mittels Bewässerungscomputer (Hunter Pro HC), der durch eine WLAN-Anbindung per App (Hydrawise) steuerbar war. Die Versuchsflächen wurden regelmäßig bonitiert.

Die Versuchsflächen Jungbaum und Wechselflor wurden jeweils noch einmal unterteilt und unterschiedlich bewässert. Zum einen erfolgten die Bewässerungsgaben in einem festen Intervall, wie es bei automatischen Bewässerungsanlagen oft zu Beginn der Bewässerungssaison eingestellt wird. Zum anderen wurden die Bewässerungsempfehlungen der Bewässerungs-App eingestellt und größtenteils umgesetzt. Das Einsparpotential durch eine an die Witterung angepasste Steuerung zeigt Abbildung 29.

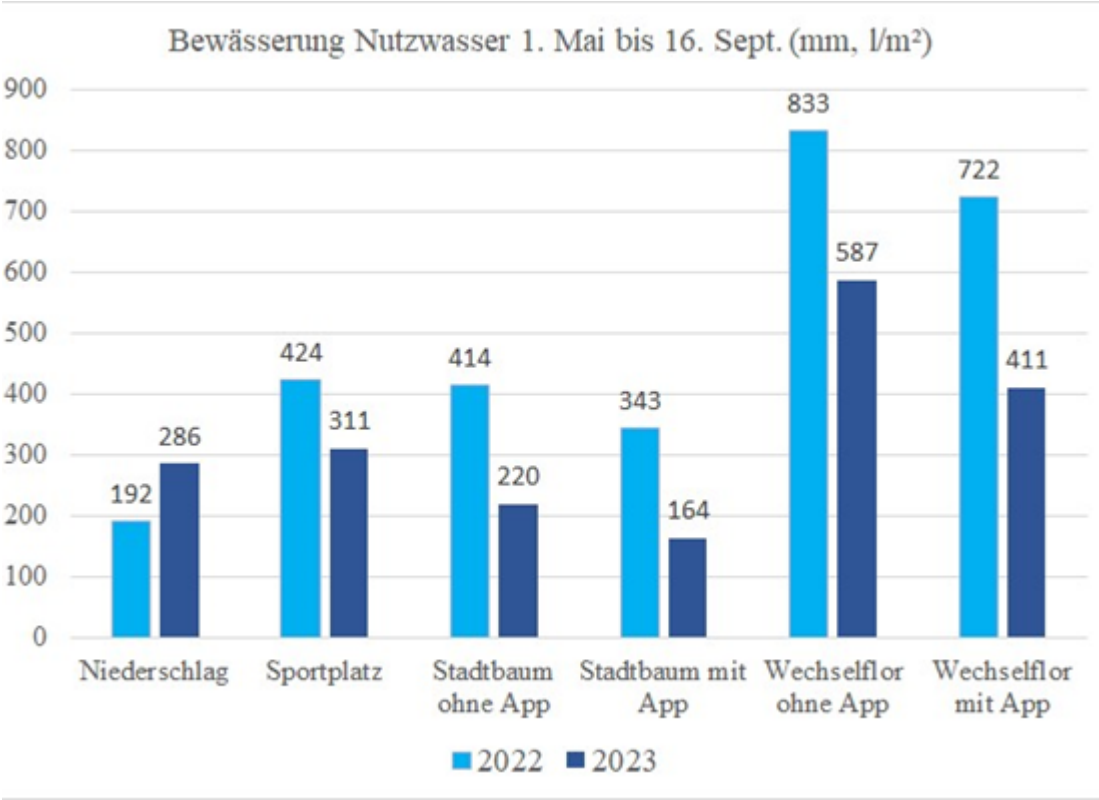


Abbildung 27: Wasserverbrauch der Versuchsflächen in den Jahren 2022 und 2023 im Vergleich.

Im Jahr 2023 konnte durch die angepasste Bewässerung mittels App bei den Stadtbäumen eine Einsparung von 56 mm und beim Wechselflor von 176 mm erzielt werden. Erfahrungsgemäß herrscht kein hohes Bewusstsein über die Größenordnung des Zusatzwasserbedarfs von urbanem Grün. Der Bedarf ist bereits hoch und aus einer unangepassten automatisierten Bewässerung resultieren häufig zu hohe Wassergaben, die im Kontrast zu einem bedarfsgerechten und nachhaltigen Umgang mit der Ressource Wasser stehen. Die Bonituren zwischen den unterschiedlich bewässerten Bäumen zeigen, dass die angepasste Bewässerung mittels App ausreichend für ein gesundes Wachstum war. Es zeigte sich kein Unterschied in der Vitalität der Pflanzung zwischen pauschaler und witterungsangepasster Bewässerung (Abb. 30). Im Oktober 2023 gingen die zurückhaltend bewässerten Jungbäume etwas früher in die Herbstfärbung, was aber nicht mit der Bewässerung zusammenhängen muss, sondern möglicherweise auf die individuellen Standorte der Bäume zurückzuführen ist.

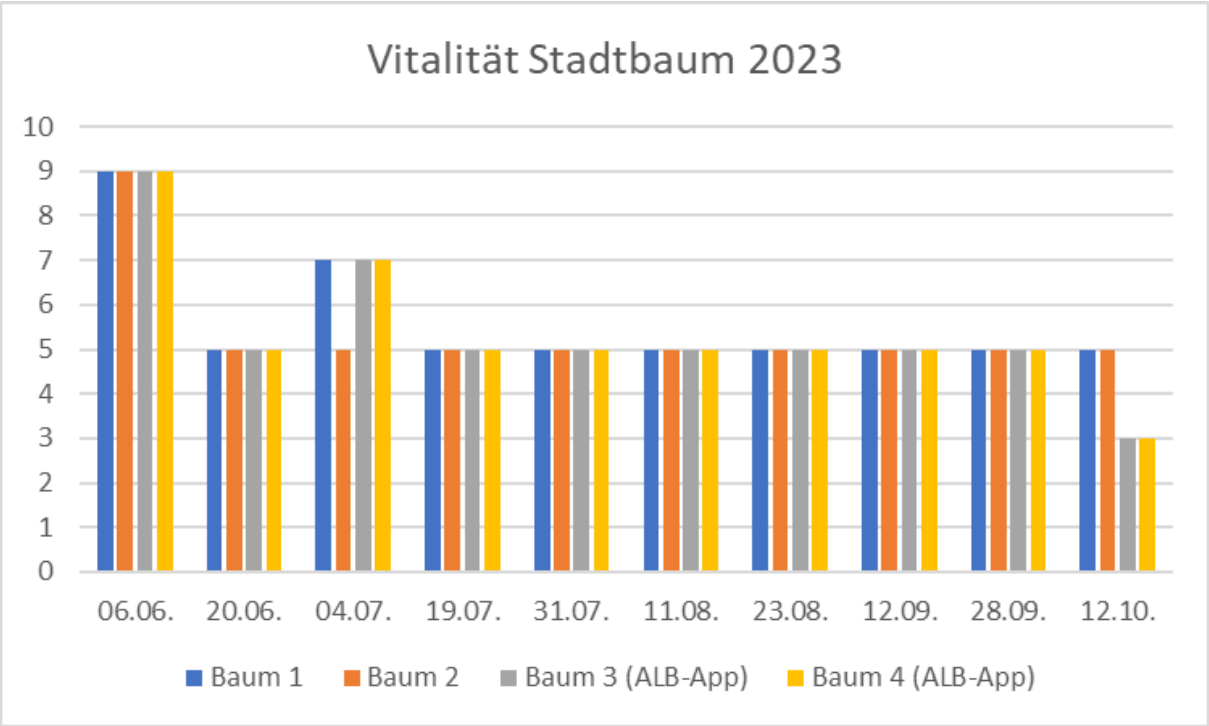


Abbildung 28: Bonitur der Vitalität der Jungbäume mit unterschiedlicher Bewässerungssteuerung. Baum 1 & 2 Bewässerung festes Intervall, Baum 3 & 4 nach Empfehlung der ALB-App bewässert. Boniturnoten: 9 = üppig; 7 = Pflanzen wüchsig; 5 = Pflanzen vital; 3 = Pflanzen kümmern; 1 = Pflanzen teilweise abgestorben.

Eine ressourcenschonende Bewässerung wird in Zukunft immer wichtiger. Der Nachweis, dass Wasser sparsam eingesetzt wird, wird gegenüber den Auftraggebern und Behörden häufiger zu führen sein. Schon jetzt werden Genehmigungen für die Wasserentnahme aus Oberflächengewässern oder Brunnen begrenzt. Alternative Wasserquellen zu Trink- oder Brunnenwasser werden wichtiger.

Der TV Oberndorf war in beiden Versuchsjahren sehr zufrieden mit der automatischen Bewässerung mit Nutzwasser (Interview-Aussage). Der Nebenplatz zeigte sich selbst während der heißen Trockenphase im Sommer 2022 vital (Abb. 31). Insgesamt weicht der Jahreswasserverbrauch aber noch von dem durch die Bewässerungs-App berechnetem Bewässerungsregime ab. Das Einsparpotential wurde noch nicht ausgereizt. Für die Überprüfung der Genauigkeit der App wäre eine striktere Anwendung der vom System vorgegebenen Bewässerungsgaben von Nöten. Es besteht noch Forschungsbedarf. Außerdem müssen in Zukunft bei Sportrasenflächen weitere Faktoren in den Bewässerungsbedarf mit einbezogen werden. Denn neben einem reinen Vitalitätsanspruch des Rasens wird durch einen feuchten Oberboden die Bespielbarkeit der Sportfläche durch geringe Bewässerungsgaben angenehmer gestaltet. Diese nicht der Pflanzenphysiologie dienenden Wassergaben sollten in Zukunft noch stärkere Beachtung finden.

Mit Hilfe der Anwendung der ALB Bewässerungs-App können nun Flächen des städtischen Grüns bedarfsgerecht und wassersparend bewässert werden. Die im Projekt ermittelten kc-Faktoren für städtisches Grün sind in Tabelle 6 aufgeführt. Die kc-Faktoren wurden ausgehend von Erfahrungswerten zunächst festgelegt und anhand der Bonituren und Beobachtungen bestätigt bzw. auf deren Grundlage angepasst.

Tabelle 6: Kc-Faktoren städtischer Grünflächen.

“Kulturart”	Kc-Faktor
Sportrasen	1,1
Jungbaum	0,8
Wechselflor	Pflanzung 0,6 Ab Wuchshöhe 15 cm 1,0 Ab Wuchshöhe 25 cm 1,3



Abbildung 29: Mit Nutzwasser bewässerter Nebenplatz des TV Oberndorf im Hochsommer 2022.

5.1.3 Bedarfsbestimmung für das Reallabor Gochsheim

Automatisierte Bedarfsbestimmung und -erfassung in der landwirtschaftlichen Bewässerung

Für ein optimales lokales Bewässerungsmanagement sind Prognosen des unmittelbaren und kurzfristigen Bewässerungsbedarfs nützlich. Die Nutzwasserbereitstellung könnte somit ressourcenschonend und gezielt erfolgen. Die ALB-App diente auch im Untersuchungsgebiet Gochsheim als Grundlage der Bedarfsprognose. Um exakte Bodenkennwerte für Gochsheim zu liefern, wurden die physikalischen Bodeneigenschaften im ersten Projektjahr untersucht (Anhang Tabelle 10). Besonders relevant für die Bedarfsprognose ist die nutzbare Feldkapazität (nFK) des Bodens, durch sie wird das pflanzenverfügbare Wasser im Boden bestimmt. Die physikalischen Bodenanalysen ergaben, dass es sich beim gartenbaulich bewirtschafteten Boden in Gochsheim um einen mittel tonigen Sand (St3) handelt mit einer nFK von 13 Vol. % in der obersten Bodenschicht (0-25 cm) und 15 Vol. % in der darunter liegenden Bodenschicht (25-40 cm).

Die in Gochsheim errichtete Wetterstation wurde in das System der ALB-App integriert, um noch regionalere Daten liefern zu können. Schließlich wurde eine 1 Flächen in Gochsheim in ca. 400 Teilstücke untergliedert. Jedem Teilstück wurde eine Identifikationsnummer zugeteilt, sie besitzen keine einheitliche Flächengröße, da die Bewässerungsstränge zwar einen recht homogenen Abstand haben, sich jedoch in ihrer Länge unterscheiden. Die Mindestflächengröße der Teilstücke betrug 0,1 ha, die Maximalgröße 0,554 ha. Im Durchschnitt wiesen die Teilflächen eine Größe von 0,219 ha auf. Die jeweiligen Kulturen unter jedem Bewässerungsstrang wurden in regelmäßigem Abstand (ca. zwei-Wochen-Turnus) erfasst und in die Datenbank des LRZ hochgeladen. Bei mehreren Kulturen unter einem Bewässerungsstrang wurde immer jene Kultur erfasst, die den höchsten Bewässerungsbedarf besitzt. Für alle erfassten Kulturarten wurden beispielhaft Schläge in der ALB Bewässerungs-App in unterschiedlichen Pflanzen Entwicklungsstadien angelegt. Durch die vorhandene Schnittstelle zwischen LRZ und ALB, die erfassten Kultur- und Wetterdaten vor Ort und die Wettervorhersagen des DWD konnte ein Tool zur Prognose des Bewässerungsbedarfs für das gesamte Anbaugebiet etabliert werden (Abb. 32).

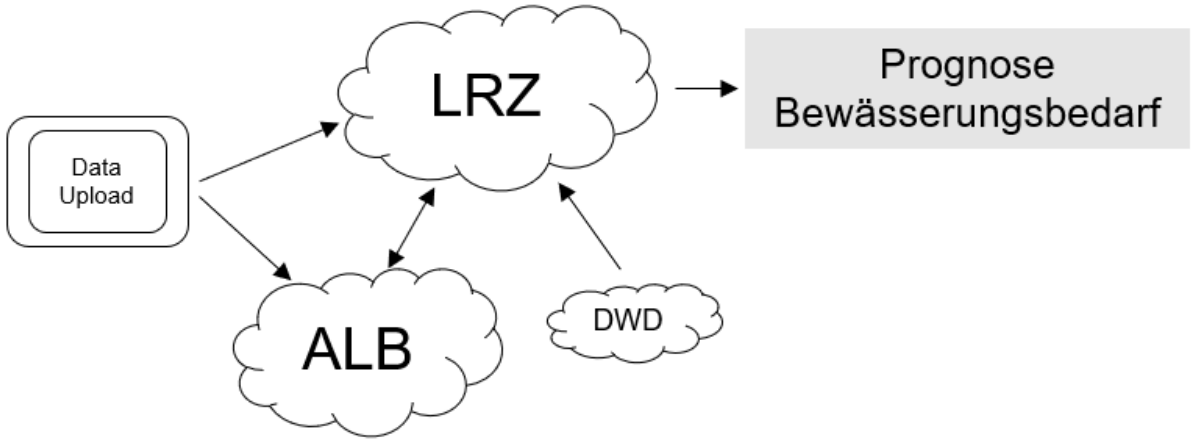


Abbildung 30: Hauptelemente der theoretischen Bedarfsprognose; Datenbanken als Wolken.

Für die Anbausaison 2023 wurden tägliche Bedarfsprognosen generiert. Diese wurden stets 6 bis 0 Tage vor Eintreffen des Stichtages durch das etablierte Prognosemodell kalkuliert. Im Durchschnitt betrugen die Jahresprognosewerte 83.041 m³. Durch die Sensorik wurden im gleichen Zeitraum 79.535 m³ erfasst, dies entspricht einer prozentualen Abweichung von 4,4 %. Die Jahresgesamtmenge für 2023 und die der Monate Mai bis Oktober sind in Tabelle 7 zusammengefasst. Der Monat Juni 2023 stellte in der Bedarfsprognose den Monat mit dem höchsten Bewässerungsbedarf dar.

Tabelle 7: Von IoT erfasste Grundwasserentnahmen und prognostizierte Bedarfsmengen für das Jahr 2023 (total) und die Monate Mai-Okt 2023.

Wasservolumen [m³]	total	Mai 23	Jun 23	Jul 23	Aug 23	Sep 23	Okt 23
Realwert (IoT)	79535	10617	26475	17919	8093	9618	5156
Tag_0	75764	11514	29095	18683	3743	11479	1250
Tag_1	87269	13897	31091	21766	7000	10926	1659
Tag_2	87208	13491	30548	21786	5742	13959	1220
Tag_3	82975	14034	28910	19754	4851	13505	1453
Tag_4	86198	13020	30253	18926	6274	14476	1243
Tag_5	81245	15377	28851	16568	5236	13292	1686
Tag_6	80628	16992	28919	15926	7411	9424	708

Für die Dimensionierung einer weiterführenden Nutzwasser-Aufbereitungsanlage sind besonders die Tageswerte relevant [19-22]. Für die in der Regel bewässerungsintensivsten Monate Juni, Juli und August wurde ein durchschnittlicher Tagesbedarfswert von 592 m³ prognostiziert. Aus dem Grundwasserkörper wurden im selben Zeitraum täglich durchschnittlich 571 m³ entnommen. Die Tagesbedarfsspitzen im Untersuchungsgebiet beliefen sich an heißen Sommertagen zwischen 1.500 und 2.500 m³ Wasser. Diese Spitzen wurden nur an einigen Tagen prognostiziert: Größer 2.000 m³ Wasserbedarf wurde für 0-3,2 % der Tage (je nach Prognosetag), und zwischen 1.500 und 2.000 m³ wurden für 2,6-5,3 % der Tage in der Anbauphase 2023 prognostiziert. Die Anzahl der Tage an denen der Bewässerungsbedarf in Gochsheim während der Saison eine bestimmte Wassermenge über- bzw. unterschreitet sind in Tabelle 8 aufgeführt. Laut Prognosemodell herrschte an durchschnittlich 122 Tagen im Jahr 2023 Bewässerungsbedarf im Anbaugebiet. In den meisten Fällen beliefen sich die Tagesmengen zwischen 500 und 1.000 m³ (22,1 % der Beregnungstage) oder zwischen 250 und 500 m³ (14,1 % der Beregnungstage).

Tabelle 8: Anzahl der Tage an denen der Bewässerungsbedarf in Gochsheim während der Anbausaison eine bestimmte Wassermenge über- bzw. unterschreitet. Angewendet auf durch IoT erfasste Realwerte und auf Prognosetage Tag 0-Tag 6 (Day0-Day6). Bedingte Formatierung hebt am häufigsten Vorkommende Werte hervor

Tagesanzahl benötigte m³ für Bewässerung	Realwerte	Tag_0	Tag_1	Tag_2	Tag_3	Tag_4	Tag_5	Tag_6
m³ > 2000	0	3	4	6	2	3	0	1
1500 < m³ < 2000	3	7	10	5	10	8	7	8
1000 < m³ < 1500	15	14	13	18	18	18	18	14
500 < m³ < 1000	39	39	47	41	37	43	43	44
250 < m³ < 500	50	26	24	29	23	28	29	29

100 < m³ < 250	46	14	16	9	22	16	18	21
10 < m³ < 100	30	10	9	10	8	8	10	8
0 < m³ < 10	7	0	0	0	0	2	0	1
Summe Tage mit Bewässerungsbedarf	190	113	123	118	120	126	125	126

Betrachtet man die durch die IoT erfassten Realwerte so wurde an 190 Tagen Wasser aus dem Grundwasserkörper entnommen. Die meisten Tagesentnahmen betrugen hier zwischen 250 und 500 m³ (26,3 % der Beregnungstage), 100 und 250 m³ (24,2 % der Beregnungstage) und 500 und 1.000 m³ (20,5 % der Beregnungstage). Wie bereits unter 5.1.1.1 beschrieben, stellen die durch die IoT erfassten Realwerte nur die Entnahmen aus dem Grundwasserkörper dar, nicht aber die an diesem Tag tatsächlich verregnete Wassermenge auf den Anbauflächen. Dies ist auf die vorhandenen Speicherseen im Anbaugebiet zurückzuführen. Die Entnahmen aus den Speicherseen wurden während des Projekts nicht erfasst.

Validierung der Bedarfsprognose

Da die Prognosewerte auf einer Modellrechnung beruhen, ist es dennoch ratsam diese einer Validierung zu unterziehen. Die Validierung erfolgte durch rückblickenden Vergleich der Prognosewerte mit den durch die IoT erfassten Grundwasserentnahmen. Das Zusammenführen von erhobenen Real- und Prognosedaten ermöglichte einen rückblickenden Vergleich von Tages-, Monats- und Jahreswerten. Die Tageswerte wurden für die Bewässerungssaison fortlaufend auf der Weboberfläche dargestellt (Abb. 33).

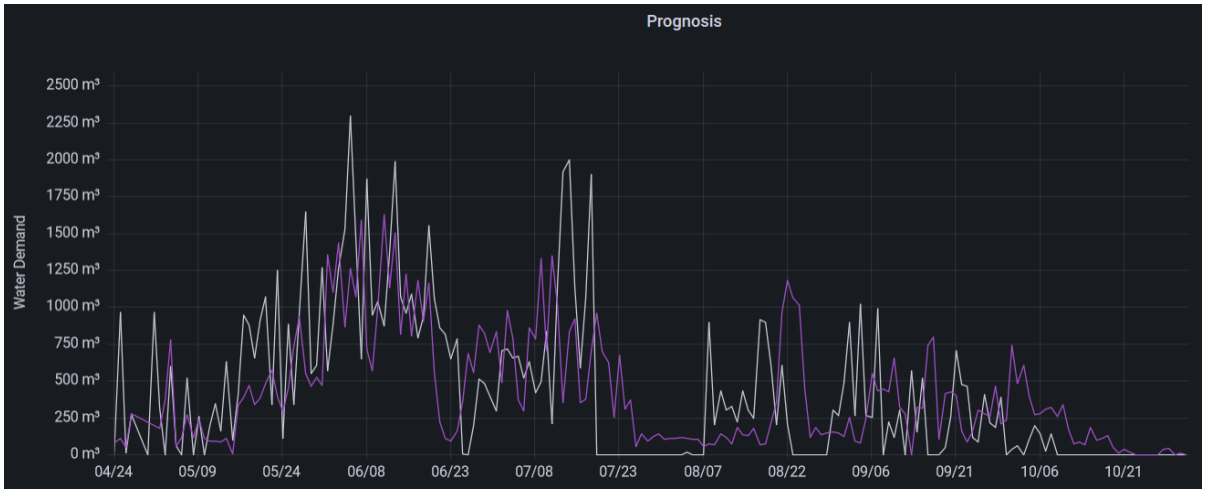


Abbildung 31: Tägliche Grundwasserentnahmen (violett) und Prognosewerte in m³ (weiß, 6 Tage vor Eintreffen des Stichtages) während der Beregnungssaison 2023 im Untersuchungsgebiet.

Durch Übereinanderlegen der Grundwasserentnahmen und der prognostizierten Werte sind Übereinstimmungen und Differenzen ersichtlich. Je näher der betrachtete Stichtag rückt, desto genauer sollte in der Theorie die Übereinstimmung mit den Realwerten werden, da die Genauigkeit der Wetterprognosen ebenfalls steigen sollte. Die Wettervorhersagen haben den höchsten Einfluss auf die Bedarfsprognose. Die ALB hat deshalb die Wetterprognosen des DWD auf Genauigkeit untersucht. Berücksichtigt wurden hierbei Niederschlagsereignisse > 10 mm, da ab dieser Schwelle von einer für

Pflanzen wachstumsrelevanten Regenmenge auszugehen ist. Betrachtet wurden 2.754 Tagesdatensätzen in Bayern aus den Jahren 2022 und 2023 mit jeweils 5 Monaten (April bis August). Dabei wurde festgestellt, dass die 7-Tage-Vorhersage um bis zu 50 % vom eintreffenden Messwert abweicht. Zwar reduziert sich die Ungenauigkeit bei Herannahen des Stichtages, allerdings kommen an Tag 0 dennoch vereinzelt Abweichungen > 25 % vor. Letztendlich sind Regenereignisse – besonders im Sommer – nicht präzise vorhersagbar.

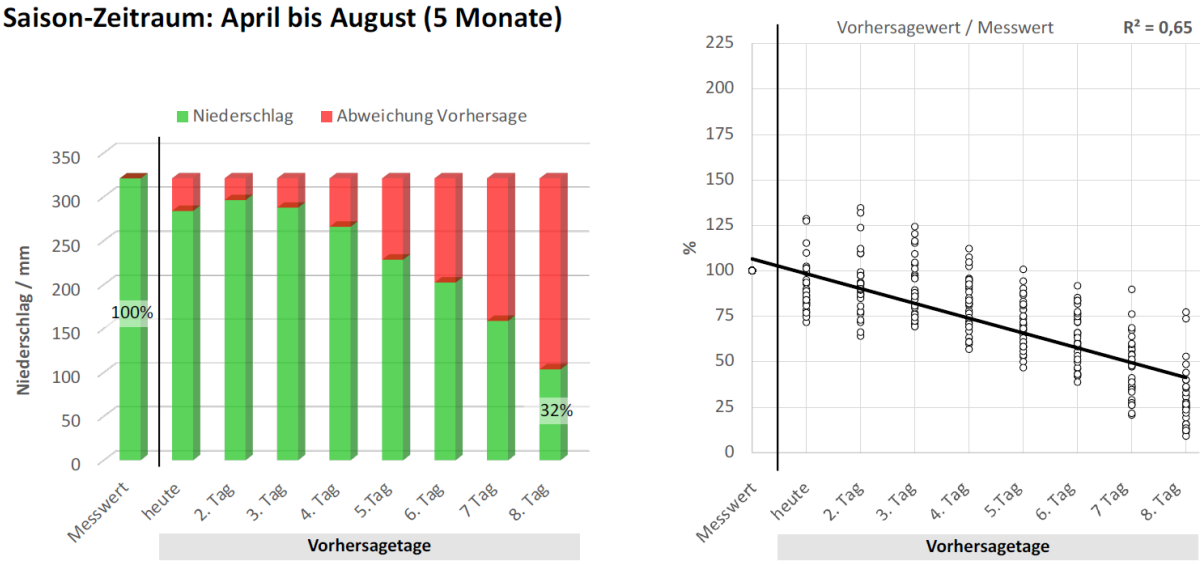


Abbildung 32: (a, links) Vergleich von gemessenen Niederschlagsmengen und Vorhersagedaten des DWD (Tage 0-8). (b, rechts) Gesamte prozentuale Abweichung. Einzelwerte mit Regressionsgerade.

Um sich besser an die vorherrschende Bewässerungspraxis in Gochsheim anzunähern, hat die ALB einen Korrekturfaktor in die Bedarfskalkulation integriert, der die vorausgegangenen Grundwasserentnahmen berücksichtigt. Wird beispielsweise an einem Tag mit niedrigem Bewässerungsbedarf (laut Prognose) dennoch viel Wasser entnommen, wird das in den folgenden Bewässerungsprognosen berücksichtigt und die Daten dementsprechend „geglättet“. Die graphischen Vergleiche für Prognosetag 3 und Prognosetag 0 sind in Abb. 35 und 36 dargestellt.

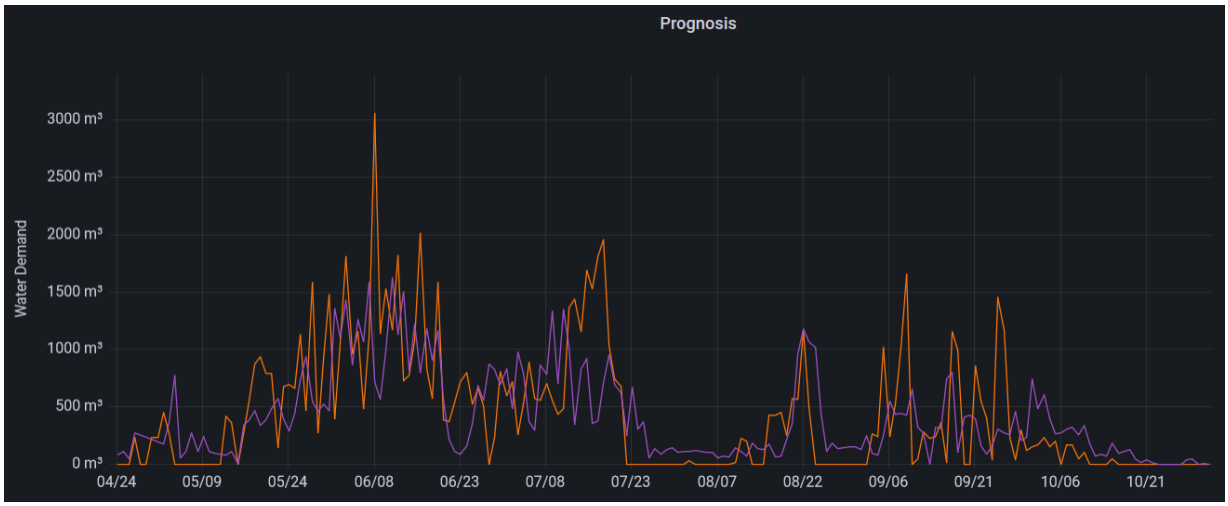


Abbildung 5: Tägliche Grundwasserentnahmen (violett) und Prognosewerte in m³ (orange, 3 Tage vor Eintreffen des Stichtages) während der Beregnungssaison 2023 im Untersuchungsgebiet.

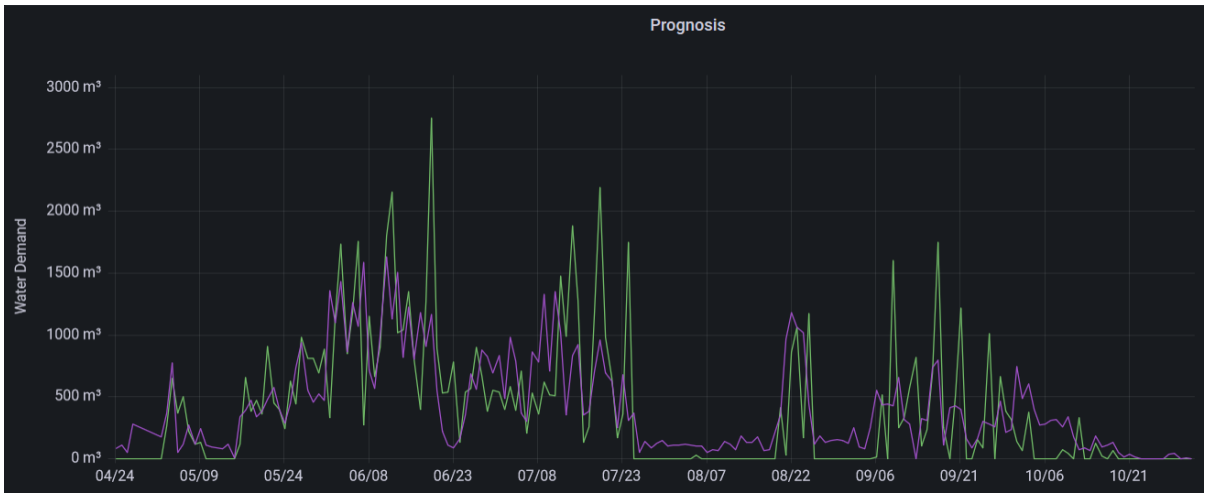


Abbildung 33: Tägliche Grundwasserentnahmen (violett) und Prognosewerte in m³ (grün, am Stichtag) während der Beregnungssaison 2023 im Untersuchungsgebiet.

Es ist erkennbar, dass über die gesamte Bewässerungssaison gesehen Übereinstimmungen zwischen Real- und Prognosewerte existieren ($R^2 = 0{,}67$). Bei Betrachtung einzelner Tage finden sich allerdings Realwerte die teilweise mehr als doppelt so hoch sind als die Prognosewerte. Auch erkennbar ist, dass an Tagen ohne Bewässerungsbedarf (laut Prognose) dennoch Wasser aus dem Grundwasserkörper entnommen wurde. Beide Vorkommnisse sind höchst wahrscheinlich auf die Nutzung der Speicherseen zurückzuführen. So wird an Tagen mit hohem Bewässerungsbedarf neben den Grundwasserentnahmen auch viel aus den Speicherbecken entnommen, diese Mengen wurden sensorisch nicht erfasst. Ein Wiederbefüllen der Speicher erfolgte wiederum teilweise auch an Regentagen, an denen kein Bewässerungsbedarf herrschte. Dieser Umstand verzerrt die Validierung stark. Führt man dennoch einen statistischen Vergleich mit den vorhandenen Jahresdaten durch, so stimmen Real- und Prognosewerte für die gesamte Bewässerungssaison fast überein (Tab. 9). Die prozentuale Abweichung zwischen Realwerten und Prognosetag 6 beträgt nur 1,37 %.

Tabelle 9: Prozentuale Abweichung zw. Realwerten (Grundwasserentnahmen) und Prognosewerten (Tag 0-6 vor Eintreffen des Stichtages). Bedingte Formatierung bezüglich Maß der Abweichung. Positivwerte bei Realwert > Prognose, Negativwert bei Realwert < Prognose.

Prozentuale Abweichung	total	Mai 23	Jun 23	Jul 23	Aug 23	Sep 23	Okt 23
Deviation_0 [%]	4,74	-8,45	-9,89	-4,26	53,75	-19,35	75,76
Deviation_1 [%]	-9,72	-30,89	-17,43	-21,47	13,50	-13,60	67,81
Deviation_2 [%]	-9,65	-27,07	-15,38	-21,58	29,05	-45,13	76,34
Deviation_3 [%]	-4,33	-32,18	-9,19	-10,24	40,05	-40,41	71,82
Deviation_4 [%]	-8,38	-22,63	-14,27	-5,62	22,47	-50,50	75,89
Deviation_5 [%]	-2,15	-44,83	-8,97	7,54	35,30	-38,20	67,29
Deviation_6 [%]	-1,37	-60,04	-9,23	11,12	8,42	2,02	86,26

Bei feinerer Betrachtung der Daten sind die Unterschiede erheblich größer. Die Monatswerte weichen teilweise stark voneinander ab (bis 86 % Abweichung), bei Tageswerten vereinzelt > 100 %. Wie bereits erwähnt, stellt die Situation mit den Speicherseen den größten Verzerrungsfaktor für die Validierung dar. Auch zu berücksichtigen ist, dass die Bewässerungspraxis der Gochsheimer Gärtner u.a. von Individualentscheidungen, Risikominimierung und anderen betrieblichen Faktoren abhängt. Die Bedarfsprognose kann sich unter diesen Umständen deshalb höchstens an die tatsächliche Bewässerungspraxis annähern. Des Weiteren wurde der Pflanzenbestand nicht täglich aktualisiert, sondern nur in einem handhabbaren Ausmaß (ca. 2 Wochen-Rhythmus). Dies reduziert ebenfalls die Genauigkeit der Prognose.

Mit der beschriebenen Methodik können täglich Bewässerungs-Bedarfsprognosen für das Untersuchungsgebiet generiert werden. Voraussetzung ist eine fortlaufende Einspeisung von Kulturdaten in die Datenbanken. Leider ließen die vorherrschenden Gegebenheiten in Gochsheim mit den nicht ausgelesenen Wasserentnahmen aus den Speicherseen keine exakten Vergleiche zwischen tatsächlich auf den Feldern verregneter Mengen und Prognosewerten zu. Bei Erfassung und Einbeziehung dieser Daten könnte die Bedarfsprognose verbessert werden. Womöglich sind die prognostizierten Werte tatsächlich genauer als die Validierung aufzeigt und/oder die angebauten Kulturen würden teilweise sogar eine optimalere Wasserversorgung haben als in der vorherrschenden Anbaupraxis. Auch zu beachten ist, dass die in der App berechneten Bedarfswerte von einem leistungsstarken voll entwickelten Pflanzenbestand ausgehen unter der Annahme, dass das Wasserangebot im Boden kein begrenzender Faktor ist [27]. In der Regel limitieren mehrere verschiedenartige Faktoren die Wasseraufnahme und somit den Verbrauch bzw. die Verdunstung, sodass die Wasserbedarfswerte in der Praxis häufig niedriger sind als die angenommenen Maximalwerte.

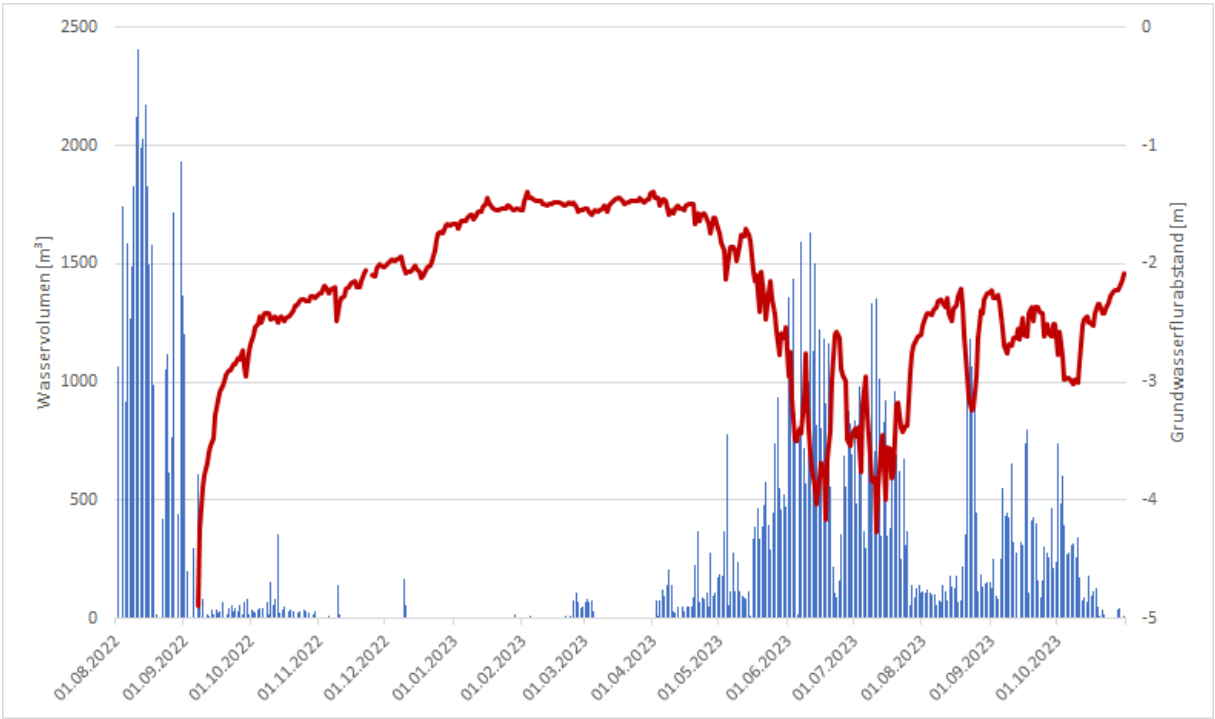


Abbildung 34: Durch IoT erfasste tägliche Grundwasserentnahme und Grundwasserflurabstand (5ku) (in rot) im Anbaugebiet Gochsheim zwischen August 2022 und November 2023.

Die durch die IoT erfassten Wassermengen zeigen Einblicke in die Grundwasserbewirtschaftung im Untersuchungsgebiet. Diese Echtzeit-Daten können die Basis für eine bedarfsgerechte Nutzwasserbereitstellung bilden. Der Messpegelstand der zentral im Anbaugebiet gelegenen Grundwassermessstelle (5ku) reagiert unmittelbar und empfindlich auf Grundwasserentnahmen (Abb. 37). Ein zu starkes Absinken der Stände könnte die Versorgung mit Bewässerungswasser gefährden oder würde hohe Investitionen in angepasste Fördertechnik erfordern. In Zukunft ist von einer steigenden Bewässerungsbedürftigkeit bei landwirtschaftlichen Kulturen auszugehen. Bis zum Jahr 2050 wird in Bayern eine mittlere jährliche Erhöhung von 19% im Vergleich zu 1991 erwartet, für den Gemüsebau sogar bis zu 23% [23]. In einem Trockenjahr würde dies für Gochsheim eine Erhöhung der Grundwassergesamtentnahme auf bis zu 160.000 m³ nach sich ziehen. Die Bereitstellung einer alternativen Wasserressource wie Nutzwasser könnte eine nachhaltige Grundwasserbewirtschaftung für die landwirtschaftliche Bewässerung in Gochsheim gewährleisten.

5.2 Empfehlungen für die Praxis und Forschungsbedarf

Die Bewässerungs-Bedarfsprognose wäre in einem weniger kleinparzelligen Anbaugebiet mit einheitlicheren Kulturpflanzenbestand deutlich einfacher. In diesem Fall würde ein Brunnen voraussichtlich auch nur eine Kulturart bewässern. Dadurch könnte ein kulturspezifischer Bewässerungsbedarf erarbeitet bzw. Modelldaten zum kulturspezifischen Bewässerungsbedarf validiert werden. Das angewendete Prognosemodell in Gochsheim erforderte eine fortlaufende manuelle Erfassung von Kulturdaten. Um es langfristig praktikabel zu gestalten, sollte es nach Möglichkeit vereinfacht werden. Eine Vereinfachung der Datenerfassung des Pflanzenbestands könnte in Gochsheim bspw. durch Anwendung eines Mischfaktors für alle angebaute Kulturen erzielt werden. Ideal wäre hierbei eine online-Plattform, in der Landwirte Felder nur als belegt oder unbelegt markieren müssten. Dies müsste jedoch zunächst im Detail konzipiert und getestet werden und würde die Einbindung weiterer darauf angepasster Faktoren wie bspw. Fortschreiten der Entwicklungsstadien in einem nicht einheitlichen Pflanzenbestand erfordern.

Um die tatsächlichen Wasser-Bedarfsspitzen abzubilden und eine exakte Validierung der Prognosen zu ermöglichen, müssten zusätzlich die Wasserentnahmen aus den Speichern erfasst werden. Für eine lückenlose Datenerfassung wäre außerdem die Einbeziehung aller geförderten Wassermengen im gesamten Anbaugebiet nötig. Durch Auswertung von Jahresdaten konnte für einen größeren Betrieb, der nicht an der IoT-Erfassung teilnahm, ein virtueller Brunnen anlegt und anteilig dessen tägliche Grundwasserentnahmen abgeschätzt werden. Bestenfalls sollten jedoch alle Brunnen mit IoT ausgelesen werden.

5.2.1 Pflanzenbauversuche Nutzwasser GWH und Freiland

Um eine bessere Einordnung der Nutzwasserqualitäten in Bezug auf mögliche phytotoxische Effekte oder eine hygienische/chemische Beeinträchtigung auf verzehrbare Pflanzen vorzunehmen, wurden Gemüsekulturen in einem Gewächshaus und auf einer Freilandfläche auf dem Gelände der SESW angebaut und vergleichsweise mit drei unterschiedlich produzierten Nutzwässern sowie Leitungswasser als Referenz bewässert. Die drei Wasserqualitäten wurden ausgehend vom konventionellen

Kläranlagenablauf durch eine unterschiedliche Kombination von weiterführenden Aufreinigungsschritten erzeugt.

Die beregneten Kulturen und deren Standflächen (Boden) wurden regelmäßig beprobt und den Projektpartnern der Analytik zur Verfügung gestellt (Kap. 7). Zudem wurden die Ertragsmengen erfasst.

Für die Realisierung der pflanzenbaulichen Versuche wurde zunächst der Versuchsaufbau konzipiert, die Bewässerungsinfrastruktur installiert und kulturspezifische Beet-Vorbereitungen getroffen. Um eventuelle analytische Unterschiede zwischen Benetzung aller Pflanzenteile und Wasseraufnahme nur über die Wurzel zu untersuchen, wurden im Gewächshaus (GWH) sowohl Versuchsparzellen mit Überkopf- als auch mit Tropfbewässerung etabliert (Abb. 38). Insgesamt gab es im GWH 32 Parzellen (4,8 m² pro Parzelle), 8 Parzellen pro Wasserqualität, unterteilt in jeweils 4 Parzellen pro Bewässerungsart.

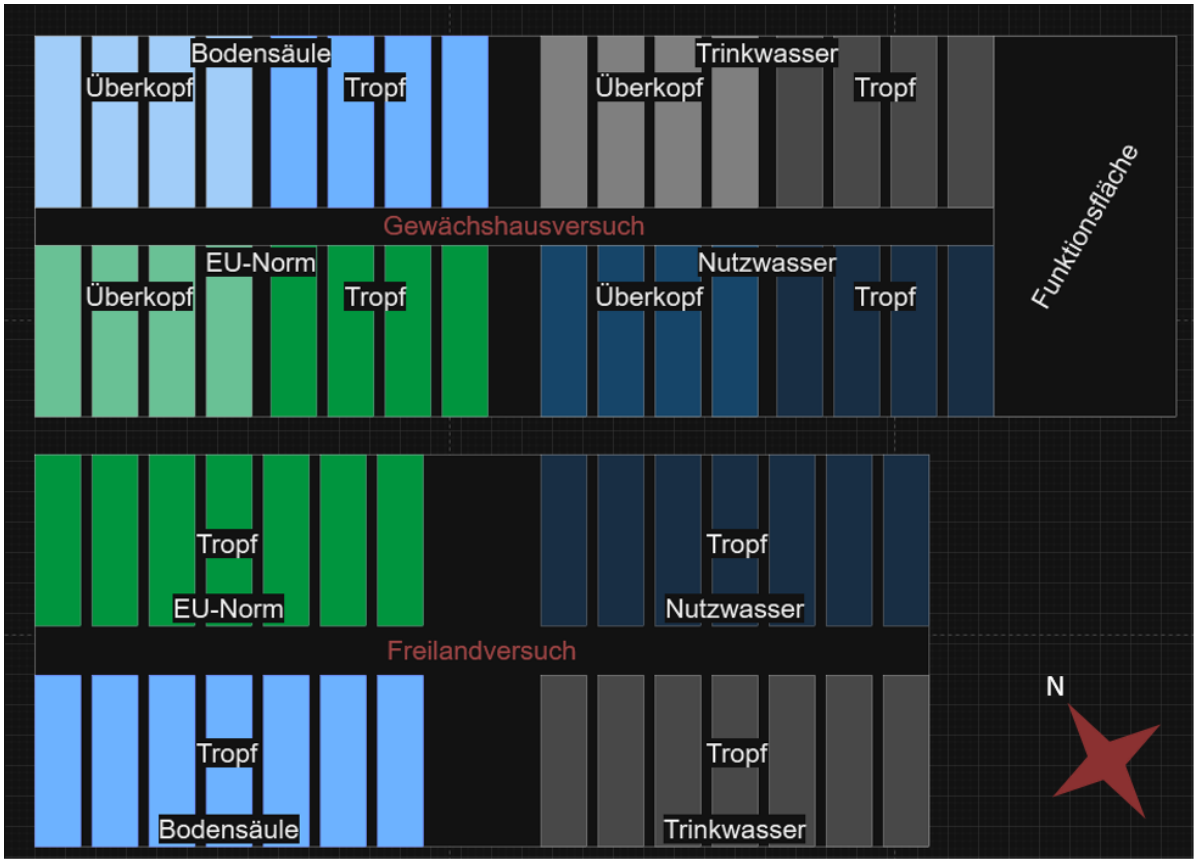


Abbildung 35: Schematische Darstellung des Gewächshaus- und Freilandversuchs an der Pilotanlage Nutzwasser in Schweinfurt. Unterschiedliche Farben indizieren die verschiedenen Wasserqualitäten und Bewässerungstechniken.

Um Kreuzkontaminationen zwischen den verschiedenen Wasservarianten ausschließen zu können, wurde von einer Randomisierung der Parzellenanordnung abgesehen und ein Blockdesign als Versuchsaufbau gewählt. Da die im Gemüsebau üblichen Kreisdüsen keine scharfe Abtrennung zwischen den Varianten zuließen, wurde die Überkopf-Beregnung mit Rechteckdüsen (Rainbird Typenreihe 15-MPR), die im Gartenlandschaftsbau üblich sind, realisiert. Die Bewässerung der Versuchsflächen wurde mittels eines Bewässerungsautomaten (BEWAMAT-CA 12) umgesetzt. Analog

zum GWH-Versuch wurden Versuchsflächen inklusive automatisierter Bewässerungsinfrastruktur auf einer Freilandfläche (7 Parzellen pro Variante) errichtet, jedoch ausschließlich mit Tropfbewässerung, um eine Abdrift durch starke Winde und eine damit einhergehende Kreuzkontamination zwischen den verschiedenen Varianten ausschließen zu können. Vor Beginn der Pflanzungen wurden Bodenproben auf den Versuchsflächen genommen, um diese im Fachzentrum Analytik der LWG auf Makronährstoffe (N, P, K, Mg) zu untersuchen. Dadurch konnte eine kulturspezifische Düngung durchgeführt werden. Es wurde für die Makronährstoff-Düngungen der Kulturpflanzen ausschließlich organischer Dünger genutzt. Die Jungpflanzenanzucht erfolgte im Gemüsebaubetrieb der LWG. Die Beetvorbereitung, die Pflanzung und die Kulturpflege während der Vegetationsphasen wurde durch die LWG mit Unterstützung durch die SESW durchgeführt. Die angebauten Kulturen und der Boden der Versuchsflächen wurden zu ausgewählten Zeitpunkten beprobt und auf chemisch/hygienische Parameter untersucht (Kap. 7). Des Weiteren wurden Erträge der Kulturpflanzen ermittelt und pflanzenbaulich relevante Ereignisse (Pflanzengesundheit, Einfluss auf Bewässerungstechnik, etc.) der verschiedenen Bewässerungsvarianten mittels Fotos dokumentiert.

Es wurde erfolgreich eine Vielzahl von Blatt-, Frucht- und Wurzelgemüsen in den Jahren 2022 und 2023 angebaut. Hierzu zählten Melone, Feldsalat, Eichblattsalat, Buschtomaten und Batavia-Salat im GWH und Knollensellerie und Gemüsezwiebeln im Freiland. Die ausgebrachten (Nutz-)Wassermengen sind in Tab. 11 aufgeführt.

Tabelle 10: Bewässerungsgabe pro Kultur, Standraum pro Pflanze und theoretische Wasserexposition pro Pflanze [30]

Wassergaben pro Kultur					
Kultur	**Bewässerungsgaben [mm]**	**Standraum/Pflanze**	**theoretische Exposition Liter pro Pflanze**	**Niederschlag (Freiland) [mm]**	**Max. Wasserbedarf Literatur* [mm]**
Sellerie	1200	0,16 m²	192	309 (Mai-Okt 2022)	630
Melone	1300	0,8 m²	1040		/
Feldsalat	254	0,01 m²	2,54		186
Zwiebeln	820	0,053 m²	43,5	310 (Apr-Aug 2023)	422
Eichblatt	147	0,126 m²	18,5		235
Tomaten	555	0,436 m²	242		380
Batavia	200	0,126 m²	25,2		208

Die Pflanzen wurden bewusst mit einem Überangebot an Wasser versorgt, um eine möglichst hohe Exposition mit den Wässern zu erreichen. Während der Hauptvegetationsphase (Apr-Sep) wurden täglich zwei Bewässerungsdurchläufe a 4 min in den Morgenstunden durchgeführt. Dabei wurden 9,4 l/m² auf den Versuchsflächen ausgebracht. Außerhalb der Hauptvegetationsphase oder bei anhaltenden Perioden mit geringer Verdunstung wurde die tägliche Beregnungsmenge reduziert (2,35-4,7 l/m²) oder zeitweise ausgesetzt. Dies erfolgte anhand subjektiver Einschätzung. Aus pflanzenbaulicher Sicht waren

alle angewendeten Wasserqualitäten für den Anbau geeignet, es wurde kein Kümmerwuchs oder Missbildungen bei den Pflanzen aller Varianten festgestellt.

Bei den GWH-Kulturen konnten teilweise statistisch signifikante Ertragsunterschiede zwischen den verschiedenen Varianten nachgewiesen werden. Allerdings sind diese Ergebnisse nach fachkundiger Einschätzung primär auf das Versuchsdesign zurückzuführen. Der Fokus des Versuchsdesigns wurde bewusst so gewählt, dass qualitative Untersuchungen der Pflanzen und des Bodens ohne Verfälschung (bspw. Kreuzkontaminationen) ermöglicht werden können. Dies war nur durch ein Blockdesign der Varianten realisierbar, wodurch sich jedoch Randeffekte (Süd- vs. Nordseite im GWH erzeugen unterschiedliche Umweltfaktoren) nicht verhindern ließen, welcher Einfluss auf die quantitativen Untersuchungen nahmen.

Bei den Freilandkulturen hingegen konnten solche Randeffekte nicht in diesem Ausmaß beobachtet werden, weshalb hier ein Ertragsvergleich durchaus statistisch sinnvoll ist. Zudem handelte es sich bei den Freilandkulturen um Lagergemüse, das einen Reife- und Erntezeitpunkt aller Pflanzen hatte. Bei den GWH-Kulturen wurde ein sukzessives Ernten durchgeführt, woraus sich hauptsächlich nur eine stichprobenartige Ernteermittlung ergab. Dies verringerte ebenfalls die Vergleichbarkeit der Varianten bei den GWH-Kulturen. Da es in der Anbausaison 2023 zeitweise zu Ausfällen in der Ozonierung kam, wurde die Produktion und Ausbringung der Wasserqualität „Bodensäule“ gedrosselt. Deshalb wurde diese Variante in den statistischen Auswertungen 2023 nicht berücksichtigt.

Es konnten keine statistisch signifikanten Ertragsunterschiede zwischen den Varianten bei den Freilandkulturen nachgewiesen werden (Abb. 39 und 44). Die rein optische Qualität der Kulturen war in allen Varianten von gleicher Güte. Die pflanzliche Gesundheit war durch die Nutzwasseranwendungen nicht beeinträchtigt.

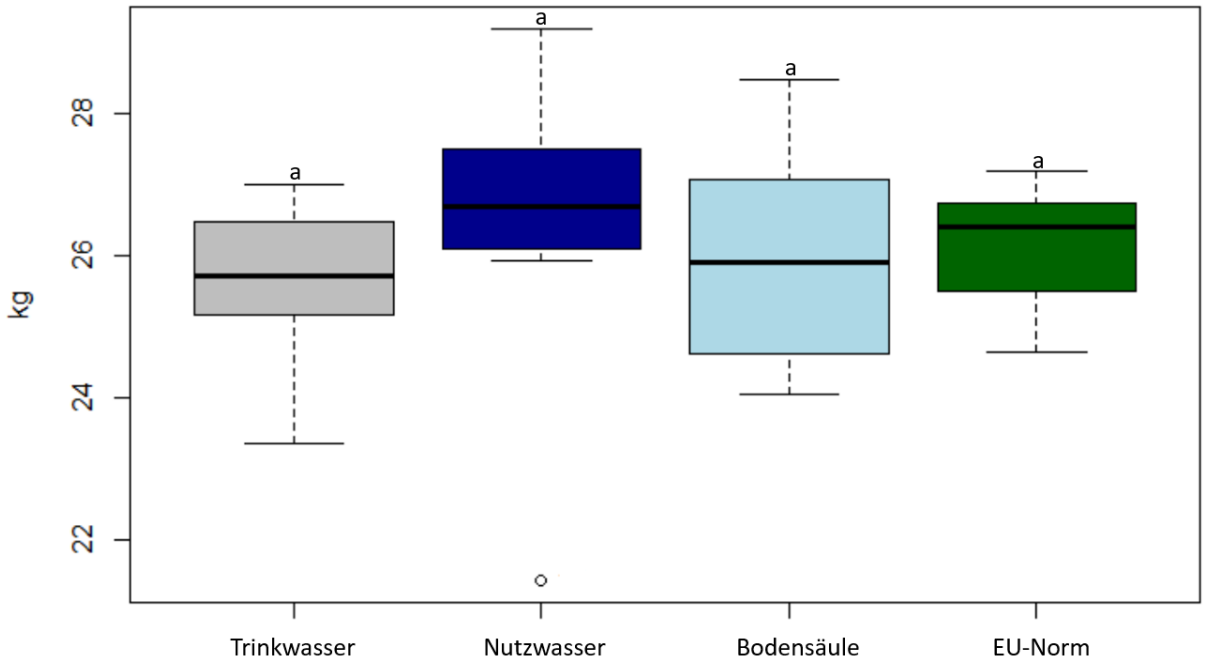


Abbildung 36: Ertrag des Knollensellerie pro Parzelle je nach Wasserqualität. Keine signifikanten Ertragsunterschiede zwischen den Varianten. ANOVA mit Post-Hoc-Test (Tukeys HSD).

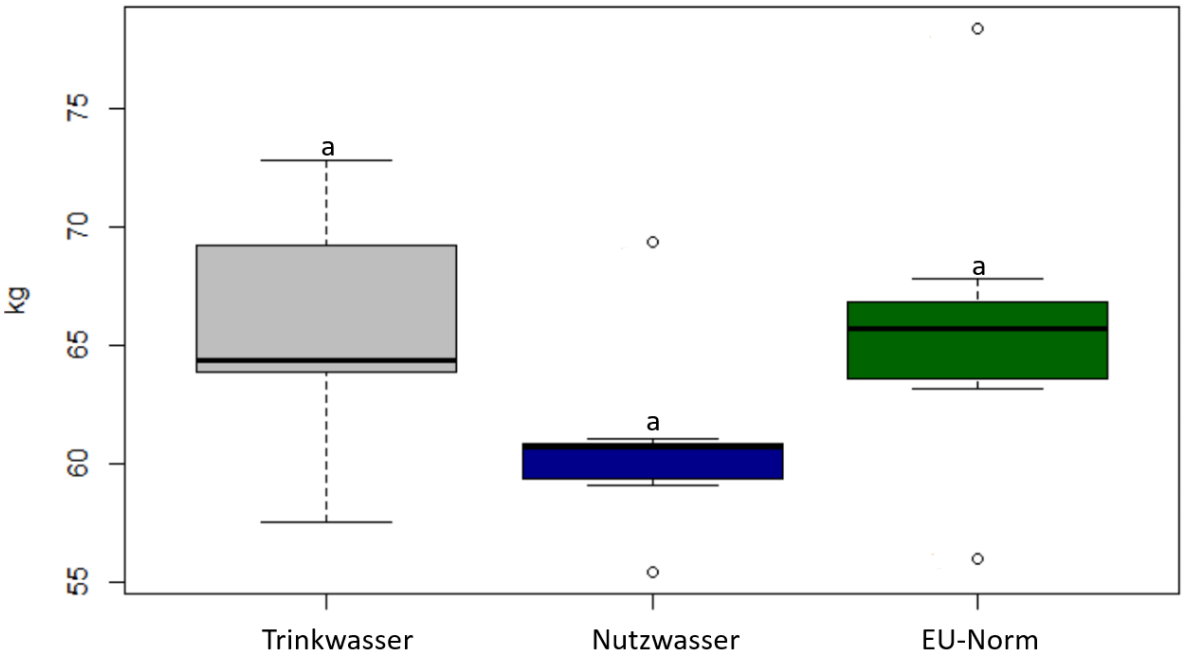


Abbildung 37: Ertrag der Gemüsezwiebeln pro Parzelle je nach Wasserqualität. Keine signifikanten Ertragsunterschiede zwischen den Varianten. ANOVA mit Post-Hoc-Test (Tukeys HSD).

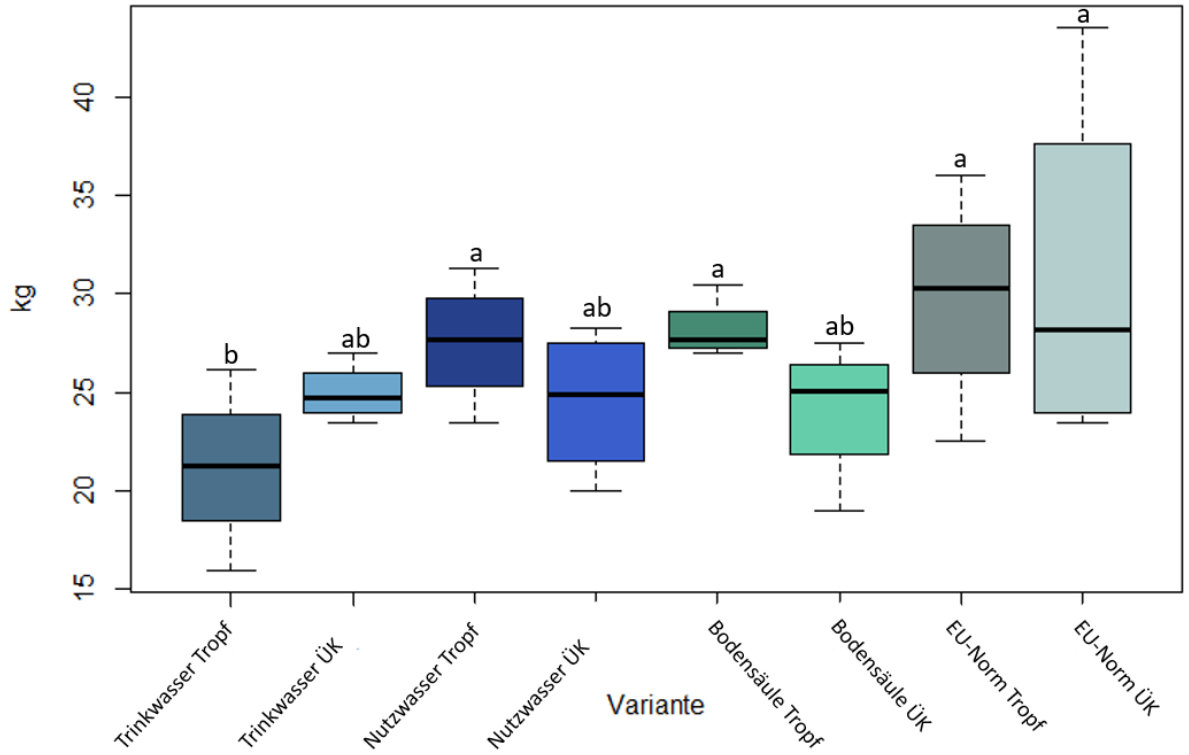


Abbildung 38: Ertrag der Honigmelonen pro Parzelle je nach Wasserqualität und Beregnungstechnik (ÜK=Überkopfberegnung). ANOVA mit Post-Hoc-Test (Tukeys HSD).

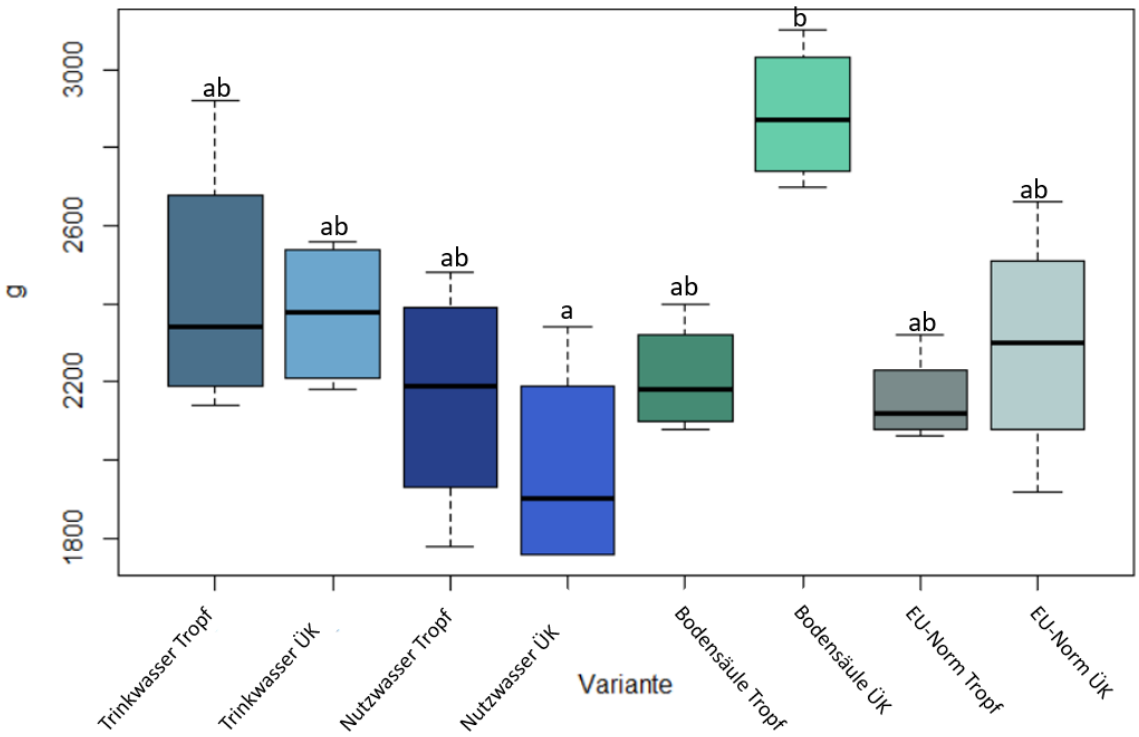


Abbildung 39: Ertrag des Feldsalats pro m² je nach Wasserqualität und Beregnungstechnik (ÜK=Überkopfberegnung). ANOVA mit Post-Hoc-Test (Tukeys HSD).

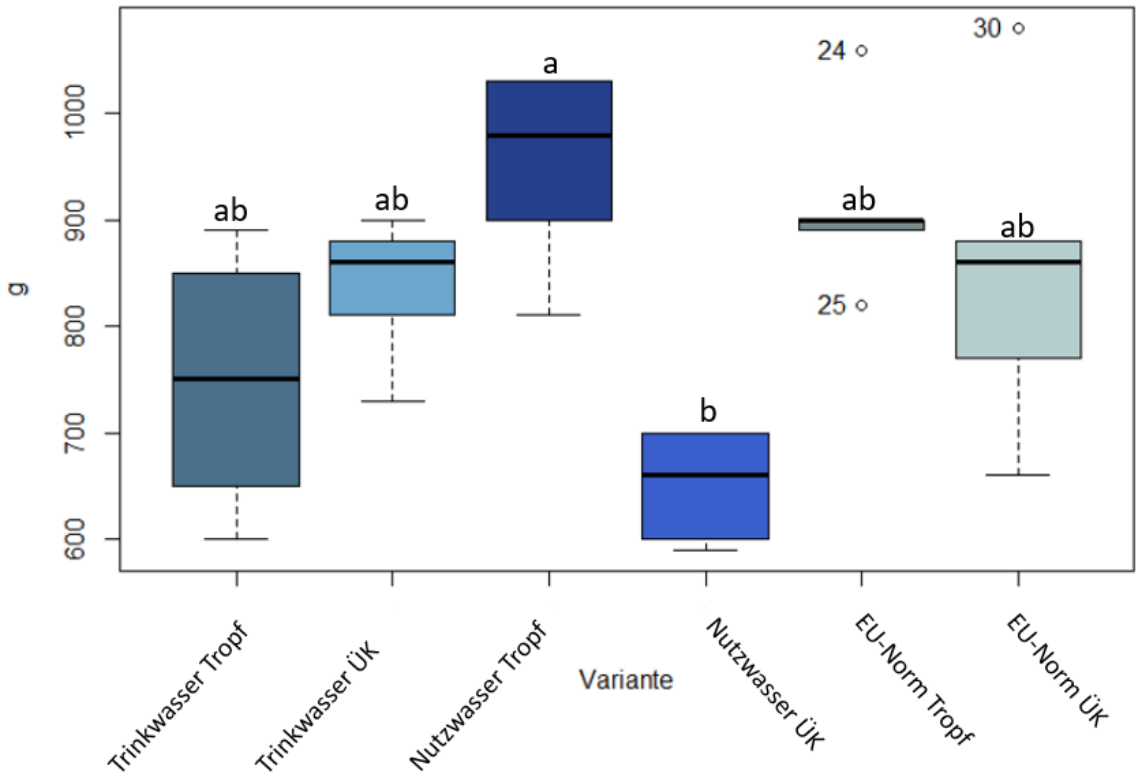


Abbildung 40: Ertrag des Eichblattsalats pro 4 Salatköpfe je nach Wasserqualität und Beregnungstechnik (ÜK=Überkopfberegnung). ANOVA mit Post-Hoc-Test (Tukeys HSD).

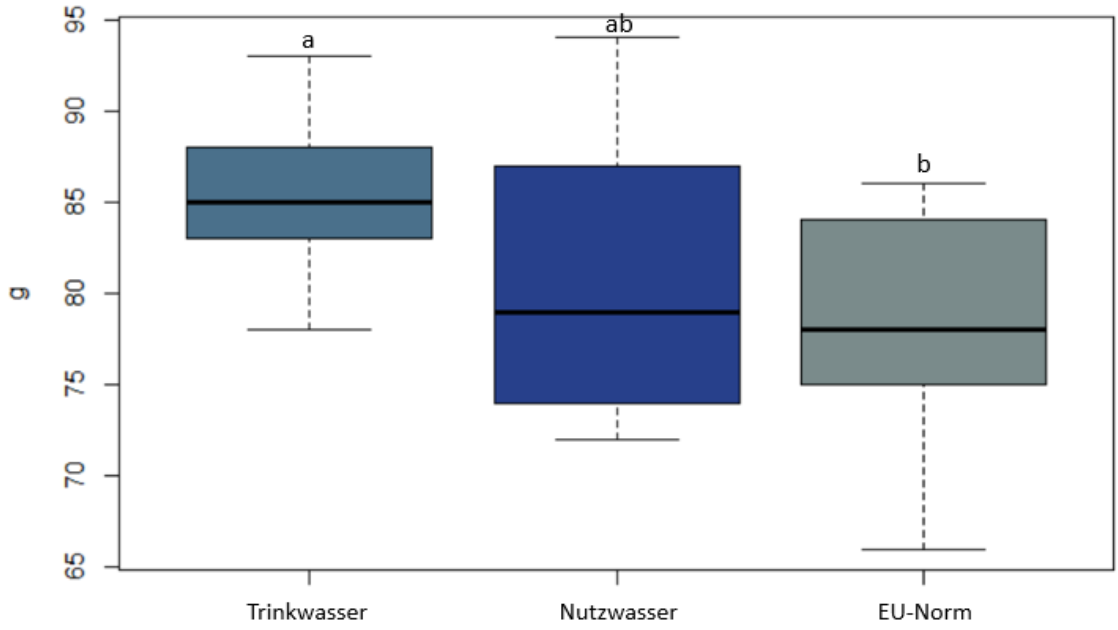


Abbildung 41: Gewicht der Buschtomaten pro Frucht je nach Wasserqualität. Tropf- und Überkopfparzellen zusammengefasst. ANOVA mit Post-Hoc-Test (Tukeys HSD).

Tabelle 11: Ausgebrachter Dünger auf den Versuchsparzellen.

Kultur	**Düngerart (N-P-K [%])**	**Lokation**	**Beetfläche pro Variante [m²]**	**Düngergabe pro Variante [kg]**	**N kg/ha**	**P kg/ha**	**K kg/ha**	**S kg/ha**
Kohlrabi	Phytoperls N (13-1-3)	GWH	38,75	2,5	84	6,5	19,4	0
Melone	Phytoperls N (13-1-3)	GWH	38,75	2	67	5,2	15,5	0
Melone	Kalisop (K 51 - S 45)	GWH	38,75	2,75	0	0	362	319
Melone (Nachdüngung)	Phytoperls N (13-1-3)	GWH	38,75	2	67	5,2	15,5	0
Knollensellerie	Phytoperls N (13-1-3)	Freiland	33,75	3,75	144	11,1	33,3	0
Knollensellerie	Kalisop (K 51 - S 45)	Freiland	33,75	2,75	0	0	415	367
Feldsalat	Orgapur (4-1-5)	GWH	38,75	5	52	12,9	64,5	0
Eichblatt	Orgapur (4-1-5)	GWH	38,75	10	103	25,8	129	0
Buschtomate	Orgapur (4-1-5)	GWH	38,75	12,5	129	32,3	161,3	0
Gemüsezwiebel	Orgapur (4-1-5)	Freiland	33,75	11,2	133	33,2	165,9	0

Batavia	Orgapur (4-1-5)	GWH	38,75	5	52	12,9	64,5	0

5.2.2 Landwirtschaft zum Klärwerk bringen

In Hinblick auf das quantitative Potential aufbereiteten Klarwassers als alternative Wasserressource wäre es denkbar, insbesondere die Erzeugung landwirtschaftlicher Produkte mit hohem Wasserbedarf in unmittelbarer Nähe von Kläranlagen anzusiedeln. Unter der Voraussetzung einer guten, für den Zweck adäquaten und rechtlich abgesicherten Wasserqualität in entsprechender Menge, ergäbe sich nicht nur in Wassermangelgebieten ein deutlicher Standortvorteil.

Kläranlagen könnten durch die Bereitstellung von Nutzwasser als lokaler Wasserversorger auftreten, angesiedelte landwirtschaftliche Betriebe als deren unmittelbare Abnehmer. Besonders ein Anbau von Sonderkulturen mit hohem Zusatzwasserbedarf kann betriebswirtschaftlich attraktiv sein. Voraussetzung hierfür sind entsprechend verfügbare lokale Flächen. Bisher extensiv genutzte Flächen könnten mit großem Effekt für eine nachhaltige und regionale Nahrungsmittelproduktion durch Produktionsstätten ersetzt werden. Unter dem Aspekt einer evtl. weiter reduzierten Wasserverfügbarkeit infolge des Klimawandels erscheint dieses Modell äußerst vielversprechend.

Darüber hinaus kann die Kläranlage als dynamischer und vielfältiger Wasserversorger auch für mittelbare Einsatzzwecke auftreten, z. B. zur Bewässerung von städtischen Grünflächen oder der Versorgung von Industriebetrieben. Die bereits im Rahmen dieses Projektes erfolgreich umgesetzten Nutzwasseranwendungen bei städtischem Grün und auch der erfolgreiche Anbau von Gemüsekulturen sowohl im Gewächshaus als auch auf der Freilandfläche der Kläranlage Schweinfurt demonstrieren die Machbarkeit in beeindruckender Weise.

5.3 Nachhaltige Grundwasserbewirtschaftung für die landwirtschaftliche Bewässerung im Reallabor Gochsheim

5.3.1 Grundwassermodell zur Simulation der Bewirtschaftung

Zielsetzung

Die landwirtschaftlich genutzten Flächen westlich der Gemarkung Gochsheim sind durch eine intensive Bewässerung geprägt. Die erforderlichen Bewässerungsmengen werden hier aus dezentralen Einzelbrunnen entnommen. Während der Bewässerungssaison kommt es aufgrund der geringen Mächtigkeit und der geringen Durchlässigkeit des Grundwasserleiters infolge der Grundwasserentnahme regelmäßig zu einem derartigen Absinken der Grundwasserstände, dass die Leistungsfähigkeit der Entnahmebrunnen stark beeinträchtigt wird. Zur Deckung des Spitzenbedarfes der Bewässerung sind die Landwirte daher u.a. dazu übergegangen, die zur Bewässerung notwendigen Mengen in Vorratsteichen zwischenzuspeichern.

Mit Hilfe eines numerischen, echt-3-dimensionalen Grundwassermodells wurde die Bewirtschaftung im Reallabor Gochsheim simuliert, zunächst um das reale Geschehen in Gochsheim zu untersuchen und schließlich Lösungsstrategien für eine nachhaltige Grundwasserbewirtschaftung mittels einer Stützung der Grundwasserverhältnisse über eine geeignete Zuführung von Nutzwasser zu entwickeln. Hierfür

wurde die Implementierung von Rigolen/Sickerschlitzgräben zur zentralen Grundwasseranreicherung modelltechnisch untersucht. Ziel war die Konkretisierung eines mit erforderlichen Mengen hinterlegten Bewirtschaftungsszenarios, das die Deckung des Spitzenbedarfs der Bewässerung über die vorhandenen Beregnungsbrunnen erlaubt.

Untersuchungsgebiet

Das Untersuchungsgebiet umfasst weiträumig das Areal des zentralen Aussagegebietes des Reallabors Gochsheim (Abb. 45). Es reicht nördlich und westlich bis zum Main als geohydraulische Systemgrenze und erstreckt sich nach Süden und Osten über das Schweinfurter Becken. Im Osten reicht es bis etwa Untereuerheim, die östliche Grenze des Untersuchungsgebietes verläuft vom Main ungefähr bis auf Höhe des Rothenbergs südlich von Dürrfeld (Abb. 46). Die südliche Modellgrenze verläuft von dort aus in Ost-West-Richtung bis zum Main auf Höhe der Staustufe Garstadt.

Die Topografie im Untersuchungsgebiet bewegt sich ungefähr zwischen 200 müNN in den Mainauen und 280 müNN im Bereich des Höhenzuges von östlich Sennfeld über Grettstadt. Das Untersuchungsgebiet ist dabei hinreichend groß dimensioniert, damit die Modellaussagen im zentralen Aussagegebiet des Reallabors Gochsheims frei von modelltechnischen Randeffekten bleiben.

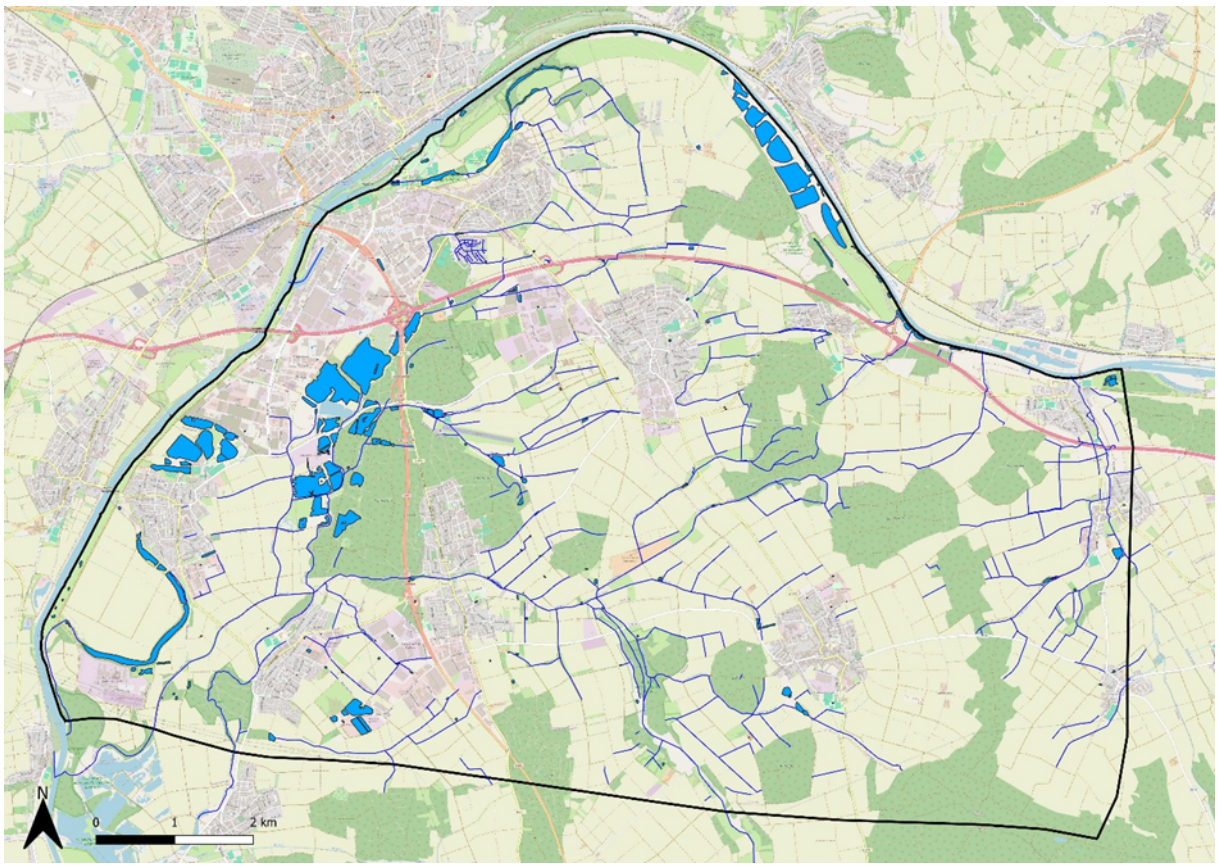


Abbildung 42: Abgrenzung des Untersuchungsgebietes (schwarz)

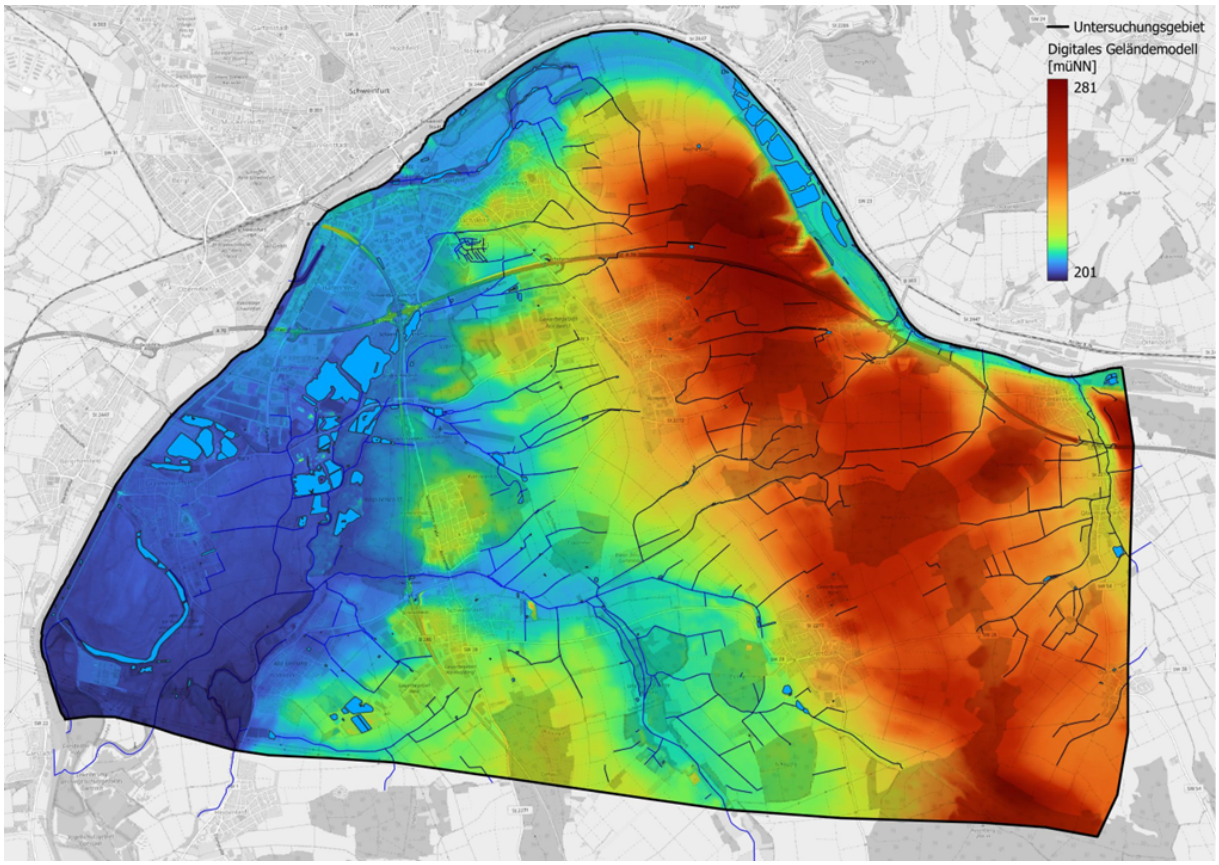


Abbildung 43: Digitales Geländemodell (DGM1) und Fließgewässer-/Grabensystem im Untersuchungsgebiet

Hydrogeologie

Die relevanten geologischen Einheiten im Untersuchungsgebiet setzen sich aus Gesteinen des Unteren und Mittleren Keupers sowie des Oberen Muschelkalks zusammen. Als Deckschichten haben sich im Bereich des Mains quartäre Terrassensedimente abgelagert. Örtlich können mehrere Meter mächtige Löss- und Lösslehmdecken sowie Umlagerungen angetroffen werden.

Die Gesteine des Oberen Muschelkalks setzen sich aus einer Wechselfolge von Ton- und Tonmergelsteinlagen sowie Kalksteinen und Schillkalksteinbänken zusammen. Der Karst/Kluft-Grundwasserleiter besitzt eine geringe Verkarstungsneigung sowie mäßige bzw. stark variable Gebirgsdurchlässigkeiten und Ergiebigkeiten (Digitale Hydrogeologische Karte 1:100.000 (dHK100), Planungsregion 3 Main-Röhn, Bayerisches Landesamt für Umwelt (Hrsg.)).

Der Untere Keuper bildet neben den quartären Deckschichten die für das Grundwassermodell wesentliche Schichtfolge. Er kann für hydrogeologische Fragestellungen in vier Einheiten unterteilt werden, bestehend aus

- Grenzdolomit (kuD) Grundwasserleiter,
- Oberer Tonstein-Gelbkalk (ku2) Grundwasserstauer,
- Werksandstein (kuW) Grundwasserleiter,
- Unterer Tonstein-Gelbkalk (ku1) Grundwasserstauer.

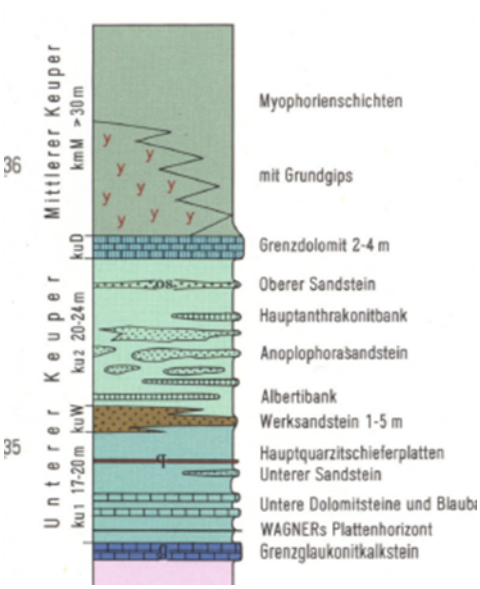


Abbildung 7: Schichtprofil des Unteren und Mittleren Keupers mit Angabe der mittleren Mächtigkeiten (GK25, Blatt Grettstadt, Bayerisches Geologisches Landesamt, 1981)

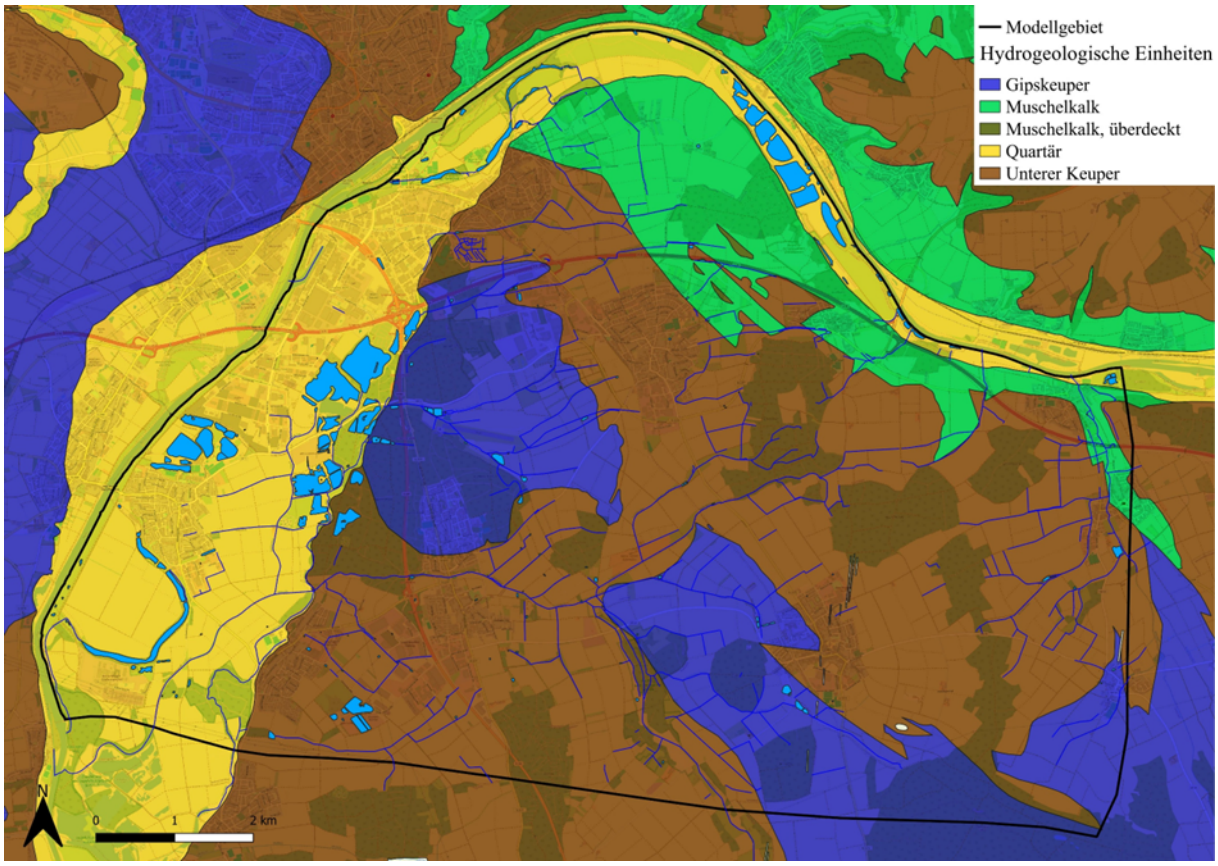


Abbildung 44: Hydrogeologische Einheiten im Modellgebiet

Im Schichtprofil zur GK25 (Geologische Karte von Bayern 1:25.000, Blatt 6027 Grettstadt. Bayerisches Geologisches Landesamt (Hrsg.), München 1981) wird für den Unteren Tonstein-Gelbkalk (ku1) eine Mächtigkeit von 17 m bis 20 m angegeben. Die Gesteine setzen sich aus Tonschiefern (Vitrolienschiefer mit Wagners Plattenhorizont), Mergelschiefern und Dolomitsteinen (Blaubank, dolomitische

Mergelschiefer und Untere Dolomitsteine), Schiefern mit eingelagerten Sandsteinen sowie Mergelkalksteinen (Estherienschiefer mit Unterem Sandstein, Hauptquarzitschieferplatten und Zelliger Mergelkalkstein) zusammen. Neben dem rasch wechselnden vertikalen Schichtbau sind die verschiedenen Gesteinsarten ebenfalls ausgeprägt miteinander verzahnt. Dieses kann auch zu isolierten Grundwasservorkommen führen (Hydrogeologische Karte 1:100.000 (HK100), Planungsregion 4 Oberfranken West, Bayerisches Landesamt für Umwelt (Hrsg.), Augsburg Oktober 2007). Nach den Aufschlussergebnissen der GK25 für die Blätter Schweinfurt, Grettstadt und Obertheres liegen die Mächtigkeiten des ku1 im Untersuchungsgebiet zwischen 14,2 m und 22,0 m, das Mittel beträgt 20,5 m (Geologische Karte von Bayern 1:25.000, Blatt 5927 Schweinfurt, Bayerisches Geologisches Landesamt (Hrsg.), München 1982), (Geologische Karte von Bayern 1:25.000, Blatt 6028 Obertheres, Bayerisches Geologisches Landesamt (Hrsg.), München 1989.).

Nach GK25, Blatt Grettstadt, liegt die Mächtigkeit des den ku1 überlagernden Werksandsteines (kuW) zwischen 1 m und 5 m. Bei der Auswertung der aus den Geologischen Karten entnommenen Aufschlussbohrungen wurden für das Untersuchungsgebiet Mächtigkeiten zwischen 2,2 m und 6,8 m erkundet, das Mittel liegt bei 3,4 m. Der Werksandstein wird durch die Oberen Tonstein-Gelbkalk-Schichten (ku2) überlagert, die sich aus einer Wechsellagerung aus Ton- und Mergelsteinen, Dolomitsteinen und Sandsteinen zusammensetzen. Markant ist eine bis zu 5 m mächtige Sandsteinschicht (oberer Sandstein).

Den Abschluss des Unteren Keupers bildet der Grenzdolomit (kuD). Diese Einheit wird in der dGK25 (Digitale Geologische Karte von Bayern 1:25.000, Blatt 6028 Gerolzhofen, Bayerisches Landesamt für Umwelt, Augsburg 2023.) als dolomitischer Kalkstein beschrieben, die Anteile von Dolomit und Kalkstein sind hier wechselnd. Ebenfalls sind Ton- und Mergelsteine häufig Bestandteil der Einheit, das Gefüge ist bankig bis plattig. Vollständig und abgrenzbar durchteuft wurde dieser mit einer Mächtigkeit 1,3 m nur in einer dokumentierten Bohrung, dieser Wert liegt leicht unter den Angaben der GK25 von 2 m bis 4 m. Die hydraulische Durchlässigkeit innerhalb des Unteren Keupers wird nach HK100 mit 5e-6 m/s bis 5e-5 m/s angegeben, die spezifischen Ergiebigkeiten variieren zwischen 0,05 l/(s·m) und 1,5 l/(s·m). Daten zur Parametrisierung der verschiedenen Einheiten innerhalb des Unteren Keupers liegen nicht vor.

Die Filterbereiche der Brunnen erschließen in den allermeisten Fällen mehrere hydrogeologische Einheiten. Weiterhin variieren die jeweils angetroffenen Durchlässigkeiten stark mit dem lokalen Vorhandensein von Wasserdurchlässigkeiten (Klüften). Eine erste Abschätzung kann jedoch anhand der Einstufung aus der HK100 in Grundwasserleiter, Grundwassergering- und -nichtleiter getroffen werden. Daneben muss eine Abschätzung über das Verhältnis zwischen horizontaler und vertikaler Durchlässigkeit getroffen werden, welche im geschichteten Kluftgrundwasserleiter des Unteren Keupers deutlich höher ausfallen sollte als etwa bei homogen zusammengesetzten Porengrundwasserleitern. Die endgültige Zuweisung von Durchlässigkeitsbeiwerten erfolgte im Rahmen der Modellkalibrierung.

Im Untersuchungsgebiet beschreiben die Lagerungsverhältnisse großräumig eine Mulde, deren Achse ungefähr von Nordwest nach Südost in einem leicht einfallenden Bogen etwa von Gerolzhofen über das Grettstädter Tief und den Ort Schwebheim bis nach Bergheinfeld verläuft. Im Norden und Süden wird die Mulde durch Nordwest-Südost streichende Störungen begrenzt, bei welchen die Gesteine durch Staffelbrüche gegeneinander versetzt sind (dHK100, Profilschnitt A-A‘, Blatt 5927 Schweinfurt und Profilschnitt A-A‘, Blatt 6027 Grettstadt). So stehen südwestlich von Schweinfurt oberflächlich

Gesteine des Oberen Muschelkalks an. Die Lagerungsverhältnisse spiegeln sich auch in der Topografie wider, wonach das Untersuchungsgebiet von den Höhenzügen des Steigervorlandes im Osten, den Erhöhungen im Norden und Süden sowie der Mainsenke im Westen eingerahmt wird.

Den Erläuterungen zu den Geologischen Karten 1:25.000 der Blätter 5927 Schweinfurt, 5928 Obertheres und 6027 Grettstadt können Streichlinienkarten entnommen werden, welche die Schichtgrenze Oberer Muschelkalk / Unterer Keuper abbilden. In den Karten sind jedoch gerade im Bereich von Störungssystemen oft nur unzusammenhängende Isolinien verzeichnet, welche keine flächendeckenden Interpretationen bzgl. Der Schichtgrenze Oberer Muschelkalk / Unterer Keuper ermöglichen.

Im zentralen Untersuchungsgebiet der landwirtschaftlich genutzten Flächen westlich der Gemarkung Gochsheim bilden überwiegend quartäre Sedimente (holozäne Talfüllungen/Schwemmfächer, pleistozäne Terrassensande/-schotter und Flugsande/Dünen) die grundwasserleitenden Sedimente. Neben diesen treten jedoch auch holozäne, tendenziell eher aquitarde (schlecht grundwasserleitende) Tallehme auf.

Grundwasserfließgeschehen

Ausgangspunkt zur Ableitung des Grundwasserfließgeschehens im Untersuchungsgebiet bildeten die in der HK100 dokumentierten Grundwassergleichen. Im zentralen Untersuchungsgebiet wurden zusätzlich die vor Ort gemessenen Grundwasserstände der vorhandenen Grundwassermessstellen berücksichtigt. Weiterhin standen Grundwasserstandsangaben aus vorliegenden den Aufschlüssen zur Plausibilisierung zur Verfügung. Es wird davon ausgegangen, dass sich im Unteren Keuper auch aufgrund der flächigen Verbreitung des Werksandsteins keine einzelnen Grundwasserstockwerke ausbilden, welche sich großräumig voneinander abgrenzen.

Die übergeordnete Hauptfließrichtung des Grundwassers ist im Untersuchungsgebiet grob von Ost nach West gerichtet. Dabei ergibt sich im Steigervorland ein Gradient, welcher bis zu etwa 1/70 [-] beträgt und in der Mainsenke in Abhängigkeit der aktuell vorherrschenden Grundwasser- und Mainwasserstände auf nahezu 0 [-] sinkt. Ausgehend vom Höhenzug zwischen Gochsheim und Weyer über den Rotenberg bis an den Steigerwald reichend bildet sich eine Wasserscheide aus. Hier fließt das neugebildete Grundwasser nach Nordosten in Richtung dem Main bzw. nach Südwesten dem zentralen Modellgebiet zu. Die Grundwasserfließrichtung im zentralen Untersuchungsbereich in Gochsheim ist von Nordosten nach Südwesten gerichtet.

Hydrogeologische Schematisierung

Im Grundwassermodell werden insgesamt sieben hydrogeologische Einheiten gegeneinander abgegrenzt, die sich teilweise flächig über das gesamte Modell ausdehnen bzw. nur in Teilbereichen des Modells wiederfinden. Die Anzahl der Modellschichten wird dabei im Zuge der weiteren Modellerstellung je nach räumlicher Diskretisierung und Grundwasserdynamik weiter unterteilt.

Tabelle 12: Hydrogeologische Einheiten

Modell-einheit	Stratigraphie	Geol. Einheit	Hydraulik	Mächtigkeit und Vorkommen
1	Quartär, Pleistozän & Holozän (qp/qh)	Flugsand, Löss, Verwitterungsschichten, fluviatile Ablagerungen	GW-Stauer	Flächendeckend; 1 m; im Bereich von Taleinschnitten bis 4 m
2	Quartär, Pleistozän (qp)	Terrassensedimente	GW-Leiter	Im Bereich des Mains 8 m, lokal bei Gochsheim ca. 2 m
3	Mittlerer Keuper (km)	Tonstein der Myphorienschichten	GW-Stauer	0 m - 2 m im Bereich der Muldenachse und Ostrand des Steigervorlandes
4	Unterer Keuper (ku)	Grenzdolomit (kuD)	GW-Leiter	0 m - 2 m um die Muldenachse, Verbreitung nach GK25
5		Obere Tonstein-Gelbkalkschichten (ku2)	GW-Stauer	Flächendeckend; 22 m in Bereichen mit triassischer Überdeckung, ansonsten abgeleitet aus Höhenlage Unterkante Quartär und kuW
6		Werksandstein (kuW)	GW-Leiter	Flächendeckend; 3 m
7		Untere Tonstein-Gelbkalkschichten (ku1)	GW-Stauer	Flächendeckend; 20 m

Die Unteren Tonstein- und Gelbkalkschichten sind im Untersuchungsgebiet flächig verteilt. Die vorhandenen Aufschlüsse und die Bohrprofile der geologischen Karten weisen vergleichbare Mächtigkeiten auf. Geologisch sind keine räumlichen Abweichungen in der Mächtigkeit herleitbar. Es wird daher eine einheitliche Mächtigkeit des ku1 von 20 m angenommen. Der Werksandstein stellt einen für die Grundwasserströmung wesentlichen Grundwasserleiter dar. Auch für den Werksandstein wurden in den vorhandenen Aufschlüssen mit den Angaben der geologischen Karten vergleichbare Mächtigkeiten ermittelt. Es wird daher eine einheitliche Mächtigkeit des kuW von 3 m vorgegeben.

Die Oberen Tonstein- und Gelbkalkschichten streichen im überwiegenden Teil des Untersuchungsgebietes an der Oberfläche aus, sofern sie nicht durch quartäre Schichten überlagert werden. Eine Ausnahme bildet das Muldenzentrum im nördlichen Modellbereich, wo der Mittlere Keuper und der Grenzdolomit anstehen. Es kann daher davon ausgegangen werden, dass Teile des ku2 bereits erodiert wurden. Angaben zur Lage der Schichtgrenze zwischen kuW und ku2 lagen nur für wenige Bohrungen vor, sodass eine räumliche Interpolation nicht möglich ist. Für die Bereiche mit triassischer Überdeckung (Grenzdolomit oder Mittlerer Keuper) wurden daher die mittleren Schichtmächtigkeiten von 22 m angenommen, welche sich aus den Bohrprofilen und den Angaben aus der GK25 ergeben. In den weiteren Bereichen ergibt sich die Schichtmächtigkeit aus der Differenz zwischen Geländeoberkante abzüglich quartärer Überdeckung und Höhenlage des kuW.

Der Grenzdolomit stellt einen weiteren wichtigen Grundwasserleiter dar. Nach den Angaben der GK25 findet er sich jedoch meist nur lokal im durch Staffelbrüche begleiteten Bereich im Zentrum der Mulde um den Mittleren Keuper. Ausgehend vom Regelprofil wurde eine Schichtmächtigkeit von 2 m in seinem Verbreitungsgebiet angenommen. Die Schichten des Mittleren Keupers werden bis auf kleinere

Bereiche am östlichen Modellrand von Störungen begleitet. Ebenfalls wurden die höchsten Mächtigkeiten in Bereichen erkundet, wo nach der GK25 zwar eine ausgedehnte Störungszone anzutreffen ist, jedoch gar kein Mittlerer Keuper ansteht (östlich Grettstadt). Die Einbindung des Mittleren Keupers in das Grundwassermodell erfolgte daher anhand seiner in der geologischen Karte ausgewiesenen Verbreitung. Da er zum Großteil an der Oberfläche ansteht (abzüglich einer Verwitterungs-/Bodenschicht), ergibt sich seine Schichtmächtigkeit zum überwiegenden Teil aus der Differenz zwischen Geländeoberkante und der Höhenlage des Grenzdolomits.

Quartäre Terrassensedimente finden sich nach HK100 flächendeckend im Maintal. Darüber hinaus sind in der GK25 die Sedimente einer älteren Terrasse verzeichnet, welche sich östlich des Unkenbachs erstrecken. Deren höchste Mächtigkeit wurde mit etwa 10 m südwestlich des Senfthofsees erkundet. Die flächenhafte Verbreitung dieser Terrasse kann anhand der GK25 gut abgeschätzt werden, auch wenn sie häufig von Talfüllungen und Auen- sowie Hochflutablagerungen durchbrochen wird. Die Terrassensedimente werden daher flächig nach ihrem Verbreitungsgebiet aus der HK100 und der GK25 in das Modell übernommen.

Die oberste Modellschicht bilden jüngere fluviatile Ablagerungen (Auen- und Hochflutablagerungen), äolische Sedimente wie Löss und Flugsand sowie Talfüllungen und Verwitterungsschichten. Diese Einheit wurde flächig mit einer Mächtigkeit von 1 m in das Modell eingepflegt. In Tälern wurde ihre Mächtigkeit in Abhängigkeit von der Topologie bis auf 4 m erhöht. Die Einheit steht in direkter Verbindung zu den Vorflutern und ist damit für die Abschätzung der Interaktion zwischen Vorfluter und Grundwasser von entscheidender Bedeutung. Neben den Leakageparametern der Vorfluter wird daher auch die Durchlässigkeit dieser Schicht modelltechnisch lokal angepasst, um die Austauschmengen zwischen Vorfluter und Grundwasser zu beeinflussen.

Die Abgrenzung der Schichten im Grundwassermodell ist ein Ergebnis der verschiedenen Informationen aus den Geologischen Karten, Aufschlussergebnissen und dem eigenen hydrogeologischen Verständnis. Hierdurch können sich Abweichungen zu den Aufschlussergebnissen ergeben, etwa wenn die Schichtansprache nicht plausibel ist oder die Abweichungen als lokal anzusehen sind. Ebenfalls können abweichende Ergebnisse nicht relevant für die Modellierung der Grundwasserströmung sein.

Modellaufbau

Verwendete Software

Das Grundwassermodell wurde mit dem Softwarepaket Spring® der Ingenieurgesellschaft delta h GmbH erstellt. Spring® ist ein modular aufgebautes Programmsystem zur Berechnung von Grundwasserströmungs- und Stofftransportvorgängen und beruht auf der Finite-Elemente-Methode (FEM). Die FEM erlaubt unter anderem, das Modellgebiet in Elemente unterschiedlicher Form und Größe zu unterteilen sowie eine Verfeinerung des Netzes in wichtigen Systembereichen, bspw. in Bereichen mit ausgeprägt dreidimensionalen Strömungen oder zur Abbildung geometrischer Zwangspunkte. Das Grundwassermodell ist echt dreidimensional, was eine exakte Beschreibung des hydrogeologischen Systems, der Grundwasserströmung, der Wechselwirkungen zwischen Fließgewässer und dem Grundwasser sowie eine tiefendifferenzierte Modellierung von Entnahmen und Infiltrationen erlaubt.

Modellabgrenzung

Die Modellgrenzen des Grundwassermodells wurden anhand der Ergebnisse der hydrogeologischen Analyse des Untersuchungsgebietes festgelegt und entsprechen denen des Untersuchungsgebietes.

Räumliche Diskretisierung

Sowohl die horizontale als auch die vertikale Diskretisierung des Modells wurden sehr fein gewählt, um sowohl auftretende kleinräumige Wechselwirkungen als auch ausgeprägte 3-dimensionale Grundwasserströmungsvorgänge hinreichend genau abbilden zu können. Dies erlaubt, die sich ergebenden Fragestellungen bzgl. der Grundwasserbewirtschaftung sach- und fachgerecht zu bewerten. Die horizontale Modelldiskretisierung orientiert sich an den vorhandenen räumlichen Zwangspunkten im Untersuchungsgebiet (z.B. Standorte von Grundwassermessstellen und Brunnen, Verlauf des Fließgewässer-/Grabensystems, Kiesbaggerseen und Teiche etc.). Netztechnisch berücksichtigt wurden insbesondere alle im Modellgebiet liegenden Gräben. Diese können bei Bedarf im Grundwassermodell aktiviert werden.

Insbesondere im zentralen Aussagebereich Reallabor Gochsheim wurde die Netzdiskretisierung extrem fein gewählt (stellenweise bis zu 2 m), um die dort vorhandenen Strukturen wie Wege, Gräben, Flurstücke und Schläge abbilden zu können. Das Finite-Elemente-Netz besteht (pro Modellschicht) aus 162.241 Elementen und 81.542 Netzknoten. Die maximale Elementfläche beträgt 7.500 m². Die vertikale Diskretisierung des Modells orientierte sich ursprünglich an der vorliegenden hydrogeologischen Situation. Das Modell bestand zunächst aus insgesamt 8 Knoten- und 7 Elementschichten, welche die oben beschriebenen hydrogeologischen Einheiten abbilden. Im Rahmen der instationären Modellkalibrierung erfolgte dann eine weitere Unterteilung der vertikalen Modellstruktur, sodass das finale Grundwassermodell aus insgesamt 14 Knoten- und 13 Elementschichten besteht (Abb. 49).

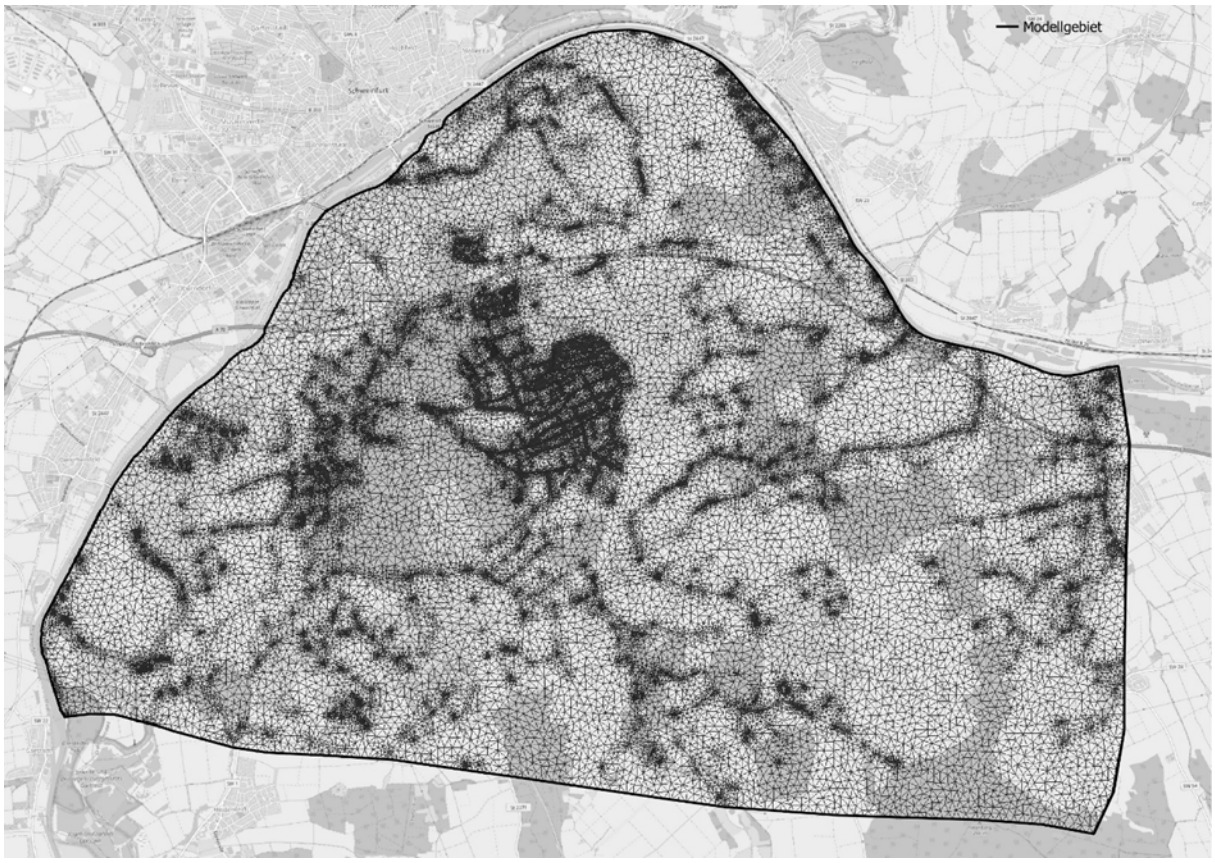


Abbildung 45: Modellgebiet mit Finite-Elemente-Netz

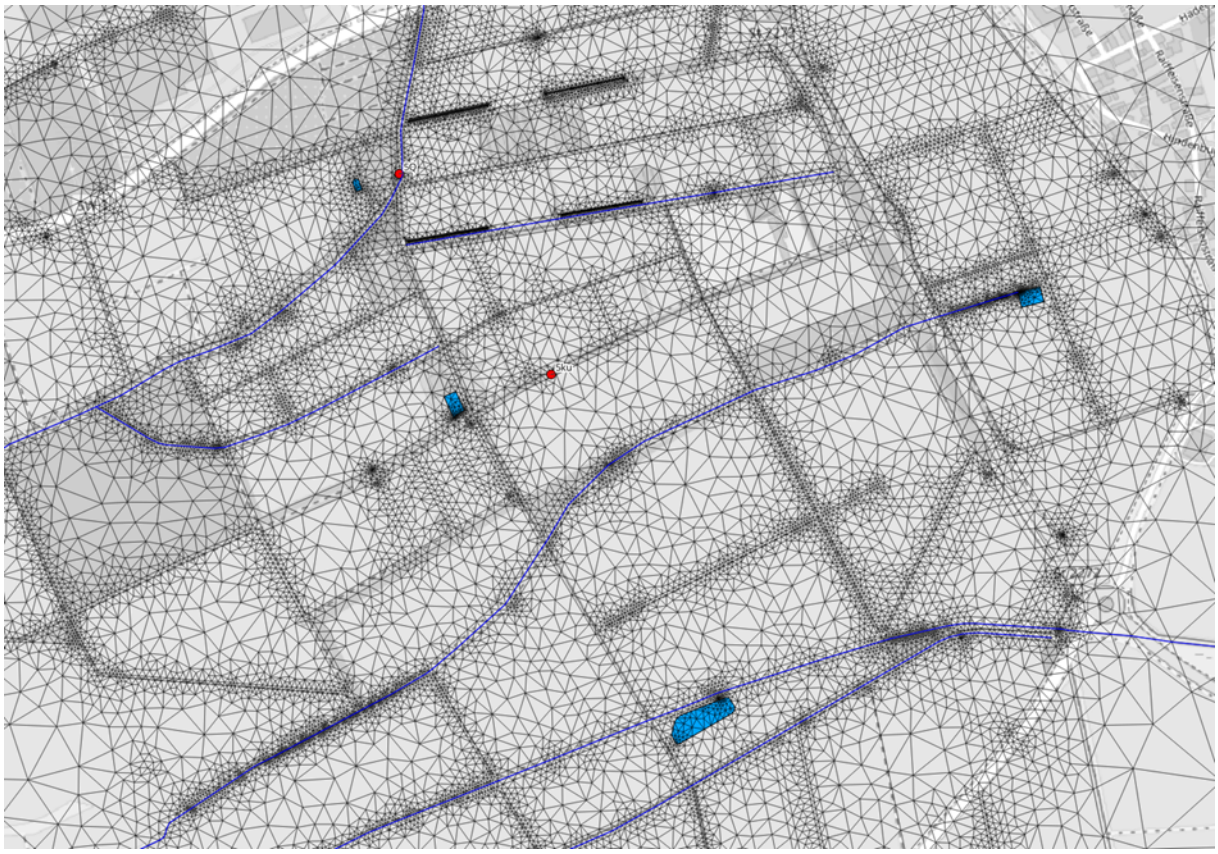


Abbildung 46: Finite-Elemente-Netz, Detailausschnitt Reallabor Gochsheim

Randbedingungen

Die westliche und die nördliche Modellgrenze orientieren sich am Verlauf des Mains, der als Randpotentiallinie abgebildet ist. Die Wasserspiegellage des Mains im Modellgebiet ergibt sich dabei aus den Stauzielen der Staustufen Garstadt, Schweinfurt und Ottendorf. Die südliche Modellgrenze verläuft entlang einer an Grundwassergleichen recht eindeutig abgrenzbaren Trennstromlinie. Bis zum Main wurde die südliche Grenze entsprechend der aus Grundwasserständen abgeleiteten Fließrichtung verlängert. Die westliche Modellgrenze wird durch einen Potentialrand abgebildet.

Das Fließgewässersystem wurde mit Unkenbach, Froschbach sowie Hirtenbach als signifikante Vorfluter im Modellgebiet berücksichtigt. Diese erlauben die Interaktion mit dem Grundwasser, sodass Wasser modelltechnisch sowohl in den Grundwasserleiter versickern (Infiltration) als auch vom Grundwasserleiter in das Fließgewässersystem fließen kann (Exfiltration). Das an die Vorfluter angeschlossene Grabensystem wurde im Bereich Gochsheim derart berücksichtigt, dass diese bei Grundwasserständen über Grabensohle Grundwasser aufnehmen können und somit ihre Wirkung zur Begrenzung des Grundwasseranstieges modelltechnisch entfalten können. Die Tiefe der Gräben wurde pauschal mit 1,5 m unter Gelände angesetzt.

Grundwasserentnahmen

Die Grundwasserentnahme im Modellgebiet erfolgt, neben den dezentralen Entnahmen zur landwirtschaftlichen Bewässerung, insbesondere über die großen (Uferfiltrat-) Gewinnungsanlagen

südlich des Mains im Bereich der Gemeinden Sennfeld, Schonungen und Gochsheim zwischen der Weyerer Bergheide und den dortigen Mainauen (Abb. 51).

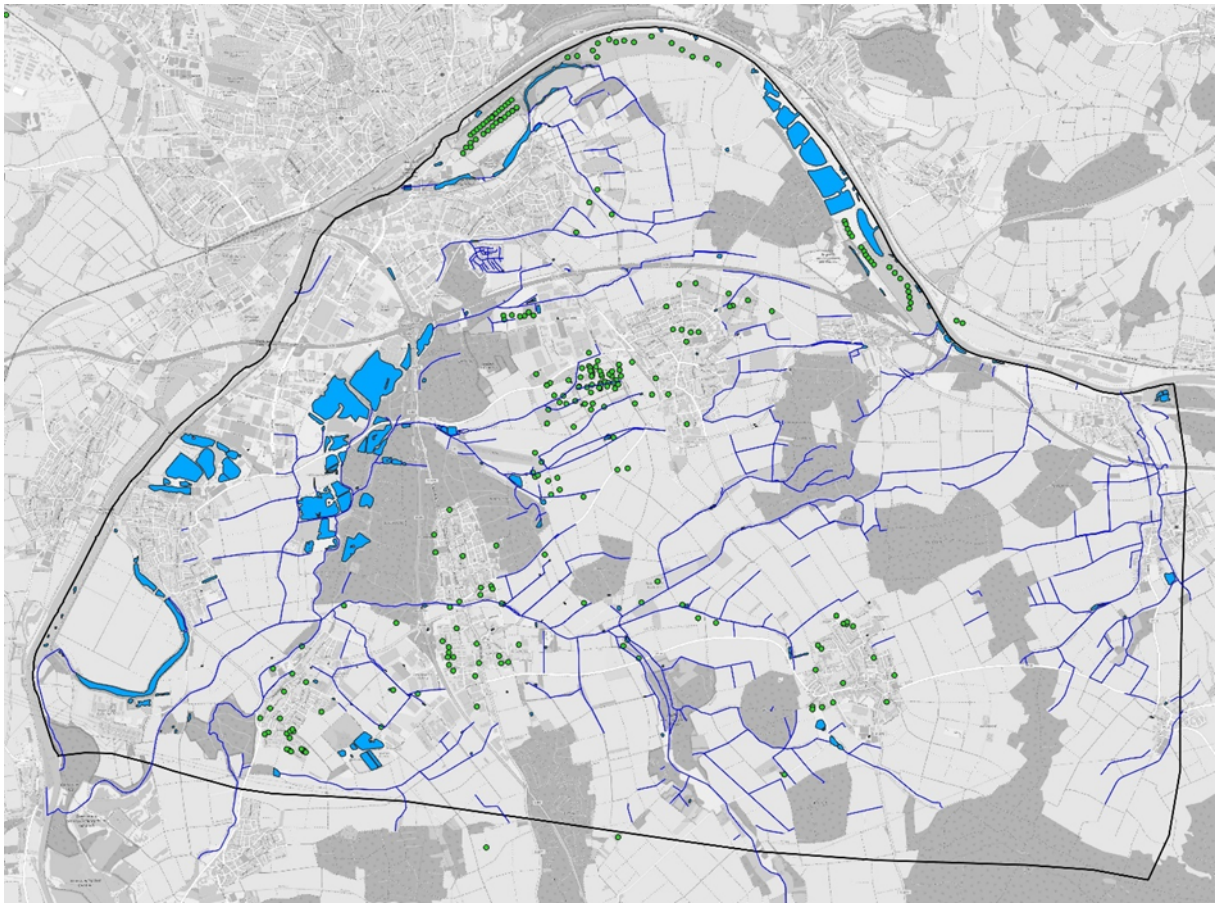


Abbildung 47: Brunnenstandorte im Modellgebiet

Stationäre Modellkalibrierung

Im Rahmen der stationären Kalibrierung wurde die mittlere Grundwasserneubildung des Zeitraumes 1991-2021 angesetzt. Sie ist im Modellgebiet sehr variabel und liegt zwischen knapp 270 mm/a und rund -430 mm/a. Im Flächenmittel ist sie leicht negativ und beträgt etwa -25 mm/a. Die Grundlage entstammt der Langzeitberechnung GWN-BW (1951-2021; HYRAS-Input (DWD)) und wurde vom LfU zur Verfügung gestellt (Abb.52).

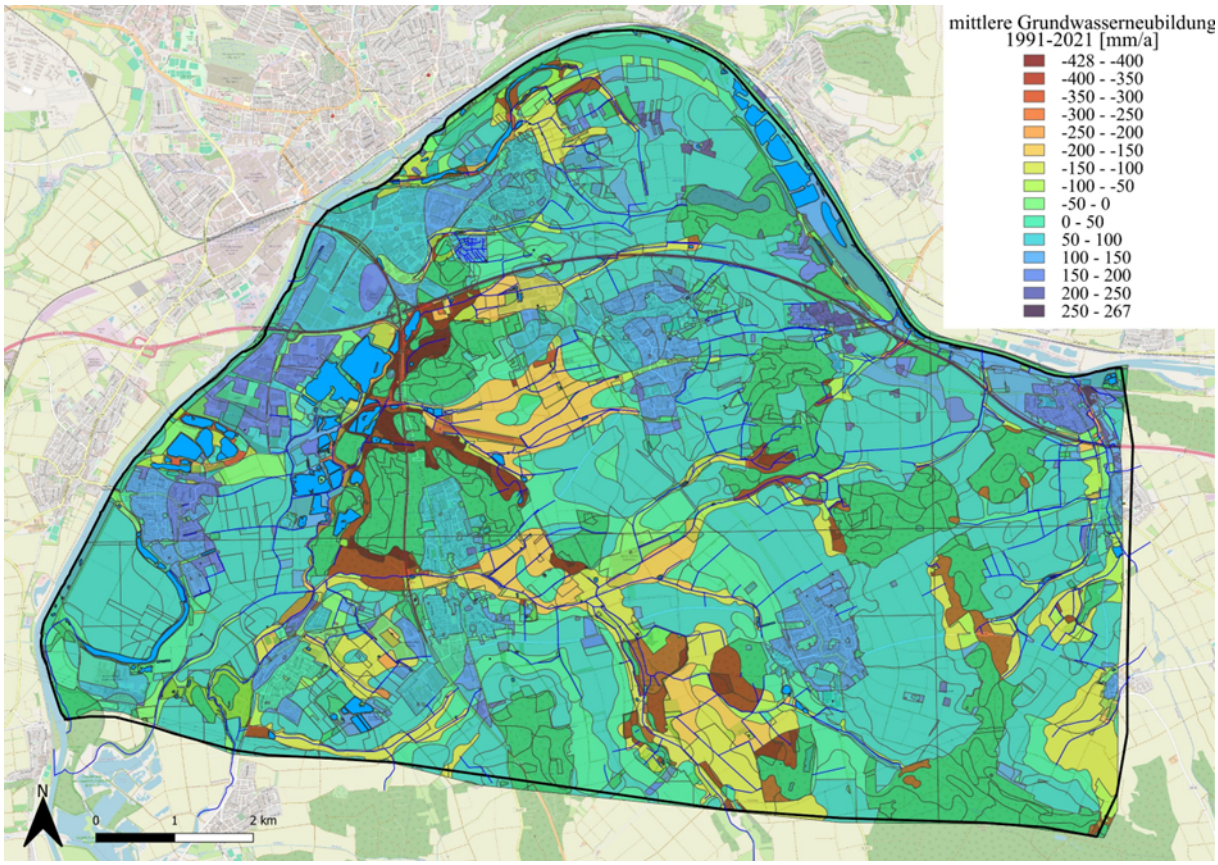


Abbildung 48: Mittlere Grundwasserneubildung 1991-2021 [mm/a]

Als Grundwasserentnahmen wurden die Fördermengen aus 2022 berücksichtigt. Diese betragen für die Uferfiltratgalerien in den Mainauen 5,88 Mio. m³ (Sennfeld, Schonungen) bzw. 1,25 Mio. (Gochsheim, Bereich Weyer). Private, landwirtschaftliche und weitere gewerbliche Entnahmen wurden berücksichtigt, soweit belastbare Entnahmedaten für diese vorlagen.

Die stationäre Kalibrierung erfolgte durch zunächst großräumige Variation der hydraulischen Durchlässigkeiten der einzelnen geohydraulischen Einheiten. Da für das gesamte Modellgebiet keine Stichtagsmessungen der Grundwasserstände zur Verfügung standen, war das Ziel zunächst eine gute Übereinstimmung der simulierten Grundwasserstände mit dem in der HK100 (Hydrogeologische Karte 1:100.000, Planungsregion 4 Oberfranken West, Bayerisches Landesamt für Umwelt (Hrsg.), Augsburg Oktober 2007) dokumentierten Grundwassergleichenplan. Dieser Gleichenplan ist allerdings aus Messungen unterschiedlicher Zeitpunkte und teilweise unterschiedlichen Entnahmetiefen konstruiert. Er ist über große Strecken interpoliert, nicht über das Modellgebiet korreliert und berücksichtigt auch keinerlei kleinräumigen Vorgänge wie z.B. die Interaktion zwischen Fließgewässer und Grundwasser.

Er kann daher nur ein ungefähres, relativ grobes Bild der grundwasserhydraulischen Situation im Modellgebiet abbilden (Abb. 53). Daher wurden im weiteren Verlauf der Kalibrierung im Bereich Gochsheim zusätzlich die (vom Entnahmegeschehen der landwirtschaftlichen Bewässerung unbeeinflussten) Mittelwerte der dort aufgezeichneten Grundwasserstände herangezogen.

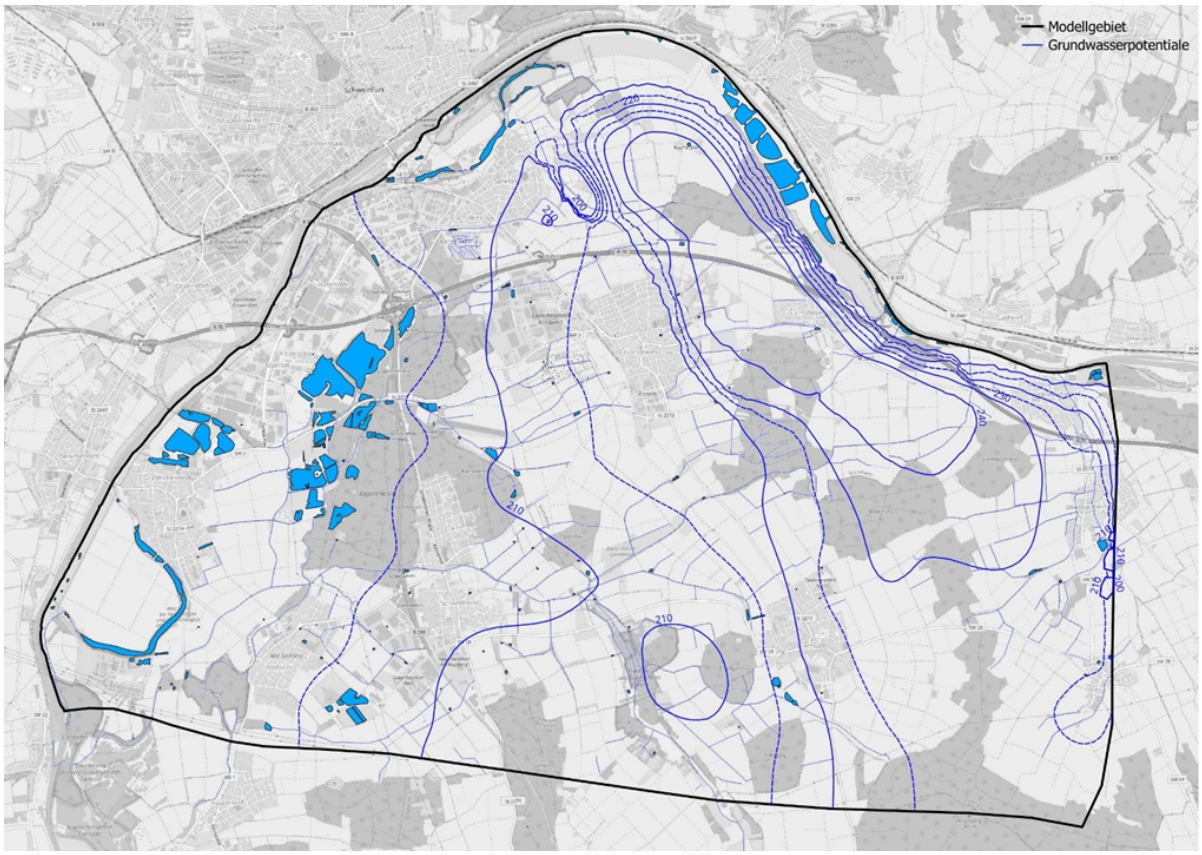


Abbildung 49: Stationäre Modellkalibrierung, Grundwasserpotentiale

Instationäre Modellkalibrierung

Die instationäre Modellkalibrierung konzentrierte sich vornehmlich auf den zentralen Aussagebereich des Reallabor Gochsheim. Charakterisierend für die lokalen hydrogeologischen Verhältnisse sind hier die Aufschlüsse der im Bereich der landwirtschaftlichen Nutzflächen im Jahr 2020 durch das Wasserwirtschaftsamt Bad Kissingen errichteten 6 Grundwassermessstellen, insbesondere der zentral gelegenen Grundwassermessstellen 5ku und 5Q (vgl. Abb. 54).

Zusätzlich lagen Daten zu (Kurzzeit-)Pumpversuchen an den Grundwassermessstellen vor, die eine differenzierte Charakterisierung des lokalen Grundwasserleiters erlauben. So konnten die hydraulischen Durchlässigkeiten im Bereich der landwirtschaftlichen Nutzflächen in Gochsheim instationär und tiefendifferenziert kalibriert werden. Exemplarisch stellt Abbildung 55 die instationär simulierten Grundwasserstände den Messwerten des Pumpversuches in der Messstelle 5Q gegenüber.



Abbildung 50: Grundwassermessstellen (rot) und Brunnen zur landwirtschaftlichen Bewässerung (blau)

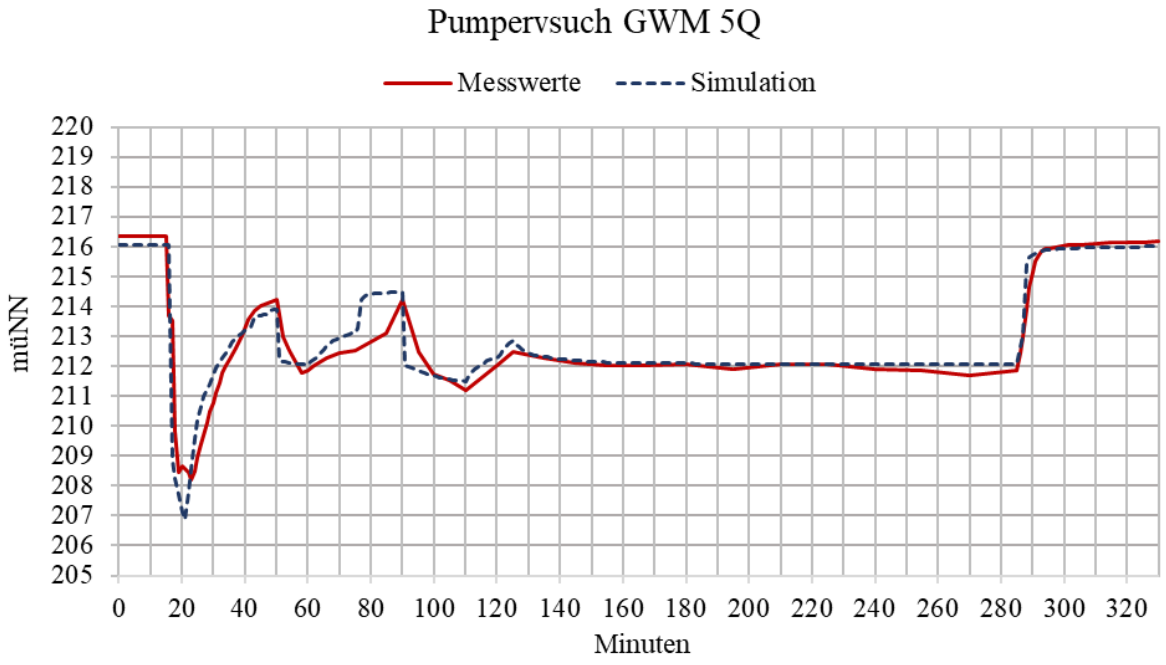


Abbildung 51: Instationäre Modellkalibrierung, Simulation des Pumpversuches an GWM 5Q

Instationäre Modellvalidierung – Grundwasserentnahmen 2023

Das Grundwassermodell wurde im Anschluss an die instationäre Kalibrierung anhand der Bewirtschaftungspraxis des Jahres 2023 instationär validiert. Hierzu wurden zunächst die Aufzeichnungen der Grundwasserentnahmen aus den Brunnen zur landwirtschaftlichen Bewässerung des Jahres 2023 ausgewertet, auf Tagessummen akkumuliert und anschließend als instationärer Eingabedatensatz in das Grundwassermodell implementiert. Diese sind in Abbildung 56 dargestellt.

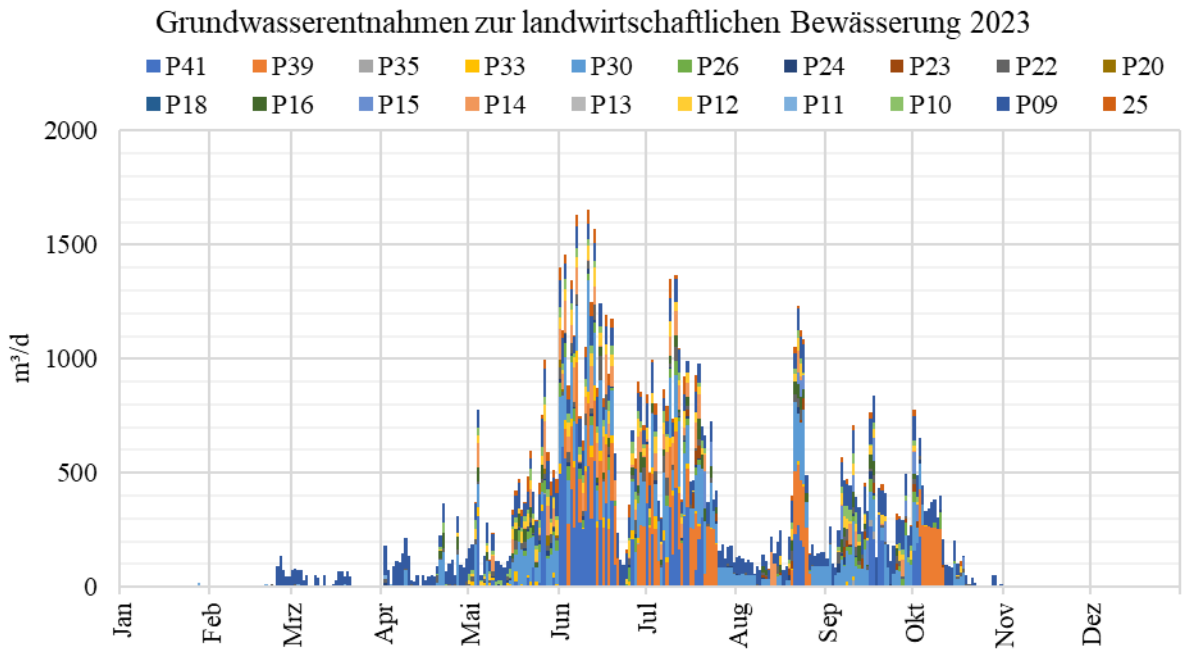


Abbildung 52: Grundwasserentnahmen 2023

Die Simulation der Bewirtschaftung 2023 erfolgte ebenfalls auf Tageswertbasis. Die simulierten Grundwasserstandsganglinien wurden schließlich den aufgezeichneten Messwerten an den Grundwassermessstellen im Reallabor Gochsheim gegenübergestellt. Abbildung 57 und Abbildung 58 stellen die simulierten und beobachteten Grundwasserstandsganglinien an den Grundwassermessstellen 5Q und 5ku dar.

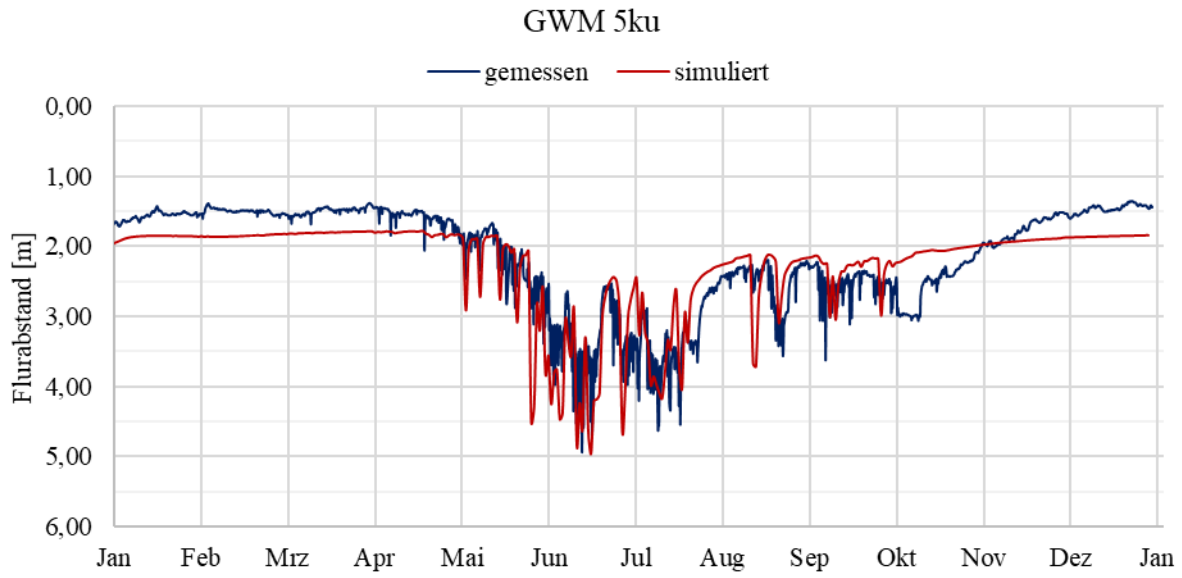


Abbildung 53: Abbildung: Gemessene und simulierte Grundwasserstandsganglinien an GWM 5ku

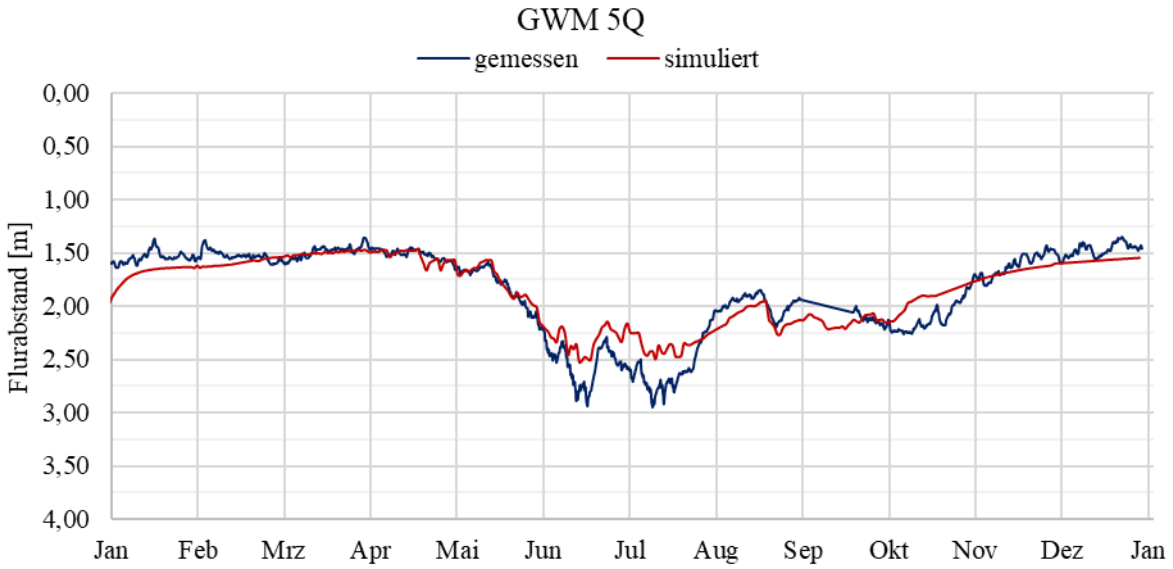


Abbildung 54: Gemessene und simulierte Grundwasserstandsganglinien an GWM 5Q .

Implementierung der Infiltrationsorgane

Die Geometrie und die Lage der gedachten Sickerschlitze zur Simulation der Infiltration und Stützung der Grundwasserstände wurden schon bei der Erstellung des Grundwassermodells im Finite-Elemente-Netz berücksichtigt (vgl. Abb. 59). Ihre Lage im zentralen Bereich des Reallabor Gochsheim und ihre Abmessungen von 100 m x 0,5 m x 2 m wurden im Rahmen der hydrogeologischen Vorerkundungen festgelegt. Aufgrund des angetroffenen bindigen Zwischenhorizontes (Abb. 60) wurden die geplanten Sickerschlitze im Hinblick auf eine hinreichende Infiltrationsleistung über eine möglichst direkte

Ansprache auch der tieferen Bereiche des lokalen Grundwasserleiters um jeweils 4 Kiesbohrlöcher (Tiefe 10 m, Bohrduchmesser 0,5 m) ergänzt (vgl. Kap. 8.2, Technische Elemente der Infiltration).

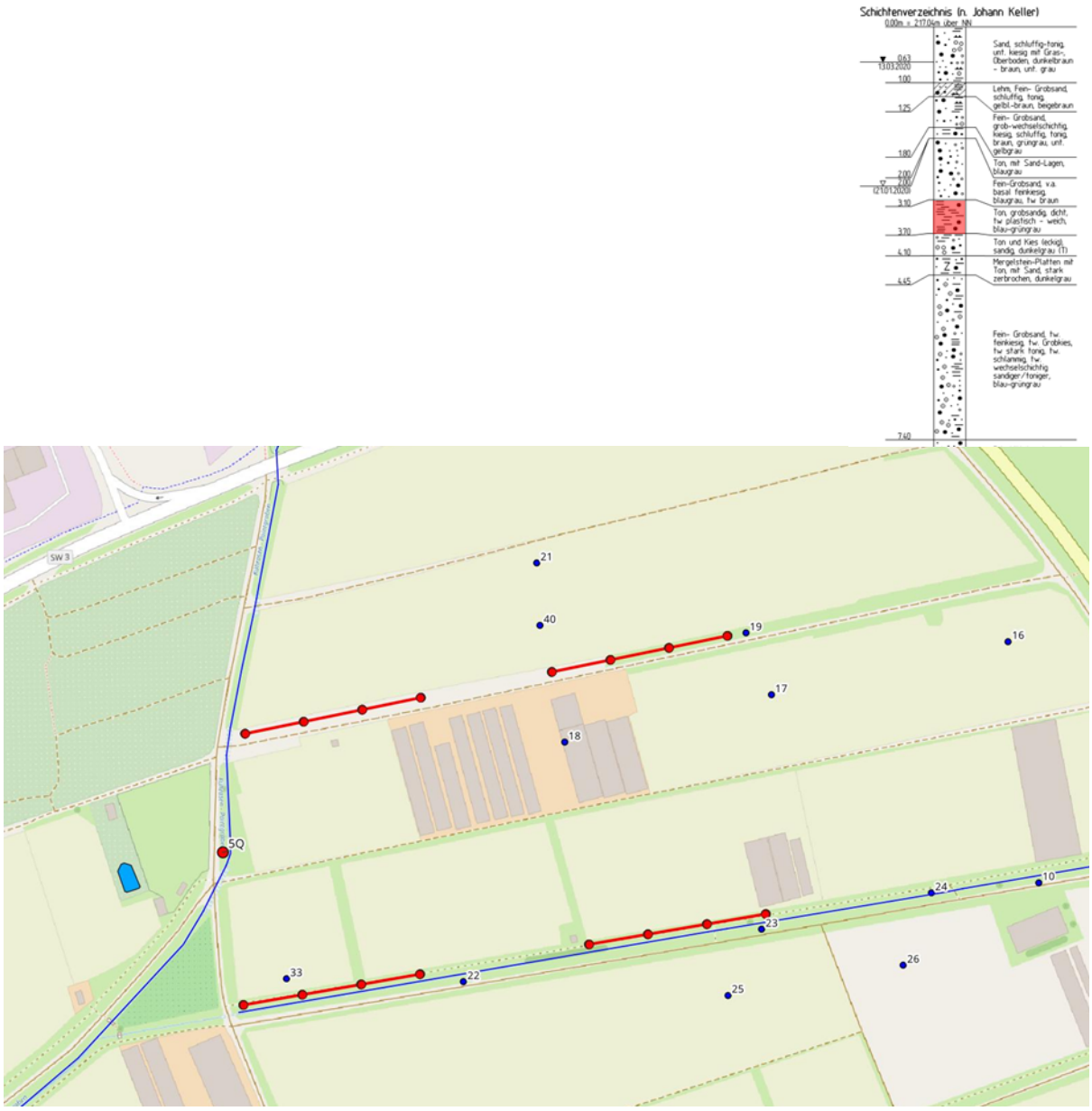


Abbildung 55: Infiltrationsstandort, Lage der geplanten Sickerschlitzgräben (rot) im Reallabor Gochsheim

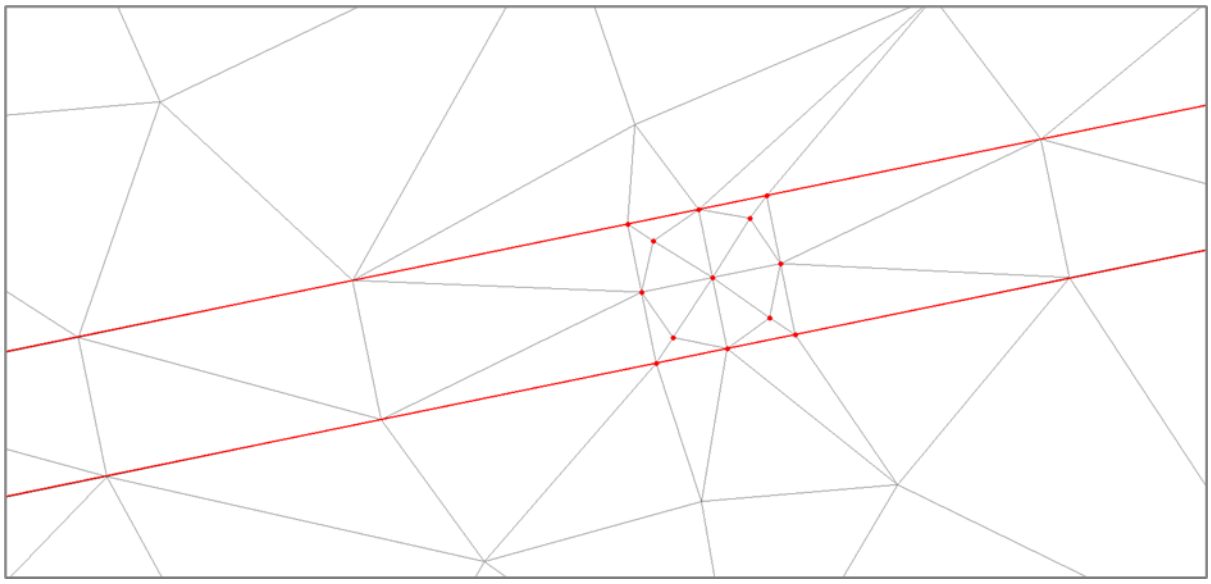


Abbildung 56: Finite-Elemente-Netz, Detaildarstellung Sickerschlitz und Kiesbohrloch

5.3.2 Bodenwasserhaushaltssimulation zur Ermittlung der Grundwasserneubildung und des landwirtschaftlichen Bewässerungsbedarfes

Vorbemerkungen

In regionalen Grundwassermodellen ist die Grundwasserneubildung eine maßgebliche Bilanzgröße. Im Rahmen instationärer Modellrechnungen muss aufgrund der zeitlichen und räumlichen Dynamik des Klima- und Grundwassergeschehens eine möglichst detaillierte Charakterisierung der flächenhaften Grundwasserneubildung erfolgen. Kernpunkt der Betrachtung ist hierbei die ungesättigte Bodenzone, da aus der Wechselwirkung zwischen Boden und Vegetation in Verbindung mit dem übergeordneten Klimageschehen letztlich die effektive Grundwasserneubildung resultiert.

Für die Charakterisierung des Gebietswasserhaushaltes innerhalb eines (großräumigen) numerischen Grundwassermodelles stellen sich somit die Fragen der Einflussintensität der einzelnen hydrologischen Prozesse, deren Parametrisierung und ihre gegenseitigen Abhängigkeiten. Zudem kann durch eine Bodenfeuchtesimulation ein Prognoseinstrument zur Bearbeitung weiterer Kernfragen der gezielten Grundwasserbewirtschaftung geschaffen werden, da auch Fragestellungen zum Stofftransport im Sickerwasser oder landwirtschaftliche und naturschutzfachliche Anforderungen an den Standortwasserhaushalt eine Analyse der ungesättigten Bodenzone erfordern.

Die Praxis zeigt, dass die Modelltechnik auch im kleinräumigen Maßstab bei der Darstellung und Simulation komplexer Prozesse des Wasser- und Stofftransportes in einem sehr engen Vertrauensbereich aussagekräftig sein kann.

Methodik

Die Modellierung des Bodenwasserhaushalts erfolgte mit Hilfe der prozessbasierten, hydrologischen Modellierungs- und Simulationssoftware MIKE SHE von DHI-WASY. Abbildung XY skizziert die wichtigsten im Rahmen der Simulation berücksichtigten hydrologischen Prozesse.

Neben dem Niederschlag und der potentiellen Verdunstung als klimatische Antriebsgrößen werden im Rahmen der Modellrechnungen alle relevanten Prozesse des Bodenwasserhaushalts wie Interzeption, Transpiration, Evaporation, Pflanzenwachstum, Wurzelwasseraufnahme, Versickerung und kapillarer Aufstieg ebenso simuliert wie die künstliche Bewässerung landwirtschaftlich genutzter Flächen (Abb. 61). Wegen der geringen Relief-energie im Reallabor Gochsheim wird ein längerer lateraler Transport an der Geländeoberfläche bis in ein Fließgewässer (Oberflächenabfluss) nicht betrachtet.

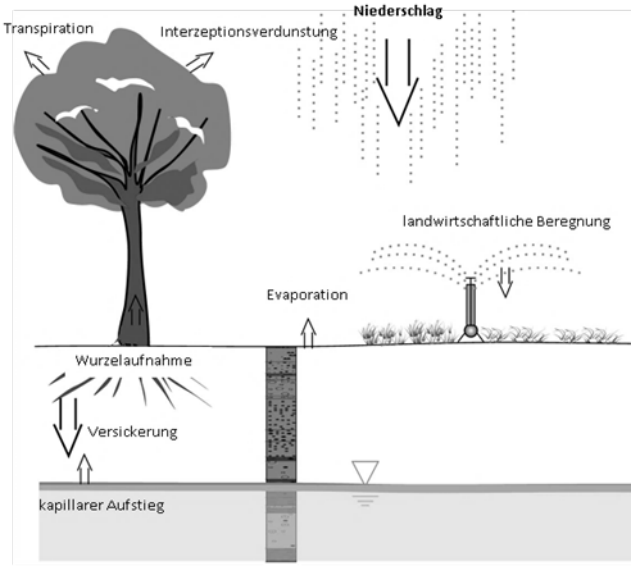


Abbildung 61. Relevante Prozesse des Bodenwasserhaushalts und der künstlichen Bewässerung

Die Verknüpfung der einzelnen Prozesse zur Ermittlung der tatsächlichen Verdunstung erfolgt anhand der Methode von Kristensen & Jensen. Anhand der potentiellen Verdunstung werden zur Laufzeit Interzeption, Interzeptionsverdunstung, Evaporation und Transpiration unter Berücksichtigung der jahreszeitlichen Entwicklung der jeweiligen kulturspezifischen Daten (Blattflächenindex, kc-Faktor, Wurzeltiefe und -verteilung) in Abhängigkeit der zugrundeliegenden Landnutzung und der Bodenfeuchte(-verteilung) in der effektiven Wurzelzone ermittelt.

Die ungesättigte Bodenwasserbewegung wurde modelltechnisch mit dem physikalisch begründeten Richards-Ansatz beschrieben. Für die Beurteilung des Wasserhaushaltes der ungesättigten Bodenzone sind die Speicher- und Durchlässigkeitseigenschaften (bodenhydraulische Eigenschaften) des anstehenden Bodens maßgebend. In der Modellrechnung der ungesättigten Zone wird die Grundwasserneubildung an der Grundwasseroberfläche ermittelt.

Der Simulationszeitraum umfasst die Jahre 2022 und 2023. Das Jahr 2022 dient hierbei als Vorlauf, um die Startbedingungen des Modells für das Auswertungsjahr 2023 möglichst gut einzustellen. Die zeitliche Diskretisierung des Simulationszeitraumes erfolgte in Zeitschritten mit einer maximalen Länge von 30 Minuten, wobei diese zu Zeitpunkten mit hohen hydraulischen Gradienten an der Geländeoberfläche (starker Niederschlag, anhaltende landwirtschaftliche Beregnung) von der Simulationssoftware dynamisch auf bis zu einer Minute verkürzt wurden. Alle Ergebnisdaten wurden auf Tageswerte aggregiert.

Eingabedaten

Klimatischer Antrieb

Für Niederschlag und potentielle Verdunstung standen Zeitreihen auf Tageswertbasis zur Verfügung. Der Niederschlag wurde mit der im Rahmen des Projektes im Reallabor Gochsheim installierten Wetterstation aufgezeichnet, die Grasreferenzverdunstung wurde von der etwa 4,5 km entfernten Wetterstation 7347 (Schonungen-Mainberg) des DWD übernommen. Die Verwendung der vor Ort

aufgezeichneten Niederschlagshöhen anstelle der Werte der DWD-Station erfolgte im Hinblick auf die starke örtliche Variabilität von Niederschlagsereignissen, die insbesondere während der bewässerungsintensiven Sommermonate stark ausgeprägt sein kann. Abbildung 62 zeigt Niederschlag und potentielle Verdunstung für das Auswertungsjahr 2023.

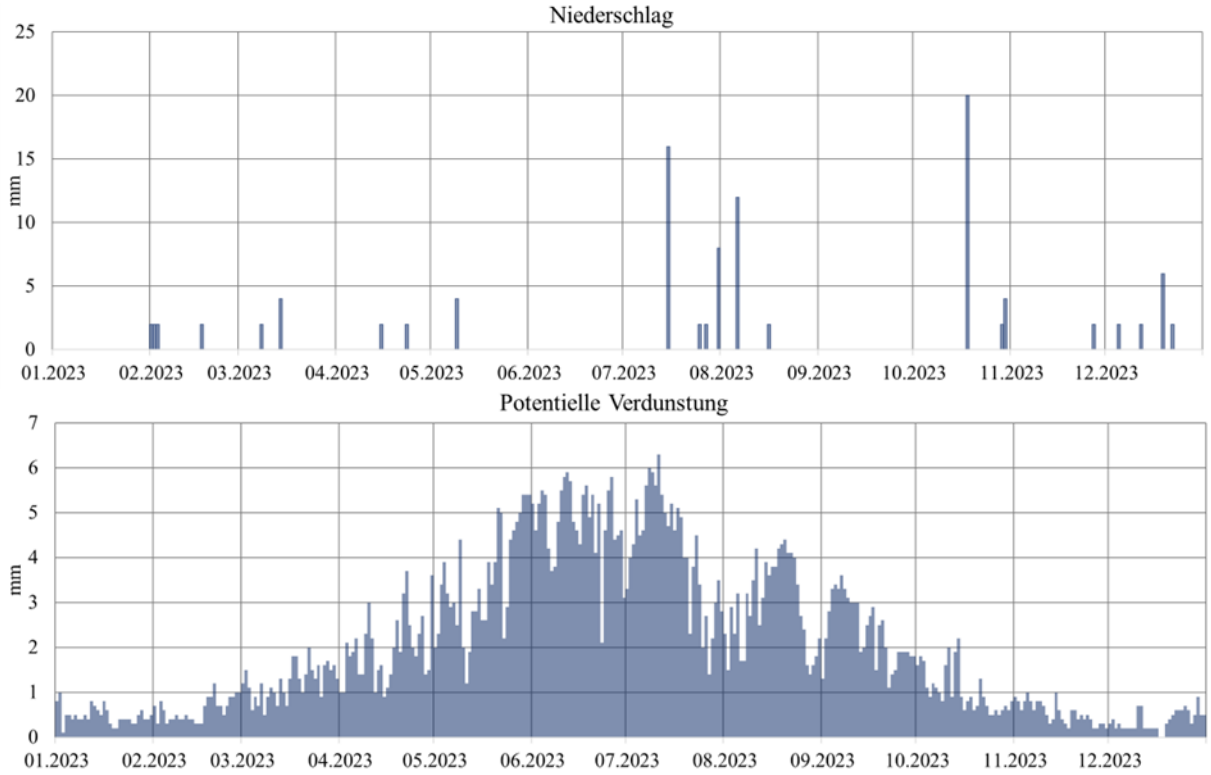


Abbildung 57: Klimatischer Antrieb, Niederschlag und Potentielle Verdunstung für 2023

Bodenprofil

Der Boden in Gochsheim wurde im Rahmen der initialen Untersuchungen aus 2021 durchweg als ein mittlerer toniger Sand (St3) charakterisiert. Die Massenanteile der Kornfraktionen unterscheiden sich zwischen den einzelnen Proben kaum. Die über die Einzelproben gemittelte nutzbare Feldkapazität liegt bei ca. nFK = 12,5 [Vol.-%] in 5 cm - 10 cm Tiefe und steigt auf ca. nFK = 14,8 [Vol.-%] in 35 cm - 40 cm Tiefe, die Feldkapazität von FK = 25,2 [Vol.-%] auf FK = 27,6 [Vol.-%]. Diese Parameter wurden für die Simulationen übernommen.

Die weitere Parametrisierung der ungesättigten hydraulischen Bodeneigenschaften wie Retentionskurve und ungesättigte hydraulische Durchlässigkeit erfolgte über die Methode von Mualem und van-Genuchten auf Basis der Kennwerte der Verknüpfungsregeln der Ad-hoc-AG Boden der Staatlichen Geologischen Dienste und der BGR. Die gesättigte hydraulische Durchlässigkeit (kf = 5,67e-06 m/s bei mittlerer Lagerungsdichte Ld3) wurde aus der Tabelle 76 der Bodenkundlichen Kartieranleitung (2005) übernommen. Eine Hysterese wurde nicht betrachtet.

Für eine numerisch stabile Simulation insbesondere zu Zeiten hoher hydraulischer Gradienten, wie sie z.B. bei Starkregenereignissen oder im Rahmen der landwirtschaftlichen Bewässerung auftreten können,

erfolgte die vertikale Diskretisierung des Bodenprofiles in Schichten mit einer allmählich über die Tiefe ansteigenden Mächtigkeit (1 cm an der Geländeoberfläche bis zu 2 m in der gesättigten Bodenzone).

Landnutzung

Die hochdifferenzierte Modellierung der in Gochsheim räumlich und zeitlich äußerst kleinteiligen landwirtschaftlichen Nutzungsverteilung für die automatisierte Bedarfsbestimmung der landwirtschaftlichen Bewässerung erscheint vor dem Aspekt des damit verbundenen hohen Aufwandes für die Fragen der Grundwasserbewirtschaftung nicht zielführend. Im Sinne der Praktikabilität und im Hinblick auf eine spätere Vergleichbarkeit mit anderen Ansätzen und insbesondere einer Übertragbarkeit der Erkenntnisse auch auf andere, deutlich geringer differenziert charakterisierte Standorte wurde ein vereinfachter und in Rahmen anderer Projekte bereits erfolgreich erprobter Ansatz über die Simulation standortrepräsentativer Kulturen auf kennzeichnenden Elementarflächen gewählt.

Hierfür wurden aus den vorliegenden Nutzungsaufzeichnungen zunächst für das Jahr 2023 für jede in Gochsheim angepflanzte Kultur die monatliche Flächennutzung ermittelt und die Hauptkulturen mit den höchsten Flächenanteilen identifiziert. Hier dominieren Petersilie, Knollensellerie, Kürbis sowie Zwiebeln (wintergesät) und Porree deutlich gegenüber allen anderen Kulturen. Modelltechnisch wurde jede dieser Kulturen als alleinige Landnutzung in einer Elementarfläche angesetzt, wobei jeder Kultur mehrere Kulturfolgen innerhalb der Pflanzsaison zwischen ca. März bis November zugeordnet wurden. Zwiebel (wintergesät) und Porree wurden aufgrund ihrer zeitlichen Abfolge zu einer Kulturfolge zusammengefasst.

Für jede vegetative Nutzungsklasse wurde das Pflanzenwachstum anhand der saisonalen Entwicklung zeitlich variierend für Blattflächenindex, Wurzeltiefe und kc-Faktor (pflanzenspezifische Korrektur der Grasreferenzverdunstung) vorgegeben. Die Daten wurden aus einschlägigen Datenbanken und Literaturangaben, insbesondere aus den Angaben der „Geisenheimer Bewässerungssteuerung 2022 mit kc-Werten für Penman-Verdunstung“ abgeleitet.

Landwirtschaftliche Bewässerung

Unter den klimatischen Bedingungen in Gochsheim kann der Wasserbedarf der ackerbaulichen Kulturen nicht aus Niederschlag und Bodenwasserspeicher gedeckt werden. Bei zahlreichen Kulturen sind eine ausreichende Wasserversorgung und somit die Erschließung der Anbauflächen zur Bewässerung Grundvoraussetzung für vermarktungsfähige Produkte sowie hohe und stabile Erträge. In der Regel kommt als Bewässerungsverfahren die Beregnung zum Einsatz.

Im Rahmen der Simulationsrechnungen wurden alle vier abgeleiteten Kulturen als bewässerungsbedürftig angenommen. Deren Wasserbedarf wurde im Rahmen der Simulationsrechnungen von der Simulationssoftware automatisiert und entsprechend der Geisenheimer Methode zur Bewässerungssteuerung ermittelt. Als Steuergröße für die Applikation von Bewässerungswasser dient die nutzbare Feldkapazität im effektiven Wurzelraum (nFKWe). Hierbei wurde im Rahmen der Simulationsrechnungen automatisch eine Beregnungsgabe auf diejenigen landwirtschaftlich beregneten Flächen aufgebracht, deren Bodenfeuchte im durchwurzelten Bereich der

ungesättigten Bodenzone auf einen Wert unter 70 % nFKWe fiel. Abgeschaltet wurde die Bewässerung automatisch beim Erreichen von 90 % nFKWe.

Grundwasserflurabstand

Der Pflanzenwasserbedarf wird bei entsprechenden Grundwasserflurabständen nicht nur aus dem Bodenwasserspeicher, sondern auch durch kapillaren Aufstieg gedeckt. Um den Einfluss des kapillaren Aufstieges aus dem Grundwasser abzubilden, wurde ein mittlerer Grundwasserstand als untere Randbedingungen in den Modellrechnungen berücksichtigt.

Landwirtschaftliche Bewässerung

Die Ermittlung der modelltechnischen landwirtschaftlichen Bewässerungshöhen für das Reallabor Gochsheim aus den Ergebnissen der Elementarflächensimulation erfolgte unter Berücksichtigung der jeweiligen monatlichen Kulturflächenanteile bezogen auf die jeweilige monatliche Flächensumme der vier betrachteten Hauptkulturen (spezifischer Flächenansatz). Für jeden Monat wurde zunächst der Mittelwert des jeweiligen Kulturflächenanteils anhand der vorliegenden Nutzungsaufzeichnungen (Abbildung 63) ermittelt und mit der entsprechenden simulierten landwirtschaftlichen Bewässerungshöhe multipliziert. Aus den Summen der flächenbezogenen monatlichen Bewässerungshöhen der einzelnen Kulturen ergab sich die monatliche Gesamtbewässerungshöhe.

Abbildung 64 stellt die derart ermittelten Höhen der landwirtschaftlichen Bewässerung in Monatssummen für das Jahr 2023 den gemessenen Entnahmen über die Bewässerungsbrunnen in Gochsheim gegenüber. Die Grundwasserentnahmen sind hierbei ebenfalls auf die im jeweiligen Monat tatsächlich bewässerten Flächen bezogen (spezifischer Flächenbezug). Es zeigt sich trotz des vereinfachten Modellansatzes der Bodenwasserhaushaltssimulation über eine Betrachtung der Hauptkulturen in Elementarflächen eine gute Übereinstimmung, insbesondere im Vergleich der Jahressummen.

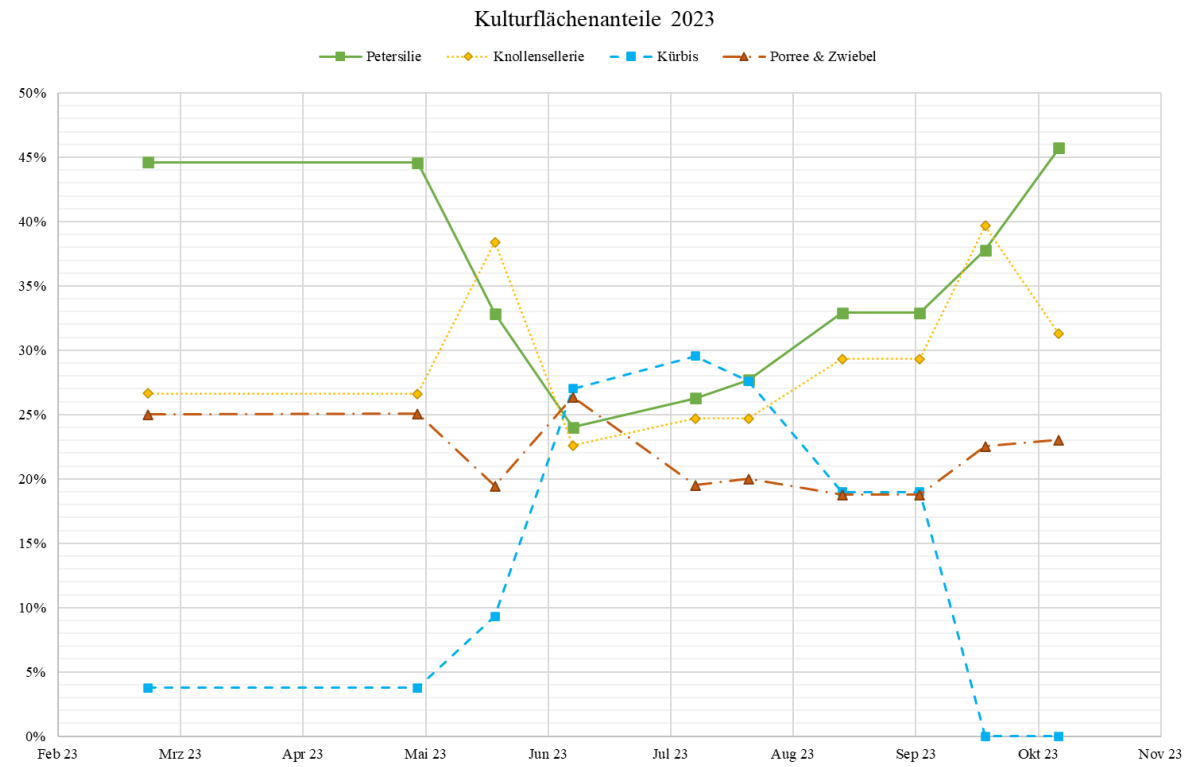


Abbildung 58: Erhobene Flächenanteile der simulierten Hauptkulturen im Jahr 2023

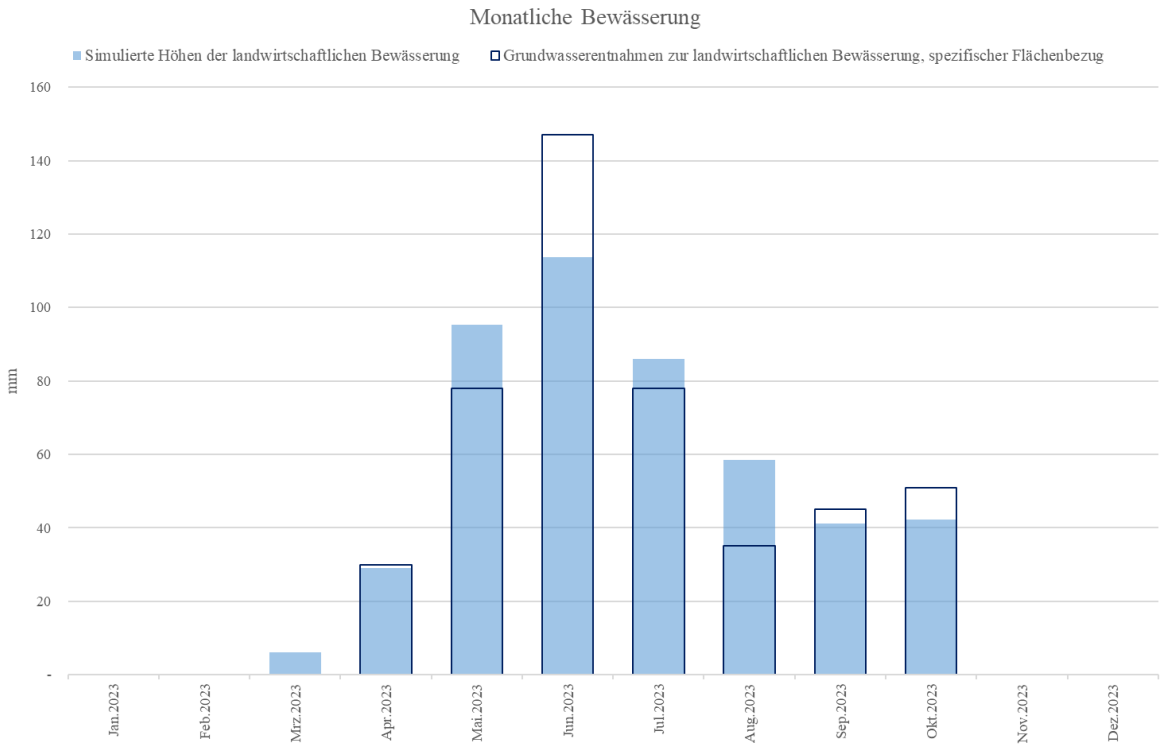


Abbildung 59: Simulierte und gemessene monatliche Bewässerungshöhen im Jahr 2023

Anhand der Ergebnisse wird deutlich, wie wichtig der verwendete Flächenbezug im Hinblick auf eine korrekte Interpretation der Ergebnisse ist. Ein pauschaler Bezug, z. B. zu allen zur landwirtschaftlichen Bewässerung erschlossenen Flächen oder zur innerhalb eines Jahres bewässerten Gesamtfläche, wie sie in den Aufzeichnungen oftmals ausschließlich vorliegen, ist für eine korrekte Charakterisierung der Bewässerung in Abhängigkeit von der Bodenfeuchte nicht geeignet und kann zu hohen Abweichungen in den Ergebnissen führen.

Während ein vereinfachter Modellansatz über eine Betrachtung von Elementarflächen mit einer Beschränkung auf wesentliche Hauptkulturen, wie hier gezeigt, auch bei hochdifferenzierten Nutzungen möglich und zulässig ist, ist dies für den Flächenbezug nicht möglich. Eine zeitlich möglichst hochaufgelöste Kenntnis der tatsächlich bewässerten Flächen ist sowohl für eine belastbare Interpretation der Bewirtschaftung als auch für eine korrekte Beschreibung der zu Grunde liegenden physikalischen Prozesse und letztendlich auch für eine Übertragbarkeit der gewonnenen Erkenntnisse auf andere Standorte unerlässlich.

Ebenso erfordert eine belastbare prozessbasierte Abschätzung notwendiger Wassermengen zur landwirtschaftlichen Bewässerung eine möglichst gute Kenntnis speziell des lokalen Niederschlags. Aufgrund der insbesondere in den Sommermonaten beobachtbaren stark ausgeprägten örtlichen Variabilität von Niederschlagsereignissen erscheint speziell bei kleinräumigen Betrachtungen im nichtregionalen Maßstab eine örtliche Erfassung von Niederschlägen erforderlich. Eine direkte Übertragung von Niederschlagshöhen entfernter Wetterstationen bzw. deren Regionalisierung kann zu hohen Abweichungen zum vor Ort tatsächlich beobachteten Wettergeschehen führen. So führten Vergleichsrechnungen unter Verwendung der Niederschlagsaufzeichnungen der etwa 4,5 km entfernten DWD-Wetterstation 7347 (Schonungen-Mainaue) zu modelltechnisch unplausiblen landwirtschaftlichen Bewässerungsmengen im Reallabor Gochsheim. Erst mit Ansatz der lokal gemessenen Niederschläge ergab sich im Rahmen der Simulationsrechnungen ein plausibles Gesamtbild und eine Vergleichbarkeit der Modellergebnisse mit den Aufzeichnungen der real zur Bewässerung entnommenen Wassermengen.

Eine lokale Ermittlung auch der potentiellen Verdunstung wäre im Hinblick auf eine möglichst gute Datenbasis sicherlich wünschenswert, erscheint aufgrund der Vielzahl an dabei zu erfassenden Daten und des damit verbundenen hohen messtechnischen Aufwandes allerdings in der Regel nicht praktikabel. Darüber hinaus ist der atmosphärische Verdunstungsanspruch im Vergleich zum Niederschlag sowohl örtlich als auch zeitlich deutlich weniger stark variabel ausgeprägt.

6 Gewährleistung von Wasserqualitätsanforderungen für unterschiedliche Praktiken der Wasserwiederverwendung

6.1 Grundsätze der Elimination mikrobiologischer und chemischer Parameter durch Wasseraufbereitungsverfahren

6.1.1 Pathogene Mikroorganismen

Bei der Wasserwiederverwendung spielen pathogene Mikroorganismen eine zentrale Rolle, da sie potenziell gesundheitsschädliche Mikroorganismen wie Bakterien, Viren, Protozoen, Pilze und Helminthen umfassen, die in unbehandeltem oder unzureichend aufbereitetem Abwasser vorkommen können. Zu pathogenen Organismen zählen unter anderem Shigella und Salmonella (Bakterien), Noroviren und Rotaviren (Viren), sowie Giardia und Cryptosporidium (Protozoen). Außerdem Diese Krankheitserreger können Durchfallerkrankungen, Magen-Darm-Infektionen und weitere schwerwiegende Gesundheitsprobleme verursachen. Bei der Wiederverwendung von Wasser, insbesondere in der Landwirtschaft oder im städtischen Bereich, ist daher eine effektive Aufbereitung, Desinfektion und Kontrolle von entscheidender Bedeutung, um die Verbreitung dieser Pathogene zu verhindern und die öffentliche Gesundheit zu schützen. Durch variierende Persistenz und Resistenz der Pathogene sind unterschiedliche Maßnahmen nötig, um eine ausreichende Entfernung zu erreichen. Adenoviren sind beispielsweise resistent gegenüber UV-Behandlung, wohingegen sich Enteroviren deutlich besser mit UV-Strahlung inaktivieren lassen. In der folgenden Tabelle sind einige Eigenschaften wichtiger Pathogene zusammengefasst [31]:

Tabelle 13: Eigenschaften der relevanten Krankheitserreger in Wasserwiederverwendungsanwendungen

Pathogen	Gesundheits-relevanz	Persistenz	Chlor-Resistenz	Infektiosität	Von Tieren
Bakterien					
Campylobacter jejuni	Hoch	Moderat	Niedrig	Niedrig	Ja
E. coli O157	Hoch	Moderat	Niedrig	Hoch	Ja
Legionella pneumophila	Hoch	Vermehrung	Niedrig	Moderat	Nein
Salmonella typhi	Hoch	Moderat	Niedrig	Niedrig	Nein
Salmonella enterica	Hoch	Vermehrung	Niedrig	Niedrig	Ja
Shigella dysenteriae	Hoch	Kurz	Niedrig	Hoch	Nein
Vibrio cholerae	Hoch	Kurz - Lang	Niedrig	Niedrig	Nein
Viren					
Adenoviren	Moderat	Lang	Moderat	Hoch	Nein
Astroviren	Moderat	Lang	Moderat	Hoch	Nein
Noroviren	Hoch	Lang	Moderat	Hoch	Möglich
Hepatitis E	Hoch	Lang	Moderat	Hoch	Möglich
Enteroviren	Hoch	Lang	Moderat	Hoch	Nein
Rotaviren	Hoch	Lang	Moderat	Hoch	Nein

Protozoen					
Acanthamoeba culbertsoni	Hoch	Vermehrung	Hoch	Hoch	Nein
c	Hoch	Lang	Hoch	Hoch	Ja
Giardia	Hoch	Lang	Hoch	Hoch	Ja
Naegleria fowleri	Hoch	Vermehrung	Niedrig	Moderat	Nein
Helminthen					
Dracunculus medinensis	Hoch	Moderat	Moderat	Hoch	Nein

6.1.2 Antibiotikaresistenzen

Antibiotikaresistente Bakterien (ARB)

Antibiotikaresistente Bakterien stellen ein wachsendes globales Problem dar, das auch in der Wasserwiederverwendung eine zentrale Rolle spielt. Diese Bakterien haben Mechanismen entwickelt, die es ihnen ermöglichen, den Wirkungen von Antibiotika zu widerstehen, was die Behandlung von Infektionen deutlich erschwert. Laut der von der WHO erstellten globalen Prioritätenliste antibiotikaresistenter Bakterien zählen Acinetobacter baumanii, Pseudomonas aeruginosa und bestimmte Enterobacteriales-Arten, die Resistenzen gegen Carbapeneme und Cephalosporine der 3. Generation aufweisen, zu den Erregern mit der höchsten („kritischen“) Priorität [32]. Zudem wurde bei verschiedenen oligotrophen Umweltbakterien Cephalosporinase- und Carbapenemase-Aktivität festgestellt [33].

Wenn wasserführende Systeme, die antibiotikaresistente Bakterien enthalten, in die Umwelt gelangen oder zur Bewässerung von Pflanzen genutzt werden, können sich diese Erreger in der Umwelt verbreiten. Rückstände von Antibiotika im aufbereiteten Wasser können zu einem Selektionsdruck führen, der die Verbreitung antibiotikaresistenter Bakterien begünstigt. Darüber hinaus können pathogene Bakterien durch mobile genetische Elemente, wie Plasmide, zusätzliche Antibiotikaresistenzen erwerben [34].

Antibiotikaresistente Bakterien lassen sich durch gängige Desinfektionsverfahren wie UV-Strahlung, Chlor oder Ozon im Allgemeinen genauso wirksam entfernen wie ihre nicht-resistenten Pendants. Diese Verfahren inaktivieren sowohl „gewöhnliche“ als auch resistente Bakterien effektiv. Im Gegensatz dazu stellt die Entfernung von Antibiotikaresistenzgenen – also der genetischen Grundlage für die Resistenz – eine größere Herausforderung dar, da diese Gene auch nach der Abtötung der Bakterien in der Umwelt bestehen bleiben und durch horizontalen Gentransfer weiterverbreitet werden können.

Antibiotikaresistenzgene (ARGs)

Antibiotikaresistenzgene (ARGs) sind die genetischen Elemente, die Bakterien ihre Resistenz gegen Antibiotika verleihen. Diese Gene können durch horizontalen Gentransfer (über Plasmide, Transposons oder Bakteriophagen) zwischen verschiedenen Bakterienarten weitergegeben werden. Studien haben gezeigt, dass unterschiedliche ARGs in variierender Häufigkeit in Oberflächengewässern vorkommen, was auf den weit verbreiteten Einsatz von Antibiotika in der Human- und Veterinärmedizin zurückzuführen ist [35], [36]. Extremereignisse wie starke Regenfälle oder Überschwemmungen können zu einem erhöhten Eintrag von ARGs in Gewässer führen, was zusätzliche Herausforderungen für die Wasseraufbereitung darstellt [37].

ARGs können in der Umwelt auch dann bestehen bleiben, wenn die Bakterien, die sie tragen, nicht mehr überlebensfähig sind. Besonders in Kläranlagen und landwirtschaftlich bewässerten Flächen tragen sie zur Verbreitung von Resistenzen bei. Wasseraufbereitungsanlagen können somit zu Reservoiren und Verbreitungswegen von ARGs werden, was das Risiko erhöht, dass sich Antibiotikaresistenzen weiter ausbreiten und potenziell auf menschliche Krankheitserreger übergehen. Daher ist die Überwachung und Reduzierung von ARGs ein zentraler Aspekt der Wasserwiederverwendung, um die zunehmende Gesundheitsgefahr durch Antibiotikaresistenzen zu bekämpfen.

Obwohl ARGs durch Behandlungsverfahren wie Chlorung, Ozonierung oder UV-Strahlung entfernt werden können, ist die Zerstörung der Gene oft anspruchsvoller als die Inaktivierung der Bakterien selbst. Studien zeigen, dass für die vollständige Zerstörung von ARGs bei Chlorung und UV-Strahlung höhere Dosen erforderlich sind, als zur Beseitigung lebender Mikroorganismen [16]. Folglich können ARGs trotz der Entfernung von bakteriellen Indikatoren weiterhin in aufbereitetem Wasser in signifikanten Konzentrationen vorhanden sein. Die genauen Auswirkungen und Risiken, die durch das Vorhandensein von ARGs entstehen, sind jedoch noch nicht ausreichend erforscht und bedürfen weiterer Untersuchung.

6.1.3 Chemikalien

Verfahrensoptionen

Das Behandlungsniveau in Wasserwiederverwendungsanwendungen sollte mit der erforderlichen Qualität (*fit-for-purpose*) übereinstimmen wobei die wirtschaftliche und ökologische Tragfähigkeit berücksichtigt werden muss [38]. Wasseraufbereitungssysteme, wie Membranfiltration, Ozonung, UV-Desinfektion, Oxidationsverfahren sowie die sequentielle Grundwasseranreicherungstechnologie (SMART), werden bereits in großem Maßstab für die Wasserwiederverwendung eingesetzt. Die Anwendung eines Mehrbarrieren-Behandlungsansatzes mindert effektiv Risiken für die Umwelt und die menschliche Gesundheit, indem das Durchbrechen mikrobieller Verunreinigungen und die Belastung der Umwelt durch Chemikalien reduziert wird [6], [39].

6.2 Auswahl und Auslegung der Aufbereitungszüge für die Einhaltung gesundheitsrelevanter Zielgrößen

6.2.1 Membranbasierte Aufbereitungsverfahren

Behandlungstechnologien werden entweder einzeln oder in Kombination eingesetzt, um die Wiederverwendung von kommunalen Abwässern zu ermöglichen. Mit zunehmendem Potenzial für menschlichen Kontakt gewinnt eine über die Sekundärbehandlung hinausgehende weitergehende Aufbereitung zunehmend an Akzeptanz, wobei die Membranfiltration eine der zentralen Technologien für die Wasserwiederverwendung darstellt [40].

Druckgetriebene Membranprozesse sind in Tabelle 15 zusammengefasst und lassen sich anhand der unterschiedlichen selektiven Porengrößen in vier Hauptkategorien einteilen: Niederdruck- und Hochdruckprozesse, nämlich Mikrofiltration (MF) und Ultrafiltration (UF), sowie Nanofiltration (NF) und Umkehrosmose (RO). Je kleiner die Poren, desto mehr Energie wird für den Betrieb der Membran benötigt. Bei der Verwendung von Membranen tritt immer eine Membranverschmutzung während des

Filtrationsprozesses auf, was entweder zu einem Anstieg des Transmembrandrucks (TMP) führt, um einen konstanten Fluss beizubehalten, oder zu einem Abfall des Fluxes, um einen konstanten TMP aufrechtzuerhalten. Laut Guo et al. wird Membranverschmutzung oft nach der Art der in der Zulaufströmung vorhandenen Schadstoffe klassifiziert und in vier Kategorien unterteilt: (1) Partikel- oder kolloidale Verschmutzung, wenn suspendierte Feststoffe und/oder Kolloide die Poren einer Membran verstopfen oder sich an ihrer Oberfläche ablagern; (2) organische Verschmutzung, wenn reaktive gelöste organische Bestandteile oder Kolloide durch Adsorption an der Membran haften; (3) anorganische Verschmutzung, auch als Scaling oder Ausfällungsverschmutzung bekannt, verursacht durch das Vorhandensein von kristallisierten Salzen, Oxiden und Hydroxiden in der Zulösung, die aufgrund von pH-Änderungen oder Oxidation auf der Membranoberfläche ausfallen; und (4) Biofouling, hervorgerufen durch Mikroorganismen, Pflanzen, Algen oder andere biologische Verunreinigungen, die auf oder in der Membranoberfläche und ihren Poren wachsen. Jede dieser Verschmutzungsarten kann reversibel oder irreversibel sein und die Leistung der Membran dauerhaft beeinträchtigen. Alle Verschmutzungsarten können gleichzeitig auftreten, und ihre Wechselwirkungen erhöhen in der Regel den Filtrationswiderstand. Daher müssen in jedem Membranprozess Verschmutzungen berücksichtigt und optimiert werden, um eine nachhaltige und optimale Filtrationsleistung zu erzielen. Ein weiterer wichtiger Aspekt ist der Schwellenflux, also der Flux, bei dem oder unter dem eine geringe und nahezu konstante Verschmutzungsrate auftritt, während oberhalb dieses Wertes die Verschmutzungsrate stark ansteigt. Die Anzahl der Studien zu kritischen, nachhaltigen und Schwellenfluxen bei der Filtration unterschiedlicher Arten von Abwässern mit bestimmten Membranen nimmt in letzter Zeit zu, da diese Fluxkonzepte stark mit der Kontrolle niedriger Verschmutzungsraten auf Membranen zusammenhängen. Insbesondere für die kommerzielle und industrielle Produktion kann der Betrieb bei nachhaltigem Fluxes die Verschmutzung effektiv kontrollieren und gleichzeitig ein optimales Gleichgewicht zwischen moderaten Betriebs- und Investitionskosten erreichen. In Bezug auf Membranmaterialien für die Wasserwiederverwendung gibt es üblicherweise polymerbasierte oder anorganische Membranen. Die Materialwahl wird durch Faktoren wie Porengrößenverteilung, Benetzungsanfälligkeit, Porosität, mechanische Festigkeit, Kosten, Polymerflexibilität, Verschmutzungsresistenz, Stabilität, Haltbarkeit und chemische Beständigkeit beeinflusst.

Tabelle 14: Membrantrennverfahren zur Wasseraufbereitung [41]

Characteristics	**Micro-filtration**	**Ultrafiltration**	**Nanofiltration**	**Reverse Osmosis**
Separation mechanism	Sieve	Sieve	Sieve, solution/diffusion, Exclusion, electric repulsion	Solution/diffusion, Exclusion
Membrane	Porous isotropic	Porous asymmetric	Finely porous asymmetric/composite	Nonporous asymmetric/composite
Molecular weight cutoff	>1000 kDa	1–300 kDa	200–1000 Da	-
Retained compounds	Colloids, TSS turbidity, some protozoan oocysts, cysts, some bacteria and viruses	Macromolecules, proteins, colloids, bacteria, viruses	LMWC, mono-, di- and oligosaccharides; polyvalent anions, some hardness, viruses	LMWC, sodium, chloride, glucose, amino acids, hardness, ions

Transmembrane pressure (TMP)	<5 bar	<10 bar	<20 bar	<100 bar
Flow modes	Crossflow, Dead-end	Crossflow, Dead-end	Crossflow	Crossflow
Geometry	Hollow fiber, spiral wound, plate and frame, tubular	Hollow fiber, spiral wound, plate and frame, tubular	Hollow fiber, spiral wound, tubular, plate	Hollow fiber, spiral wound

6.2.2 Oxidative Verfahrenskombinationen

Bei der kombinierten chemischen und biologischen Abwasserbehandlung ist es von großer Bedeutung, die Eigenschaften der einzelnen Verfahren zu berücksichtigen, wie zum Beispiel das verwendete chemische Oxidationsmittel (O_3, O_3/H_2O_2, O_3/UV, H_2O_2/UV, TiO_2/UV,Photo-Fenton- oder Fenton-Reagenz usw.), um die Zerstörung eines persistenten Schadstoffs zu optimieren [42].

Wenn eine vorläufige chemische Oxidation in einer Kombinationstherapielinie eingesetzt wird, kann ihre Wirkung manchmal unbedeutend oder sogar nachteilig für die Eigenschaften des ursprünglichen Abwassers sein, obwohl sie theoretisch vorteilhaft ist. Es gibt mehrere Gründe dafür, wobei die häufigsten folgende sind:

- Bildung stabiler Zwischenprodukte, die weniger biologisch abbaubar sind als die ursprünglichen Moleküle.
- Mangelnde Selektivität bei der gezielten Behandlung der schwerabbaubaren Fraktionen des Abwassers während der chemischen Vorbehandlung.
- Unzureichende Auswahl der Behandlungsbedingungen. Zum Beispiel kann eine übermäßige Voroxidation dazu führen, dass ein Abwasser mit zu geringem metabolischen Wert für Mikroorganismen entsteht.
- Zu viel Oxidationsmittel und/oder Katalysator werden für die Oxidation eingesetzt. Verbindungen wie Ozon und Wasserstoffperoxid (beide als Biozide bekannt) sowie Metalle, Metalloxide und Metallsalze (die in vielen Prozessen als Katalysatoren fungieren) sind in der Regel toxisch für Mikroorganismen.

Diese Einschränkungen verdeutlichen die Notwendigkeit, eine schrittweise Forschungsmethodik zu entwickeln, die diese Effekte berücksichtigt, da die Betriebsbedingungen einen Einfluss auf die ursprünglichen Eigenschaften des Vorbehandlungsstroms haben (Kontaktzeit, Art und Dosierung des Oxidationsmittels und/oder Katalysators, Toxizität, Temperatur usw.). Solche Studien müssen analytische Werkzeuge einsetzen, um die Reaktionsmechanismen, den Reaktionsweg und die Kinetik zu untersuchen, die Auswirkungen der chemischen Vorbehandlung auf die biologische Abbaubarkeit zu bewerten, den Einfluss von Kationen und Anionen in der Abwassermatrix zu analysieren und verschiedene Techniken zur Bestimmung der biologischen Abbaubarkeit und Toxizität anzuwenden [43].

Ozonierung ist eine attraktive Option, da die Wirksamkeit ähnlich der von UV/H_2O_2 ist, jedoch mit dem Potenzial reduzierter Energie- und Chemikalienanforderungen. Ozon allein hat aufgrund von Nebenreaktionen mit elektronenreichen Gruppen wie Aminen, Phenolen und alkoxylierte Aromaten die Fähigkeit, Hydroxylradikale zu erzeugen, wenn es auf Abwasser angewendet wird. Die Kombination

von molekularem Ozon und dem stärkeren, nicht-selektiven ·OH ermöglicht den Abbau von widerstandsfähigeren Verbindungen und beschleunigt den gesamten Behandlungsprozess. Die Reaktionsgeschwindigkeitskonstanten für Ozon (1 bis 10^10 M^{-1} s^{-1}) und .OH (10^8 bis 10^10 M^{-1} s^{-1}) für eine Vielzahl von Spurenstoffe sind in der Literatur verfügbar [44].

6.2.3 Desinfektionsverfahren

Der letzte und möglicherweise wichtigste Schritt in der Wasserwiederverwendung zur Reduzierung der Exposition gegenüber pathogenen Verunreinigungen für den Menschen ist die Desinfektion des Wassers vor der Wiederverwendung. UV-Strahlung und Chlorierung sind weit verbreitete und gut charakterisierte Desinfektionsverfahren. Chlor wird dem behandelten Wasser für vordefinierte Zeiträume zugesetzt, um die Exposition und Inaktivierung von Mikroorganismen zu gewährleiten; danach wird das verbleibende Chlor neutralisiert, bevor es in die Umwelt oder in die Grundwasseranreicherung entlassen wird [45]. Konventionell werden die Ziele der Chlor-Desinfektion durch die Kontaktzeit, oder CT, festgelegt, die als Produkt der Chlordosis (in mg/l) und der Zeit (in Minuten) gemessen wird. Daher ist es möglich, denselben CT durch eine hohe Dosis/kurze Zeit oder eine niedrige Dosis/lange Zeit zu erreichen. Die CTs für die Chlor-Desinfektion von Trinkwasser oder Abwasser wurden für die wichtigsten enteralen Krankheitserreger bestimmt und sind in vielen Richtlinien definiert [46].

Eine wirksame Alternative zur chemischen Desinfektion ist die UV-Strahlung, ein physikalischer Prozess, bei dem Wasser einer UV-Lichtquelle ausgesetzt wird. UV-Strahlung wird gegenüber Chlor häufig bevorzugt, da sie nicht zur Bildung toxischer Nebenprodukte führt. Das UV-Lichtspektrum lässt sich in UV-C (200–280 nm), UV-B (280–320 nm) und UV-A (320–400 nm) unterteilen, wobei nur UV-C für die Desinfektion verwendet wird (King, Hoefel, Daminato, Fanok & Monis, 2008). Die keimtötende Wellenlänge des UV-Lichts beträgt 254 nm, da bei der Wellenlänge die maximalen DNA-Beeinträchtigung verursacht, indem DNA-Addukte namens Thymin-Dimere induziert werden, die die normale Transkription und DNA-Replikation behindern und die Zellteilung verhindern. Es gibt zwei Arten von UV-Lampen, die für die Desinfektion verwendet werden: Niederdruck-UV-Strahler, die UV-Licht im Bereich von 254 nm erzeugen, und Mittel-Druckstrahler, die UV-Licht im Bereich von 200–300 nm erzeugen.

UV-Strahlung bietet eine wirksame Inaktivierung von Bakterien, Protozoen und einigen Viren [47]. Es hat sich gezeigt, dass die UV-Desinfektion sehr effektiv ist, um pathogene Protozoen wie *C. parvum* und *G. duodenalis* zu inaktivieren, wobei UV-Dosen von 25 mJ/cm² eine Reduzierung von 3 $\log_{10}$ bei Cryptosporidium-Oozysten zur Folge haben und Dosen von 40 mJ/cm² eine Reduzierung von 4 $\log_{10}$ bei *G. duodenalis* zeigen. Viele Studien haben gezeigt, dass Niederdruck-UV-Dosen von 30–40 mJ/cm² eine 4 $\log_{10}$ Inaktivierung von pathogenen Viren verursachen können; jedoch ist eine hohe Dosis von 200 mJ/cm² erforderlich, um Adenoviren (4 $\log_{10}$) zu inaktiviren. Im Fall des Adenovirus ist UV mit mittlerem Druck effektiver, wobei eine niedrigere Wellenlänge von etwa 220 nm mit der Inaktivierung verbunden ist. Es wurde auch gezeigt, dass UV eine Reduzierung von 0–1,5 $\log_{10}$ bei *Ascaris lumbricoides*-Eiern verursacht, die zu den widerstandsfähigsten Krankheitserregern gegenüber anderen Desinfektionsprozessen gehören.

Es gibt einige Einschränkungen bei der UV-Desinfektion. Die erste ist, dass sie keine Restdesinfektion bietet, was bedeutet, dass überlebende Mikroorganismen nach der Desinfektion wieder aufwachsen können, so dass es bei einer nachfolgenden Kontamination des Wassers (z. B. durch einen Rohrbruch)

keine desinfizierende Wirkung gibt, um pathogene Verunreinigungen zu inaktivieren. Eine weitere Herausforderung ist, dass viele Mikroorganismen Systeme zur Reparatur von durch UV verursachten DNA-Schäden haben, was bedeutet, dass sie die Fähigkeit zur Vermehrung oder Infektion zurückgewinnen können, wenn das Ausmaß des UV-Schadens nicht ausreicht, um die Kapazität dieser Reparatursysteme zu überwältigen [48].

Faktoren, die die Effizienz von UV beeinflussen, sind Trübung, Schwebstoffe, gelöster organischer Kohlenstoff, Verschmutzung der Lampenschläuche und Alterung der Lampen [48]. Das Vorhandensein von organischen Stoffen führt zu einer Abschwächung des Lichts, die durch ausreichende Lampenleistung überwunden werden kann. Wie bei Chlor können jedoch auch Partikel (oder Zellaggregation) zu einem Nachlassen der Wirkung führen [49].

6.2.4 Adsorptive Verfahren

Bevorzugt sollte ein Adsorbens mit ausreichend Adsorptionsplätzen ausgestattet sein, die eine geeignete Adsorption von Schadstoffen ermöglichen. Die am häufigsten verwendeten konventionellen Adsorbentien zur Beseitigung von Schadstoffen und Farbstoffen sind Bio-Adsorbentien, Siliziumdioxid, Aluminiumoxid, Aktivkohle, Ton, Metalloxide, Titandioxid usw. Aktivkohle (AK) gilt als das effizienteste Adsorptionsmaterial zur Entfernung vieler Arten von Schadstoffen aus Wasser. AK ist ein ungiftiges und kostengünstiges Material mit hoher Effizienz, das auf seiner porösen Struktur und der großen Oberfläche beruht [50].

Adsorbentien, die für die Wasseraufbereitung verwendet werden, stammen entweder aus natürlichen Quellen oder werden durch industrielle Herstellungs- oder Aktivierungsprozesse bereitgestellt. Zu den typischen natürlichen Adsorbentien zählen Tonminerale, natürliche Zeolithe, Oxide und Biopolymere. Künstlich hergestellte Adsorbentien lassen sich in kohlenstoffbasierte, polymere, oxidische Adsorbentien und zeolithische Molekularsiebe unterteilen. Aktivkohle, die aus kohlenstoffhaltigem Material durch chemische oder gasförmige Aktivierung gewonnen wird, ist das am weitesten verbreitete Adsorptionsmittel in der Wasseraufbereitung. Polymere Adsorbentien, die durch Copolymerisation von unpolaren oder schwach polaren Monomeren hergestellt werden, bieten vergleichbare Adsorptionseigenschaften wie Aktivkohle, jedoch haben die hohen Materialkosten und die aufwendige Regeneration eine breitere Nutzung bisher eingeschränkt. Oxide und Zeolithe zeichnen sich durch stark hydrophile Oberflächen aus, was sie besonders für die Entfernung polarer, insbesondere ionischer Verbindungen, prädestiniert. In den letzten Jahren hat das Interesse an der Verwendung von Abfällen und Nebenprodukten als kostengünstige alternative Adsorbentien deutlich zugenommen [51].

6.2.5 Multibarrierensysteme

Bei der Wiederverwendung von Abwasser haben wir es mit einer Vielzahl von Verunreinigungen zu tun, die mikrobiologische Verunreinigungen (Bakterien, Viren, Protozoen, Zysten, ARBs und ARGs), organische und anorganische Verbindungen sowie Chemikalien mit steigendem Interesse (wie Arzneimittel, Industriechemikalien, PFAS usw.) umfassen. Daher ist es wichtig, ein System zu verwenden, das in der Lage ist, all diese Verunreinigungen zu entfernen bzw. zu bewältigen. Ein einziges System, das in der Lage ist, sämtliche Schadstoffe zu eliminieren und das Wasser vollständig zu reinigen, existiert jedoch nicht. Allerdings ist es möglich, abhängig von der geforderten Wasserqualität am Ende des Behandlungsprozesses (zweckentsprechend), mehrere Aufbereitungssysteme nacheinander einzusetzen, von denen jedes eine bestimmte Gruppe von

Verunreinigungen gezielt behandelt. Dies ist die Mehrbarrieren-Behandlungsstrategie, die in früheren Studien wie Zhiteneva et al. (2021) und Ho, Ahmadi et al. (2024) angewendet wurde. Dabei wurde eine biologische Behandlung gefolgt von Oxidation, Adsorption und Desinfektion eingesetzt, um eine sichere Wasserqualität für Wiederverwendungszwecke zu gewährleisten und die Risiken für die menschliche Gesundheit und die Umwelt zu verringern [47], [52].

7 Reduktion mikrobiologischer und chemischer Kontaminanten bei der Wasserwiederverwendung

7.1 Entfernungsleistung mikrobiologischer Kontaminanten

Im Rahmen des Demonstrationsvorhabens zur Wasserwiederverwendung führten wir ein umfassendes mikrobielles Screening-Programm für verschiedene Bakterien, *Clostridium perfringens*-Sporen und Viren durch, die im Zusammenhang mit den Anforderungen der EU-Wiederverwendungsverordnung 2020/741 relevant sind. Das Vorkommen und Häufigkeiten dieser Zielorganismen im Rohabwasser und Sekundärablauf entsprechen der Literatur und sind in Abbildung 65 dargestellt [47]. Die Gesamtzahl der intakten und kultivierbaren Bakterien im Zulauf der Kläranlage lag bei etwa 10^9 Zellen pro 100 ml, was einen erheblichen Teil der Bakterienpopulation widerspiegelt.

Die Häufigkeit humanpathogener Viren kann je nach Verfahren, Betriebsbedingungen einer Kläranlage und dem Ausscheidungsverhalten in der angeschlossenen Kommune stark variieren. Die Konzentrationen im Rohabwasser können von 10 bis 10^8 genomische Kopien pro 100 mL für humane Adenoviren, Norovirus GII, Enteroviren und Papillomaviren reichen. In dieser Studie konnten die Nukleinsäuren von Adenoviren, Enteroviren, Rotaviren, Polyomaviren, SARS-CoV-2 sowie PMMoV, TMV und CrAss-Phagen im Rohabwasser nachgewiesen werden. Im Vergleich zu bakteriellen Indikatoren zeigten die Häufigkeiten eine größere Variabilität, und bis auf die Indikatorviren PMMoV, TMV und CrAss-Phage waren alle Viren weniger konzentriert als F+ und somatische Coliphagen. Aufgrund dieser Beobachtung konzentrierten sich unsere Untersuchungen auf F+ und somatische Coliphagen. Unsere Messungen humanpathogener Viren können in zukünftigen Studien für eine quantitative mikrobiologische Risikobewertungen (QMRA) verwendet werden.

7.1.1 Leistungsfähigkeit des Referenz-Wasserwiederverwendungszugs – EU Behandlungslinie (A)

Die Entfernung von Indikatororganismen, einschließlich *E. coli*, Gesamtcoliformen und *C. perfringens*-Sporen, durch die Behandlung mittels eines konventionellen Belebtschlammverfahrens, gefolgt von Filtration und UV-Desinfektion, wurde bestimmt und ist in Abbildung 65 dargestellt. Obwohl dieser Behandlungsstrang mit zwei hintereinandergeschalteten Kartuschenfiltern und einer durchschnittlichen UV-Dosis von etwa 490 J/m^2 das Leistungsziel für Bakterien (≥ 5 log für *E. coli*) erreichen kann, erfüllte er in 90 % aller Proben nicht die FIB-Anforderung für die Qualität von aufbereitetem Wasser (*E. coli* < 10 pro 100 mL). Die Leistungsziele für die Validierung für Protozoen (≥ 4 log für *C. perfringens*-Sporen) und Viren (≥ 6 log für Coliphagen) wurden nur teilweise erreicht. Während alle Indikatororganismen während der konventionellen Abwasserbehandlung um 1,9 bis 2,6 log reduziert

wurden, war die Inaktivierung durch nachgeschaltete Prozesse für Sporen und Coliphagen weniger effektiv. Alle Zielorganismen wurden häufig im aufbereiteten Wasser nachgewiesen. Es sollte beachtet werden, dass der in dieser Studie verwendete UV-Reaktor im kleinen Maßstab mit konstanter UVC-Leistung betrieben wurde, ohne die UV-Dosis an die variable UV-Transmission anzupassen. Angewendete UV-Dosen von 430 J/m^2, 490 J/m^2 und 620 J/m^2 wurden für die minimale, durchschnittliche und maximale gemessene UV-Transmission jeweils unter Verwendung der Punktquellen-Summationsmethode (PSS) bestimmt. Die beobachtete UV-Desinfektionseffizienz folgte den erwarteten Trends basierend auf den etablierten UV-Sensitivitäten für Indikatororganismen mit *E. coli* ≈ somatische Coliphagen > F+ Coliphagen > *C. perfringens*-Sporen [40, 41], aber aufgrund der niedrigen durchschnittlichen UVT (60 %) waren die angewendeten UV-Dosen zu gering, um die EU-Mindestanforderungen für die Wasserqualität und die Behandlungsleistung zuverlässig zu erfüllen.

Um die Leistungsziele der EU-Verordnung zuverlässig zu erreichen, müssen die UV-Dosen gemäß den gut dokumentierten UV-Sensitivitäten der Indikatororganismen angepasst werden. Beispielsweise müssen bei einem angenommenen ≈ 2 LRVs der Indikatororganismen durch CAS die erforderlichen UV-Dosen für die abschließende UV-Desinfektion im Bereich von < 200 J m^-2 für ≥ 3 log *E. coli*, ≈ 900 J/m^2 für ≥ 4 log Coliphagen (Mittelwert aus 262 Dosis-Wirkungs-Kurven in der US-EPA (2020)) und ≈ 660 J/m^2 für ≥ 2 log C. perfringens-Sporen liegen [47]. Dies kann durch die Verwendung validierter UV-Reaktoren erreicht werden, die Reduktionsäquivalentdosen (RED) gemäß den etablierten Validierungsprotokollen liefern. Da die durchschnittlichen UV-Dosen, die mit der Punktquellen-Summationsmethode bestimmt werden, erheblich von den RED für einzelne Organismen abweichen können, bleibt ein direkter Vergleich der Pathogenentfernung mit Literaturwerten schwierig. Je nach Konservativität anderer Annahmen könnte ein zusätzlicher Sicherheitsfaktor wie die 95. Perzentil-Grenze erforderlich sein, um Leistungsziele zu erreichen, die in allen Proben über 90 % liegen.

Einige Proben von aufbereitetem Wasser zeigten außergewöhnlich hohe Konzentrationen für verschiedene Indikatoren, z. B. wurde *E. coli* in Konzentrationen von bis zu 10^4 pro 100 ml nachgewiesen. Die Überwachung der Trübungswerte nach den Kartuschenfiltern deutete auf sporadisch unsachgemäße Entfernungsleistungen mit erhöhten Trübungswerten hin, die zeitweise eine eingeschränkte Desinfektionseffizienz verursacht haben könnten. Folglich sollten großtechnische Aufbereitungsanlagen zur Wasserwiederverwendung neben der Online-Überwachung der Trübung (wie von der EU-Verordnung gefordert) auch mit einer Online-Überwachung der UV-Transmission und UV-Intensität ausgestattet sein, um Störungen während des Betriebs der Filter oder der UV-Desinfektion anzuzeigen.

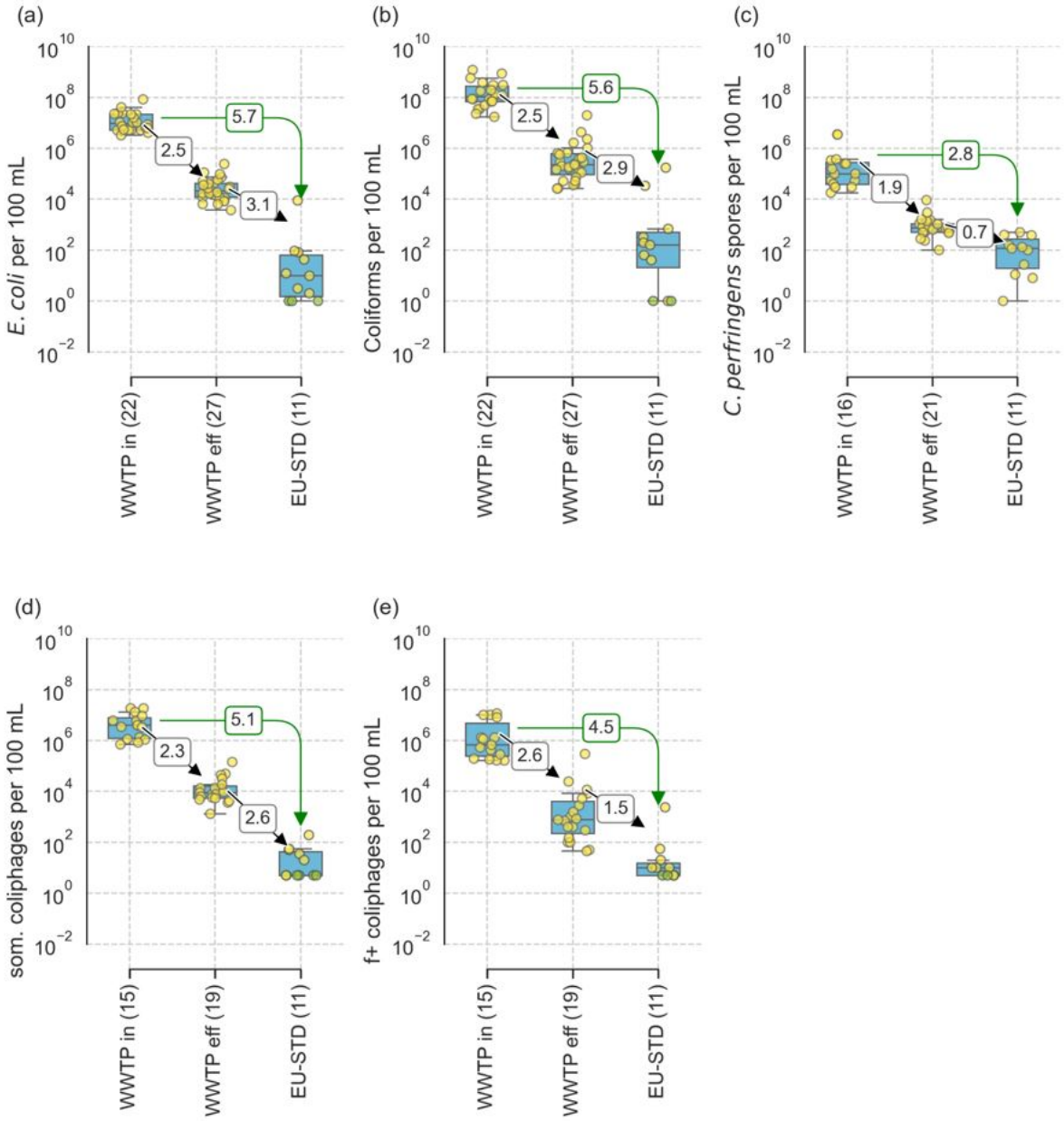


Abbildung 60: Die Entfernung von Krankheitserregern in der EU-min Behandlungskette (A) unter Anwendung konventioneller Sekundärbehandlung, Filtration und UV-Desinfektion (UV-Dosis ≈ 490 J/m2). Die Pfeile zeigen die berechneten log-Reduktionswerte (LRV), wobei der 10. Perzentilwert angegeben ist (90 % der Werte liegen über dem angegebenen Wert). Der grüne Pfeil zeigt die gesamte log-Reduktion. Die Zahlen in Klammern stehen für n.

7.1.2 Leistung des weitergehenden Wasserwiederverwendungszugs (B)

Der Behandlungszug B zur Entfernung von Krankheitserregern wurde zunächst über sechs Monate ohne Ultrafiltration betrieben, gefolgt von 22 Monaten Betrieb mit Ultrafiltration. Die Entfernungsleistung für pathogene Mikroorganismen wurde in beiden Zeiträumen bewertet.

Die Entfernung von fäkalen Indikatoren wie *E. coli*, Gesamtkoliformen und *C. perfringens*-Sporen in Zug B ergab mit und ohne UF ähnliche log-Reduktionswerte (LRVs) von ≥ 7,0 / ≥ 6,8 für *E. coli*, ≥ 7,8 / ≥ 7,9 für Gesamtkoliforme und 5,0 / ≥ 4,7 für *C. perfringens*-Sporen. Die Konzentrationen der FIB

lagen in beiden Betriebsszenarien meist unterhalb der Nachweisgrenze (Abbildung 66). Die *E. coli*-Konzentrationen im aufbereiteten Wasser von Zug B mit und ohne UF-Membran erfüllten stets die EU-Anforderungen für Wiederverwendungsanwendungen (Klasse A, ≤10 pro 100 ml, in 90 % aller Proben).

Während des Betriebs ohne UF zeigte die Ozonierung mit einer spezifischen Ozon-Dosierung von 0,6 g O_3/g DOC eine durchschnittliche *E. coli*-Entfernung von 3,2 LRVs. Lüddeke et al. (2015) berichteten über nur 1-2 LRVs für *E. coli* bei einer spezifischen Dosis von 0,73 mg O_3/mg DOC [54]. Diese unterschiedliche Effizienz könnte auf Unterschiede im Ozonbedarf, der Art der Ozoneinspritzung, dem Reaktordesign oder den TSS-Konzentrationen im Sekundärabwasser zurückzuführen sein. Dies unterstreicht die Bedeutung der Leistungsvalidierung für jede Aufbereitungsanlage, um standortspezifische Bedingungen zu berücksichtigen. Literaturdaten können daher nur eine Schätzung der zu erwartenden Entfernungsleistung liefern und sind weniger anwendbar, wenn abweichende Betriebsbedingungen vorliegen.

Während des Langzeitbetriebs wurde nach dem BAK-Filter ein leichter Anstieg der *E. coli*-Konzentrationen beobachtet, was auf ein Bakterienwachstum zurückzuführen sein könnte, wie von Reaume et al. (2015) berichtet [55]. Die angewandte UV-Bestrahlung mit einer durchschnittlichen UV-Dosis von ≥550 J/m^2 (bei einem maximalen Durchfluss von 1500 l/h und einer minimal gemessenen UVT von 81%) reduzierte verbleibende *E. coli* jedoch zuverlässig unter die Nachweisgrenze. Mit der keramischen UF-Membran im Betrieb konnte nach UF kein *E. coli* nachgewiesen werden. Folglich war die ermittelte log-Reduktion der UF von >1,3 LRVs wahrscheinlich unterschätzt. Da die Konzentration im UF-Ablauf nahe oder unterhalb der Nachweisgrenze lag, konnten LRVs für nachgeschaltete Prozesse nicht bestimmt werden. Obwohl die UF als eine sehr effiziente Barriere für Krankheitserreger dient, könnten Integritätsprobleme insbesondere die Virenentfernung beeinträchtigen. Die konventionellen Integritätstests der UF-Membran mittels Druckhalteprüfungen können die Membranleistung in Bezug auf die Virenabweisung überschätzen. Daher wurden alternative Ansätze vorgeschlagen, wie die Verwendung eines nicht-mikrobiellen Indikators mit einer netto-negativen Oberflächenladung (citratstabilisierte Silbernanopartikel), um die Membranintegrität zu beurteilen. Regelmäßige mikrobiologische Herausforderungen mit Bakteriophagen sind eine weitere Möglichkeit, die Membranintegrität zu bewerten. Darüber hinaus ist für eine umfassende mikrobiologische Risikobewertung Wissen über die Effizienz nachgeschalteter Prozesse erforderlich [47]. Diese Erkenntnisse könnten durch das Spiken von Indikatororganismen, die Übernahme von Literaturdaten oder die Durchführung von Prozessvalidierungen gewonnen werden.

Während des Betriebs ohne die UF-Membran führte der Ozonierungsprozess zu einer durchschnittlichen Entfernung von 2,6 LRVs für Koliformbakterien. Nach der Hinzufügung der UF zur Behandlungsstrecke kam es jedoch nach der Ozonierung zu einem erneuten Wachstum von Koliformen (2,7 log), obwohl die UF die Koliformen bereits unter die Nachweisgrenze reduziert hatte (≥ 5,2 log Reduktion) (Abbildung 65). Gerrity et al. (2011) beobachteten ebenfalls ein erneutes Wachstum von Koliformen in der letzten Stufe ihres erweiterten Behandlungssystems (Belebung+UF+O_3/H_2O_2+BAK) und schlugen eine abschließende Desinfektion vor, um das Problem zu mildern [56]. Um den Typ und die Quelle dieser Kontamination im Ozonierungssystem zu bestimmen, wurden die Koliformbakterien mit MALDI-TOF-MS identifiziert. Nach der Ozonierung und BAK-Filtration wurde eine sehr geringe Biodiversität der Koliformbakterien beobachtet (Shannon-Wiener-Index von ≤ 0,1 im Vergleich zu 0,9 im Sekundärabwasser). Insgesamt wurden 79 % der Arten als *Lelliottia amnigena*, 7 % als *Serratia fonticola*, 4 % als *Citrobacter freundii*, 3 % als *Enterobacter taylorae* und 7 % als andere Arten

identifiziert. Obwohl diese Bakterien normalerweise nicht mit Gesundheitsrisiken in Verbindung gebracht werden, deutet ihre Anwesenheit auf eine interne Kontamination hin. Insgesamt stieg der Anteil von *Lelliottia amnigena* von etwa 17 % in der ersten Probenahmekampagne auf nahezu 100 % in den folgenden Monaten des Monitorings. *Lelliottia amnigena* wurde für sein Wachstum in oligotrophen Umgebungen wie Trinkwasserspeichern bekannt [47]. Das Wachstum einer einzigen Bakterienart sowie das Fehlen von *E. coli* deuteten auf eine interne Kontamination des Behandlungssystems hin. Es sollte erwähnt werden, dass vor dem Betrieb der UF vor dem Ozonierungssystem gelegentlich erhöhte Konzentrationen an Gesamt-Schwebstoffen (4-8 mg l^{-1}) im Sekundärabwasser festgestellt wurden, die das Ozonierungssystem speisten und zu Verstopfungen der Probenahmeanschlüsse führten, was möglicherweise zu einer Kontamination mit Koliformen führte. Dieses Problem wurde durch die Desinfektion des Ozonierungssystems mit Natriumhypochlorit behoben, was zu einer vollständigen Entfernung der Koliformen nach der Ozonierung und zu geringen Mengen von *Lelliottia amnigena* im BAK-Filterabfluss führte (3 bis < 1 Koliformen pro 100 ml). Während des Langzeitbetriebs führte die abschließende UV-Bestrahlung (≥ 550 J m^{-2}) zur Entfernung von Koliformbakterien unterhalb der Nachweisgrenze, mit Ausnahme von zwei positiven Nachweisen (von 19), die durch das Wachstum von *Lelliottia amnigena* in den vorhergehenden Behandlungsschritten in Kombination mit einem technischen Ausfall der UV-Lampe verursacht wurden. Nach der einmaligen Systemdesinfektion konnten nach der UV-Einheit keine Koliformen mehr nachgewiesen werden.

Nach der UF-Behandlung erreichte die Konzentration von *C. perfringens*-Sporen die Nachweisgrenze. Eine hohe Entfernung von Bakterien und Sporen zwischen 2-4 LRVs durch UF wurde auch in früheren Studien berichtet. Im Gegensatz zu *E. coli* und Koliformbakterien zeigten *C. perfringens*-Sporen während der Ozonierung eine höhere Resistenz mit einer Reduktion von nur 0,4 log. Es wurde berichtet, dass *C. perfringens*-Sporen viel widerstandsfähiger gegen Desinfektionsprozesse wie Ozonierung und UV-Behandlung sind als vegetative Bakterien. Lanao et al. (2008) gaben an, dass 3,6 mg O_3/l erforderlich waren, um eine 4-Log-Entfernung von *C. perfringens*-Sporen in der Trinkwasseraufbereitung zu erreichen [57]. In dieser Studie war die Reduktion von *C. perfringens*-Sporen durch Ozonierung während des Betriebs ohne UF aufgrund des schnellen Ozonabbaus in der Abwassermatrix und der dadurch vergleichsweise niedrigen Ozonexposition signifikant geringer (0,4 log). Ähnlich beobachteten Sauter et al. (2021) eine Reduktion von 0,5 log für *C. perfringens*-Sporen nach Anwendung von 0,7 g O_3/g DOC im Sekundärabwasser [58]. Auch für die UV-Behandlung berichteten Hijnen et al. (2006) von einer maximalen Reduktion von 3 log für *C. perfringens*-Sporen bei Anwendung von 640 J m^{-2} [59]. Ergebnisse von Carabias et al. (2023) zeigten erforderliche UV-Fluenzen von 330 J m^{-2} pro Log-Reduktion [60]. Die ermittelte LRV in dieser Studie war mit einer durchschnittlichen UV-Dosis von ≥550 J m^{-2} etwas niedriger, es sollte jedoch beachtet werden, dass die gemessene Konzentration im Ablauf des UV-Reaktors häufig unter der Nachweisgrenze lag. Das Leistungsziel von LRV ≥ 4,0 für Protozoen unter Verwendung der weitergehenden Wasseraufbereitungsstufe B konnte in über 90 % aller Proben erreicht werden.

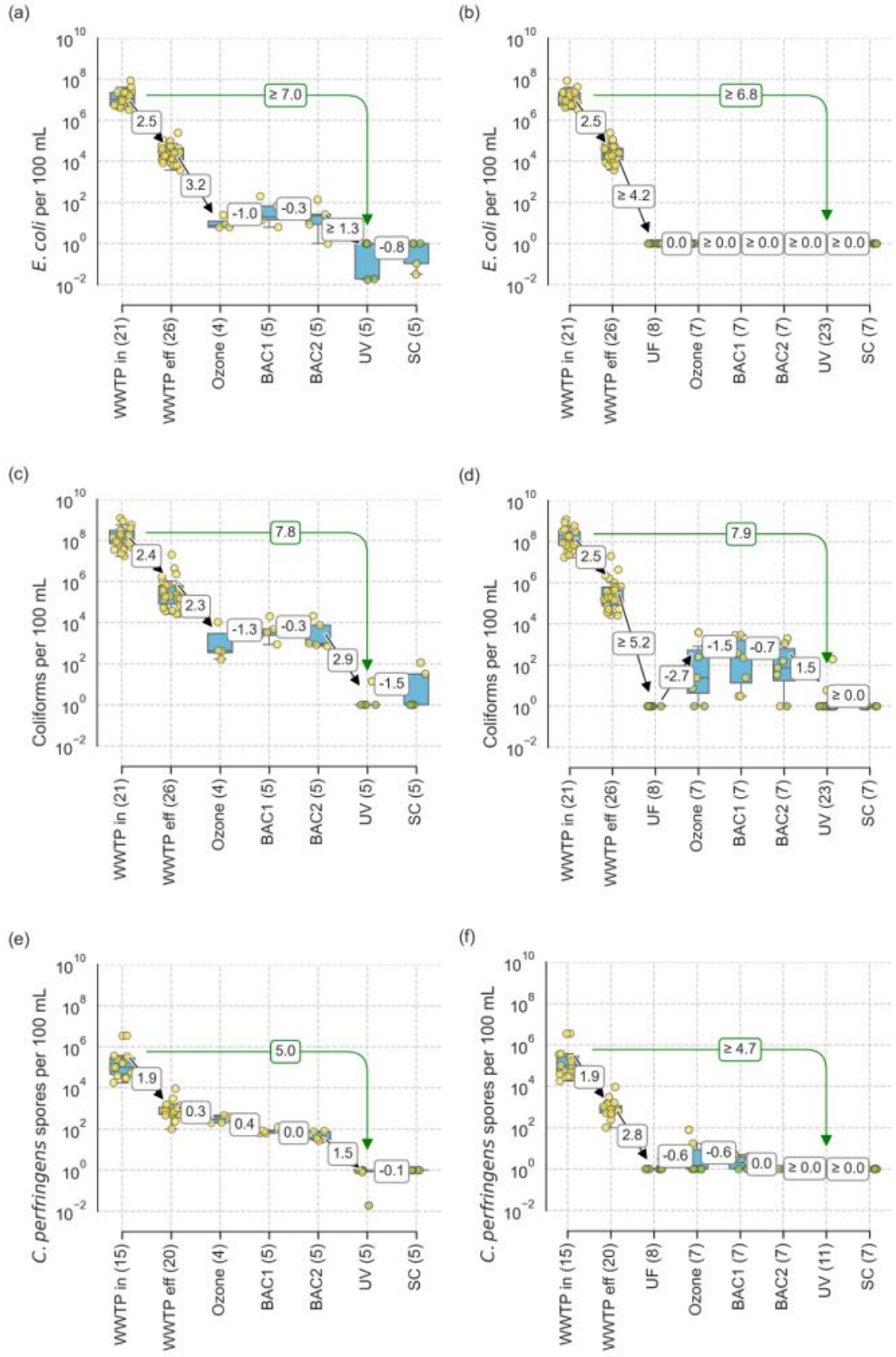


Abbildung 61: Entfernung von fäkalen Indikatoren durch die Behandlungsreihe B vom Rohabwasser bis zum finalen Abwasser (sekundäres Abwasser - (mit oder ohne) UF-Ozonung-BAK-UV) während des kontinuierlichen Betriebs. Die Diagramme a, c

und e zeigen die Entfernung von Krankheitserregern ohne UF, während die Diagramme b, d und f die Entfernung von Krankheitserregern nach der Hinzufügung von UF zur Behandlungsreihe B darstellen. Wie erwartet hatte die Sandsäule (SC) keinen Einfluss auf die Entfernung der Krankheitserreger. Eine Ozonkonzentration von 0,6 g O3/g DOC und eine durchschnittliche UV-Dosis von ≥550 J/m^2 wurden angewendet. Die EBCT der BAK-Filter bei der letzten Probenahmekampagne betrug 25.000. Die Pfeile zeigen die berechneten LRVs an, wobei der 10. Perzentilwert angegeben ist (90% der Werte sind größer als der angegebene Wert). Der grüne Pfeil zeigt die gesamte log-Entfernung. Zahlen in Klammern geben n an.

In dieser Studie wurden sowohl somatische (Abbildung 67 a-b) als auch F+-Coliphagen (Abbildung 67 c-d) als virale Surrogate bewertet. Die erweiterte Behandlungsstufe B zeigte eine Entfernung von > 5,8 LRV für somatische Coliphagen, sowohl ohne als auch mit Ultrafiltration. Bei den F+-Coliphagen konnte aufgrund der geringeren Konzentration im Zulauf der Kläranlage nur eine geringere Entfernung von ≥ 5 log festgestellt werden. Ähnlich wie bei den FIB sanken die Koliphagenkonzentrationen nach dem UV-Prozess während der Zeit ohne UF-Membranbetrieb unter die Nachweisgrenze. Mit UF als erster Barriere der erweiterten Behandlungsstufe lag die Konzentration der F+-Coliphagen bereits im UF-Filtrat unterhalb der Nachweisgrenze. Folglich konnten potenzielle Log-Reduktionswerte der nachgelagerten Prozesse, einschließlich Ozonierung, BAK-Filtration und UV-Bestrahlung, nicht mehr bestimmt werden. Im Fall der somatischen Phagen konnten nach der Ultrafiltration in etwa der Hälfte der Proben noch einige Phagen (im Durchschnitt etwa 13 pro 100 ml) gemessen werden.

Während des Betriebs der UF zeigten die gemessenen Konzentrationen somatischer Coliphagen einen leichten Anstieg in den BAK-Filtern (Abbildung 67). Dies wurde bei den F-spezifischen Phagen nicht beobachtet. Die positiven Befunde stammen vermutlich aus Proben, die nach den Spiking-Tests entnommen wurden, was darauf hindeutet, dass Coliphagen über einen längeren Zeitraum aus dem BAK-Filter ausgewaschen werden.

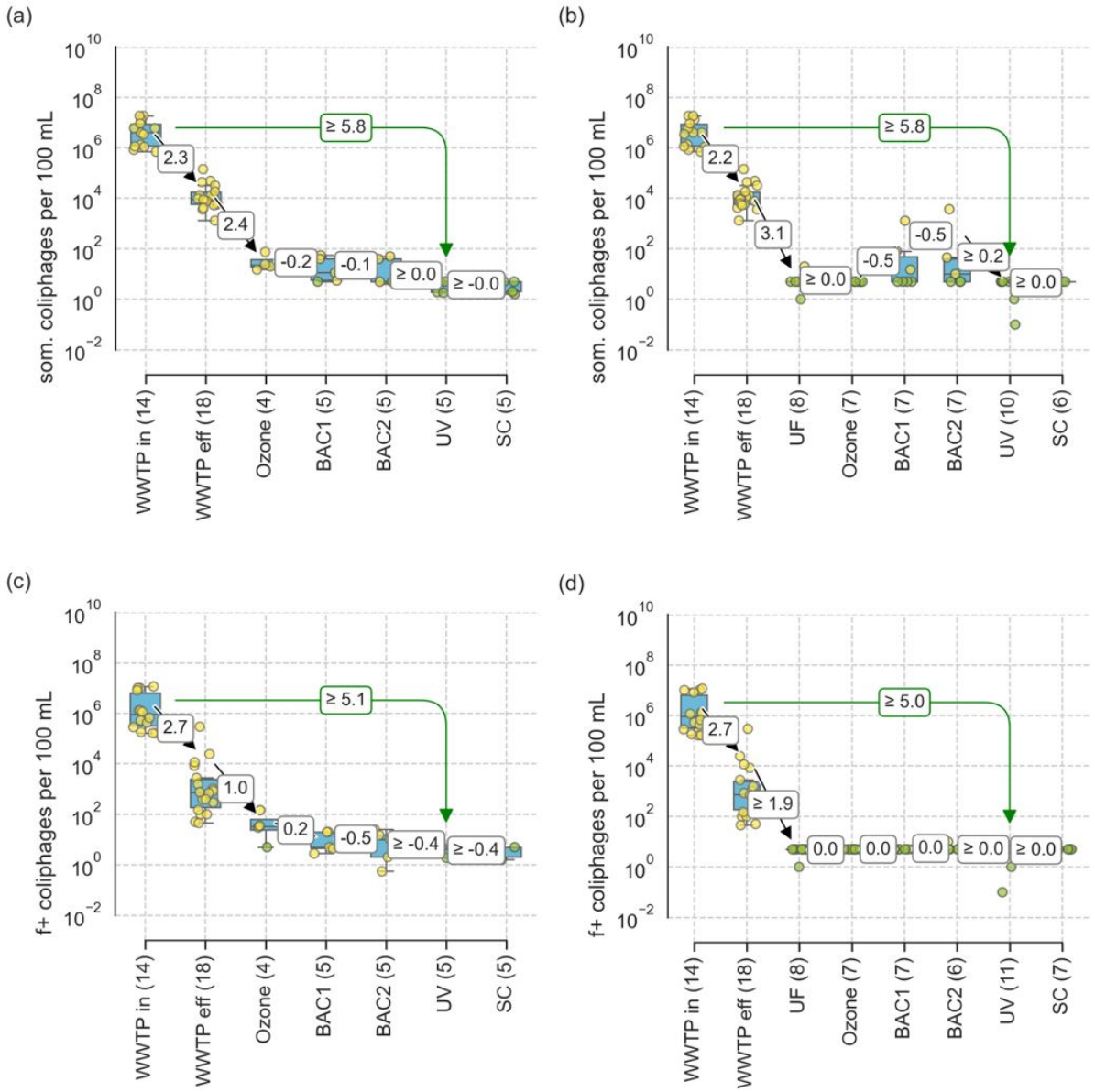


Abbildung 62: Effizienz der Entfernung von F-spezifischen und somatischen Coliphagen bei Behandlungsstufe B von Rohabwasser bis zum Endabwasser (die Zahlen in Klammern geben die Anzahl der Probenahmen während des kontinuierlichen Betriebs an). Pfeile zeigen die berechneten Log-Entfernungswerte an, wobei der Wert des 10. Perzentils angegeben ist (90 % der Werte liegen über dem angegebenen Wert). Der grüne Pfeil zeigt die gesamte Log-Entfernung (bis zur UV-Behandlung), die schwarzen Pfeile die Log-Entfernung der Zwischenbehandlungen. Zahlen in Klammern geben n an.

Basierend auf den Ergebnissen der regelmäßigen Überwachung der Leistung von der Behandlungskette B wurden die Validierungsanforderungen der EU-Wasser-WVVO für Bakterien (*E. coli* ≥ 5 LRVs) und *C. perfringens*-Sporen als Ersatz für Protozoen (≥ 5 LRVs), gemessen als das 10. Perzentil des Unterschieds zwischen der Menge an Rohabwasser und der endgültigen Qualität des aufbereiteten Wassers, erfüllt. Die Anforderungen an die Virusentfernung (Coliphagen ≥ 6 LRVs) konnten nicht nachgewiesen werden, da die Nachweisgrenze erreicht wurde, was zu niedrigeren LRVs für sowohl Somatische (≥ 5,8) als auch F+ Coliphagen (≥ 5,0) führte. Auch wenn die Gesamtsumme aller LRVs gemäß der EU-Vorschrift als ausreichende Behandlung betrachtet wird, sind genauere Informationen

über die möglichen LRVs aus der Literatur (z. B. validierte UV-Dosen) für das Risikomanagement unerlässlich [47].

7.2 Validierung der Pathogenentfernungsleistung einzelner Prozesse

7.2.1 Bestimmung der LRVs für den keramischen Ultrafiltrationsprozess

Der Spiking-Test für den UF-Prozess von Behandlungsstufe B mit Vorkoagulation wurde in zwei Phasen durchgeführt, einmal mit und einmal ohne Vorozonation. Die Ergebnisse der Entfernung von MS2- und PhiX174-Phagen während der UF-Behandlung bei unterschiedlichen Flussraten zur Validierung der Zuverlässigkeit der UF zur Pathogenentfernung als erste Stufe des Mehrbarrieren-Behandlungsstufe B sind in Abbildung 68-a dargestellt. Die Entfernung der Viren war unabhängig von den unterschiedlichen angewendeten Filtrationsflüssen, jedoch zeigten die beiden Viren während der UF ein deutlich unterschiedliches Entferungsverhalten.

Ohne Vorozonation wurden die MS2-Phagen in allen Wiederholungen durch UF um ≥ 5 LRVs reduziert, und die Anzahl der Phagen lag bereits unter der Nachweisgrenze. Die Vorozonation verschlechterte jedoch die Entfernung der MS2-Phagen durch UF. Im et al. (2019) argumentierten, dass die Vorozonation die Destabilisierung der MS2-Phagen während der Koagulation behindert, was zu einer weniger effizienten Entfernung während der UF führt. In dieser Studie wurde die Koagulation vor der UF in beiden Experimenten mit und ohne Vorozonation angewendet, was dazu führen kann, dass Viren innerhalb der Flocken physikalisch eingeschlossen oder Viruspartikel destabilisiert werden, was zu deren Aggregation und Ausfällung führt. Die Effektivität der Koagulation zur Virusentfernung hängt jedoch von mehreren Faktoren ab, einschließlich der Art und Dosierung des Koagulans, dem pH-Wert, der Wassermatrix und den Eigenschaften der Viren selbst [61].

Trotz ihrer ähnlichen Partikelgröße verhielten sich PhiX174-Phagen während der UF-Behandlung deutlich anders als MS2-Phagen. Der Betrieb ohne Vorozonation führte zu einer maximalen Entfernung von nur 1,7 LRVs. Während des Betriebs mit Vorozonation wurden keine negativen Auswirkungen beobachtet. Eine mögliche Erklärung ist der unterschiedliche isoelektrische Punkt (IEP) (3,9 für MS2-Phagen und 6,6 für PhiX174-Phagen), der zu unterschiedlichen Oberflächenladungen sowie Virus-Hydrophobizitäten führte. Bei neutralem pH-Wert (der Nachklärungsablauf hat einen pH-Wert von 7,2) tragen MS2- und PhiX174-Phagen negative bzw. nahezu neutrale Oberflächenladungen [62]. Es sollte erwähnt werden, dass das gemessene Zeta-Potential (ZP) der angewandten keramischen UF-Membran bei pH 7 etwa -30 bis -40 mV betrug. Die elektrostatische Abstoßung der MS2-Phagen von der Membranoberfläche, die die gleiche Oberflächenladung (negativ) trägt, könnte zu hohen LRVs geführt haben. Die Entfernung der PhiX174-Phagen während der UF war aufgrund ihrer positiven Oberflächenladung und damit eher dominanten Anziehungskräfte zwischen Membranoberfläche und Viruspartikeln ganz anders. Zudem haben MS2-Phagen eine höhere Hydrophobizität als PhiX174-Phagen, was ebenfalls die Entfernung der MS2-Phagen während der UF verbessern könnte. Es sollte erwähnt werden, dass viele humanpathogene Viren und sogar Stämme desselben Virus unterschiedliche IEPs haben. Bei größeren Viren wie dem menschlichen Adenovirus spielt auch die Größe eine Rolle bei der Entfernung [47].

7.2.2 Bestimmung der LRVs während der Ozonierung

Der mikrobiologische Belastungstest für den Ozonierungsprozess wurde zweimal durchgeführt. Die erste Versuchsreihe wurde ohne die UF durchgeführt. Nach der Zugabe der UF vor der Ozonierung wurde der Belastungstest für den Ozonierungsprozess wiederholt, um die Auswirkung der UF als Vorbehandlungsschritt auf die Effizienz der Ozonierung zu bewerten. Die LRVs der MS2-Phagen in den Experimenten ohne UF lagen zwischen 1,5 und 5,8 bei spezifischen Ozon-Dosierungen von 0,2-1,0 g O_3/g DOC. Die PhiX174-Phagen zeigten ein ähnliches Verhalten mit LRVs zwischen 0,7 und 5,9 (Abbildung 68). Eine Erhöhung der spezifischen Ozon-Dosierung von 0,4 auf 0,8 g O_3/g DOC führte nicht zu signifikant verbesserten LRVs. Dies könnte auf die hohen Konzentrationen von Ozon-Senken während dieses Spiking-Tests zurückzuführen sein, wie TOC (> 15 mg/l), DOC (12 mg/), TSS (> 5 mg/l) und andere senkende Verbindungen im Ablauf der Nachklärungt.

Während des Betriebs mit keramischer UF-Membran als Vorbehandlungsschritt wurde die Desinfektionseffizienz der Ozonierung verbessert (Abbildung 68). Die Ozonkonzentration von 0,2 g O_3/g DOC, die nach Beginn des Spiking-Tests angewendet wurde, führte zu 4,1 LRVs – deutlich höher als die LRVs, die in der Phase ohne UF erzielt wurden. Durch Erhöhung der spezifischen Ozonkonzentration wurde eine fast lineare Steigerung der Entfernung von MS2-Phagen bis zu einem Maximum von 6,8 LRVs beobachtet. Die Konzentrationen der MS2-Phagen nach Anwendung von 0,6, 0,8 und 1,0 g O_3/g DOC lagen unter der Nachweisgrenze. Die PhiX174-Phagen zeigten ähnliche Effekte der UF-Vorbehandlung mit insgesamt etwas niedrigeren LRVs während der Ozonierung im Vergleich zu MS2-Phagen. Die verbesserte Inaktivierungseffizienz nach UF, insbesondere bei niedrigen Fluenzwerten, kann auf die Entfernung von Schwebstoffen zurückgeführt werden, was zu einem geringeren Ozonverbrauch und höheren Ozonexpositionen führte. Zudem führte die Reduktion von DOC (einem Ozon-Senker) durch Koagulation und UF-Membranfiltration um bis zu 30% zu einem verminderten Ozonbedarf. Ähnliche Ergebnisse wurden von von Sonntag und von Gunten diskutiert [63]. Potenzielle Auswirkungen anderer Wasserbestandteile, z. B. Nitrit, können jedoch nicht ausgeschlossen werden. Um den Effekt der Partikelentfernung auf die Desinfektionseffizienz (für eingebrachte sowie autochthone Organismen) besser zu verstehen, werden zusätzliche Tests unter kontrollierten Bedingungen empfohlen.

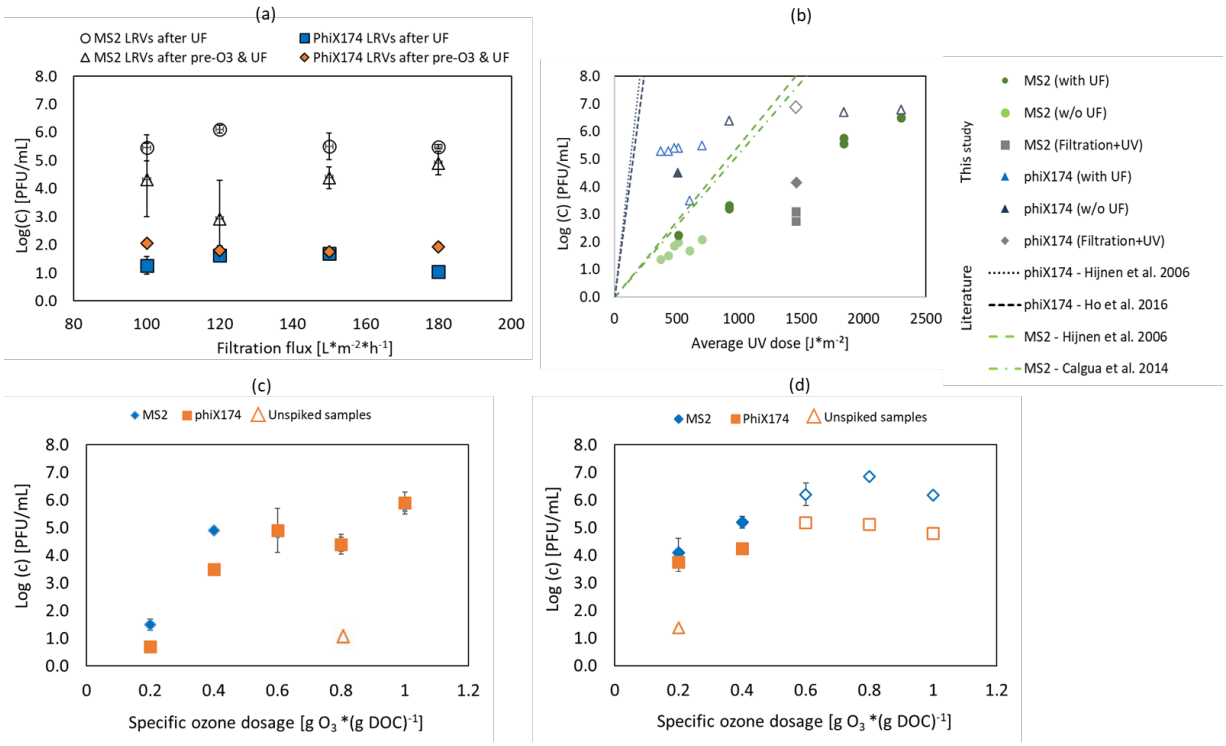


Abbildung 63: Auswirkungen von Ultrafiltrationsmembranen, Ozonierung und UV-Desinfektion auf MS2- und PhiX174-Bakteriophagen

7.2.3 Bestimmung der LRVs während der BAK-Filtration

Nach der Zugabe von Bakteriophagen in die BAK-Filter führten wir eine sechstägige Probenahmekampagne durch, um die Desorption der Viren aus dem Filtermaterial zu bewerten. Zu Beginn zeigten beide Phagen einen deutlichen Anstieg der Konzentration, wobei der Peak im BAK-Ablauf leicht um bis zu 1 LRV abnahm. Als die Konzentration im Zulauf nach drei Stunden wieder auf die ursprünglichen Werte zurückkehrte, nahm die MS2-Konzentration im Ablauf ab und erreichte nach 48 Stunden die Nachweisgrenze. PhiX174 verhielt sich jedoch anders und war auch nach sechs Tagen noch in hohen Mengen (10^3 pro 100 mL) im Ablauf nachweisbar. Die routinemäßige Überwachung nach der Zugabe erfasste somatische Phagen bis zu 6 Wochen lang (10^1 pro 100 ml). Die Nachweisgrenze wurde einen Monat später erreicht, wobei nachfolgende Proben keine Phagen mehr aufwiesen. In Bezug auf die Gesamtsumme der Viren im Zulauf und Ablauf während des Beobachtungszeitraums zeigte die BAK-Filterung eine minimale Log-Entfernung (< 1 LRV).

7.2.4 Bestimmung der LRVs durch UV-Desinfektion

Die Entfernung von Virus-Surrogaten, sowohl MS2- als auch PhiX174-Phagen, während der UV-Bestrahlung wurde für verschiedene UV-Dosen (von 370 bis 2.300 J/m^2) untersucht (Abbildung 68). Die MS2-Phagen zeigten eine nichtlineare Dosis-Wirkungs-Beziehung mit abnehmender Sensitivität bei höheren LRVs. Es ist anzumerken, dass in dieser Studie die durchschnittlichen UV-Fluenzwerte, berechnet mit der Punktquellen-Summationsmethode, verwendet wurden, die typischerweise höher sind als RED-Werte, die die Reaktorhydraulik berücksichtigen und der tatsächlichen Dosis-Wirkungs-

Beziehung in standardisierten quasi-kollimierten Strahltests entsprechen. Darüber hinaus sollte berücksichtigt werden, dass neben der UV-Durchlässigkeit auch die Trübung des Zulaufwassers die Wirksamkeit der UV-Desinfektion erheblich beeinflussen kann. Schwebstoffe können Mikroorganismen schützen, indem sie diese abschirmen oder in die Partikel einbetten, was zu einem Nachlauf der Dosis-Wirkungs-Kurven führt. Frühere Studien berichteten über den Einfluss von Gesamtschwebstoffen auf die Inaktivierung von Gesamtkoliformen, aber es ist wenig über eingeklemmte *C. perfringens* und Koliphagen bei TSS-Konzentrationen von < 10 mg/l und Trübungswerten von ≤5 NTU bekannt, wie sie von der EU-Wasser-WVVO für wiederaufbereitetes Wasser der Klasse A gefordert werden. Allerdings wurde für die Experimente in dieser Studie kein signifikanter Effekt der Schwebstoffe erwartet. Dies liegt daran, dass die Phagen vor den einzelnen Behandlungsprozessen zudosiert wurden und die Trübungswerte zwischen 0,1 und 0,2 NTU gehalten wurden.

In Bezug auf die LRVs während der UV-Bestrahlung wiesen die PhiX174-Phagen im Vergleich zu den MS2-Phagen unterschiedliche Inaktivierungseffizienzen auf. Unabhängig von den angewandten UV-Fluenzwerten war in allen Fällen (außer einer Probe) die Konzentration der PhiX174-Phagen unterhalb der Nachweisgrenze. Die sehr geringe Empfindlichkeit von *C. perfringens*-Sporen in UV-Desinfektionsprozessen ist ein berechtigter Grund, entweder höhere UV-Fluenzwerte anzuwenden oder eine zusätzliche Barriere vor der UV-Desinfektion, wie UF-Membranen, einzusetzen, um das Risiko eines Pathogen-Durchbruchs zu reduzieren. Um eine effektive mikrobiologische Entfernung bei Einsatz der UV-Desinfektion zu gewährleisten, ist es unerlässlich, das System mit Online-Überwachung der UV-Durchlässigkeit, der UV-Lampenleistung und der Durchflussrate zu betreiben. Eine verstellbare Lampe ist entscheidend, um auf Änderungen der Wasserqualität, wie eine verringerte Durchlässigkeit, reagieren zu können [47].

7.3 Antibiotikaresistente Mikroorganismen und Resistenzgene

Die begleitenden mikrobiologischen Studien untersuchteb auch das Vorkommen von Bakterien, die erweiterte Spektrumbetalaktamasen (ESBL) produzieren, entlang der Behandlungsstrecke (Abbildung 69). Die Farbkennzeichnung auf den ESBL-Agarplatten in Kombination mit der MALDI-TOF-MS-Analyse ermöglichte eine tiefere Einsicht in die Gemeinschaft der ESBL-produzierenden Bakterien. Insgesamt waren die beobachteten log-Stufen der Entfernung von ESBL-Bakterien vergleichbar mit denen von *E. coli*. In zwei Fällen, in der Phase ohne das UF-Membransystem, wurden im BAK-Filter deutlich höhere Konzentrationen festgestellt. Diese positiven Nachweise gingen mit erhöhten Werten für *E. coli*, Enterokokken und coliforme Bakterien einher. Der Anteil von ESBL-*E. coli* betrug etwa 1 % des gesamten *E. coli* im Zulauf sowie im Ablauf der Kläranlage. Die gesamten ESBL-Bakterien im Abwasser der Kläranlage setzten sich zusammen aus Acinetobacter (51 %), *E. coli* (24 %), Pseudomonas (16 %), Klebsiella (6 %), Enterobacter (2 %) und Citrobacter (1 %). Ähnliche Werte wurden im Zulauf der Kläranlage festgestellt, jedoch mit einem höheren Anteil an *E. coli* (39 %) und einem niedrigeren Anteil an Acinetobacter (25 %). Im Gegensatz zu diesem Ergebnis gehörten nach dem Ozonierungsprozess über 99 % der detektierten ESBLs zu Pseudomonas. Dieser Wechsel in der Gemeinschaft der ESBL-Bakterien ist auf die hohe Resistenz von Pseudomonas während der Ozonierung zurückzuführen, wie in früheren Studien berichtet [56], [57]. Wie in Abbildung 8b gezeigt, entfernte die keramische UF-Membran ESBL unterhalb der Nachweisgrenze (>2,8 log); daher konnten

keine ESBL in anderen Behandlungsprozessen gemessen werden, wenn die UF-Membran als Vorbehandlungsschritt betrieben wurde.

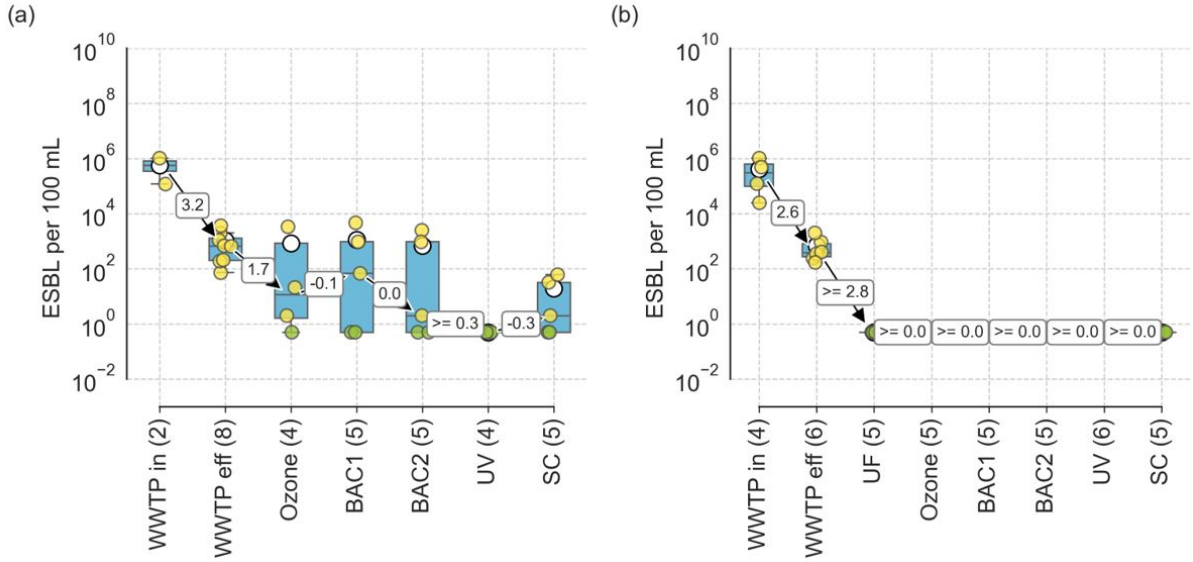


Abbildung 64: Entfernung von ESBLs im gesamten Wasseraufbereitungspilotsystem vom Rohabwasser bis zur Desinfektionseinheit – ohne UF-Membran (links) und mit UF-Membran (rechts).

Für die überwachten Resistenzgene sul1 und ermB wurden im Zulauf der Kläranlage Genkopienzahlen von bis zu 10^9 pro 100 ml beobachtet. Beide Gene weisen während des Behandlungsprozesses ähnlich geringe Log-Entfernungen auf, mit Ausnahme des Belebtschlammverfahrens, bei dem ermB um 4,3 Logs und sul1 um 2,0 Logs reduziert wird. Der UF-Membranprozess entfernte ermB-Resistenzgene um mehr als 3,3 Logs und sul1 um 4,3 Logs. Nach dem Betrieb des UF-Membransystems bleibt ermB unterhalb der Nachweisgrenze, während die sul1-Konzentrationen in den BAK-Filtern auf eine Endkonzentration von etwa 10^4 Genkopien pro 100 ml ansteigen.

Im Gegensatz zu den Ergebnissen von Wallmann et al., die 2,6 und 5,1 LRVs für ermB bzw. sul1 behaupteten (ohne die Belebung einzuschließen), zeigten die ermB-Resistenzgene im Allgemeinen eine hohe Entfernung von fast 6,0 LRVs ohne die UF-Membran (Abbildung 70) und waren nach dem UF-Membranprozess nicht nachweisbar. Die sul1-Gene zeigten eine Entfernung von 3,9 LRVs ohne und 5,6 LRVs mit dem UF-Membransystem im Wasserwiederverwendungssystem.

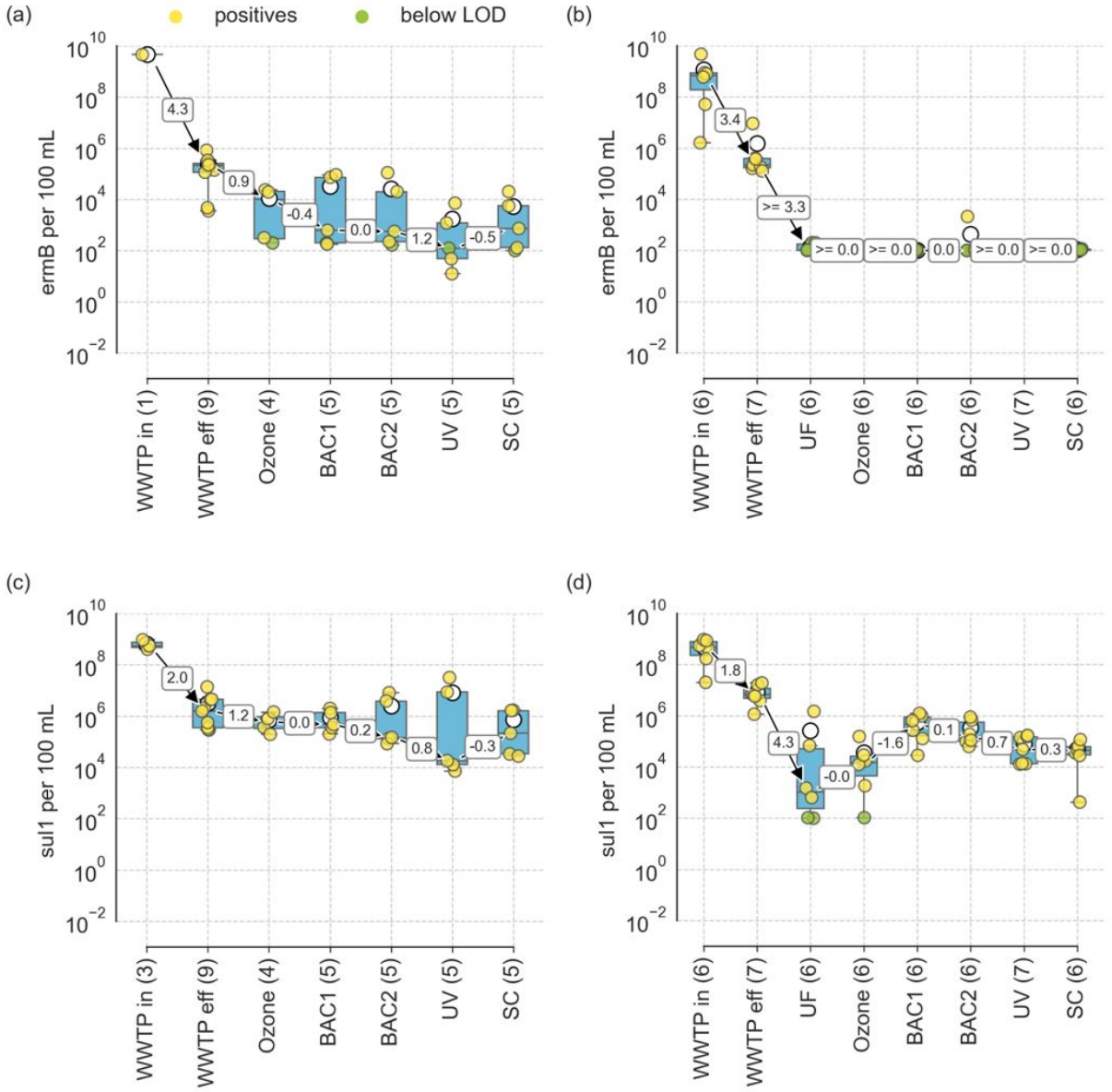


Abbildung 65: Die Entfernung von ARGs (ermB und sul1) im gesamten Pilotwasserrückgewinnungssystem vom Rohabwasser bis zur Desinfektionseinheit – ohne UF-Membran (links) und mit UF-Membran (rechts).

7.4 Entfernungsleistung chemischer Kontaminanten

7.4.1 Probenahme

Bewässerungswasser

Wasserproben wurden aus dem Sekundärabwasser, den Abwässern der einzelnen Prozessstufen des Behandlungsstrangs Nutzwasser (B) sowie dem Ablauf des Behandlungsstrangs EU-min (A) entnommen. Stichproben wurden zweimal pro Woche im Zeitraum von Oktober 2021 bis Oktober 2023 genommen und analysiert. Die Wasserqualität wurde durch den Vergleich mit Online-Überwachungsdaten bewertet, die mithilfe von Multiparametersonden (NiCaVis und CarboVis, WTW) erfasst wurden. Dieser Ansatz gewährleistete eine umfassende Qualitätskontrolle durch die

kontinuierliche Überwachung wichtiger Parameter wie UV_{254}-Absorption, TOC, DOC, Nitrit, Nitrat, Trübung, pH-Wert und elektrische Leitfähigkeit (EC). Wasserproben für die Analyse von Spurenstoffen wurden innerhalb von 24 Stunden nach der Probenahme filtriert und bei 4 °C bis zur weiteren Analyse gelagert.

Nutzpflanzen

Von März 2022 bis Oktober 2023 wurden sechs essbare Nutzpflanzen während verschiedener Jahreszeiten angebaut und geerntet, wobei ausschließlich zwei Arten von aufbereitetem Wasser sowie als Kontrolle Leitungswasser zur Bewässerung verwendet wurden. Vier dieser Pflanzen, darunter Melone, Feldsalat, Eichblattsalat und Tomate, wurden im Gewächshaus angebaut (auf einzelnen Parzellen mit einer Größe von je 5 m^2), während Zwiebeln und Sellerie auf einem landwirtschaftlichen Freilandversuchsfeld kultiviert wurden, auf dem ausschließlich die Tropfbewässerung eingesetzt wurde. Jede Wasserqualität wurde auf 8 Parzellen angewendet (vier mit Tropfbewässerung und vier mit Überkopfbewässerung). Zur Erntezeit wurden Mischproben entnommen, wobei jede Probe aus 5 Pflanzen bestand, die mit derselben Wasserqualität und Bewässerungsmethode behandelt wurden. Insgesamt wurden 10 zusammengesetzte Pflanzenproben für jede angewendete Bewässerungswasserqualität gesammelt. Nach der Ernte wurden die Proben ins Labor transportiert, bei Raumtemperatur zerkleinert und in 50-ml-Falcon-Röhrchen bei -20 °C gelagert, bis sie für weitere Analysen genutzt wurden.

Boden

Bodenproben wurden zu Beginn der Untersuchung und anschließend monatlich während der Bewässerungssaison (September 2023) in zwei unterschiedlichen Bodentiefen, 0-10 cm und 10-30 cm, entnommen. Diese Proben wurden als Mischproben gesammelt (eine Mischung aus fünf Einzelproben von Parzellen, die dieselbe Wasserqualität erhielten). Am Ende jedes Monats wurden für jede angewandte Bewässerungswasserqualität 10 Mischbodenproben erstellt. Die Bodenproben wurden in 50-ml-Falcon-Röhrchen bei -20 °C bis zur weiteren Analyse gelagert.

Sickerwasser

Die Bewässerung wurde mit bis zu dem Doppelten des tatsächlichen Wasserbedarfs der Kulturpflanzen, basierend auf deren Evapotranspiration, durchgeführt, um absichtlich Sickerwasser zu erzeugen und das potenzielle Schadstofftransport- sowie Grundwasserverlagerungsrisiko zu untersuchen. Um den Transport von Spurenstoffen zu bestimmen, wurden pro Bewässerungsparzelle drei Glaskeramik-Saugkerzen (ecoTech Umwelt Messsysteme GmbH, Deutschland) unterhalb der Wurzelzone (in einer Tiefe von 40–50 cm) installiert, um das Sickerwasser nach Bewässerungsereignissen zu entnehmen. Es wurde ein durchschnittlicher Saugdruck von 80 hPa angewendet. Die gesammelten Wasserproben wurden anschließend ins Labor transportiert und innerhalb von 48 Stunden nach der Probenahme für weitere Analysen aufbereitet.

7.5 Analytische Verfahren

Das Auftreten und die Entfernung von 29 häufig nachgewiesenen Spurenstoffe in Kläranlagen, hauptsächlich Arzneimittel und Haushaltschemikalien mit unterschiedlichen Eigenschaften, die

verschiedene Oxidations- und Adsorptionsaffinitäten repräsentieren, wurden in Wasser-, Boden- und essbaren Pflanzenproben mittels Flüssigchromatographie-Massenspektrometrie (LC-MS/MS) bewertet (Tabelle 16). Darüber hinaus wurden Metalle und Kationen, einschließlich Arsen, Blei, Cadmium, Chrom, Nickel, Kupfer, Zink, Aluminium, Eisen, Bor, Natrium, Magnesium und Kalzium, mittels induktiv gekoppelter Plasma-Massenspektrometrie (ICP-MS) analysiert. Bromid, Phosphor, Nitrit, Nitrat, Ammonium, Sulfat, Chlorid und Fluorid wurden durch Ionenchromatographie (IC) gemessen. Die Bromatkonzentration nach der Ozonierung wurde mittels LC-MS/MS überwacht. Für die Bewässerungswasserproben wurden zusätzlich Parameter wie Gesamtgehalt an Schwebstoffen (TSS), Gesamtorganischer Kohlenstoff (TOC) und gelöster organischer Kohlenstoff (DOC) (beide gemessen mit vario TOC cube), pH-Wert, elektrische Leitfähigkeit (EC), UV-Absorption und -Transmission (Hach Lange UV-VIS Photometer) sowie Trübung bewertet. Sechs per- und polyfluorierte Alkylsubstanzen (PFAS), nämlich Perfluoroctansäure (PFOA), Perfluoroctansulfonat (PFOS), Perfluorhexansulfonsäure (PFHxS), Perfluornonansäure (PFNA) und Perfluorhexansäure (PFHxA), wurden im Sekundärabwasser mittels LC-MS/MS analysiert.

Tabelle 15: Analysierte organische Spurenstoffe und deren Spezifikationen

Stoffe	**KA Ablauf [ng l^{-1}] (n=20)**	**Log *D* [a] (pH=7.4)**	**ADI [b] [µg kg^{-1} day^{-1}]**	**K_d [l g^{-1}]**
∑ 4- & 5-Methylbenzotriazole	48,101 ± 15,809	1.8	-	0.01
4-Formylaminoantipyrine	15,846 ± 5,207	0.1	0.008 [c]	0.0011
Acesulfam	595 ± 114	-1.49	-	-0.0012
Amisulpride	321 ± 106	-1.24	-	0.043
Antipyrine	134 ± 74	1.22	28.4	0.0026
Atenolol	92 ± 42	-1.43	0.63	0.016
Benzotriazole	138,000 ± 46,697	1.28	295	0.008
Caffeine	24 ± 18	-0.55	-	-
Candesartan	4,085 ± 2002	0.63	0.008 [c]	0.0018
Carbamazepine	655 ± 564	2.77	0.34	0.01
Citalopram	186 ± 65	0.89	-	0.033
Climbazole	32 ± 14	4.3	-	0.43

Diclofenac	3,465 ± 1055	1.1	0.5	0.006
Fluconazole	67 ± 25	0.56	0.13	0.0018
Gabapentin	1,562 ± 605	-1.27	110	0.0048
Gemfibrozil	21 ± 13	1.51	1.3	0.006
Hydrochlorothiazide	3,146 ± 1,560	-0.58	0.016	0.0035
Ibuprofen	212 ± 183	1.34	6.7	0.021
Iopromide	903 ± 594	-0.44	21.4	0.0021
Metoprolol	956 ± 1,194	-0.1	0.71	0.016
Phenytoine	10 ± 5	2.11	0.19	0.0046
Primidone	220 ± 59	1.12	3.1	0.0009
Sotalol	86 ± 21	-1.98	-	0.007
Sulfamethoxazole	206 ± 90	-0.07	10	0.021
TCEP	66 ± 69	-9.87	7	0.002
Tramadol	383 ± 91	0.48	2.5	0.010
Trimethoprim	76 ± 40	1.1	1.5	0.057
Valsartan acid	5,072 ± 2,160	-1.24	0.008 [c]	0.0009
Venlafaxine	624 ± 139	1.12	-	0.019
PFOA [d]	2.5 ± 1	-	0.062 [64], [65]	-
PFOS [d]	5 ± 2	-	0.3 [66], [67]	-
PFHxS [d]	2.5 ± 1	-	-	-
PFNA [d]	< 2.5	-	-	-

Technische Universität München · IWW Zentrum Wasser · COPLAN AG · xylem Let's Solve Water · BGS UMWELT · ALB · HOLINGER · TZW Technologiezentrum Wasser · Regierung von Unterfranken · SCHWEINFURT Zukunft findet Stadt · lrz Leibniz-Rechenzentrum · Gefördert vom Bundesministerium für Bildung und Forschung · FONA Forschung für Nachhaltigkeit · NaWaM · WavE

PFHxA [d]	11 ± 1	-	-	-

Wie erwartet zeigt Nutzwasser eine bessere Wasserqualität im Vergleich zu EU-min bei vielen Parametern (Tabelle 16). Die Kombination aus Koagulation und UF-Behandlung führte zu einer durchschnittlichen Reduktion der SAK Werte um bis zu 30 % im UF-Ablauf, die nach der Ozonierung auf 60 % und nach der BAK-Filtration auf 80 % anstieg (Abbildungen 71 & 72) [68]–[70]. Wie angenommen fungierte die BAK-Filtration neben der Entfernung von verbleibenden Spurenstoffen auch als Barriere für DOC, wobei eine durchschnittliche Reduktion von 50 % vor allem durch biologische Abbauprozesse erzielt wurde. Diese Wirksamkeit wurde bei einer Betriebszeit von bis zu 32.000 Bettvolumina der BAK-Filtration beobachtet.

Die Nitratkonzentration zeigte im Nutzwasser einen leichten Anstieg, wahrscheinlich bedingt durch die Ozonierung von Restnitrit (nach der Sekundärbehandlung) und primären Aminen. Es ist anzumerken, dass die gemessene Nitratkonzentration im Ablauf vom Nutzwasser (3,85 ± 1,14 mg/L NO_3-N) unter dem maximal zulässigen Trinkwasserwert in Deutschland (11,3 mg/l NO_3-N) lag. Bromat, ein bekanntes krebserregendes Oxidationsnebenprodukt von Bromid während der Ozonierung, wurde bei einer spezifischen Ozonkonzentration von 0,6 g O_3/(g DOC) im Nutzwasser nicht in erhöhten Konzentrationen festgestellt.

Die meisten analysierten Metalle (Al, Fe, Mn, As, Pb, Cd, Cr, Ni, Cu, Zn) lagen selbst im KA Ablauf unter oder nahe der Nachweisgrenze. Angesichts der nachgewiesenen Konzentrationen von Schwermetallen im Ablauf der EU-min und Nutzwasser wird eine Akkumulation im Boden oder in Pflanzen bei der Nutzung von aufbereitetem Wasser zur Bewässerung von Kulturpflanzen keine relevanten Grenzwerte für die untersuchten Endpunkte überschreiten. Die Aluminiumkonzentrationen im Nutzwasser stiegen nach der Verwendung des Koagulanten Polyaluminiumchlorid (PACl) für die UF-Membran von 170 auf 400 µg/l an. Zinkkonzentrationen stiegen ebenfalls an, von 47 auf 77 µg/l im Ablauf von EU-min Linie und auf 86 µg/l im Nutzwasser. Dieser Anstieg der Zinkkonzentrationen könnte auf die Verwendung von zinkbasierten Materialien in den Rohrleitungen und Probennahmestellen des Behandlungssystems zurückzuführen sein. Darüber hinaus wurden leicht erhöhte Konzentrationen von Kupfer (~10 µg/l) und Chlorid (~260 mg/l) im Ablauf der Kläranlage festgestellt. Die Werte für Zink, Kupfer und Chlorid überschreiten geringfügig die Grundwasserqualitätsgrenzwerte der Bund/Länder-Arbeitsgemeinschaft Wasser (LAWA) [71].

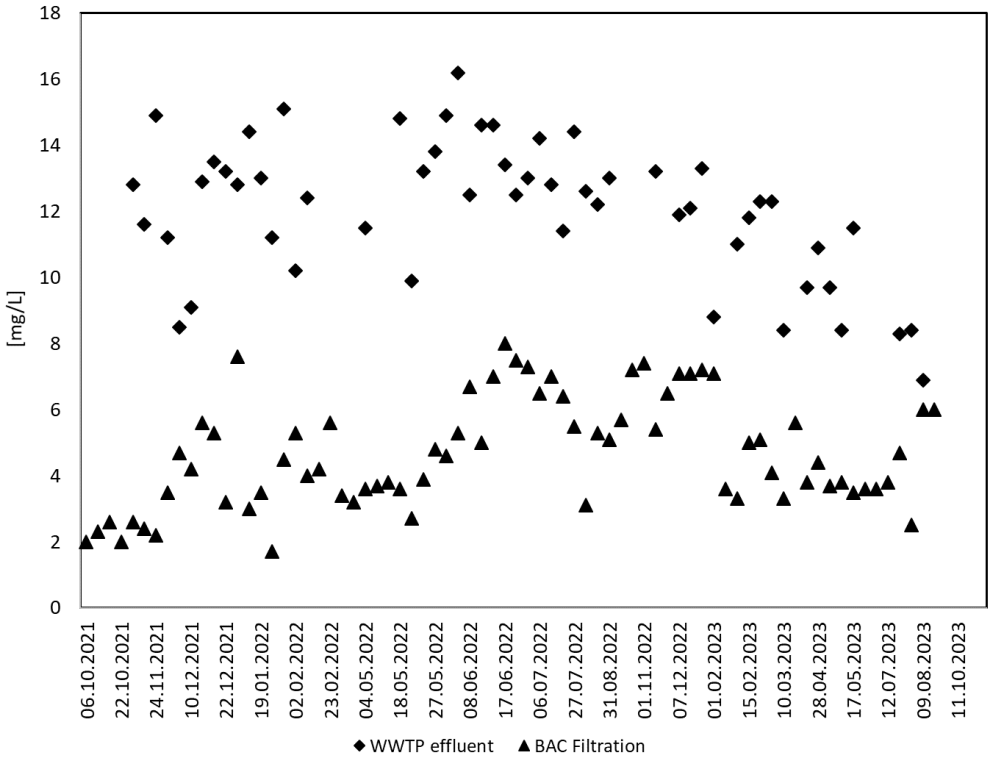


Abbildung 66: DOC-Konzentration im Ablauf der Kläranlage und im Ablauf des BAK-Filters

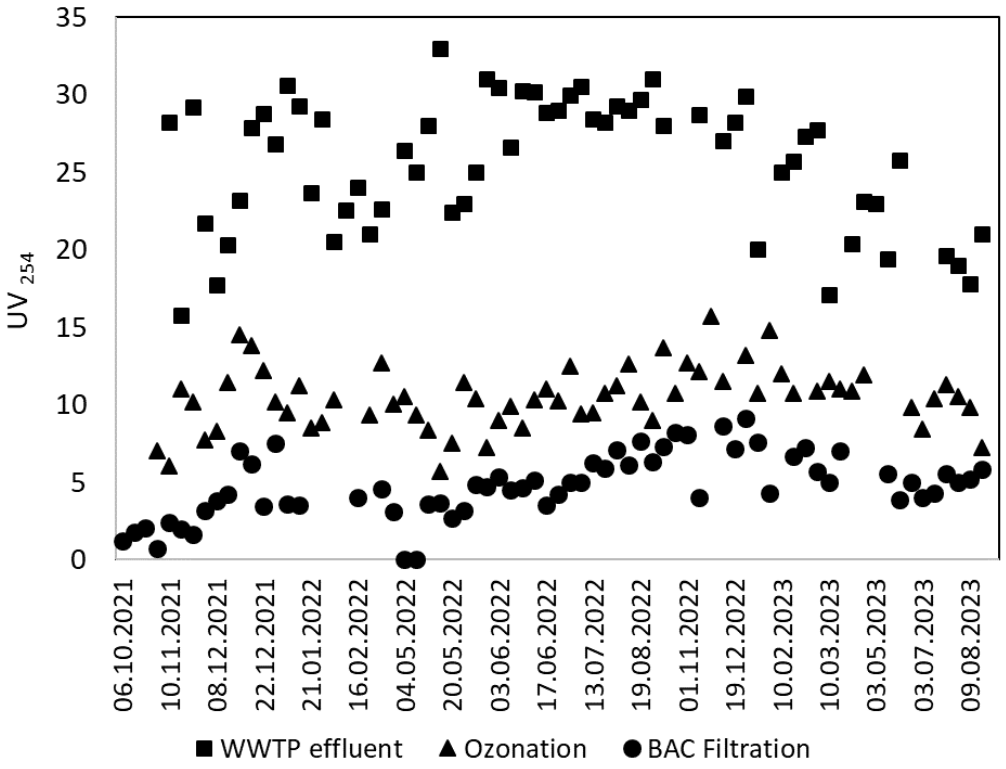


Abbildung 67: SAK_{254} im Ablauf der Kläranlage, nach Ozonierung und im Ablauf des BAK Filters

Alle 29 in dieser Studie untersuchten Spurenstoffe wurden sowohl im Ablauf der Kläranlage als auch im Ablauf von EU-min Linie nachgewiesen. Die Konzentrationen der Ziel-Spurenstoffe im Ablauf der Kläranlage lagen zwischen 10 ng/l für das Antikonvulsivum Phenytoin und 170.000 ng/l für den Korrosionsinhibitor Benzotriazol. Die hohen Konzentrationen von Benzotriazol und ∑4- & 5-Methylbenzotriazol stammen hauptsächlich aus Metallindustrien, die Abwässer in das Kanalnetz einleiten. Im Vergleich zum Sekundärablauf und zum Ablauf von EU-min Linie wurde bei der weitergehenden Behandlung vom Nutzwasser für 17 der 29 Spurenstoffe eine Entfernung von über 99 % erreicht. Zwölf Verbindungen, darunter Amisulprid, Antipyrin, Atenolol, Carbamazepin, Citalopram, Gemfibrozil, Ibuprofen, Metoprolol, Phenytoin, Sotalol, Tramadol und Trimethoprim, wurden im Nutzwasser nicht nachgewiesen. Insbesondere Antipyrin, Carbamazepin, Citalopram, Gemfibrozil, Ibuprofen, Sotalol und Trimethoprim lagen bereits nach der Ozonierung unter der Nachweisgrenze. Die während mehrerer Probenahmekampagnen im Ablauf der Kläranlage nachgewiesenen PFAS-Konzentrationen sind in Tabelle 16 zusammengefasst. Da der Höchstwert für die Summe von PFAS-4 (PFOS, PFOA, PFHxS, PFNA) von 20 ng l^{-1} gemäß der deutschen Trinkwasserverordnung nicht überschritten wurde, stellen PFAS in dieser Studie kein Problem dar und wurden nicht weiter überwacht.

Ein Vergleich der absoluten nachgewiesenen Spurenstoffe-Konzentrationen im Ablauf von EU-min Linie und Nutzwasser ist in Abbildung 73 dargestellt. Wie bereits erwähnt, konnte EU-min Linie abgesehen vom photolytischen Abbau einiger Verbindungen durch UV-Bestrahlung keine Spurenstoffe entfernen, sodass die Konzentrationen den im Sekundärablauf beobachteten Werten weitgehend entsprachen. Hingegen führte die Implementierung erweiterter Behandlungssysteme in Nutzwasser Linie zu einer signifikanten Reduktion der untersuchten Spurenstoffe. Benzotriazol, dass aufgrund von Aktivitäten der Metallindustrie in sehr hohen Konzentrationen (170.000 ng/L) im Kläranlagenablauf vorkommt, wurde beispielsweise im Nutzwasser um über 99 % reduziert (Ahmadi et al. 2025).

Tabelle 16: Wasserqualitätsparameter im Ablauf der Kläranlage, EU-min Anlage und Nutzwasser

		KA Ablauf (n=20)		**EU-min (n=20)**		**Nutzwasser (n=20)**	
Parameter	Einheit	Mittelwert	StDev	Mittelwert	StDev	Mittelwert	StDev
Trübung	NTU	3.52	±6.58	3.13	±6.91	0.19	±0.08
pH	-	7.29	±0.15	7.23	±0.10	6.98	±0.14
EC	[µS cm^{-1}]	1,351	±143.7	1,338	±112.5	1,348	±136.4
SAK_{254}	[m^{-1}]	27	±4	26	±4	6	±2
UVT_{254}	[%]	54.0	±5.65	55.0	±5.69	86.8	±3.06
TOC	[mg l^{-1}]	13.95	±2.02	N/A	N/A	7.13	±1.57
DOC	[mg l^{-1}]	12.45	±1.82	12.89	±2.03	6.02	±0.93
TSS	[mg l^{-1}]	5.35	±4.45	3.66	±2.65	N/A	N/A
Ammonium-N	[mg l^{-1}]	0.88	±0.80	N/A	N/A	0.31	±0.44
Chlorid	[mg l^{-1}]	261.8	±46.98	253.4	±45.1	283.2	±48.7
Fluorid	[mg l^{-1}]	0.20	±0.03	0.21	±0.06	<0.15	N/A
Sulfat	[mg l^{-1}]	133.9	±30.98	123.8	±38.5	140.9	±21.6
Nitrat-N	[mg l^{-1}]	2.31	±0.98	2.25	±0.92	3.85	±1.14
Nitrit-N	[mg l^{-1}]	0.18	±0.10	0.14	±0.05	0.19	±0.11
o-Phosphat-P	[mg l^{-1}]	0.05	N/A	< 0.05	N/A	<0.05	N/A

Calcium	[mg l^{-1}]	99.80	±16.83	97.4	±18.2	97	±15.5
Magnesium	[mg l^{-1}]	26.19	±5.07	25.4	±5.10	26.9	±3.73
Natrium	[mg l^{-1}]	152.2	±26.5	143.6	±28.1	138.8	±18.3
Bor	[mg l^{-1}]	0.64	±0.16	0.62	±0.17	0.50	±0.25
Bromid	[µg l^{-1}]	189.3	±60.18	203.5	±17.50	N/A	N/A
Bromat	[µg l^{-1}]	<10	N/A	N/A	N/A	<10	N/A

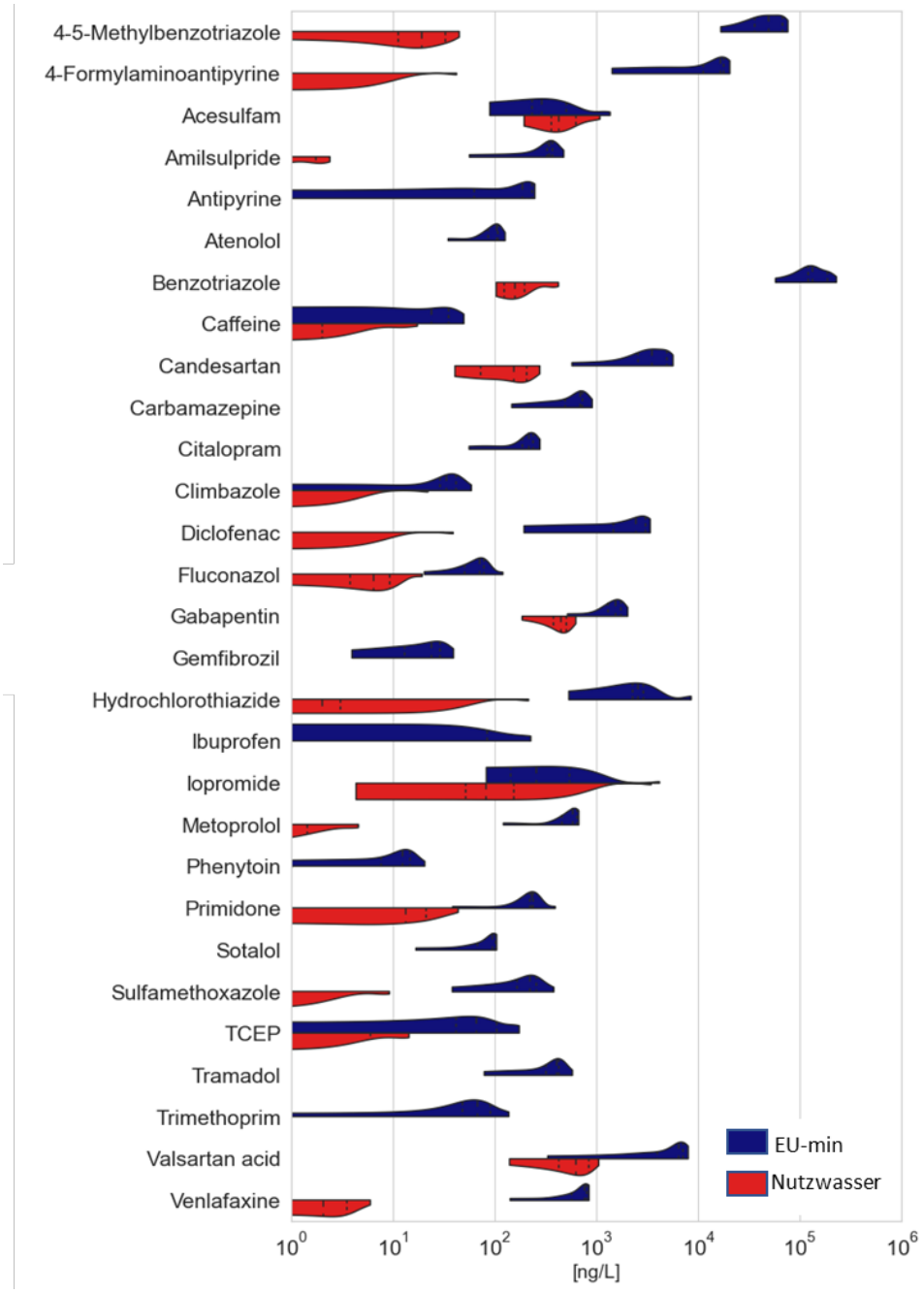


Abbildung 68: Konzentration der organischen Spurenstoffen in Bewässerungswasser (EU-min und Nutzwasser)

7.6 Risikoanalyse

7.6.1 Mikrobielle Risikobewertung

Mikrobiologische Nachweise in bewässerten Kulturen

Im Rahmen des Verbundvorhabens wurden verschiedene Feldfrüchte (Salat, Melonen, Sellerie, Ahornblattsalat und Tomaten) aus dem Gewächshaus in Schweinfurt auf mikrobiologische Parameter analysiert. Je Feldfrucht wurden fünf oder mehr Proben aus drei eingesetzten Wasserqualitäten (Nutzwasser, Wasser aus der EU-Min-Linie, Trinkwasser) und zwei Bewässerungstypen (Tropfbewässerung und Überkopfbewässerung) untersucht. Die Ergebnisse sind in Abbildung 74 dargestellt. Mit Hilfe des Kruskal-Wallis-Tests wurde untersucht, ob signifikante Unterschiede zwischen den sechs Gruppen (Wasserqualitäten und Bewässerungstypen) bestehen. Zusätzlich wurde der Mann-Whitney-Test verwendet, um die Unterschiede zwischen den Proben aus Überkopf- und Tropfbewässerung zu prüfen. Durch die Anwendung von Bootstrapping wurde eine robuste Schätzung der Teststatistiken und p-Werte erzielt.

Zusätzlich zu diesen Tests wurden die Tomatenproben mittels PCR auf die Gesamtzahl der Bakterien (16S), *E. coli*, coliforme Bakterien, *Clostridium perfringens*, Salmonellen, Campylobacter, Shiga-Toxin-Gene, *Listeria monocytogenes* und Antibiotikaresistenzgene (ermB, sul1, qblaTEM) untersucht. Die Ergebnisse lassen sich wie folgt beschreiben:

- Es gibt keine statistisch signifikanten Unterschiede zwischen den Wasserqualitäten und Bewässerungstypen. Sofern mikrobiologische Kontaminationen der Feldfrüchte vorlagen, traten diese auch bei Pflanzen auf, die ausschließlich mit Trinkwasser bewässert wurden.
- In allen Proben wurden coliforme Bakterien nachgewiesen. Nach der Identifizierung mittels MALDI-TOF-MS handelt es sich hierbei um ubiquitäre Bodenbakterien. Außerdem wurden Bakterien identifiziert, die häufig auf Pflanzen vorkommen, insbesondere bei Blattlausbefall.
- In vielen Proben wurden Enterokokken gefunden, die in den meisten Fällen als ubiquitäre Bodenbakterien identifiziert werden konnten (einige Pflanzen hatten direkten Bodenkontakt, was eine indirekte Untersuchung des Bodens ermöglichte).
- Bei Tomaten und Melonen gab es einige positive Befunde für *E. coli*. Mindestens bei den Tomaten lassen sich diese Befunde auf einen Befall mit Mäusen zurückführen, deren Darmflora ebenfalls *E. coli*-Bakterien beheimatet.
- ESBL-Bakterien wurden in höheren Konzentrationen auf Feldsalatproben und vereinzelt auf Ahornblattsalat gefunden. Weitere Feldfrüchte wurden nicht untersucht.
- In Blattsalat- und Ahornblattsalatproben wurden keine Salmonellen nachgewiesen.
- Die PCR deutet auf eine hohe allgemeine Bakterienkonzentration von 10^5 Bakterien pro Gramm hin. Alle anderen spezifischen Parameter der PCR waren negativ. Auch hier gab es keine Unterschiede zwischen den Bewässerungsarten und Wasserqualitäten.

- Exemplarisch wurden Bodenproben auf coliforme Bakterien, *E. coli*, Enterokokken und ESBL-produzierende Bakterien untersucht. Bei allen Organismen außer *E. coli* wurden hohe Werte gemessen, wobei die Konzentration der coliformen Bakterien mit ca. 10^5 Zellen pro Gramm Boden am höchsten lag. Dieses Ergebnis war zu erwarten, da Boden nicht steril ist, sondern eine Vielzahl von Bakterien (einschließlich solcher mit natürlichen Resistenzen) enthält. Der Fäkalindikator *E. coli* konnte entweder nicht oder nur in einstelliger Konzentration nachgewiesen werden.

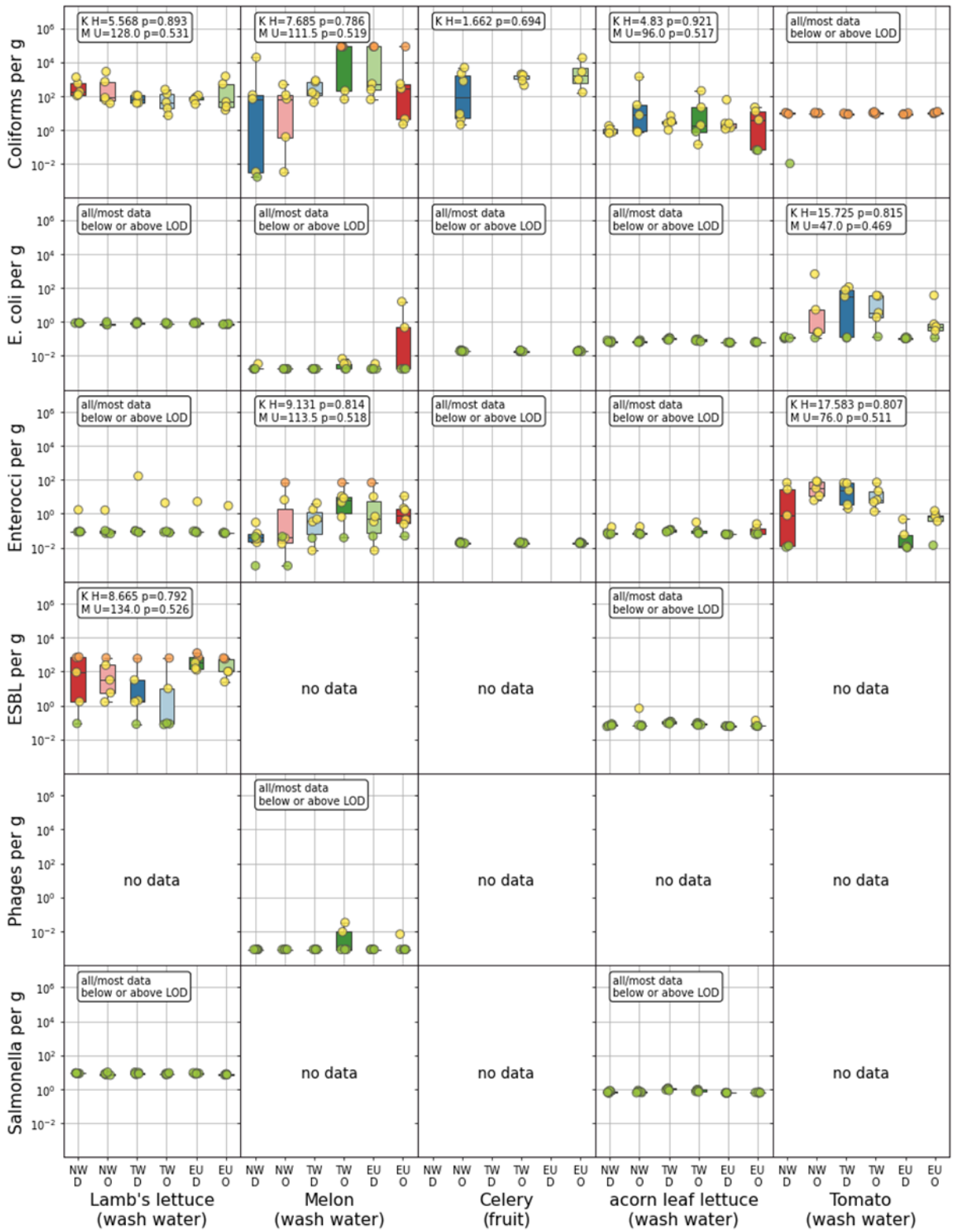


Abbildung 69: Konzentration verschiedener mikrobiologischer Parameter in Proben aus Feldfrüchten bewässert mittels Überkopfbewässerung (O) oder Tropfbewässerung (D) mit Nutzwasser (NW), Trinkwasser (TW) oder Wasser aus EU-Minimalanforderungen (EU). Gelbe Punkte zeigen positive Befunde, grüne Punkte zeigen nicht nachweisbare Parameter. Orangene Punkte zeigen Messwerte über der Nachweisgrenze an. K = Kruskal-Wallis-Test, M = Mann-Whitney-Test, jeweils mit Test-Statistik und p-Wert.

Quantitative mikrobielle Risikobewertung (QMRA)

Auf den untersuchten Feldfrüchten konnten keine Krankheitserreger nachgewiesen werden. Daher basiert die mikrobielle Risikobewertung auf den Messungen von pathogenen Viren im Zulauf und Ablauf der Kläranlage. Die Viruskonzentrationen im Zulauf schwanken bei allen viralen Parametern um mehrere Log-Stufen, wobei Rotaviren (RV) und Noroviren (NV) die höchsten Konzentrationen aufweisen.

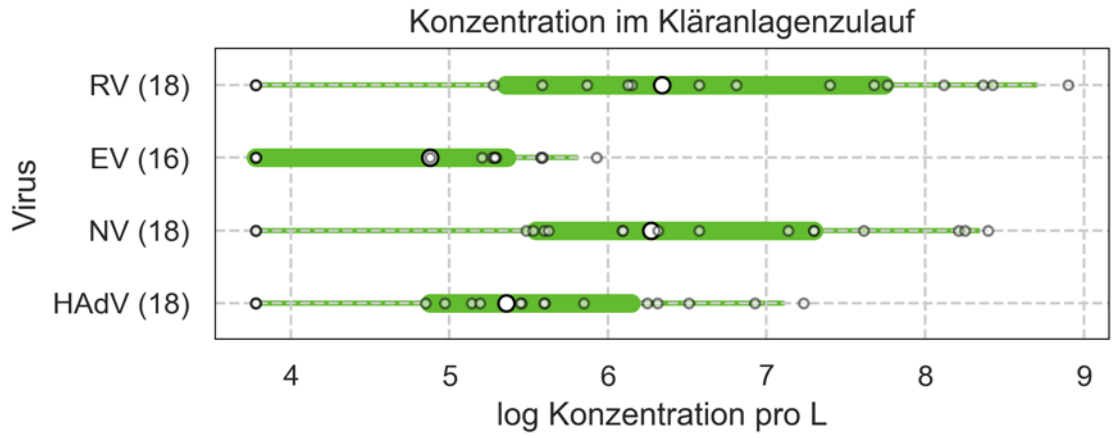


Abbildung 70: Konzentrationsverteilung von Rotaviren (RV), Enteroviren (EV), Noroviren (NV) und Adenoviren (HAdV) im Zulauf der Kläranlage Schweinfurt. Die weißen Punkte stellen die Werte einzelner Messungen, der grüne Bereich stellt die modellierte Verteilung der Messwerte (Maximum Likelihood, Gamma-Verteilung) dar. Die breiten grünen Balken grenzen 50% des Messbereichs ein, die dünnen Balken 95% des Messbereichs.

Da nach der Ultrafiltration keine Viren nachweisbar waren, wurde die Konzentration der Viren nach der Behandlung in der Pilotanlage anhand von Bakteriophagen-Messungen berechnet. Auch die Konzentration der Bakteriophagen lag nach der Ultrafiltration unterhalb der Nachweisgrenze. Zur Berechnung der Log-Reduktion wurden daher zusätzlich Ergebnisse aus Dosier-Versuchen herangezogen. Dabei ist zu beachten, dass die ermittelten Reduktionswerte auf Bakteriophagen basieren und von den spezifischen Log-Reduktionen pathogener Viren abweichen können (10.1016/j.watcyc.2021.05.001). Laut Literatur liegt die Log-Reduktion von humanen Adenoviren beispielsweise bei 1,2 (UV-Bestrahlung, 0,0024 log pro J/m²) bzw. 7,6 (Ozonierung, 0,04 log x mg^{-1} x min^{-1}) für die in der Pilotanlage verwendeten Behandlungsverfahren (Hijnen et al. 2006). Für Enteroviren ergeben sich höhere Reduktionswerte von 2,1 (UV) bzw. 13,3 (Ozon). Diese Ergebnisse weichen von den mit Bakteriophagen ermittelten Werten von 1,9 (UV) und ≥5,0 (Ozon) teilweise erheblich ab. Um die Berechnungen zu vereinfachen, wurden spezifische Reduktionswerte nur für die UV-Behandlung berücksichtigt, da hier die Unterschiede zwischen den Viren besonders ausgeprägt sind [72]–[77].

Für die Risikoberechnungen wurden Dosis-Wirkungs-Modelle aus Literaturquellen verwendet. Die entsprechenden Parameter sind in der folgenden Tabelle zusammengefasst.

Tabelle 17: Konzentrationen humaner Enteroviren in den Behandlungsschritten des Nutzwassersystems

Organismus	Typ	Konzentration Zulauf	Dosis-Wirkungs-Modell	LRV WWTP	LRV UF	LRV O_3	LRV UV
Adenoviren	DS DNA	2,3* 10^5 / L	exp [E] 0,4172	2,5	4,0	5,0	1,2[A]
Noroviren	SS RNA	1,9* 10^6 / L	exp [F] 0,67	2,5	4,0	5,0	6,75[B]
Enteroviren	SS RNA	7,6* 10^4 / L	exp [G] 0,00775	2,5	4,0	5,0	6,75[C]
Rotaviren	DS RNA	2,2* 10^6 / L	beta [H] a=9.6E-02 N50=9.61E+01	2,5	4,0	5,0	1,7[D]

Das für die Berechnungen verwendete aufgenommene Wasservolumen pro Person wurde ebenfalls aus Literaturquellen übernommen. Als Anwendungsfälle für das wiederverwendete Wasser wurden die Bewässerung von Salat sowie die urbane Bewässerung ausgewählt. Da die Wasseraufnahme durch Pflanzen im Projekt nicht gemessen wurde, jedoch das bewässerte Volumen bekannt ist, wurde ein Worst-Case-Szenario berechnet. Dabei wird angenommen, dass der Salat alle Pathogene, die durch die Bewässerung auf seine Oberfläche gelangen, über die Zeit akkumuliert. Obwohl das wiederverwendete Wasser nicht als Trinkwasser vorgesehen ist, wurde dennoch auch eine Risikoberechnung für Trinkwasser durchgeführt, um ein weiteres Worst-Case-Szenario darzustellen [78].

Tabelle 18: Aufgenommene Wasservolumen pro Person für die Risikoberechnungen

Wassernutzung Annahmen	**Frequenz pro Jahr**	**Bevölkerungsanteil**	**Volumen**	**Literaturquelle**
Bewässerung von Salat	100 g 100x	100 %	0.012 l	A
Urbane Bewässerung	100x	20 %	0.0001 l	A
„Worst Case“-Salat *Die Pflanze nimmt **ALLE** Organismen auf, die mit dem Wasser auf die Pflanze getragen wurden*	100 g 100x	100 %	9 l	diese Studie
Trinkwasser	Täglich	100 %	1 l	B

Es ist wichtig zu beachten, dass für die Risikobewertung nur die hier genannten Parameter berücksichtigt wurden. Im Gegensatz zu den australischen Richtlinien wurde keine Log-Reduktion aufgrund der Bewässerungsart oder durch Inaktivierungseffekte wie Lagerung oder Sonneneinstrahlung berechnet, obwohl solche Faktoren das Risiko weiter reduzieren könnten. Außerdem wurden keine Annahmen über die Immunität der Bevölkerung getroffen und keine Unterschiede in der Anfälligkeit bestimmter Bevölkerungsgruppen (z. B. ältere oder jüngere Personen) berücksichtigt [79]

Ausgehend von den gemessenen Viruskonzentrationen und der Exposition lässt sich die erforderliche Log-Reduktion berechnen, um das Gesundheitsziel der QMRA – maximal 1 Infektion pro 10.000 Personen pro Jahr (entspricht 10^{-4}) – zu erreichen. Bei Adenoviren ist eine Log-Reduktion von 10 erforderlich, wie in der folgenden Abbildung ersichtlich: Bei einer Reduktion um 10 Log-Stufen erreicht

das 95. Perzentil die Grenze von 10^{-4} Infektionen pro Person und Jahr. Für Noroviren wird eine Log-Reduktion von 12, für Enteroviren 7 und für Rotaviren 13 benötigt (Abbildung 75). Diese Unterschiede ergeben sich aus den variierenden Ausgangskonzentrationen und der unterschiedlichen Infektiosität der Viren.

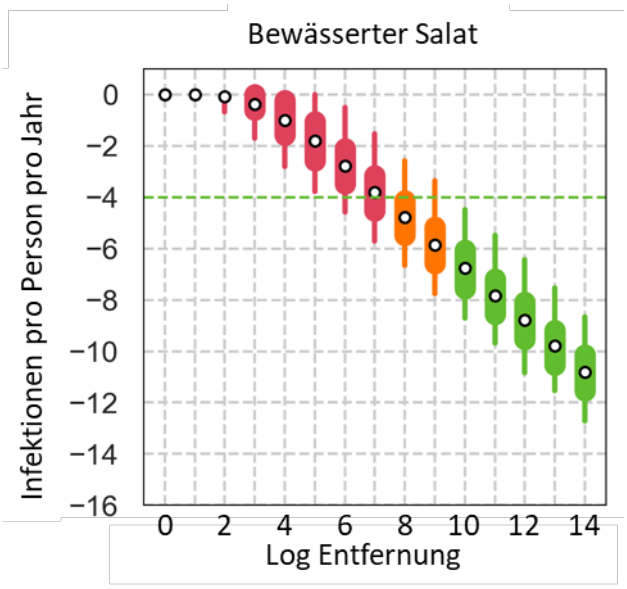


Abbildung 71: Risiko pro Person pro Jahr für Adenoviren bei der Verwendung des Wassers für die Bewässerung von Salat. Ausgangskonzentration ist Kläranlagenzulauf (erste Verteilung links). Mit steigenden Log-Entfernung sinkt das Risiko. Die Balken stellen 50% bzw. 95% und die Punkte den Mittelwert der modellierten Messwerte dar.

Risiko der Wasserwiederverwendung der Nutzwasser Pilotanlage

Abbildung 77 zeigt das Risiko für urbane Bewässerung, die Bewässerung von Salat sowie für den "Worst-Case"-Salat bei Verwendung des Kläranlagenablaufs und des Wassers nach verschiedenen Behandlungsstufen für humane Adenoviren. Für die urbane Bewässerung wird das Gesundheitsziel bereits nach der Ultrafiltration erreicht. Bei der Salatbewässerung ist zusätzlich eine Ozonierung erforderlich. Für den "Worst-Case"-Salat sind alle betrachteten Behandlungsstufen notwendig.

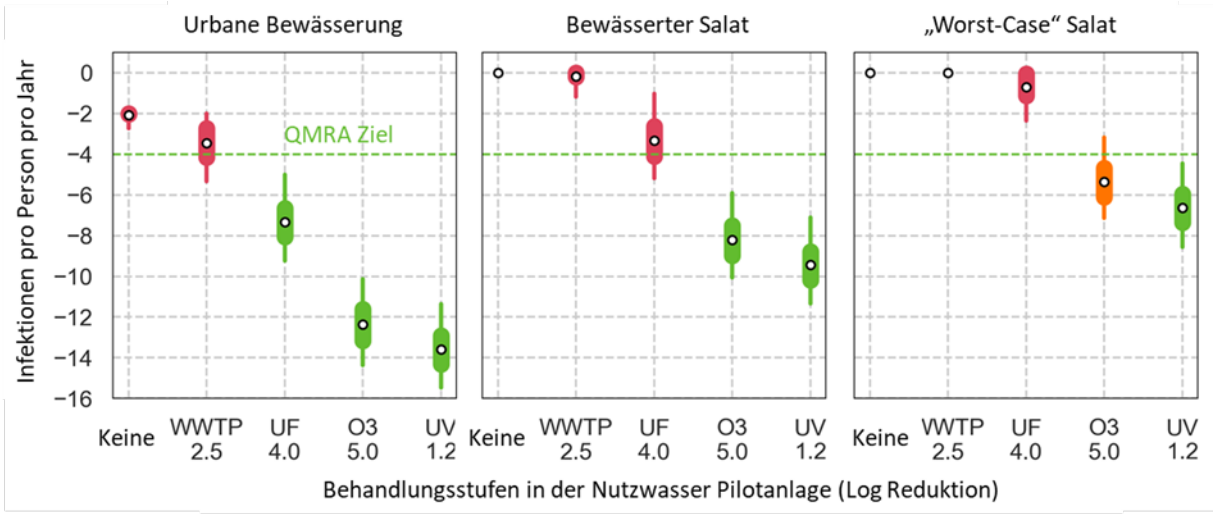


Abbildung 72: Risiko pro Person pro Jahr für Adenoviren bei der Verwendung des Wassers für die Bewässerung von Salat, bei urbaner Bewässerung und beim "Worst-Case" Salat. Ausgangskonzentration ist Kläranlagenzulauf (erste Verteilung

links). Mit steigenden Log-Entfernung in der Behandlungskette der Pilotanlage sinkt das Risiko. Die Balken stellen 50% bzw. 95% und die Punkte den Mittelwert der modellierten Messwerte dar.

In der folgenden Tabelle sind die durch die Behandlung erreichten Risiken für weitere Viren aufgeführt. In der Nutzwasser-Pilotanlage konnte das Gesundheitsziel für Noro-, Entero- und Adenoviren bei allen Anwendungen erreicht werden. Bei Rotaviren wäre jedoch für den „Worst-Case"-Salat und Trinkwasser eine intensivere Aufbereitung nötig – beispielsweise durch höhere UV- oder Ozondosen. Im Vergleich dazu erreichte die alternativ betriebene Versuchsanlage mit EU-Minimalanforderungen das Gesundheitsziel nur bei Enteroviren.

Tabelle 19: Log-Infektionen pro Person und Jahr für verschiedene pathogene Viren nach der Aufbereitung in der Nutzwasser-Pilotanlage und der Versuchsanlage gemäß EU-Minimalanforderungen. Grün markierte Felder zeigen, dass das Gesundheitsziel von weniger als 1 Infektion pro 10.000 Personen pro Jahr (Log-Wert unter -4) erreicht wurde

	NUTZWASSER PILOTANLAGE				**EU-MINIMALANFORDERUNGEN**			
	Urbane Be-wässerung	Be-wäs-sert er Sala t	Wor st-Cas eSal at	Trink -was-ser	Urban e Bewä sseru ng	Be-wäs sert er Sala t	Wor st-Cas eSal at	Trink -wasse r
ADENO-VIREN	-11.2	-7.3	-4.3	-4.5	-2.3	0.0	0.0	0.0
NORO-VIREN	-14.6	-10.9	-7.8	-8	-5.7	-2.0	0.0	0.0
ENTER O-VIREN	< -14	< -14	-13	-13.4	-11	-7.0	-4.2	-4.5
ROTA-VIREN	-8.7	-4.9	-2.0	-2.2	-2.0	0.0	0.0	0.0

Anhand der Ergebnisse aus der QMRA lassen sich folgende Empfehlungen für eine Wasserwiederverwendung geben:

Optimierung der Behandlungsprozesse nach Anwendungszweck

Für Anwendungen mit geringem Risiko reicht beispielsweise die Ultrafiltration neben der Aufbereitung in der Kläranlage aus, um das Gesundheitsziel zu erreichen. Anwendungen mit höherem Risiko setzen weitergehende Aufbereitungsverfahren voraus.

Erhöhung der Dosis für UV- und Ozonbehandlungen für bestimmte Pathogenen

Bei Rotaviren zeigte sich, dass die übliche Behandlung nicht immer ausreicht, insbesondere im Worst-Case-Szenario. Daher sollte bei Anlagen, die auf hohe Sicherheit ausgelegt sind oder empfindliche Anwendungsfälle betreffen, die UV- oder Ozondosis erhöht werden, um die erforderliche Log-Reduktion zu erreichen. Für pathogene Viren wie Noroviren oder Rotaviren, die eine höhere Infektiosität oder höhere Ausgangskonzentrationen aufweisen, sollten die Dosis-Wirkungs-Modelle sorgfältig evaluiert und gegebenenfalls die Behandlungsintensität angepasst werden. Die Möglichkeit, die Behandlungsschritte flexibel zu erweitern (z. B. durch Erhöhung der UV- oder Ozon-Dosis), sollte bei der Anlagenplanung berücksichtigt werden.

Berücksichtigung zusätzlicher Sicherheitsfaktoren in der realen Anwendung

Je nach Anwendung können zusätzliche, spezifische Faktoren in die Berechnung einbezogen werden, um das Risiko genau darzustellen.

Zusätzliche Maßnahmen zur Risikominimierung

Weitere Hygienemaßnahmen beim Umgang mit Bewässerungswasser, insbesondere bei der Lebensmittelproduktion, eine regelmäßige Überwachung der Konzentration von Indikatoren oder Pathogenen in verschiedenen Prozessstufen sowie ein zusätzlicher Sicherheitspuffer bei der Behandlung können helfen, das Risiko weiter zu senken, insbesondere bei unsicheren Ausgangswerten oder variablen Eingangskonzentrationen.

Je nach Anwendung war die Aufbereitung der Nutzwasser-Pilotanlage auch bei sehr infektiösen Pathogenen wie Rotaviren trotz Worst-Case-Betrachtung für das gewählte Gesundheitsziel ausreichend. Für die Praxis empfiehlt es sich, den Behandlungsprozess je nach Anwendung spezifisch anzupassen, die Dosis für UV- und Ozonbehandlungen bei sensiblen Anwendungen zu erhöhen und zusätzliche Sicherheitsfaktoren einzubeziehen. Regelmäßige Kontrolle, flexible Anpassung der Prozesse und eine starke Hygienepraxis sind entscheidend, um die Wasserqualität bei der Wiederverwendung zu gewährleisten und die QMRA-Gesundheitsziele zu erreichen.

7.6.2 Chemische Risikobewertung

Organische Spurenstoffe in Nutzpflanzen

Wie erwartet waren die Konzentrationen von Spurenstoffen in essbaren Nutzpflanzen, die mit aufbereitetem Wasser aus der EU-min Anlage bewässert wurden, wesentlich höher im Vergleich zu denen, die mit Wasser aus der weitergehenden Behandlung bewässert wurden. Dies stimmt mit den deutlich höheren TOrC-Konzentrationen im Bewässerungswasser von der EU-min Linie im Vergleich zu den Konzentrationen aus Nutzwasser überein. Es wurden jedoch keine signifikanten Unterschiede ($p > 0,05$) hinsichtlich der Bewässerungsart (Sprinkler- vs. Tropfbewässerung) für jede Wasserqualität festgestellt. Wie bereits erwähnt, wurden die Pflanzen absichtlich überbewässert (bis zu dreimal mehr als ETc), anstatt sie gemäß ihrer agronomischen Rate zu bewässern, da diese Studie darauf abzielte, eine

maximale Exposition gegenüber Spurenstoffen in essbaren Nutzpflanzen nachzuahmen und deren potenzielle Anreicherung zu bewerten.

Von den 29 Zielsubstanzen wurden 11, darunter Citalopram, Climbazol, Iopromid, Phenytoin, Sotalol, Sulfamethoxazol, Atenolol, Antipyrin, Amisulprid, Acesulfam und Gemfibrozil, in den Pflanzen überhaupt nicht nachgewiesen. Dies kann auf ihre physikochemischen Eigenschaften zurückgeführt werden, wie z. B. hohe Abbaubarkeit (wie Sulfamethoxazol und Antipyrin), geringes Aufnahmevermögen durch die Pflanze aufgrund der Molekülgröße oder -ladung (wie Citalopram und Amisulprid) sowie eingeschränkte Mobilität aufgrund geringer Wasserlöslichkeit (wie Climbazol und Phenytoin). Ähnlich verhielten sich Verbindungen wie Benzotriazol, ∑4- & 5-Methylbenzotriazol, 4-Formylaminoantipyrin, Candesartan, Hydrochlorothiazid und Valsartansäure, die zwar in hohen Konzentrationen im Bewässerungswasser (EU-min) vorkamen, aber nicht in entsprechend erhöhten Konzentrationen in den Pflanzenproben nachgewiesen wurden. Dieses Verhalten lässt sich durch eine geringe Hydrophobizität erklären, die deren Verteilung in pflanzliche Gewebe reduziert (wie Benzotriazol und seine Metaboliten), sowie durch einen teilweisen Abbau während der Bewässerung, der die Konzentrationen von Verbindungen wie Candesartan, Hydrochlorothiazid und Valsartansäure vermutlich vor dem Erreichen der Pflanzen verringerte.

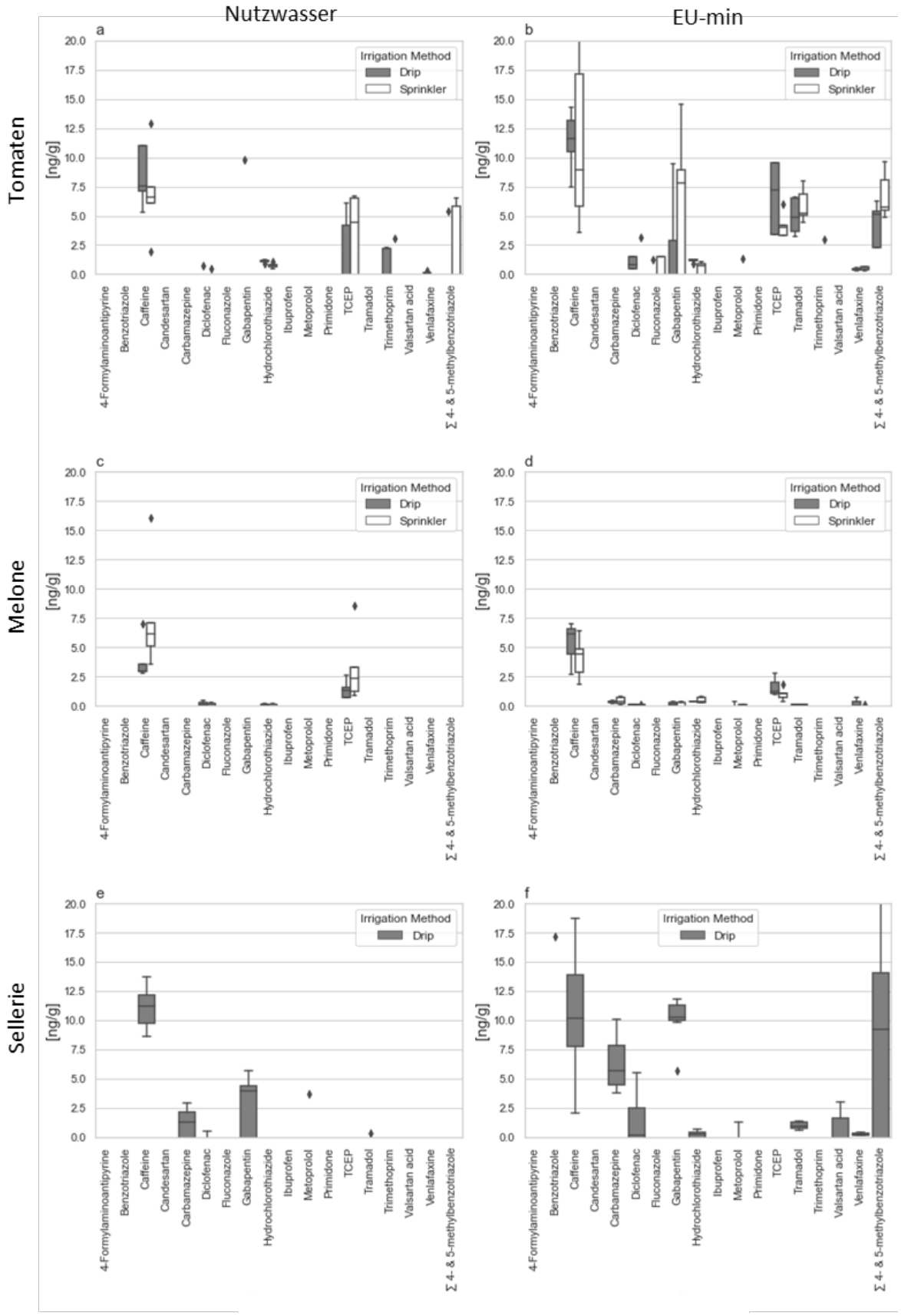
Die in essbaren Nutzpflanzen nachgewiesenen Koffeinkonzentrationen korrelierten nicht mit denen im Bewässerungswasser, da in allen Pflanzproben ähnliche Konzentrationen festgestellt wurden, unabhängig von der Wasserressource. Diese Exposition könnte auf Kontaminationen während der Probenahme oder Vorbereitung zurückzuführen sein. Die gleichmäßige Detektion von TCEP (Tris(2-chlorethyl)phosphat) in ähnlichen Konzentrationen in nahezu allen Proben ist wahrscheinlich auf das Auslaugen aus den HDPE-Kunststoffrohren des Bewässerungssystems zurückzuführen. TCEP wird häufig als Flammschutzmittel und Weichmacher in Polymeren sowie als Zusatzstoff in Farben und Beschichtungen verwendet [80]. Trotz der hohen Konzentration von Benzotriazol im Bewässerungswasser (170.000 ng/L) wurde diese Verbindung nur in einer Sellerieprobe bei einer Konzentration von 17 ng/g nachgewiesen.

Es ist wichtig zu beachten, dass die Aufnahme von Spurenstoffen nicht mit ihrem Log Kow oder LogD korreliert, was die Komplexität der Aufnahme durch Nutzpflanzen und die Rolle zusätzlicher Faktoren bei der Translokation von Spurenstoffen in essbare Pflanzenteile verdeutlicht. Frühere Studien identifizierten weitere wichtige Faktoren für die Aufnahme, wie den Pflanzenstoffwechsel, die Ionenstärke, den pKa-Wert, den pH-Wert und die Bodenadsorption [81]–[83].

Trotz unterschiedlicher Konzentrationen von Tramadol und ∑4- & 5-Methylbenzotriazol im Bewässerungswasser, mit durchschnittlichen Konzentrationen von 400 bzw. 50.000 ng/l, zeigten Tomatenpflanzen, die mit Abwasser aus Behandlungsstrang A bewässert wurden, ähnliche Aufnahmewerte. Dies unterstreicht, dass mehrere Faktoren, nicht nur die Konzentration von Spurenstoffen im Bewässerungswasser, die Pflanzenaufnahme beeinflussen. Typischerweise werden nicht-ionische Verbindungen wie Carbamazepin, Gabapentin und Benzotriazol eher von Pflanzen aufgenommen und durchdringen Zellmembranen. In den in dieser Studie analysierten Proben wiesen jedoch nur Sellerieproben höhere Konzentrationen von Benzotriazol und Carbamazepin auf. Andere essbare Pflanzenproben zeigten keine hohen Nachweisfrequenzen, unabhängig von der Qualität des angewendeten Bewässerungswassers.

Die untersuchten ionischen Spurenstoffe, einschließlich Metoprolol, Ibuprofen, Sulfamethoxazol, Diclofenac und Gemfibrozil, lagen entweder unter der Nachweisgrenze in den essbaren Pflanzen oder wurden nur in sehr niedrigen Konzentrationen nachgewiesen (maximal 5 ng/g für Diclofenac). Dies könnte auf die elektrostatische Abstoßung zwischen der Oberflächenladung der Pflanzenwurzeln und den geladenen Verbindungen zurückzuführen sein. Darüber hinaus könnten die niedrigen Nachweiswerte ionischer Spurenstoffe in Pflanzproben auf deren kurze Halbwertszeiten zurückzuführen sein, wie weniger als einen Tag bei Ibuprofen und Diclofenac. Abbildung 78 zeigt die extrahierten Spurenstoffe aus Pflanzen, die als Referenz mit Leitungswasser bewässert wurden. Spurenstoffe wie Carbamazepin, Diclofenac und Hydrochlorothiazid wurden in vernachlässigbaren Konzentrationen (< 3 ng/g) nachgewiesen. Das Leitungswasser in Schweinfurt stammt aus Uferfiltrationsbrunnen, die teilweise aus Oberflächenwasser (Main) gespeist werden. Die Wasserqualität des Mains wird durch zahlreiche städtische und industrielle Abwassereinleitungen stromaufwärts beeinflusst, was die Anwesenheit niedriger TOrC-Konzentrationen in der Trinkwasserversorgung der Stadt erklären könnte.

Die Ergebnisse dieser Studie legen nahe, dass nachgewiesene Spurenstoffe in essbaren Pflanzenteilen von Gemüse, das mit aufbereitetem Wasser bewässert wurde – selbst bei desinfiziertem Kläranlagenablauf (EU-min) keine erhöhte Aufnahme verursachen. Nutzpflanzen, die mit weitergehend behandeltem Wasser bewässert wurden, zeigten ein Spurenstoff-Nachweismuster, das mit dem von Leitungswasser vergleichbar war (Abbildung 78 und 79). Diese Studie konzentrierte sich auf die Bewertung von Spurenstoffen in den essbaren Pflanzenteilen aufgrund von Bedenken hinsichtlich der menschlichen Gesundheit. Spurenstoffe in anderen Pflanzenteilen wurden jedoch nicht untersucht, was für das Verständnis des gesamten Verbleibs von Spurenstoffe nach der Bewässerung mit aufbereitetem Wasser relevant sein könnte.



Technische Universität München
IWW Zentrum Wasser
COPLAN AG
xylem
BGS UMWELT
HOLINGER
ALB
TZW Technologiezentrum Wasser
Regierung von Unterfranken
SCHWEINFURT Zukunft findet Stadt
Leibniz-Rechenzentrum
Gefördert vom Bundesministerium für Bildung und Forschung
FONA Forschung für Nachhaltigkeit
NaWaM
WavE

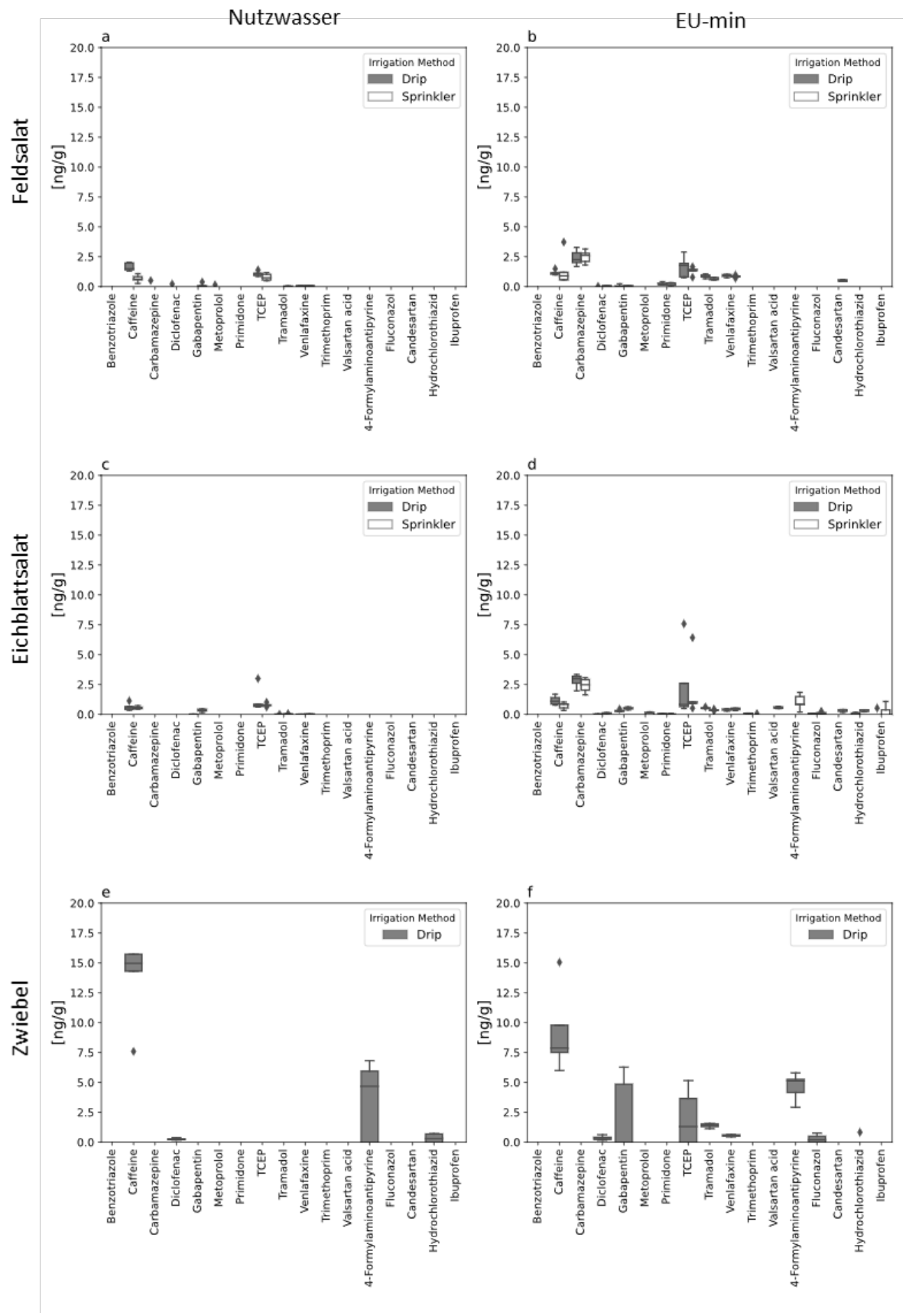


Abbildung 73: Extrahierte org. Spurenstoffen aus essbaren Nutzpflanzen, die mit EU-min Wasser und Nutzwasser bewässert wurden

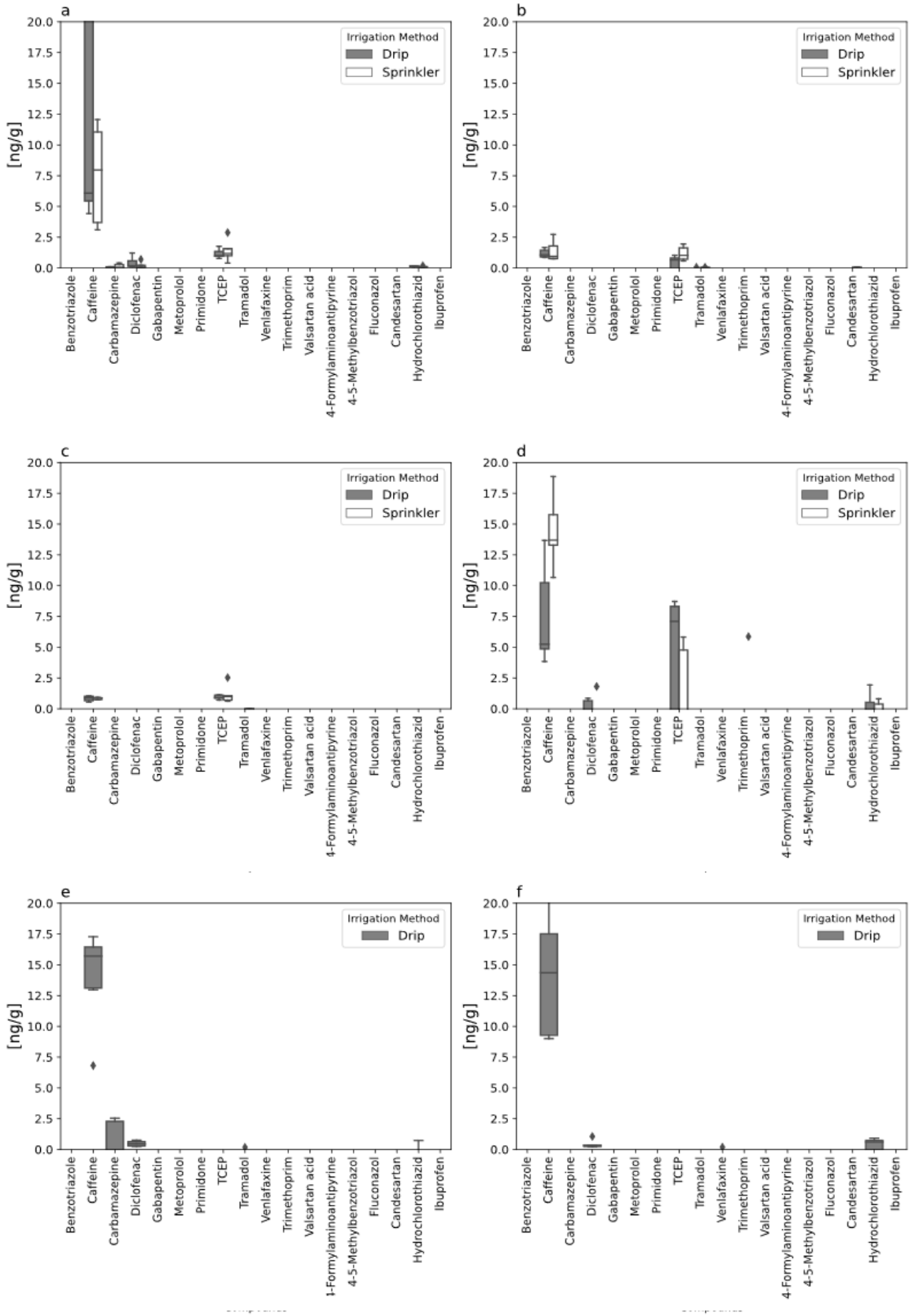


Abbildung 74: Extrahierte org. Spurenstoffen aus essbaren Nutzpflanzen, die mit Leitungswasser bewässert wurden (a: Melone, b: Feldsalat, c: Eichblattsalat, d: Tomate, e: Knollensellerie, f: Zwiebel).

Anreicherung von Spurenstoffen im Boden

Die Anreicherung von Spurenstoffen in unterschiedlichen Bodenschichten (0-10 cm und 10-30 cm) ist in Abbildung 80 dargestellt. Von den gezielten Spurenstoffen wurden 19 von 29 in Bodenproben im Bereich von ng/g nachgewiesen. Wie erwartet, wurden die höchsten Konzentrationen in Bodenproben aus Parzellen nachgewiesen, die mit aufbereitetem Wasser aus EU-min Linie bewässert wurden (Benzotriazol: 996 ng/g, ∑ 4- & 5-Methylbenzotriazol: 711 ng/g, Amisulprid: 57 ng/g, Venlafaxin: 49 ng/g, Tramadol: 38 ng/g). Die Anreicherung von Benzotriazol und ∑ 4- und 5-Methylbenzotriazol in der oberen Bodenschicht (0-10 cm) wurde auf ihr hohes Vorkommen im aufbereiteten Wasser (EU-min) zurückgeführt. Bemerkenswerterweise war ein Abbau von Benzotriazol in der tieferen Bodenschicht (10-30 cm) zu beobachten, wo seine Konzentration auf 380 ng/g sank, was eine Reduktion von 62 % darstellt. Die Adsorption und der Abbau von Benzotriazol während des Bodenpasses waren offensichtlich, wie durch die niedrige Konzentration von 550 ng l^{-1} im Sickerwasser (Abbildung 81) aus Parzellen, die mit desinfiziertem Ablauf der Nachklärung bewässert wurden, angezeigt wird, was eine Entfernung von über 99 % widerspiegelt. Frühere Studien berichteten ebenfalls von der schnellen Entfernung von Benzotriazol, insbesondere unter oxischen und anoxischen (z. B. in natürlichen Behandlungssystemen) Bedingungen mit einer Halbwertszeit von weniger als einem Tag [84], [85].

Die Bodenproben aus Parzellen, die mit Nutzwasser bewässert wurden, zeigten das Vorhandensein von 10 von 17 in Bewässerungswasser nachgewiesenen Verbindungen mit Konzentrationen oberhalb der Nachweisgrenze. Darunter zeigten vier Verbindungen, darunter Fluconazol, Diclofenac, Venlafaxin und Tramadol, Konzentrationen nahe der Nachweisgrenze (0,05 ng/g). Boden, der mit Leitungswasser bewässert wurde, zeigte eine Anreicherung von Spurenstoffen ähnlich wie bei weitergehend aufbereitetem Wasser, hauptsächlich in der obersten Schicht von 0-10 cm. Carbamazepin wurde nicht in Bodenproben aus mit dem Nutzwasser bewässertem Boden gefunden, jedoch bis zu 5 ng/g in Bodenproben aus mit Leitungswasser bewässertem Boden nachgewiesen. Darüber hinaus wurden neun weitere Verbindungen Diclofenac, Primidon, TCEP, Tramadol, Venlafaxin, ∑ 4- & 5-Methylbenzotriazol, Fluconazol, Candesartan und Hydrochlorothiazid in Bodenproben aus mit Leitungswasser bewässertem Boden identifiziert. Allerdings wurde die Verbindung TCEP in nahezu allen Proben mit einer durchschnittlichen Konzentration von etwa 4 ng/g nachgewiesen.

Für Bodenproben, die mit Leitungswasser und fortgeschritten aufbereitetem Wasser bewässert wurden, waren die Unterschiede beim Rückhalt organischer Spurenstoffe über verschiedene Tiefen hinweg minimal, da die Konzentrationen von Spurenstoffen in beiden Bodenschichten bereits nahe der Nachweisgrenze lagen. In einer früheren Studie von Grossberger et al. (2013) wurden die Halbwertszeiten mehrerer Spurenstoffe bewertet (Carbamazepin: >200 Tage; Diclofenac: 3-6 Tage; Ibuprofen: 3-11 Tage; Gemfibrozil: 15-70 Tage) durch Laborkultivierungsversuche [86]. Sie berichteten, dass eine Vorbehandlung des Bodens mit diesen Verbindungen deren Biodegradierbarkeit nach der Bewässerung nicht verbessert. Zudem stellten sie eine Korrelation zwischen der Halbwertszeit der Spurenstoffe und der Menge fest, die in den Boden eingebracht wurde. Insbesondere lagen die Halbwertszeiten im Bereich von 0,2 bis 9,5 Tagen, wenn der Boden mit 50 ng/g behandelt wurde, während die Halbwertszeiten bei einer Belastung von 5.000 ng/g im Bereich von 3 bis 68 Tagen lagen. Keine der oben genannten Verbindungen wurde in Bodenproben aus mit weitgehend aufbereitetem Wasser bewässertem Boden nachgewiesen, da sie bereits unterhalb der Nachweisgrenze lagen. Im Gegensatz dazu zeigten Bodenproben, die mit desinfiziertem Sekundärabwasser (EU-min) bewässert wurden, dass nicht-ionische organische Verbindungen wie Carbamazepin und Primidon, den

persistenten Verhalten aufweisen, in den oberen Bodenschichten stärker angereichert wurden als andere überwachte Spurenstoffe. Die gesamte Primidonbelastung von 840 µg pro Quadratmeter bewässertem Boden aus aufbereitetem von der EU-min Linie war 60 % höher als die kumulierte Belastung, die durch Bewässerung über zwei Jahre hinweg eingebracht wurde (518 µg/m²). Daher können wir nicht bestimmen, inwieweit Primidon im Boden biodegradierte oder in tiefere Bodenschichten versickerte.

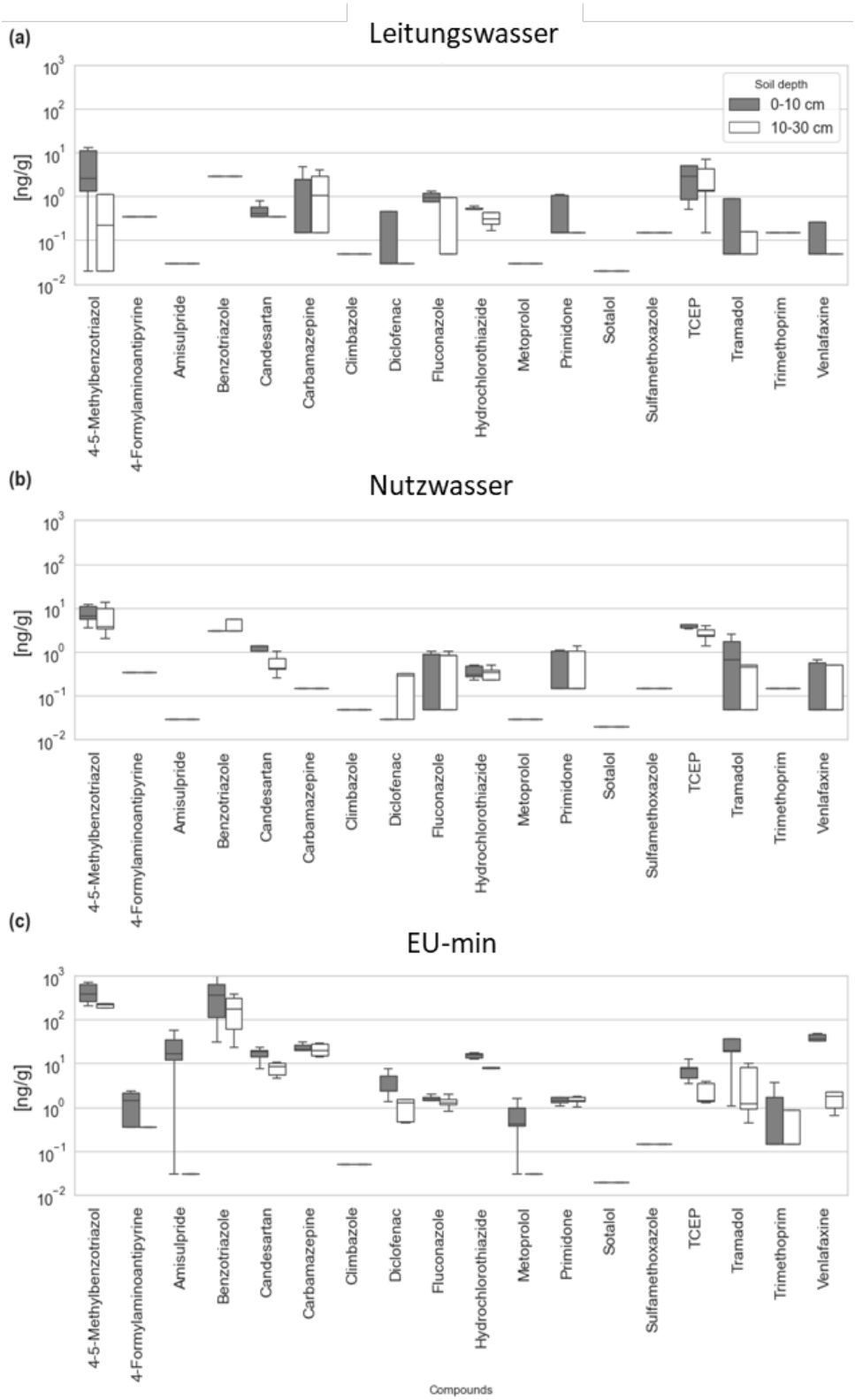


Abbildung 75: Akkumulation von org. Spurenstoffen im Boden (0-10 cm und 10-30 cm) nach 2 Jahren Bewässerung mit 3 verschiedenen Wasserqualitäten (Leitungswasser, EU-Min Wasser und Nutzwasser).

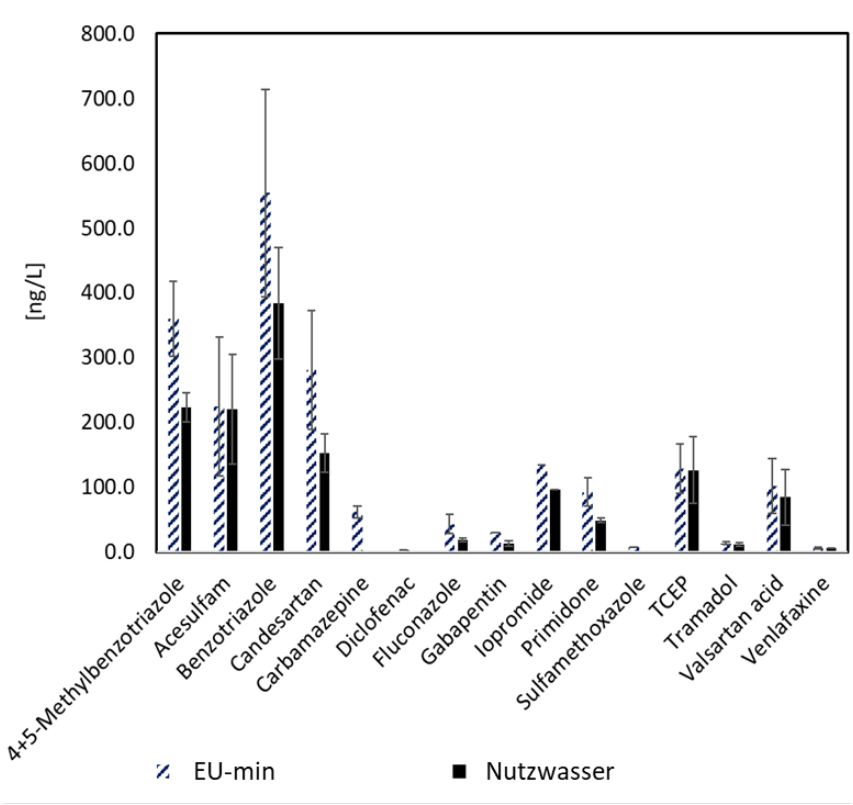


Abbildung 76: Konzentration der org. Spurenstoffe im Sickerwasser nach der Bewässerung von Kulturpflanzen im Gewächshaus

Massenbilanz

Es besteht insbesondere bei Regulierungsbehörden die Besorgnis, dass organische Spurenstoffe in aufbereitetem Wasser für nicht trinkwassergebundene Wiederverwendungsanwendungen langfristig negative Auswirkungen auf die Boden- und Grundwasserqualität haben könnten. Wie von Meffe et al. (2021) hervorgehoben, ist der Hauptmechanismus, der verhindert, dass organische Spurenstoffe die Grundwasserqualität negativ beeinflussen, ihre Abschwächung während der Infiltration des Wassers durch den Transport durch die ungesättigte Zone. Diese Studie zielt darauf ab, die Gesamtbelastung von Spurenstoffen während eines Bewässerungszeitraums unter Verwendung unterschiedlicher Wasserqualitäten zu quantifizieren sowie die Verluste, die während des Transports durch die obersten 30 cm der Bodenoberfläche auftraten. Die Massenbilanzberechnungen wurden auf Grundlage der eingeführten Belastung von den Spurenstoffen durch aufbereitetes Wasser aus der EU-min Linie pro Quadratmeter der bewässerten Bodenparzellen durchgeführt. Dieser Ansatz wurde gewählt, da desinfiziertes Abwasser die höchsten Spurenstoffkonzentrationen aufwies, wodurch die Massenbilanz unter einem Worst-Case-Szenario durchgeführt werden konnte. Die Spurenstoffbelastung im Infiltrationswasser (Abbildung 82) wurde durch das Installieren von Saugkerzen unter der Wurzelzone in einer Tiefe von 50 cm berücksichtigt.

Über den gesamten Bewässerungszeitraum summierte sich der Wasserfluss im Gewächshaus auf 2.256 l/m², von denen 1.255 l/m² der Evapotranspiration der bepflanzten Kulturen zugeordnet wurden. Natürliche Niederschläge wurden aus der Wasserbilanz ausgeschlossen, da die Analyse sich ausschließlich auf die Wasserbilanz innerhalb des Gewächshauses konzentrierte. Wie bereits erwähnt, wurden die essbaren Kulturen in dieser Studie absichtlich überbewässert, um ihre Exposition gegenüber

Spurenstoffen zu maximieren, was dazu führte, dass etwa 44 % des bewässerten Wassers durch die ungesättigte Zone versickerte. Wasserproben, die aus der 50 cm tiefen Bodenschicht entnommen wurden, zeigten eine hohe Effizienz bei der Entfernung von organischen Spurenstoffen. Das Verhalten von TOrCs in Bodensystemen hängt von ihrer Mobilität und Sorptionseigenschaften ab. Daher kann die beobachtete Entfernung je nach Bodeneigenschaften und -inhalt variieren. Interessanterweise wurde trotz der erhöhten Benzotriazolkonzentration (~154 µg/l) im desinfizierten Kläranlagenablauf nur eine minimale Anreicherung des Verbindungsstoffs im Boden beobachtet, und weniger als 0,5 % der Belastung des Stoffes wurde in einer Tiefe von 50 cm nachgewiesen. Im Gegensatz dazu zeigten Carbamazepin und Primidon eine signifikante Persistenz während des Transports durch den Boden, was mit früheren Studien übereinstimmt. Das Vorkommen der Verbindungen im Boden im Vergleich zu den eingeführten Frachten durch Bewässerung mit desinfiziertem Kläranlagenablauf war wie folgt: Carbamazepin: 91 %; Candesartan: 52 %; Benzotriazol: 37 %; Diclofenac: 16 %; Gabapentin: 0 %; Hydrochlorothiazid: 0 %; Ibuprofen: 0 %; und Valsartan: 0 %. Basierend auf dieser Massenbilanz scheint die Abschwächung der Hauptfaktor zu sein, der das Schicksal von organischen Spurenstoffen nach ihrer Einführung in den Boden durch Bewässerung beeinflusst (Abbildung 82).

Der Anteil der Spurenstoffe, der im Sickerwasser wiedergefunden wurde, im Verhältnis zu ihrer Gesamtlast im Bewässerungswasser (EU-min), war minimal: Candesartan (3,2 %), Valsartan (1,08 %), Gabapentin (0,77 %), Carbamazepin (0,7 %), Benzotriazol (0,17 %), Diclofenac (0,04 %), wobei Hydrochlorothiazid und Ibuprofen keine nachweisbare Wiederfindung aufwiesen (0 %). Der größte Teil der Spurenstoffe in der Massenbilanz stellt einen unbekannten Anteil dar. Dieser Anteil ergibt sich aus verschiedenen Faktoren, einschließlich der Biotransformation im Boden und in Pflanzen, nicht essbaren Pflanzenteilen, Unsicherheiten bei der Extraktion und der Grabprobenentnahme des Perkolationswassers.

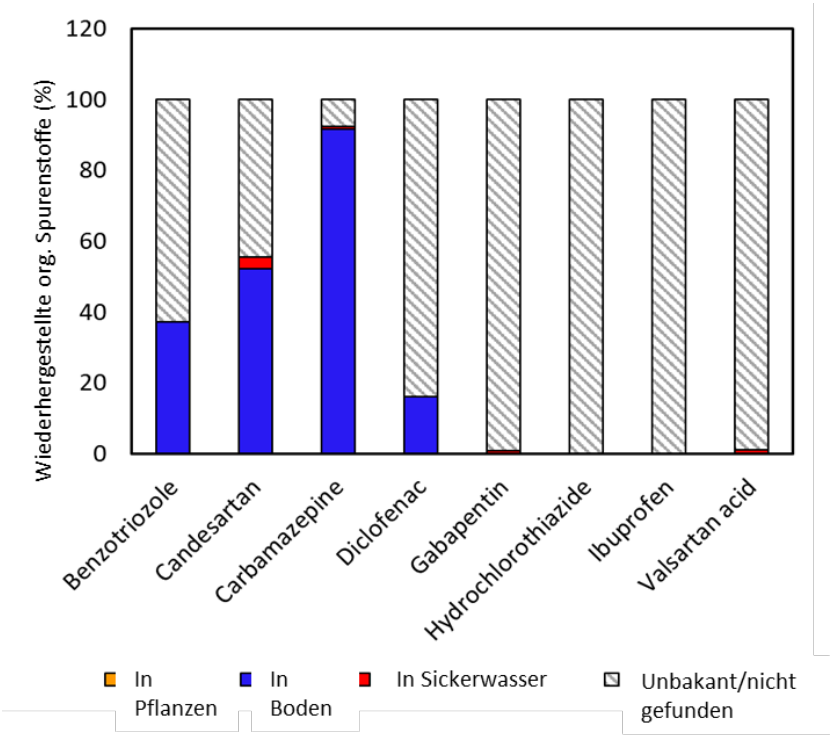


Abbildung 77: Massenbilanz von Spurenstoffen in der Wasserwiederverwendung unter Berücksichtigung der Konzentration in Pflanzen, Boden, Sickerwasser und unbekannt als biologisch abbaubar

Risikoanalyse für organische Spurenstoffe

Das Verständnis des Wasserflusses in Boden- und Pflanzensystemen ist entscheidend, um die Expositionswege für die Umwelt- und menschliche Gesundheit abzuschätzen. Unter Berücksichtigung experimentell evaluierter Kd-Werte ist offensichtlich, dass die untersuchten organischen Spurenstoffen im Boden, mit Ausnahme von Acesulfam, im Allgemeinen hohe oder höhere Sorptionsaffinitäten aufweisen. Dieses starke Abschwächungspotenzial verringert das Risiko einer Grundwasserbelastung durch die Migration von Spurenstoffen, selbst wenn aufbereitetes Wasser wie desinfizierte Kläranlagenabläufe (EU-min) zur Bewässerung verwendet werden. Bei der Bewertung der langfristigen Risiken im Zusammenhang mit der Exposition gegenüber Spurenstoffen aus aufbereitetem Wasser ist es wichtig, die Abbaubarkeit dieser Verbindungen im Untergrund zu berücksichtigen. Obwohl in dieser Studie die Halbwertszeit der Spurenstoffe nicht gemessen wurde, verringerten sich die Konzentrationen der Spurenstoffe, mit Ausnahme einiger persistenter Stoffe wie Carbamazepin, erheblich, als das Wasser in tiefere Bodenschichten (0-30 cm) migrierte. Häufig fielen die Konzentrationen unter die Nachweisgrenze für Verbindungen wie Metoprolol, 4-Formylaminoantipyrin, Amisulprid und Hydrochlorothiazid.

Während die Präsenz von Spurenstoffen in Lebensmittelprodukten aufgrund von Praktiken wie der Bewässerung mit unzureichend behandeltem Abwasser oder der Verwendung von Biosoliden dokumentiert ist, bleiben Feldskalenbewertungen, die sich auf die Risiken von vorab ausgewählten, relevanten Chemikalien für die menschliche Gesundheit als Endpunkt konzentrieren, begrenzt. Nachdem die Aufnahme von Spurenstoffen durch Nutzpflanzen und die bereits festgelegten ADI (acceptable daily intake)-Werte berücksichtigt wurden, wurden die HQ (hazard quotient)-Werte für die menschliche Gesundheitsbewertung unter Verwendung von EDI (estimated daily intake), basierend auf dem Konsum der bewässerten Nutzpflanzen aus dieser Studie, berechnet (Abbildung 83) [87]–[89]. Die ADI-Werte sind nicht für alle bewerteten Spurenstoffen verfügbar, daher wurden für Verbindungen wie Valsartan, 4-Formylaminoantipyrin und Candesartan die gesundheitlichen Orientierungswerte (GOW) des Umweltbundesamts (UBA) auf Basis eines täglichen Wasserverbrauchs von zwei Litern pro Person (70 kg) pro Tag übernommen [90]. Der modifizierte ADI wurde berechnet, indem der GOW mit dem täglichen Wasserverbrauch (2 l) als Exposition multipliziert und durch das durchschnittliche Körpergewicht geteilt wurde. Nach Berechnung der HQ-Werte für Erwachsene und Kleinkinder überschritt keine Verbindung einen Wert von 0,1, was auf kein potenzielles Risiko für die menschliche Gesundheit hinweist. Die höchsten HQ-Werte, die immer noch weit unter dem Schwellenwert lagen, stammten von Hydrochlorothiazid (einem Diuretikum zur Behandlung von Bluthochdruck) in mit Leitungswasser bewässerten Tomaten (0,02 für Erwachsene und 0,04 für Kinder). Es ist zu beachten, dass Hydrochlorothiazid den niedrigsten ADI-Wert (0,016 µg/kg/Tag) unter den untersuchten Spurenstoffen aufweist, was zu höheren HQ-Werten führt.

Wasser, das essbare Pflanzen wie Tomaten und Melonen enthält, zeigte höhere HQ-Werte und stellte ein geringfügig höheres Risiko dar als Blattgemüse wie Eichblattsalat, die die niedrigsten HQ-Werte aufwiesen. Die Ergebnisse der menschlichen Gesundheitsrisikobewertung dieser Studie deuten darauf hin, dass die Exposition gegenüber Spurenstoffen durch den Konsum von mit desinfiziertem Kläranlagenablauf bewässerten Pflanzen kein signifikantes Gesundheitsrisiko darstellt, selbst für Kleinkinder. Falls die Risiken für relevante Endpunkte (z. B. menschliche Gesundheit) steigen, die Implementierung von Multi-barriere Behandlungsstrategien können Expositionsniveaus an organische

Spurenstoffe erreichen, die mit denen in Leitungswasser vergleichbar sind, und potenzielle Risiken erheblich reduzieren.

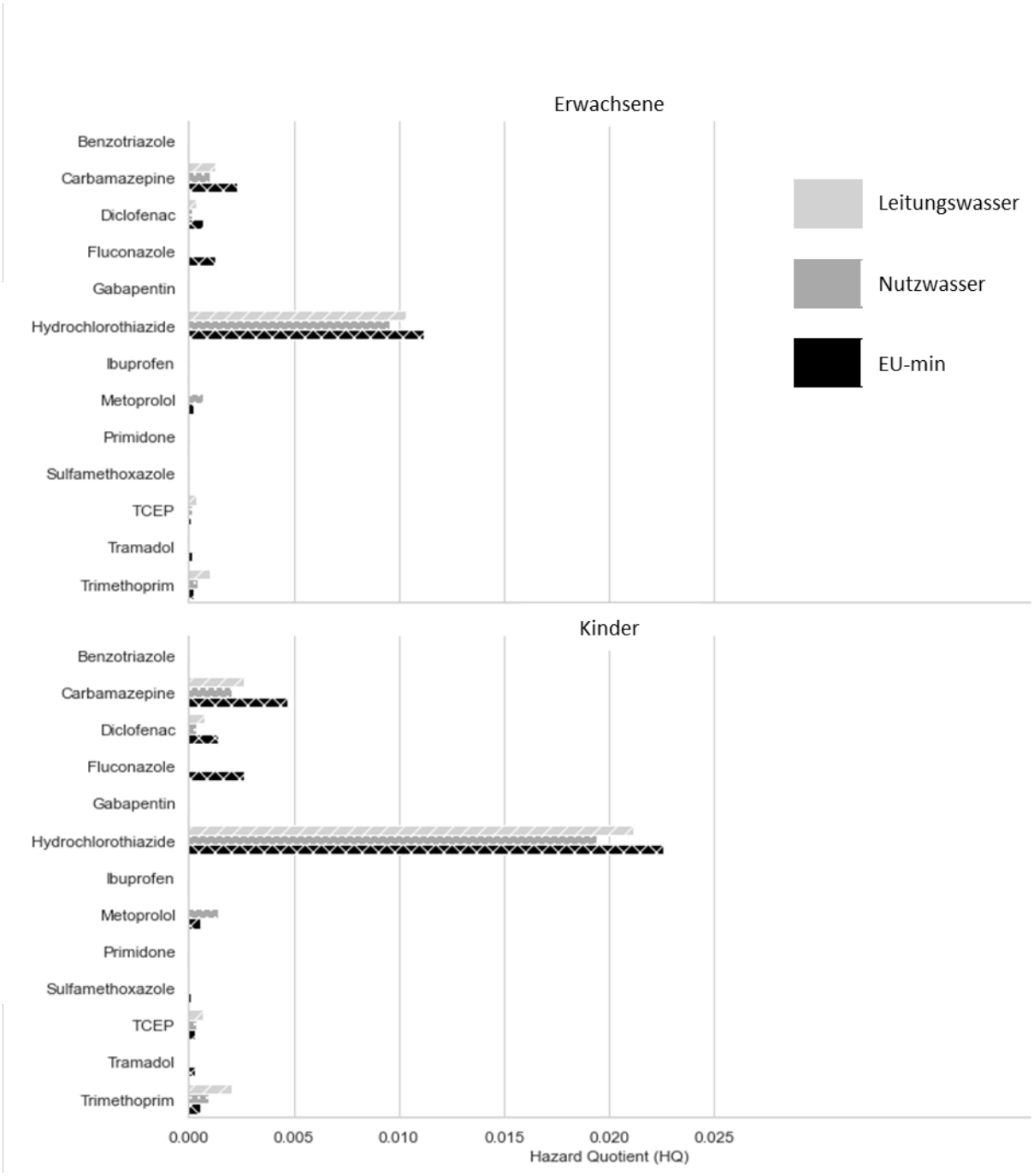


Abbildung 78: Hazardquotient (HQ) der nachgewiesenen org. Spurenstoffen in essbaren Pflanzenarten in Bezug auf Alter und Körpergewicht der Konsumenten.

7.6.3 Empfehlungen für die Praxis und Forschungsbedarf

Empfehlung für die Praxis

- Selbst bei Anwendung der Mindestanforderungen der EU-Wasser-WVVO zur Wasserwiederverwendung wurden keine relevanten Risiken für die menschliche Gesundheit oder die Umwelt festgestellt
- Der Boden kann als sehr starke Barriere gegenüber Spuren organischer Chemikalien wirken
- Die Auswahl von Chemikalien für die Risikobewertung sollte auf den definierten spezifischen Einleitern im Einzugsgebiet sowie auf relevanten Umweltendpunkten basieren
- Untersuchungen sollten jedoch die langfristige Akkumulation und Bewegung kritischer Spurenstoffe wie PFAS nach längerem Einsatz von wiederverwendetem Wasser wie EU-min Wasserqualität zur Bewässerung bestätigen
- Der Einsatz von Multi-Barrieren-Behandlungsstrategien (weitgehend behandeltes Nutzwasser) lohnt dann, wenn erhöhte Risiken festgestellt wurden (auf Basis des Risikomanagementplans)
- Die Extraktion von organischen Spurenstoffen kann mit der Soxhlet-Extraktionsmethode durchgeführt werden, die im Vergleich zu automatisierten Extraktionsmethoden bei gleicher Effizienz deutlich geringere Kosten verursacht
-
- Die Zunahme der Salzkonzentration im Boden und Grundwasser sollte bei langfristigen Bewässerungsanwendungen mit wiederverwendetem Wasser bewertet werden, insbesondere wenn die Anwendung in einem Gewächshaus erfolgt, da der Effekt des Flushing durch Regenwasser fehlt

Forschungsbedarf

- Dosis-Wirkungsmodelle für antibiotikaresiste Bakterien und für Antibiotikaresstenzgene
- QMRA-Guidelines für die Wasserwiederverwendung mit Minimalanforderungen und Handlungsempfehlungen
- Umfangreicher Vergleich zwischen mikrobiellen Indikatoren und pathogenen sowie Empfehlungen zur Überwachung von Anwendngen zur Wasserwiederverwendung
- Etablierung detailierter Modelle zur Dosis bei verschiedenen Anwendungen der Wasserwiederverwendung (urbane Bewässerung, bewässerung verschiedener Pflanzen usw.)

8 Implementierung von Wasserwiederverwendungssystemen

8.1 Implementierung im Bestand – Nutzwasser für urbane Anwendungen

Ziel der Stadt Schweinfurt ist es, im Zuge des Forschungsvorhabens zur Nutzwasserbereitstellung eine alternative und nachhaltige Wasserressource für die Bewässerung urbaner Grünflächen bereitzustellen. Sie sieht sich stellvertretend für andere Regionen an einem Scheideweg, an dem herkömmliche wasserwirtschaftliche Lösungsansätze allein die Herausforderungen der Zukunft nicht nachhaltig bewältigen können. Der Klimawandel, einhergehend mit steigenden Temperaturen und Starkregenereignissen, erfordert in der unterfränkischen Region im Raum Schweinfurt langfristig ein Umdenken. Die zunehmende Anzahl an Hitzetagen betrifft insbesondere die Städte, in denen die Hitzebelastung durch den Wärmeinseleffekt stärker ausgeprägt ist als im angrenzenden Umland. Die Überhitzung in urbanen Gebieten inklusive daraus resultierender tropischer Nächte führt vermehrt zu gesundheitlichen Problemen vor allem bei den vulnerablen Bevölkerungsgruppen (Seniorinnen/Senioren, Neugeborene, Kleinkinder und Vorerkrankte).

Mit der Durchführung des Forschungsvorhabens Nutzwasser bringt sich die Stadt Schweinfurt in der Entwicklung strategischer Maßnahmen und deren unmittelbaren Umsetzung auf dem Weg zu einer klimaangepassten Kommune ein. Die extensive Begrünung urbaner Flächen trägt dazu bei das innerstädtische Mikroklima zu optimieren. Durch den Einsatz einer alternativen Wasserressource, dem Nutzwasser, kann für urbane Anwendungen das Klimaanpassungsziel optimal unterstützt werden. Die Implementierung des Wasserwiederverwendungssystems auf dem Klärwerk Schweinfurt und dem benachbarten Sportgelände des TV Schweinfurt-Oberndorf legte den Grundstein für ein erweiterbares und zukunftsfähiges System einer alternativen Wasserversorgungstruktur. Das innovative Betriebskonzept der Wasserwiederverwendung bietet ein flexibles Wasserressourcenmanagement und stellt eine Maßnahme zur Bedarfsdeckung bei gleichzeitiger Einsparung von Grund- bzw. Trinkwasser dar. Gemeinsam mit der Steigerung der Wassernutzungseffizienz sowie Konzepten zur Regenwassernutzung trägt die Wasserwiederverwendung und damit die Aufbereitung des Nutzwassers zu einem nachhaltigen, robusten Wassermanagement bei.

Mit der Vision, das Nutzwasser zur urbanen Bewässerung im verdichteten Stadtbereich zur Verfügung zu stellen, wurden im Rahmen dieses Verbundvorhabens unterschiedliche Transport- und Speicherlösungen untersucht. Der ursprüngliche Untersuchungsrahmen lag hier zunächst auf der Landesgartenschau 2026, dem Stadion und den Konversionsflächen im Norden der Stadt. Nachdem die Stadt Schweinfurt im Oktober 2022 auf Grund explodierender Baupreise und sinkender Gewerbesteuereinnahmen sich gegen eine Ausrichtung der Landesgartenschau entschied, wurde der Einsatzbereich des Nutzwassers auf den alternativ geplanten Bürgerpark, öffentliche Grünflächen, die Sportflächen im Sachs-Stadion, eine Wäscherei und das Eisstadion erweitert. Die Erweiterung des Einsatzbereiches und das steigende Interesse potenzieller Abnehmer über die Projektlaufzeit führte dazu, dass der ursprünglich auf Grundlage der Landesgartenschau dimensionierte Druckleitungsquerschnitt DA 63 und das Speichervolumen 1.000 m³ den Anforderungen an die Bedarfsbereitstellung nicht mehr genügte. Im Rahmen einer technisch wirtschaftlichen Variantenuntersuchung wurden Rohrleitungsquerschnitte (DA 63, 75, 90, 110) und Speichergrößen

(1.000 m³, 1.500 m³, 3.000 m³) in mehreren Schritten variiert. Im Ergebnis kann mit einer Versorgungsinfrastruktur bestehend aus einer Druckleitung DA 110 (PE 100 SDR 17) zwischen Kläranlage und Sachs-Stadion mit einer Speichergröße von 1.500 m³, der nötige Bedarf effizient bereitgestellt werden. Diese Kombination ist auch unter Berücksichtigung einer Kostenvergleichsrechnung für Wasserversorgungsanlagen über einen Zeitraum von 60 Jahren zu bevorzugen und bietet die Möglichkeit, das Versorgungsnetz um zusätzliche Verbraucher zu erweitern. Die erforderliche Transportleitung vom Aufbereitungsstandort der Kläranlage im Süden der Stadt zum Speicherstandort im Bereich des Stadions stellt im innerstädtischen Bereich die größte Herausforderung an die Verlegung dar. Nachdem eine Ausführung in offener Bauweise über eine Länge von 3,3 km wirtschaftlich nicht darstellbar ist, wird die Leitung in einer Pipe-in-Pipe Lösung in den bestehenden Hauptsammler eingebracht. Auf der Fläche der bisher betriebenen Pilotanlage dient eine Druckerhöhungsanlage zur Beschickung der Nutzwasserinfrastruktur. Zwei trocken aufgestellte drehzahlgeregelte Hochdruck-Kreiselpumpen ermöglichen die Bereitstellung der Wasserbedarfe über die verlegte Druckrohrleitung. Grundlage der Leitungsplanungen bildet eine Kamerabefahrung der Rohrleitungsstrecke mit einer Zustandsbewertung nach DWA M149-3 sowie ein Laserscan der Schachtbauwerke.

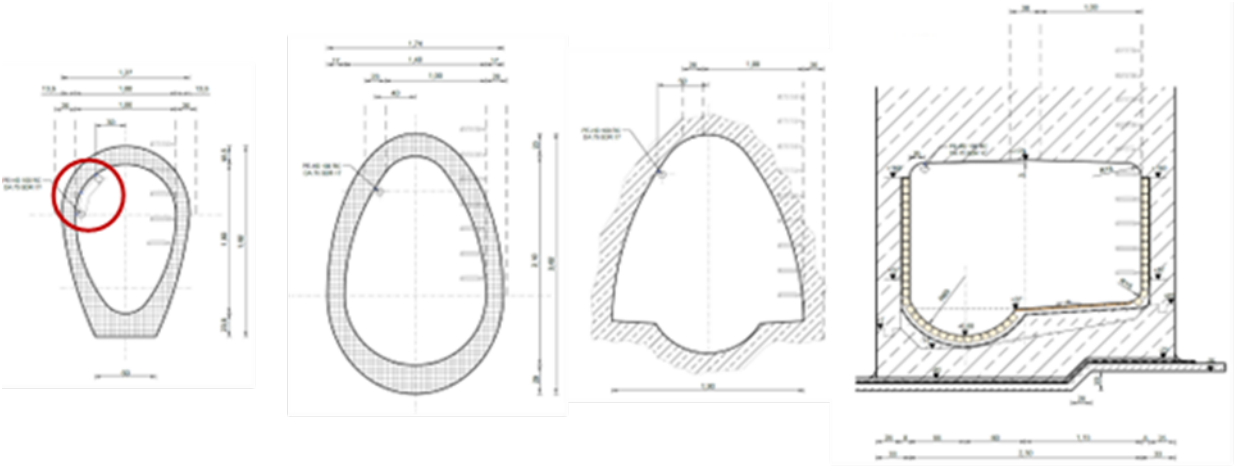


Abbildung 79: Rohrprofile des Hauptsammlers, v.l. Ei-Profil 1000/1500, Ei-Profil 1400/2100, Rinnenprofil 1900/2200, Rinnenprofil 2300/1750

Der aus unterschiedlichen Rohrprofilen bestehende Hauptsammler zeigte nach Auswertung der Bestandsaufnahme keine größeren Schäden, die vor Einbringung der Druckleitung saniert werden müssten. Dennoch gilt es spätere Instandsetzungsmaßnahmen am Hauptsammler im Montagekonzept der Rohrleitung zu berücksichtigen. Zunächst galt es jedoch die Machbarkeit der Rohrleitungsinstallation hydraulisch zu prüfen. Hier wurde die Auslastung für den bestehenden Zustand und nach Einbringen der Druckleitung für ein 5-jährliches Regenereignis simuliert. Da die den Markt dominierenden Simulationsprogramme den hydraulischen Einfluss einer zusätzlich eingebrachten Rohrleitung nicht abbilden können, wurden für die Simulation die Abflussquerschnitte der Kanalprofile reduziert und die betriebliche Rauheit der betroffenen Kanalstrecke mit gewählten Faktoren beaufschlagt, sodass sich für betroffene Haltungen eine höhere Simulationsrauheit ergibt. Im Ergebnis zeigt sich, dass mehrere Bereiche des Stadtgebietes bereits in der Bestandssimulation überstauen. An diesen Stellen kommt es für den Planungszustand zu einem Anstieg der Wasserspiegellagen in Höhe von mehreren Zentimetern. Gerade im Hinblick auf die in letzter Zeit immer häufiger auftretenden

Starkregenereignisse, die das simulierte 5-jährliche Regenereignis deutlich überschreiten, erscheint die Verschlechterung als tolerierbar. Wie beschrieben beeinflusst der Einbau einer zusätzlichen Rohrleitung die Hydraulik des Hauptsammlers. Dieser Effekt kann durch eine mögliche „Zopfbildung“ noch verstärkt werden. Die ausgewählten Rohrschellen dürfen aus diesem Grund wenig Ansatzpunkte für mögliche Anhaftungen bilden. Zudem wurde die Lage der Rohrleitung in der Rohrwandung leicht aus dem Scheitel verschoben, um eine Benetzung während des Spülstoßes zu minimieren und zusätzliche Verschwenkungen der Rohrleitung an den Schächten zu vermeiden. Die Materialwahl der Rohrleitung ist in diesem Zusammenhang weniger von den hydraulischen Faktoren abhängig, da alle in Frage kommenden Rohrleitungssysteme ähnliche Rauigkeiten aufweisen. Vielmehr ist für die Auswahl der Biegeradius der Rohrleitungen entscheidend, um die Rohre als Bund bzw. Stangenware über die Einstiegsschächte in den Hauptsammler einzubringen. Dieser Biegeradius ist temperaturabhängig und liegt für die gewählte Rohrleitung DA 110 (PE 100 SDR 17) zwischen 5,50 m ≥ 0°C, 3,85 m ≈ 10°C und 2,20 m ≈ 20°C. Vor diesem Hintergrund wurde auf Basis der 3D Laserscans der Schächte für jeden Einstiegschacht geprüft, inwieweit ein Einbringen der Leitung möglich ist. Diese definierten Zugangspunkte bilden die Grundlage des Ausführungs- und Montagekonzeptes. Hier stellen neben dem Einbringen der Leitung über die Schächte die Montage der Leitung im Bereich der Übergangskonstruktionen zwischen den unterschiedlichen Bauformen des Hauptsammlers die größte Herausforderung dar.

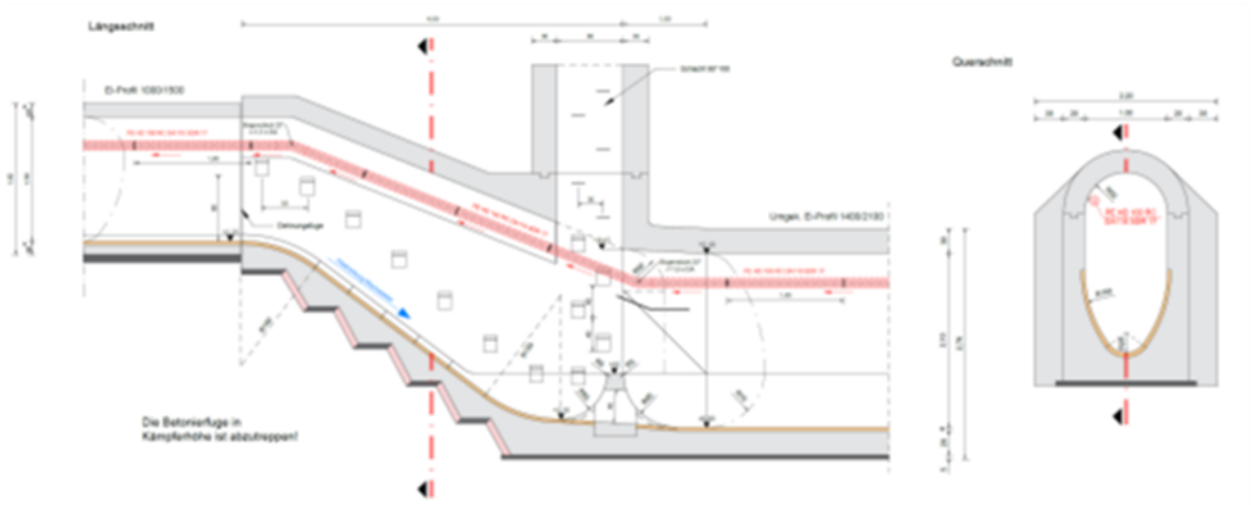


Abbildung 80: Übergang Ei-Profil 1400/2100 zu Ei-Profil 1000/1500

Hier ist es erforderlich, zunächst eine Gerüstplattform einzubringen, um ein sicheres Arbeiten zu ermöglichen. Auf Grund der zeitintensiven Vorarbeiten und arbeitstäglichen Rüstzeiten können die Arbeiten nur haltungsweise bei stabiler Trockenwetterlage ausgeführt werden. Eine Wasserhaltung für Sturzflutereignisse kann aus technischen Gründen nicht eingerichtet werden. Darüber hinaus sind die Anforderungen der DGUV Regel 103-003 „Arbeiten in umschlossenen Räumen von abwassertechnischen Anlagen“ zu erfüllen. Die oben beschriebene Einbauweise im Hauptsammler kommt zwischen Pumpwerk der Kläranlage und dem Sachs Stadion zum Einsatz. Im Verlauf der Rohrleitungstrasse entlang des John-F.-Kennedy-Ring wurden zusätzliche Speicherstandorte (Volksfestplatz, Radwege) untersucht. Hier wurde im Detail geprüft, inwieweit eine Dezentralisierung der Nutzwasserversorgung und ein zusätzlicher Rückhalt von lokal anfallendem Niederschlagswassers möglich ist. Da man im Zuge der Prüfung die definierten Qualitätsanforderungen des Nutzwassers durch

eine Vermischung mit Regen- bzw. Oberflächenwasser gefährdet sah, sollen die Speicherstandorte zukünftig ausschließlich zur Regenwassernutzung in Betracht gezogen werden. Zur Ausführung kommt daher nur der Speicherstandort der Willi-Kaidel-Straße im Bereich des Sachs-Stadions. Neben der oben beschriebenen Dimensionierung des Speicherbauwerks wurden mehrere Speichersysteme untersucht. Ein offener Speicherteich als kostengünstigste Lösung birgt auf Grund der Exposition die Gefahr der Erwärmung, des Algenwachstums und des ungehinderten Eintrags von Staub und Vogelkot und damit der Nichteinhaltung geforderter Wasserqualitätsanforderungen bei der Wasserwiederverwendung. Der Rigolenspeicher kann zwar in seiner Größe sehr einfach erweitert werden, bietet aber auf Grund seiner Bauweise kaum die Möglichkeit der vollständigen Reinigung. Unter den begehbaren Lösungen konkurrieren der Ortbeton-, Wellrohrspeicher und der Speicher aus glasfaserverstärktem Kunststoff (GfK). Ortbeton- und Wellrohrspeicher machen fertigungsbedingt eine zusätzliche Beschichtung der Innenwand und Verfugung in den Fügestellen erforderlich, um in diesen Bereichen den Aufwuchs eines Biofilms möglichst zu unterbinden. Auf den Wunsch hin, den Bereich des Speicherstandortes mit einem Parkplatz zu überbauen, müssen die Speicherlösungen für eine Befahrung bis SLW 60 statisch dimensioniert werden. Dieser Umstand führt insbesondere beim Ortbetonspeicher zu einer deutlichen Kostensteigerung. Im Ergebnis bietet der Speicher aus glasfaserverstärktem Kunststoff die flexibelste Bauform und die geringste Gefahr der Wiederverkeimung. Zur weiteren Minimierung des Fremdeintrags in den Speicher erfolgen Zugang und Belüftung über einen stirnseitig angeordneten Wartungsgang. Nachfolgende Abbildung zeigt einen Schnitt durch das Bauwerk, bestehend aus den vier Speicherröhren und den Pumpenabgängen zur Versorgung der unterschiedlichen Verbraucher.

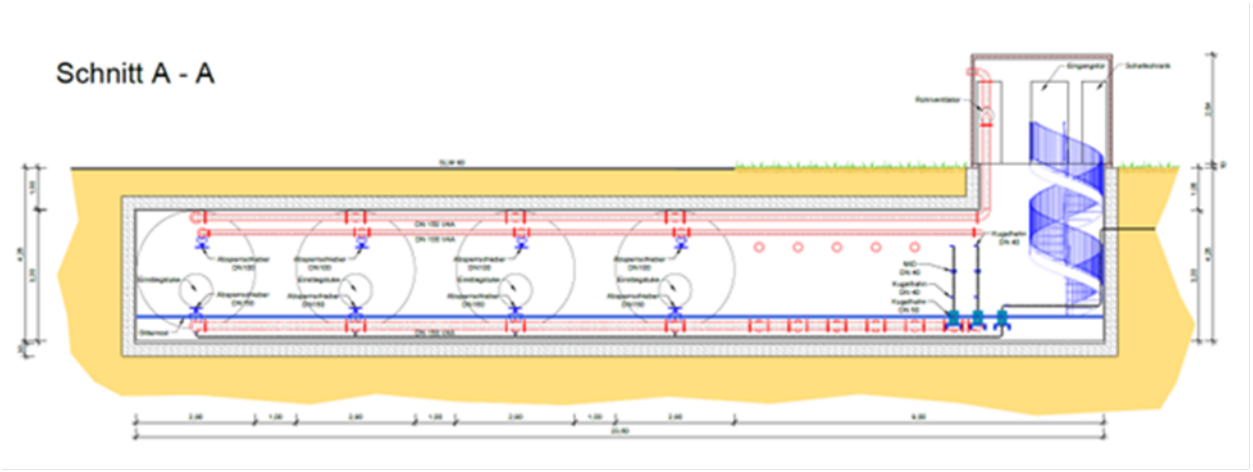


Abbildung 81: Speicherbauwerk im Schnitt A-A

Die Speicherröhren können unabhängig voneinander betrieben und zu Reinigungszwecken vollständig entleert werden. Durchflüsse, Füllstände und Temperaturen in den Speicherröhren werden fortlaufend überwacht und steuern die Beschickungspumpen im Anschluss der Aufbereitungsanlage auf dem Klärwerk Schweinfurt. Die Wasserentnahme bzw. -versorgung erfolgt über gekoppelte Entnahmesysteme, so ist beispielsweise für das Sachs-Stadion und den Bürgerpark ein direkter Anschluss an den Nutzwasserspeicher sowie ein separates Verteilungsnetz vorgesehen. Die Bewässerung von Grünflächen erfolgt Großteils durch ein integriertes automatisches Bewässerungssystem und ermöglicht eine vereinfachte und vom Wetter abhängige, bedarfsgerechte Versorgung mit Nutzwasser.

8.1.1 Großtechnische Implementierung auf der Kläranlage Schweinfurt

Die Nutzwasserbehandlung erfolgt im Verbundvorhaben in insgesamt vier Verfahrensschritten. Als erstes wird das aufzubereitende Abwasser in einer Ultrafiltration und anschließend in einer Ozonanlage behandelt. Im Anschluss durchläuft das Abwasser einen biologisch-aktiven Adsorber (BAK) und eine UV-Behandlung. Für alle vier Prozessschritte müssen zunächst folgende Anforderungen separat ermittelt, und die einzelnen Verfahrensstufen für die anfallende Abwassermenge dimensioniert werden: Reinigungsleistung, Platzbedarf, Energiebedarf, Betriebsmittelbedarf und Personalbedarf. Anschließend kann unter Einbezug des in der Region tatsächlich vorhandenen Nutzwasserbedarfs eine tatsächliche Dimensionierung durchgeführt werden. Ist der ermittelte Bedarf größer als die theoretisch mögliche Nutzwassermenge muss über einen geeigneten Verteilmechanismus entschieden werden.

Aufgrund der schwankenden Zulaufwassermenge, der hohen Anforderungen an die Qualität des Nutzwassers und der eingesetzten Verfahrenstechnik, wird schnell deutlich, dass nur eine Teilstrombehandlung wirtschaftlich vertretbar ist. Um den gesamten Abwasservolumenstrom behandeln zu können, sind die nötigen Anlagengrößen sowie Energiebedarf und Betriebsmittelbedarf so hoch, dass der Einsatz des Nutzwassers in keinerlei Relation steht. Stattdessen wurde eine Teilstrombehandlung festgelegt, die zunächst, nach langjähriger gelebter Praxis, anhand der Dimensionierungen einer 4. Reinigungsstufe nach Vorgaben des Kompetenzzentrum Spurenstoffe Baden- Württemberg bestimmt wird.

Die theoretisch mögliche zu behandelnde Abwassermenge wurde anhand folgender Schritte und der Betriebsdaten der Jahre 2018-2021 festgelegt:

Festlegung der Trockenwettertage aus 21-Tage-Minima des Zulaufs.
Bestimmung QT,Max85 und daraus QT,Max.
Mindestens 70 % und maximal 90 % der Jahresabwassermenge (JAM) behandeln.
Festlegung von QNutz

Die Bestimmung der theoretisch zur Verfügung stehenden Nutzwassermenge berücksichtigt keine weiteren, ebenfalls wichtigen Randbedingungen, wie z. B. eine mögliche Vorgabe an die Kläranlage, weiterhin eine Mindestwassermenge in den Vorfluter abgeben zu müssen.

Die zur Bestimmung von QT,Max85 nötige Häufigkeitsverteilung der Ablaufwassermenge an Trockenwettertagen ist in Abbildung 86 dargestellt. QT,Max85 beschreibt die Abflussmenge, welche an 85 % aller Trockenwettertage unterschritten wird und beträgt 350 l/s. QT,Max berechnet sich nun aus der Formel QT,Max = QT,Max85 • 1,2 und beträgt 419 l/s.

In Abbildung 88 wird ersichtlich, auf welchen Durchfluss eine Anlage bemessen werden muss, um einen bestimmten Prozentsatz der Jahresabwassermenge zu behandeln. Zur Behandlung von 70 % der Jahresabwassermenge müsste die Anlage demnach auf 240 l/s bemessen werden, um 90 % JAM zu behandeln auf 460 l/s. QT,Max beträgt 419 l/s und erfüllt damit die Bedingung eine Abwassermenge zwischen 70 % und maximal 90 % der JAM zu behandeln. Somit wird QNutz auf 419 l/s festgelegt. Damit stünden 88 % der JAM zur Nutzwasseraufbereitung zur Verfügung.

Die Abbildung zeigt ebenfalls, dass die Dimensionierung der Anlage auf die Behandlung des Vollstroms und damit 100 % der Jahresabwassermenge mit ungefähr 950 l/s mehr als doppelt so groß ausfallen müsste und somit die bereits angesprochene Wirtschaftlichkeit nicht mehr eingehalten werden würde.

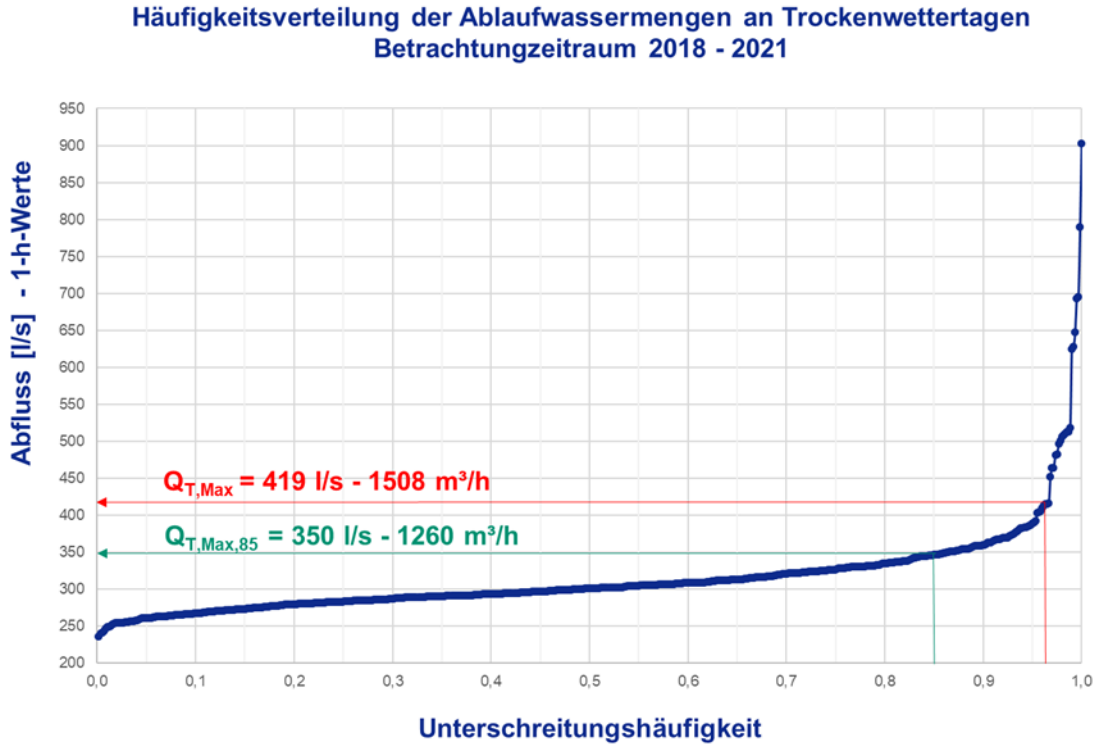


Abbildung 82: Bestimmung von QT,Max85 und QT,Max anhand der Ablaufwassermengen an Trockenwettertagen

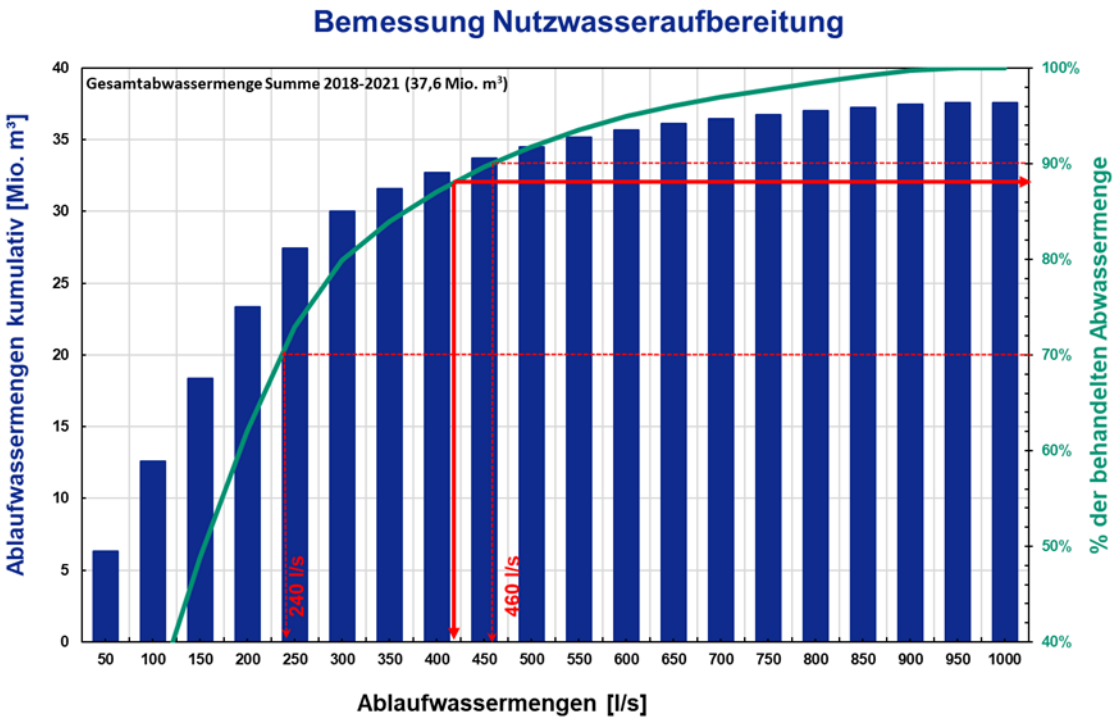


Abbildung 83: Bestimmung der ganzjährig theoretisch möglichen Nutzwassermenge QNutz der Kläranlage Schweinfurt

In dieser Auswertung unberücksichtigt ist die jahreszeitlichen Schwankungen des Bedarfs. So wird der Nutzwasserbedarf zur Bewässerung in den Wintermonaten deutlich geringer ausfallen als in der sommerlichen Bewässerungsperiode. Um die Bedarfsschwankungen an Nutzwasser zu berücksichtigen, wurde die beschriebene Auswertung der Betriebsdaten für eine mit den Projektpartners festgelegt Bewässerungsperiodendauer von April bis September erneut durchgeführt.

Aus Abbildung 89 lässt sich QT,Max85 mit 329 l/s ablesen. Analog der ganzjährigen Betrachtung ergibt sich QT,Max mit 395 l/s.

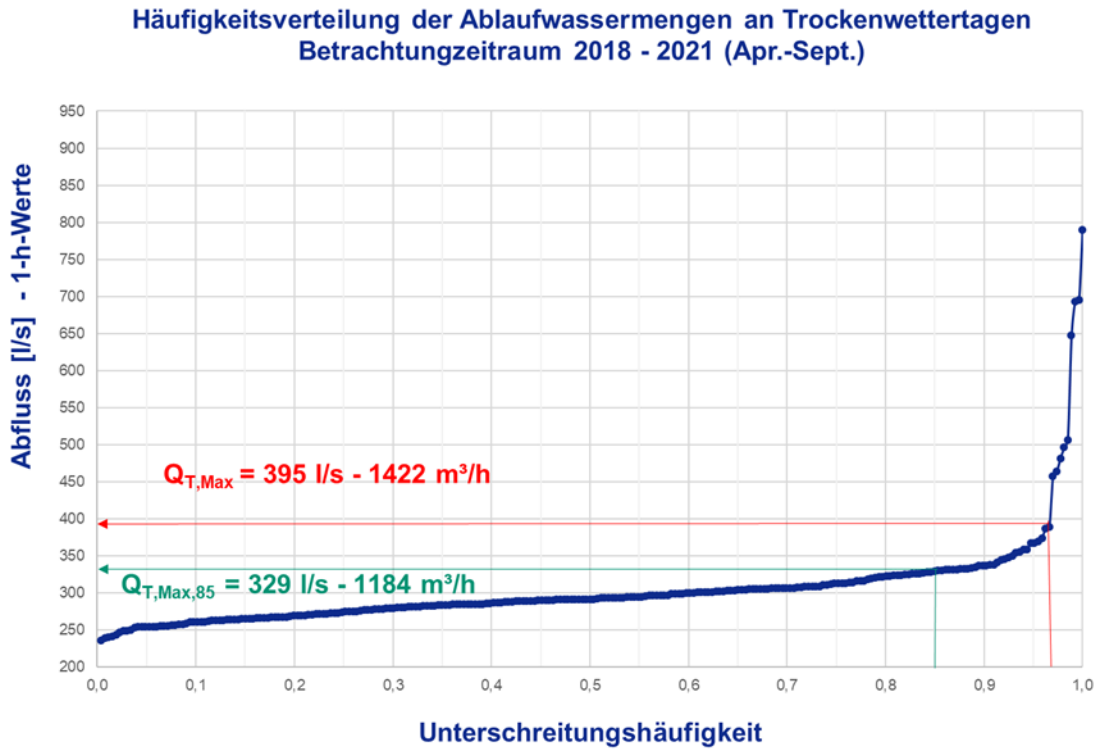


Abbildung 84: Bestimmung von QT,Max85 und QT,Max anhand der Ablaufwassermengen an Trockenwettertagen in der Bewässerungsperiode

Abbildung 90 zeigt das Ergebnis der Überprüfung, ob QT,Max85 mindestens 70 % der Bewässerungsperiodenwassermenge (BAM) und nicht mehr als 90 % der BAM beträgt. Analog zur ganzjährigen Betrachtung ist dies der Fall, so dass QNutz auf 395 l/s festgelegt werden kann. Damit stünden, ebenfalls analog zur ganzjährigen Betrachtung, 88 % der BAM als Nutzwasser zur Verfügung.

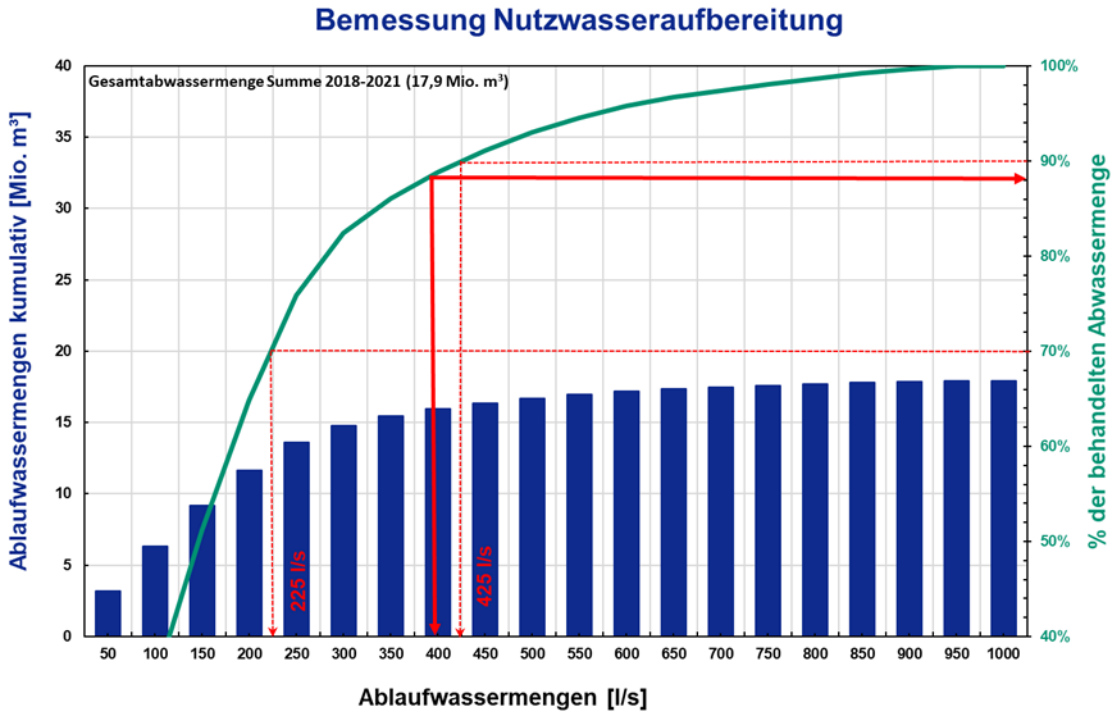


Abbildung 85: Bestimmung der während der Bewässerungsperiode theoretisch möglichen Nutzwassermenge QNutz der Kläranlage Schweinfurt

Die Betrachtung der Bewässerungsperiode führt im Fall der Kläranlage Schweinfurt zu lediglich geringfügig veränderten Werten. Der Zufluss der Kläranlage ist somit nicht von relevanten Wetterereignissen (Schneeschmelze oder Starkregen im Sommer) geprägt. Die Bemessung der Anlage hängt damit auch nicht von jahreszeitlich bedingten Schwankungen ab, sondern kann anhand anderer Faktoren und Überlegungen erfolgen.

In Rücksprache mit den Landwirten und den Projektpartnern wird von einem Nutzwasserbedarf von bis zu 40 % der in der Bewässerungsperiode (April-September) anfallenden Abwassermenge ausgegangen. Abbildung 91 zeigt, dass die Nutzwasseraufbereitungsanlage auf 115 l/s bemessen werden müsste.

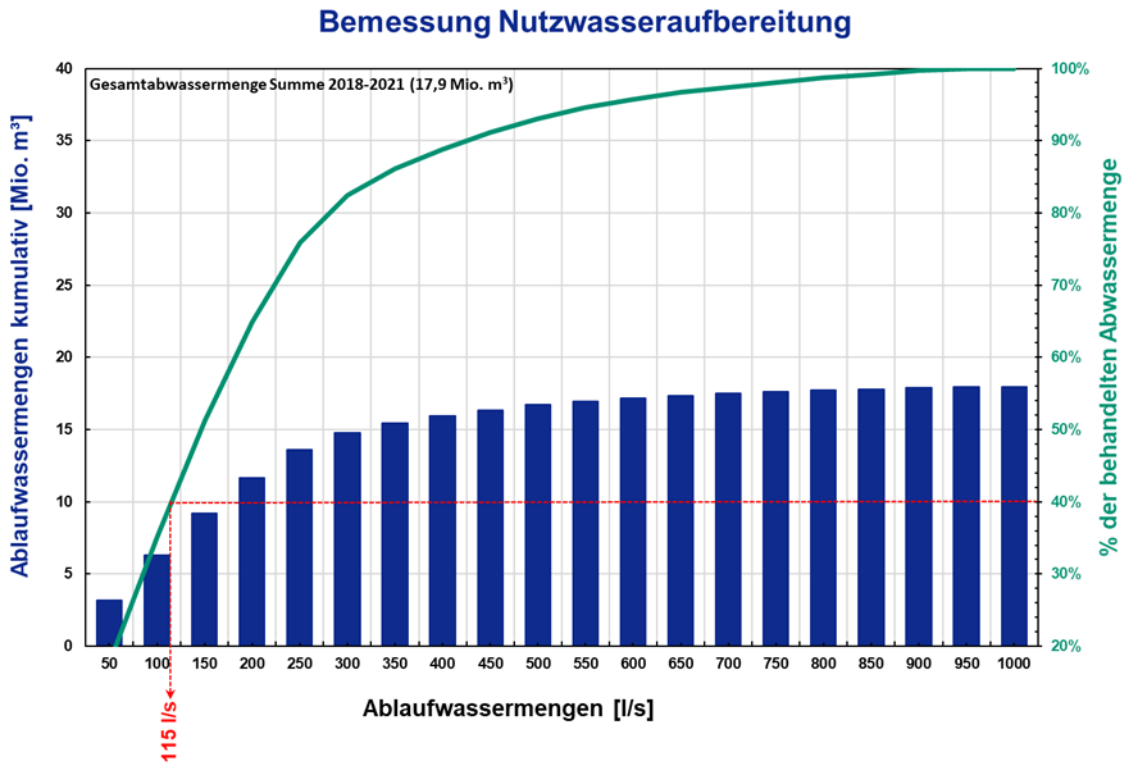


Abbildung 86: Bestimmung der Bemessungswassermenge der Kläranlage Schweinfurt, welche während der Bewässerungsperiode 40 % der Abwassermenge reinigt

Anhand der erarbeiteten Betriebsdatenauswertung kommen verschiedene Varianten zur Nutzwasseraufbereitung auf der Kläranlage Schweinfurt in Betracht. Auf dem 4. Projekttreffen in Schweinfurt im Oktober 2022 wurden unterschiedliche Varianten mit den Projektpartnern diskutiert und abschließend vier Varianten zur weiteren Betrachtung ausgewählt. Für die unterschiedlichen Varianten sind insbesondere die ganzjährige Jahresabwassermenge (JAM) und die von April-September anfallende Bewässerungsperiodenwassermenge (BAM) von Bedeutung. Die vier erarbeiteten Varianten ergeben sich wie folgt:

Variante 1: Bemessung auf konventionelle 4. Reinigungsstufe (88 % JAM)

Variante 2: Bemessung auf Nutzwasserbedarf (40 % BAM)

Variante 3: Konventionelle 4. Reinigungsstufe (88 % JAM) + Nutzwasseraufbereitung nach Bedarf (40 % BAM)

Variante 4: Erweiterte 4. Reinigungsstufe (88 % JAM) + UV nach Bedarf (40 % BAM)

Die den Varianten zugrunde liegende Nutzwasseraufbereitung besteht in allen Varianten aus den vier Aufbereitungsstufen, welche in der Pilotanlage auf der Kläranlage Schweinfurt installiert sind. Der Ablauf der Kläranlage wird zunächst über eine Ultrafiltration von Feststoffen befreit. Die anschließende Ozonung und biologisch aktive Aktivkohle entfernen, oxidieren und entnehmen Spurenstoffe sowie weitere Verunreinigungen. Die abschließende UV-Behandlung desinfiziert das Nutzwasser.

Variante 1: Bemessung auf 4. Reinigungsstufe

In Variante 1 wird die gesamte Nutzwasseraufbereitungsanlage nach den vom KomS Baden-Württemberg festgelegten Vorgaben bemessen. Abbildung 91 zeigt die durch die einzelnen Aufbereitungsstufen fließende Wassermenge. Sämtliche Aufbereitungsstufen der Variante 1 sind auf 419 l/s bemessen. Von den im jährlichen Durchschnitt der letzten Jahre anfallenden 9,4 Mio. m³ Abwasser würden somit lediglich 1,13 Mio. m³ in den Vorfluter gelangen. Der restliche Anteil (8,27 Mio. m³) würde zu Nutzwasser aufbereitet und den entsprechenden Verbrauchern zur Verfügung gestellt (oder stünde zur Grundwasseranreicherung zur Verfügung). Der graue Pfeil symbolisiert dabei einen nicht quantifizierbaren Anteil an aufbereitetem Nutzwasser, welcher ebenfalls in den Vorfluter abgegeben wird. Da die Bemessung nicht nach Bedarf erfolgt, kann dieser Volumenstrom einen großen Anteil ausmachen, insbesondere dann, wenn Nutzwasser nicht zur Grundwasseranreicherung genutzt werden kann/darf.

Variante 2: Bemessung nach Nutzwasserbedarf

In Variante 2 wird die gesamte Nutzwasseraufbereitungsanlage nach dem von den Projektpartnern ermittelten maximalem Nutzwasserbedarf von 40 % BAM bemessen. Abbildung 91 zeigt die durch die einzelnen Aufbereitungsstufen fließende Wassermenge. Sämtliche Aufbereitungsstufen der Variante 2 sind auf 115 l/s bemessen. Von den im jährlichen Durchschnitt der letzten Jahre anfallenden 9,4 Mio. m³ Abwasser würden somit 7,61 Mio. m³ in den Vorfluter gelangen. Der restliche Anteil von 1,79 Mio. m³ würde zu Nutzwasser aufbereitet und den entsprechenden Verbrauchern zur Verfügung gestellt (oder stünde zur Grundwasseranreicherung zur Verfügung). Der graue Pfeil symbolisiert dabei einen nicht quantifizierbaren Anteil an aufbereitetem Nutzwasser, welcher ebenfalls in den Vorfluter abgegeben wird. Im Vergleich zu Variante 1 wird dieser Volumenstrom wahrscheinlich geringer sein, da nach Bedarf bemessen wurde.

Variante 3: Bemessung nach 4. Reinigungsstufe und Nutzwasserbedarf

In Variante 3 wird die Nutzwasseraufbereitungsanlage als einer Mischung aus den ersten beiden Varianten bemessen. Abbildung 92 zeigt die durch die einzelnen Aufbereitungsstufen fließende Wassermenge. Aufgrund der unterschiedlichen Bemessung wird die Reihenfolge der Aufbereitungsstufen im Vergleich zu den vorangegangenen Varianten verändert. Zunächst wird das Wasser durch eine kombinierte 4. Reinigungsstufe aus Ozonung und biologisch aktiver, granulierter Aktivkohle geleitet. Anschließend kann eine Ultrafiltration erfolgen und abschließend eine Desinfektion mittels UV-Lampe stattfinden. Die ersten beiden Aufbereitungsstufen der Variante 3 sind auf 419 l/s bemessen, so dass eine auf die Jahresabwassermenge bemessene 4. Reinigungsstufe zur Verfügung steht. Von den im jährlichen Durchschnitt der letzten Jahre anfallenden 9,4 Mio. m³ Abwasser würden somit lediglich 1,13 Mio. m³ wie bisher in den Vorfluter gelangen. Ein Anteil von 8,27 Mio. m³ würde zunächst in der 4. Reinigungsstufe aufbereitet. Dieser Anteil an weitergehend behandeltem Abwasser würde nun erneut aufgeteilt und 6,48 Mio. m³ in den Vorfluter abgegeben, so dass insgesamt 7,61 Mio. m³ in den Vorfluter eingeleitet würden. Die restlichen 1,79 Mio. m³ werden einer weitergehenden Aufbereitung zugeführt, welche auf 115 l/s bemessen ist, und den entsprechenden Verbrauchern zur Verfügung gestellt (oder stünde zur Grundwasseranreicherung zur Verfügung). Der graue Pfeil symbolisiert dabei einen nicht quantifizierbaren Anteil an aufbereitetem Nutzwasser, welcher ebenfalls in den Vorfluter abgegeben wird.

Variante 4: Bemessung nach 4. Reinigungsstufe+ und Nutzwasserbedarf

Variante 4 gleicht Variante 3, mit dem Unterschied, dass die ursprüngliche Reihenfolge der Aufbereitungsschritte wiederhergestellt wird. Eine sogenannte 4. Reinigungsstufe+, bestehend aus Ultrafiltration, Ozonung und biologisch aktiver granulierter Aktivkohle wird nach Vorgaben des KomS bemessen, so dass diese Aufbereitungsstufen auf bis zu 419 l/s ausgelegt sind. Von den im jährlichen Durchschnitt der letzten Jahre anfallenden 9,4 Mio. m³ Abwasser würden somit lediglich 1,13 Mio. m³ wie bisher in den Vorfluter gelangen. Ein Anteil von 8,27 Mio. m³ würde zunächst in der 4. Reinigungsstufe+ aufbereitet. Dieser Anteil an weitergehend behandeltem Abwasser würde nun erneut aufgeteilt und 6,48 Mio. m³ in den Vorfluter abgegeben, so dass insgesamt 7,61 Mio. m³ in den Vorfluter eingeleitet würden. Die restlichen 1,79 Mio. m³ werden einer UV-Behandlung zugeführt, welche auf 115 l/s bemessen ist, und den entsprechenden Verbrauchern zur Verfügung gestellt (oder stünde zur Grundwasseranreicherung zur Verfügung). Der graue Pfeil symbolisiert dabei einen nicht quantifizierbaren Anteil an aufbereitetem Nutzwasser, welcher ebenfalls in den Vorfluter abgegeben wird.

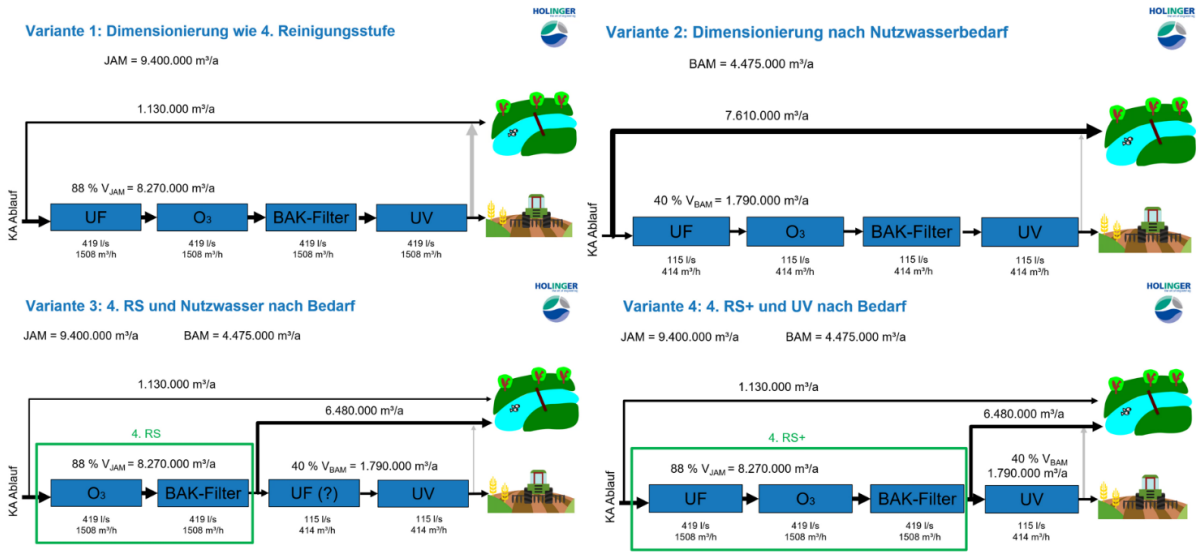


Abbildung 87: Abbildung 91: Darstellung der Verfahrensströme der erarbeiteten Varianten

Durch eine parallel zu diesem Forschungsprojekt durchgeführte Machbarkeitsstudie einer vierten Reinigungsstufe auf dem Klärwerk Schweinfurt konnte zudem die neuesten Betriebsdaten ausgewertet und eine Fortführung der beschriebenen Dimensionierungsgrundlagen im Projekt übernommen werden. Die aktualisierten Verfahrensströme sind innerhalb der Variante 3a in Abbildung 92 dargestellt.

In Absprache mit den Projektpartnern wurde zudem eine Nutzwasseranlage mit einem Durchsatz von lediglich 200.000 m³/a kalkuliert. Die Verfahrensströme dieser Untervariante 3b sind ebenfalls in Abbildung 93 dargestellt.

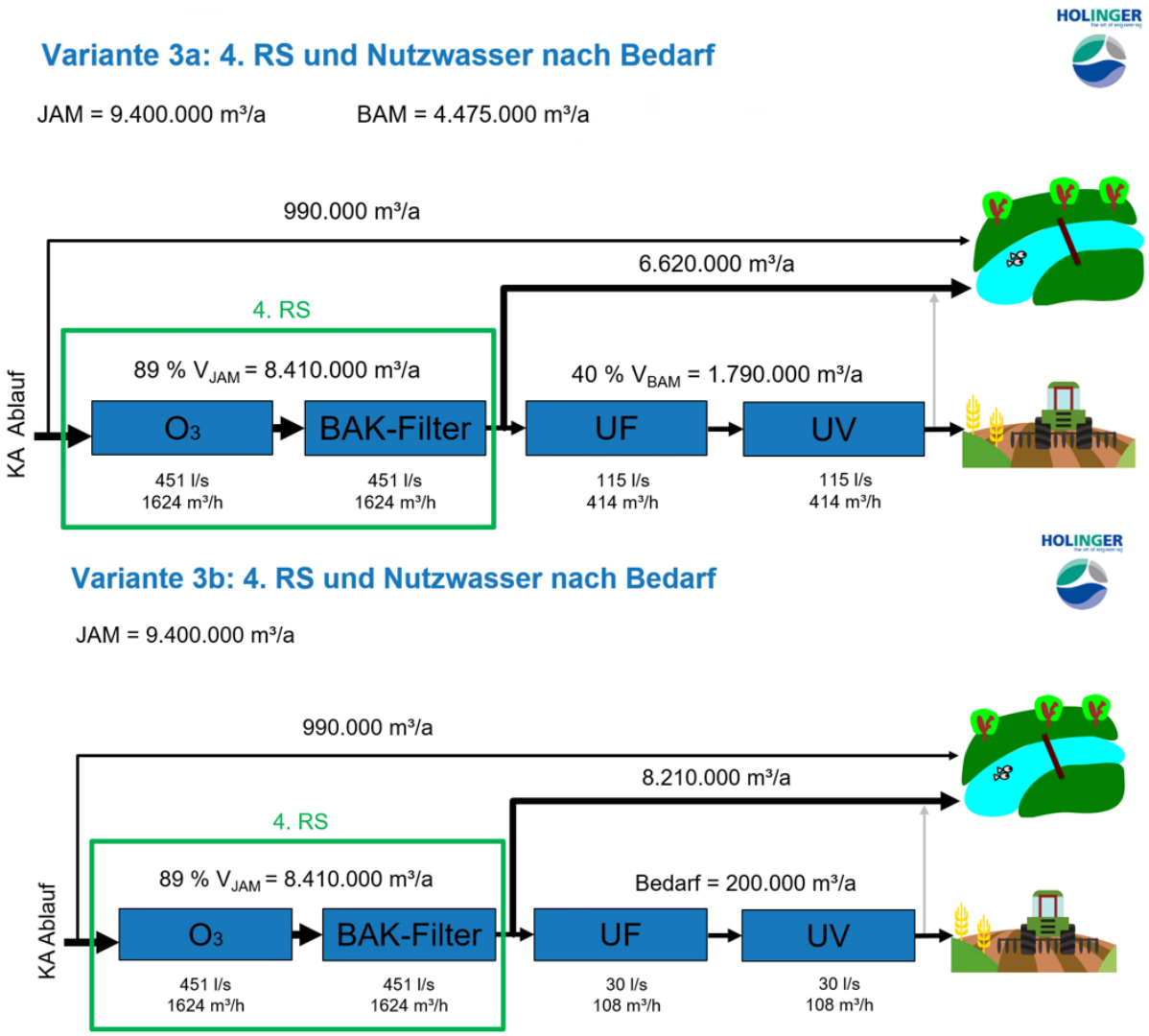


Abbildung 88: Darstellung der Verfahrensströme der erarbeiteten Untervarianten der Variante 3

Auf dem Klärwerk Schweinfurt stehen mehrere Flächen als Aufstellfläche einer großtechnischen Nutzwasseranlage zur Verfügung. Die endgültige Auswahl erfolgt in Absprache mit den Projektpartnern, sowie in Kenntnis der zum Bau einer 4. Reinigungsstufe durchgeführten Machbarkeitsstudie.

Standort Pilotanlage

Im Zuge der Bemessung wurden mehrere Freiflächen auf der Kläranlage Schweinfurt auf ihre Eignung als Aufstellfläche einer Nutzwasserbehandlung untersucht. Abbildung 94 zeigt die Aufstellfläche der momentanen Pilotanlage. Die nutzbare Fläche beträgt ca. 1.700 m² und befindet sich in unmittelbarer Nähe zur Nachklärung, so dass eine Anbindung an den Kläranlagenablauf möglich ist.

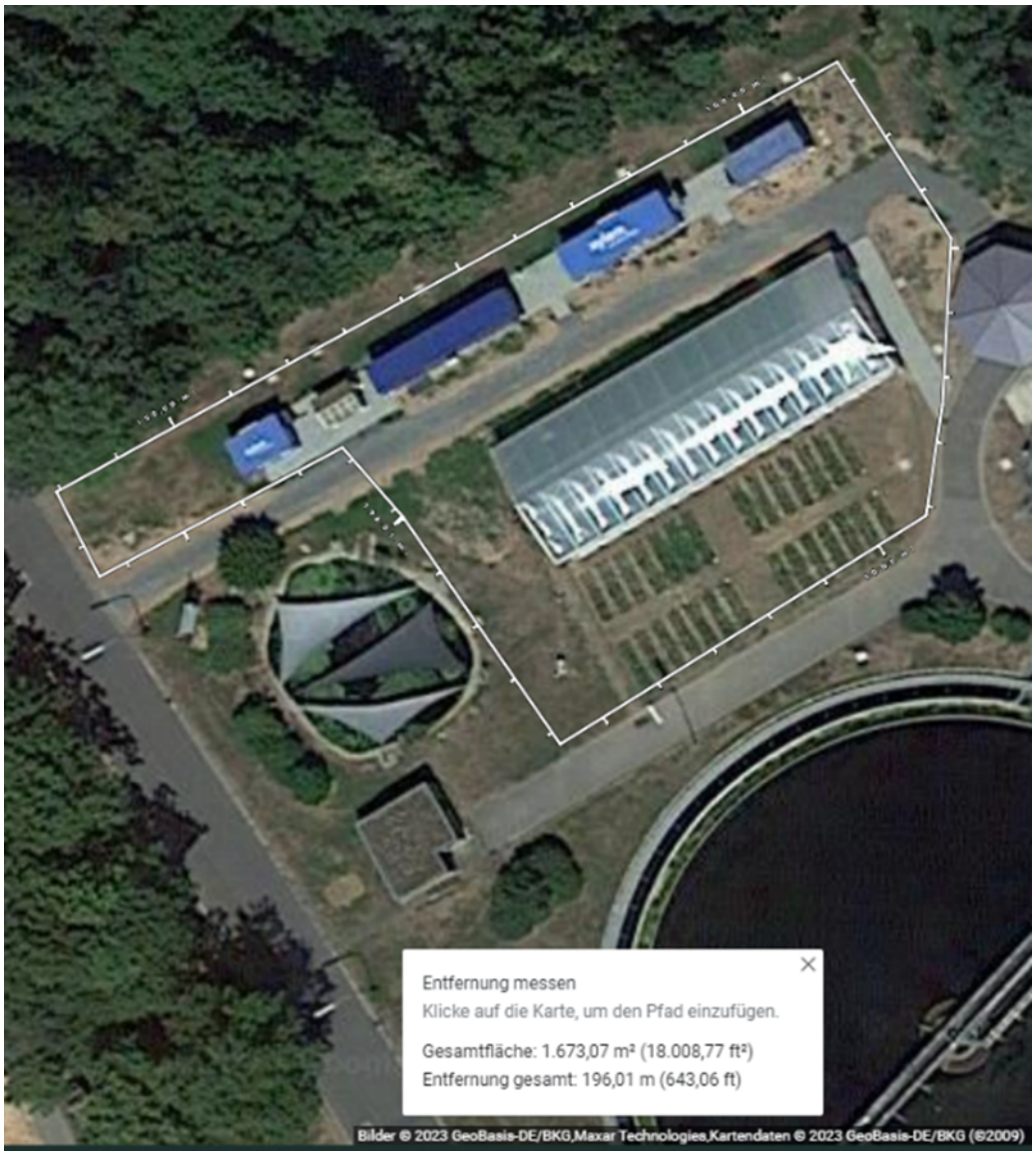


Abbildung 89: Standort der Pilotanlage

Die Fläche könnte bei Bedarf um die in Abbildung 95 eingezeichnete, ca. 4.600 m² große Fläche erweitert werden, welche momentan als Korbballfeld an einen Sportverein verpachtet ist.

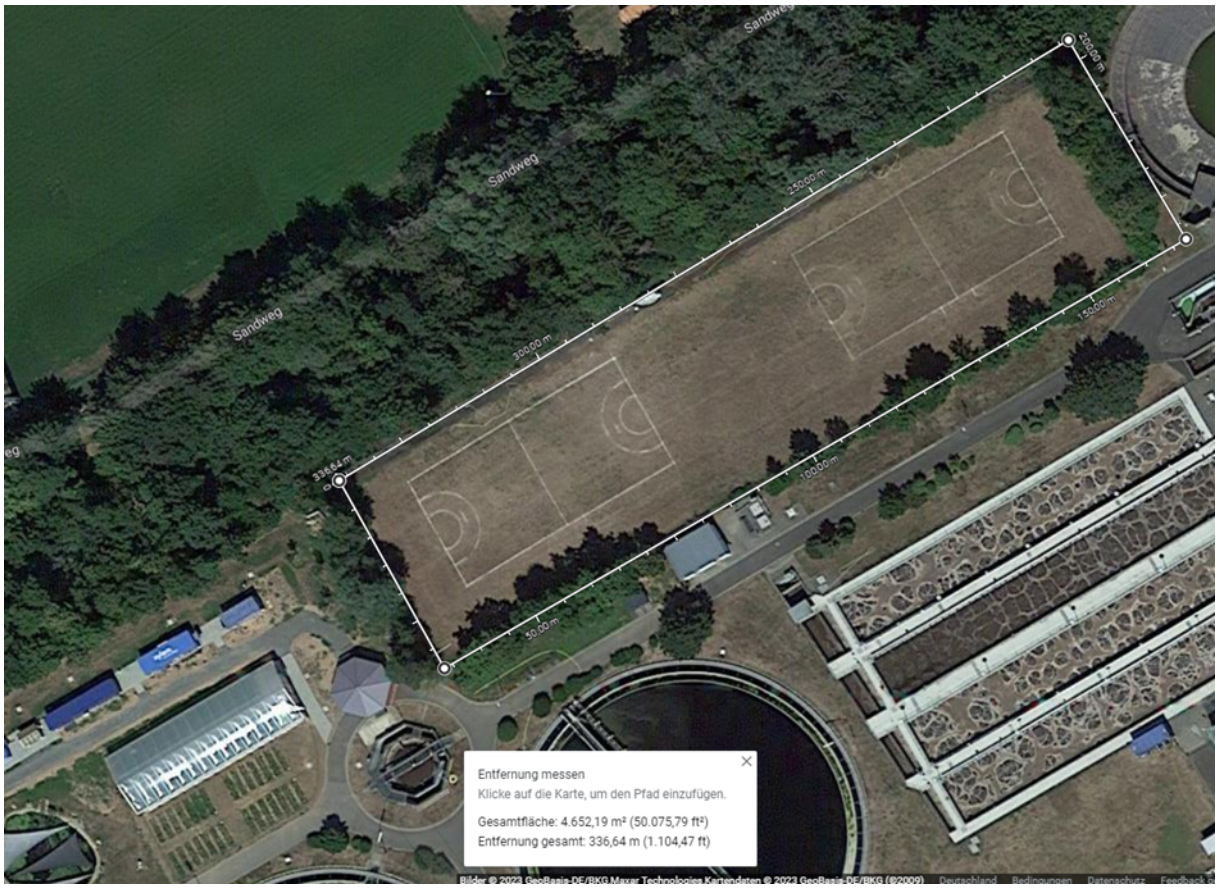


Abbildung 90: Erweiterungsfläche: Korbballfeld TV Oberndorf - Schweinfurt

Standort Schlammlagerplatz

Eine weitere Aufstellfläche befindet sich im Bereich des heutigen Schlammlagerplatzes sowie des alten Nachklärbeckens. Wie in Abbildung 96 ersichtlich ist die Fläche mit ca. 16.000 m² sehr groß. Zwischen Nachklärung und der Fläche befindet sich jedoch die Schlammbehandlung, so dass eine direkte Leitungsführung problematisch werden könnte. Die momentane Ablaufleitung befindet sich unterhalb der Hauptstraße (blau markiert) und verläuft von den Nachklärbecken direkt zum Main.

Neben dem Wunsch des Betriebs, den Schlammlagerplatz möglichst zu erhalten und der im Vergleich komplizierten Anbindung, sollte die Fläche aufgrund ihrer Größe für zukünftige Erweiterungen der Anlage frei gehalten werden.



Abbildung 91: Schlammlagerplatz und alte Nachklärung

Standort Fahrzeughalle

Eine weitere mögliche Aufstellfläche befindet sich westlich der Hauptstraße im Bereich der jetzigen Fahrzeughalle. Abbildung 97 zeigt die ca. 5.000 m² große Fläche. Ein Vorteil des Standorts ist neben der unmittelbaren Nähe zur Ablaufleitung, dass keine potenziellen Erweiterungsflächen betroffen sind. Des Weiteren muss keine an einen Sportverein verpachtete Fläche genutzt werden.



Abbildung 92: Westliche Aufstellfläche um die Fahrzeughalle

Standortentscheidung

Tabelle 20: Vor- und Nachteile der potenziellen Standorte

Aufstellfläche	Vorteile	Nachteile
Pilotanlage	+Anschluss an Hauptablaufleitung gut möglich	- Fläche für Erweiterung Nachklärung - Fläche kleiner als Alternativen, womöglich zu klein
Korbballfeld	+ Große, ebene Fläche	- Fläche für Erweiterung Biologie/Nachklärung

		- Nutzungskonkurrenz mit TV Oberndorf - Anbindung an Hauptablaufleitung
Schlammlager-platz	+ Größte Fläche	- Anbindung an Hauptablaufleitung - Schlammlager wird weiterhin benötigt - Konfliktpotenzial mit Neubau Faulung und sonstigen Erweiterungen
Fahrzeughalle	+ Anschluss an Hauptablaufleitung optimal + Keine Nutzungskonkurrenz + Gute Zugänglichkeit	- Geländeprofil (Böschung) möglicherweise im Baufeld

Im weiteren Verlauf wird von einem Bau auf dem Standort "Fahrzeughalle" ausgegangen.

8.1.2 Implementierung Bewässerung Bürgerpark und Sachs-Stadion

Einen der wesentlichen Hauptabnehmer der alternativen Wasserressource Nutzwasser stellt der auf den nordwestlichen Konversionsflächen neu anzulegende Bürgerpark dar. Die Parkanlage wird bis 2027 auf einem Teil des ehemaligen Kasernengeländes, der Ledward Barracks, angelegt. In unmittelbarer Nähe zum Speicherstandort in der Willi-Kaidel-Straße entstehen auf 10 Hektar naturnahe Grünflächen. Neben einfachen Liegewiesen und Beeten, erhöhen Wald- und Sukzessionsflächen die ökologische Artenvielfalt und Diversität. Zur Erhaltung der angelegten Grünflächen in heißen, trockenen Sommermonaten kommt das Nutzwasser in einem eigens angelegten Leitungsnetz durch Hydranten, Beregner und Bewässerungsschläuchen zum Einsatz. Die dafür auf dem Areal zu errichtender Infrastruktur soll der Stadt Schweinfurt Aufwand und Arbeitszeit bei der Bewässerung und den Pflegearbeiten einsparen. Für das Integrieren eines separaten Leitungsnetzes für den Bürgerpark bestehen zwei Anschlussmöglichkeiten. Die erste Option für die Parkbewässerung ist der unmittelbare Anschluss des Hydranten- bzw. Beregnungsnetzes an das Speicherbauwerk in der Willi-Kaidel-Straße. Die zweite Option hingegen stellt die Versorgung des Leitungsnetzes über einen zwischengeschalteten Vorlagebehälter in der Technikhalle des Parkgeländes sicher. Die Errichtung eines Vorlagebehälters zur potenziellen Einspeisung von Trinkwasser bietet einerseits eine größere Versorgungssicherheit, birgt andererseits das Risiko einer Rekontamination durch Stagnation und sollte deshalb im laufenden Betrieb routinemäßig überwacht oder mit Trinkwasser gespült werden. Aufgrund der gestiegenen Wasserbedarfe bei der Planung und Auslegung der Parkflächen ist eine ausreichende Versorgung der Grünanlage mit dem Nutzwasser nicht mehr sicher gewährleistet. Im Rahmen der mittelfristigen Erweiterung der Projektanlagen auf bis zu 10 m³/h ist für die Deckung der Wasserbedarfe, vor allem in der wasserbedürftigen Anpflanzungsphase, sicherheitshalber eine Zusatzversorgung mit Trinkwasser vorzusehen. Im vorgesehenen Wasserwiederverwendungssystem ist eine definierte Wasserqualität einzuhalten und regelmäßig zu überwachen. Durch das Zwischenspeichern von Nutzwasser in einem Vorlagebehälter kann es aufgrund der Stagnation zu einer Veränderung der Wasserqualität (u.a.

Wiederaufkeimung) kommen. Die Stadtentwässerung Schweinfurt gewährleistet als Betreiber der Aufbereitungs-, Verteilungs- und Speicherinfrastruktur nur bis zur Entnahme des Nutzwassers aus dem zentralen Speicherbauwerk in der Willi-Kaidel-Straße eine gleichbleibende Wasserqualität. Die Überwachung und der Betrieb des untergeordneten Verteilungsnetzes für die Parkanlage obliegt dem Endnutzer und sollte neben der regelmäßigen Spülung des Systems routinemäßig erfolgen. Das Sammeln erster Betriebserfahrungen und Untersuchungsergebnisse wird im Zuge eines weiteren Forschungsvorhabens erfolgen. Die zusätzlichen Erfahrungswerte werden anschließend in den Risikomanagementplan aufgenommen bzw. akutalisiert.

Einen zusätzlichen Abnehmer stellt das Sachs-Stadion mit seinen zehn Sportplätzen und knapp 5 Hektar Rasenspielfläche dar. Nahezu alle Plätze des Stadions werden bislang automatisch oder manuell mit Trinkwasser bewässert. Die Stadt Schweinfurt möchte anhand der bislang durchgeführten Untersuchungen und der Erfahrungen des TV Schweinfurt-Oberndorf das Potenzial zur Einsparung von Trinkwasser ebenso auf dem Sportgelände des FC Schweinfurt 05 nutzen. Mit der Erneuerung des Bewässerungssystems innerhalb des Sachs-Stadion bietet sich eine direkte Anbindung an das Nutzwasser-Speicherbauwerk an. Der Anschluss und die Erneuerung der Beregnungsanlagen sollen eine flächendeckende und automatisierte Bewässerung mit dem Nutzwasser ermöglichen. Die Bewässerungszyklen können dahingehend über Nacht bei geringen Verdunstungsperioden erfolgen, um die Ressource Wasser effizienter aufbringen und damit schützen zu können. Langfristig plant die Stadt Schweinfurt den Wechsel zur alternativen Ressource Nutzwasser im Zuge der Klimafolgenanpassungen. Mit der Etablierung einer 4. Reinigungsstufe auf dem Klärwerk Schweinfurt kann die Produktion von Nutzwasser auf lange Sicht aufgestockt und neben dem Sachs-Stadion weitere potenzielle Endnutzer (Wäscherei, Eisstadion, Industriebetriebe) durch die Wasserwiederverwendung versorgt werden.

Zur Einbindung städtischer Verbraucher in das Wasserwiederverwendungssystem und damit dem Umstieg auf eine alternative Wasserressource fand im Dezember 2023 bereits ein erster Workshop zur urbanen Bewässerung statt. Ziel des Austauschs ist es gewesen, die Beteiligten für nachfolgende Bau- und Sanierungsmaßnahmen mit den Projektpartnern des Forschungsvorhabens an einen Tisch zu bringen. Bei dieser Gelegenheit wurde nicht nur das Projekt Nutzwasser vorgestellt, sondern der Fokus auf die Möglichkeiten zur Errichtung einer Infrastruktur und die Anwendungspotenziale der Wasserwiederverwendung gelegt. Mit der Beteiligung ausgewählter Stakeholder aus dem Bereich der städtischen Bewässerung konnte ein nächster Teilerfolg erzielt werden, der die Projektpartner bezüglich weiterer praktischer Umsetzungen der Wasserwiederverwendung zuversichtlich stimmt.

8.2 Technische Elemente der Implementierung für landwirtschaftliche Anwendungen

8.2.1 Reallabor Gochsheim

Grundwasseranreicherung durch Infiltration von Nutzwasser

Die Anreicherung von Grundwasser mittels Infiltration ist eine erprobte und bewährte Methode zur Stabilisierung und Aufhöhung des Grundwassers in Regionen niedriger oder schwankender Grundwasserstände. Sie wird insbesondere während Trockenperioden oder bei intensiver Bewirtschaftung als ökologisch und wirtschaftlich nachhaltige Wasserbewirtschaftungsmaßnahme zur langfristigen Sicherstellung der Wasserversorgung eingesetzt.

Bei einer künstlichen Infiltration werden gezielt Maßnahmen ergriffen, um den natürlichen Infiltrationsprozess über eine kontrollierte Wasserzuleitung zu erweitern. Zum Einsatz kommen hier technische Elemente wie z. B. Infiltrationsbecken, Schluckbrunnen, Versickerungsgräben oder Sickerschlitze. Ihre Grenzen findet die künstliche Infiltration zur Grundwasseranreicherung dabei insbesondere in den hydrogeologischen Standorteigenschaften, der Verfügbarkeit geeigneten Infiltrationswassers und dem Flächenbedarf der Infiltrationsinfrastruktur.

Der Standort Gochsheim ist durch landwirtschaftlich intensiv genutzte Flächen und den Anbau bewässerungsintensiver Kulturen geprägt. Durch Grundwasserentnahmen zur landwirtschaftlichen Bewässerung kommt es hier während der Sommermonate regelmäßig zu einem deutlichen Absinken der Grundwasserstände. Die Leistungsfähigkeit der vorhandenen landwirtschaftlichen Entnahmebrunnen wird dabei derart eingeschränkt, dass eine Deckung des (Tages-)Spitzenbedarfs der Bewässerung nicht mehr gegeben ist. Die Landwirte sind daher dazu übergegangen, Grundwasser in künstliche Teiche zwischenzufördern und für die Spitzenlastabdeckung zu bevorraten.

Ziel der rechnerischen Implementierung der gezielten Infiltration von Nutzwasser im Zentrallabor Gochsheim ist, mittels eines einfachen Wassermanagements eine Stützung der Grundwasserstände während der Bewässerungssaison zu erreichen. So soll künftig insbesondere auch eine Deckung des Spitzenbedarfs der landwirtschaftlichen Bewässerung über die bereits bestehende Bewässerungsinfrastruktur aufgezeigt werden.

Standortanalyse

Ein zur Infiltration geeigneter Standort muss bestimmte hydrogeologische Voraussetzungen erfüllen. Dies betrifft neben der allgemeinen Verfügbarkeit von Infiltrationswasser im Hinblick auf eine effiziente Infiltration vor allem einen hinreichend guten hydraulischen Anschluss des Infiltrationsorgans an den Grundwasserleiter (frei von stauenden oder geringleitenden (Zwischen-)Horizonten wie z. B. Schluffe, Tone oder Lehme) sowie eine ausreichend hohe hydraulische Durchlässigkeit des Grundwasserleiters selbst. Die Identifikation möglicher Standorte zur Infiltration und die anschließende Bewertung ihrer Eignung erfolgen dabei i.d.R. in mehreren Schritten:

- Hydrogeologische Analyse des Standortes (Sichtung verfügbarer Daten)
- Ergänzende Voruntersuchungen (geologische Standorterkundungen)
- Infiltrationstests zum Nachweis der Eignung eines Standortes
- Grobkonzept geeigneter Infiltrationsorgane
- Zusätzliche Modellierung (Entwurf und Prüfung möglicher Bewirtschaftungsszenarien, standortspezifische Limitierungen, Berücksichtigung saisonaler Schwankungen)

Im Reallabor Gochsheim beschränkt sich die Lage geeigneter Standorte zur Infiltration aufgrund der Kleinräumigkeit des Gebietes auf Bereiche direkt im Zentrum der landwirtschaftlichen Nutzflächen, idealerweise im direkten Einflussbereich der dortigen Brunnen zur Bewässerung. So kann eine schnelle Reaktion des lokalen Grundwasserspiegels und damit die rasche Verfügbarkeit des infiltrierten Wassers zur Bewässerung im Sinne einer zusammenhängenden Bewirtschaftung gewährleistet werden.

Als Standorte stehen hier vorranging die Wegeseitengräben neben den vorhandenen Wirtschaftswegen zur Verfügung. Insbesondere aufgrund der umzusetzenden Wassermengen, aber auch im Hinblick auf

eine flächenhaft möglichst gleichmäßige Aufhöhung der Grundwasserstände erscheinen unter den gegebenen Rahmenbedingungen Sickerschlitzgräben als technische Elemente der Infiltration am geeignetsten.

Die hydrogeologischen Voraussetzungen für einen Standort zur Infiltration erfordern in diesem Gebiet spezielle bauliche Ausprägungen der Infiltrationsorgane. Im Rahmen des Baus zusätzlicher Grundwassermessstellen in Gochsheim wurde in den GWM 5Q, 5ku und 4ku bis in etwa 3 m - 4 m Tiefe ein bindiger Zwischenhorizont aus Tonen und Schlufflagen angetroffen (vgl. Abbildung XX, Kapitel YY). Es ist davon auszugehen, bzw. kann es nicht ausgeschlossen werden, dass dieser Horizont flächenhaft ausgeprägt ist. Eine Infiltration von Wasser über ausschließlich flache Elemente wäre daher durch die hydraulischen Eigenschaften des Trennhorizontes signifikant limitiert.

Da die Infiltration, wie oben dargelegt, hier notwendigerweise eine möglichst direkte Zuordnung zu den landwirtschaftlichen Entnahmebrunnen benötigt, wäre eine Verlegung an einen hydraulisch evtl. besser geeigneten Standort nicht zielführend. Um unter vertretbarem Aufwand einen hydraulisch möglichst guten Anschluss der Infiltrationsorgane sowohl an die flachen als auch an die tiefen Bereiche des örtlichen Grundwasserleiters unter gleichzeitiger Beibehaltung des zentralen Standortes zu erzielen, wurde die ursprüngliche Auslegung der Sickerschlitzgräben bereits in diesem Planungsstadium um ergänzende Kiesbohrlöcher erweitert (siehe Abbildung 98). Es ist daher vorgesehen, jeden Sickerschlitz mit 4 gleichmäßig über seine Länge verteilten Kiesbohrlöchern herzustellen. Hierbei erfolgt über den Sickerschlitz nicht nur eine flache Infiltration in die oberflächennahen Aquiferbereiche, sondern auch eine Verteilung des Infiltrationswassers zu den tiefen Kiesbohrlöchern hin.

Auslegung der Infiltration

- Bauform, Dimensionierung, Wahl der Materialien
    - *2 gefräste Rigolen (Sickerschlitzgräben) mit je 4 Kiesbohrungen*
    - *Je 100 x 0,5 x 2 m*
    - *Kies 2 - 4 mm*

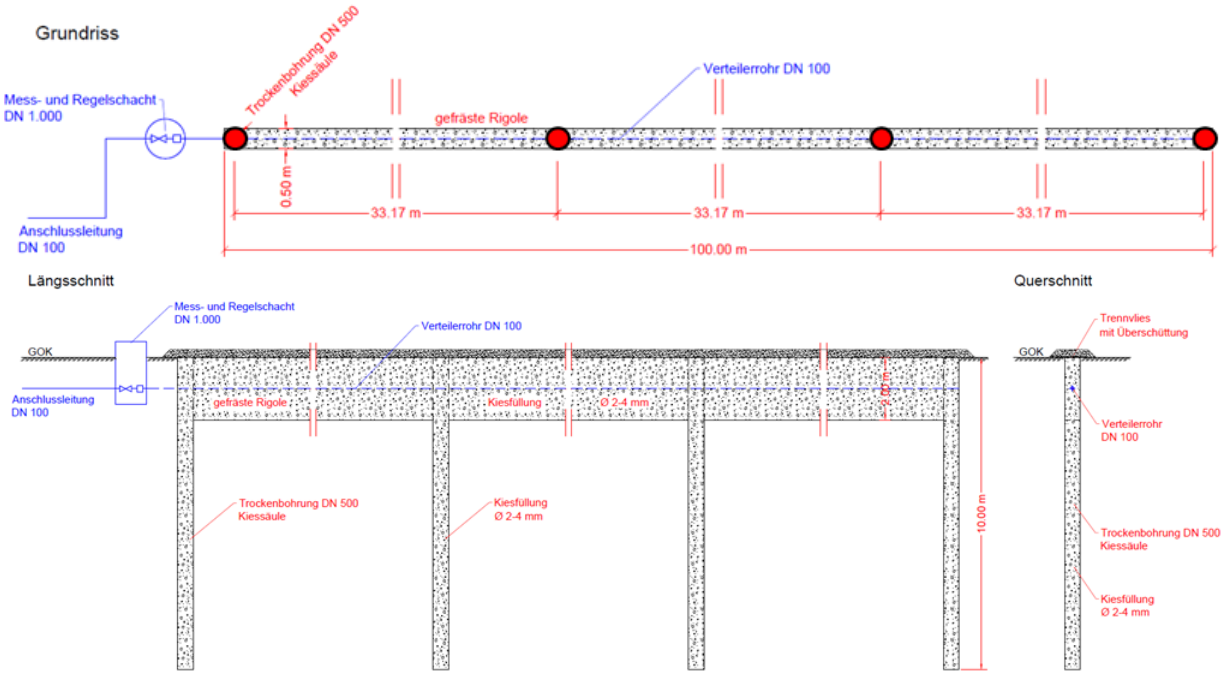


Abbildung 93: Auslegung der Sickerschlitzgräben

Grundwasseranreicherung durch Infiltration

Bei der Anwendung einer Stützinfiltration des Grundwasserkörpers mit Nutzwasser ist es von zentraler Bedeutung die Grundwasserqualität zu sichern. Durch Ausstattung ausgewählter Nutzwasser-Übergabepunkte mit Sensoren für die Parameter elektrische Leitfähigkeit, Temperatur, pH-Wert, Nitrat und SAK_{254} und deren Echtzeitübertragung in die Cloud kann eine frühzeitige Erkennung möglicher Veränderungen der Wasserqualität erfolgen. Gleiches gilt für die Grundwassermessstellen im Planungsgebiet selbst, um die Einhaltung einer adäquaten Grundwasserqualität dokumentieren und den Nachweis der Unbedenklichkeit erbringen zu können. Die Parameter elektrische Leitfähigkeit und Temperatur wurden während des Verbundvorhabens Nutzwasser bei den Grundwassermessstellen im Planungsgebiet bereits ausgelesen und in die Cloud übermittelt. Von großem Nutzen wäre im Fall einer Stützinfiltration die Etablierung eines Warnsystems an geeigneten Übergabepunkten bei Nichteinhaltung von Grenzwerten. Dies könnte ein zentrales Element der Qualitätssicherung darstellen.

Kostenschätzung

Tabelle 21: Kostenschätzung für die Grundwasseranreicherung mit Nutzwasser

Pos.	Leistungsbeschreibung	Menge	Einheit	Einheitspreis	Gesamtbetrag
1	**Baustelleneinrichtung**				
1.1	Baustelle einrichten und räumen	1,00	psch	28.400,00 €	28.400,00 €
					28.400,00 €
2	**Anschlussleitung**				
2.1	Leitungsgraben [1)]	550,00	m	60,00 €	33.000,00 €
2.2	Leitung DN 100 [2)]	550,00	m	15,00 €	8.250,00 €
2.3	Formteile	1,00	psch	2.000,00 €	2.000,00 €
					43.250,00 €
3	**Mess- und Regelschächte**				
3.1	Betonschacht DN 1.000 mit Edelstahlabdeckung	4,00	St	7.500,00 €	30.000,00 €
3.2	Innenverrohrung, Wasserzähler und Regelventil [3)]	4,00	St	2.500,00 €	10.000,00 €
					40.000,00 €
4	**Kiessäulen [4)]**				
4.1	Trockenbohrung	160,00	m	600,00 €	96.000,00 €
4.2	Entsorgung Bohrgut	30,00	m³	50,00 €	1.500,00 €
4.3	Deklarationsanalysen	4,00	St	500,00 €	2.000,00 €
4.4	Kiesfüllung	30,00	m³	100,00 €	3.000,00 €
					102.500,00 €
5	**Rigolen [5)]**				
5.1	Aushub	400,00	m³	50,00 €	20.000,00 €
5.2	Entsorgung Aushub	400,00	m³	50,00 €	20.000,00 €
5.3	Deklarationsanalysen	4,00	St	500,00 €	2.000,00 €
5.4	Kiesfüllung	400,00	m³	100,00 €	40.000,00 €
5.5	Verteilerrohr DN 100	400,00	m	10,00 €	4.000,00 €
5.6	Trennvlies mit Überschüttung	600,00	m²	20,00 €	12.000,00 €
					98.000,00 €
6	**Sonstige Leistungen**				
6.1	Sonstige Leistungen	1,00	psch	28.375,00 €	28.375,00 €
					28.375,00 €
	Baukosten, netto				**340.525,00 €**
	zzgl. Umsatzsteuer	19,00	%		64.699,75 €
	Baukosten, brutto				**405.224,75 €**

[1)] Leitungsgraben ohne Oberflächenbefestigung (z.B. Asphaltdecke)

[2)] Nutzwasser = 100.000 m³ in 6 Monaten, Q = 22,8 m³/h bzw. 6,3 l/s

[3)] Erfassung und Einstellung der Durchflussmenge nur durch Ablesung bzw. Einstellung im Mess- und Regelschacht, Steuerung der Gesamtzulaufmenge zu den 4 Rigolen mittels Durchflussmessung und gesteuertem Regelorgan auf der Kläranlage

[4)] 4 Kiessäulen je Rigole, jeweils 0,5 m Durchmesser, 10 m Tiefe und 33 m Abstand untereinander

[5)] 4 Rigolen, jeweils 100 m Länge, 0,5 m Breite und 2 m Tiefe

9 Technologietransfer, ökonomisch-ökologische Bewertung Betreibermodelle

9.1 Betriebsflexibilität und Betriebssicherheit

Betriebsführung des Nutzwasser-Mehrbarrieren-Aufbereitungssystems ohne UF

Mit Inbetriebnahme der Pilotanlage im Oktober 2021 auf der Kläranlage in Schweinfurt sammelte das Projektteam mit einer zu diesem Zeitpunkt noch unvollständigen Prozesskette erste praktische Betriebserfahrungen. Im Hinblick auf die verzögerte Fertigstellung und Auslieferung der keramischen UF-Membrananlage bestand die erste Betriebsphase (Oktober 2021 – März 2022) lediglich aus der Ozonierung, Aktivkohlefiltration (BAK-Filter) und UV-Desinfektion des Kläranlagenablaufs (Klarwasser). Der Ozongenerator ist für eine maximale Ozonproduktion von 100 g O_3/h und damit zur Behandlung von 20 m³/h Klarwasser ausgelegt gewesen. Der zur Ozonerzeugung notwendige Sauerstoff wurde vor Ort mittels Sauerstoffkonzentratoren (Topaz AirSep) erzeugt und dem Ozongenerator (GSO30, Xylem) zugeführt. Der Ozonreaktor bestand aus vier in Reihe geschalteten Edelstahltanks mit einem Fassungsvermögen von je 200 Litern. Die Eintragung erfolgte über ein Venturi-Injektor-System und die mengenmäßige Dosierung des Ozons zu Beginn des Forschungsvorhabens manuell. Im Pilotbetrieb wurde die Behandlungsstufe nahezu konstant mit 2,3 m³/h beschickt. Zuerst mit konventionell behandeltem Abwasser als auch anschließend mit dem Filtrat der Ultrafiltrationsanlage. Die Entnahme des Klarwassers erfolgte aus einem aufgestauten, offenen Gerinne und führte in dieser Konstellation aufgrund eines fehlenden Vorfilters immer wieder zu betrieblichen Problemen in der ersten Prozessstufe. Obwohl der Ablauf der Schweinfurter Kläranlage geringe Mengen an abfiltrierbaren Stoffen aufweist (AFS < 3 mg/l), kam es immer wieder zu Verblockungen der Ventile innerhalb der Ozonreaktoren (Abbildung 99). Eine regelmäßige Reinigung mit einhergehenden Standzeiten der Aufbereitungskette war demnach notwendig. Zusätzlich zu den im Klarwasser enthaltenen abfiltrierbaren Stoffen sorgte der Aufwuchs von Biomasse in den BAK-Filtern für Probleme. Der Filterwiderstand in den Aktivkohlefiltern stieg rasch an und verminderte den Durchfluss gravierend (Abbildung 100).



Abbildung 94: Verblockungen der Ventile innerhalb der Ozonreaktoren



Abbildung 95: BAK Filter Durchflussreduzierung durch Aufwuchs von Biomasse und Filterwiederstand

In den abwärts durchströmten BAK-Filtern ging bei Beschickung mit 2,3 m³/h ein großer Teilstrom über die Überläufe verloren und verringerte dadurch den Durchfluss im abschließenden UV-Reaktor. Der fehlende Vorfilter sowie die Ausfallzeiten erschwerten eine optische Onlinemessung für eine automatisierte Steuerung des Ozongenerators. Die Betriebsweise des dreistufigen Aufbereitungsprozesses erforderte trotz des geringen Durchflusses einen hohen betrieblichen Aufwand. Dies war neben auftretenden Störungen unter anderem dem Einarbeitungsprozess der einzelnen Aufbereitungsstufen geschuldet. Die Elimination der Spurenstoffe aus dem Prozesswasserstrom gelang über den Zeitraum der ersten Betriebsphase sehr gut (Entfernung Organische Spurenstoffe > 80%). Auch die mikrobiologischen Analysen lieferten zufriedenstellende Ergebnisse. Die Ergänzung einer vorangestellten Filtereinheit zur Abscheidung partikulärer Stoffe im Zulauf der Ozonung hätte den Aufbereitungsprozess in dieser Projektphase wesentlich robuster gestalten und die Ausfallzeiten der Pilotanlage auf die Rückspülung der BAK-Filter reduzieren können.



Abbildung 96: Aufbereitungsstufen des Nutzwassersystems in der ersten Projektphase (Oktober 2021-März 2022)

Betriebsführung des Nutzwasser-Mehrbarrieren-Aufbereitungssystems mit UF

Mit Integration der keramischen Membrananlage startete das Projekt im März 2022 in die zweite Betriebsphase zur weitergehenden Aufbereitung des Klarwassers. Ab diesem Zeitpunkt war das planmäßige Multibarrierensystem für das Forschungsvorhaben vollständig und die keramische Ultrafiltrationsmembranen den Prozessen der Ozonierung, Aktivkohlefiltration und UV-Desinfektion vorgeschaltet. Die Keramikmembranen sorgten mit ihren feinen Poren für eine zuverlässige und effektive Abscheidung der Schwebstoffe und Pathogene und damit für eine optimierte Wasserqualität, mit der die Beschickung der Ozonreaktoren erfolgte. Die anfänglichen Probleme, die aufgrund der im Kläranlagenablauf befindlichen partikulären Stoffe auftraten, wurden dadurch behoben. Störungsanfälliger und aufwändiger im Betrieb war nach der Umrüstung die Membrananlage selbst. Die Variation der Betriebsparameter zu Versuchszwecken (Filtrationszyklen, Flux, Koagulationsmittel, pH-Wert-Regulierung, etc.) führte regelmäßig zu instabilen Betriebsphasen und begünstigte Foulingprozesse auf den keramischen Membranen. Der durch die Versuche zügig ansteigende transmembrane Druck zwang das System häufiger zum Rückspülen und erhöhte den Chemikalienverbrauch zur Reinigung deutlich. Der operative Aufwand und das notwendige Know-how für die Steuerung der Membrananlage ist gegenüber den anderen Aufbereitungsstufen vergleichsweise hoch.

Ein weiterer Grund für die Instabilität des keramischen UF-Membransystems war die Tatsache, dass diese Systeme hauptsächlich für die Trinkwasserproduktion bei hohen Filtrationsfluxen (100–300 LMH) ausgelegt sind. Das Nutzwasser-Projekt ist eines der ersten Projekte, das einen Schritt weitergeht und keramische UF-Membranen im Abwasserbereich anstelle der herkömmlich verwendeten polymeren UF-Membranen einsetzt. Die polymeren Membranen werden normalerweise mit Filtrationsflüssen von 40–60 LMH betrieben. Um mehr Wasser pro Filtereinheit zu erzeugen, sind keramische UF-Membranen die bessere Option. Im Rahmen des Projekts wurden mehrere Filtrationsfluxe von 80 bis maximal 180 LMH unter Verwendung von Ablauf der Nachklärung (sekundäres Abwasser) getestet.

Die Verwendung von Filtrationsfluxen über 120 LMH war nahezu unmöglich, um stabile Betriebsbedingungen aufrechtzuerhalten, da das UF-System sofort sehr hohe TMP-Werte erreichte und unter schweren irreversiblen Fouling-Bedingungen litt, die allein durch hydraulisches Rückspülen nicht beseitigt werden konnten. Nach vielen Versuchen wurde das UF-System über einen Zeitraum von 18 Monaten mit 120 LMH betrieben, wobei fast stabile Betriebsbedingungen erreicht wurden. Diese stabilen Bedingungen waren jedoch nur durch die Zugabe von 10 mg/l Al^{3+} (PACl) sowie häufige CEB- und CIP-Verfahren möglich, die weder wirtschaftlich noch ökologisch optimal sind. Abbildung 104 zeigt den Permeabilitätstrend während des Betriebs mit einem Fluss von 120 LMH und 10 mg/l Koagulation. Diese Betriebsbedingung führte zu einem hohen Personalaufwand und hohen Kosten.

Infolgedessen wurden niedrigere Filtrationsflüsse und unterschiedliche Koagulationsdosierungen getestet (Abbildung 103 - 105). Der optimale Filtrationsfluss unter Verwendung von behandeltem

Abwasser für unsere keramische UF-Membran wurde mit 90 LMH und 8 mg/l Al^{3+} festgelegt. Dies führte zu einer langfristigen Betriebsstabilität der keramischen UF-Membran, die dennoch in der Lage war, eine deutlich höhere Nachfrage nach Nutzwasser im Vergleich zu polymeren UF-Membranen zu decken.

Ein weiterer Grund für den Einsatz der keramischen UF-Membran anstelle der polymeren Membran im Nutzwasser-Projekt war die Tatsache, dass der Wasserbedarf in dieser Region sehr saisonal ist, insbesondere in den heißen Frühjahrsmonaten, wenn die Landwirte mit der Bewässerung ihrer Felder beginnen. Um diesen Spitzenbedarfsdeckung zu simulieren, benötigten wir hochflexible und robuste Membransysteme, die in der Lage sind, aufbereitetes Wasser schnell zu erzeugen und für mehrere Monate außer Betrieb genommen zu werden, wenn kein Wasserbedarf besteht. Dies ist bei der Verwendung polymerer UF-Membranen schwierig, da sie, sobald sie in Betrieb genommen wurden, nicht trocken oder außer Betrieb bleiben dürfen, da sonst die Poren verstopfen und eine Wiederherstellung nahezu unmöglich ist. Dies war bei der Verwendung keramischer UF-Membranen nicht der Fall. Selbst wenn die Permeabilität vollständig verloren ging, konnten wir das System durch eine intensive chemische Reinigung mit Säure und Lauge während des CIP-Verfahrens (Clean-in-Place) wiederherstellen.

Zum Schutz der Keramikmembranen vor Grobstoffen, die über das offene Gerinne eingetragen werden können, ist der Ultrafiltrationsmembran ein zusätzlicher Filter vorgeschaltet. Dieser Vorfilter stellte eine wichtige Barriere zur Entlastung dar und optimierte die Leistungsfähigkeit der Ultrafiltrationsmembranen. Die wöchentliche Reinigung des Vorfilters und das Rückspülen der Beschickungspumpe waren zwingend erforderlich, um der merklichen Abnahme des Durchflusses durch den erhöhten Filterwiderstand entgegenzuwirken und den Betrieb aufrecht zu erhalten. Die darauffolgende Beschickung der Koagulations- und Mischtanks mit Klarwasser erfolgt parallel in zwei Straßen. Die Dosierung von Polyaluminiumchlorid zeichnete sich als elementarer Faktor für die Betriebsstabilität ab. Mit abnehmender Koagulationsmitteldosierung lässt sich die Deckschicht der Membranen nur unzureichend spülen und der transmembrane Druck steigt schnell an. Die Filtrationsstraßen schalten durch die Überschreitung festgelegter Grenzwerte frequentierter in die Rückspülung oder reinigen das Modul chemisch. Bei unveränderten Betriebsoptionen setzte sich das Membranmodul ebenso schnell wieder zu. Die Funktion der Dosiereinrichtungen zur optimalen Regeneration der Keramikmembranen mit Chemikalien ist dabei von besonderer Bedeutung. Die Dosierpumpen und -leitungen sind durch die Chemikalien (Säuren, Laugen) stark beansprucht. Mit der Zeit wird das Leitungsmaterial spröde, der Dosierkopf stellenweise undicht und die Dosierstellen an den Filtrationsstraßen verkrusten durch Ausfällungen an den verjüngten Leitungsstellen. Diese Verkrustungen führen zu einem Druckanstieg innerhalb der Dosierpumpenleitung und mindern zeitgleich den Durchfluss der für das Reinigen der Membranen notwendigen Chemikalien.

Zu den täglichen Routinekontrollen der Beschickungspumpen, der Dosierpumpen und des Prozessleitsystems ergänzen sich wöchentliche Reinigungs- und Instandhaltungsarbeiten wie das Reinigen und Entlüften der Beschickungspumpen, des Vorfilters und das Auffüllen der Chemikalienvorratsbehälter. Zur Prozessüberwachung befinden sich zudem mehrere Online-Messgeräte im System, die kontrolliert und kalibriert werden müssen. Mit Abschluss der Versuchsdurchführungen stieg die Betriebsstabilität der Membrananlage durch das Einstellen optimaler Betriebsbedingungen deutlich an. Die Betreuung der Membrananlage blieb auch in einem stabilen Betrieb weiterhin aufwendig.



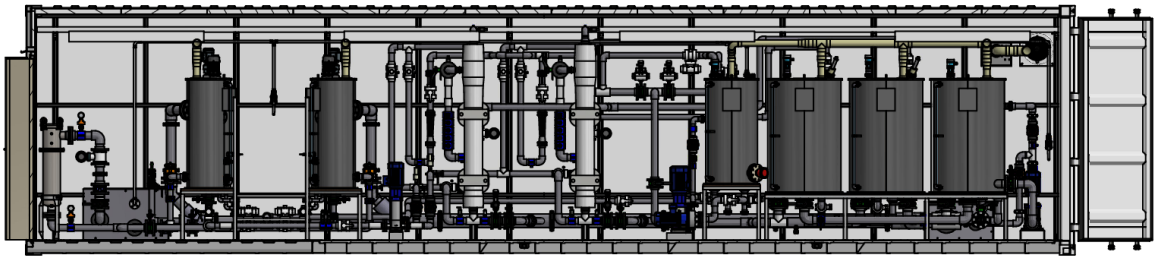


Abbildung 97: Pilotmaßstab-Keramik-UF-Membranen (Nanostone).

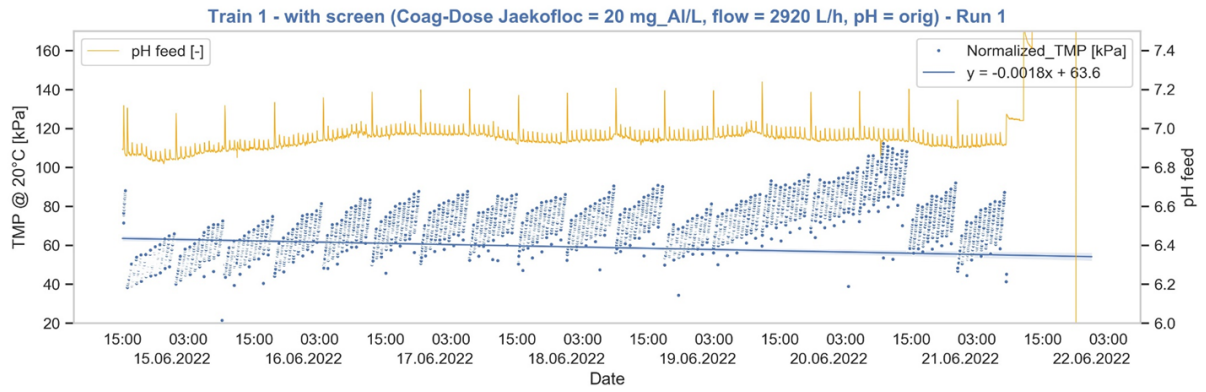


Abbildung 98: Transmembrandruck der keramischen UF-Membran unter Anwendung von 20 mg/l Al^{3+} als Koagulationsmittel

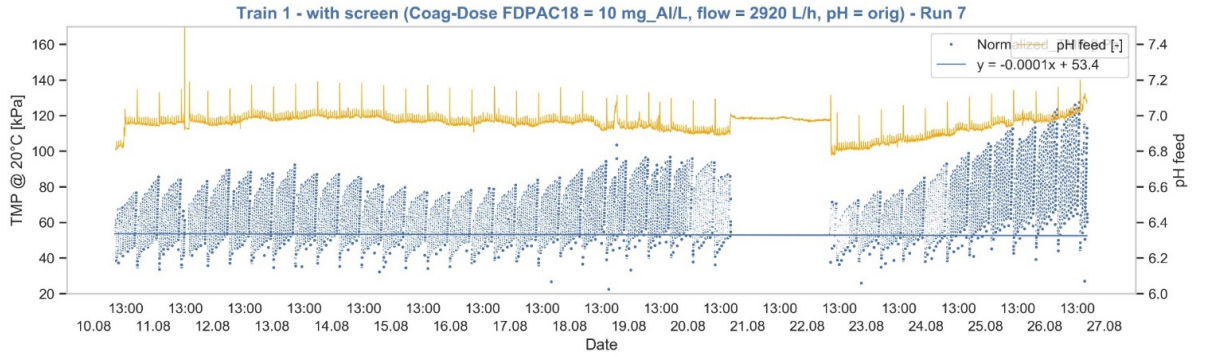


Abbildung 99: Transmembrandruck der keramischen UF-Membran unter Anwendung von 10 mg/l Al^{3+} als Koagulationsmittel

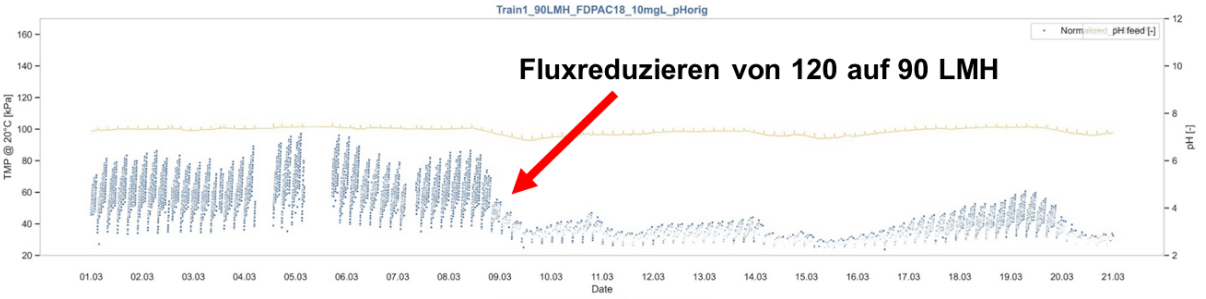


Abbildung 100: Reduktion des transmembranen Drucks in der keramischen UF durch Senkung des Filtrationsflusses von 120 auf 90 LMH

Um die betriebliche Stabilität der UF zu verbessern und die Fouling-Rate zu reduzieren, wurden drei verschiedene Vorbehandlungsmethoden angewendet, bestehend aus Koagulation (3 and 10 mg/l Al), Pulveraktivkohle (15 mg/l PAK) und Vorozonierung (2 and 3 mg/l O_3). Die häufigste Vorbehandlung von UF-Membranen ist die Koagulation mit positiv geladenen Metallsalzen, um die in Abwasser und Oberflächenwasser vorhandenen negativ geladenen Kolloide zu kontrollieren [91], [92]. Nach der Durchführung des Flockungstests mit verschiedenen Metallsalzen kamen wir zu dem Schluss, dass Polyaluminiumchlorid (PACl) bei unterschiedlichen pH-Werten die besten Ergebnisse erzielte (niedrigste Trübung im Flockungstest). Die angewandte Konzentration von PACl während des langfristigen UF-Betriebs lag bei 10 mg/l Al. Die UF wurde mit einem Filtrationsflux von 120 LMH betrieben. Diese Betriebsweise ist in Abbildung 105 durch eine blaue Linie als der Referenzwert für den transmembranen Druck (TMP) dargestellt. Die TMP-Linie ist der Durchschnitt von fünf

Filtrationszyklen, jeweils 50 Minuten lang. Der schattierte Bereich um die TMP-Linie zeigt das 95%-Konfidenzintervall.

Abbildung 106 (a) zeigt, dass durch die Zugabe von 15 mg/l PAK der TMP um bis zu 25 % reduziert wurde (orange Linie). Wie in anderen Studien erörtert, führt die Zugabe von PAK vor der UF-Membran zu einer porösen Kuchenbildung auf der Membranoberfläche und verringert die irreversible Verschmutzungsrate der Membran [93]. Die Reduktion des TMP war ein kombinierter Effekt der Koagulation und der Zugabe von PAK vor der UF-Membran. Durch die Senkung der Koagulationskonzentration auf 3 mg/l (Abbildung 106 (b)) und gleichzeitiger Beibehaltung der PAK-Konzentration bei 15 mg/l wurde auch der TMP drastisch erhöht, was die Bedeutung der Neutralisierungseffekte der Koagulationsladung verdeutlichte [94]. Die angewendeten Ozonierungsdosierungen von 2 und 3 mg/l hatten keinen signifikanten Einfluss auf den Rückgang des TMP der UF-Membran (Abbildung 106 (c) und (d)). Dies war eine kurzfristige Bewertung der Anwendung der Vorozonation im Nutzwasserprojekt, um zu simulieren, ob wir die Möglichkeit nutzen können, das Off-gas des Hauptozonierungssystems, das nach der UF-Membran installiert ist, zu recyceln und die Restozonkonzentrationen (1-3 mg/l) als Vorbehandlung für die UF zu verwenden, um die Koagulationseffizienz zu verbessern. Unsere kurzfristige Bewertung hat gezeigt, dass dies nicht der Fall sein würde, sodass die Rückführung des Ozon-Offgases während dieses Projekts als nicht nützlich erachtet wurde.

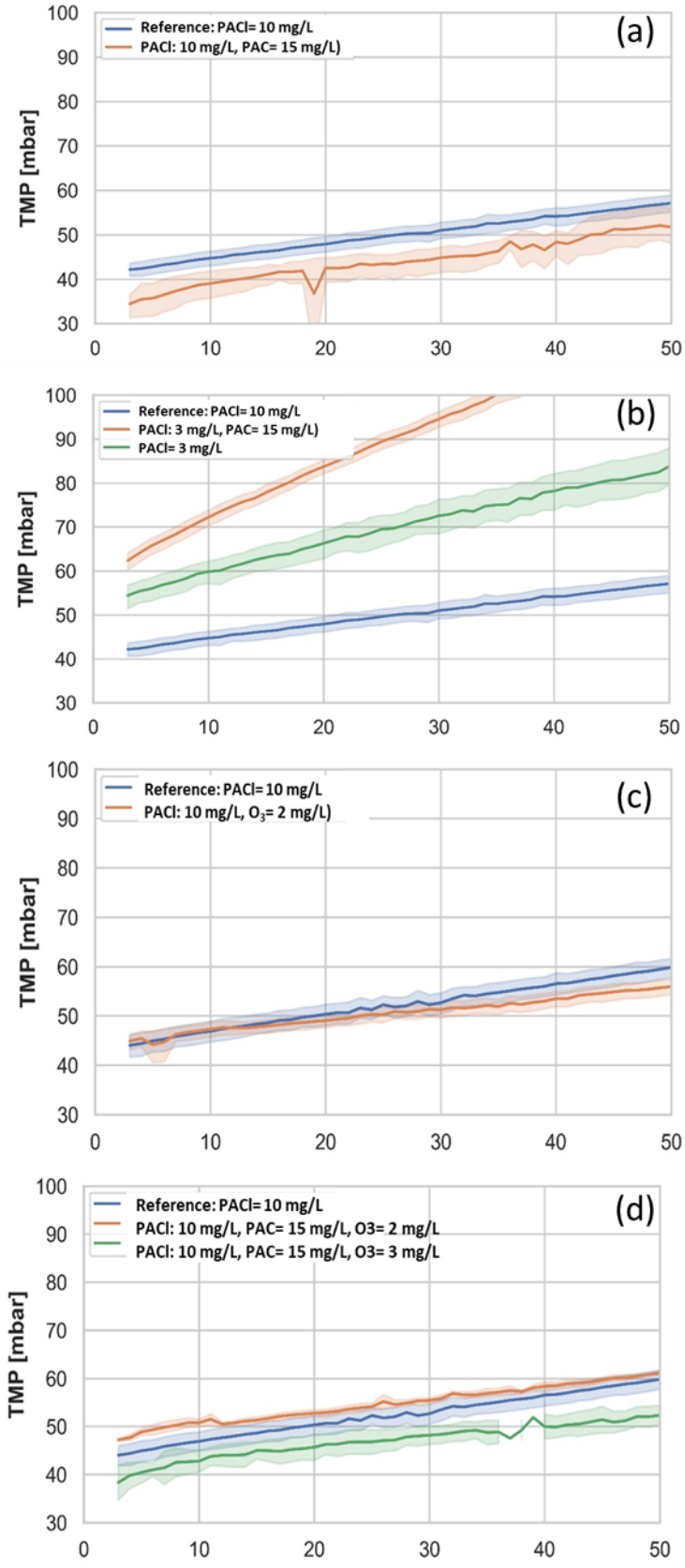


Abbildung 101: Keramische UF-Betriebsstabilität während PAK und Vor-Ozonierungsversuche

UF-Auswirkungen auf nachgeschaltete Prozesse (Ozonierung, BAK Filter und UV Desinfektion)

Das Filtrat der Ultrafiltration ist nahezu frei von Trübstoffen und wirkte sich somit positiv auf die nachfolgenden Aufbereitungsschritte aus. Die Ventile des Ozonreaktors verstopften nicht mehr wie zu Beginn in der ersten Betriebsphase und die reduzierten Ausfallzeiten erlaubten eine Regelung der Ozonanlage anhand der Onlinemessung (SAK_{254}). Die automatisierte, bedarfsgerechte Ozondosierung wurde infolge der besseren Wasserqualität im Prozess dringend erforderlich, da die manuelle Dosierung häufig zu Restozonkonzentrationen im Ablauf des Prozessschrittes neigte. Dieser Effekt war vor allem in Regenperioden bei verdünnten Kläranlagenablauf zu beobachten. Ein weiterer Vorteil der Wasserqualität nach der Ultrafiltration ist der geringe Wartungsaufwand der optischen Sensoren gewesen. In einem stabil laufenden Betrieb ist es absolut ausreichend, die Onlinesensoren jede zweite Woche zu reinigen. Selbst größer gewählte Reinigungsintervalle (von bis zu vier Wochen) erzielten gute Ergebnisse mit denen die automatisierte Betriebsweise problemlos möglich war. Zu Beginn war es zielführend die optischen Sensoren wöchentlich zu reinigen, um ausreichend Messwerte für die Kalibriergerade zu ermitteln. Das Generieren einer korrekten Datengrundlage war wichtig, um die Notwendigkeit einer Nachkalibrierung aufgrund der Reinigungsintervalle auf ein Minimum zu beschränken.

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

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

Mit:

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

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

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

Der so berechnetet ΔSAK_{254} wird regelmäßig (Abhängigkeit von der hydraulischen Aufenthaltszeit) mit dem Soll-Wert abgeglichen und die Ozondosis, falls notwendig, automatisch angepasst. Alternativ ist ein definierter spezifischer Ozoneintrag bezogen auf den DOC dosiert worden. Der DOC ist online mittels dem WTW NiCaVis Sensor gemessen worden.

Das Filtrat verursachte jedoch auch im automatisch geregelten Betrieb anfängliche Probleme. Durch Regen verdünntes Abwasser enthielt häufig eine Restkonzentration an Ozon nach den Ozonreaktoren, da der Generator nicht schnell genug die produzierte Ozondosis herunterregelte. Das im Ablauf der Reaktoren vorhandene gelöste Ozon störte, aufgrund des Absorptionsmaximums der Verbindung im ultravioletten Bereich, den SAK_{254}-Messwert. Der online gemessene SAK-Wert war in diesem Szenario deutlich höher als der tatsächliche Wert und sorgte für einen weiteren Anstieg der Ozondosis, um das vorgegebene Abnahmeverhältnis aus SAK-Wert im Zulauf und SAK-Wert im Ablauf zu regeln. Die

Konzentration stieg in diesem Fall so lange an, bis das Maximum des Ozongenerators erreicht wurde und konnte nur durch einen Reset der Ozonanlage behoben werden. Durch den Umbau auf einen kleineren Ozongenerator im März 2023 wurde das Problem langfristig behoben und verbesserte die Betriebsstabilität immens.

Die Aktivkohlfiltration und UV-Desinfektion blieb durch die Umrüstung auf die Membrananlagen weitestgehend unberührt. Die abfiltrierbaren Stoffe wurden zwar reduziert und die Ozonstufe optimiert, aber das rege Wachstum der Biomasse sorgte in den Filtertanks weiterhin für hydraulische Probleme. In den Zwischenräumen aufgewachsene Biomasse erhöhte den Filterwiderstand weiterhin deutlich und minderte den Volumenstrom, der zur UV-Anlage gelangte. Eine wöchentliche Spülung der Filtertanks war zur Aufrechterhaltung des Durchsatzes notwendig. An den durchströmten Aktivkohletanks (Abbildung 108) hielt man bis Oktober 2023 fest. Im Anschluss ersetzte ein Contiflow der Fa. Huber die beiden Aktivkohletanks. Mit dem aufwärts durchströmten Aktivkohlfilter konnte die Reinigungsstufe kontinuierlich und ohne hydraulische Einschränkungen betrieben werden. Das Filtersystem wurde, obwohl es im laufenden Betrieb möglich gewesen wäre, ohne Rückspülung des Filterbetts betrieben. Diese Entscheidung wurde getroffen um die Zerstörung der Massentransferzonen des BAC-Filterbetts durch Rückspülung und Bettbewegung zu verhindern. Für die Beschickung des Aktivkohlebehälters verwendete man die teilweise beladene, granulierte Aktivkohle aus den alten Filtertanks.

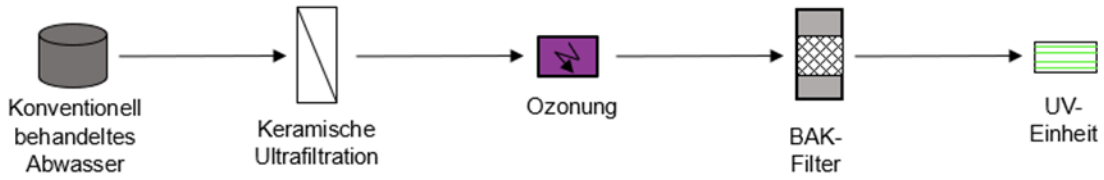


Abbildung 102: Aufbereitungsstufen des Nutzwassersystems in der ersten Projektphase (Dezember 2022-Mai 2024)

Im Mai 2024 fand die letzte Anpassung des Aufbereitungszuges statt. Die hervorragenden Ergebnisse bisheriger Untersuchungen gaben Anlass für eine weitere Veränderung. Die Ultrafiltrationsmembran wurde gegen einen Tuchfilter der Fa. Huber ausgetauscht. Dieser besteht aus einem drehbar gelagerten, scheibenförmigen Filterelement, welches mit einem Polstoff-Gewebe überzogen ist. Das Klarwasser durchströmt den Tuchfilter von außen nach innen und fließt über ein zentrales Rohr in den Filtrattank ab. Der Tuchfilter lieferte trotz der größeren Poren des Polstoffgewebes eine sehr effektive Abscheidung von abfiltrierbaren Stoffen und Trübstoffen. Ein wesentlicher Vorteil des neu implementierten Filtersystems ist die einfache und stabile Betriebsweise. Der Tuchfilter reinigt die Filterflächen bei steigenden Druckverlusten durch den Feststoffrückhalt selbstständig und saugt zusätzlich am Boden abgesetztes Sediment aus dem Filtertank ab. Regelmäßige Arbeiten, die für den störungsfreien Betrieb des Tuchfilters notwendig sind, sind kaum notwendig. Mit dem Wechsel auf den Tuchfilter lief die Ozonierung des filtrierten Abwassers weiterhin ohne Probleme. Die Onlinemessungen des SAK funktionierten weiterhin ohne größeren Mehraufwand bei einem Reinigungsintervall von 14 Tagen.





Abbildung 103: Pilotmaßstab-BAK Filter und Contiflow Aktivkohlefilter, Fa. Huber

Für den zukünftigen sicheren Betrieb des Wasserwiederverwendungssystems zur Deckung der kontinuierlich benötigten, hohen Wasserbedarfe im Stadtgebiet Schweinfurts gehören neben den bisher implementierten Störungsalarmen zusätzliche Vorsorgemaßnahmen, um eine Wiederverkeimung der

Zwischenspeicher auf dem Klärwerksgelände vor Ort sowie der Transport- und Speicherinfrastruktur vorzubeugen. Die potenziell eingehenden Störmeldungen betrafen bislang lediglich die Aufbereitungsstufen der Membrananlage und der Ozonierung. Durch auftretende Störungen bei der Membranfiltration (Ausfall der Beschickungspumpe, Verblockung der Membran, etc.) konnten mehrere Szenarien eintreten und es fielen entweder eine oder zwei Filtrationsstraße aus. Die Filtratproduktion reicht i.d.R. nicht mehr aus, sodass die zwischen der Membrananlage und Ozonstufe befindlichen Puffertanks leerliefen, wenn die Membrananlage nicht wieder rechtzeitig in Betrieb genommen werden konnte. Mit dem auftretenden Fehler „Wassermangel“ stieg dann auch die Pumpe zur Beschickung des Ozoncontainers sowie der Ozoncontainer selbst aus. Der UV-Reaktor wiederum stieg mit der Abschaltung des Ozoncontainers aus, um die UV-Strahler im stehenden Wasser vor Überhitzung zu schützen. Durch die Verschaltung der einzelnen Aufbereitungsstufen lief das System niemals ohne die Funktion einzelner Prozessschritte. Regelmäßige Ausfallzeiten reduzierten jedoch die Aufbereitungsmengen des Nutzwassers. Eine Reduktion der Standzeiten ist in der zukünftigen Betriebsweise wichtig.



Abbildung 104: Aufbereitungsstufen des Nutzwassersystems in der ersten Projektphase (ab Mai 2024)

Betriebskontrolle des Ozonisierungssystems

Die Ozonanlage ist mit einer maximalen Ozonproduktion von 100 g O_3/h für eine hydraulische Behandlung von bis zu 20 m³/h Kläranlagenablauf ausgelegt. Im Versuchsbetrieb wurde die Ozonanlage konstant (2,1 m³/h) mit Ablauf der Nachklärung bzw. Ablauf der Ultrafiltration beschickt. Die Entnahmestelle befand sich im Ablaufbauwerk nach der Nachklärung. Der zur Ozonerzeugung notwendige Sauerstoff wurde vor Ort mittels Sauerstoffkonzentratoren (Topaz AirSep) erzeugt und dem Ozonerzeuger (GSO30, Xylem) zugeführt. Der Ozonreaktor besteht aus in Reihe geschalteten Edelstahltanks (4 Stück, je 0,2 m³). Der Ozoneintrag erfolgte über ein Venturi-Injektor-System. Die Ozondosis wird u.a. über die relative Abnahme des SAK_{254} (ΔSAK_{254}) geregelt, welcher kontinuierlich im Zu- und Ablauf der Ozonanlage gemessen wird bzw. über eine spezifische Ozondosis bezogen auf den DOC. Im regulären Versuchsbetrieb wurde die Ozondosis ein ΔSAK_{254} von 48 % geregelt, was einem spezifischen Ozoneintrag von ca. 0,7 mg O_3/mg DOC entsprach (Abb. 110).

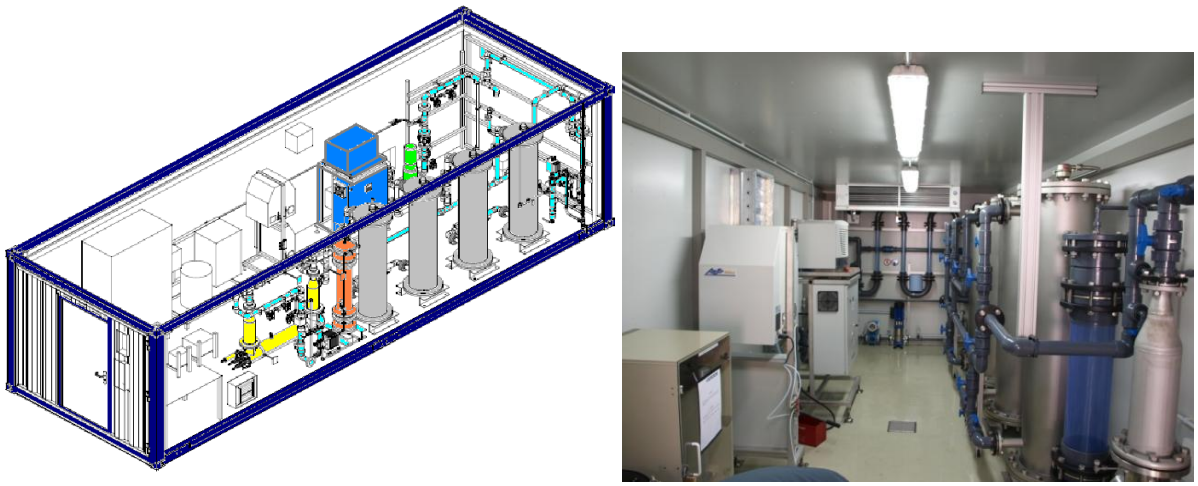


Abbildung 105: Schema des Ozoncontainers sowie Fotos der Sauerstoffkonzentratoren und der Reaktionstanks

Messtechnik

Neben diversen Onlinesensoren, die für den Betrieb und der Überwachung der jeweiligen Anlagenteile notwendig sind (z. B. Durchflüsse, Ozonbilanzierung, Raumluftüberwachung, Druckverlust im Filter), wurden auch verschiedene Messgeräte zur Onlineüberwachung definierter Wasserqualitätsparameter in der Pilotanlage installiert. Zur Onlinemessung ist ein WTW NiCaVis 705 IQ Spektralsensor verwendet worden. Der NiCaVis 705 IQ ist ein optischer Sensor für Nitrat und Kohlenstoffsummenparameter. Dieser hat kontinuierlich im Durchfluss den Zulauf und Ablauf der Ozonung u.a. folgende Parameter gemessen: SAK_{254}, TOC/DOC, Nitrat, Nitrit.

Alle Onlinedaten wurden kontinuierlich aufgezeichnet und zentral an eine Sammel-SPS und SCADA PC gesendet. Der Sensor war mittels WTW IQ SensorNet mit der Steuerung und dem SCADA PC verbunden und die Daten sind an die LRZ Cloud/Anbindung übertragen worden. Ein regelmäßiger (wöchentlicher) Abgleich mit Laboranalysen hat stattgefunden. Bei Bedarf ist gelöstes Ozon photometrisch mittels Hach AccuVac (Messbereich 0,01 – 0,75 mg/l) bestimmt worden.

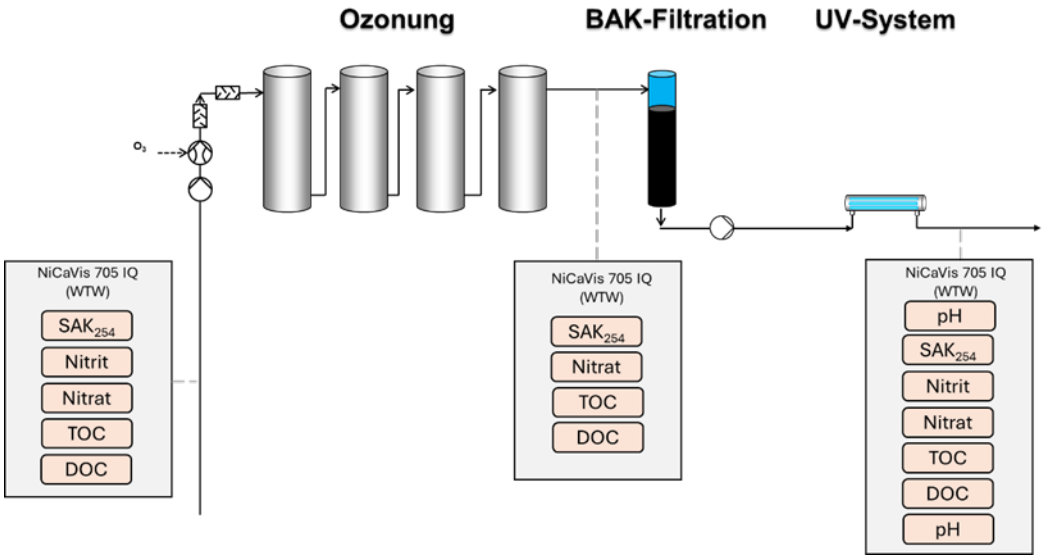


Abbildung 106: Übersicht der Onlinesensoren zur Messung diverser Wasserqualitätsparameter.

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

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

Mit:

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

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

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

Der so berechnetet ΔSAK_{254} wird regelmäßig (Abhängigkeit von der hydraulischen Aufenthaltszeit) mit dem Soll-Wert abgeglichen und die Ozondosis, falls nötig, automatisch angepasst. Alternativ ist ein definierter spezifischer Ozoneintrag bezogen auf den DOC dosiert worden. Der DOC ist online mittels dem WTW NiCaVis Sensor gemessen worden.

UV-Desinfektion

Zur UV-Desinfektion wurde für den Nutzwasserstrang ein Aquada 2 und für die EU-Mindestanforderung ein Aquada 1 eingesetzt. Die Strahlerleistung des Aquada 1 beträgt 20 W bzw. 40 W bei der Aquada 2. Die UV-C Leistung beträgt 6,5 bzw. 16 W. Die UV-Anlagen wurden mit einem konstanten Durchfluss (≈ 2,1 bzw. 0,2 m³/h) betrieben. Die UV-Dosis (hier als PSS) ist der Standardindikator für die Wirksamkeit der UV-Strahlung auf Mikroorganismen. Sie ist definiert als die Intensität der UV-Strahlung multipliziert mit der Kontaktzeit, der die Mikroorganismen ausgesetzt sind.

Die UV-Dosis wurde anhand des Durchflusses und der UV-Intensität an der Reaktorinnenwand ermittelt. Mit einem definierten Reaktorvolumen ergab sich die UV-Dosis (PSS) gemäß:

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

Mit:

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

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

V_{UV} = UV-Reaktorvolumen [m³], Modellspezifikation (0,001 m³ bzw. 0,0015 m³)

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

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

EU-Wasser-WVVO Mindestanforderung

Parallel zur weitergehenden Aufbereitung des Klarwasser über einen vierstufigen Prozess zum Nutzwasser, fand die Aufbereitung gemäß der nach EU-Verordnung 2020/741 festgelegten Mindestanforderungen an die Wasserwiederverwendung statt. Die Vorgaben der technischen Einrichtungen zur Optimierung der Wasserqualität sind dabei lediglich die Filtration und Desinfektion des konventionell gereinigten Abwassers gekoppelt. Die beiden Zielvorgaben wurden durch den Einsatz zweier Kartuschenfilter sowie einer nachgeschalteten UV-Desinfektionseinheit umgesetzt. Die Kartuschenfilter waren in unterschiedlicher Porengröße in Serie geschalten. Nachdem das Wasser die Filtrationsstufe durchströmt hatte, fand abschließend die Bestrahlung mit UV-Licht statt. Die Kartuschenfilter hatten eine Porengröße von 100 µm und 10 µm und sollten die daran anschließende UV-Behandlung zur Inaktivierung der Mikroorganismen leistungsfähiger machen.

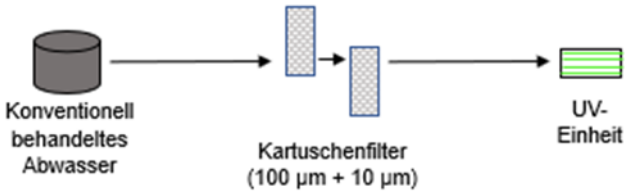


Abbildung 107: Schematische Darstellung der EU-min Behandlungslinie

Aufgrund der geringen notwendigen Wassermenge war die Aufbereitung gemäß EU-Verordnung 2020/741 deutlich kleiner dimensioniert und die kleinen Leitungsquerschnitte wurden durch das Aufwachsen von Biomasse weiter verjüngt. Neben zahlreichen Filterwechseln war aufgrund der Biofilmbildung im Gewebeschlauch auch der Austausch des Schlauches notwendig. Zum Einsatz kam eine Aquada 1 mit einer Strahlerleistung von 20 und einer UV-CLeistung von 6,5 Watt. Die UV-Dosis ist der Standardindikator für die Wirksamkeit der UV-Strahlung auf Mikroorganismen. Sie ist definiert als die Intensität der UV-Strahlung multipliziert mit der Kontaktzeit, der die Mikroorganismen

ausgesetzt sind. Die UV-Dosis wurde anhand es Durchflusses und der UV-Intensität an der an der Reaktorinnenwand ermittelt. Mit einem definierten Reaktorvolumen ergab sich die UV-Dosis gemäß:

Mit:

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

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

V_{UV} = UV-Reaktorvolumen [m³], Modellspezifikation (0,001 m³ bzw. 0,0015 m³)

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

Eine Regelung der Strahlerleistung zur gezielten Anpassung der UV-Dosis war nicht möglich, so dass sich die erzielte UV-Dosis primär durch die UV-Durchlässigkeit des Wassers (Transmission) bzw. den Durchfluss änderte. Im Vergleich zur vierstufigen Aufbereitungskette Nutzwasser war der operative Aufwand nach dem EU-Regelwerk deutlich geringer. Zudem waren im Aufbereitungsstrang keine Onlinesensoren zur Überwachung installiert. Die Überwachung der Wasserqualität erfolgt über routinemäßige Analytik im Labor der Kläranlage Schweinfurt.

9.2 Wohlfahrtsökonomische Bewertung der Nutzwasseranwendung

Für eine umfassende Bewertung einer Nutzwasseranwendung wurde eine praxisorientierte und in ihrer Struktur auf andere Projekte übertragbare Bewertungsmethodik für die im Projekt untersuchten Nutzwasseranwendungen entwickelt. Diese Methodik besteht aus mehreren Schritten, die im Folgenden erläutert und auf die Nutzwasserbereitstellung in Schweinfurt und Gochsheim angewendet werden.

In einem ersten Schritt wurden neben der durchgeführten Kostenschätzung auf Vorplanungsniveau die räumlichen und zeitlichen Systemgrenzen des Untersuchungsraumes (siehe Kapitel 9.2.2), sowie die Basisszenarien für Gochsheim und Schweinfurt festgelegt (siehe Kapitel 9.2.3). Für die Bewertung dieses Systems wurde aufgrund der Datenverfügbarkeit im Rahmen des Projektes eine Kosten-Nutzen-Analyse gewählt (siehe Kapitel 9.2.4). Bei fehlender Monetarisierung der Ökosystemleistungen auf der Nutzenseite kann eine Kosten-Wirksamkeits-Analyse verwendet werden. Um verschiedene Alternativen der Szenarien abbilden zu können, wurde die Kosten-Nutzen-Analyse modular aufgebaut (u.a. unterschiedliche Bereitstellung von Nutzwassermengen, Einzelbetrachtung von Schweinfurt und Gochsheim).

Basierend auf den Systemgrenzen wurden die Bewertungsgegenstände identifiziert. Dies sind auf der Kostenseite die verschiedenen Systemkomponenten zur Bereitstellung von Nutzwasser (Aufbereitungsanlage, Leitungs- und Speichersysteme, etc.) für landwirtschaftliche oder urbane Anwendungen (siehe Kapitel 9.2.5) und auf der Nutzenseite die aus deren Implementierung resultierenden Veränderungen in lokalen Ökosystemleistungen im Vergleich zur gegenwärtigen Praxis der Bewässerung. Dafür wurde eine Bewertungsmatrix erstellt, die entscheidungsrelevante ökonomische Kennzahlen und ökologische Endpunkte zur Quantifizierung (und ggf. Monetarisierung) der lokalen Ökosystemleistungen (ÖSL) verknüpft. Diese ÖSL wurden abhängig von der Datenverfügbarkeit im Rahmen des Projektes monetarisiert und bewertet (siehe Kapitel 9.2.6).

Das Ziel der Bewertung liegt in der Beurteilung der Nutzwasseranwendungen unter ökonomischen und umweltbezogenen Aspekten. Ergebnis der in Schweinfurt durchgeführten Kosten-Nutzen-Analyse ist, dass eine Nutzwassergewinnung und -bereitstellung für Schweinfurt und Gochsheim unter bestimmten Voraussetzungen umweltökonomisch sinnvoll ist und einen positiven jährlichen regionalwirtschaftlichen Beitrag leistet (s. Kapitel 9.2.6).

9.2.1 Kostenschätzung als Grundlage der wohlfahrtsökonomischen Bewertung

In gemeinsamer Diskussion unter den Projektpartnern wurde Variante 3 als Vorzugsvariante für die Umsetzung auf Kläranlagen festgelegt. Dies liegt vor allem daran, dass der Bau von vierten Reinigungsstufen zum Teil bereits erfolgt ist, mit der neuen EU-Kommunalabwasserrichtlinie größere Relevanz erhält und zudem verfahrenstechnisch sinnvoll ist. Um die Situation in Schweinfurt darzustellen, wurden die genannten Untervarianten 3a und 3b entwickelt, die unterschiedliche Nutzwassermengen berücksichtigen.

Um eine möglichst große Variabilität zu gewährleisten, wurde in der Kosten-Nutzen-Analyse zudem die "große" Nutzwasseranlage (ausgelegt auf einen Jahresdurchsatz von bis zu 1.790.000 m³) mit lediglich 200.000 m³/a tatsächlichem Durchsatz durchgerechnet. Die einzelnen Untervarianten enthalten unterschiedliche Kosten für Investition und Betrieb, welche einzeln aufgeführt werden. Variantenübergreifende Kosten, wie z. B. die Kosten für die Hebeanlage, oder Personalkostenansätze werden im Folgenden erläutert. Zur Beschickung der Nutzwasseranlage ist ein Hebewerk nötig. Die zu überwindende Höhe hängt neben der gewählten Verfahrenstechnik von der Lage der Hauptablaufleitung ab.

Die Sohlhöhe der Hauptablaufleitung verläuft, wie in Abbildung 113 und Abbildung 114 ersichtlich, innerhalb der potenziellen Aufstellfläche zwischen 205,30 m ü. NN und 204,76 m ü. NN. Zur Berechnung der benötigten Förderhöhe wird eine Sohlhöhe der Leitung von 205,00 m ü. NN angenommen. Zudem wird für den Pumpensumpf des Hebewerks eine Tiefe von einem halben Meter hinzugerechnet, so dass mit einem minimalen Wasserspiegel von 204,50 m. ü. NN gerechnet wird. Die verfahrensbedingten Verluste der Variante sowie eine zusätzliche Förderhöhe, welche die Tiefe der Baugrube und damit Kosten reduziert, werden in Tabelle 24 dargestellt.

Tabelle 24: Nötige Förderhöhe der Vorzugsvariante 3

Förderhöhe aufgrund hydraulischer Verluste in m	5,2
Zusätzliche Förderhöhe (Baugrube) in m	5,3
Tatsächliche Förderhöhe in m	10,5

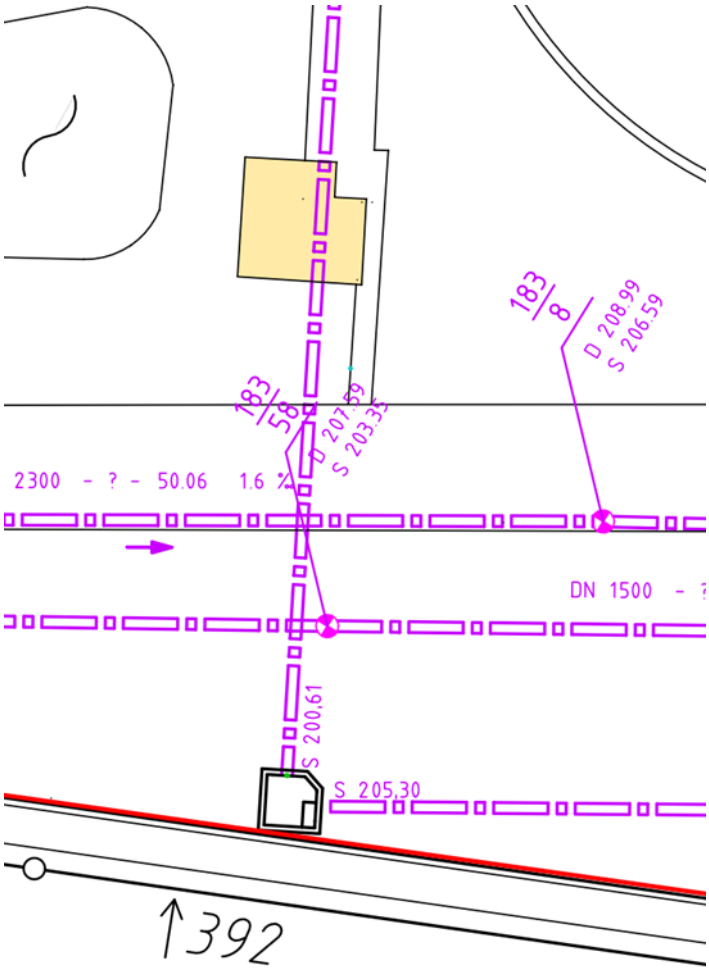


Abbildung 108: Höhenplan des Klärwerks Schweinfurt mit Sohlhöhe des Ablaufschachts bei 200,61 m ü. NN und der Hauptablaufleitung bei 205,30 m ü. NN

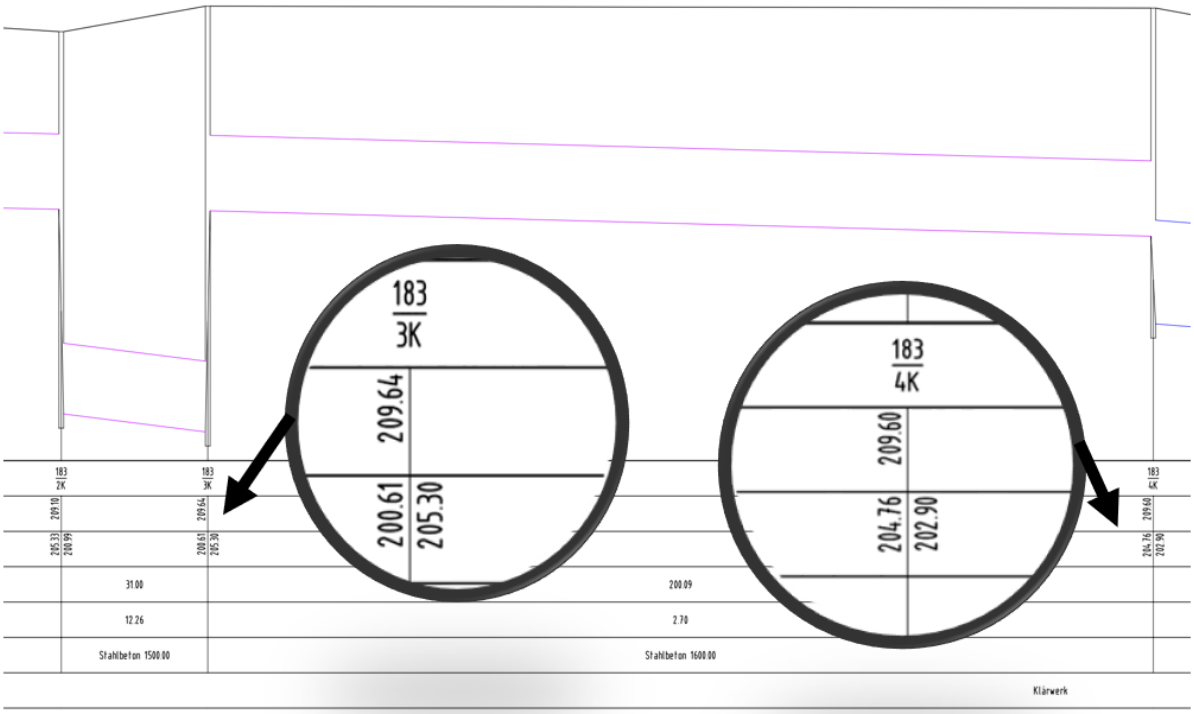


Abbildung 109: Längsschnitt der Hauptablaufleitung im Bereich der Aufstellfläche der Nutzwasseranlage mit den Sohlhöhen 205,30 m ü. NN und 204,76 m ü. NN

Die zur Berechnung der Betriebskosten angesetzten Preise können Tabelle 30 entnommen werden. Die Personalaufwendung wurde für die jeweiligen Verfahrenskombinationen aus vergleichbaren Projekten über die notwendigen Arbeitsstunden pro Arbeitstag, bei einer Fünftagewoche abgeschätzt. Es wird von 250 Arbeitstagen im Jahr ausgegangen zur Berechnung der Personalaufwendung in €/a. Der Arbeitsaufwand ist in Tabelle 25 dargestellt.

Tabelle 22: Notwendige Arbeitsstunden der einzelnen Verfahrensstufen

Kennzahlen Personalaufwendung		
Ozonung + UF	2,50	h/d5
BioGAK-Filter +UV	2,50	h/d5
Summe	5,00	h/d5
Jahressumme bei 250 d/a	1.250,00	h/a

Tabelle 23: Einheitspreise der Betriebskosten aller Untervarianten

Einheitspreise für die Betriebskosten		
Produkte	**Preis**	**Einheit**
Energie		
Strom	0,30	[€/kWh]
Material		
Fällmittel	165	[€/To]
Sauerstoff	300	[€/To]
NaOCl	2,55	[€/l]
Zitronensäure	0,95	[€/l]
Granulierte Aktivekohle (GAK)	2.200	[€/To]
Kühlwasser für Ozonung	0,02	[€/m³]
Entsorgung		
Schlammentsorgung	120	[€/To]
Personalkosten		
Betrieb	50	[€/h]

Die Investitionskosten der folgenden Darstellungen wurden auf 10.000 €, die Betriebskosten auf 1.000 € gerundet.

Investitionskostenschätzung:

Die erforderlichen netto Investitionskosten der Nutzwasseranlage mit Kapazität von 1,79 Mio. m³/a belaufen sich auf insgesamt 23.290.000 €. Die Kosten enthalten sämtliche Bauwerkskosten, sowie einen Aufschlag für Unvorhergesehenes (UVG) und Nebenkosten, die für Planerleistungen, Genehmigungen und weitere Gutachten veranschlagt werden müssen.

Eine Aufteilung der Kosten in die einzelnen Verfahrensstufen ist aufgrund gemeinsamer Anlagenteile, wie z.B. dem Abwasserhebewerk nicht immer trennscharf möglich. Dennoch kann eine Abschätzung der Investitionskosten nach Verfahrensstufen getrennt Tabelle 25 entnommen werden. Durch zum Teil prozentuale Abschätzungen von Gemeinschaftskosten und Rundungsunschärfen ergeben die Teilsummen der einzelnen Verfahrensstufen eine höhere Summe als die Gesamtanlage.

Tabelle 24: Investitionskostenschätzung der Nutzwasseranlage mit Kapazität von 1,79 Mio. m³/a

INVESTITIONSKOSTENSCHÄTZUNG		V 3 4. RS + Nutzwasser nach Bedarf
Kosten Bau		13.600.000 €
Maschinentechnik		2.880.000 €
EMSR		1.440.000 €
Bauwerkskosten		17.910.000 €
UVG Bau	10%	1.360.000 €
UVG Ausrüstung	10%	290.000 €
UVG EMSR	10%	140.000 €
Summe UVG		1.790.000 €
Nebenkosten	20%	3.580.000 €
Gesamtkosten (netto)		**23.290.000 €**

Tabelle 25: Investitionskostenschätzung der Verfahrensstufen der Nutzwasseranlage (Variante 3a)

INVESTITIONSKOSTENSCHÄTZUNG		OZONUNG
Bauwerk Ozonung		3.620.000 €
Maschinentechnik Ozonung		1.070.000 €
EMSR Ozonung		430.000 €
UVG Bau	10%	360.000 €
UVG Ausrüstung	10%	110.000 €
UVG EMSR	10%	40.000 €
Summe Ozonung		5.630.000 €
Nebenkosten	20%	1.130.000 €
Gesamtkosten (netto)		**6.760.000 €**

INVESTITIONSKOSTENSCHÄTZUNG		BAK-Filter
Bauwerk BAK-Filter		7.910.000 €
Maschinentechnik BAK-Filter		1.290.000 €
EMSR BAK-Filter		430.000 €
UVG Bau	10%	790.000 €
UVG Ausrüstung	10%	130.000 €
UVG EMSR	10%	40.000 €
Summe BAK-Filter		10.590.000 €
Nebenkosten	20%	2.120.000 €
Gesamtkosten (netto)		**12.710.000 €**

INVESTITIONSKOSTENSCHÄTZUNG		UF
Bauwerk UF		1.140.000 €
Maschinentechnik UF		320.000 €
EMSR UF		290.000 €
UVG Bau	10%	110.000 €
UVG Ausrüstung	10%	30.000 €
UVG EMSR	10%	30.000 €
Summe UF		1.920.000 €
Nebenkosten	20%	380.000 €
Gesamtkosten (netto)		**2.300.000 €**

INVESTITIONSKOSTENSCHÄTZUNG		UV
Bauwerk UV		930.000 €
Maschinentechnik UV		190.000 €
EMSR UV		290.000 €
UVG Bau	10%	90.000 €
UVG Ausrüstung	10%	20.000 €
UVG EMSR	10%	30.000 €
Summe UV		1.550.000 €
Nebenkosten	20%	310.000 €
Gesamtkosten (netto)		**1.860.000 €**

Tabelle 27 zeigt die gegenüber der in Tabelle 28 geänderten Investitionskosten der Verfahrensstufen UF und UV aufgrund der auf einen Jahresdurchsatz von 200.000 m³ ausgelegten Anlage.

Tabelle 26: Investitionskostenschätzung der Nutzwasseranlage (Variante 3b) mit Jahresdurchsatz von 200.000 m³

INVESTITIONSKOSTENSCHÄTZUNG		UF
Bauwerk UF		400.000 €
Maschinentechnik UF		110.000 €
EMSR UF		100.000 €
UVG Bau	10%	40.000 €
UVG Ausrüstung	10%	10.000 €
UVG EMSR	10%	10.000 €
Summe UF		670.000 €
Nebenkosten	20%	130.000 €
Gesamtkosten (netto)		**800.000 €**

INVESTITIONSKOSTENSCHÄTZUNG		UV
Bauwerk UV		330.000 €
Maschinentechnik UV		70.000 €
EMSR UV		100.000 €
UVG Bau	10%	30.000 €
UVG Ausrüstung	10%	10.000 €
UVG EMSR	10%	10.000 €
Summe UV		550.000 €
Nebenkosten	20%	110.000 €
Gesamtkosten (netto)		**660.000 €**

Durch die Reduktion der Nutzwasseraufbereitung von 1.790.000 m³/a auf 200.000 m³/a werden 2.700.000 € weniger Investitionskosten benötigt.

Betriebskostenschätzung:

Analog zu den Investitionskosten wurde bei der Abschätzung der Betriebskosten vorgegangen. Diese belaufen sich bei der Variante 3 auf einen jährlichen Betrag von 717.000 €. Wie Tabelle 28 zu entnehmen, machen Energie- und Materialkosten, sowie die Wartung den größten Teil der Kosten aus. Tabelle 29 zeigt die Aufteilung der Betriebskosten nach Verfahrensstufen.

Tabelle 27: Betriebskostenschätzung der gesamten Nutzwasseranlage mit Jahresdurchsatz von 1,79 Mio. m³

BETRIEBSKOSTEN		V 3 4. RS + Nutzwasser nach Bedarf
Energiekosten		223.000 €
Materialverbrauch		249.000 €
Personalkosten		63.000 €
Entsorgungskosten		18.000 €
Wartungskosten		165.000 €
Gesamtsumme (Netto)		**717.000 €**

Tabelle 28: Betriebskostenschätzung der einzelnen Verfahrensstufen der Nutzwasseranlage

BETRIEBSKOSTEN		Ozonung
Energiekosten		85.000 €
Materialverbrauch		55.000 €
Personalkosten		19.000 €
Entsorgungskosten		5.000 €
Wartungskosten		47.000 €
Gesamtsumme (Netto)		211.000 €

BETRIEBSKOSTEN		BAK-Filter
Energiekosten		34.000 €
Materialverbrauch		173.000 €
Personalkosten		19.000 €
Entsorgungskosten		5.000 €
Wartungskosten		92.000 €
Gesamtsumme (Netto)		323.000 €

BETRIEBSKOSTEN		UF
Energiekosten		47.000 €
Materialverbrauch		8.000 €
Personalkosten		13.000 €
Entsorgungskosten		4.000 €
Wartungskosten		15.000 €
Gesamtsumme (Netto)		87.000 €

BETRIEBSKOSTEN		UV
Energiekosten		56.000 €
Materialverbrauch		13.000 €
Personalkosten		13.000 €
Entsorgungskosten		4.000 €
Wartungskosten		11.000 €
Gesamtsumme (Netto)		97.000 €

Wird die auf 1.790.000 m³/a ausgelegt Anlage nach Variante 3a lediglich mit einem Durchsatz der Variante 3b, also von 200.000 m³/a betrieben, ergeben sich die in Tabelle 30 dargestellten Betriebskoten. Diese sind höher als die Betriebskosten einer auf 200.000 m³/a ausgelegten Anlagen, welche in Tabelle 31 dargestellt sind. Dies liegt hauptsächlich daran, dass die letztgenannte Anlage in ihrem Betriebspunkt läuft und damit effizienter arbeitet.

Tabelle 29: Betriebskostenschätzung der Nutzwasseranlage mit Auslegungsgröße 1.790.000 m³/a bei einem realen Durchsatz von 200.000 m³/a

		UF
Energiekosten		15.000 €
Materialverbrauch		3.000 €
Personalkosten		9.000 €
Entsorgungskosten		700 €
Wartungskosten		7.000 €
Gesamtsumme (Netto)		35.000 €

		UV
Energiekosten		12.500 €
Materialverbrauch		5.000 €
Personalkosten		9.000 €
Entsorgungskosten		700 €
Wartungskosten		6.000 €
Gesamtsumme (Netto)		33.000 €

Tabelle 30: Betriebskostenschätzung der Nutzwasseranlage mit Auslegungsgröße und Durchsatz von 200.000 m³/a

BETRIEBSKOSTEN		UF
Energiekosten		12.000 €
Materialverbrauch		2.000 €
Personalkosten		3.000 €
Entsorgungskosten		400 €
Wartungskosten		3.000 €
Gesamtsumme (Netto)		20.000 €

BETRIEBSKOSTEN		UV
Energiekosten		10.000 €
Materialverbrauch		3.000 €
Personalkosten		3.000 €
Entsorgungskosten		400 €
Wartungskosten		2.000 €
Gesamtsumme (Netto)		18.000 €

9.2.2 Systemgrenzen

Bei den Systemgrenzen der Bewertung muss zwischen der räumlichen und der zeitlichen Ebene unterschieden werden. In zeitlicher Hinsicht werden die Szenarien durch die Lebensdauer der Reuse-Anlage begrenzt. Räumlich werden die Szenarien einerseits durch den Ablauf der Kläranlage Schweinfurt und andererseits durch die Installationen zur Nutzwasseranwendung begrenzt. In Gochsheim wird zusätzlich die Bewässerungsapp inkl. Entwicklungskosten und Sensorik betrachtet.

Zur konkreten Ermittlung der Systemgrenzen wurde zunächst eine Übersicht über die Systemlösung in Schweinfurt und Gochsheim erstellt (s. Abbildung 115). Ausgehend von der Kläranlage Schweinfurt wird das gereinigte Abwasser sowohl in den Vorfluter als auch in die Nutzwasseraufbereitungsanlage eingeleitet. Das Nutzwasser wird dann über die Verteilungsnetze entweder nach Schweinfurt für verschiedene Zwecke wie z.B. die Bewässerung der städtischen Grünflächen oder nach Gochsheim geleitet. In Gochsheim wird mit dem Nutzwasser über Rigolen das Grundwasser angereichert, das u.a. zur landwirtschaftlichen Bewässerung genutzt wird. Die Anwendungen werden einmal als Gesamtsystem als auch separat für Schweinfurt bewertet. Innerhalb dieser ermittelten Systemgrenzen wurden die zu betrachtenden Kosten (s. Kapitel 9.2.4) und ÖSL-basierte Nutzen (s. Kapitel 9.2.5) identifiziert.

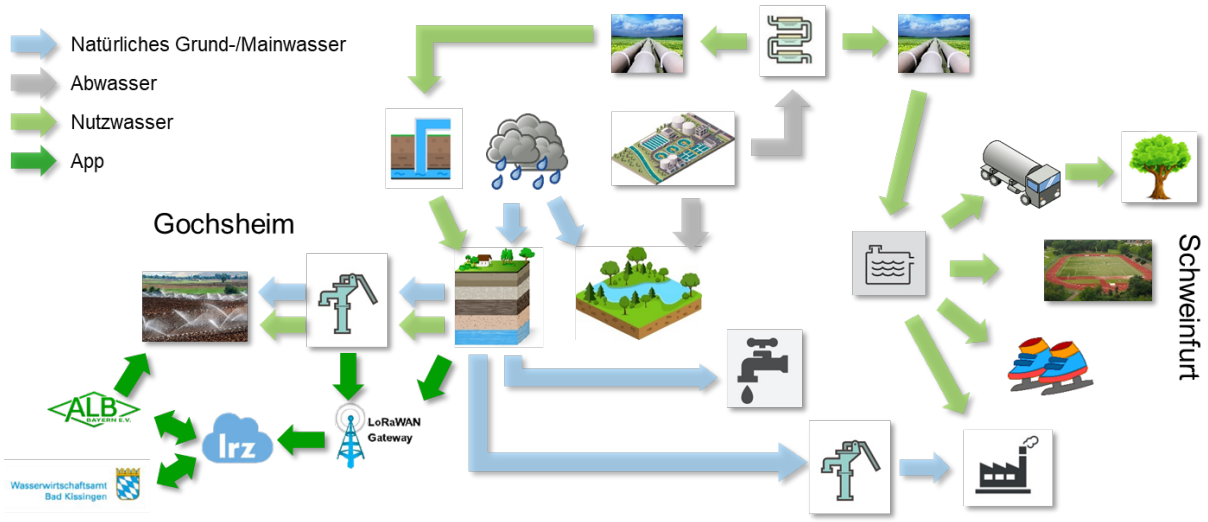


Abbildung 110: Übersicht der Systemlösung in Schweinfurt und Gochsheim

9.2.3 Basisszenarien

Zur Bewertung der Effekte der Nutzwasseraufbereitung auf Kosten- und Nutzenseite in Schweinfurt und Gochsheim werden Basisszenarien definiert, die den Status Quo beschreiben. Als Basisszenario in Gochsheim dient die direkte Wasserversorgung aus lokalen, ortsnahen Grundwasserressourcen. Genehmigt ist derzeit eine Grundwasserentnahme von insgesamt 120.000 m³/Jahr, die über 36 installierte Brunnen entnommen werden kann [24]. Dies entspricht ungefähr der tatsächlich benötigten Menge in einem Trockenjahr wie 2015 oder 2018 (Vgl. Tabelle 5-14: Protokollierte bzw. "reale" Bewässerungsmengen in Gochsheim in (Schwaller et al., 2020) [24].

Als Basisszenario für Schweinfurt dient jeweils die derzeitige Wassernutzung für jeden dieser Anwendungsfälle:

- Bürgerpark, TV Oberndorf: Grundwasser
- Willy-Sachs-Stadion: (früher Not-) Grundwasserbrunnen „Stadion“
- Bewässerung städt. Grünflächen: Mainwasser über Tanklaster
- weitere urbane Anwendungen: Trinkwassernutzung

Die Wasserbedarfsprognose für die Wassernutzungen in Schweinfurt wurde in Abstimmung mit den Nutzern und der Stadtentwässerung Schweinfurt bestimmt und differenzieren zwischen der

Bewässerung in den Sommermonaten (April – September) (s. Tabelle 32) und den Wintermonaten (Oktober – März) (s. Tabelle 33). Dabei wurden als weitere urbane Anwendungen die Eishalle als Freizeitaktivität und die Wäscherei als potenzieller gewerblicher Abnehmer berücksichtigt. Diese Mengen beeinflussen maßgeblich die Gestaltung der Verteilungsstruktur in Gochsheim und Schweinfurt als auch den betrachteten Nutzen (s. Kapitel 9.2.5).

Tabelle 31: Wasserbedarfsprognose in Bewässerungsvorgänge in m³ pro Woche für Schweinfurt (April - September)

	Apr	**Mai**	**Jun**	**Jul**	**Aug**	**Sep**
Bürgerpark	1 x 300	1 x 300	2 x 300	2 x 300	2 x 300	1 x 300
Stadion[11]	2 x 400	2 x 400	3 x 470	3 x 470	3 x 470	2 x 400
Öff. Grünfläche	6 x 30	6 x 30	6 x 50	6 x 50	6 x 50	6 x 30
TV Oberndorf	1 x 90	1 x 90	2 x 90	2 x 90	2 x 90	1 x 90
Eishalle[12]						1 x 90 + 32,5
Wäscherei[13]	1.350	1.350	1.350	1.350	1.350	1.350
Summe	**2.720**	**2.720**	**3.840**	**3.840**	**3.840**	**2.842,5**

Tabelle 32: Wasserprognose in Bewässerungsvorgänge in m³ pro Woche für Schweinfurt (Oktober - März)

	Okt	**Nov**	**Dez**	**Jan**	**Feb**	**März**
Bürgerpark						
Stadion[11]	1 x 200					
Öff. Grünflächen						
TV Oberndorf	1 x 90					
Eishalle[12]	1x32,5	1x32,5	1x32,5	1x32,5	1x32,5	1x32,5
Wäscherei[13]	1.350	1.350	1.350	1.350	1.350	1.350
Summe	**1.672,5**	**1.382,5**	**1.382,5**	**1.382,5**	**1.382,5**	**1.382,5**

Bei Berücksichtigung beider Wasserprognosen mit entsprechenden potenziellen Abnehmern, z. B. eine Wäscherei, ergibt sich somit ein aktueller potenzieller Nutzwasserbedarf von 200.000 m³/a.

9.2.4 Methodik der Bewertung (Kosten-Nutzen-Analyse)

Die Integration der Bewertung der Kosten und des Nutzens erfolgt im Rahmen einer Kosten-Nutzen-Analyse (kurz: KNA). Die KNA ist ein monetäres Bewertungsverfahren zur vergleichenden Bewertung von Objekten oder Handlungsalternativen. Indem sie das Ergebnis (den Nutzen) und den Aufwand (die Kosten) einer Maßnahme ins Verhältnis setzt, dient sie als Entscheidungshilfe hinsichtlich der Durchführung sowie der Auswahl zwischen verschiedenen Maßnahmen. Die Entscheidungsregel lautet, dass eine Maßnahme oder ein Projekt generell dann durchzuführen ist, wenn das Verhältnis von Nutzen zu Kosten größer eins ist (in der Praxis wird jedoch häufig ein höheres Verhältnis gefordert). Bei mehreren Alternativen ist die Maßnahme mit dem größten Nutzen-Kosten-Verhältnis (größer eins)

[11] Bewässerungsperiode: April bis Oktober
[12] Eiserstellung im September (90 m³); zwischen September und März monatliche Eiserhaltung (130 m³)
[13] 70.000 m³/a, gleichmäßige Aufteilung auf 52 Wochen

auszuwählen. Die KNA ist dabei deutlich umfassender als etwa die Kostenvergleichsrechnung, da eine gesamtwirtschaftliche Betrachtung stattfindet. Neben privaten, fließen auch gesellschaftliche Kosten ein, es werden somit sämtliche Kosten berücksichtigt, unabhängig davon, wo und bei wem sie anfallen. Zudem fließt bei der KNA der Nutzenaspekt gleichbedeutend in die Entscheidungsfindung mit ein (Hein, Lévai, & Wencki, 2015). Da Aussagefähigkeit und Belastbarkeit einer solchen Bewertung nur im direkten Vergleich mit einer realitätsnahen Alternative gegeben sind, wurden Basisszenarien definiert (s. Kapitel 9.2.2). Die Bewertung erfolgt damit als Delta-Betrachtung gegenüber dem jeweiligen Basisszenario.

Die Kostenbewertung erfolgt mittels Lebenszykluskostenanalyse (Life Cycle Costing; LCC). Grundsätzlich sollen bei der Bewertung einer Maßnahme mittels LCC alle Kosten von der Entwicklung über die Nutzung bis zum Lebensende berücksichtigt werden. In der Literatur wird der zu betrachtende Lebensweg in der Regel in vier Phasen unterteilt: Forschungs- und Entwicklungskosten, Produktions- und Baukosten, Betriebs- und Wartungskosten, sowie Rückbau- und Beseitigungskosten. Für die vorliegende Analyse waren im Rahmen der LCC insbesondere die Bau- und Betriebskosten relevant. Rückbau- und Entsorgungskosten sind für den Kostenvergleich per Annahme nicht relevant, da davon auszugehen ist, dass die Nutzwasserversorgung in Schweinfurt durch Reinvestitionen wiederholt und dauerhaft funktionsfähig gehalten wird.

Zur Darstellung verschiedener Varianten werden die Kostenpositionen werden in einzelne Module (u. a. technische Varianten der Nutzwasseraufbereitung) unterteilt (s. Kapitel 9.2.4). Dadurch wird eine flexible Kalkulationsgrundlage für die Betrachtung gebildet mit den unterschiedlichen Szenarien modelliert werden können.

Diese Szenarien werden dynamisch durch Anwendung der Kapitalwertmethode bewertet. Damit ist eine Kostenbewertung über die gesamte Lebensdauer der verschiedenen Varianten möglich. Der Kapitalwert errechnet sich durch Addition der Anschaffungsauszahlung mit den abgezinsten Zahlungsströmen und einem abgezinsten etwaigen Resterlös am Ende des Betrachtungszeitraums. Die Formel zur Berechnung des Kapitalwertes lautet wie folgt [95]:

$$KW = -I + \sum_{t=1}^{T} \frac{CF_t}{(1+i)^t} + \frac{R}{(1+i)^T}$$

KW = Kapitalwert

I = Investitionskosten

T = Betrachtungsdauer

CF = Cashflow (Einzahlungen – Auszahlungen)

i = Diskontrate

R = Resterlös

Die Bewertung der ökologischen Maßnahmeneffekte auf Nutzenseite erfolgt kriterienbasiert in Anlehnung an das Ökosystemleistungskonzept. Da die für Nutzwasseranwendung in Schweinfurt definierten ÖSL monetarisiert werden konnten, wurden die verschiedenen Nutzen über den gleichen Zeitraum wie die Kosten dynamisch mit der bereits erläuterten Kapitalwertmethode bewertet.

Die Wirtschaftlichkeit der Kosten- und Nutzenseite wird unter Annahme der gleichen Eingangsparameter berechnet, um eine bessere Vergleichbarkeit zwischen den Varianten zu erreichen (s. Tabelle 34).

Tabelle 33: Allgemeine Eingangsgrößen

Diskontierungsfaktor	3 %
Laufzeit	60 Jahre
Preissteigerung	3 %
Nutzensteigerung	0 %

Bei der Festlegung der Höhe der zu verwendenden Diskontrate für die KNA wurde, da es sich zu einem großen Teil um langfristige Investitionen in die wasserwirtschaftliche Infrastruktur handelt, auf die Empfehlungen aus den Leitlinien der Länderarbeitsgemeinschaft Wasser (LAWA) zurückgegriffen, welche einen langfristigen Diskontierungssatz (i) von 3% als Standardwert zugrunde legen. Dieser resultiert aus umfangreichen wirtschaftswissenschaftlichen Untersuchungen, welche im Rahmen der periodischen Fortschreibungen der Bundesverkehrswegeplanung seit 1986 durchgeführt wurden und eine Aktualisierungsrate festlegen, die seit 1986 eine Höhe von 3% jährlich besitzt, welche uneingeschränkt auf wasserwirtschaftliche Projekte übertragbar ist [96].

Eine KNA für neue Maßnahmen ist als zukunftsgerichtete Planung mit Unsicherheiten verbunden, weswegen eine Sensibilitätsanalyse durchgeführt wurde. Dafür wurden die Effekte durch die Veränderung allgemeiner Eingangsgrößen geprüft, um kritische Schwellenwerte zu identifizieren oder die Robustheit der Ergebnisse zu untermauern.

9.2.5 Ermittlung der Kosten

Die ökonomisch-ökologische Bewertung der Nutzwasseranwendungen setzt auf Teilergebnissen unterschiedlicher Arbeitspakete des Vorhabens auf und führt diese im Sinne einer Gesamtbewertung zusammen. Dabei wurden auf Kostenseite verschiedene Varianten einer potenziellen 4. Reinigungsstufe, eine mengen- und standortplausibilisierte Infrastruktur jeweils für Gochsheim und Schweinfurt, sowie die für Gochsheim geplante Bewässerungsapp herangezogen (s. Abbildung 116).

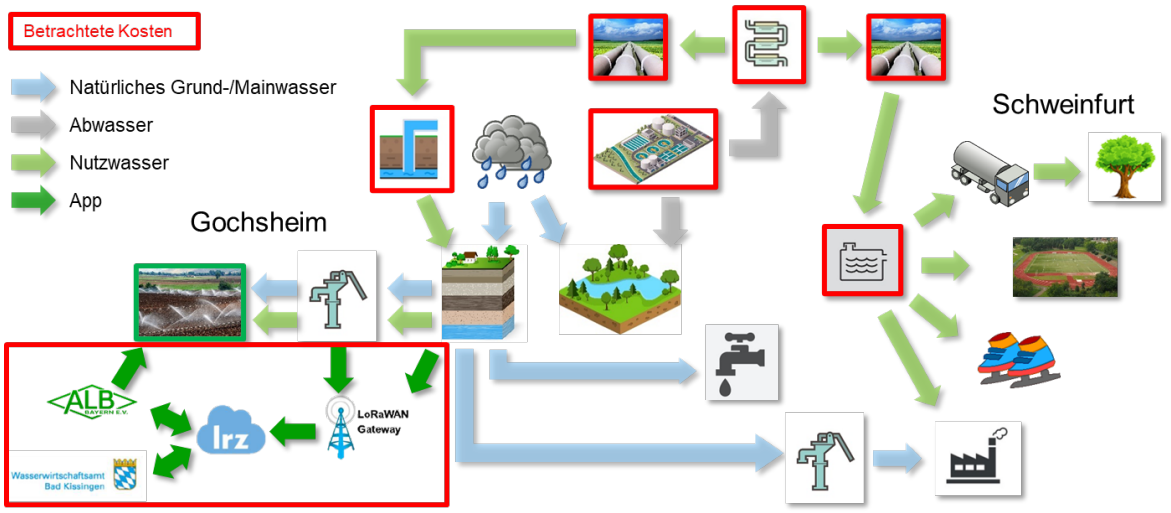


Abbildung 111: Betrachtete Kosten der Systemlösung in Schweinfurt und Gochsheim

Die Kostendaten (Investitions- und Betriebskosten) wurden bei Projektpartnern und Stakeholdern erhoben und verfügbare Daten und Informationen im Rahmen von bilateralen Terminen mit der Stadtentwässerung Schweinfurt, COPLAN und HOLINGER gesichtet und diskutiert. Die Kostenbetrachtung schließt nur die öffentliche Versorgungsinfrastruktur, nicht aber die Versorgungsinfrastruktur auf dem Grundstück des Wasserabnehmers mit ein. In Tabelle 35 sind die erhobenen Kostenpositionen und deren Module mit den bewerteten Ausprägungen ersichtlich.

Tabelle 34: Module und Ausprägungen der Kostenpositionen

Kostenpositionen	Module	Ausprägungen
4. RS + Nutzwasser-aufbereitung	Technische Variante	O_3 - BAK - UF - UV
		O_3 - BAK - UV
	Dimensionierung der Nutzwasseraufbereitung (m³/a)	1.790.000 m³/a
		200.000 m³/a
	Durchlauf der Nutzwasseraufbereitung (m³/a)	1.790.000 m³/a[14]
		200.000 m³/a
	Berücksichtigung der Kosten der 4.RS	Ja
		Nein
	Berücksichtigung der Förderung	Ja
		Nein
	Höhe der Förderung	Variable Eingabe in Prozent möglich, 50 % bei Berücksichtigung der Förderung verwendet

Verteilnetz Schweinfurt	Anschluss Wäscherei	Ja
		Nein
Bewässerungsapp Gochsheim	Berücksichtigung der Kosten für die App in Gesamtrechnung	Ja
		Nein
	Berücksichtigung der Entwicklungskosten	Ja
		Nein

Die technischen Ausprägungen der Nutzwasseraufbereitung basieren auf den in der Pilotanlage getesteten besten Varianten. Die Dimensionierung der Nutzwasseraufbereitung ist die geplante Kapazität von 1.790.000 m³/a, die Zukunftspotenzial beinhaltet, und der prognostizierte Wasserbedarf in Schweinfurt und Gochsheim in Höhe von 200.000 m³/a. In Schweinfurt wurde die Wäscherei als potenzieller Abnehmer für Nutzwasser identifiziert, solange der Nutzwasserpreis niedriger als der Trinkwasserpreis ist. Wenn die Wäscherei einbezogen wird, wird das Verteilnetz zur Wäscherei in den Kosten berücksichtigt.

9.2.6 Ermittlung des Nutzwerts unter Einbeziehung definierter Ökosystemleistungen

Für die Nutzwertanalyse wurden zusätzlich zur ökonomischen Bewertung der Erlöse und der potenziellen Einsparungen verschiedene Ökosystemleistung (ÖSL) als Bewertungskriterien ausgewählt. Die Bereitstellung von Biomasse und Wasser zur Reduzierung von Ernteverlusten bzw. zur Schonung von Wasserressourcen, die Umwandlung der biochemischen und physikalischen Einträge bzw. die Regulierung der physikalischen, chemischen und biologischen Bedingungen, sowie kulturelle ÖSL aufgrund der direkten Interaktion mit lebenden Systemen (s. Tabelle 36). Diese ÖSL erfolgten in Anlehnung an das „DESSIN ESS Evaluation Framework“ und folgen damit der Strukturierung der CICES-Klassifizierung [97].

Eine Bewertung der Biomasse und Wasser bereitstellenden ÖSL wurde anhand möglicher Ernteverluste in Gochsheim erwogen, jedoch konnten keine Daten erhoben werden, da in diesem Fall ein Fruchtwechsel wahrscheinlich wäre und die daraus resultierenden Effekte nicht abgeschätzt werden können. Alternativ wurde zur Erhebung der bereitstellenden ÖSL eine Zahlungsbereitschaft der Landwirte in Gochsheim erhoben, die den vermiedenen Ernteverlust und die Schonung der Wasserressourcen miteinbezieht. Die regulierenden und aufrechterhaltenden ÖSL konnten im Rahmen dieses Projektes aufgrund von fehlenden Daten nicht bewertet werden. Die kulturellen ÖSL wurden zusammengefasst unter der Wertschätzung der Schweinfurter für öffentliche Grünflächen.

Tabelle 35: Projektrelevante Ökosystemleistungen und ökologische Zielindikatoren

ÖSL-Typ	Bereich	Gruppe	Klasse	Bewertungskriterien
Bereitstellend	Biomasse	Kultivierte Landpflanzen für Ernährung, als Rohstoff oder Energiequelle	Kultivierte Landpflanzen (einschließlich Pilze, Algen), die zu Ernährungszwecken angebaut werden	Reduzierung der Ernteverluste durch Erhöhung der Versorgungssicherheit mit Wasser
			Kulturpflanzen (einschließlich Pilze, Algen), die zur Energiegewinnung angebaut werden	Reduzierung der Ernteverluste durch Erhöhung der Versorgungssicherheit mit Wasser
	Wasser	Grundwasser zur Nutzung für Ernährung, Materialien oder Energie	Grundwasser (und unterirdisches Wasser) als Trinkwasser	Vermiedene Grundwassernutzung/ Erhöhung des Grundwasserspiegels/ Zusätzlich verfügbares Wasservolumen
			Grundwasser (und unterirdisches Wasser), das nicht als Trinkwasser verwendet wird	Vermiedene Grundwassernutzung/ Erhöhung des Grundwasserspiegels/ Zusätzlich verfügbares Wasservolumen
Regulierend und aufrecht-erhaltend	Umwandlung von biochemischen oder physikalischen Einträgen in Ökosysteme	Umwandlung von Abfällen oder toxischen Substanzen anthropogenen Ursprungs durch lebende Prozesse	Filtration/Sequestrierung/Speicherung/Akkumulation durch Mikroorganismen, Algen, Pflanzen und Tiere	biologische/chemische/ökologische Risiken
		Minderung von Belästigungen anthropogenen Ursprungs	Geruchsminderung	Geruchsbelastung
			Geräuschdämpfung	Lärmbelastung
			Sichteinschränkungen	Ästhetik/Integration in die Natur/Flächenbedarf
	Regulierung der physikalischen, chemischen und biologischen Bedingungen	Regulierung von gewöhnlichen Abflüssen und Extremereignissen	Wasserkreislauf und Wasserflussregulierung (einschließlich Hochwasserschutz und Küstenschutz)	Veränderung der Wasserbilanz (Verdunstungsmengen, Infiltrationsmenge, Oberflächenabfluss)
		Regulierung der Bodenqualität	Verwitterungsprozesse und ihre Auswirkungen auf die Bodenqualität	Bodenqualität/ Bodenfruchtbarkeit
			Zersetzungs- und Fixierungsprozesse und ihre Auswirkungen auf die Bodenqualität	Bodenqualität/ Bodenfruchtbarkeit
		Zustand des Wassers	Regulierung des chemischen Zustands von Süßgewässern durch Lebensprozesse	Grundwasserqualität (Wirtschaftlicher Wert einer guten Grundwasserqualität)
		Atmosphärische Zusammensetzung und Bedingungen	Regulierung von Temperatur und Feuchtigkeit, einschließlich Belüftung und Transpiration	Emission klimarelevanter Gase/ lokale Klimaregulation/ Wärmeaustausch
Kulturell	Direkte Interaktionen mit lebenden Systemen an Ort und Stelle und im Freien, die von der Präsenz in der Umwelt abhängen	Physische und erfahrungsbezogene Interaktionen mit der natürlichen Umwelt	Merkmale lebender Systeme, die durch aktive oder immersive Interaktionen Aktivitäten ermöglichen, die der Gesundheit, der Erholung oder dem Vergnügen dienen	Einnahmen durch Ökotourismus
			Merkmale lebender Systeme, die Aktivitäten zur Förderung von Gesundheit, Erholung oder Vergnügen durch passive oder beobachtende Interaktionen ermöglichen	Schönheit der Landschaft
		Intellektuelle und repräsentative Interaktionen mit der natürlichen Umwelt	Merkmale lebender Systeme, die eine wissenschaftliche Untersuchung oder die Schaffung traditionellen ökologischen Wissens ermöglichen	Stärkung des Umweltbewusstseins

ÖSL-Typ	Bereich	Gruppe	Klasse	Bewertungskriterien
			Merkmale lebender Systeme, die Bildung und Ausbildung ermöglichen	Kapazität des Gebiets für die Bereitstellung von Bildungsangeboten

Somit wurden auf Nutzenseite in Schweinfurt folgende Aspekte betrachtet (s. Abbildung 117): die Wertschätzung der Bewohner für öffentliche Grünflächen als kulturelle ÖSL und die Höhe der potenziellen Kosteneinsparungen für Freizeitgestaltung und Industrie, Erlöse durch den Verkauf von Nutzwasser aus ökonomischer Perspektive und die Erhebung von Abwassergebühren für die Kosten der 4. Reinigungsstufe. Dafür wurden Zukunftspotenziale in Form von Industriekunden ermittelt, die als Modul in der Analyse berücksichtigt werden (s. Tabelle 37). In Gochsheim wurde eine Zahlungsbereitschaft der Landwirte in den Kontext mit dem ermittelten Bedarf gesetzt. Sowohl in Schweinfurt als auch Gochsheim gibt es weitere nicht im Rahmen des Projektes erfassbare ÖSL, sodass der hier ermittelte Nutzenwert eine Mindestsumme abbildet. Die Informationen zur Bestimmung des Nutzwertes wurden mit der Stadtentwässerung Schweinfurt und lokalen Stakeholdern plausibilisiert. Die einzelnen Positionen werden im Folgenden erläutert.

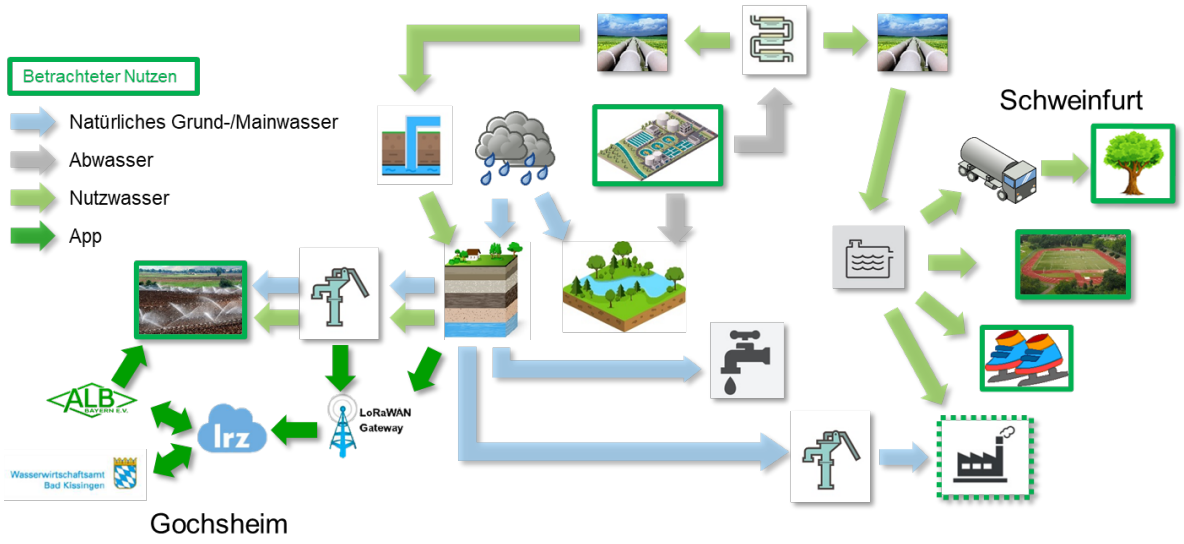


Abbildung 112: Betrachtete Nutzen der Systemlösung in Schweinfurt und Gochsheim

Tabelle 36: Module und Ausprägungen der Nutzenseite

Nutzen	Module	Ausprägungen
Zukunftspotenzial Industrie/Gewerbe	Wäscherei	Ja
		Nein

Wertschätzung der Bewohner für öffentliche Grünflächen in Schweinfurt

Zur Bestimmung der Wertschätzung für öffentliche Grünflächen aus Sicht der Bevölkerung wurden Daten aus einem im Projekt erstellten Online-Fragebogen verwendet, welcher im Rahmen des Projektes den Besuchern der Pilotanlage zur Beantwortung bereitgestellt wird und auch über weitere Netzwerke von IWW und der am Arbeitspaket beteiligten Projektpartner zur Beantwortung gestreut wurde. Durch diese Umfrage wurde eine Zahlungsbereitschaft für die Erhaltung öffentlicher Grünflächen von 53,19 €/a ermittelt, die auf alle sozialversicherungspflichtigen Einwohner Schweinfurts hochgerechnet wurde [98]. Dadurch ergibt sich ein Wert von 1.122.828,33 €/a für die öffentliche Wertschätzung der Grünflächen in Schweinfurt. Dabei ist zu beachten, dass der so ermittelte Wert keine Vergleichsgröße für etwaige Zahlungsflüsse darstellt, sondern der wohlfahrtsökonomischen Ermittlung der hypothetischen Zahlungsbereitschaft als Proxy für den gesellschaftlichen Wert von nicht bepreisten Umweltgütern dient.

Potenzielle Kosteneinsparungen für Freizeitgestaltung und Industrie in Schweinfurt

Die potenziellen Kosteneinsparungen für Freizeit und Industrie in Schweinfurt werden anhand der Differenz vom kostendeckenden Nutzwasserpreis zum Trinkwasserpreis in Bezug auf die prognostizierte Wasserabnahmemenge des Nutzers bewertet. Der Trinkwasserpreis beträgt 2,30 €/m³ (netto) ab einer Abnahme von 15.000 m³/a [49]. Da der kostendeckende Preis für Nutzwasser abhängig von der Auswahl der Module auf Kostenseite ist, variiert die Differenz entsprechend und ist bei den Ergebnissen ausgewiesen. In dem Fall, dass der Nutzwasserpreis höher als der Trinkwasserpreis ist, fällt dieser Nutzen weg.

Erlöse durch den Verkauf von Nutzwasser in Schweinfurt

Die Erlöse werden über den kostendeckenden Preis auf Basis des Gesamtdurchlaufs in Kombination mit der prognostizierten verkauften Wassermenge für Freizeit und Industrie berechnet. Dabei wird berücksichtigt, dass ein Verkauf nur stattfindet, wenn der Nutzwasserpreis niedriger als der aktuell zu zahlende Trinkwasserpreis ist. Der kostendeckende Preis ist abhängig von der Auswahl der Module und variiert dementsprechend.

Abwassergebühren

Die Kosten der 4. Reinigungsstufe können als Teil der regulären Abwasseraufbereitung über Abwassergebühren verrechnet werden, sodass diese Nutzenposition in Höhe der für die 4. Reinigungsstufe anfallenden Kosten angesetzt wird.

Zahlungsbereitschaft der Landwirte in Gochsheim

Für die Zahlungsbereitschaft der Landwirte in Gochsheim wurden die durchschnittlichen Kosten für das derzeit genutzte Beregnungswasser angesetzt. Als Referenz wurden die für das Hessische Ried ermittelten Durchschnittskosten von 0,30 €/m³ herangezogen [99]. Dabei ist zu beachten, dass abhängig von Lage, Bezugsquelle und -menge die Kosten variieren können. Die herangezogenen 0,30 €/m³ werden durch die in Gochsheim in einem Stakeholder-Workshop angegebene Zahlungsbereitschaft von bis zu 0,50 €/m³ gestützt.

Im Vorprojekt wurde ein Wasserbedarf von 120.000 m³/a ermittelt [24]. Es sollte eine zusätzliche Bereitstellung von Nutzwasser (oder irgendeiner anderen alternativen Wasserressource) in Höhe von etwa 100.000 m3/Jahr in Kombination mit den lokal verfügbaren Grundwasserressourcen für eine zuverlässige Abdeckung des Bedarfs ausreichen. Darauf basiert wurde eine Zahlungsbereitschaft der Landwirte in Gochsheim in Höhe von 30.000 €/a ermittelt.

[1] Diese Option ist wählbar unter der Bedingung, dass die Nutzwasseranlage entsprechend dimensioniert ist.

9.2.7 Ergebnis der Kosten-Nutzen-Analyse der Nutzwasser-Bereitstellung und -anwendung

Durch die modulare Gestaltung der Kosten- und Nutzenseite ist eine Darstellung der Ergebnisse aller möglichen Kombinationen im Rahmen dieses Berichtes nicht möglich. Deswegen werden im Folgenden drei Varianten beispielhaft aufgeführt, die unterschiedliche Faktoren berücksichtigen.

Variante 1: Niedrigste Kosten

Variante 2: Höchster Nutzen

Variante 3: Einzelbetrachtung Schweinfurt

Voraussetzungen für alle drei Varianten sind, dass die 4. Reinigungsstufe über die Abwassergebühr abgerechnet wird und mit 50% der Investitionskosten gefördert wird. Darüber hinaus muss für Gochsheim die Notwendigkeit der Grundwasseranreicherung gegeben sein.

Für alle Varianten wird der kostendeckende Nutzwasserpreis für die maximale und prognostizierte Absatzmenge angegeben. Zusätzlich wird die Menge, ab der der Nutzwasserpreis den Trinkwasserpreis unterschreitet und somit Erlöse im Bereich Industrie/Gewerbe und Freizeitgestaltung erzielt werden können, ausgewiesen. Der kostendeckende Preis besteht aus den Jahreskosten auf Basis des Kapitalwertes aller Kostenpositionen, d.h. die vollständigen Verteilnetze in Schweinfurt und Gochsheim, die 4. Reinigungsstufe mit Nutzwasseraufbereitung und unter der Bedingung, dass das Modul ausgewählt wurde, die Bewässerungsapp in Gochsheim, bezogen auf die Absatzmenge.

Variante 1: Niedrigste Kosten

Tabelle 38 zeigt die Wahl der Module auf Kosten- und Nutzenseite, die die niedrigsten Kosten erzeugen. Die 4. Reinigungsstufe wird eingerechnet, da sie Voraussetzung für die Produktion von Nutzwasser ist. Durch die Berechnung der Abwassergebühr auf Nutzenseite ist sie in diesem Kontext kostenneutral.

Tabelle 37: Ausgewählte Ausprägungen der variablen Module der KNA von Variante 1

Positionen	Module	Ausprägungen
4. RS + Nutzwasser-aufbereitung	Technische Variante	O - BAK - UV
	Dimensionierung der Nutzwasseraufbereitung (m³/a)	200.000 m³/a
	Durchlauf der Nutzwasseraufbereitung (m³/a)	200.000 m³/a
	Berücksichtigung der Kosten der 4.RS	Ja
	Berücksichtigung der Förderung	Ja
	Höhe der Förderung	50 %
Verteilnetz Schweinfurt	Anschluss Wäscherei	Nein
Bewässerungsapp Gochsheim	Berücksichtigung der Kosten für die App in Gesamtrechnung	Nein
	Berücksichtigung der Entwicklungskosten	Nein
Zukunftspotenzial Industrie/Gewerbe	Wäscherei	Nein

Tabelle 39 zeigt die Ergebnisse der Variante 1 und das positive Nutzen-Kosten-Verhältnis. Auf der Nutzenseite stehen keine Einnahmen aus dem Verkauf von Nutzwasser an Industrie/Gewerbe oder Freizeit, da der auf die produzierte Gesamtmenge von 200.000 m³/a umgelegte kostendeckende Nutzwasserpreis bei 2,94 €/m³ und damit über dem Trinkwasserpreis liegen würde. Ab einer Nutzwasserabsatzmenge von ca. 260.000 m³/a würde der beim Verkauf der Gesamtmenge kostendeckende Nutzwasserpreis über dem Trinkwasserpreis liegen unter der Voraussetzung, dass keine weiteren Kosten anfallen. Dies übersteigt die Dimensionierung der Nutzwasseranlage in dieser Variante und zeigt jedoch zugleich, dass insbesondere in den Skaleneffekten ein wirtschaftliches Potenzial liegt.

Tabelle 38: Ergebnisse der KNA von Variante 1

Kosten	
4. Reinigungsstufe + Nutzwasseraufbereitung	76.210.000 €
Netz Schweinfurt	5.830.222 €
Leitung und Rigolen in Gochsheim	6.448.208 €
Bewässerungsapp in Gochsheim	- €
Gesamtkostengegenwartswert	**88.528.430 €**
Nutzen	
Wertschätzung der Schweinfurter für öff. Grünflächen	31.074.907 €
Erlöse Industrie/Gewerbe in Schweinfurt	- €
Erlöse Freizeitgestaltung in Schweinfurt	- €
Erlöse Nutzwasserverkauf	- €
Zahlungsbereitschaft der Landwirte in Gochsheim	830.267 €
Abwassergebühren	72.254.000 €
Nutzengegenwartswert	**104.159.174 €**
Nutzen-Kosten-Verhältnis	**1,18**

Variante 2: Höchster Nutzen

Tabelle 40 zeigt die Modulauswahl zur Schaffung des höchsten Nutzens. Bei Kostenpositionen ohne Einfluss auf die Nutzenseite, wie beispielsweise die technische Variante der Nutzwasseraufbereitung, wird die günstigste Option gewählt.

Tabelle 39: Ausgewählte Ausprägungen der variablen Module der KNA von Variante 2

Positionen	**Module**	**Ausprägungen**
4. RS + Nutzwasser-aufbereitung	Technische Variante	O - BAK - UV
	Dimensionierung der Nutzwasseraufbereitung (m³/a)	1.790.000 m³/a
	Durchlauf der Nutzwasseraufbereitung (m³/a)	1.790.000 m³/a
	Berücksichtigung der Kosten der 4.RS	Ja
	Berücksichtigung der Förderung	Ja
	Höhe der Förderung	50 %
Verteilnetz Schweinfurt	Anschluss Wäscherei	Ja
Bewässerungsapp Gochsheim	Berücksichtigung der Kosten für die App in Gesamtrechnung	Nein
	Berücksichtigung der Entwicklungskosten	Nein
Zukunftspotenzial Industrie/Gewerbe	Wäscherei	Ja

Die Ergebnisse in Tabelle 41 zeigen ein positives Nutzen-Kosten-Verhältnis. Dieses ist etwas geringer als bei Variante 1, da höhere Kosten für die größere Dimensionierung der Nutzwasseraufbereitung anfallen, die nicht in gleichem Maß über die aktuell prognostizierten Wasserbedarfe als Erlöse generiert werden. Andererseits kann unter der Bedingung, dass die vollständige Nutzwassermenge – abzüglich der Menge für Gochsheim – verkauft wird, durch den Skaleneffekt ein kostendeckender Nutzwasserpreis in Höhe von 0,52 €/m³ erreicht werden. Dadurch wiederum würde das Nutzen-Kosten-Verhältnis entsprechend steigen und Variante 1 übertreffen.

Der kostendeckende Preis, bezogen auf den in Kapitel 9.2.2 definierten Bedarf von ca. 200.000 m³/a, beträgt 4,40 €/m³. Ab einer Absatzmenge von über 385.000 m³/a läge der kostendeckende Preis unter dem Trinkwasserpreis unter der Voraussetzung, dass keine weiteren Kosten anfallen.

Tabelle 40: Ergebnisse der KNA von Variante 2

Kosten	
4. Reinigungsstufe + Nutzwasseraufbereitung	84.006.000 €
Netz Schweinfurt	6.130.222 €
Leitung und Rigolen in Gochsheim	6.448.208 €
Bewässerungsapp in Gochsheim	- €
Gesamtkostengegenwartswert	**96.624.430 €**
Nutzen	
Wertschätzung der Schweinfurter für öff. Grünflächen	31.074.907 €
Erlöse Industrie/Gewerbe in Schweinfurt	3.502.732 €
Erlöse Freizeitgestaltung in Schweinfurt	1.919.998 €
Erlöse Nutzwasserverkauf	1.475.432 €
Zahlungsbereitschaft der Landwirte in Gochsheim	830.267 €
Abwassergebühren	72.254.000 €
Nutzengegenwartswert	**111.057.336 €**
Nutzen-Kosten-Verhältnis	**1,15**

Variante 3: Einzelbetrachtung Schweinfurt

Tabelle 42 zeigt die Modulauswahl für die Einzelbetrachtung in Schweinfurt. Die Transportleitung nach Gochsheim, die Rigolen zur Versickerung sowie die Bewässerungsapp mit den diversen Ausprägungen fallen an dieser Stelle weg. Ansonsten bleiben die Module unverändert im Vergleich zu Variante 2, da dies durch Skaleneffekte das größte wirtschaftliche Potenzial hat.

Tabelle 41: Ausgewählte Ausprägungen der variablen Module der KNA von Variante 3

Positionen	**Module**	**Ausprägungen**
	Technische Variante	O - BAK - UV

4. RS + Nutzwasser-aufbereitung	Dimensionierung der Nutzwasseraufbereitung (m³/a)	1.790.000 m³/a
	Durchlauf der Nutzwasseraufbereitung (m³/a)	1.790.000 m³/a
	Berücksichtigung der Kosten der 4.RS	Ja
	Berücksichtigung der Förderung	Ja
	Höhe der Förderung	50 %
Verteilnetz Schweinfurt	Anschluss Wäscherei	Ja
Zukunftspotenzial Industrie/Gewerbe	Wäscherei	Ja

Auch Variante 3 zeigt ein positives Kosten-Nutzen-Verhältnis (s. Tabelle 43). Der kostendeckende Nutzwasserpreis unter der Bedingung, dass die vollständige Menge an Nutzwasser verkauft wird, beträgt hierbei 0,36 €/m³. In Bezug zur Wasserprognose in Höhe von 200.000 m³/a beträgt der kostendeckende Preis 3,23 €/m³. Ab einer Absatzmenge von über 285.000 m³/a ist der Nutzwasserpreis niedriger als der Trinkwasserpreis unter der Voraussetzung, dass keine weiteren Kosten anfallen.

Tabelle 42: Ergebnisse der KNA von Variante 3

Kosten	
4. Reinigungsstufe + Nutzwasseraufbereitung	84.006.000 €
Netz Schweinfurt	6.130.222 €
Gesamtkostengegenwartswert	**90.136.222 €**
Nutzen	
Wertschätzung der Schweinfurter für öff. Grünflächen	31.074.907 €
Erlöse Industrie/Gewerbe in Schweinfurt	3.446.340 €
Erlöse Freizeitgestaltung in Schweinfurt	1.889.086 €
Erlöse Nutzwasserverkauf	1.562.736 €
Abwassergebühren	72.254.000 €
Nutzengegenwartswert	**110.227.069 €**
Nutzen-Kosten-Verhältnis	**1,22**

Eine Erkenntnis aus dem Vergleich weiterer Varianten ist, dass die technische Ausprägung der 4. Reinigungsstufe mit Ultrafiltration mit hohen Kosten verbunden ist. Dies führt dazu, dass nur ein positives Nutzen-Kosten-Verhältnis besteht, wenn die Nutzwasseranlage auf 1.790.000 m³/a dimensioniert ist und diese Menge vollständig abgesetzt wird. Somit ist aus Perspektive der KNA die technische Ausprägung ohne Ultrafiltration zu präferieren.

Die zum Abschluss durchgeführte Sensitivitätsanalyse zeigt, dass bei Veränderung der Diskontierungsrate weiterhin ausschließlich positive Nutzen-Kosten-Verhältnisse bestehen, die die Robustheit des Ergebnisses unterstützen (s. Tabelle 44).

Tabelle 43: Sensitivitätsanalyse Diskontierungsrate

	Diskontierungsrate		
	1 %	**3 %**	**5 %**
Kosten-Nutzen-Verhältnis: Variante 1	1,15	1,18	1,19
Kosten-Nutzen-Verhältnis: Variante 2	1,12	1,15	1,17
Kosten-Nutzen-Verhältnis: Variante 3	1,20	1,22	1,24

Die Sensitivitätsanalyse basierend auf alternativen Preissteigerungsraten zeigt einen starken Einfluss dieser auf die Kosten-Nutzen-Verhältnisse. Dennoch unterstützt es auch die Robustheit der Ergebnisse, da bis auf Variante 2 bei einer Preissteigerung von 5 % alle Nutzen-Kosten-Verhältnisse positiv bleiben. Die Ausnahme basiert darauf, dass bei Variante 2 verhältnismäßige hohe Kosten für die große Dimensionierung der Nutzwasseraufbereitung einer geringeren Nutzwasserbedarfsprognose gegenübersteht, da diese auf Basis von mit hoher Wahrscheinlichkeit eintretenden Abnahmen erstellt wurde und nur eine Wäscherei als Zukunftspotenzial aus Gewerbe/Industrie mit einbezogen wurde.

Tabelle 44: Sensitivitätsanalyse Preissteigerungsrate

	Preissteigerungsrate		
	1 %	**3 %**	**5 %**
Kosten-Nutzen-Verhältnis: Variante 1	1,42	1,18	1,02
Kosten-Nutzen-Verhältnis: Variante 2	1,37	1,15	0,98
Kosten-Nutzen-Verhältnis: Variante 3	1,45	1,22	1,05

Zusammenfassend haben alle drei Varianten ein positives Nutzen-Kosten-Verhältnis und zeigen somit, dass eine Nutzwassergewinnung und -bereitstellung für Schweinfurt und Gochsheim unter bestimmten Voraussetzungen umweltökonomisch sinnvoll ist und einen positiven jährlichen regionalwirtschaftlichen Beitrag leistet, was durch die Sensitivitätsanalysen gestützt wird. Die Entscheidung zwischen den Varianten, z.B. bezüglich der Größe der Nutzwasseraufbereitung ist eine strategische. Eine Dimensionierung mit 200.000 m³/a entspricht der aktuellen Wasserprognose, jedoch wird hier der kostendeckende Preis höher als der Trinkwasserpreis (Stand 2024). Bei einer größeren Dimensionierung und einem Ausbau der Absatzmenge können durch den Skaleneffekt kostendeckende Preise in Höhe von ca. 0,38 – 0,52 €/m³ erreicht werden.

9.3 Organisations- und Geschäftsmodelle für die urbane und landwirtschaftliche Bewässerung

Aufbauend auf der zuvor durchgeführten wohlfahrtsökonomischen Bewertung (Kapitel 9.2) war das Ziel weiterer Untersuchungen, Eckpunkte für ein Organisations- bzw. Geschäftsmodell für Nutzwasser zu erarbeiten, Ansätze für die Refinanzierung von Nutzwasser zu identifizieren sowie Vorüberlegungen zu einer Umsetzung zu führen.

Grundvoraussetzung für die Umsetzung von Nutzwasser ist ein sich tragendes Geschäftsmodell. Dem Begriff „Geschäftsmodell“ liegt hier das Verständnis nach Rentmeister/Klein zugrunde, welches lautet: „Ein Geschäftsmodell ist ein Modell, das bezogen auf eine Geschäftstätigkeit die beteiligten Akteure, ihre Rollen und ihren Beitrag zur Wertschöpfung (Architektur der Wertschöpfung), den Nutzen, den Kunden oder anderer Akteure aus der Geschäftstätigkeit ziehen können (sog. Value Propositions), und die Einnahmequellen, die die Geschäftstätigkeit eröffnet, (Ertragsmodell) abbildet“ [100].

Das Geschäftsmodell von Nutzwasser besteht zusammengefasst darin, Abwasser über die aktuelle Einleitungsqualität hinaus aufzubereiten und es (überwiegend) entgeltlich an Verbraucher abzugeben, die für ihre Verwendungszwecke nicht auf Trinkwasserqualität angewiesen sind. Die Einnahmen aus dem Verkauf des Nutzwassers sollen die Kosten für die Aufbereitung und Verteilung decken und mittel- bis langfristig zusätzlich einen Gewinn erwirtschaften, um die Finanzierung sicherzustellen.

Auf rechtliche und regulatorische Anforderungen, die Ressourcenbeschaffung sowie notwendige Infrastruktur und Logistik wurde bereits an anderer Stelle im Bericht eingegangen. Daher konzentriert sich die Betrachtung hier auf eine für die Umsetzung des Geschäftsmodells Nutzwasser geeignete Organisationsform und damit verknüpftes Finanzierungs- sowie Ertragsmodell.

9.3.1 Grundlagen: Organisationsmodelle für wasserwirtschaftliche Infrastrukturen

Für Wasserinfrastruktursysteme, und hierzu kann man die Bereitstellung von Nutzwasser auch zählen, stehen in Deutschland grundsätzlich eine Reihe verschiedener Organisationsformen zur Verfügung. Die Wasserversorgung und die Abwasserbeseitigung sind in Deutschland größtenteils lokal organisiert und stellen Kernaufgaben der öffentlichen Daseinsvorsorge dar. Darunter werden solche allgemeinwohlorientierten Dienstleistungen verstanden, deren Erbringung (im weitesten Sinne) für die menschliche Existenz notwendig ist [101]. Bei der Abwasserbeseitigung handelt es sich in Deutschland um eine Selbstverwaltungspflichtaufgabe, die bisher überwiegend auf der Grundlage von öffentlich-rechtlichen Satzungen mit Anschluss- und Benutzungszwang sowie der Erhebung von Beiträgen und Gebühren nach näherer Maßgabe der Kommunalabgabengesetze der Länder erfolgt.

Bei der Wasserversorgung kann dies von Bundesland zu Bundesland variieren. Für das Bundesland Bayern schreibt das Landeswassergesetz die Wasserversorgung als gesetzlich pflichtige Aufgabe vor, hier können die Kommunen lediglich über die Art und Weise der gesetzlichen Aufgabenerfüllung bestimmen. Ungeachtet der Zuordnung zu den Aufgaben der kommunalen Daseinsvorsorge können sich die für die Aufgaben der Wasserver- und Abwasserentsorgung zuständigen Gebietskörperschaften unterschiedlicher Rechts- und Organisationsformen bedienen und auch private Dritte mit der Aufgabe betreuen. Die Kommunen treffen in der Regel die strategischen Entscheidungen über Organisationsformen, Beteiligungen und Kooperationen. Dafür steht eine Reihe möglicher Organisationsformen zur Verfügung, wobei zwischen öffentlich-rechtlichen und privatrechtlichen Organisationsformen unterschieden werden kann, siehe Abbildung 118.



Abbildung 113: Organisationsformen der Wasserver- und Abwasserentsorgung

Die Versorgung mit Nutzwasser, oder allgemein ausgedrückt mit Betriebswasser [117], betrifft, zählt nicht unmittelbar unter die Aufgaben der Daseinsvorsorge, ist jedoch mittelbar mit dieser verbunden, indem sie eine Rolle bei der Kreislaufführung der Ressource Wasser einnimmt. Um einen nachhaltigen und koordinierten Betrieb der entsprechenden Anlagen zu gewährleisten, sind die Organisationsstrukturen bzw. das gewählte Betreibermodell gegebenenfalls anzupassen, insbesondere im Kontext der regionalen logistischen, institutionellen und rechtlichen Rahmenbedingungen [118].

9.3.2 Zusammenhang Organisations- und Finanzierungsmodell

Neben der Organisationsform ist das Ertragsmodell ein integraler Bestandteil des Geschäftsmodells eines Unternehmens und spielt eine entscheidende Rolle bei der Rentabilität und dem langfristigen Erfolg des Unternehmens. Bei dem Ertragsmodell handelt es sich um einen strategischen Ansatz oder eine Methode, mit der ein Unternehmen Einnahmen generiert und Umsätze erzielt. Es beschreibt im Wesentlichen, wie ein Unternehmen Geld verdient, indem es die verschiedenen Aspekte seines Geschäfts definiert, wie Produkte oder Dienstleistungen verkauft werden und wie Kunden dafür bezahlen. Ist die Entgeltkalkulation noch nicht abgeschlossen, kann mittels Zahlungsbereitschaftsanalyse ein näherungsweiser Ertrag ermittelt.

Das Entgelt für Nutzwasser kann entweder pauschal (für die Bereitstellung) oder mengenabhängig erfolgen. Hinsichtlich der Kostenverursachungsgerechtigkeit sowie als Anreiz zum ressourcenschonenden Umgang wäre ein mengenabhängiges Entgelt zu präferieren. Auch hinsichtlich der Umsatzsteuer wäre es von Vorteil, da so 7% anstelle von 19% Umsatzsteuer im Falle der pauschalen Bereitstellung von Nutzwasser zum Tragen kämen [119]. Bedingung hierfür wäre das Vorhandensein von entsprechenden Wasserzählern zum Erfassen der abgegebenen Mengen.

Unter dem Begriff der Finanzierung ist nicht nur die Mobilisierung des nötigen Kapitals für Investitionen in neue Anlagen oder die Deckung laufender Kosten eines Betriebes zu verstehen, sondern er beinhaltet zugleich das „System der Finanzierung“ wie Beiträge, Gebühren, Steuern und Abgaben sowie Subventionen, Anreiz-

und Mahnsysteme als Steuerungsinstrumente [102]. Somit besteht an dieser Stelle wieder eine direkte Verknüpfung mit dem Ertragsmodell. Die Auswahl des geeigneten Finanzierungmodells hängt von verschiedenen Faktoren ab, einschließlich der Größe und des Umfangs des Unternehmens, der Risikobereitschaft, der Wachstumsziele und der aktuellen Marktbedingungen. Es ist wichtig, sorgfältig zu prüfen, welche Finanzierungsoption am besten zu dem ausgewählten Geschäftsmodell und Ihren langfristigen Zielen passt.



Abbildung 114: Arten der Finanzierung, Quelle: https://sevdesk.de/lexikon/finanzierungsarten

Spricht man über Finanzierung, kann man diese unterschiedlich klassifizieren, siehe Abbildung 119. Hinsichtlich der Herkunft der Mittel lässt sich aus Sicht des Unternehmens in Innen- und Außenfinanzierung unterscheiden. Innenfinanzierung bedeutet, dass das Kapital aus internen Ressourcen und Quellen des Unternehmens stammt, während bei der Außenfinanzierung Kapital von externen Quellen zufließt. Im Gegensatz zur Innenfinanzierung erfordert Außenfinanzierung die Rückzahlung von Darlehen oder die Gewährung von Renditen an Investoren in Form von Zinsen, Dividenden oder Kapitalgewinnen. Außenfinanzierung ermöglicht es Unternehmen, schnell Kapital zu beschaffen, um Investitionen zu tätigen, Wachstum zu finanzieren oder kurzfristige Liquiditätsengpässe zu überbrücken. Im Hinblick auf die Zugehörigkeit der Mittel zum Eigen- oder Fremdkapital, unterscheidet man wiederum die Eigen- und Fremdfinanzierung. Der Hauptunterschied liegt darin, dass bei der Eigenfinanzierung das Kapital von den Eigentümern stammt und keine Rückzahlungspflicht besteht, während bei der Fremdfinanzierung eine Rückzahlungsverpflichtung und in der Regel Zinszahlungen anfallen. Die Begriffe Eigenfinanzierung und Fremdfinanzierung können mit Innenfinanzierung und Außenfinanzierung kombiniert werden, um eine umfassendere Klassifikation von Finanzierungsarten zu erhalten.

Typische Formen der Kombination Innenfinanzierung / Selbstfinanzierung sind Gewinnrücklagen und Abschreibungen. Diese Mittel stammen aus den operativen Aktivitäten des Unternehmens und erfordern keine externen Kredite oder Investitionen, es fließt kein Geld von außen zu. Bei der Kombination Außenfinanzierung / Eigenfinanzierung wird Kapital von außen, aber von den Eigentümern oder Gesellschaftern zugeführt, z.B. durch die Einlagenerhöhung.

Fremdfinanzierung tritt meist kombiniert mit der Außenfinanzierung auf, es wird also Kapital von externen Quellen außerhalb des Unternehmens beschafft. Dies kann durch die Aufnahme von Krediten von Banken oder anderen Finanzinstitutionen, die Ausgabe von Anleihen, die Beschaffung von Eigenkapital von Investoren oder durch Crowdfunding erfolgen. Die Kombination Fremdfinanzierung / Innenfinanzierung ist eher theoretisch, da Fremdkapital klassischerweise von außen kommt. Ein Beispiel könnte eine Umwandlung von Rückstellungen in kurzfristige Schulden sein.

Insbesondere bei der Finanzierung von Wiederverwendungsprojekten sind neben vorhandenen finanziellen Mitteln auch öffentliche Fördermittel oder Zuschüsse von Förderinstitutionen (für Umweltprojekte oder nachhaltige Initiativen) zu prüfen, die unterstützend eingesetzt werden können, siehe zum Beispiel https://gwf-wasser.de/branche/hohe-foerderung-fuer-water-reuse/. Für die Finanzierung von Betrieb und Instandhaltung spielen Tarife bzw. Entgelte die überwiegende Rolle. Die vollständige Finanzierung über diese wird oft als Ideallösung angesehen. In der Realität spielen jedoch auch Subventionen eine Rolle, um eine Deckung der Betriebs- und Instandhaltungskosten und so eine nachhaltige Finanzierung sicherzustellen.

9.3.3 Systemgrenzen

Das Gesamtsystem Nutzwasser wird räumlich einerseits durch den Ablauf der Kläranlage Schweinfurt und andererseits durch die Installationen zur Nutzwasseranwendung begrenzt. Die Übersicht der Gesamtsystemlösung wurde bereits im Kapitel 9.2.1 dargestellt.

Die Ausarbeitungen zum Geschäftsmodell erfolgen getrennt in zwei unterschiedlichen Systemen. Im urbanen Bereich innerhalb der Stadt Schweinfurt, hierzu zählt auch die Aufbereitung, sowie im ländlichen Bereich für die landwirtschaftliche Bewässerung in der Gemeinde Gochsheim und perspektivisch auch für die Gemeinde Schwebheim. Auch wenn es denkbar ist, dass beide Systeme innerhalb einer Organisation betrieben werden, werden aufgrund der räumlichen Trennung und unterschiedlicher administrativer Zuständigkeit die beiden Systeme unabhängig voneinander betrachtet. Digitale Anwendungen wie die Bewässerungs-App sowie zugehörige Messsensorik und Übertragungstechnik wurden zunächst als eigenes Teilsystem aufgeführt, für die weitere Betrachtung werden sie aber als integraler Bestandteil der zwei übrigen Systeme betrachtet.

9.3.4 Organisations-/Geschäftsmodell für die urbane Bewässerung

Das Teilsystem I umfasst die Aufbereitung des Nutzwassers und die Verteilung und ggf. Zwischenspeicherung innerhalb der Stadt Schweinfurt. Für die Erfüllung der Aufgaben der Aufbereitung des Abwassers zu Nutzwasser und dessen Verteilung, kämen grundsätzlich verschiedene Akteure in verschiedenen Organisationsformen in Frage. Eine naheliegende Option wäre, dass die Stadtentwässerung Schweinfurt neben Ihren eigentlichen Aufgaben der Abwasserbeseitigung und Behandlung auch die Anlagen zur Nutzwasser-Aufbereitung und Verteilung mit betreibt. Denkbar wäre auch Betrieb der Nutzwasseranlagen durch das vor Ort ansässige Wasserversorgungsunternehmen, in Schweinfurt die Stadtwerke Schweinfurt GmbH. Dies könnte auch gemeinsam mit der Stadtentwässerung erfolgen. Sollten beide Akteure nicht über die benötigten Ressourcen bzw. Kapazitäten verfügen, wäre die Hinzunahme eines Betreibers oder Dienstleisters eine weitere Option.

Betrieb durch Abwasserentsorger

Die Stadtentwässerung Schweinfurt ist ein Eigenbetrieb der Stadt Schweinfurt und nimmt im Rahmen der Gemeindeordnung und der dazu erlassenen Satzungen ihre hoheitliche Aufgabe wahr. Die Aufgaben des Eigenbetriebes Stadtentwässerung sind die Sammlung, schadlose Ableitung und Behandlung von Regenwasser und Abwässern im Gebiet der Stadt Schweinfurt einschließlich der Klärschlammverwertung und -beseitigung. Die Stadtentwässerung ist somit zuständig für Planung, Bau und Betrieb des Kanalnetzes und der Kläranlage [108]. Sie tut dies in Form des Hoheitsbetriebs, hierbei handelt es sich um eine Tätigkeit, die von einer öffentlichen Stelle (z. B. einer Gemeinde) im Rahmen ihrer hoheitlichen Aufgaben ausgeführt wird und nicht

auf Gewinnerzielung ausgerichtet ist. Hoheitsbetriebe erbringen Dienstleistungen im öffentlichen Interesse, neben der Abwasserentsorgung können dies z. B. die Straßenreinigung oder Feuerwehr sein [109].

Die Übernahme der Aufbereitung und Verteilung von Nutzwasser durch die Stadtentwässerung Schweinfurt kann jedoch nicht ohne weiteres erfolgen, da dies nicht zu ihren hoheitlichen Pflichten im Bereich der Abwasserbeseitigung gehört. Eine solche Übernahme wäre nur nach einer Änderung der Satzung möglich. Auch ist zu beachten, dass die Kosten für die Aufbereitung von Nutzwasser nicht oder zumindest nicht vollständig in die allgemeine Abwassergebühr einfließen können, da es sich gerade nicht um Bestandteile der öffentlichen Entwässerungsanlage handelt. Dies betrifft alle kommunalen Unternehmen in öffentlicher Rechtsform, die Gebühren gemäß ihrer Entwässerungssatzung erheben. Diese Unternehmen dürfen nur Gebühren verlangen, die ihre Kosten decken, und nicht primär auf Gewinnerzielung ausgerichtet sein. Sie sind verpflichtet, die in ihrer Satzung definierten öffentlichen Zwecke zu erfüllen. Wenn sie zusätzliche Aufgaben übernehmen möchten, die nicht im Rahmen ihres Unternehmenszwecks liegen, müssen sie die Satzung entsprechend anpassen [110].

Um eine Satzungsänderung und ggf. steuerliche Anpassungen zu vermeiden, wäre die Aufnahme eines Betriebes gewerblicher Art ein geeigneter Weg. Dies wurde bereits beim Umweltlabor der Stadtentwässerung, welches auch für externe Kunden Analysen durchführt, erfolgreich praktiziert. Nach KStG § 4 ist ein Betrieb gewerblicher Art (BgA) eine wirtschaftliche Tätigkeit, die von einer juristischen Person des öffentlichen Rechts (z. B. einer Kommune) ausgeführt wird und die darauf abzielt, Einnahmen zu erzielen [111]. Diese Einnahmen dienen dazu, die Kosten des Betriebs zu decken und möglicherweise Gewinne zu erwirtschaften. Die Möglichkeit über den kostendeckenden Betrieb hinaus Gewinne zu erzielen, wäre zur Sicherstellung einer langfristigen Finanzierung der Nutzwasser-Anlagen auf jeden Fall auch sinnvoll.

Der wesentliche Unterschied zwischen einem Betrieb gewerblicher Art und einem Hoheitsbetrieb liegt in ihrem Zweck und ihrer Ausrichtung: Ein Betrieb gewerblicher Art zielt darauf ab, wirtschaftliche Gewinne zu erzielen, während ein Hoheitsbetrieb primär dazu dient, öffentliche Aufgaben im Rahmen der Daseinsvorsorge zu erfüllen, ohne dass eine Gewinnerzielung im Vordergrund steht. Ein Betrieb gewerblicher Art agiert im Wettbewerb mit anderen privaten Unternehmen und unterliegt daher oft ähnlichen wirtschaftlichen und rechtlichen Rahmenbedingungen. Ein Hoheitsbetrieb hingegen handelt im Rahmen der hoheitlichen Befugnisse der öffentlichen Hand und unterliegt möglicherweise anderen rechtlichen und organisatorischen Anforderungen, die sich aus dem öffentlichen Interesse ergeben.

Als Schnittstelle zwischen der Nutzwasseraufbereitung (als Betrieb gewerblicher Art) und der übrigen, vorgelagerten Aufbereitungsanlage (als Hoheitsbetrieb) würde die 4. Reinigungsstufe definiert, entsprechend müsste eine klare insbesondere auch buchhalterische Trennung der wirtschaftlichen Betätigungen zwischen Hoheitsbetrieb und Betrieb gewerblicher Art erfolgen.

Eine alternative Möglichkeit besteht in der Anpassung der Organisationsstruktur durch die Gründung von Tochterunternehmen für besondere Aufgaben. Diese können neben der satzungsmäßigen kommunalen Kernaufgabe des Mutterunternehmens auch umsatzsteuerpflichtig tätig sein und marktlich zu erbringenden weitergehenden Dienstleistungen im Kontext innovativer Wasserinfrastrukturen – auch mit Gewinnerzielungsabsicht – anbieten [110].

Betrieb durch Wasserversorger

Denkbar wäre auch der teilweise oder vollständige Betrieb der Nutzwasseranlagen durch Stadtwerke Schweinfurt GmbH als lokaler Wasserversorger mit der Stadt als alleinigem Gesellschafter. Dass Wasserversorgungsunternehmen neben Trinkwasser auch Betriebswasser anbieten, etwa für Industrie- und Gewerbebetriebe [112], ist nicht ungewöhnlich und kann mehrere Gründe haben: Industrielle Prozesse oder

gewerbliche Anwendungen können spezifische Anforderungen an die Wasserqualität haben, die von den Standards für Trinkwasser abweichen. Zum Beispiel erfordern bestimmte Produktionsprozesse oder Kühlungsanwendungen ein Wasser mit bestimmten chemischen Eigenschaften. Denkbar ist auch, dass für bestimmte Verwendungszwecke eine geringere Aufbereitungsqualität ausreichend ist und dadurch das Betriebswasser kostengünstiger als Trinkwasser aufbereitet und abgegeben werden kann. Befindet man sich in Regionen mit einer begrenzten Verfügbarkeit von Trinkwasser, kann die Nutzung von Betriebswasser zudem die Möglichkeit darstellen, die Versorgung mit Wasser für betriebliche Zwecke grundsätzlich sicherzustellen und die Ressourcen zu schonen.

Möglich wäre auch eine Kooperation zwischen der Stadtentwässerung Schweinfurt und den Stadtwerke Schweinfurt GmbH innerhalb einer neu zu gründenden „hybriden“ Organisation. Eine denkbare Umsetzung könnte beispielsweise in Form einer gemeinsamen kommunalen spartenübergreifenden Tochtergesellschaft erfolgen. Es gab in Schweinfurt bereits eine derartige Zusammenarbeit in Form der Klärschlammtrocknung GmbH, an der sowohl die Stadtentwässerung als auch die Stadtwerke beteiligt waren. Diese wurde jedoch mittlerweile aufgelöst.

Betreibermodell

Sollten weder die Stadtentwässerung Schweinfurt noch die Stadtwerke Schweinfurt GmbH über die benötigten Ressourcen bzw. Kapazitäten verfügen, wäre die Hinzunahme eines Betreibers oder Dienstleisters eine weitere Option. Unter einem Betreibermodell versteht man den privaten Betrieb von Einrichtungen der Infrastruktur, häufig in Form eines Joint Ventures zwischen Privatunternehmen und öffentlicher Körperschaft (Public Private Partnership, Infrastrukturpolitik). Diese sind verbreitet im kommunalen Bereich, z.B. in der Abfallentsorgung [113]. Ein solches Betreibermodell kann in verschiedenen Ausprägungen ausgestaltet sein, vom technischen Betrieb bis hin zum vollständigen wirtschaftlichen Betrieb. Im Kontext von Nutzwasser würde ein darauf spezialisiertes Unternehmen einen Teilstrom des Abwassers übernehmen, es behandeln bzw. aufbereiten und das Nutzwasser anschließend verteilen. Wichtig bei der Hinzunahme zusätzlicher Beteiligter ist die vertragliche Klärung der Verantwortlichkeiten zwischen dem Betrieb der Aufbereitungsanlage, dem Betrieb der Folgeeinrichtungen und der Nutzung des Wassers. Damit erhöht sich die Zahl der beteiligten Akteure erheblich (zum Beispiel Betreiber von Speicher- und Verteilsystemen, Wassernutzer, Regulierungs- und Aufsichtsbehörden – sowohl aus dem Wassersektor als auch aus den Sektoren, für die das aufbereitete Wasser verwendet wird.

Entscheidung für den Betrieb durch die Stadtentwässerung Schweinfurt als gewerblicher Betrieb

Priorisiert wird nach den bisherigen Vorüberlegungen der Betrieb der Nutzwasser-Anlagen durch die Stadtentwässerung Schweinfurt, benötigte Ressourcen und fachlich qualifiziertes Personal hierfür sind vorhanden. Zudem ist die Hinzunahme Externer als Betreiber oder Dienstleister aufgrund der Zugänglichkeiten zur Anlage sowie den Schnittstellen zu den übrigen Anlagenteilen zur Wasseraufbereitung unter Umständen problematisch bzw. birgt Konfliktpotenzial. Auch für den externen Betreiber müsste der Zugang zur Sicherstellung des technischen Betriebs und der Überwachung in jedem Fall sichergestellt sein. Die Nutzwasser-Aufbereitungsanlage befindet sich jedoch auf dem Gelände der Stadtentwässerung Schweinfurt und ist eng verknüpft mit den übrigen Anlagen zur Aufbereitung des Abwassers. Laut den Ergebnissen einer LAWA-adhoc-Arbeitsgruppe sei es zudem schwierig bis ausgeschlossen, eine technische Stelle in oder an der Kläranlage zu benennen (z. B. Einleitungsstellen), an der die Abwassereigenschaft endet und die Wasseraufbereitung beginnt.

Grund dafür ist, dass der Vorgang der Wasseraufbereitung in die Kläranlage integriert sein kann. Auch können mehrere technische Prozesse in der Kläranlage sowohl der „normalen“ Abwasserbehandlung wie auch der Wasseraufbereitung dienen [103].

Aufgrund der Nicht-Vereinbarkeit der hoheitlichen Aufgabe der Entwässerung mit der Nutzwasseraufbereitung und -verteilung wird die Aufnahme eines Betriebs gewerblicher Art gegenüber der Ausgründung einer Tochtergesellschaft angestrebt. Die Kooperation mit den Stadtwerken Schweinfurt oder die Hinzunahme eines privaten Betreibers erscheint nicht zwingend erforderlich und wäre aufgrund von Zugänglichkeiten und Schnittstellen nicht praktikabel.

Es sollte jedoch im Zusammenhang mit der Abgabe und der Verwendung beachtet werden, dass die Nutzung von Betriebswasser (zusätzlich zu einer vorhandenen Trinkwasseranlage) grundsätzlich anzeigepflichtig gegenüber der zuständigen Behörde (Gesundheitsamt) nach TrinkwV (§13, 3) sowie dem Wasserversorger nach AVBWasserV ist. Bei Vorliegen eines Anschluss- und Benutzungszwangs Trinkwasser könnte die Verwendung von Nutzwasser evtl. untersagt werden bzw. muss der Grundstückseigentümer einen Antrag auf eine Teilbefreiung vom Anschluss- und Benutzungszwang stellen.

Finanzierung der Nutzwasser-Aufbereitung und urbanen Bewässerung

Für die benötigten Investitionen zum Bau einer vierten Reinigungsstufe, welche Voraussetzung für die Aufbereitung von Nutzwasser ist, werden Fördergelder in Höhe von 10,8 Mio. EUR durch den Freistaat Bayern zur Verfügung gestellt. Darüber hinaus wird die Schaffung von Infrastruktur (Druckleitung und Speicher) zur Bewässerung von Grünflächen, Parkanlagen und Sportplätzen sowie die wissenschaftlich-fachliche Begleitung über Fördergelder in Höhe von 2,2 Mio. EUR finanziert [114]. Darüberhinausgehende Investitionen für Verfahrenstechnik, u.a. für eine über die vierte Reinigungsstufe hinausgehende UV-Desinfektion und Infrastruktur (Förderanteil 50%) werden aus Mitteln der Stadtentwässerung Schweinfurt (Innenfinanzierung/Eigenfinanzierung) bzw. über Kommunalkredite (Außenfinanzierung/Fremdfinanzierung)) zur Verfügung gestellt. Der Betrieb und die Instandhaltung sollen, zumindest mittelfristig, über die nachhaltige, kostendeckende Abgabe von Nutzwasser mittels eines entsprechend kalkulierten Entgelts finanziert werden.

Ertragsmodell

Die Nutzer zahlen für den Bezug von Nutzwasser einen mengenabhängigen oder pauschalen Preis, in die Entgeltkalkulation würden neben betrieblichen auch Kapitalkosten (Abschreibungen und Fremdkapitalzinsen) einfließen. Dies würde auch Abnehmer wie die Stadt Schweinfurt oder andere städtische Eigenbetriebe betreffen, in diesem Fall würde zumindest eine interne Verrechnung erfolgen. Angestrebt wird zunächst ein kostendeckender Betrieb ohne Gewinnerzielungsabsicht, für eine nachhaltige Entwicklung mit Ausbaupotenzial sollten aber mittel- bis langfristig aber auch Gewinner realisiert werden, um die Verwendung von Nutzwasser als Alternative zum Trinkwasser weiter voranzutreiben.

Aus Nutzersicht bietet die Verwendung von Nutzwasser als Alternative oder Ergänzung zum Trinkwasser ökonomische Anreize über die eingesparte Differenz vom Preis von Trinkwasser zum Nutzwasser. Ein großes Einsparpotenzial zeichnet sich gerade auch für mögliche zukünftige Nutzer aus Industrie und Gewerbe mit einem hohen Wasserverbrauch ab. Darüber hinaus bietet Nutzwasser auch die Sicherstellung einer dauerhaften Verfügbarkeit von Wasser Pflege und Erhalt des urbanen Grüns, die allein mit (begrenztem) Trinkwasser oder Oberflächenwasser aus dem Main bei langanhaltenden Trockenperioden nicht sichergestellt werden können.

In der Abbildung 120 wurde eine Visualisierung eines möglichen Geschäftsmodells mittels der Methodik Business Model Canvas vorgenommen. Das Business Model Canvas ist ein strategisches Management-Tool, das von Alexander Osterwalder entwickelt wurde, um Geschäftsmodelle visuell darzustellen mit dem Ziel, bestehende Geschäftsmodelle zu dokumentieren sowie neue Geschäftsmodelle zu entwickeln. Die grafische Darstellung besteht aus neun Bausteinen, die zentrale Aspekte eines Geschäftsmodells abbilden [115].

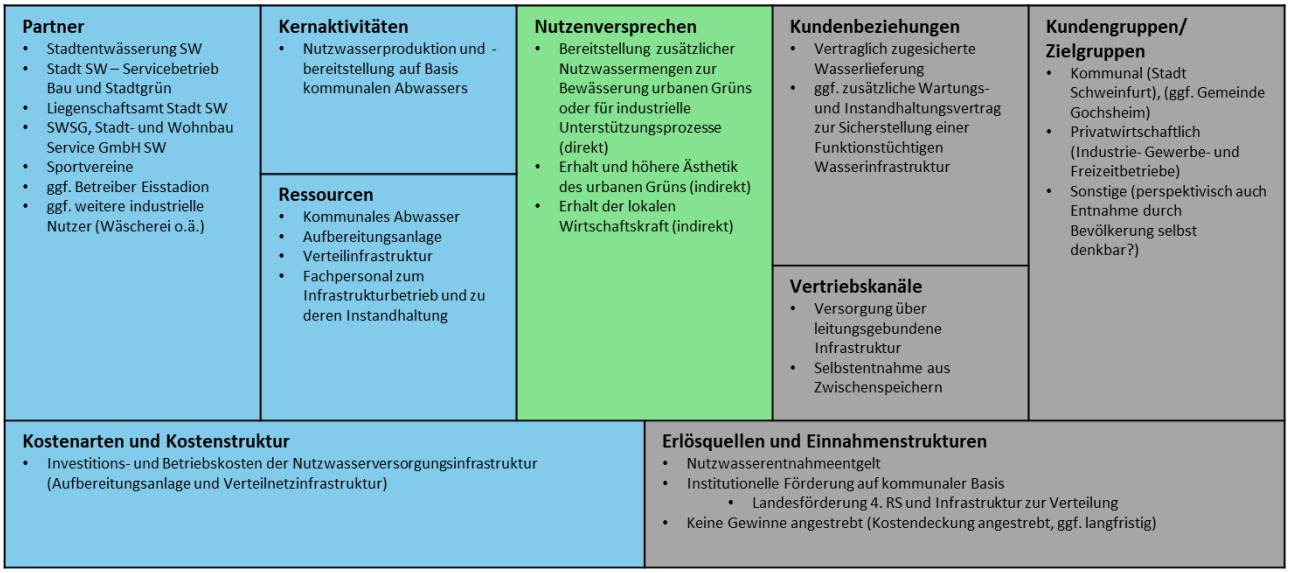


Abbildung 115: Business Model Canvas - Teilsystem 1: Aufbereitungsanlage und urbane Bewässerung

9.3.5 Mögliche Organisations-/Geschäftsmodelle für die landwirtschaftliche Bewässerung

Das Teilsystem 2 umfasst die landwirtschaftliche Bewässerung in der Gemeinde Gochsheim und perspektivisch auch in anderen Umlandgemeinden wie Schwebheim. Die Schnittstelle zum Teilsystem 1 stellt ein definierter Übergabepunkt dar, entweder als ein Wasserbehälter oder Speicherbecken (direkte Nutzung) oder als Rigole

zur Untergrundversickerung, falls das Nutzwasser der künstlichen Grundwasseranreicherung dienen soll (indirekte Nutzung) [116]. Bis zum definierten Übergabepunkt soll eine Transportleitung vom Betreiber der Nutzwasser-Aufbereitungsanlage erstellt und betrieben werden.

Innerhalb des Gebiets der Gemeinde Gochsheim würde im Falle der Grundwasseranreicherung die Abgabe über die vorhandene Infrastruktur der Landwirte zur Wasserentnahme und Verteilung weiter genutzt werden, wodurch kurzfristig Investitionskosten eingespart würden. Im Falle der alternativen, direkten Nutzung ohne Grundwasseranreicherung müsste eine neue Infrastruktur (Leitungen und ggf. Speicher) erstellt werden.

Das Geschäfts- bzw. Organisationsmodell für die landwirtschaftliche Bewässerung würde in beiden Fällen also die bedarfsgerechte Verteilung des Nutzwassers innerhalb der Gemeinde Gochsheim umfassen. Die Bereitstellung des Nutzwasser bis zur Übergestelle erfolgt durch den Vorlieferanten auf vertraglicher Basis. Hinzu kommt ggf. noch ein cloudbasiertes, automatisiertes Steuerungssystem für die Bedarfsermittlung, Anforderung und Verteilung von Nutzwasser.

Aktuell erfolgt die Entnahme von Grundwasser zur landwirtschaftlichen Bewässerung durch die Landwirte unentgeltlich über eigene Brunnen, teils werden auch Speichereinrichtungen genutzt. Die Landwirte sind in der Beregnungsgemeinschaft Gochsheim organisiert, dessen Aufgabe sich im Großen und Ganzen auf die gemeinsame Beantragung der Entnahmerechte für die Grundwasserförderung für die landwirtschaftliche Bewässerung beschränkt. Weitere Aufgaben werden nicht übernommen.

Sollte zukünftig das für die Bewässerung verwendete Grundwasser durch Nutzwasser ergänzt oder substituiert werden, kämen neue Aufgaben hinzu, für die ein passendes Geschäfts- bzw. Organisationsmodell gefunden werden muss.

Betrieb durch einen Bewässerungsverein oder eine -genossenschaft

Bei der aktuell bestehenden Beregnungsgemeinschaft Gochsheim handelt es sich formell nicht um einen eingetragenen Verein, sondern um eine Interessensvertretung für die Landwirte, welche Daten übermittelt, und das Wasserrecht gebündelt beantragt, was den Prozess und Aufwand für den Einzelnen verringert.

Eine Option wäre, dass sich die Beregnungsgemeinschaft zu einem Verein oder zu einer Genossenschaft mit entsprechender Satzung entwickelt und seinen Aufgabenumfang erweitert. Wie weit, würde von der Ausgestaltung der Nutzwasser-Verwendung abhängen. Im Falle der Nutzwasserverwendung mittels Grundwasseranreicherung würde dies mindestens die Abrechnung (auf Basis entnommener Mengen) mit dem Vorlieferanten und den Wasser-Nutzern auf Seiten der Landwirte umfassen. Würde das Nutzwasser hingegen gespeichert und innerhalb Gochsheims direkt verteilt, würde auch die Planung, der Bau sowie Betrieb und Instandhaltung der dazugehörigen Infrastruktur dazukommen. Bei einem Verein handelt es sich um einen auf Dauer angelegten, freiwilligen Zusammenschluss von Personen, der unter einem einheitlichen Namen einen gemeinsamen Zweck verfolgt, körperschaftlich organisiert und unabhängig vom Wechsel der Mitglieder ist [104]. Die Genossenschaft ist gemäß §1 Abs. 1 des Genossenschaftsgesetzes (GenG) eine Gesellschaft von nicht geschlossener Mitgliederzahl (mindestens drei), deren Zweck darauf gerichtet ist, den Erwerb oder die Wirtschaft ihrer Mitglieder durch gemeinschaftlichen Geschäftsbetrieb zu fördern. Jedes Genossenschaftsmitglied zeichnet einen oder mehrere Geschäftsanteile, deren Höhe in der Satzung festgelegt ist, und zahlt die entsprechende Summe ein.

Ob Bewässerungsverein oder -genossenschaft: In beiden Fällen würde es sich um einen körperschaftlich organisierten Zusammenschluss der Landwirte handeln, mit dem Ziel, gemeinsam (kosten-günstige) Entnahme- und Verteilersystem für Nutzwasser aufzubauen und betriebsfähig zu erhalten. Oder ganz allgemein ausgedrückt

geht es um die Verwirklichung eines gemeinsamen Zweckes auf Basis einer Satzung, wobei grundsätzlich gleiche Rechte und Pflichten für jedes Mitglied gelten.

Betrieb durch einen Wasser- und Bodenverband

Bei Wasser- und Bodenverbänden in Deutschland, von denen mehrere tausend existieren, handelt es sich um Organisationen, die im öffentlichen Interesse und zum Nutzen ihrer Mitglieder Aufgaben der Wasser- und Bodenbewirtschaftung wahrnehmen. Ihre Rechtsgrundlage haben sie im Wasserverbandsgesetz (WVG) des Bundes sowie den entsprechenden Ausführungsgesetzen der Bundesländer.

Nach §2 WVG zählt zu den zulässigen Aufgaben (Bundesministerium der Justiz, 2024) unter anderem

- 7. Herstellung, Beschaffung, Betrieb, Unterhaltung und Beseitigung von Beregnungsanlagen sowie von Anlagen zur Be- und Entwässerung,
- 8. technische Maßnahmen zur Bewirtschaftung des Grundwassers und der oberirdischen Gewässer,
- 11. Beschaffung und Bereitstellung von Wasser,
- 13. Förderung der Zusammenarbeit zwischen Landwirtschaft und Wasserwirtschaft und Fortentwicklung von Gewässer-, Boden- und Naturschutz,

Prinzipiell handelt es ich bei dieser Art des Organisationstyps um ein bewährtes Modell für die Beregnung bzw. Bewässerung landwirtschaftlich bzw. erwerbsgärtnerisch genutzter Flächen. Als Beispiel zu nennen wären in Bayern der Beregnungsverband Bamberg-Nord/Hallstadt, der Beregnungsverband Sommerach, der Beregnungsverband Sommerhausen oder der Wasserverband Knoblauchsland. Auch in Hessen sind Beregnungsverbände weit verbreitet, hier zum Beispiel der Beregnungswasserverband Hessisches Ried, der BBV Griesheim oder der BBV Dornheim.

Verbandsmitglieder sind in erster Linie die jeweiligen Eigentümer von Grundstücken und Anlagen, prinzipiell denkbar wäre aber auch die Mitgliedschaft der Stadtentwässerung Schweinfurt als Körperschaft des öffentlichen Rechts als Abwasserentsorger und Aufbereiter und Lieferant von Nutzwasser (Bundesministerium der Justiz, 2024). Im Rahmen der HypoWave-Fallstudie „Weitergehend aufbereitetes kommunales Abwasser als alternative Wasserressource im Hessischen Ried“ wurde diese Option als vorteilhaft hervorgehoben [99].

Im Hinblick auf die Nutzwasserverteilung zur landwirtschaftlichen Bewässerung könnten theoretisch verschiedenen Aufgaben von einem Verband übernommen werden: von der Verwaltung der Wasserrechte über die Organisation, Bau und den Unterhalt der Brunnen bis hin zur Verfügungsstellung eines Gesamtsystem.

Als eine Hürde steht dem jedoch das Bayerische Gesetz zur Ausführung des Wasserverbandsgesetzes (BayAGWVG) vom 10. August 1994 entgegen. Demnach ist eine Erweiterung der Aufgaben der bestehenden oder die Neugründung von Wasser- und Bodenverbänden nach dem BayAGWVG ausgeschlossen [105]. Ausnahmen stellen hier nur die Beschaffung und Bereitstellung von Betriebswasser aus Oberflächengewässern und aus Uferfiltrat für Zwecke der Land- und Forstwirtschaft sowie des Gartenbaus dar, was aber auf Nutzwasser nicht zutrifft.

Ob das Gesetz in dieser Form in Zeiten des Klimawandels und einer damit zunehmenden Wasserknappheit in Trockenperioden weiter Bestand hat oder ob es gegebenenfalls weiter aufgeweicht wird, ließ sich während der Projektlaufzeit nicht abschließend klären. Es erscheint aber eher wahrscheinlich, dass zukünftig auch die Neugründung von Wasser- und Bodenverbänden zum Zwecke der landwirtschaftlichen Bewässerung aus aufbereitetem Abwasser zulässig sein wird.

Dabei wird es aber sehr voraussichtlich davon abhängen, wie die Nutzwasser-Verwendung konkret umgesetzt wird. Im Falle, dass mit dem Nutzwasser eine künstliche Grundwasseranreicherung stattfindet, könnte dadurch möglicherweise eine Verschlechterung des Grundwassers hervorgerufen werden. Dies stellt eine rechtliche Hürde dar, da eine Grundwasserverschlechterung auf jeden Fall ausgeschlossen werden muss (Verschlechterungsverbot). An anderer Stelle gab es bereits Gerichtsprozesse, die sich genau mit diesem Thema bzw. dieser Grundsatzentscheidung befassen. Eine Verschlechterung ist demnach nicht genau nachweisbar, jedoch auch nicht auszuschließen. Somit besteht das Risiko, dass jeder die Qualität anzweifeln und klagen kann. Die Einhaltung von Geringfügigkeitsschwellwerten und die Gewährleistung einer kontinuierlichen sehr hohen Qualität erscheint zwar machbar, stellt aber dennoch eine große Hürde dar. Zur Erbringung des Nachweises würde eine Pilotanlage der Rigolen benötigt. Vorher wäre eine Implementierung in Gochsheim mit Risiken behaftet.

Sollte eine direkte Verwendung des Nutzwassers zur Bewässerung über ein Leitungs-/Speichersystem angestrebt werden, wäre die Gründung eines Verbands nach Einschätzung der Projektpartner von der Bayerischen Landesanstalt für Weinbau und Gartenbau (LWG) und Regierung von Unterfranken wahrscheinlich einfacher umsetzbar.

Betrieb durch Gemeinde Gochsheim

Eine weitere Option besteht darin, dass die Gemeinde Gochsheim als Dienstleister sich für die Übernahme des Nutzwassers von der Stadtentwässerung Schweinfurt und Abrechnung mit Landwirten verantwortlich zeichnet. Sollte neue Infrastruktur erforderlich werden, könnte die Gemeinde auch die Planung, den Bau sowie Betrieb und Instandhaltung einschließlich der Finanzierung übernehmen.

Die Kommunen kann diese Aufgaben nicht nur durch ihre eigentliche Verwaltung erfüllen, sondern sich hierzu auch besonderer Rechtsformen bzw. Unternehmen bedienen. Eine solche Ausgliederung aus der Kernverwaltung kann im Zusammenhang mit neuen Wettbewerbs- und Marktentwicklungen stehen, aber auch mit dem Bestreben, einzelnen Bereichen eine größere Selbständigkeit zu geben. Die Kommunalgesetze kennen folgende Unternehmensformen, hierzu zählt neben dem Kommunalunternehmen (AöR)und Unternehmen in der Rechtsform des Privatrechts (GmbH oder AG) vor allem auch der Eigenbetrieb (ein Sondervermögen mit eigener Wirtschaftsführung, aber ohne eigene Rechtspersönlichkeit, das außerhalb der allgemeinen Verwaltung durch besondere Organe - Werkausschuss und Werkleitung - geführt wird) [106].

Wichtigste Zulässigkeitsvoraussetzung ist, dass das Unternehmen, das die Kommune errichten, übernehmen oder wesentlich erweitern will, durch einen öffentlichen Zweck erfordert wird. Ein öffentlicher Zweck trägt z. B. die gemeindliche Strom-, Gas- und Wasserversorgung oder die kommunalen Verkehrsbetriebe. Zudem muss das Unternehmen nach Art und Umfang in einem angemessenen Verhältnis zur Leistungsfähigkeit der Gemeinde und zum voraussichtlichen Bedarf stehen.

Einschränkend muss gesagt werden, dass der Eigenbetrieb in der Regel nicht außerhalb kommunaler Grenzen tätig werden darf. Eine Gebietsüberschreitung muss durch öffentlichen Zweck gerechtfertigt werden und es darf das kommunale Selbstverwaltungsrecht anderer Gemeinden nicht beeinträchtigt werden (Scharpf, 2005). Hingegen könnte der Eigenbetrieb wiederum Mitglied innerhalb eines Verbands werden.

Betrieb durch Dienstleister / Betreibermodell

Im Falle fehlender Finanzierungsmöglichkeiten durch die Gemeinde oder die landwirtschaftlichen Nutzer würde der Bau und der Betrieb der Nutzwasserverteilung durch einen externen Betreiber eine weitere Option darstellen. Da ein Betreiber darauf angewiesen ist, eine Rendite zu erwirtschaften, wird die Suche nach einem passenden Dienstleister schwierig, da gegebenenfalls erst mittel- bis langfristig ein Gewinn erzielt werden kann und vorher der kostendeckende Betrieb angestrebt wird. Eine Variante stellt das Contracting dar. Ein privater Contractor übernimmt hier alle Investitionen sowie Aufgaben und refinanziert sich aus den Beiträgen (ggf. Einsparungen) des Nutzers.

Finanzierung der Nutzwasser-Anwendung zur landwirtschaftlichen Bewässerung

Hinsichtlich der Finanzierung muss zwischen den beiden Bewässerungs-Varianten unterschieden werden. Für den Fall der indirekten Nutzung über die Grundwasseranreicherung würden die notwendigen Investitionen kurzfristig deutlich geringer ausfallen, da zunächst keine neuen Leitungen erforderlich würden, sondern die bestehende Infrastruktur in Form von Brunnen und Leitungen weitergenutzt werden könnte. Sollte das Nutzwasser direkt verteilt werden, müsste hierfür ein neues Verteilnetz und Speicher entstehen. Unabhängig von der Art der Nutzung, ist die Verwendung kleiner Speicher ohnehin sinnvoll, da es das Verteilmanagement erleichtert und es ermöglicht, Peaks und Lücken im Bedarf besser abpuffern zu können (Winker, 2024).

Es ist fraglich, ob die landwirtschaftlichen Nutzer einzeln oder innerhalb eines Bewässerungsvereins diese Investition tragen könnten. Wahrscheinlicher wäre es, dass hier die Kommune oder ein zu gründender Wasserverband über zinsgünstige Kredite die Investition fremdfinanzieren. Neben vorhandenen finanziellen Mitteln sind für Wasserwiederverwendungsprojekte insbesondere auch Bankkredite und Kredite/Zuschüsse von Förderinstitutionen (zum Beispiel Entwicklungsbanken) relevant. Zum Beispiel fördert das Bayerische Staatsministerium für Umwelt und Verbraucherschutz wasserwirtschaftliche Vorhaben, auch mit dem Fokus landwirtschaftliche Bewässerung (STMUV, 2024). Zuwendungsempfänger sind Gebietskörperschaften (auch Eigenbetriebe) sowie öffentlich-rechtliche Zusammenschlüsse von Gebietskörperschaften, wozu auch der Wasser- und Bodenverband zählt. Auch können Bewässerungsverbände und deren Mitglieder bei Investitionen in die Bewässerungslandwirtschaft von der gemeinsamen Agrarstrukturförderung der EU, des Bundes und des Landes im Rahmen des Europäischen Landwirtschaftsfonds für die Entwicklung des ländlichen Raums profitieren [99].

Ertragsmodell

Die Nutzer zahlen für die bezogene Menge an Nutzwasser einen vereinbarten Preis je m³, Voraussetzung wäre das Vorhandensein entsprechender Zähler. Alternativ könnte für die Bereitstellung des Nutzwassers ein pauschaler Preis vereinbart werden.

Bislang erfolgt eine kostenlose Grundwasserentnahme durch Landwirte und Gartenbaubetriebe über 36 eigene Brunnen und Leitungs-/Speichersysteme, ggf. ergänzt durch Trinkwasser. Für die jeweiligen Entnahmemengen sind Entnahmerechte zu beantragen, was bisher gebündelt über die Beregnungsgemeinschaft erfolgt. Allerdings zeichnet sich ein Zukunftsszenario ab, welches diese Praxis erschweren oder sogar gefährden kann, da dann nur noch weniger Grundwasser zur Verfügung steht und ein zunehmender Handlungsdruck besteht.

Hier bietet sich die Substitution durch Nutzwasser an, die prognostizierte benötigte saisonale Menge läge bei etwa 100.000 m³. Ohne eine neu zu errichtende Verteilinfrastruktur innerhalb Gochsheims wären in die Preiskalkulation zumindest die benötigte Druckleitung und Pumpstation nach Gochsheim und ein Rigolensystem zur Versickerung zu berücksichtigen. Die Investitionskosten lägen hier bei knapp 1,5 Millionen

Euro, jährliche Betriebskosten bei ca. etwa 50.000 EUR. Bei einer angenommenen Zahlungsbereitschaft in Höhe von 0,50 EUR je m³[15] würden somit lediglich die Betriebskosten gedeckt. Weitere Erlösquellen oder eine höhere Abnahmemenge wären somit erforderlich.

Anreizmodell

Ausgehend von der aktuellen Praxis, dass die Landwirte über eigene Brunnen Grundwasser für die Bewässerung entnehmen, ohne dafür ein Entgelt zu entrichten, besteht zunächst kein Anreiz zur entgeltlichen Verwendung von Nutzwasser.

Dieser könnte jedoch vorliegen, wenn die Grundwasserentnahme nicht mehr in gleichen Umfang erfolgen könnte. Laut den hydrologischen Untersuchungen kommt es in Trockenperioden bei intensiver Bewässerung bereits jetzt zu einem temporären signifikanten Abfall des Grundwasserspiegels. Bei zukünftig zu erwartenden Klimaszenarien mit einer Häufung von Perioden ohne nennenswerte Niederschläge besteht hier ein zunehmender Handlungsdruck. Denkbar ist auch, dass bestehende Wasserrechte unter bestimmten Rahmenbedingungen möglicherweise nicht oder nicht im selben Umfang verlängert werden.

Nutzwasser würde den Landwirten so eine zuverlässige, dauerhaft zur Verfügung stehende Ressource für die Bewässerung und so zusätzlich Sicherheit bieten. Die dafür notwendigen Investitionen sowie laufenden Kosten für den Bezug des Nutzwassers und die Verteilung müssten jedoch von den Landwirten bzw. dem Betreiber der Verteilungsanlagen getragen werden. Mittel-bis langfristig erscheint dies aber günstiger als die Substitution durch Trinkwasser mit einem aktuellen Preis von 2,25 EUR/m³ [107]

Eine separate Distribution von Nutzwasser über ein neu erstellendes Leitungs- und Speichersystem anstatt einer Grundwasseranreicherung lohnt sich für die Landwirte im Fall, wenn Wasser ein begrenzter Faktor wird. Unter diesen Umständen wären sie dann bereit, für eine teurere Alternative zu zahlen. Die laut Koalitionsvereinbarung geplante Einführung eines Wasserentnahmeentgelts („Wassercent“) in Bayern würde einen zusätzlichen Anreiz darstellen, dieses ist aber noch nicht sicher erwartbar und würde sich auch nur im niedrigen Cent-Bereich bewegen (ZfK, 2024).

Es gilt es zu überlegen, was aus Sicht der Landwirte die kostengünstigere Variante darstellt. Kurzfristig erscheint die Grundwasseranreicherung über Rigolen günstiger, da so die bestehende Infrastruktur genutzt werden kann. Mittel- bis langfristig könnte der Aufbau eines Nutzwasser-Verteilungsnetzes die kostengünstigere Alternative darstellen, da so eigene Brunnen nicht mehr betrieben werden müssen und stattdessen das Wasser für die Bewässerung einfach über einen Wasserhahn entnommen werden kann. Ein einheitliches Vorgehen wäre allerdings zwingend Voraussetzung. Solange eine kostenlose Entnahme des Grundwassers möglich ist, wäre wahrscheinlich niemand bereit, für das Nutzwasser etwas zu zahlen, außer dass es für die zusätzliche Absicherung dient. Eine verpflichtende Zahlung für die Nutzung wäre auf jeden Fall zu prüfen.

Auch für das mögliches Geschäftsmodell der landwirtschaftlichen Bewässerung mit Nutzwasser erfolgt die Visualisierung mittels Business Model Canvas, siehe Abbildung 121.

[15] Bei einem Stakeholderworkshop im Vorgängerprojekt wurde dieser Betrag als „maximale Zahlungsbereitschaft“ durch einen Vertreter der Landwirte kommuniziert. Wahrscheinlich liegt die Zahlungsbereitschaft aber noch niedriger. Im Wasserverband Knoblauchsland liegt der Preis für Bewässerungswasser bei 0,33 EUR/m³, was als Indikator herangezogen werden könnte.

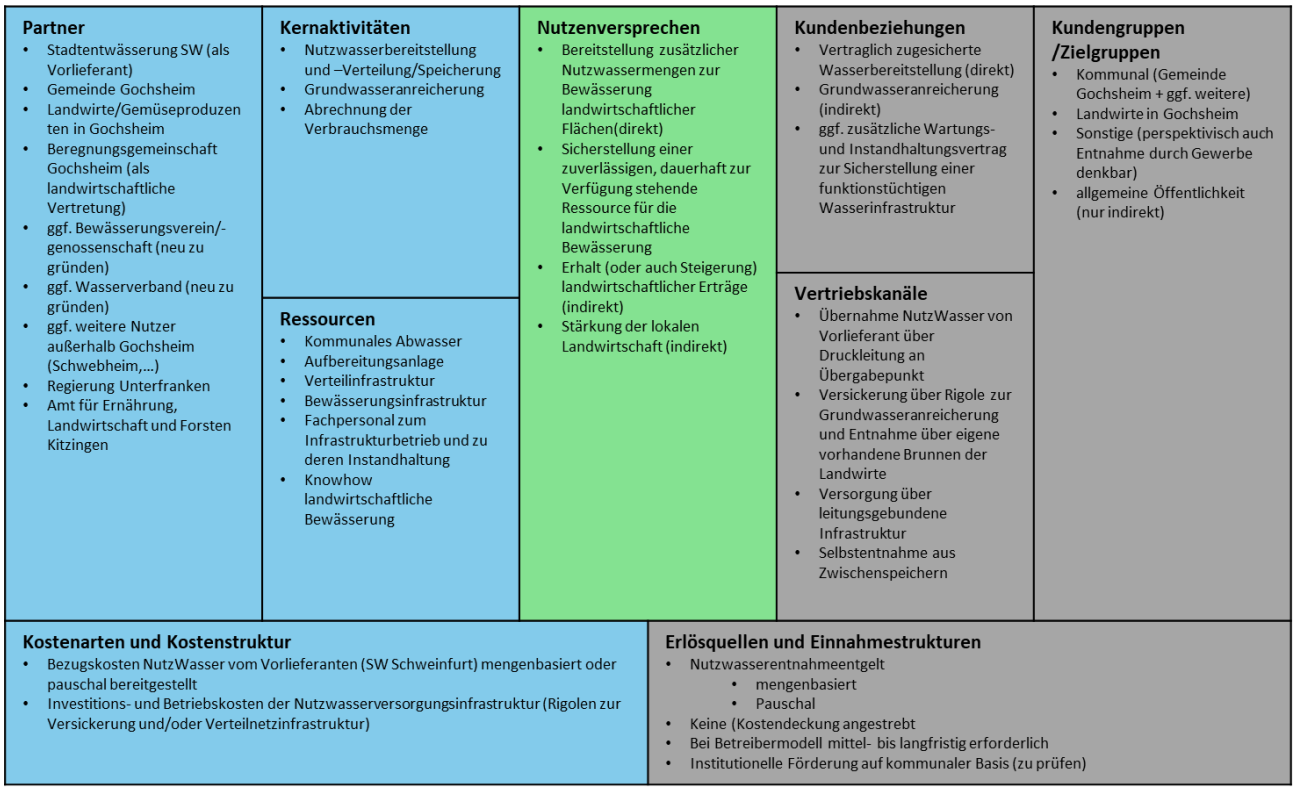


Abbildung 116: Business Model Canvas - Teilsystem 2: landwirtschaftliche Bewässerung

9.4 Empfehlungen für die Praxis und Forschungsbedarf

Praxis:

- Nutzwassergewinnung und -bereitstellung für Schweinfurt und Gochsheim sind unter bestimmten Voraussetzungen umweltökonomisch sinnvoll, da alle betrachteten Varianten ("niedrigste Kosten", "höchster Nutzen" und "Einzelbetrachtung Schweinfurt") ein positives Nutzen-Kosten-Verhältnis haben
- Entscheidung zwischen den Varianten, z. B. bezüglich Größe der Nutzwasseraufbereitung ist strategisch. Dimensionierung mit 200.000 m³/a entspricht ermittelter Wasserprognose, jedoch liegt der kostendeckende Preis über dem Trinkwasserpreis (Stand 2024).
- Bei größerer Dimensionierung (1.790.000 m³/a) und entsprechender Steigerung der Absatzmenge können durch Skaleneffekte kostendeckende Preise in Höhe von ca. 0,38 – 0,52 €/m³ erreicht werden, dadurch kann der Trinkwasserpreis in Schweinfurt (Stand 2024) stark unterschritten werden.[16]
- Stufenweiser Ausbau der Nutzwasseraufbereitung entsprechend der Steigerung der Absatzmenge mit dem Ziel von 1.790.000 m³/a erscheint sinnvoll.
- Identifizierung und frühzeitige sowie kontinuierliche Einbindung aller relevanten Stakeholder bzw. Nutznießer (Abwasserentsorger, Wasserversorger, Kommune, industrielle und gewerbliche Nutzer, Bevölkerung/private Wasserverwender, Betreiber von Grünanlagen und Sportstätten...).
- Sicherstellung einer nachhaltigen Finanzierung, kurzfristig Kostendeckung ausreichend, mittel- bis langfristig Realisierung von Gewinnen für eine nachhaltige Entwicklung mit Ausbaupotenzial notwendig, um Nutzwasser als Alternative zum Trinkwasser weiter voranzutreiben.
- Prüfung der Möglichkeit der Inanspruchnahme öffentlicher Fördermittel oder Zuschüssen von Förderinstitutionen (für Umweltprojekte oder nachhaltige Initiativen), die neben vorhandenen finanziellen Mitteln unterstützend eingesetzt werden können.
- Entwicklung (nicht ausschließlich ökonomischer) Anreizsysteme zur Verwendung von Nutzwasser als Alternative oder Ergänzung zum Trinkwasser.
- Überprüfung der rechtlichen Umsetzbarkeit des präferierten Organisationsmodells und der Möglichkeiten zur Kostenumlage auf Wasserentgelt und/oder Abwassergebühr.
- Gewähltes Organisations- oder Geschäftsmodell ist gegebenenfalls anzupassen, um einen nachhaltigen und koordinierten Betrieb der entsprechenden Anlagen zu gewährleisten, insbesondere im Kontext regionaler, logistischer, institutioneller und rechtlicher Rahmenbedingungen

Forschungsbedarf:

- Erweiterung der Kosten- und Nutzenseite um weitere Dimensionierungen der Nutzwasseraufbereitung, um eine detailliertere umweltökonomische Betrachtung von stufenweisen Ausbauszenarien und deren Kosten-Nutzen-Verhältnissen zu ermöglichen.
- Fortführung des Ansatzes zur Entwicklung eines nachhaltigen Geschäfts- und Tarifmodells für Nutzwasser, das verstärkt auf dem Ökosystemleistungs-Ansatz basiert und das Ziel verfolgt, ökologische mit gesellschaftlich-ökonomischen Systemen zu verknüpfen.

- Entwicklung effektiver Kommunikationsmethoden zur Darstellung der Nachhaltigkeit und des Nutzens von Wasserwiederverwendungsmaßnahmen.

10 Risikokommunikation und Öffentlichkeitsarbeit

10.1 Interaktive Kommunikationsstrategien

Mit der Einführung eines Systems zur Wasserwiederverwendung bedarf es neben gesetzlichen Rahmenbedingungen zur weitergehenden Aufbereitung und daraus resultierenden technischen Anforderungen an die Reinigungsstufen zur Sicherstellung adäquater Wasserqualitäten auch der Akzeptanz der Öffentlichkeit. Sowohl gegenüber direkten Anwendern (Kommunen, Landwirte, Vereine, ...) als auch indirekten Anwendern (Bürgerinnen und Bürgern, Lebensmittelbetrieben, ...) soll die Akzeptanz zur Anwendung aufbereiteten Abwassers innerhalb des Forschungsvorhabens gesteigert werden. Zur Erreichung dieses Ziels, sind potenzielle Bedenken ernst genommen und weitestgehend ausgeräumt worden. Die Aufklärung und Einbindung unterschiedlicher Akteure war ein wesentlicher Teilaspekt dieses Vorhabems und ermöglichte die Kommunikation von Chancen und Risiken eines Wasserwiederverwendungssystems. Das im Jahr 2021 errichtete Demonstrationsgelände des Forschungsvorhabens eignete sich mit seinen abwechslungsreich gestalteten Stationen optimal, um den Stakeholdern die Theorie und die Praxis der Wasserwiederverwendung aus kommunalem Kläranlagenablauf näherzubringen.



Abbildung 117: Luftbild von den Multibarrieren Behandlungssystem des Nutzwassers, Gewächshaus und Besucherpavillon, Stadtentwässerung Schweinfurt (Bild vom Stefan Rose)

Der auf dem Projektgelände etablierte Rundgang begann mit einem Imagefilm über das Projektvorhaben, der im Nutzwasserpavillon abgespielt wurde. Dieser stellte sich als ein idealer Einstieg in die Forschungsthematik heraus. Die Schilderung der prekären Wassersituation in der Region Unterfranken, das Aufzeigen wachsender Nutzungskonflikte und potenzieller Lösungsansätze sowie verfolgter Projektziele vermittelten dem Besucher

schlüssig die Chancen, die mit dem System einer Wasserwiederverwendung einhergehen können, sofern die damit verbundenen Risiken innerhalb eines Risikomanagementplan adressiert und beherrschbar sind. Eine weitere Videosequenz erläuterte die geplante Errichtung einer Infrastruktur für den Transport und die Speicherung des Nutzwassers während eines Drohnenflugs über das Stadtgebiet der Stadt Schweinfurt. In Ergänzung zu den Filmbeiträgen, konnten einzelne Forschungsthemen aufgegriffen und anhand umfassender Präsentationsfolien und Informationsposter im Nutzwasserpavillon vertieft werden.



Abbildung 118: Besucherpavillon des Projekt Nutzwassers

Zur Visualisierung der verschiedenen Wasserqualitäten des Kläranlagenablaufs, des Fließgewässers sowie der aufbereiteten Wasserqualitäten wurde im Juli 2022 eine Entnahmestation inklusive Standzylindern errichtet. Die Station ermöglichte es den Besuchern einen ersten optischen Eindruck über die aufbereiteten Wasserqualitäten zu gewinnen. Dass die Qualität des Wassers sich nicht ausschließlich an optischen Kriterien ausmachen lässt, konnte durch den Einsatz unterschiedlicher Aufbereitungstechnologien und daraus resultierender Ergebnisse vor Ort vermittelt werden.



Abbildung 119: Visualisierung der verschiedenen Wasserqualitäten des Kläranlagenablaufs, des Fließgewässers (Fluss Main) sowie der aufbereiteten Wasserqualitäten (EU-min und Nutzwasser)

Die im Anschluss besichtigten Aufbereitungsstufen (Ultrafiltration, Ozonierung, BAK-Filter und UV-Desinfektion) wurden den Besuchern im Detail vorgestellt. An jeder der Aufbereitungsstufen informierten zusätzliche Plakate über die technischen Daten, die Funktionsweise sowie der Eliminationsziele und gaben Einblicke in die zwischenzeitlich erzielten Ergebnisse des Forschungsvorhabens. Neben Fragen, die bereits im Nutzwasserpavillon aufkamen, ermöglichte die anschließende Begehung der technischen Anlagen den weiteren intensiven Austausch zum Nutzwasserprojekt. In gemeinsamen Gesprächen konnten auf diesem Wege die Vor- und Nachteile einzelner Behandlungsstufen sowie die eines gesamtheitlichen Wasserwiederverwendungssystems mit dem Ziel der Akzeptanzsteigerung für Nutzwasseranwendungen diskutiert werden. Der extensive und praxisnahe Einsatz der Wasserqualitäten im Gewächshaus und auf der Freifläche sowie die aus den Untersuchungen erhaltene Daten spielten dabei eine entscheidende Rolle.

Im Laufe des Forschungsvorhabens fanden auf dem Nutzwasserprojektgelände über 75 Veranstaltungen statt. Neben zahlreichen fachlichen Veranstaltungen (DWA-Fachtagungen, Tagungen und Exkursionen der Wasserwirtschaftsämter, Klärwerknachbarschaften, ALB-Bewässerungsforum) gab es auch internationale Besuchergruppen (Klimapartnerschaft Bolivien, VSCHT Prag, Waterman-Projekt, Delegation Zentralasien, University of Cape Town, South Africa) sowie private Vereine und Gruppen, die sich für die Thematik der Wasserwiederverwendung im Rahmen der Klimafolgenanpassung interessierten. Aufgrund der Diversität der Besuchergruppen und den unterschiedlichen Wissensständen in den Bereichen Abwasserreinigung und Wasseraufbereitung wurden die Projektvorstellungen des Nutzwasservorhabens an die jeweilige Veranstaltung angepasst.

Im Folgenden wird auf eine Auswahl der absolvierten Veranstaltungen eingegangen, mit denen auf das Thema Wasserwiederverwendung aufmerksam gemacht und die alternative Wasserressource Nutzwasser beworben werden konnte. Am Weltwassertag, den 22. März 2023, widmete die Stadtentwässerung Schweinfurt einen ganzen Tag dem Forschungsvorhaben Nutzwasser. Im Januar zuvor wurde die breite Öffentlichkeit durch einen Zeitungsbericht in der regionalen „Mainpost“ zu der ganztägigen Veranstaltung auf dem Schweinfurter Klärwerk eingeladen. Vier Rundgänge in einem zeitlichen Abstand von zwei Stunden lockten über den

Veranstaltungstag verteilt 80 Interessenten auf das Projektgelände. Die ausgiebigen Führungen erlaubten zwischen den einzelnen Stationen des Rundgangs die Interaktion mit der Gruppe und dadurch die ausführliche Beantwortung von Zwischenfragen, die sich u.a. auf die spezifischen Aufbereitungsschritte als auch auf die zukünftige Umsetzung eines Verteilungssystems bezogen. Im Anschluss an die Führungen sorgte das Team der Stadtentwässerung Schweinfurt für die Verpflegung der Teilnehmer und lud zu weiteren angeregten Gesprächen rund um die Themen der Abwasserreinigung und Wasserwiederverwendung ein. Die Veranstaltung war ein voller Erfolg für die regionale Präsenz des Nutzwasserprojekts und fand großen Anklang bei den Besuchern.

Regelmäßige Exkursionen und Veranstaltungen des Wasserwirtschaftsamtes ermöglichten den fortwährenden Austausch mit der unteren Wasserbehörde. Den Referendaren der bayrischen Wasserwirtschaft ist es aufgrund der jährlichen Exkursion möglich gewesen, sich frühzeitig einen Einblick in die Thematik der Wasserwiederverwendung und den dazugehörigen Rahmenbedingungen zu verschaffen. Über die Projektlaufzeit waren verschiedene Fachbereiche der Wasserwirtschaftsämter sowie die Abteilungsleiter bayrischer Wasserwirtschaftsämter zur Besichtigung und anschließenden Tagung auf dem Klärwerk Schweinfurt vertreten. In fachlichen Diskussionen wurde sich über die Effizienz einzelner Aufbereitungsstufen, die relevanten im Abwasser befindlichen Kontaminanten sowie den gesetzlichen Voraussetzungen für die Etablierung eines Wasserwiederverwendungssystems ausgetauscht. Bezüglich der hygienischen Aspekte (mikrobiologische Wasserqualität) und Auswirkungen umweltrelevanter chemischer Restkontaminanten auf die Schutzgüter wurde darüber hinaus der Dialog mit dem Bauverwaltungs- und Umweltamt der Stadt Schweinfurt und dem Gesundheitsamt gesucht, um Bedenken und potenzielle Risiken in der praktischen Umsetzung aufzunehmen und entsprechende Lösungsalternativen erörtern. Im Dialog mit dem Umweltamt der Stadt Schweinfurt ist das Nutzwassersystem mit seinen Systemgrenzen anhand eines Leitfadens skizziert worden. Der Leitfaden beinhaltete neben der Beschreibung des Systems innerhalb seiner Grenzen auch grenzüberschreitende Randbedingungen, die für die Umsetzung eines Wasserwiederverwendungssystems eine zentrale Rolle spielen. Das Einzugsgebiet der Kläranlage prägt die Charakteristik der Wasserqualität im Kläranlagenzulauf und wirkt sich demnach auf die Behandlungsverfahren und Nutzwasserqualität aus. Das Umweltamt ist auf diesem Wege frühzeitig in die Planungen einbezogen und mit Informationen versorgt worden, um den zukünftigen Prozess zum Erhalt einer wasserrechtlichen Genehmigung zu beschleunigen. Dem Gesundheitsamt wurde das Projektvorhaben in einem gemeinsamen Termin detailliert vorgestellt. Das Potenzial der Wasserwiederverwendung und der Einsatz für die Bewässerung des Stadtgrüns fand positiven Anklang bei der Gesundheitsbehörde. Das Konzept des Multibarrierensystems überzeugte die Mitarbeiter der kommunalen Behörde, die die Realisierung einer alternativen Wasserressource und der Etablierung eines Risikomanagementplans unterstützen würden. Der zukünftige Austausch soll vor allem im Hinblick auf die Veröffentlichung nationaler Regelwerke und Gesetzgebungen aufrechterhalten werden. Auf Anfrage des Gesundheitsamts wurde das Nutzwasservorhaben zusätzlich an der Tagung der Hygieneinspektoren (Region Unterfranken) vorgestellt und infolgedessen auf die zeitnahe Erscheinung des Gelbdrucks für das DWA-Merkblatt M-1200 hingewiesen.

Weitere Fachtagungen wie die des Koordinationskreises „Wasserwiederverwendung“ des Verbands figawa konnten auf dem Projektgelände vor Ort abgehalten werden. Der Aufenthalt ermöglichte den Einblick in die praktische Umsetzung einer Wasserwiederverwendung, während eines internen Austauschs über die Mitgestaltung von Normen, Regelwerken und Gesetzen.

11 Kernempfehlungen

- **Förderung der Wasserwiederverwendung:** Wasserwiederverwendung als alternative Ressource sollte verstärkt gefördert werden, insbesondere in Regionen mit Wasserknappheit.

- **Einhaltung gesetzlicher Anforderungen:** Die Umsetzung der EU-Verordnung 2020/741 zur Wasserwiederverwendung erfordert klare Richtlinien und eine harmonisierte Umsetzung auf nationaler Ebene.

- **Risikomanagement stärken:** Ein umfassender Risikomanagementplan ist essenziell, um Umwelt- und Gesundheitsrisiken zu minimieren und die sichere Nutzung von aufbereitetem Wasser zu gewährleisten.

- **Technologische Weiterentwicklung:** Der Einsatz innovativer Wasseraufbereitungstechnologien wie Membranfiltration, Ozonierung und UV-Desinfektion ist entscheidend für eine sichere Wasserwiederverwendung.

- **Digitalisierung der Bewässerung:** Echtzeit-Sensorik und IoT-Lösungen sollten für eine effiziente Bewässerungssteuerung und Ressourcenbewirtschaftung genutzt werden.

- **Integration in bestehende Infrastrukturen:** Die Wasserwiederverwendung sollte nahtlos in bestehende städtische und landwirtschaftliche Wassernutzungssysteme integriert werden.

- **Wissenschaftliche Begleitung und Monitoring:** Langfristige Studien und Monitoring-Programme sind notwendig, um die Auswirkungen auf Umwelt, Boden und Pflanzen zu bewerten.

- **Öffentlichkeitsarbeit und Akzeptanz:** Eine transparente Kommunikation und Einbindung der Bevölkerung sind entscheidend für den Erfolg von Wasserwiederverwendungsprojekten.

- **Weiterentwicklung von Normen und Standards:** Zusätzliche nationale Richtlinien (z. B. DWA-M 1200) sollten weiterentwickelt werden, um die Wasserwiederverwendung praktikabler zu gestalten.

- **Förderung interdisziplinärer Zusammenarbeit:** Kooperationen zwischen Wissenschaft, Industrie, Behörden und Landwirten sind notwendig, um tragfähige Konzepte zu entwickeln.

12 Anhang

A. Aufgaben der Partner im Verbundvorhaben

Tabelle-A 1: Zusammenfassung der Verantwortlichkeiten der einzelnen Partner

Kapitel	Partner	Aufgaben
1	TUM	Literaturrecherche
2	TUM-RUF-SESW	Risikomanagementplan
3	RUF	Genehmigungsrechtliche Implementierung
4	LWG-LRZ	Digitalisierung, Datenerfassung
5.1 – 5.2	LWG-SESW	Bewässerungsbedarf, Gewächshaus Betreuung
5.3 – 5.4	BGS	Simulation und Grundwassermodele
6	TUM	Wasserqualitätsanforderungen
7	TUM-TZW	Reduktion mikrobiologische und Chemische Kontaminanten
8.1.1	SESW-Coplan-Holinger	Implementierung von Wasserwiederverwendung
8.1.2	SESW-IWW-LWG-TUM	Implementierung urbane Bewässerung
8.2.1	BGS	Implementierung landwirtschaftliche Bewässerung
9.1	SESW-Xylem-TUM	Betriebsflexibilität und Sicherheit
9.2	IWW	Wohlfahrtsökonomische Bewertung
9.3	IWW	Organisation und Geschäftsmodele für die Bewässerung
10	SESW-TUM	Öffentlichkeitsarbeit

B. Pflanzenbauliche Aktivitäten

Tabelle 45: Physikalische Bodeneigenschaften von pflanzenbaulich bewirtschaftetem Boden aus Gochsheim und des Sportplatzes des TV Oberndorf. Legende: T=Ton, fU=Feinschluff, mU=Mittelschluff, gU=Grobschluff, U=Gesamtschluff, fS=Feinsand, mS=Mittelsand, gS=Grobsand, GPV=Gesamtporenvolumen, LK=Luftkapazität, FSD=Festsubstanzdichte, TRD=Trockenraumdichte, TW=Totwasser, FK=Feldkapazität, nFK=Nutzbare Feldkapazität, PL=Pneumatische Leitfähigkeit.

			cm			Masse-%									Vol.%		g/cm³		Vol.%			cm/s
Betrieb	Jahr	Tiefe	Oberkante	Unterkante	Bodenart	T	fU	mU	gU	U	fS	mS	gS	S	GPV	LK	FSD	TRD	TW	FK	nFK	PL
Gochsheim	2021	1	5	10	St3	19,8	5,3	4,5	2,9	12,7	5,6	31,8	30,1	67,5	45,0	20,7	2,6	1,4	12,0	24,3	12,3	0,6
Gochsheim	2021	1	5	10	St3	19,8	5,3	4,5	2,9	12,7	5,6	31,8	30,1	67,5	43,1	18,2	2,6	1,5	12,4	24,9	12,5	1,0
Gochsheim	2021	1	5	10	St3	19,8	5,3	4,5	2,9	12,7	5,6	31,8	30,1	67,5	39,7	13,8	2,6	1,6	13,2	25,9	12,7	0,3
Gochsheim	2021	1	5	10	St3	19,8	5,3	4,5	2,9	12,7	5,6	31,8	30,1	67,5	42,4	17,3	2,6	1,5	12,6	25,1	12,5	1,9
Gochsheim	2021	1	5	10	St3	19,8	5,3	4,5	2,9	12,7	5,6	31,8	30,1	67,5	40,8	14,9	2,6	1,6	12,9	25,9	13,0	0,4
Gochsheim	2021	1	5	10	St3	19,8	5,3	4,5	2,9	12,7	5,6	31,8	30,1	67,5	42,0	16,9	2,6	1,5	12,7	25,1	12,4	0,7
Gochsheim	2021	2	20	25	St3	19,0	4,4	5,0	2,5	11,9	5,7	32,7	30,7	69,2	35,9	11,5	2,6	1,7	12,8	24,4	11,6	55,5
Gochsheim	2021	2	20	25	St3	19,0	4,4	5,0	2,5	11,9	5,7	32,7	30,7	69,2	39,3	14,0	2,6	1,6	12,1	25,3	13,2	0,7
Gochsheim	2021	2	20	25	St3	19,0	4,4	5,0	2,5	11,9	5,7	32,7	30,7	69,2	36,6	10,8	2,6	1,7	12,7	25,9	13,2	2,3
Gochsheim	2021	2	20	25	St3	19,0	4,4	5,0	2,5	11,9	5,7	32,7	30,7	69,2	38,5	13,4	2,6	1,6	12,3	25,2	12,9	6,2
Gochsheim	2021	2	20	25	St3	19,0	4,4	5,0	2,5	11,9	5,7	32,7	30,7	69,2	35,5	9,6	2,6	1,7	12,9	25,9	13,0	0,3
Gochsheim	2021	2	20	25	St3	19,0	4,4	5,0	2,5	11,9	5,7	32,7	30,7	69,2	39,7	14,2	2,6	1,6	12,1	25,5	13,4	1,8
Gochsheim	2021	3	35	40	St3	19,7	5,0	5,2	2,2	12,3	5,9	33,1	28,9	68,0	40,8	13,6	2,6	1,6	12,8	27,2	14,5	55,5
Gochsheim	2021	3	35	40	St3	19,7	5,0	5,2	2,2	12,3	5,9	33,1	28,9	68,0	41,6	14,4	2,6	1,5	12,6	27,2	14,6	11,3
Gochsheim	2021	3	35	40	St3	19,7	5,0	5,2	2,2	12,3	5,9	33,1	28,9	68,0	39,7	11,7	2,6	1,6	13,0	28,0	15,0	2,6
Gochsheim	2021	3	35	40	St3	19,7	5,0	5,2	2,2	12,3	5,9	33,1	28,9	68,0	38,5	11,0	2,6	1,6	13,3	27,6	14,3	1,6
Gochsheim	2021	3	35	40	St3	19,7	5,0	5,2	2,2	12,3	5,9	33,1	28,9	68,0	40,1	12,8	2,6	1,6	12,9	27,3	14,4	1,4
Gochsheim	2021	3	35	40	St3	19,7	5,0	5,2	2,2	12,3	5,9	33,1	28,9	68,0	43,1	15,0	2,6	1,5	12,3	28,1	15,9	10,8
Sportplatz	2021	1	12	17	Ls3	17,6	6,3	10,8	16,2	33,3	8,4	22,6	18,1	49,1	43,8	12,1	2,6	1,5	12,9	31,7	18,8	0,6
Sportplatz	2021	1	12	17	Ls3	17,6	6,3	10,8	16,2	33,3	8,4	22,6	18,1	49,1	44,6	13,5	2,6	1,4	12,7	31,1	18,4	1,2
Sportplatz	2021	1	12	17	Ls3	17,6	6,3	10,8	16,2	33,3	8,4	22,6	18,1	49,1	44,6	12,7	2,6	1,4	12,7	31,9	19,2	0,5

Sportplatz	2021	1	12	17	Ls3	17,6	6,3	10,8	16,2	33,3	8,4	22,6	18,1	49,1	43,4	11,7	2,6	1,5	13,0	31,7	18,7	0,1
Sportplatz	2021	1	12	17	Ls3	17,6	6,3	10,8	16,2	33,3	8,4	22,6	18,1	49,1	45,3	13,8	2,6	1,4	12,6	31,6	19,0	0,5
Sportplatz	2021	1	12	17	Ls3	17,6	6,3	10,8	16,2	33,3	8,4	22,6	18,1	49,1	46,1	14,5	2,6	1,4	12,4	31,7	19,3	0,3

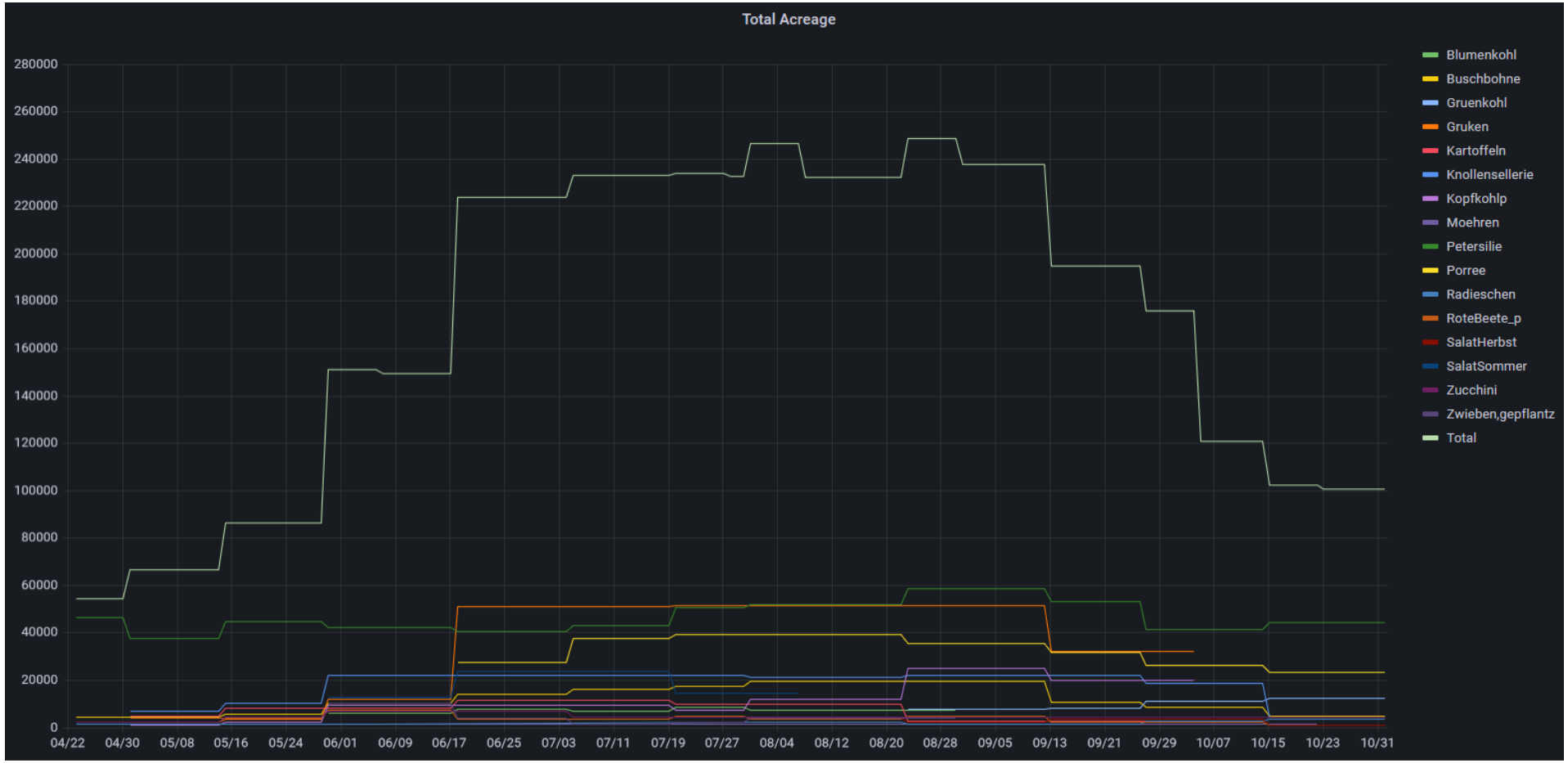


Abbildung 120: Angebaute Kulturen in der Saison 2023 im Untersuchungsgebiet Gochsheim.



Abbildung 121: Volumetrischer Wassergehalt im Sportplatz des TV Oberndorf 2023. Sensor 15 cm (violett), Sensor 25 cm (Grün), Sensor 35 cm (blau

13 Referenzen

[1] The Global Commission on the Economics of Water, “The What, Why and How of the World Water Crisis: Global Commission on the Economics of Water Phase 1 Review and Findings,” pp. 1–96, 2023, [Online]. Available: https://www.clemson.edu/academics/programs/eportfolio/information.html.

[2] IPCC, *Water*, vol. 52, no. C. 2022.

[3] S. Bauer, H. J. Linke, and M. Wagner, “Combining industrial and urban water-reuse concepts for increasing the water resources in water-scarce regions,” *Water Environ. Res.*, vol. 92, no. 7, pp. 1027–1041, 2020, doi: 10.1002/wer.1298.

[4] WWAP, *Wastewater: The untapped resource*. 2017.

[5] United Nations, “Transforming our world: the 2030 Agenda for Sustainable Development,” vol. 16301, no. October, pp. 259–273, 2015, doi: 10.1057/978-1-137-45443-0_24.

[6] M. Helmecke, E. Fries, and C. Schulte, “Regulating water reuse for agricultural irrigation: risks related to organic micro-contaminants,” *Environ. Sci. Eur.*, vol. 32, no. 1, 2020, doi: 10.1186/s12302-019-0283-0.

[7] S. Ahuja, *Water quality worldwide*. 2023.

[8] E. P. Nancy Stoner, Lek Kadeli, “EPA Guidlines for Water Reuse U.S. Environmental Protection Agency,” *Guidel. water reuse*, no. September, p. 643, 2012.

[9] R. Mujeriego and R. Hultquist, “Spanish Regulations for Water Reuse Royal Decree 1620 / 2007 of 7 December,” no. September, p. 31, 2011.

[10] The European Parliament and the Council, “Regulation (EU) 2020/741, Minimum requirements for water reuse,” *Off. J. Eur. Union*, vol. 177/33, no. May 2020, pp. 32–55, 2020.

[11] California State Water Resources Control Board, “California Tittle 22 Social Security Division 4. Environmental Health Chapter 3. Water Recycling Criteria Article 3. Uses of Recycled Water,” pp. 1–99, 2018, [Online]. Available: https://govt.westlaw.com/calregs/Document/IF0BB2B50D4B911DE8879F88E8B0DAAAE?viewType=FullText&originationContext=documenttoc&transitionType=CategoryPageItem&contextData=(sc.Default).

[12] J. A. MacDonald, I. J. Tavarez, and W. A. Mitch, “Oxidation of sulfides following anaerobic municipal wastewater treatment for non-potable reuse applications,” *Environ. Sci. Water Res. Technol.*, vol. 10, no. 7, pp. 1610–1622, 2024, doi: 10.1039/d4ew00012a.

[13] M. Amarasiri, M. Kitajima, T. H. Nguyen, S. Okabe, and D. Sano, “Bacteriophage removal efficiency as a validation and operational monitoring tool for virus reduction in wastewater reclamation: Review,” *Water Res.*, vol. 121, pp. 258–269, 2017, doi: 10.1016/j.watres.2017.05.035.

[14] J. Heffron *et al.*, “Mitigation of viruses of concern and bacteriophage surrogates via common unit processes for water reuse: A meta-analysis,” *Water Res.*, vol. 252, no. February, p. 121242, 2024, doi: 10.1016/j.watres.2024.121242.

[15] N. M. Hull, W. H. Herold, and K. G. Linden, “UV LED water disinfection: Validation and small system demonstration study,” *AWWA Water Sci.*, vol. 1, no. 4, pp. 1–11, 2019, doi: 10.1002/aws2.1148.

[16] C. Stange, J. P. S. Sidhu, S. Toze, and A. Tiehm, “Comparative removal of antibiotic resistance genes during chlorination, ozonation, and UV treatment,” *Int. J. Hyg. Environ. Health*, vol. 222, no. 3, pp. 541–548, 2019, doi: 10.1016/j.ijheh.2019.02.002.

[17] P. Krzeminski *et al.*, “Performance of secondary wastewater treatment methods for the removal of

contaminants of emerging concern implicated in crop uptake and antibiotic resistance spread: A review," *Sci. Total Environ.*, vol. 648, pp. 1052–1081, 2019, doi: 10.1016/j.scitotenv.2018.08.130.

[18] Europäische Union, "VERORDNUNG (EU) 2020/741 DES EUROPÄISCHEN PARLAMENTS UND DES RATES vom 25. Mai 2020 über Mindestanforderungen an die Wasserwiederverwendung," no. April, pp. 32–55, 2020.

[19] A. Watts, "Psychedelics and Religious Experience," vol. 56, no. 1, pp. 74–85, 2014.

[20] J. L. Wright and M. E. Jensen, "Peak Water Requirements of Crops in Southern Idaho.," *ASCE J Irrig Drain Div*, vol. 98, no. IR2, pp. 193–201, 1972, doi: 10.1061/jrcea4.0013020.

[21] R. Khadra and N. Lamaddalena, "A simulation model to generate the demand hydrographs in large-scale irrigation systems," *Biosyst. Eng.*, vol. 93, no. 3, pp. 335–346, 2006, doi: 10.1016/j.biosystemseng.2005.12.006.

[22] J. Gallichand, "Simulation of irrigation requirements for major crops in south western Quebec," 1990.

[23] J. J. Bernhardt, L. Rolfes, P. Kreins, and M. Henseler, *Ermittlung des regionalen Bewässerungsbedarfs für die Landwirtschaft in Bayern. Thünen Report 96*, no. 96. 2022.

[24] C. J. Schwaller, B. Helmreich, H. Gerdes, and J. E. Drewes, "Abschlussbericht Projekt „Nutzwasser – Gewinnung und Einsatzmöglichkeiten am Beispiel der Schweinfurter Trockenplatte"," 2020.

[25] C. Schwaller, Y. Keller, B. Helmreich, and J. E. Drewes, "Estimating the agricultural irrigation demand for planning of non-potable water reuse projects," *Agric. Water Manag.*, vol. 244, no. September 2020, 2021, doi: 10.1016/j.agwat.2020.106529.

[26] N. Kendzia and B. Landesanstalt, "Bewässern nach Regeln - Wasserbedarf urbaner Grünflächen," 2020, [Online]. Available: file:///C:/Users/ga62joj/Downloads/bb.bef7-gr-nfl-chenurban-20200629.pdf.

[27] M. Müller, J. Zinkernagel, J. Kleber, E. Fricke, M. Beck, and M. Göttl, "Kulturartbezogene Kennzahlen - Fachliche Grundlagen zur Bewässerungs-App - Teil 1," pp. 1–16, 2020.

[28] R. G. Anderson and A. N. French, "FAO," *Agronomy*, vol. 9, no. 10, 2006, doi: 10.3390/agronomy9100614.

[29] Institut für Gemüsebau Geisenheim, "Geisenheimer Bewässerungssteuerung 2021 mit kc-Werten für Penman-Verdunstung," pp. 1–12, 2021.

[30] P. J. Zinkernagel, S. Weinheimer, and N. Mayer, "Wasserbedarf von Freilandgemüsekulturen," 2016, [Online]. Available: https://www.hortigate.de/Apps/WebObjects/Hortigate.woa/wo/LdP3VJi0qjKqRLpPBNsWeSzUTtzOyy4jBFbAKLc8CDb_MWCBObXOeXsJCu7mv-_Wp4Yz_5PEXItNT0eCeb7reQ.eyJpc3MiOiJUcmVhc3VyZUJvYXQiLCJzdWIiOiJIb3J0aWdhdGUiLCJpYXQiOjE3NDA1ODQxMDAsImp0aSI6InFVYVpneXhEZ3QwNng2eWE3a0.

[31] WHO, *Guidelines for drinking water quality*, vol. 21, no. 6. 2022.

[32] M. Nishiyama, S. Praise, K. Tsurumaki, H. Baba, H. Kanamori, and T. Watanabe, "Prevalence of antibiotic-resistant bacteria ESKAPE among healthy people estimated by monitoring of municipalwastewater," *Antibiotics*, vol. 10, no. 5, 2021, doi: 10.3390/antibiotics10050495.

[33] L. Stelmaszyk, C. Stange, M. Hügler, J. P. S. Sidhu, H. Horn, and A. Tiehm, "Quantification of β-lactamase producing bacteria in German surface waters with subsequent MALDI-TOF MS-based identification and β-lactamase activity assay," *Heliyon*, vol. 10, no. 5, p. e27384, 2024, doi: 10.1016/j.heliyon.2024.e27384.

[34] P. Y. Hong, N. Al-Jassim, M. I. Ansari, and R. I. Mackie, "Environmental and public health implications of water reuse: Antibiotics, antibiotic resistant bacteria, and antibiotic resistance genes," *Antibiotics*, vol.

2, no. 3, pp. 367–399, 2013, doi: 10.3390/antibiotics2030367.

[35] C. Stange, D. Yin, T. Xu, X. Guo, C. Schäfer, and A. Tiehm, "Distribution of clinically relevant antibiotic resistance genes in Lake Tai, China," *Sci. Total Environ.*, vol. 655, pp. 337–346, 2019, doi: 10.1016/j.scitotenv.2018.11.211.

[36] C. Stange, J. P. S. Sidhu, A. Tiehm, and S. Toze, "Antibiotic resistance and virulence genes in coliform water isolates," *Int. J. Hyg. Environ. Health*, vol. 219, no. 8, pp. 823–831, 2016, doi: 10.1016/j.ijheh.2016.07.015.

[37] C. Stange and A. Tiehm, "Occurrence of antibiotic resistance genes and microbial source tracking markers in the water of a karst spring in Germany," *Sci. Total Environ.*, vol. 742, p. 140529, 2020, doi: 10.1016/j.scitotenv.2020.140529.

[38] A. Urkiaga, L. de las Fuentes, B. Bis, E. Chiru, B. Balasz, and F. Hernández, "Development of analysis tools for social, economic and ecological effects of water reuse," *Desalination*, vol. 218, no. 1–3, pp. 81–91, 2008, doi: 10.1016/j.desal.2006.08.023.

[39] J. Regnery, A. D. Wing, J. Kautz, and J. E. Drewes, "Introducing sequential managed aquifer recharge technology (SMART) - From laboratory to full-scale application," *Chemosphere*, vol. 154, pp. 8–16, 2016, doi: 10.1016/j.chemosphere.2016.03.097.

[40] M. Takht Ravanchi, T. Kaghazchi, and A. Kargari, "Application of membrane separation processes in petrochemical industry: a review," *Desalination*, vol. 235, no. 1–3, pp. 199–244, 2009, doi: 10.1016/j.desal.2007.10.042.

[41] J. Yang, M. Monnot, L. Ercolei, and P. Moulin, "Membrane-based processes used in municipal wastewater treatment for water reuse: State-of-the-art and performance analysis," *Membranes (Basel).*, vol. 10, no. 6, pp. 1–56, 2020, doi: 10.3390/membranes10060131.

[42] K. Kümmerer, Di. D. DIonysiou, and D. Fatta-Kassinos, *Scope of the Book Advanced Treatment Technologies for Urban Wastewater Reuse*, vol. 45. 2016.

[43] D. Fatta-Kassinos, I. K. Kalavrouziotis, P. H. Koukoulakis, and M. I. Vasquez, "The risks associated with wastewater reuse and xenobiotics in the agroecological environment," *Sci. Total Environ.*, vol. 409, no. 19, pp. 3555–3563, 2011, doi: 10.1016/j.scitotenv.2010.03.036.

[44] Y. Lee *et al.*, "Prediction of micropollutant elimination during ozonation of municipal wastewater effluents: Use of kinetic and water specific information," *Environ. Sci. Technol.*, vol. 47, no. 11, pp. 5872–5881, 2013, doi: 10.1021/es400781r.

[45] R. S. Ramalho, *Introduction to Wastewater Treatment Processes*. 2013.

[46] WHO, "Safe use wastewater, excreta and greyewater. VOL1 policy and regulatory aspects," vol. I, p. 114, 2006.

[47] J. Ho *et al.*, "Assuring reclaimed water quality using a multi-barrier treatment train according to the new EU non-potable water reuse regulation," *Water Res.*, vol. 267, no. September, p. 122429, 2024, doi: 10.1016/j.watres.2024.122429.

[48] A. Hassen, M. Mahrouk, H. Ouzari, M. Cherif, A. Boudabous, and J. J. Damelincourt, "UV disinfection of treated wastewater in a large-scale pilot plant and inactivation of selected bacteria in a laboratory UV device," *Bioresour. Technol.*, vol. 74, no. 2, pp. 141–150, 2000, doi: 10.1016/S0960-8524(99)00179-0.

[49] C. C, V. D. A. B, Y. F, and F. C, "Pathogen and Particle Associations in Wastewater: Signi fi cance and Implications for Treatment and Disinfection Processes," *Adv. Appl. Microbiol.*, vol. 97, no. January, p. 63:118, 2020.

[50] M. Kamaraj, N. R. Srinivasan, G. Assefa, A. T. Adugna, and M. Kebede, "Facile development of sunlit ZnO nanoparticles-activated carbon hybrid from pernicious weed as an operative nano-adsorbent for

removal of methylene blue and chromium from aqueous solution: Extended application in tannery industrial wastewater," *Environ. Technol. Innov.*, vol. 17, 2020, doi: 10.1016/j.eti.2019.100540.

[51] Worch, *Adsorption Technology in Water Treatment*. 2014.

[52] V. Zhiteneva, G. Carvajal, O. Shehata, U. Hübner, and J. E. Drewes, "Quantitative microbial risk assessment of a non-membrane based indirect potable water reuse system using Bayesian networks," *Sci. Total Environ.*, vol. 780, 2021, doi: 10.1016/j.scitotenv.2021.146462.

[53] D. Gerrity *et al.*, "Development of surrogate correlation models to predict trace organic contaminant oxidation and microbial inactivation during ozonation," *Water Res.*, vol. 46, no. 19, pp. 6257–6272, 2012, doi: 10.1016/j.watres.2012.08.037.

[54] F. Lüddeke, S. Heß, C. Gallert, J. Winter, H. Güde, and H. Löffler, "Removal of total and antibiotic resistant bacteria in advanced wastewater treatment by ozonation in combination with different filtering techniques," *Water Res.*, vol. 69, pp. 243–251, 2015, doi: 10.1016/j.watres.2014.11.018.

[55] M. J. Reaume, R. Seth, K. N. McPhedran, E. F. da Silva, and L. A. Porter, "Effect of Media on Biofilter Performance Following Ozonation of Secondary Treated Municipal Wastewater Effluent: Sand vs. GAC," *Ozone Sci. Eng.*, vol. 37, no. 2, pp. 143–153, 2015, doi: 10.1080/01919512.2014.939741.

[56] D. Gerrity *et al.*, "Pilot-scale evaluation of ozone and biological activated carbon for trace organic contaminant mitigation and disinfection," *Water Res.*, vol. 45, no. 5, pp. 2155–2165, 2011, doi: 10.1016/j.watres.2010.12.031.

[57] M. Lanao, M. P. Ormad, C. Ibarz, N. Miguel, and J. L. Ovelleiro, "Bactericidal effectiveness of O3, O3/H 2O2 and O3/TiO2 on Clostridium perfringens," *Ozone Sci. Eng.*, vol. 30, no. 6, pp. 431–438, 2008, doi: 10.1080/01919510802488003.

[58] D. Sauter, C. Stange, V. Schumacher, A. Tiehm, R. Gnirss, and T. Wintgens, "Impact of ozonation and biological post-treatment of municipal wastewater on microbiological quality parameters," *Environ. Sci. Water Res. Technol.*, vol. 7, no. 9, pp. 1643–1656, 2021, doi: 10.1039/d1ew00312g.

[59] W. A. M. Hijnen, E. F. Beerendonk, and G. J. Medema, "Inactivation credit of UV radiation for viruses, bacteria and protozoan (oo)cysts in water: A review," *Water Res.*, vol. 40, no. 1, pp. 3–22, 2006, doi: 10.1016/j.watres.2005.10.030.

[60] A. V. Carabias *et al.*, "Fluence requirements in existing UV disinfection facilities to comply with EU validation performance targets for reclaimed water: a case study," *Water Sci. Technol.*, vol. 88, no. 4, pp. 1131–1141, 2023, doi: 10.2166/wst.2023.258.

[61] D. Im, N. Nakada, Y. Kato, M. Aoki, and H. Tanaka, "Pretreatment of ceramic membrane microfiltration in wastewater reuse: A comparison between ozonation and coagulation," *J. Environ. Manage.*, vol. 251, no. March, 2019, doi: 10.1016/j.jenvman.2019.109555.

[62] A. M. Elhadidy, S. Peldszus, and M. I. Van Dyke, "An evaluation of virus removal mechanisms by ultrafiltration membranes using MS2 and φx174 bacteriophage," *Sep. Purif. Technol.*, vol. 120, pp. 215–223, 2013, doi: 10.1016/j.seppur.2013.09.026.

[63] C. von Sonntag and U. von Gunten, *Chemistry of Ozone in Water and Wastewater Treatment*. 2012.

[64] J. C. J. van Esterik *et al.*, "Programming of metabolic effects in C57BL/6JxFVB mice by in utero and lactational exposure to perfluorooctanoic acid," *Arch. Toxicol.*, vol. 90, no. 3, pp. 701–715, 2016, doi: 10.1007/s00204-015-1488-7.

[65] G. Christensen and S. Yang, "Perfluorooctanoic acid (PFOA)," *Wisconsin Dep. Heal. Serv.*, pp. 355–358, 2019, doi: 10.1016/B0-12-369400-0/01059-0.

[66] G. Christensen and S. Yang, "Perfluorooctane Sulfonic Acid (PFOS)," *Wisconsin Dep. Heal. Serv.*, pp. 1–24, 2019, doi: 10.1002/9783527809080.cataz12593.

[67] M. Schriks, M. B. Heringa, M. M. E. van der Kooi, P. de Voogt, and A. P. van Wezel, "Toxicological relevance of emerging contaminants for drinking water quality," *Water Res.*, vol. 44, no. 2, pp. 461–476, 2009, doi: 10.1016/j.watres.2009.08.023.

[68] H. Hyung, S. Lee, J. Yoon, and C. H. Lee, "Effect of preozonation on flux and water quality in ozonation-ultrafiltration hybrid system for water treatment," *Ozone Sci. Eng.*, vol. 22, no. 6, pp. 637–652, 2000, doi: 10.1080/01919510009408804.

[69] E. R. V. Dickenson, J. E. Drewes, D. L. Sedlak, E. C. Wert, and S. A. Snyder, "Applying surrogates and indicators to assess removal efficiency of trace organic chemicals during chemical oxidation of wastewaters," *Environ. Sci. Technol.*, vol. 43, no. 16, pp. 6242–6247, 2009, doi: 10.1021/es803696y.

[70] Ç. Kalkan, K. Yapsakli, B. Mertoglu, D. Tufan, and A. Saatci, "Evaluation of Biological Activated Carbon (BAC) process in wastewater treatment secondary effluent for reclamation purposes," *Desalination*, vol. 265, no. 1–3, pp. 266–273, 2011, doi: 10.1016/j.desal.2010.07.060.

[71] H. H. Dieter *et al.*, "Ableitung von Geringfügigkeitsschwellenwerten für das Grundwasser -- Aktualisierte und überarbeitete Fassung," *Lawa*, p. 28, 2016, [Online]. Available: www.lawa.de.

[72] D. Li, A. Z. Gu, M. He, H. C. Shi, and W. Yang, "UV inactivation and resistance of rotavirus evaluated by integrated cell culture and real-time RT-PCR assay," *Water Res.*, vol. 43, no. 13, pp. 3261–3269, 2009, doi: 10.1016/j.watres.2009.03.044.

[73] M. J. Messner, P. Berger, and S. P. Nappier, "Fractional poisson - A simple dose-response model for human norovirus," *Risk Anal.*, vol. 34, no. 10, pp. 1820–1829, 2014, doi: 10.1111/risa.12207.

[74] P. Conservatism, . "T 2003 17," no. 5, pp. 17–21, 2003.

[75] R. L. Ward, D. I. Bernstein, E. C. Young, J. R. Sherwood, D. R. Knowlton, and G. M. Schiff, "Human rotavirus studies in volunteers: Determination of infectious dose and serological response to infection," *J. Infect. Dis.*, vol. 154, no. 5, pp. 871–880, 1986, doi: 10.1093/infdis/154.5.871.

[76] N. Rockey *et al.*, "UV Disinfection of Human Norovirus: Evaluating Infectivity Using a Genome-Wide PCR-Based Approach," *Environ. Sci. Technol.*, vol. 54, no. 5, pp. 2851–2858, 2020, doi: 10.1021/acs.est.9b05747.

[77] B. K. Mayer, H. Ryu, D. Gerrity, and M. Abbaszadegan, "Development and validation of an integrated cell culture-qRTPCR assay for simultaneous quantification of coxsackieviruses, echoviruses, and polioviruses in disinfection studies," *Water Sci. Technol.*, vol. 61, no. 2, pp. 375–387, 2010, doi: 10.2166/wst.2010.818.

[78] Australia Guidelines for Water Recycling: Managing Health and Environmental Risks (Phase 1) Natural Resource Management Ministerial Council;Environment Protection and Heritage Council ; Australian Health Ministers' ConferenceNRMMC-EPHC-AHMC, "Australia Guidelines for Water Recycling: Managing Health and Environmental Risks (Phase 1) Natural Resource Management Ministerial Council;Environment Protection and Heritage Council ; Australian Health Ministers' Conference," *Nat. Resour. Manag. Minist. Counc. Prot. Herit. Counc. ; Aust. Heal. Minist. Conf.*, p. 415, 2006, [Online]. Available: https://www.susana.org/_resources/documents/default/2-1533-waterrecyclingguidelines-02nov06.pdf.

[79] R. W. Herschy, "Water quality for drinking: WHO guidelines," *Encycl. Earth Sci. Ser.*, pp. 876–883, 2012, doi: 10.1007/978-1-4020-4410-6_184.

[80] U.S. EPA, "Draft Risk Evaluation for Tris (2-chloroethyl) Phosphate (TCEP) CASRN 115-96-8," no. December, 2023.

[81] T. Malchi, Y. Maor, G. Tadmor, M. Shenker, and B. Chefetz, "Irrigation of root vegetables with treated wastewater: Evaluating uptake of pharmaceuticals and the associated human health risks," *Environ. Sci. Technol.*, vol. 48, no. 16, pp. 9325–9333, 2014, doi: 10.1021/es5017894.

[82] E. M. Dettenmaier, W. J. Doucette, and B. Bugbee, “Chemical hydrophobicity and uptake by plant roots,” *Environ. Sci. Technol.*, vol. 43, no. 2, pp. 324–329, 2009, doi: 10.1021/es801751x.

[83] Q. Fu, T. Malchi, L. J. Carter, H. Li, J. Gan, and B. Chefetz, “Pharmaceutical an Personal Care Proucts: From Wastewater Treatment into Agro-Foo Systems,” *Environ. Sci. Technol.*, vol. 53, no. 24, pp. 14083–14090, 2019, doi: 10.1021/acs.est.9b06206.

[84] J. Filter *et al.*, “Varying attenuation of trace organic chemicals in natural treatment systems e A review of key influential factors,” *Chemosphere*, vol. 274, 2021, doi: 10.1016/j.chemosphere.2021.129774.

[85] S. Huntscha, T. B. Hofstetter, E. L. Schymanski, S. Spahr, and J. Hollender, “Biotransformation of benzotriazoles: Insights from transformation product identification and compound-specific isotope analysis,” *Environ. Sci. Technol.*, vol. 48, no. 8, pp. 4435–4443, 2014, doi: 10.1021/es405694z.

[86] A. Grossberger, Y. Hadar, T. Borch, and B. Chefetz, “Biodegradability of pharmaceutical compounds in agricultural soils irrigated with treated wastewater,” *Environ. Pollut.*, vol. 185, pp. 168–177, 2014, doi: 10.1016/j.envpol.2013.10.038.

[87] R. S. Prosser and P. K. Sibley, “Human health risk assessment of pharmaceuticals and personal care products in plant tissue due to biosolids and manure amendments, and wastewater irrigation,” *Environ. Int.*, vol. 75, pp. 223–233, 2015, doi: 10.1016/j.envint.2014.11.020.

[88] M. R. Farooq *et al.*, “Selenium loss during boiling processes and its bioaccessibility in different crops: Estimated daily intake,” *Food Chem.*, vol. 443, no. November 2023, p. 138607, 2024, doi: 10.1016/j.foodchem.2024.138607.

[89] S. Kim *et al.*, “PubChem 2023 update,” *Nucleic Acids Res.*, vol. 51, no. D1, pp. D1373–D1380, 2023, doi: 10.1093/nar/gkac956.

[90] M. Rubner-Institut, “N ationale V erzehrs S tudie II,” *Ergebnisbericht*, pp. 1–20, 2008.

[91] K. Zhang, Z. hua Zhang, H. Wang, X. mao Wang, X. hui Zhang, and Y. F. Xie, “Synergistic effects of combining ozonation, ceramic membrane filtration and biologically active carbon filtration for wastewater reclamation,” *J. Hazard. Mater.*, vol. 382, no. July 2019, p. 121091, 2020, doi: 10.1016/j.jhazmat.2019.121091.

[92] C. Liu, S. Caothien, J. Hayes, T. Caothuy, T. Otoyo, and T. Ogawa, “Membrane Chemical Cleaning : From Art to Science,” *Am. Water Work. Assoc.*, p. 25, 2001.

[93] C. Schwaller, G. Hoffmann, C. X. Hiller, B. Helmreich, and J. E. Drewes, “Inline dosing of powdered activated carbon and coagulant prior to ultrafiltration at pilot-scale – Effects on trace organic chemical removal and operational stability,” *Chem. Eng. J.*, vol. 414, no. November 2020, 2021, doi: 10.1016/j.cej.2021.128801.

[94] D. Abdessemed and G. Nezzal, “Treatment of primary effluent by coagulation-adsorption-ultrafiltration for reuse,” *Desalination*, vol. 152, no. 1–3, pp. 367–373, 2003, doi: 10.1016/S0011-9164(02)01085-8.

[95] P. Carstensen, *Investitionsrechnung kompakt*. 2008.

[96] DWA, “Leitlinien zur Durchführung Dynamischer Kostenvergleichsrechnungen (KVR-Leitlinien),” no. Juli 2012, p. 124, 2012.

[97] G. Anzaldua *et al.*, “Getting into the water with the Ecosystem Services Approach: The DESSIN ESS evaluation framework,” *Ecosyst. Serv.*, vol. 30, pp. 318–326, 2018, doi: 10.1016/j.ecoser.2017.12.004.

[98] Bayerisches Landesamt für Statistik, “Bayern in Zahlen,” no. 01, pp. 774–775, 2016, [Online]. Available: www.statistik.bayern.de/veroeffentlichungen.

[99] B. Ebert, J. Parniske, and E. Schramm, “Weitergehend aufbereitetes kommunales Abwasser als alternative Wasserressource im Hessischen Ried.”

[100] S. Marketing, H. Albach, and C. Weiser, *Die Zukunft des Electronic Business*. 2003.

[101] S. Schader, *Die Zukunft der Daseinsvorsorge: ™ffentliche Unternehmen im Wettbewerb*. 2001.

[102] M. Grambow, *Wassermanagement, Integriertes Wasser-Ressourcenmanagement von der Theorie zur Umsetzung*. 2008.

[103] LAWA, "Endbericht der LAWA-Ad hoc AG / KG Water Reuse an die," 2022.

[104] Bayerisches Staatsministerium der Justiz, "DER EINGETRAGENE VEREIN," 2022, [Online]. Available: https://www.justiz.bayern.de/media/pdf/broschueren/der_eingetragene_verein_stand_dezember_2022_barrierefreie_version.pdf.

[105] D. Absicht, "Bayerisches Gesetz zur Ausführung des Wasserverbandsgesetzes (BayAGWVG)," vol. 1994, no. August 1994, pp. 5–6, 2018.

[106] BayrischeStaatsregierung, "Gemeindeordnung für den Freistaat Bayern (Gemeindeordnung - GO) in der Fassung der Bekanntmachung vom 22. August 1998," *Bayer. Staatskanzlei*, vol. 1998, no. August 1998, p. 2024, 1998, [Online]. Available: http://www.gesetze-bayern.de/jportal/portal/page/bsbayprod.psml?showdoccase=1&doc.id=jlr-GemOBY1998pG26&doc.part=X&doc.origin=bs.

[107] W. Bad *et al.*, "Beitrags- und Gebührensatzung zur Wasserabgabesatzung des Zweckverbandes zur Wasserversorgung Bad Königshofen," 2023.

[108] Stadtentwässerung Schweinfurt. (30. August 2024). Eigenbetrieb Stadtentwässerung. Von https://www.schweinfurt.de/rathaus-politik/stadtentwaesserung/ueber-uns1/index.html

[109] Dautzenberg, D. N. (30. August 2024). Gabler Wirtschaftslexikon. Von https://wirtschaftslexikon.gabler.de/definition/hoheitsbetrieb-31965

[110] Trapp, J. H. (2016). netWORKS-Papers – Optionen für Unternehmensstrategien und Innovation, https://backend.repository.difu.de/server/api/core/bitstreams/d4330596-2f6b-400c-a208-56948575a730/content. Berlin

[111] Gemeindeordnung. (30. August 2024). Gesetze in Bayern. Von Gemeindeordnung für den Freistaat Bayern: https://www.gesetze-im-internet.de/kstg_1977/__4.html

[112] RWW. (30. August 2024). Wasserwerke Nord und Süd. Von https://www.rww.de/trinkwasser/wasseraufbereitung/wasserwerke abgerufen

[113] Enegelhard, D. J. (30. August 2024). Gabler Wirtschaftslexikon. Von https://wirtschaftslexikon.gabler.de/definition/betreibermodelle-31869

[114] STMUV. (30. August 2024). Forschungsprojekt in Schweinfurt gestartet und Förderbescheid übergeben. Von Bayerisches Staatsministerium für Umwelt und Verbraucherschutz: https://www.stmuv.bayern.de/aktuell/presse/pressemitteilung.htm?PMNr=82/24

[115] Osterwalder, A. (30. August 2024). Harvard Businss Review. Von A Better Way to Think About Your Business Model: https://hbr.org/2013/05/a-better-way-to-think-about-yo

[116] Umweltbundesamt. (2016). Rahmenbedingungen für die umweltgerechte Nutzung von behandeltem Abwasser zur landwirtschaftlichen Bewässerung, http://www.umweltbundesamt.de/publikationen/rahmenbedingungen-fuer-die-umweltgerech. Dessau-Roßlau.

[117] DIN. (1983). DIN 4046: 1983-09, Wasserversorgung; Begriffe; Technisches Regelwerk des DVGW. https://dx.doi.org/10.31030/1105380

[118] Haberkamp, J. (7 2021). Handlungsempfehlungen für die Wasserwiederverwendung Umsetzung von

Projekten zur Wiederverwendung von aufbereitetem Abwasser. Korrespondenz Abwasser, Abfall. DOI: 10.3242/kae2021.07.005

[119] Umsatzsteuergesetz (UStG) Anlage 2, h.-i.-i. (kein Datum). Umsatzsteuergesetz (UStG) Anlage 2, https://www.gesetze-im-internet.de/ustg_1980/anlage_2.html).

[120] Hiller, C.X. Hübner, U., Fajnorova, S., Schwartz, T., Drewes, J.E. (2019). Antibiotic Resistance in the Urban Water Cycle and its Removal by Select Treatment Processes: A Review. *Science of the Total Environment* **685**, 596-608.